

MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
ESCOLA DE ENGENHARIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA DE MINAS, METALURGICA
E DE MATERIAIS - PPGEM

UTILIZAÇÃO DA DRENAGEM ÁCIDA DE MINAS COMO REAGENTE PARA
TRATAMENTO DO LIXIVIADO DO ATERRO SANITÁRIO DE CAMPO BOM -RS:
ESTUDOS DE COAGULAÇÃO E REAÇÃO DE FENTON

ROSÂNGELA MARIA SCHUCH FAGUNDES

Dissertação para obtenção do título de Mestre em Engenharia

Porto Alegre, dezembro de 2009.

MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
ESCOLA DE ENGENHARIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA DE MINAS, METALURGICA
E DE MATERIAIS - PPGEM

UTILIZAÇÃO DA DRENAGEM ÁCIDA DE MINAS COMO REAGENTE PARA
TRATAMENTO DO LIXIVIADO DO ATERRO SANITÁRIO DE CAMPO BOM - RS:
ESTUDOS DE COAGULAÇÃO E REAÇÃO DE FENTON

Rosângela Maria Schuch Fagundes

Engenheira Industrial Química

Esta dissertação foi realizada no Centro de Tecnologia da Escola de Engenharia da UFRGS, dentro do Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Minas, Metalurgica e de Materiais – PPGEM, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Engenharia.

Área de Concentração: Tecnologia Mineral, Ambiental e Metalurgia Extrativa

Porto Alegre, dezembro de 2009.

Esta dissertação foi julgada adequada para obtenção do título de Mestre em Engenharia, área de concentração em Tecnologia Mineral, Ambiental e Metalurgia Extrativa, e foi aprovada, em sua forma final, pelo orientador e pela banca examinadora do Curso de Pós-Graduação.

Orientador: Prof. Dr IVO ANDRÉ HOMRICH SCHNEIDER

Banca Examinadora:

Prof. Dr. ROBERTO HARB NAIME – FEEVALE

Prof. Dr. MARCO ANTÔNIO RODRIGUES - FEEVALE

Dr. JEAN CARLO SALOMÉ DOS SANTOS DE MENEZES – PPGEM - UFRGS

Prof. Dr. CARLOS PÉREZ BERGMANN

Coordenador do PPGEM

*Este trabalho eu dedico aos meus pais,
Zuleika e Miguel (in memoriam),
ao meu esposo **Diogo** e ao meu filho **Bernardo**
por sempre terem estado ao meu lado e acreditado
em mim.*

AGRADECIMENTOS

A Deus, que meu deu o dom da vida, saúde, o dom do saber e uma ótima família, iluminou meus passos e tornou possível a realização desta sonhada conquista.

Aos meus amados pais Miguel (in memorian) e Zuleika, meus maiores incentivadores, que sempre estiveram ao meu lado, nos bons e maus momentos.

Ao meu marido Diogo, pelas conversas e conselhos, por saber compreender minhas limitações de tempo, superar a distância e acima de tudo a saudade. Agradeço por você ter acreditado em mim e tornado possível sem preconceitos, minha escolha profissional.

Ao meu filho Bernardo, mesmo tão pequeno, já entendia as minhas limitações e ausência em virtude da minha dedicação. Dedico esta conquista à você meu filho!

Agradeço a toda a equipe do LEAmet, especialmente os colegas Jean e Rodrigo pelas explicações, paciência e exemplo de profissionais que gentilmente me atenderam sempre quando necessário esclarecendo dúvidas, e na realização das minhas análises.

Em especial agradeço ao meu orientador Dr. Ivo André Schneider, peça fundamental para a realização da minha dissertação, pelo incentivo, paciência e dedicação.

Por fim, estendo meu agradecimento à instituição de ensino UFRGS por ter aberto as portas para a formação de novas pesquisas, as empresas Copelmi Mineração Ltda, Carbonífera Criciúma S.A (SC) pelas amostras de drenagem ácida de minas, a Prefeitura Municipal e a Central de Tratamentos de Resíduos Domésticos de Campo Bom pela contribuição com as amostras de chorume. Em especial ao CNPq pelo apoio financeiro a pesquisa.

Muito obrigada.

SUMÁRIO

Capítulo	Descrição	Página
	DEDICATÓRIA	IV
	AGRADECIMENTOS	V
	SUMÁRIO	VI
	LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS	VIII
	LISTA DE FIGURAS	X
	LISTA DE TABELAS	XI
	RESUMO	XII
	ABSTRACT	XIII
1	INTRODUÇÃO	14
2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	17
2.1	Aterros Sanitários, Chorume e Impacto no Meio Ambiente	17
2.1.1	Aterros de Resíduos Sólidos Urbanos	17
2.1.2	Gênese do chorume	19
2.1.3	Impactos do chorume no meio ambiente.....	20
2.1.4	Tratamento do chorume	22
2.1.5	Tratamento do chorume da região metropolitana de Porto Alegre	25
2.2	Drenagem Ácida de Minas	28
2.2.1	Gênese da drenagem ácida de minas	29
2.2.2	Impacto ambiental gerado pela drenagem ácida de minas	30
2.2.3	Controle Ambiental da DAM.....	31
2.2.4	Coagulante produzido a base de rejeito de carvão.....	33
2.3	Coagulação e Floculação	35
2.4	Reação de Fenton	40
3	MATERIAIS E MÉTODOS	43
3.1	Materiais	43
3.1.1	Local de origem do chorume.....	43

3.1.2	Coleta do chorume	45
3.1.3	Coagulantes.....	45
3.1.4	Outros Reagentes	47
3.1.5	Equipamentos.....	47
3.2	Métodos	48
3.2.1	Caracterização do efluente bruto e tratado do aterro sanitário de Campo Bom	49
3.2.2	Tratamento do chorume com o SF – Pirita e SF – Sucata	49
3.2.3	Tratamento do chorume pela Reação de Fenton.....	51
3.2.4	Análises químicas do efluente bruto e tratado	51
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO	53
4.1	Caracterização do chorume e possibilidades do tratamento	53
4.2	Tratamento do chorume por coagulação com SF – Pirita	56
4.3	Tratamento do chorume pela Reação de Fenton	64
5	CONCLUSÕES	67
6	SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS	68
7	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	69

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

Sigla/Abrev.	Descrição
ABNT	Associação Brasileira de normas técnicas
CONAMA	Conselho nacional do meio ambiente
CONSEMA	Conselho Estadual do Meio Ambiente
CRR	Central Resíduos Recreio
CT	Centro de Tecnologia
DAM	Drenagem ácida de mineração
DBO ₅	Demanda bioquímica de oxigênio em cinco dias
DQO	Demanda química de oxigênio
IBGE	Instituto Brasileiro Geografia Estatística
LD	Limite de detecção
LEAmet	Laboratório de Estudos Ambientais para Metalurgia
LOQ	Limite de quantificação
NBR	Norma Brasileira Registrada
NTU	Nephelometric turbidity unit
POA	Processo Oxidativo Avançado
OD	Oxigênio dissolvido
rpm	Rotação por minuto
SF	Sulfato Férrico
SIL	Sil Soluções Ambientais Ltda
SST	Sólidos suspensos totais
ST	Sólidos totais
°C	Graus Celsius

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Aterro de resíduos sólidos urbano do Município de Campo Bom, RS.....	19
Figura 2. Rio dos Sinos em 2006 foi alvo dos lixiviados (chorume)	21
Figura 3. Lançamento do chorume no meio ambiente.....	21
Figura 4. Geração de DAM a céu aberto na Mina do Recreio.....	29
Figura 5. Reator de recirculação da DAM para obtenção do coagulante.....	34
Figura 6. Hidrólise do alumínio em função do pH.....	38
Figura 7. Vista aérea do Aterro Sanitário de Campo Bom.....	44
Figura 8. Triagem dos resíduos que podem ser reciclados.....	44
Figura 9. Material separado pronto para ser reciclado.....	45
Figura 10. Amostra sendo tratada no processo físico-químico.....	49
Figura 11. Primeira lagoa anaeróbia no aterro Sanitário de Campo Bom –RS	53
Figura 12. Segunda lagoa aeróbia ou facultativa no aterro sanitário de Campo Bom – RS .	53
Figura 13. Fotografia do chorume bruto do aterro sanitário de Campo Bom – RS	54
Figura 14. Efeito da concentração do coagulante SF – Pirita na remoção de cor do chorume em pH 7,0 +/- 0,1	57
Figura 15. Efeito da concentração do coagulante SF – Pirita na remoção de turbidez do chorume em pH 7,0 +/- 0,1.....	57
Figura 16. Efeito do pH do meio na coagulação com SF – Pirita na remoção de cor do chorume na dosagem de 1000 mg/L	58
Figura 17. Efeito do pH do meio na coagulação com SF – Pirita na remoção de turbidez	

do chorume na dosagem de 1000 mg/L	58
Figura 18. Fotografia do chorume bruto (direita) e após o tratamento com o SF – Pirita (esquerda)	60
Figura 19. Efeito da coagulação do polímero aniônico C-100 na agregação dos coágulos ..	61
Figura 20. Efeito da coagulação do polímero aniônico C-492 na agregação dos coágulos ..	62
Figura 21. Determinação dos sólidos sedimentáveis no Cone de Imhoff do efluente tratado por coagulação com 1000 mg/L de SF – Pirita (esquerda) e com 1000 mg/L de SF - Pirita e 5 mg/L de Polímero Floculante (direita).....	63
Figura 22. Resultado do tratamento utilizando coagulação simples e a Reação de Fenton. Condições dos ensaios: Fenton – 1000 mg/L Fe total, 663 mg/L Fe ⁺² , 7,63 ml/L H ₂ O ₂ , ajuste final do pH 7,0; coagulação/precipitação – 1000 mg/L de Fe total, 663 mg/L Fe ⁺² , ajuste final pH para 8,3.....	65

LISTA DE TABELAS

Tabela 1.	Chorume: principais íons e origem.....	20
Tabela 2.	Relação dos principais municípios, sua geração de resíduos urbanos e a geração de chorume dos aterros sanitários	27
Tabela 3	Métodos de controle da drenagem ácida de minas.....	32
Tabela 4.	Sistemas típicos de processos oxidativos avançados.....	41
Tabela 5.	Composição química do sulfato férrico produzido a partir da pirita (SF – Pirita) do sulfato férrico produzido a partir da sucata (SF – Sucata) e da amostra de drenagem (SFF- DAM)	46
Tabela 6.	Equipamentos utilizados na execução das análises.....	48
Tabela 7.	Análises químicas realizadas para caracterização da amostra tratada após o tratamento de coagulação e Reação de Fenton.....	52
Tabela 8.	Características de duas amostras de chorume bruto do município de Campo Bom –RS	55
Tabela 9.	Efeito da concentração do coagulante SF – Pirita na remoção de cor e turbidez do chorume em pH 7,0 +/- 0,1	56
Tabela 10.	Efeito do pH na coagulação com o SF – Pirita na remoção de cor e turbidez na dosagem de 1000 mg/L de Fe ⁺³	57
Tabela 11.	Características do chorume bruto, tratado com 1000mg/L de SF – Pirita e tratado com 1000 mg/L de SF – Sucata, ambos em pH 7,0.....	59
Tabela 12.	Dosagem ótima do floculante e o efeito de coagulação	61
Tabela 13.	Características do chorume por coagulação/ precipitação e pela Reação de Fenton. Condições dos ensaios: Fenton 1000 mg/L Fe total, 663 mg/L Fe ⁺³ , 7,63 ml/L H ₂ O ₂ ; Coagulação/precipitação – 1000 mg/L Fe total, 663 mg/L Fe ⁺²	64

RESUMO

Na região sul do Brasil, muitos aterros sanitários encontram-se próximos a áreas de mineração de carvão, cujos rejeitos são ricos no mineral pirita (FeS_2). Este trabalho teve como objetivo estudar o tratamento de lixiviado de aterro sanitário com coagulantes férricos e ferrosos produzidos a partir da oxidação da pirita em meio aquoso. O lixiviado de aterro sanitário foi coletado no Aterro do Município de Campo Bom no Vale do Rio dos Sinos – RS. Pesquisou-se o efeito da dosagem do coagulante e avaliou-se comparativamente o desempenho com coagulantes comerciais produzidos a partir da dissolução de sucata ferrosa em ácido sulfúrico. Os resultados obtidos demonstraram que os coagulantes férricos são eficientes no tratamento por coagulação dos lixiviados em dosagens superiores a 1 g/L. Verificou-se também que os coagulantes ferrosos podem ser aplicados no tratamento do chorume pelo processo Fenton ($\text{H}_2\text{O}_2/\text{Fe}$). Foram realizados ensaios considerando diferentes misturas de chorume e DAM, com e sem a adição de H_2O_2 . O efeito de coagulação, em ambos os casos, melhorou as características do efluente em termos de carga orgânica, metais pesados e nutrientes. Porém, quando foi adicionado o H_2O_2 (Reação de Fenton), o efluente final apresentou melhores resultados em relação a cor, COT (Carbono Orgânico Total), nutrientes e, principalmente, em termos de bactérias do grupo coliforme. Os resultados demonstraram que a drenagem ácida de minas, especialmente as mais concentradas e ricas em Fe^{+2} , podem ser empregadas a baixo custo como fonte de ferro para a Reação de Fenton. Desta maneira, surgem novas tecnologias para o tratamento primário de chorume com o uso de coagulante férricos e ferrosos produzidos a partir da oxidação da pirita presente em rejeitos de carvão.

Palavras-chave: Chorume, Drenagem ácida de minas, Reação de Fenton, coagulação.

ABSTRACT

In southern Brazil, most landfills are close to coal mining areas, whose tailings are rich in the mineral pyrite (FeS_2). This work aimed at studying the treatment of landfill leachate with ferrous and ferric coagulants produced from the oxidation of pyrite in aqueous media. The landfill leachate was collected in the landfill of the city of Campo Bom in the region of Vale do Rio dos Sinos – RS, Brazil. The effect of the dosage of coagulant was evaluated and compared performance with commercial coagulants produced from the dissolution of ferrous scrap in sulfuric acid was researched for this paper. The results showed that ferric coagulants are effective in the treatment of leachate by coagulation at dosages greater than 1g / L. It was also found that the ferrous coagulants can be applied in the treatment of leachate by Fenton process ($\text{H}_2\text{O}_2/\text{Fe}$). Researches have been performed considering different mixtures of manure and AMD (Acid Mine Drainages), with and without the addition of H_2O_2 . The coagulation effect in both cases, improved the characteristics of the effluent in terms of organic load, heavy metals and nutrients. However, when H_2O_2 (Fenton reaction) was added, the wastewater showed better results for color, TOC (Total Organic Carbon), nutrients, and especially in terms of coliform bacteria. The results showed that acid mine drainage, especially the most concentrated and rich in Fe^{+2} , can be employed at low cost as a source of iron for the Fenton reaction. Thus, there are new technologies for the primary treatment of manure with the use of ferrous and ferric coagulant produced from the oxidation of pyrite present in coal tailings.

Keywords: leachate, acid mine drainage, Fenton reaction, coagulation.

1 INTRODUÇÃO

O crescimento demasiado das sociedades de consumo, opostas ao desenvolvimento sustentável, tem contribuído de modo significativo para o aumento da produção de resíduos. Quando se trata de resíduos, o objetivo maior é a minimização destes, o que inclui sua eliminação ou redução ainda na fonte ou, caso sua geração não possa ser evitada, sua reciclagem, reutilização ou recuperação. Entretanto, nem todos os materiais são passíveis de reciclagem, necessitando de uma destinação final (STRAUSS e MENEZES, 1994; RHYNER et al.,1995).

No Brasil, os aterros ainda são os destinos mais comuns para os resíduos sólidos urbanos, devido ao baixo custo. Os aterros podem ser classificados em “lixões”, aterros controlados e aterros sanitários. Os aterros sanitários, que são empreendimentos construídos e gerenciados conforme normas de engenharia, podem ser considerados como uma solução adequada para os resíduos domésticos (TENÓRIO e ESPINOSA, 2004).

Mesmo quando bem gerenciados, os aterros produzem o “chorume”, um líquido escuro e turvo, de odor desagradável, resultante da percolação de água pelo aterro. A descarga deste lixiviado no corpo receptor provoca sérios danos ambientais. Assim, faz-se necessário o tratamento, que envolvem operações físico-químicas e/ou biológicas para a redução de carga orgânica, nutrientes (nitrogênio e fósforo), metais e agentes microbiológicos (BIDONE e POVINELLI, 1999).

O tratamento do chorume não é uma operação simples, uma vez que apresenta uma carga orgânica elevada, baixa biodegradabilidade, metais tóxicos e agentes patogênicos (TIZAOUÏ et al., 2007). Os tratamentos empregados hoje utilizam operações ou combinações das seguintes operações: coagulação/floculação, processos biológicos (anaeróbicos e/ou aeróbicos, oxidação, oxidação avançada, membranas, banhados construídos, entre outros. A escolha de um fluxograma

de tratamento depende do tamanho do empreendimento, características do lixiviado, investimento disponível, e eficiência desejada.

O tratamento de chorume geralmente é realizado por processos exclusivamente biológicos. Entretanto, recentemente, tem se procurado integrar processos físico-químicos com os biológico para proporcionar uma maior eficiência. Entre os processos físico-químicos, está a coagulação, capaz de remover a carga poluente suspensa em um efluente. Os principais agentes coagulantes empregados comercialmente são o sulfato de alumínio, sulfato férrico, cloreto de alumínio e o cloreto férrico (MECALF e EDDY, 2006).

Uma outra linha de tratamento físico-químico são os processos oxidativos avançados, baseados na geração o radical hidroxila ($\cdot\text{OH}$). Os processos oxidativos avançados são atrativos para o tratamento de chorume devido ao potencial de oxidação da matéria orgânica e de diminuição da presença de patogênicos. Esses processos podem ser empregados em conjunto com outros processos em etapas anteriores ou posteriores de tratamento (ZHANG et al., 2006). Entre os processos oxidativos avançados está a Reação de Fenton, que se destaca pela facilidade operacional e ação a combinada dos efeitos de coagulação e oxidação (Lee e Shoda, 2007). Durante a reação Fenton, peróxido de hidrogênio é catalisado em meio ácido (pH 3-5) por íon ferroso para produzir radical hidroxila, que apresenta elevado potencial de oxidação – 2,8 V. A fonte geralmente empregada de Fe^{2+} é o sulfato ferroso (FeSO_4), que contribui significativamente nos custos do processo (METCALF e EDDY, 2006).

Neste contexto, deve-se enfatizar a situação em particular do Rio Grande do Sul, onde o maior aterro sanitário foi construído junto a uma mina a céu-aberto de carvão. Ainda, toda a região metropolitana encontra-se próxima a região carbonífera do Baixo Jacuí. Na mineração de carvão, ocorre a produção de rejeitos de carvão ricos em pirita (FeS_2). A pirita, quando exposta ao oxigênio atmosférico e água, se oxida gerando a drenagem ácida de mina (DAM). A DAM é rica em íons H^+ , Fe^{+2} , Fe^{3+} e SO_4^{2-} , ou seja, sulfato férrico e sulfato ferroso dissolvidos em meio aquoso (KONTOPOULOS, 1998).

Estudos realizados por Konarzewski (2009) demonstraram que o potencial poluidor do chorume pode ser minimizado pelo tratamento combinado com a drenagem ácida de minas. A drenagem ácida age como agente coagulante removendo os sólidos suspensos presentes no

chorume. Porém, como a concentração de ferro na drenagem ácida de minas é baixa, a proporção de DAM:chorume necessária para o processo é elevada (de até 6:1), aumentando muito a carga hidráulica na operação de tratamento.

Para minimizar este efeito, Menezes (2009) desenvolveu um processo de produção de um coagulante férrico a partir da pirita presente em rejeitos e carvão por técnicas hidrometalúrgicas. O coagulante apresenta uma concentração de ferro de no mínimo 12% de Fe^{+3} , atendendo as exigências do mercado. A vantagem deste reagente é que foi produzido a partir de um resíduo da mineração de carvão, a baixo custo, sem insumos químicos; diferenciando-se do sulfato férrico comercial, que geralmente é produzido a partir da dissolução de sucata metálica com ácido sulfúrico.

Assim, o objetivo geral do presente trabalho foi avaliar o tratamento físico-químico de um lixiviado de resíduos sólidos urbanos a partir de reagentes produzidos pela mineração de carvão. Os reagentes foram aplicados ao chorume gerado no Município de Campo Bom, RS, situado na região metropolitana de Porto Alegre.

Os objetivos específicos foram:

- caracterizar o aterro o Aterro Sanitário de Campo Bom, RS e sua metodologia de tratamento do lixiviado;
- estudar o tratamento do chorume por coagulação empregando um coagulante a base de sulfato férrico produzido a partir da pirita presente em rejeitos de carvão (SF-pirita) de forma comparativa com um coagulante comercial produzido a partir de sucata (SF-sucata), bem como avaliar a floculação com polímeros floculantes.
- estudar o tratamento do mesmo chorume via Reação de Fenton, utilizando uma DAM como fonte de Fe^{2+} , de forma comparativa com o processo de coagulação tradicional.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1. Aterros Sanitários, Chorume e Impactos no Meio Ambiente

Nos últimos anos, com o crescimento da população mundial e aumento do consumo, o volume de resíduos sólidos domiciliares aumentou substancialmente, necessitando de técnicas avançadas que visem minimizar o impacto ambiental de sua geração. A redução na fonte, reutilização, reciclagem, compostagem, incineração e a destinação em aterros sanitários são algumas das práticas encontradas para gerenciar este resíduo.

No Estado do Rio Grande do Sul, como no restante do Brasil, a disposição dos resíduos sólidos urbanos em aterros sanitários é a principal alternativa encontrada pelos municípios, seja devido aos custos mais reduzidos como na prática de seu manejo. Entretanto, os aterros sanitários requerem projeto e uma operação minuciosa para evitar danos ao meio ambiente. Aterros de resíduos sólidos urbanos, geram um lixiviado também conhecido como “chorume”, que, quando não tratado de maneira adequada, pode infiltrar nos lençóis freáticos ou mananciais, trazendo riscos para o meio ambiente e à saúde humana.

2.1.1 Aterros de Resíduos Sólidos Urbanos

O constante crescimento da população urbana mundial vem acelerando a geração de grandes volumes de resíduos sólidos, principalmente em grandes cidades. Os resíduos sólidos considerados não-reutilizáveis eram chamados até passado recente de Lixo, proveniente do latim *lix*, que significa cinzas ou lixívia. No Brasil, atribui-se ao lixo, a denominação de resíduo sólido, *residuu* do latim, que significa o que sobra de determinadas substâncias e o termo *sólido* é incorporado para diferenciá-los de líquidos e gases (BIDONE,1999).

De acordo com a NBR 10.004 (ABNT, 2004), resíduos sólidos são todos aqueles resíduos nos estados sólido e semi-sólido que resultam da atividade da comunidade de origem: industrial, doméstica, hospitalar, comercial, de serviços de varrição ou agrícola.

O aterro sanitário é uma forma de disposição final de resíduos sólidos urbanos no solo, dentro de critérios de engenharia e normas operacionais específicas, proporcionando o confinamento seguro dos resíduos e evitando danos ou riscos à saúde pública e minimizando os impactos ambientais. Os critérios de engenharia mencionados materializam-se no projeto de sistemas de drenagem periférica e superficial para afastamento das águas das chuvas, de drenagem de fundo para a coleta do lixiviado, do sistema de tratamento para lixiviado drenado, de drenagem e queima dos gases durante o processo de bioestabilização da matéria orgânica.

Os resíduos sólidos urbanos são compostos por 40% a 60% de matéria orgânica, que podem ser aproveitados após uma operação de compostagem. Uma outra parcela é de resíduos não-biodegradáveis e não contaminados, que potencialmente podem ser separados em usinas de triagem e reciclagem. A fração remanescente deve ser descartada em aterros. Porém, como muitos municípios não possuem usinas de triagem e processos de compostagem, toda a massa de resíduos coletada é descartada em aterros.

A disposição inadequada destes resíduos pode resultar em problemas ambientais relevantes, como a produção de lixiviados/percolados potencialmente tóxicos pelas altas concentrações de carga orgânica e nitrogênio amoniacal. A fim de evitar problemas ambientais, como o vazamento do chorume no lençol freático ou nos corpos hídricos superficiais, alguns cuidados especiais devem ser levados em consideração durante a execução dos aterros sanitários. Entre eles, destacam-se o tratamento dos lixiviados, afastamento desse efluente o máximo possível de águas pluviais, a canalização de córregos e nascentes existentes no local, o recobrimento diário e sistemático com argila dos resíduos após sua compactação, o selamento e impermeabilização mínima das células de aterro (BIDONE, 1999).

Segundo a mais recente Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (IBGE, 2000), o Brasil produz diariamente cerca de 230 mil toneladas de resíduos sólidos. Quase a totalidade desses resíduos é disposta no solo, seja em forma de aterros sanitários, aterros controlados ou vazadouros a céu aberto. A seguir uma fotografia do aterro sanitário de Campo Bom (Figura 1).



Figura 1. Aterro de resíduos sólidos urbano do Município de Campo Bom, RS.

2.1.2. Gênese do Chorume

O “chorume” é um líquido escuro e turvo, de odor desagradável, gerado durante a decomposição anaeróbia do lixo e apresentam em sua composição altos teores de compostos orgânicos nas suas formas dissolvidas e coloidal. A formação do chorume está condicionada a fatores que resultam em uma composição química variável dependendo, principalmente, do tipo de resíduo aterrado, do grau de decomposição, do clima, da estação do ano, da idade do aterro, da profundidade do resíduo aterrado, do tipo de operação do aterro, entre outros fatores. A dimensão do problema se agrava quando os resíduos estão expostos as águas pluviais. Essas águas infiltram-se no aterro e escorrem arrastando o chorume (REINHART,1998).

A composição físico-química do chorume é extremamente variável dependendo de vários fatores, que vão desde as condições ambientais locais, tempo de disposição, forma de operação do aterro, e até características do próprio despejo. Assim, pode conter altas concentrações de sólidos suspensos, metais pesados e compostos orgânicos originados da degradação de substâncias que facilmente são metabolizadas como carboidratos, proteínas e gorduras (SERAFIM *et al*, 2003). A Tabela 1 mostra as características do chorume, os principais íons e a origem da poluição.

Tabela 1. Chorume: principais íons e origem.

Íons	Fontes
Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+}	Material orgânico, entulhos de construção
PO_4^{3-} , NO_3^- , CO_3^{2-}	Material orgânico
Cu^{2+} , Fe^{2+} , Sn^{2+}	Material eletrônico, latas
Hg^{2+} , Mn^{2+}	Pilhas comuns a alcalinas, lâmpadas fluorescentes
Ni^{2+} , Cd^{2+} , Pb^{2+}	Baterias recarregáveis (celular, telefone sem fio, automóveis)
Al^{3+}	Latas, utensílios domésticos, cosméticos, embalagens, laminadas em geral
Cl^- , Br^- , Ag^+	Tubos de PVC, negativos de filmes de raios -X
Sb^{3+} , Cr^{3+} , Cr^{6+} , Pb^{2+}	Embalagens de tintas, vernizes, solventes orgânicos

Fonte: CHRISTENSEN et al., 2001.

A diversidade e quantidade de poluentes existentes nos lixiviados causam grande impacto ambiental, assunto que será a seguir abordado.

2.1.3. Impactos do chorume no meio ambiente

O lixiviado é a principal fonte poluidora para águas subterrâneas e superficiais na proximidade de locais de disposição de lixo (SISINNO, 2002). Os problemas associados a ele foram primeiramente identificados na década de 50. O “líquido negro” que escorria dos aterros, além de provocar mau cheiro, contaminava os rios próximos, matando peixes e outros animais que se serviam das águas poluídas (LIMA, 1988).

O impacto produzido pelo lixiviado sobre o meio ambiente está diretamente relacionado a sua fase de decomposição. Os principais efeitos potenciais de lançamento do lixiviado em corpos hídricos estão associados as concentrações de oxigênio dissolvido, a toxicidade causada pela amônia (KJELDSEN et al., 2002) e a eutrofização, devido as elevadas concentrações de nitrogênio (FLECK, 2003).

Um exemplo marcante no Vale do Rio dos Sinos ocorreu em outubro de 2006. O Rio dos Sinos amanheceu com mais de 90 toneladas de peixes mortos no trecho entre Portão e Sapucaia do Sul. Produtos e substâncias químicas teriam sido lançadas no arroio Portão chegando ao Rio dos Sinos. O pouco oxigênio dissolvido, somado à carga tóxica despejada no período de piracema, causou a morte de milhares de peixes no local (BARBIERI, 2009). O lançamento de efluente industrial sem tratamento a céu aberto no corpo receptor que causou o maior impacto ambiental na história no Vale do Sinos, conforme mostra a Figura 2.



Figura 2. Rio dos Sinos em 2006 foi alvo dos lixiviados (chorume).

Fonte: Zero Hora

A Figura 3 apresenta uma fotografia de um lançamento de chorume, também na região Metropolitana, sem tratamento a céu aberto no corpo receptor cujos impactos ambientais podem ser catastróficos.



Figura 3. Lançamento do chorume no meio ambiente.

Paralelamente ao meio ambiente, há a preocupação com os possíveis efeitos sobre a saúde humana da poluição causada pelo lixiviado. Produtos tóxicos e resíduos de serviço de saúde poderiam contaminar o lixiviado com substâncias cancerígenas e microrganismos patogênicos (MACHADO, 2004).

Sisinno (2002) argumenta que se o lixiviado atingir corpos d'água superficiais ou subterrâneos, o uso dessas fontes poderá ficar comprometido com risco de intoxicação de um grande número de pessoas. Os danos a saúde também poderiam ocorrer de forma indireta, pelo consumo de vegetais irrigados com água contaminada. No caso particular da contaminação de aquíferos, além do risco de que a poluição atinja as populações residentes longe das áreas de disposição, há o problema do longo tempo e dos elevados custos para a descontaminação.

Os riscos são agravados porque as populações afetadas normalmente são carentes de saneamento básico, moram em habitações precárias, não dispõem de atendimento médico adequado, possuem baixo nível cultural e educacional, o que contribui para que medidas de proteção e higiene não sejam adotadas e têm a sua saúde debilitada por carências nutricionais.

Assim, é necessário o tratamento desses líquidos percolados. O tratamento deve possibilitar uma redução da concentração dos principais compostos orgânicos, metais tóxicos e amônia que possam a vir comprometer a qualidade dos recursos hídricos a jusante.

2.1.4. Tratamento de Chorume

Os estudos sobre a composição do lixiviado iniciaram no princípio da década de 1970 (FLECK, 2003) e os primeiros estudos sobre seu tratamento datam da segunda metade da mesma década. Lima (1988) destaca que o início da participação brasileira no estudo do lixiviado se deu com o trabalho de Oliveira (1971), que descreveu os mecanismos básicos através dos quais um aterro sanitário construído e operado inadequadamente pode poluir as águas subterrâneas e superficiais.

Em comparação ao tratamento de água e de esgoto, problemas com os quais a humanidade se defronta desde tempos imemoriais e cientificamente estudados desde o século 19, percebe-se que

se trata, de fato, de uma novidade. Talvez devido a essa tradição de décadas no tratamento de esgoto, aliada a sua aparente semelhança com o lixiviado, os engenheiros sanitaristas, não só no Brasil, mas no mundo inteiro, optaram pelo uso das mesmas técnicas e parâmetros de projeto para tratar um e outro.

O tratamento do chorume pode ser feito por qualquer processo de tratamento que possibilite a remoção de frações dissolvidas de matéria orgânica e nitrogênio amoniacal, o que pode incluir processos físico-químicos ou biológicos (METCALF e EDDY, 2003). Entretanto, um alto nível de eficiência só pode ser alcançado em sistemas que incluam processos secundários de tratamento biológico, como é o caso das lagoas de estabilização, filtros biológicos, lodos ativados, entre outros.

Os métodos físico-químicos incluem a oxidação para decompor a matéria orgânica e a coagulação, cujo principal objetivo é a remoção dos sólidos suspensos. O processo exige o uso de agentes químicos (coagulantes), que são geralmente sais de ferro ou alumínio, e ajuste do pH. A precipitação dos coágulos gera um lodo que necessita de uma destinação adequada. Por removerem somente os sólidos suspensos, o processo de coagulação deve ser integrado com processos biológicos, para a remoção dos componentes solúveis.

Vários métodos de tratamento biológico já foram empregados para o tratamento do lixiviado em aterros sanitários nos municípios, cujos sistemas basicamente combinam grupos seqüenciais de reatores biológicos e lagoas aeradas. No entanto, estes sistemas de tratamento podem ser ineficientes para o tratamento de lixiviado que contêm altas concentrações de substâncias não biodegradáveis e amônia. Além disso, a concentração de matéria orgânica e o pH são significativos e, influência o crescimento de bactérias no processo de nitrificação (ABERLING *et al*, 1992; BAE *et al*, 1997; KABDASLI, *et al*, 2000 *apud* WICHITSATHIAN, 2004). Adicionalmente, a alta concentração da amônia com aproximadamente 1.000 mg/L no lixiviado podem influenciar diretamente a toxicidade nos efluentes.

As lagoas de estabilização são sistemas de tratamento biológico em que a estabilização da matéria orgânica é realizada pelos microrganismos (bactérias, protozoários, vírus) auxiliados pelas algas. As lagoas costumam se classificar em (VON SPERLING, 1996):

- a) **Anaeróbias:** nas quais predominam processos de fermentação anaeróbia abaixo da superfície, onde não existe oxigênio dissolvido - eficiência de DBO₅ entre 50 – 80%.
- b) **Facultativas:** nas quais ocorrem, simultaneamente, processos de fermentação anaeróbia, oxidação aeróbia e redução fotossintética – eficiência de DBO₅ entre 72 - 96%.
- c) **Estritamente aeróbias:** nas quais se chega a um equilíbrio da oxidação e da fotossíntese para garantir condições aeróbias em todo o meio;
- d) **De maturação:** usadas como refino do tratamento prévio por lagoas, ou por outro processo biológico, reduz bactérias, sólidos em suspensão, nutrientes e uma parcela de DBO₅ que ainda esteja faltando para que este efluente possa ser lançado;
- e) **Aeradas:** nas quais se introduz oxigênio no meio líquido através de um sistema mecanizado de aeração – Eficiência de DBO₅ em 95%.

Alguns estudos recentes e inovadores em relação aos lixívidos de resíduos sólidos urbanos têm sido descritos. PACHECO e PERALTA-ZAMORA (2004), TAUCHERT e PERALTA ZAMORA (2004) e MORAES e BERTAZZOLI (2005) estudaram a integração de processos físico-químicos, eletroquímicos e oxidativos avançados no tratamento de chorume. Ainda MORAIS e PERALTA-ZAMORA (2006) investigaram a integração de processos oxidativos avançados (fotocatálise heterogênea) com processos biológicos. Concluíram que aplicação de processos físico-químicos de coagulação é uma importante etapa preliminar para a remoção de cor e carga orgânica.

O tratamento dado ao chorume é para que, uma vez tratado, o efluente líquido esteja dentro dos limites impostos pela legislação em vigor (Resolução CONSEMA n°128/2006 e Resolução CONAMA n°357/2005), no que se refere aos parâmetros de descarte.

Assim, a impermeabilização da base dos aterros conseguiu praticamente eliminar o principal risco ambiental, que seria a contaminação dos aquíferos pela infiltração do lixiviado. Entretanto, agora recolhido pelo sistema de drenagem, o lixiviado não pode ser lançado diretamente num corpo receptor. Suas características físico-químicas lhe conferem um elevado potencial poluidor, o que requer tratamento. Esse tratamento tem sido um desafio aos profissionais da área, e as diversas alternativas propostas ao longo dos anos, no Brasil e no exterior, não têm sido satisfatórias. Assim, como dito por Jardim (2006), o tratamento do lixiviado é hoje apontado pela grande maioria dos técnicos da área como o principal problema associado aos aterros sanitários.

2.1.5 Tratamento de Chorume da Região Metropolitana de Porto Alegre

A Tabela 2 mostra a situação dos principais aterros sanitários do Vale do Sinos e Grand Porto Alegre, explicitando a atual situação dos municípios e a geração de chorume. A maioria do aterros está com a sua antiga área, também chamada de “lixão”, desativado. Devido a isso, a prefeituras estão enviando os resíduos para a Central de Resíduos Urbanos - SIL em Minas do Leão aproximadamente 80 km de Porto Alegre.

Com exceção dos municípios de Sapucaia do Sul, Canoas e São Leopoldo, que são administram totalmente seus resíduos sólidos dentro das suas próprias estações de recebimento, triagem e reciclagem, as demais cidades, atualmente, estão enviando os resíduos sólidos urbanos para a Central de Resíduos do Recreio - CRR em Minas do Leão. Nesta unidade, é produzido em média de 350 m³ chorume por dia.

Deve-se observar que no aterro Santa Tecla em Gravataí (cujo número de habitantes é de 263.000) não foi possível coletar as informações, pois a operação do aterro está em processo judicial e os funcionários foram impedidos de fornecer informações.

A Copelmi Mineração Ltda atuante no setor de mineração de carvão há mais de 100 anos, viabilizou a reutilização das minas de carvão à céu aberto que já haviam sido exploradas, com a idéia de receber e tratar resíduos urbanos. Para facilitar o projeto, a Copelmi fundou a empresa SIL Soluções Ambientais.

Atualmente a Central de Resíduos do Recreio (CRR) que fica junto a Mina de Carvão do Recreio em Minas do Leão recebe os resíduos urbanos de 140 municípios. A cava com capacidade para 13 milhões de m³, funciona da seguinte maneira: o resíduo é depositado a partir do fundo da cava, devidamente impermeabilizado, sendo recoberto diariamente por camadas de solo. Este procedimento evita a geração de odores e a proliferação de insetos. Atualmente, o aterro recebe 60 mil toneladas de lixo por mês e tem capacidade de operação estimada em 17 anos.

O lixiviado da CRR é tratado e conduzido até um reservatório de água que abastece o lavador de carvão em operação na Mina do Recreio, ou seja, não é descartado no meio ambiente. Desde 2006, a SIL participa do Protocolo de Kyoto, com a criação de um sistema de captação e

queima controlada dos gases gerados no aterro. Esse processo consiste na coleta e oxidação térmica do gás metano liberado na decomposição do lixo. Este sistema permite o controle dessas emissões correspondendo a uma redução anual superior a 100 mil toneladas equivalentes a CO₂, o gás que provoca o efeito estufa.

Tabela 2. Relação dos principais municípios, sua geração de resíduos urbanos e a geração de chorume dos aterros sanitários.

Município	Geração Resíduo	Destinação	Vazão Chorume	Tratamento	Eficiência de remoção de DBO5 (%)
Ivoti 20.000 habitantes	11,3 t/dia	SIL	–	–	–
Lindolfo Collor 5.000 habitantes	1,5 t/dia	SIL	–	–	–
Estância Velha 41.000 habitantes	16,6 t/dia com triagem	SIL	–	Desativado (2 bacias facultativas e aeróbia)	Na época 85%
Portão 25.000 habitantes	11,6 t/dia com triagem	SIL	–	–	–
São Leopoldo 210.000 habitantes	110 t/dia com coleta seletiva	SIL	2 a 3 m ³ /dia	Tanque equalização, 2 lagoas biológicas, 4 lagoas facultativas e 1 lagoa de maturação. Tratamento de evaporação do chorume	100%
Novo Hamburgo 246.000 habitantes	160 t/dia	SIL	–	Desativado (1 bacia aerada e 1 bacia anaerobia)	Na época 60%
Sapucaia do Sul 123.000 habitantes	120 t/dia com triagem	Aterro Municipal	15m ³ / dia	5 lagoas (1ª correção pH, 2ª aeração e mistura, 3ª facultativa) mais duas lagoas reservas. O Chorume tratado pulveriza as áreas recuperadas do aterro.	60%
Canoas - Guavuvirás 325.000 habitantes	333 t/dia com triagem e coleta seletiva	Aterro Municipal	50m ³ /dia	6 lagoas (1 tanque de equalização), 2 lagoas anaeróbicas, 3 lagoas facultativas), após o caminhão recolhe o chorume e leva para ETE da Corsan de Canoas onde é finalizado o tratamento.	100%
SIL - Minas do Leão	2000 t/dia	Aterro Municipal	350m ³ /dia	–	70%

2.2 Drenagem Ácida de Mineração (DAM)

A mineração é um dos setores básicos da economia, contribuindo de forma decisiva para o bem estar e a melhoria da qualidade de vida, desde que operada com responsabilidade social e consciente da conservação do meio ambiente.

As atividades de mineração movimentam grandes quantidades de materiais em curto espaço de tempo, gerando grandes quantidades de resíduos (estéreis de lavra e rejeitos de beneficiamento). A disposição destes materiais deve ser realizada em condições que não provoquem reflexos negativos ao ambiente. Para tanto, é necessária a observação de uma série de critérios, tais como a seleção do local adequado para disposição e preparação do terreno para evitar o escoamento superficial e infiltração dos contaminantes.

A drenagem ácida de minas (DAM) é um dos problemas ambientais mais sérios enfrentados pelo setor de mineração de carvão. Resulta de reações químicas de sulfetos metálicos na presença de ar e água. Este tipo de poluição é comum em áreas de mineração de carvão, uma vez que a pirita e a marcassita (ambos FeS_2 , porém em formas cristalinas distintas) são encontradas nas jazidas de carvão.

Os poluentes da drenagem ácida de mina afetam a qualidade da água, baixando o pH, reduzindo a alcalinidade natural, aumentando a dureza total e crescendo quantidades indesejáveis de ferro, manganês, alumínio, sulfatos e, eventualmente, outros metais pesados. Estas fontes permanecem ativas por décadas e até mesmo por séculos após a sua produção (DE LUCA, 1991; KONTOPOULOS, 1998).

O problema de geração de acidez ocorre na mineração de carvão no sul do país, em especial no Rio Grande do Sul e Santa Catarina. A disposição inadequada de rejeitos com potencial de geração de acidez é um dos problemas ambientais enfrentados pela indústria da mineração. Esta é uma questão que vem requerendo estudos no sentido de encontrar soluções que venham minimizar os danos causados ao meio ambiente, pois um passivo ambiental foi deixado, e a geração da drenagem ácida de mineração ainda não cessou. Um fotografia mostrando a geração de DAM em uma mina de carvão no Rio Grande do Sul é apresentada na Figura 4.



Figura 4. Geração de DAM à céu aberto na Mina do Recreio.

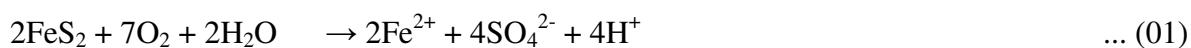
Fonte: Konarzewski (2008).

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 a 3, devido à formação de ácido. A modificação do pH resulta em uma acidez elevada e metais dissolvidos, como Fe, Al, Zn, Mn, entre outros, eventualmente presentes na rocha ou minério. 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 bem como a proliferação das bactérias acidófilas (PASTORE e MIOTO, 2000).

2.2.1. Gênese da drenagem ácida de mina

A DAM é o resultado de uma série complexa de reações químicas, envolvendo: (a) geração de ácido sulfúrico e solubilização do ferro (na forma trivalente e divalente) devido à oxidação de sulfetos pela ação combinada de oxigênio e água (estas reações são autocatalíticas e sua taxa pode ser acelerada pela atividade bacteriana); (b) consumo da acidez por minerais alcalinos; e (c) precipitação de hidróxidos metálicos, gesso ou outros compostos complexos.

A pirita (FeS_2) é o principal mineral responsável pela geração de acidez. É estável e insolúvel, desde que não entre em contato com o ar e a água. Porém, como resultado da mineração, ela é colocada em exposição com ar e água, ocorrendo as seguintes reações (KONTOUPOULOS, 1998).



A reação 01 produz acidez, e se o potencial de oxidação for mantido, a oxidação do íon Fe^{2+} para Fe^{3+} ocorrerá, consumindo parte da acidez da pirita pelos íons H^+ :



Esta reação ocorre abioticamente em valores de pH mais elevados (acima de 4,5) e diminui à medida que o pH decresce. Em valores de pH menores que 3,5 a oxidação do íon férrico (Fe^{3+}) somente em presença de oxigênio, passa a ser muito baixa. Entretanto, a reação pode ser acelerada pela ação de bactérias quimiolitotróficas acidófilas do gênero *Thiobacillus*, que catalisam a reação. Essas bactérias catalisam a reação 02, que pode ser acelerada em até 10^6 vezes.

Se o pH da solução é maior do que 3, o Fe^{3+} hidrolisado irá precipitar na forma de hidróxido e gerando acidez, conforme equação 03:



Ainda, o Fe^{3+} , gerado na reação 02, poderá oxidar a pirita (FeS_2) pela reação indireta:



O Fe^{2+} resultante da reação 4 será oxidado para Fe^{3+} pela reação 02 e estará novamente disponível para oxidar a pirita, entrando o fenômeno em um ciclo crescente conhecido como autocatálise. O ciclo permanece até que toda pirita acessível aos agentes de reação tenha sido consumida. O baixo pH da água aumenta a solubilização de metais. No caso da mineração de carvão, além do ferro, a drenagem ácida de minas apresenta valores significativos de Al, Mn e Zn.

2.2.2 Impacto Ambiental Gerado pela Drenagem Ácida de Minas

No Brasil, a drenagem ácida de minas (DAM) está associada principalmente à atividade de exploração carbonífera, abrangendo os Estados do Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul.

Segundo Kopezinski (2000), a estocagem de rejeitos das minerações de carvão ainda é um grande problema ambiental para a Região Sul do Brasil. O autor destaca que os rejeitos de extração são superiores a 35% da produção de carvão, sendo que os teores de enxofre nos carvões brutos crescem do sul para o norte, oscilando de 1% a 2% no RS, entre 2% e 8% em Santa Catarina e atingindo até 10% no Paraná. Os impactos da drenagem ácida sobre os recursos hídricos são manifestados tanto pelas alterações na qualidade da água quanto na integridade da fauna e flora. Neste sentido, a avaliação das variáveis físico-químicas e biológicas envolvidas no exame de uma DAM é fundamental (KOPEZINSKI, 2000; MONTEIRO, 2004).

O pH pode ser considerado como uma das variáveis ambientais mais importantes em ecossistemas aquáticos, uma vez que interfere no tipo de comunidade biótica, em processos bioquímicos, no balanço do CO₂, na solubilidade de compostos e na especiação geoquímica dos metais, condicionando a bio disponibilidade dos mesmos no meio aquático.

A maior parte dos organismos presentes em ambientes aquáticos está ambientada em valores neutros de pH. A redução do pH para níveis de 2,0 a 3,5, comum em regiões afetadas pela DAM, praticamente elimina a população de fauna e flora anteriormente existente no manancial.

O baixo pH da DAM aumenta a solubilidade e a dispersão dos metais existentes no ambiente. A biota aquática tem capacidade de absorção de metais dissolvidos. No caso de pH baixo, os íons metálicos encontram-se disponíveis no sedimento e solo para a fitoabsorção e bioacumulação na cadeia alimentar.

Outra substância presente na DAM é o ânion sulfato. O sulfato produz efeito laxativo no ser humano, sendo o padrão de potabilidade do sulfato fixado em 250 mg/L pela Portaria 518 do Ministério da Saúde. Águas atingidas pela DAM podem exceder em muito este valor.

Quanto aos sólidos suspensos direcionados aos corpos hídricos, embora não necessariamente tóxicos, pode haver a formação, por sedimentação, de uma camada de sedimento em áreas de águas calmas, o que pode causar problemas para os ecossistemas aquáticos.

2.2.3 Controle Ambiental da DAM

Os métodos de controle da DAM podem ser classificados em métodos preventivos, de controle da migração e remediação (KONTOPOULOS, 1998; JOHNSON e HALLBERG, 2005). A Tabela 3 apresenta um resumo geral dos métodos de controle de DAM aplicados.

Para o caso de fontes geradoras de DAM já estabelecidas, o tratamento mais aplicado é o de neutralização/precipitação. O tratamento da DAM pela neutralização/ precipitação implica diretamente no ajuste do pH, que originalmente apresenta-se bastante ácido, elevando-o para um caráter neutro, dentro dos padrões de emissão permitidos pela legislação atual. Os reagentes alcalinos empregados geralmente são: hidróxido de sódio, hidróxido de cálcio, carbonato de cálcio ou óxido de cálcio. Na faixa neutra de pH, a maioria dos metais presentes na DAM precipita na forma de hidróxidos, havendo uma diminuição drástica na carga metálica do efluente. Entretanto, o processo não é eficiente na remoção de sulfatos, os quais permanecem solúveis no meio aquoso (MATLOCK et al, 2002).

Tabela 3. Métodos de controle da drenagem ácida de minas (adaptado de Kontopoulos, 1998).

Métodos Preventivos	<ul style="list-style-type: none"> - Remoção/isolamento dos sulfetos - Exclusão de oxigênio por cobertura de água - Exclusão do oxigênio por cobertura seca - Aditivos alcalinos - Bactericidas
Métodos de Contenção	<ul style="list-style-type: none"> - Prevenção do fluxo de água - Paredes reativas porosas - Disposição em estruturas de contenção
Métodos de Remediação	<p>Sistemas ativos</p> <ul style="list-style-type: none"> - Neutralização/precipitação - Adsorção/troca iônica - Osmose reversa - Eletro-diálise <p>Sistemas passivos</p> <ul style="list-style-type: none"> - Filtro anaeróbico de calcáreo - Dreno anóxico de calcáreo - Barreira permeável reativa - Banhado construído - Reator de fluxo vertical

As tecnologias de tratamento da DAM por neutralização atualmente incluem, entre outros processos de separação sólido/líquido, as bacias de sedimentação, decantadores convencionais, decantadores de lamelas e flotores por ar dissolvido. Os custos do tratamento são altos,

principalmente em função de aditivos alcalinos empregados. Ainda, o volume de lodo gerado é elevado, necessitando de uma logística de remoção, transporte e disposição.

No entanto, os depósitos de Rejeitos de carvão, geradores da DAM, precisam ser controlados para evitar a drenagem ácida de minas. Nesse sentido, Menezes (2009) desenvolveu uma alternativa para o aproveitamento da pirita nestes depósitos, que será a seguir detalhada.

2.2.4 Coagulante produzido a base de rejeito de carvão

Segundo Menezes et. al (2009), é possível obter um coagulante férrico a partir da pirita presente em rejeitos de carvão por técnicas hidrometalúrgicas. O coagulante apresenta uma concentração de ferro de no mínimo 120mg/L, atendendo as exigências do mercado. A vantagem deste reagente é que foi produzido a partir de um resíduo da mineração, a baixo custo, sem insumos químicos; pois o sulfato férrico comercial é geralmente produzido a partir da dissolução de sucata metálica com ácido sulfúrico.

O experimento foi desenvolvido em laboratório em um reator com recirculação do material lixiviado para proporcionar a oxidação da pirita em meio aquoso e obter uma lixívia rica em sulfato de férrico. O reator desenvolvido (Figura 5), consiste de um tubo cilíndrico com altura igual a 30 cm e diâmetro de 7 cm, com sistema de coleta e circulação de água. Utilizou-se um vasilhame para depósito da solução produzida e a mesma foi bombeada no sistema utilizando uma bomba Sarle modelo 180.

Nos experimentos, empregou-se uma massa de 1 kg de um material rico em pirita com a granulometria das partículas compreendida entre 2 e 6 mm e o volume de água utilizado na lixiviação foi igual a 1L, sendo o volume completado semanalmente. Os estudos foram efetuados considerando rejeitos de carvão do Rio Grande do Sul, Santa Catarina e Paraná. Os materiais foram lixiviados por períodos de tempo denominados ciclos, que tiveram a duração de 5 semanas sem interrupção. Após este período a solução produzida foi recolhida e evaporada a uma temperatura de 30°C até se alcançar a concentração de elemento ativo (Fe^{+3}) desejada.

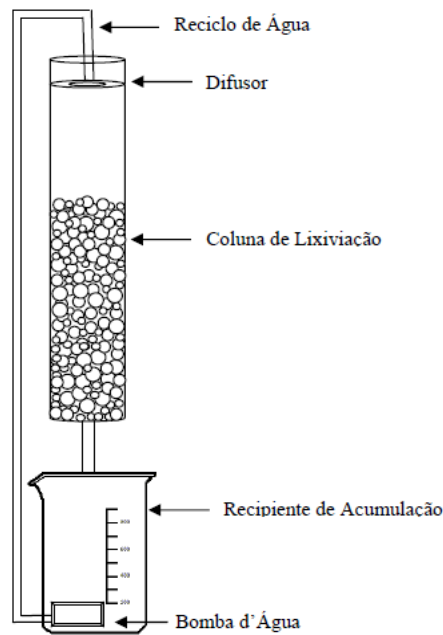


Figura 5. Reator com recirculação da DAM para obtenção do coagulante.

Os coagulantes produzidos a partir da lixiviação dos rejeitos piritosos foram caracterizados em relação a sua composição química, incluem: pH, metais (Fe, Al, Ca, Mg, Mn, Zn, Cu, Cr, Pb, entre outros, sulfatos).

Os estudos de Menezes et.al (2009) levaram em consideração somente a aplicação dos coagulantes produzidos a partir de rejeitos da mineração para o tratamento de água de abastecimento público e esgoto de uma instituição de ensino superior. Nenhum estudo foi conduzido para chorume e outros efluentes industriais. Com tudo, este trabalho visa avaliar a possibilidade de aplicar um coagulante produzido com rejeitos de carvão da região do Baixo Jacuí, RS, no tratamento de chorume, considerando a contextualização geográfica da região carbonífera e metropolitana do Rio Grande do Sul.

Ainda, em alguns depósitos de rejeitos de carvão, são geradas DAM altamente concentradas e ricas em Fe^{2+} , que poderiam ser aplicadas como a fonte de Fe na Reação de Fenton. Assim, também neste trabalho, será avaliada a possibilidade de emprego da DAM no tratamento de chorume por esse processo oxidativo avançado (POA).

Dentro do enfoque do presente trabalho, noções sobre o processo de tratamento de coagulação-floculação bem como a Reação de Fenton serão abordadas.

2.3 Coagulação e Flocculação

A coagulação e/ou flocculação são processos físico-químicos que fazem com que as partículas coloidais sejam agregadas, provocando a aglomeração das impurezas suspensas, facilitando a sua remoção (BRATBY, 1980). Segundo Ravina (1993), os termos coagulação e flocculação têm sido usados muitas vezes de forma errônea e ambígua, portanto deve ser distinguidos:

- Coagulação - corresponde à desestabilização da dispersão coloidal, devido à compressão ou redução da dupla camada elétrica. Aplica-se também este termo à desestabilização pela adição de eletrólitos hidrolisáveis, tais como Fe^{3+} ou Al^{3+} .

- Flocculação – agregação das partículas coloidais através do uso de polímeros orgânicos de alto peso molecular; em muitos casos esta etapa é realizada após a coagulação para proporcionar agregados ainda maiores aos obtidos na coagulação.

- Agregação – termo geral empregado para desestabilização de sistemas coloidais.

Os principais mecanismos que atuam na agregação (coagulação e flocculação) das partículas seguem abaixo e foram compilados dos seguintes autores: (BRATBY,1980; RAVINA, 1993; ADAMSON, 1992):

- Compressão da dupla camada elétrica;
- Neutralização de cargas;
- Varredura;
- Formação de pontes.

Compressão da dupla camada elétrica

Esse mecanismo de coagulação ocasiona a desestabilização das partículas coloidais através da adição de grande quantidade íons indiferentes de carga contrária (que não se adsorvem na superfície do colóide). A teoria DLVO indica que isto resulta em uma diminuição ou eliminação da barreira de

energia repulsiva. É importante notar que este processo apenas comprime/diminui a área de influência ao redor do colóide sem necessariamente reduzir a carga do mesmo.

Neutralização de Cargas

A neutralização de cargas envolve a adsorção de um eletrólito carregado sobre a superfície de colóide (íon determinante de potencial), resultando numa carga líquida próximo a zero. A neutralização é uma maneira prática de se diminuir a barreira de energia repulsiva e formar flocos estáveis.

Varredura ou aprisionamento

Neste mecanismo são adicionadas quantidades relativamente grandes de coagulante (normalmente sais de ferro ou alumínio) que precipita na forma de hidróxido. Alguma neutralização de cargas ocorre, mas como a quantidade de coagulante é adicionada em excesso ao necessário para a neutralização os colóides são aprisionados no floco de precipitado metálico sendo literalmente "varridos" do meio.

Mecanismo de pontes

A formação de pontes ocorre quando um floculante se adsorve primeiramente a um colóide capturando-o e depois se liga a diversos outros formando uma malha ou entrelaçamento que mantém todos unidos. Esse mecanismo é predominante no uso de polímeros orgânicos, tais como poliamidas, poliacrilamidas e polióxido de etileno. Quanto maior o peso molecular do floculante, maior o seu comprimento de cadeia, e conseqüentemente melhor é a formação de pontes.

A coagulação e floculação são sensíveis a diversas variáveis, por exemplo, a natureza da substância produtoras da turbidez e da cor, tipo e dosagem do coagulante, pH da água, tipo e concentração de componentes solúveis, temperatura, entre outros.

Das diversas variáveis que podem ser controladas, o ajuste do pH é o mais importante. Geralmente, os tipos de coagulante e auxiliares de coagulação a serem usados são definidos em laboratório, considerando a qualidade final da água e particularidades de cada situação.

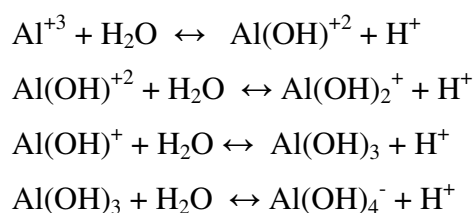
Evidentemente, as dosagens dessas substâncias podem ser reguladas para atender as mudanças na qualidade da água bruta. Também a floculação mecânica pode ser ajustada, variando-se a velocidade das pás dos floculadores.

Os testes de coagulação/floculação são extensivamente usados para determinar as dosagens químicas ótimas no tratamento. A interpretação dos resultados envolve observações visuais e químicas do efluente tratado. Em sistemas de tratamento de efluentes predominam os processos de coagulação com sais divalentes ou, preferencialmente, trivalentes; auxiliado como uso de polímeros floculantes.

A coagulação por sais de cátions divalentes ou trivalentes, ocorre por um mecanismo diferente dos sais monovalentes, pois além do efeito da compressão da dupla camada elétrica, os sais hidrolisados formam complexos tridimensionais poliméricos ou oligoméricos com vários extremos ativos. Essas moléculas se adsorvem especificamente e podem modificar a carga dos colóides, além da elevada energia superficial das moléculas ou oligômeros formados favorecer a adsorção de íons na matriz do precipitado.

A regra empírica de Schulze-Hardy afirma serem os colóides hidrofóbicos coagulados com maior eficiência por íons de carga oposta e com número de carga elevado (ATKINS,1999). A regra de Schulze-Hardy é expressa por: $(1/z)^6$; onde z é a carga do íon, esta expressão dá a relação entre a molaridade dos íons monovalentes, divalentes e trivalentes na coagulação dos colóides.

O sulfato de alumínio ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$) é o reagente mais utilizado entre os coagulantes. Entretanto, os sais de ferros como cloreto férrico (FeCl_3) e o sulfato férrico ($\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$) também são bastante empregados. A hidrólise do íon de alumínio em solução é complexa. A coagulação com alumínio é, geralmente, efetiva na faixa de pH entre 5,5 a 8,0, conforme a Figura 6. As reações de hidrólise do alumínio e ferro são:



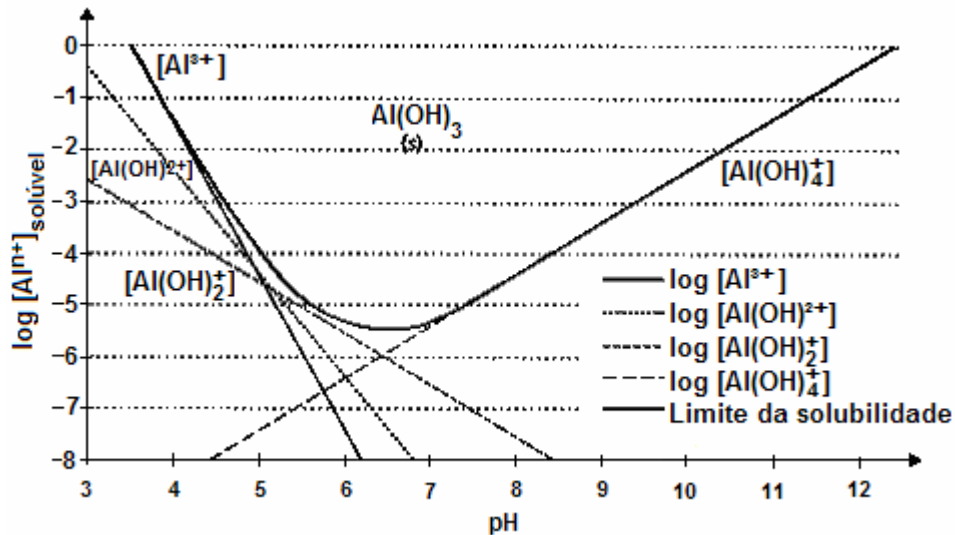
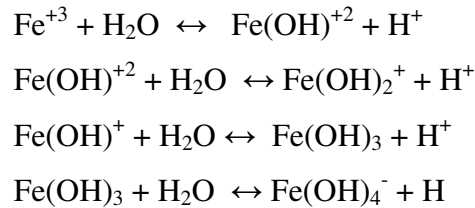


Figura 6. Hidrólise do alumínio em função do pH (CRESPILHO e REZENDE, 2004).

A adição de sais de ferro e alumínio diminui significativamente o pH do meio, necessitando o posterior ajuste até se atingir o valor de pH desejado. Os agentes reguladores de pH mais empregados são o hidróxido de sódio (NaOH) e o hidróxido de cálcio ($\text{Ca}(\text{OH})_2$).

Muitas vezes, os coágulos formados através da adição de sais hidrolisáveis de alumínio e ferro apresentam velocidades de sedimentação muito baixas, sendo necessária a aplicação de um agente auxiliar de agregação, geralmente os polímeros floculantes.

Os polímeros floculantes são macromoléculas orgânicas de cadeias longas que contém, ou não, grupos ionizados. São classificados de acordo com a natureza química em naturais ou sintéticos. Podem ser catiônicos (carga positiva), aniônicos (carga negativa), não iônicos (sem carga) ou anfotéricos (carga positiva e negativa).

Os polímeros de alto peso molecular causam a floculação por meio de um mecanismo eletrostático e/ou de formação de pontes de poliméricas. Essas pontes devem ser de tal amplitude

que possam superar a distância na qual as forças de repulsão entre as partículas atuam (HESSELINK, 1993).

Mesmo sendo as partículas geralmente carregadas negativamente. Em alguns casos, polímeros aniônicos são eficientes para flocular partículas negativas, apesar da carga de mesmo sinal. A maioria dos floculantes aniônicos sintéticos é baseada em policrilamida que se hidrolisam convertendo os grupos amida em grupos de ácido acrílico que, em pH neutro, são ionizados formando grupos carboxilados durante a fabricação.

A presença de cátions divalentes em solução afeta a absorção de polímeros aniônicos em sólidos de mesma carga. Isso se deve a compressão da dupla camada elétrica das partículas, diminuindo a força de repulsão entre as partículas e os polímeros. Outra explicação é a formação de complexos entre os cátions divalentes e os grupos carboxila do ácido poliacrílico na interface partícula/solução (WEBER, 1972; GREGORY, 1993).

Quando as partículas e os polímeros apresentam cargas opostas, surge a possibilidade de desestabilização por redução da carga da partícula. A ação dos floculantes catiônicos pode ser explicada em termos de sua forte absorção em partículas negativas e a conseqüente redução da repulsão da dupla camada, permitindo que a agregação ocorra (GREGORY, 1993).

Após a coagulação/floculação é necessária a separação das partículas agregadas do meio líquido. A sedimentação, ou decantação, é o processo de separação sólido-líquido geralmente empregado nos sistemas primários de tratamento de efluentes industriais (SOLARI,1981). Pode ser classificado na clarificação ou espessamento (FITCH e STEVENSON, 1977). Na clarificação, o objetivo é somente remover do fluido os sólidos presentes. No espessamento, procura-se o deságüe dos sólidos. Em certas situações, ambos objetivos devem ser alcançados.

O efeito das condições hidrodinâmicas é outro fator relevante na desestabilização de sistemas coloidais através de eletrólitos hidrolisáveis e/ou polímeros. Geralmente, após a adição do agente que promoverá a desestabilização de um sistema, segue uma etapa de mistura rápida e uma etapa de agitação lenta (BRATBY, 1980; TCHOBANOGLOUS et. al, 2003).

A mistura rápida é responsável pela difusão dos reagentes e pela quebra da barreira energética repulsiva entre reagentes e entre partículas. Originam-se os flocos primários que terão significativa influência sobre a cinética dos processos posteriores. Após o aparecimento dos flocos primários no estágio de mistura rápida, a etapa de agitação lenta permite a formação de flocos maiores. A energia para o processo de agregação dos colóides é proporcionada pelo movimento browniano ou através da indução de gradientes de velocidade dentro do sistema.

O efluente deve ser então levado para uma etapa de separação sólido-líquido, onde geralmente é aplicado processo de sedimentação (alternativamente flotação ou filtração), para que os flocos gerados sejam removidos.

2.4 Reação de Fenton

Na última década, os Processos Oxidativos Avançados (POAs) tem sido utilizado com sucesso devido a sua eficiência na oxidação de compostos orgânicos complexos a moléculas simples, mais facilmente biodegradáveis, ou até mesmo resultando na total mineralização da matéria orgânica, formando dióxido de carbono e água. Alguns processos oxidativos tem a grande vantagem de não gerarem subprodutos sólidos (lodo) e não haver transferência de fase do poluente como adsorção em carvão (TEIXEIRA, 2004).

Os Processos Oxidativos Avançados (POA) são tecnologias que tem alcançado eficiente resultado na degradação de compostos recalcitrantes. Estes processos são baseados na formação de radicais hidroxilas ($\cdot\text{HO}$), altamente reativos, capazes de oxidarem as mais complexas estruturas orgânicas (ALATON, 2002).

Os Processos Oxidativos Avançados (POA) são caracterizados por transformar a grande maioria dos contaminantes orgânicos em dióxidos de carbono, água e ânions orgânicos, através de reações de degradação que envolvem espécies transitórias oxidantes, principalmente os radicais hidroxila ($\cdot\text{OH}$). Esses radicais têm potencial de oxidação de 2,8 V, menor apenas do que o Flúor, que é de 3,03 V (DOMENECH, 2001). São processos limpos e não seletivos, podendo degradar inúmeros compostos, independentemente da presença de outros. Além disso, podem ser usados para destruir compostos orgânicos tanto na fase aquosa, como na fase gasosa ou adsorvidos numa matriz sólida.

Os radicais hidroxila podem ser gerados através de reações envolvendo oxidantes fortes, como ozônio (O_3) e peróxido de hidrogênio (H_2O_2), semicondutores, com o dióxido de titânio (TiO_2) e óxido de zinco (ZnO) e irradiação ultravioleta (UV) (MANSILLA, 1997).

Os processos que contam com a presença de catalisadores sólidos são chamados de heterogêneos, enquanto os demais são chamados homogêneos, conforme a Tabela 4, a seguir:

Tabela 4 – Sistemas típicos de Processos Oxidativos Avançados.

Sistemas	Com	
	Irradiação	Sem Irradiação
Homogêneos	O_3/UV	O_3/H_2O_2
	H_2O_2/UV	O_3/OH^-
		H_2O_2/Fe^{2+}
	Eletro Fenton	(Fenton)
	US	
	H_2O_2/US	
	UV/US	
Sistemas		
Heterogêneos	$TiO_2/O_2/UV$	Eletro- Fenton
	$TiO_2/H_2O_2/UV$	

Fonte: Huang, 1993

Os POAs apresentam uma série de vantagens, podendo-se citar:

- Mineralizam o poluente e não somente transferem a fase;
- São muito usados para compostos refratários e outros tratamentos;
- Transformam produtos refratários em compostos biodegradáveis;
- Podem ser usados com outros processos (pré e pós- tratamento);
- Tem forte poder oxidante, com cinética de reação elevada;
- Geralmente não necessitam um pós- tratamento ou disposição final;
- Quando usado oxidante suficiente, mineralizam o contaminante e não formam subprodutos;
- Geralmente melhoram as qualidades organolépticas da água tratada;

- Em muitos casos, consomem menos energia, acarretando menor custo;
- Possibilitam tratamento in situ.

Dentre os POA mais conhecidos, a Reação de Fenton se destaca por ser uma poderosa fonte e radicais $\bullet\text{OH}$, gerados a partir da mistura de sais de ferro e peróxido de hidrogênio. No processo reativo de Fenton, o íon ferroso (Fe^{+2}) inicia e catalisa a decomposição do H_2O_2 , resultando na geração de radicais hidroxila (reação 5).



Na ausência do substrato, o radical hidroxila vai oxidar um segunda molécula de íon ferroso



Prótons devem ser adicionados para que haja a formação de água (7).



Esta reação indica que a reação de Fenton é fortemente dependente do pH da solução. De fato, somente em condições ácidas o oxidante reativo predominante é o $\bullet\text{OH}$. A Reação de Fenton é uma das tecnologias mais eficientes na degradação de poluentes orgânicos. Ainda, apresenta como vantagem aplicação de dois processos físico-químicos de tratamento em uma só etapa. A oxidação da matéria orgânica e a coagulação do material em suspensão.

As desvantagens deste processo variam entre os contaminantes presentes na reação (residual de peróxido) e o custo alto.(ANDREOZZI,1999).

3 MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 Materiais

3.1.1 Local de origem do Chorume

As amostras de chorume foram coletadas do Aterro de Resíduos Sólidos Urbanos no município de Campo Bom, que possuem implantado uma Central de Tratamento de Resíduos Domésticos. Este empreendimento teve como objetivo primordial proporcionar um tratamento adequado ao lixo coletado no município possibilitando coleta, transporte e destinação final visando o saneamento do Meio Ambiente. A quantidade de lixo coletada está calculada em aproximadamente 35 toneladas/dia, de resíduos domésticos, resultantes da coleta e limpeza urbana.

Desde setembro de 1996, todo o lixo urbano recolhido no município, tem um novo destino após a coleta: a separação, triagem e comercialização dos materiais recicláveis, serviço executado por uma Cooperativa de Catadores Autônomos. Todos os resíduos orgânicos passaram a receber outro tratamento: após a separação dos materiais recicláveis, como o vidro, a lata, o papel, o plástico e os metais, os resíduos molhados como restos de alimentos, cascas de materiais, passaram a ser conduzidos ao pátio de compostagem, permanecendo por 3 meses, depositados na forma de leiras (fileiras de lixo medindo 15 metros de comprimento, 3 metros de largura e 1.5 metros de altura), sendo revolvidas periodicamente para facilitar o processo de fermentação do lixo. Após esse tempo, os materiais estabilizados são levados para uma peneira, separando definitivamente os restos não aproveitáveis do lixo, produzindo um rico composto orgânico (adubo). Não existem dados numéricos de mensuração da produção de adubos orgânicos através da compostagem.

No Aterro Sanitário de Campo Bom (Figura 7) o chorume gerado é drenado e armazenado em lagoas, o que permite um processo de biodigestão. Quando a lagoa encontra-se no limite de sua capacidade, o chorume é tratado por coagulação e descartado. A amostra empregada no presente trabalho foi retirada da lagoa de armazenamento, preservada a 4°C e utilizada nos experimentos em um período inferior a 24 horas da coleta. A seta em vermelho na Figura 7, mostra o ponto de coleta da amostra bruto.



Figura 7. Vista aérea do Aterro Sanitário de Campo Bom
Fonte: Prefeitura Municipal de Campo Bom (2008)

Nas Figuras seqüenciais, 8 e 9 respectivamente, os trabalhadores da usina de reciclagem estão separando lixo urbano na esteira, onde se busca aproveitar o material que não está contaminado. Em média após a separação dos resíduos, 89% dos resíduos sólidos não podem ser aproveitados.



Figura 8. Triagem dos resíduos que podem ser reciclados.



Figura 9. Material separado pronto para ser reciclado

3.1.2 Coleta do chorume

As amostras de chorume foram coletadas do Aterro de Resíduos Sólidos Urbanos no município de Campo Bom, na lagoa 2 (bruto), em duas datas. A primeira foi coletada no dia 25/08/2009 e a segunda coleta foi no dia 09/09/2009. Tais amostras foram levadas ao Laboratório de Estudos Ambientais para a Metalurgia (LEAmet), no Centro de Tecnologia (CT) da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), para realização dos ensaios de Jart Test.

3.1.3 Coagulantes

Coagulante Sulfato Férrico (SF-Pirita) Produzido a Partir do Rejeito de Carvão

A produção do coagulante sulfato férrico a partir da pirita (SF-Pirita) foi realizada utilizando rejeito de carvão (com cerca 22% de enxofre pirítico) proveniente da Mina do Recreio, Município de Butiá, RS. O material foi britado e peneirado para atingir granulometria entre 2 e 6 mm para a execução do procedimento de lixiviação. A lixiviação foi conduzida em escala laboratorial em uma coluna cilíndrica de vidro, com 30 cm de altura e 7 cm de diâmetro, recheadas com 1 kg rejeito de carvão. A coluna atuou como um reator de leito empacotado, contando com um sistema de aspersão e um sistema de coleta do lixiviado, em circuito fechado. A recirculação foi realizada por uma bomba Sarle modelo 180 e mangueiras flexíveis de látex, ambos resistentes à acidez do meio. O experimento ocorreu por um período de 5 semanas, quando o extrato foi recolhido e evaporado.

Detalhes da metodologia de produção do coagulante podem ser encontrados em Menezes et al (2009).

Coagulante comercial (SF-Sucata) – Produzido a partir da Sucata

O coagulante comercial sulfato férrico (SF-Sucata), produzido a partir de sucata ferrosa, foi fornecida pela Empresa Sulfato RioGrande. Ambos os coagulantes foram caracterizados e analisados em termos de metais de interesse, conforme a Tabela 5.

Drenagem Ácida de Minas (SFF-DAM) – Coletada em um Depósito de Rejeito de Carvão

A DAM utilizada é proveniente de drenagem de área de mineração de carvão na região de Criciúma - SC e foi caracterizada quanto a pH e metais pesados. A determinação da fração de Fe total e na forma de Fe^{2+} foi realizada pelo método titulométrico de dicromato de potássio (JEFFERY et al, 1989).

Tabela 5. Composição química do sulfato férrico produzido a partir da pirita (SF-Pirita) do sulfato férrico produzido a partir da sucata (SF-Sucata) e da amostra de drenagem (SFF-DAM)

Parâmetros	SF-Pirita	SF-Sucata	SFF-DAM
Ferro total (mg/L)	107.811	115.000	30.712
Fe^{2+}	0,0	0,0	19.544
Fe^{3+}	107.811	115.000	11.168
Alumínio (mg/L)	3,6	4419,2	3.452
Cálcio (mg/L)	103,8	56,7	675,0
Cromo (mg/L)	0,6	305	-
Cobre (mg/L)	1,2	11,5	19,4
Magnésio (mg/L)	145,2	160,6	342,5
Manganês (mg/L)	3,9	1.585	178,1
Chumbo (mg/L)	9	15,2	-

3.1.4 Outros Reagentes

Os Reagentes utilizados neste estudo foram todos com grau analítico (quando aplicável) e incluem:

- agentes alcalinizantes - NaOH a 10% foram utilizados no ajuste do pH.
- agentes oxidantes - H₂O₂ (32-36,5 %) fornecido pela Nuclear[®] foi utilizado na reação de Fenton.
- agentes acidificantes - ácido sulfúrico, ácido clorídrico e ácido nítrico;
- demais reagentes - dicromato de potássio, difenilaminosulfonato de sódio, clorato de sódio e cloreto estano;
- polímero aniônico de alto peso molecular;
- polímero catiônico de alto peso molecular.

3.1.5 Equipamentos

Os equipamentos empregados no presente trabalho estão descritos na Tabela 6:

Tabela 6: Equipamentos utilizados na execução das análises.

Equipamento	Marca	Modelo
pH-metro	Digimed	DMPH-2
Espectrofotômetro de absorção atômica	Varian	FS 240
Espectrofotômetro UV-Visível	Hach	DR 2800
Chapa de aquecimento	Jung	400
Balança analítica	Leco	Leco-250
Agitador magnético	Tecnal	E085
Oxímetro	Instruterm	MO 900
Estufa	De Leo	009
Granulômetro	Cilas	1064
Turbidímetro	Servilab	TB 1000
Difratômetro de raio X,	Siemens	D5000
Espectrômetro de fluorescência de raios X.	Rigaku	Rix 2000

3.2 Métodos

A abordagem metodológica deste trabalho foi dividida em três etapas:

- caracterizar a metodologia usual de tratamento do lixiviado do Aterro Sanitário de Campo Bom – RS;

- estudar o tratamento do chorume por coagulação/ floculação empregando um coagulante a base de sulfato férrico produzido a partir da pirita presente em rejeitos de carvão (SF-pirita) de forma comparativa com um coagulante comercial produzido a partir de sucata (SF-sucata);

- estudar o tratamento do mesmo chorume via Reação de Fenton, utilizando uma DAM como fonte de Fe^{2+} , de forma comparativa com o processo de coagulação tradicional.

3.2.1 Caracterização do efluente tratado do Aterro Sanitário de Campo Bom

Para avaliar o nível de eficiência do tratamento local com os obtidas nesta pesquisa, inicialmente buscou-se obter informações sobre o atual tratamento do chorume existente no aterro, a eficiência das lagoas ativas e os parâmetros de análises exigidos pelo órgão ambiental.

Esse levantamento foi realizado com os dados do Departamento de Meio Ambiente do Município, com as análises realizadas no efluente da Lagoa 2 (bruto) e após tratamento. As análises realizadas, e exigidas pela licença de operação, são: pH, Sólidos Sedimentáveis, Sólidos Suspensos, Coliformes Termotolerantes, Coliformes Totais, DBO, DQO, Fósforo Total, Nitrogênio Total e Oxigênio Dissolvido.

3.2.2 Tratamento do chorume com o SF-Pirita e SF-Sucata

Inicialmente, o tratamento do chorume foi realizado em teste de Jarros, em pH 7,0, variando-se a concentração do coagulante SF-Pirita. Os experimentos foram realizado com 1 L de amostra. O reagente foi adicionado sob agitação 60 rpm rápida a qual foi mantida por 2 minutos. A seguir, baixou-se a rotação para 20 rpm, a qual foi mantida por 5 minutos. Após, cessou-se a agitação e o sistema foi mantido em repouso por 10 minutos. O sobrenadante foi separado para a análise de cor e turbidez. Em função destes dois parâmetros definiu-se a melhor dosagem do reagente que foi de 1000 mg/L do coagulante em teste. Na Figura 10, uma fotografia do chorume sendo tratado pelo processo de coagulação e floculação.



Figura 10: Amostra sendo tratada no processo físico-químico

Na tentativa de se testar dosagens iguais do coagulante de SF- Pirita testamos em Jar Test com diferentes valores de pH, a fim de obter o melhores resultados no processo de coagulação. O ajuste do pH foi feito com NaOH ou H₂SO₄. Os ensaios tiveram seus pH variados entre 6,0 a 8,5 visto que se buscava-se identificar o melhor comportamento da amostra com os variados valores de pH. Para este ensaio de coagulação e floculação, mediu-se o pH, cor e turbidez em todas as amostras.

Na melhor condição de tratamento, realizaram-se dois experimentos comparativos entre o SF-Pirita e o SF-Sucata, sendo então o sobrenadante caracterizado em relação aos seguintes parâmetros de qualidade da água: alumínio total, chumbo total, cobre total, coliformes totais, cor, *Escherichia coli*, cromo total, DBO₅, DQO, ferro total, manganês total, níquel total, nitrogênio Kjeldahl Total (NKT), sólidos suspensos totais, sulfato total, turbidez, e zinco total. Todas as análises seguiram os procedimentos descritos no “Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater” (APHA, 2005). A partir dos resultados, calculou-se a eficiência de remoção dos poluentes pela seguinte equação 1:

$$ER(\%) = \frac{(C_i - C_f)}{C_i} \times 100 \quad \dots (1)$$

onde C_i é a concentração inicial e C_f a concentração final.

A quantidade de lodo gerada foi medida por filtração, em termos de massa (em base seca) por unidade de volume.

3.2.3 Tratamento do Chorume

Os ensaios de tratamento do chorume iniciaram com a caracterização da SFF-DAM utilizada como fonte de ferro. A dosagem de Fe total necessária para eficiente coagulação/precipitação e clarificação do chorume foi definida em 1000 mg/L. O tratamento foi realizado utilizando alíquotas de 1 L e foram realizados os seguintes tratamentos:

- Coagulação Simples: (a) adição de SFF-DAM na dosagem de 1000 mg/L de ferro e ajuste do pH para 3,5; (b) agitação em jar-teste por 3 horas; (c) ajuste do pH à 8,7; (d) separação sólido/líquido por filtração (papel filtro de 8 μ m).

- Reação de Fenton: (a) adição de DAM para atingir a dosagem de 1000 mg/L, ajuste do pH para 3,5 e adição de H₂O₂, com razão H₂O₂/ Fe²⁺ previamente definida em 0,0825 g Fe²⁺/mL H₂O₂ (Barros et al., 2005); (b) agitação em jar-teste por 3 horas; (c) ajuste do pH à 8,7; (d) separação sólido/líquido por filtração (papel filtro de 8 μ m).

3.2.4 Análises Químicas dos Efluente Bruto e Tratado

Análises físico-químicas foram realizadas no efluente bruto e tratado. As análises de turbidez, cor e pH foram realizadas, respectivamente, com as técnicas de nefelometria (NTU), colorimetria (Hz) e membrana de íon seletivo. A concentração residual de H₂O₂ foi estimada com uso de teste de tiras - QUANTOFIX[®] Peroxide 100 (0 – 100 mg/L). A massa de lodo gerada em cada ensaio foi avaliada por diferença de massa do papel filtro (8 μ m) antes e após filtração. O filtro foi pesado à massa constante. A determinação do carbono orgânico total – COT foi realizada com a transformação do carbono da amostra, em chama ionizante, a CO₂ e a concentração obtida por leitura em espectrofotômetro UV. A amostra, volume de 500 μ L, primeiramente foi tratada com ácido fosfórico 1 M à pH 2 e gás oxigênio para eliminação do carbono inorgânico. As demais análises: DBO, DQO, N, P, Fe total, Al total, Mn total e Zn total foram realizadas seguindo metodologia indicada pelo *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2005).

Tabela 7. As análises químicas realizadas para caracterização da amostra tratada após o tratamento de coagulação e Reação de Fenton.

Método de Análise	Metodologia	Unidade	LD
Alumínio Total	SMEWW 3120 B	mg/L	0,05
Chumbo Total	SMEWW 3120 B	mg/L	0,01
Cobre Total	SMEWW 3120 B	mg/L	0,005
Coliformes Totais	SMEWW 9223 B	NMP/100 mL	1,8
Cromo Total	SMEWW 3120 B	mg/L	0,01
DBO5	SMEWW 5210 D	mg/L O ₂	1
DQO	SMEWW 5220 B	mg/L O ₂	5
Escheriquia coli	SMEWW 9223 B	NMP/100 mL	1,8
Ferro Total	SMEWW 3120 B	mg/L	0,05
Fósforo Total	SM 4500 P E	mg/L P	0,01
Manganês Total	SMEWW 3120 B	mg/L	0,05
Níquel Total	SMEWW 3120 B	mg/L	0,01
	SMEWW4500		
Nitrogênio Total Kjedahl	NH3 C	mg/L N	2
pH	Eletrometria	---	0,01
Sólidos Suspensos Totais	SMEWW 2540 D	mg/L SST	10
Sulfato total	SMEWW 4110 B	mg/L SO ₄ ⁻²	0,5
Zinco total	SMEWW 3210 B	mg/L	0,05
Cor	Colorimetria	Hz	
Turbidez	Nefelometria	ntu	0,1
Lodo Seco	Gravimetria	g	0,1
Residual de Peróxido	Quantofix	mg/L	0 - 100
Carbono Orgânico Total	Chama ionizante Espectrofotômetro	mg/L	0 – 100
Carbono Total	UV.	mg/L	0 - 100

4 – RESULTADOS E DISCUSSÕES

4.1. Caracterização do Chorume e Possibilidades de Tratamento

As Figuras 11 e 12 mostram em detalhe as lagoas empregadas no tratamento do chorume no Aterro Sanitário do Município de Campo Bom. De acordo com o projeto, a primeira lagoa operaria em condições anaeróbias e a segunda lagoa em condições aeróbias. Nesta última, o sistema de agitação é realizado por um aerador. Após o tratamento, o efluente tratado é descartado.



Figura 11. Primeira lagoa, anaeróbia, no aterro sanitário do Município de Campo Bom, RS.



Figura 12. Segunda lagoa, aeróbia, no aterro sanitário do Município de Campo Bom, RS.

A vazão de geração do chorume pode variar, dependendo do regime pluvial. A sua composição está diretamente influenciada por fatores climáticos como a precipitação, escoamento superficial, infiltração, evapotranspiração e temperatura. As características do efluente demonstram

que é um líquido com elevada carga orgânica e com uma grande variedade de compostos químicos, sendo objeto de reações complexas (Figura 13). O tratamento é necessário para evitar danos ao meio ambiente.



Figura 13. Fotografia do chorume bruto do Aterro Municipal de Campo Bom, RS.

A sistemática de operação consiste na passagem do chorume pelas duas lagoas. Entretanto, devido a baixa vazão, descarte do efluente pode levar semanas, ou até meses, o que proporciona uma digestão microbiológica do efluente. Em cada batelada, são descartados aproximadamente 20 m³ de chorume tratado. O lodo gerado é retido dentro da própria lagoa.

Porém, a eficiência do processo é baixa, principalmente decorrente da saída de uma grande quantidade de sólidos suspenso no efluente final. Assim, dentro da concepção do presente trabalho, avaliou-se a possibilidade de tratamento físico-químico por coagulação, inicialmente, sob duas ópticas:

A primeira consistiu na coagulação do efluente na entrada da lagoa 1, com o objetivo de remoção de grande parte da carga orgânica suspensa, o que permitiria uma maior eficiência de tratamento na lagoa aeróbia seguinte. Porém, em testes de laboratório, a coagulação não se mostrou eficiente, uma vez que quase a totalidade da carga orgânica encontra-se na forma dissolvida.

Assim, realizaram-se testes de coagulação com o efluente na entrada da lagoa 2, a qual mostraram-se eficientes. A digestão anaeróbia ocorrida na lagoa 1 permitiu a conversão de grande parte dos sólidos dissolvidos em sólidos suspensos, permitindo uma boa remoção da carga poluente pelo processo de coagulação.

A Tabela 8 apresenta os resultados de duas análises realizadas para caracterização do chorume presente na Lagoa 2. Essas análises foram realizadas com o intuito de se obter dados mais consistentes do efluente bem como acrescentar alguns parâmetros de qualidade da água na previstos na licença de operação.

Tabela 8. Características de duas amostras do chorume bruto do Aterro Sanitário do Município de Campo Bom, RS.

Parâmetros	Amostra (25/08/09)	Amostra (09/10/09)	Consema 128/2006
pH	7,4	7,0	Entre 6 - 9
S.Suspensos (mg/L)	44	360	125
DBO ₅ (mg/L)	979	2510	180
DQO (mg/L)	3264	7305	400
COT (mg/L)	1240	-	-
Col.Totais (NMP/100 mL)	110000	16000	105
N (mg/L)	284,2	313,7	20
P (mg/L)	4,2	8,7	4
Zn (mg/L)	0,18	0,42	2
Al (mg/L)	0,59	<0,2	10
Mn (mg/L)	2,55	3,28	1
Fe total (mg/L)	25,4	25,4	10
Sulfatos (mg/L)	47,4	62,5	-

Os valores foram comparados com padrões de emissão efluentes líquidos da Resolução CONSEMA 128/2006. Conforme pode ser observado na Tabela 8, os parâmetros sólidos suspensos, DBO₅, DQO, nitrogênio total e coliformes fecais estão acima do permitido pela legislação vigente.

Pode-se observar que a segunda amostra apresenta-se bem mais carregada em poluentes, incluindo sólidos suspensos, carga orgânica, nutrientes (N e P), metais e sulfatos. Porém, em termos de coliformes fecais, a concentração é menor. A carga orgânica de ambas amostras é elevada e a biodegradabilidade (DBO/DQO \approx 0,3) baixa. Estas características apontam para uma provável

baixa eficiência de tratamento caso a opção seja por processos biológicos (VON SPERLING, 1966).

Entretanto, considerando a necessidade tratamento para descarte, a sistemática de tratamento empregada pela administração do aterro, as características do efluente (baixa relação DBO/DQO) e a relativa proximidade com a região carbonífera do Estado com potencial de produção de coagulantes férricos; efetuaram-se estudos em bancada para avaliar a possibilidade de tratamento do chorume empregando reagentes originários da oxidação da pirita para coagulação simples e reação de Fenton.

4.2 Tratamento do Chorume por Coagulação com o SF-Pirita

Para o estabelecimento da melhor condição de coagulação do chorume utilizando coagulante férrico obtido a partir da oxidação da pirita presente em rejeitos de carvão, realizou-se um estudo prévio para avaliar a melhor concentração de Fe^{+3} e o melhor pH para coagulação. Esses resultados foram avaliados em termos de cor e turbidez residual.

A Tabela 9 apresenta os resultados obtidos considerando dosagens que variaram de 500 a 1250 mg/L de Fe^{+3} . Pode-se observar que uma boa coagulação foi obtida nas dosagens de 1000 mg/L e 1250 mg/L. Neste trabalho, dosagens superiores a 1000 mg/L proporcionaram bons resultados de remoção de cor e turbidez. Optou-se por empregar a dosagem de 1000 mg/L, pois, apesar da dosagem de 1250 mg/L proporcionar uma acréscimo na remoção de cor, ela acarreta em um maior gasto de reagentes e na geração de uma maior volume de lodo.

Tabela 9 – Efeito da concentração do coagulante SF-Pirita na remoção de cor e turbidez do chorume em pH 7,0 +/- 0,1.

Dosagens de SF-Pirita	pH	Cor (Hazen)	Turbidez (NTU)	Efeito de Coagulação
500 mg/L	7,0	335	68,5	Não
750 mg/L	7,0	151	24,2	Insipiente
1000 mg/L	7,1	101	16,4	Sim
1250 mg/L	7,1	80	15,1	Sim

A Tabela 10 apresenta os resultados obtidos mantendo-se a concentração de Fe^{3+} em 1000 mg/L e variando-se o pH de 6,0 a 8,5. Pode-se observar que o melhor pH para remoção de cor é 7,5 enquanto que o pH para melhor remoção de turbidez é 7,0.

No presente caso, optou-se como melhor o pH 7,0, pois proporcionou menor turbidez residual. A coagulação em valores de pH abaixo de 7,0 apresentaram piora significativa nos parâmetros analisados.

Tabela 10 – Efeito do pH na coagulação com o SF-Pirita na remoção de cor e turbidez na dosagem de 1000 mg/L de Fe^{3+} .

Dosagens de SF-Pirita	pH	Cor (Hazen)	Turbidez (NTU)	Efeito de Coagulação
1000 mg/L	6,0	316	92,8	Sim
1000 mg/L	6,5	301	55,4	Sim
1000 mg/L	7,0	129	41,2	Sim
1000 mg/L	7,5	65	44,9	Sim
1000 mg/L	8,0	101	43,8	Sim
1000 mg/L	8,5	80	60,5	Sim

Os resultados obtidos variando a concentração do coagulante e o pH do meio e seu efeito na cor e turbidez residual podem ser também visualizados nas Figuras 14, 15, 16 e 17.

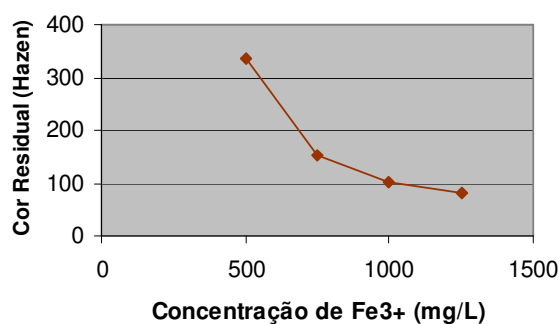


Figura 14. Efeito da concentração do coagulante SF-Pirita na remoção de cor do chorume em pH 7,0 +/- 0,1.

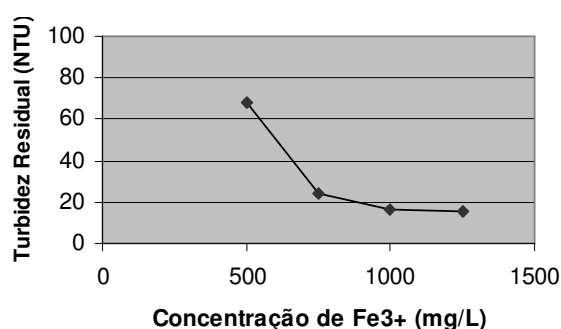


Figura 15. Efeito da concentração do coagulante SF-Pirita na remoção de turbidez do chorume em pH 7,0 +/- 0,1.

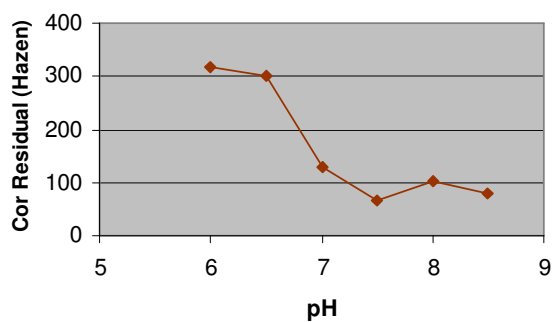


Figura 16. Efeito do pH do meio na coagulação com SF-Pirita na remoção de cor do chorume na dosagem de 1000 mg/L.

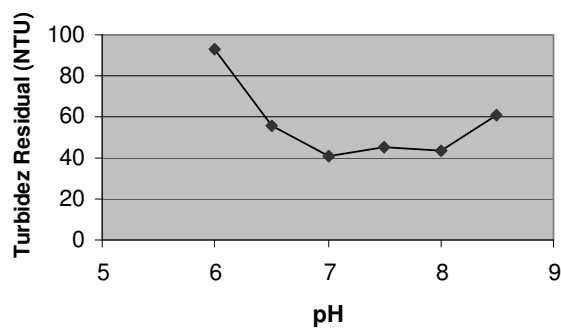


Figura 17. Efeito do pH do meio na coagulação com SF-Pirita na remoção de turbidez do chorume na dosagem de 1000 mg/L.

A Tabela 11 apresenta os resultados dos ensaios de coagulação realizados com o SF-Pirita em uma dosagem de 1000 mg/L dos coagulantes em pH 7,0. A Tabela apresenta, para fins comparativos, os resultados obtidos com um coagulante comercial, o SF-Sucata, bem como os padrões de emissão previstos na Resolução no 128/2006 do CONSEMA. Observa-se que, por ser um aterro de pequeno porte, a vazão do lixiviado não excede a 20 m³/dia.

Tabela 11. Características do chorume bruto, tratado com 1000 mg/L de SF-Pirita e tratado com 1000 mg/L de SF-Sucata, ambos em pH 7,0.

Parâmetro	Chorume bruto	SF - Pirita	SF-Sucata	Padrão de Emissão (Consema)
Alumínio total (mg/L)	<0,2	<0,2	<0,2	10
Chumbo total (mg/L)	<0,005	<0,005	<0,005	0,5
Cobre total (mg/L)	<0,0015	<0,0015	<0,0015	0,5
Coliformes totais (NMP/100mL)	16000	45	30	105
Cromo total (mg/L)	0,6	<0,003	<0,003	0,5
DBO ₅ (mg/L O ₂)	2510	2074	2289	180
DQO (mg/L O ₂)	7305	6169	6429	400
<i>Escherichia coli</i> (NMP/100mL)	Presente	Ausente	Ausente	-
Ferro total (mg/L)	25,4	0,7	0,3	10
Fósforo total (mg/L)	8,68	3,06	0,12	4
Manganês total (mg/L)	3,3	1,8	8,3	1
Níquel total (mg/L)	0,111	<0,006	<0,006	1
Nitrogênio total Kjeldahl (mg/L)	313,7	287,4	227,6	20
Sólidos suspensos totais (mg/L)	360	12	14	180
Sulfato (mg/L)	62,5	63,4	59,1	-
Zinco total (mg/L)	0,4	0,1	0,2	2
Cor	-	101	105	-
Turbidez (NTU)	-	16,4	15,2	-
Lodo Seco (g/L)	-	2,6	3,5	-

Pode-se observar que ambos os coagulantes promoveram a remoção de carga orgânica, metais, nitrogênio, fósforo e bactérias do grupo coliforme. Para o SF-Pirita, as reduções de DBO₅ e DQO foram de 17 % e 15%, respectivamente.

Os metais apresentaram eficiências de remoção de 97 % (Fe), 45% (Mn), 63% (Zn) e os nutrientes de 65% (P) e 24% (NKT). Para o SF-Sucata, a redução do parâmetro de DBO₅ e DQO foi de 9 % e 12%, respectivamente. As eficiências de remoção de metais foram de 99% (Fe), 50% (Zn) e os nutrientes de 98% (P) e 27% (NKT). A concentração de Mn aumentou, o que pode ser explicada pela alta concentração deste elemento no coagulante produzido a partir da sucata metálica. Cabe observar que o SF-pirita apresentou uma menor quantidade de lodo gerado.

Os resultados obtidos demonstram que ambos coagulantes são eficientes no tratamento de lixiviados de resíduos sólidos urbanos. A Figura 18 apresenta um fotografia com o resultado da clarificação do chorume após o tratamento do efluente com 1000 mg/L do SF-Pirita em pH 7,0.



Figura 18. Fotografia do chorume bruto (direita) e após o tratamento com o SF-Pirita (esquerda).

Os parâmetros analisados demonstraram que a coagulação é altamente eficiente na remoção de vários contaminantes do chorume após uma este passar por uma etapa de digestão biológica (no presente caso, predominantemente anaeróbia). Para esse efluente em particular, o uso de coagulantes férricos são preferíveis aos coagulantes a base de alumínio, pois podem apresentar a vantagem de proporcionar uma maior remoção de fósforo (METCALF e EDDY,2003)

Entre os dois coagulantes estudados, sulfato férrico produzido a partir da pirita (SF-Pirita) e o sulfato férrico produzido a partir da sucata (SF-Sucata), o primeiro apresenta as vantagens de potencialmente poder ser produzido a menor custo (não é necessário adição de ácido sulfúrico no processo produtivo). Ainda, pode ser produzido no Estado do Rio Grande do Sul nas próprias minas

de carvão, algumas das quais estão sendo empregadas como aterros de resíduos sólidos urbanos, como ocorre no Município de Minas do Leão. Para este caso em específico, dois impactos ambientais seriam atenuados, uma vez que o custo para tratamento deste chorume seria minimizado pelo benefício da logística operacional.

Com objetivo de melhorar a qualidade dos agregados, testes de floculação foram realizados no Aparelho de Jarros. A Tabela 12 resume os resultados obtidos empregando-se dois polímeros floculantes, uma poliacrilamida catiônica de alto peso molecular e uma policrilamida aniônica de alto peso molecular. Ambos floculantes apresentaram um bom desempenho, porém o polímero aniônico apresentou resultados levemente superiores, principalmente em relação a clarificação do efluente. A dosagem ótima foi definida como 5 mg/L. A Tabela 12 e as Figuras 19 e 20 resumem os resultados obtidos.

Tabela 12. Dosagem ótima do floculante e o efeito de coagulação

Polímero/	Efeito de Floculação				
	Concentração 0 mg/L	Concentração 5 mg/L	Concentração 10 mg/L	Concentração 15 mg/L	Concentração 20 mg/L
Aniônico	Nula	Ótimo	Bom	Bom	Bom
Catiônico	Nula	Muito Bom	Bom	Bom	Bom

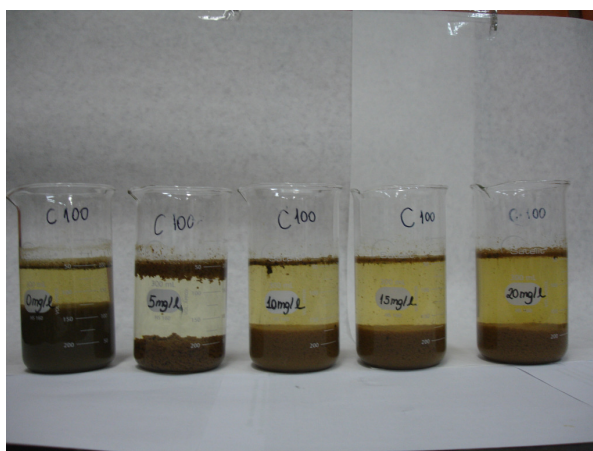


Figura 19. Efeito da concentração do polímero aniônico C-100 na agregação dos coágulos.

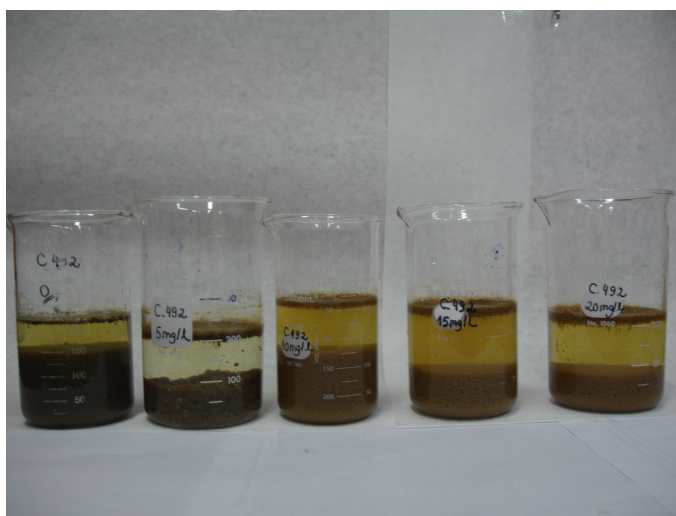


Figura 20. Efeito da concentração do polímero aniônico C-492 na agregação dos coágulos

Após determinada a concentração ideal do polímero (5mg/L) do polímero flocculante C-100, partiu-se para o ensaio de lodo sedimentado através do Cone de Imhoff, com duas amostras de chorume bruto (Figura 21). No primeiro cone (esquerda), conforme a figura 20 mostra, o chorume foi tratado exclusivamente com 1000 mg/L do coagulante SF – Pirita. No segundo cone (direita), o chorume foi tratado com 1000 mg/L do coagulante SF – Pirita e 5 mg/L do flocculante aniônico C-100. Pode-se observar, que o volume de lodo sem aplicação do polímero flocculante foi de aproximadamente de 140 mL/L, enquanto que com a aplicação do polímero flocculante foi de 60 mL/L, demonstrando que o emprego do flocculante permite obter lodos mais adensados. A massa de lodo gerada foi da ordem de 3,5 g/L, para ambos testes, similares aos obtidos nos estudos de coagulação prévios (Tabela 11).

Assim, com a adição do polímero aniônico, verifica-se que a agregação dos coágulos foi aumentada, a velocidade de sedimentação aumentou e foi possível obter um lodo com menor teor de água.

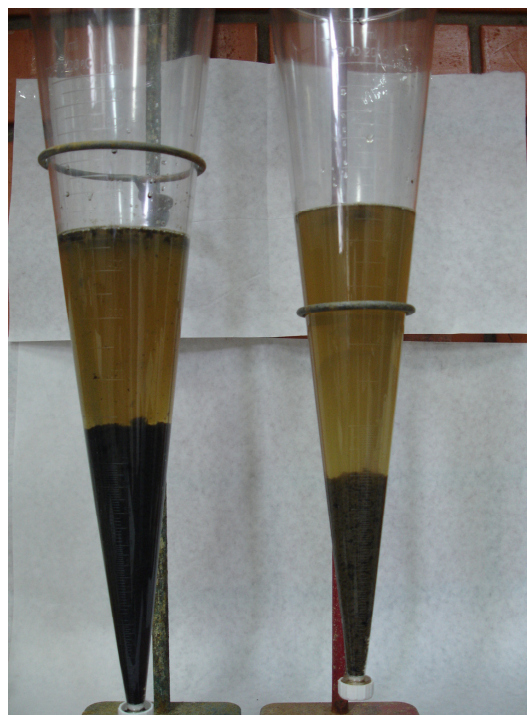


Figura 21. Determinação dos sólidos sedimentáveis no Cone de Imhoff do efluente tratado por coagulação com 1000 mg/L de SF-Pirita (esquerda) e com 1000 mg/L de SF-Pirita e 5 mg/L de Polímero Floculante (direita).

4.3 Tratamento do Chorume pela Reação de Fenton

Com o intuito de promover ganho adicional na qualidade da água tratada, realizou-se o tratamento pela Reação de Fenton, empregando uma drenagem ácida de minas rica em Fe^{2+} . A dosagem aplicada de DAM foi a necessária para que a concentração de Fe ficasse em 1000 mg/L. A Tabela 13 apresenta o resultado do chorume bruto e tratado considerando exclusivamente o efeito de coagulação (adição de DAM sem H_2O_2) e considerando a Reação de Fenton (adição de DAM com H_2O_2). No processo considerando somente a adição de DAM, o pH foi ajustado para 8,3, a fim de haver a precipitação de todo o Fe^{2+} . No teste realizado pela Reação de Fenton, o ajuste foi realizado em pH 7,0, uma vez que o H_2O_2 promove a oxidação de todo o Fe^{2+} para Fe^{3+} .

Tabela 13. Características do chorume por coagulação/precipitação e pela Reação de Fenton. Condições dos ensaios: Fenton – 1000 mg/L Fe total, 663 mg/L Fe^{2+} , 7,63 mL/L H_2O_2 ; Coagulação/precipitação - 1000 mg/L Fe total, 663 mg/L Fe^{2+} .

Parâmetros	Chorume Bruto	Coagulação/precipitação	Reação de Fenton	VMP CONSEMA 128/06
pH	7,0	8,3	7,0	5/set
S.Suspensos (mg/L)	360	25	14	-
COT (mg/L) ⁻¹	1240	970	800	-
Turbidez (NTU)	-	12	17	-
Cor (Hazen)	-	457	101	-
Col. Totais (NMP/100 mL)	16000	240	< 2	104
<i>E. coli</i> , (NMP/100 mL)	Presente	4,0	Ausente	-
N (mg/L)	314	209	235	20
P (mg/L)	8,69	0,01	1,71	3
Zn, (mg/L)	0,41	< 0,05	0,20	5
Al (mg/L)	<0,2	0,49	<0,2	-
Mn (mg/L)	3,3	0,09	2,5	1
Fe total (mg/L) ¹	25,3	1,5	0,52	15
Massa de lodo seco (g/L)	-	3,0	3,4	-

O processo Fenton apresentou uma série de vantagens. A menor concentração de COT e o menor valor de cor demonstram que o processo Fenton é efetivamente mais eficiente na destruição

de carga orgânica dissolvida. Observa-se que a medição de carga orgânica foi realizada por carbono orgânico total pela razão que as análises de DBO e DQO sofrem interferência do H_2O_2 (APHA, 2005). Os resultados de Coliformes totais e *Escherichia Coli* confirmam a maior eficiência de desinfecção do processo Fenton.

Na Figura 22 é possível visualizar a alteração no aspecto visual do chorume tratado via Fenton. Este resultado foi possível principalmente pela redução significativa dos compostos orgânicos presente na amostra.

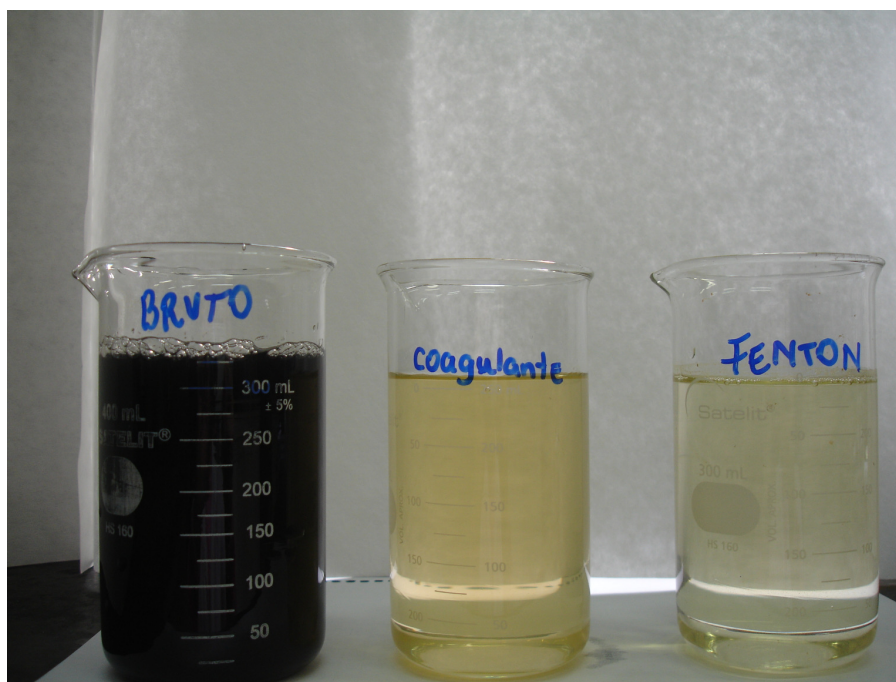


Figura 22. Resultado do tratamento utilizando coagulação simples e a Reação de Fenton. Condições dos ensaios: Fenton – 1000 mg/L Fe total, 663 mg/L Fe^{2+} , 7,63 mL/L H_2O_2 , ajuste final do pH para pH 7,0; coagulação/precipitação - 1000 mg/L de Fe total, 663 mg /L Fe^{2+} , ajuste final do pH para 8,3.

Porém, apesar do processo Fenton proporcionar uma significativa melhora da qualidade do efluente, mesmo quando comparado com processo de coagulação-floculação, os resultados demonstram que a eficiência de tratamento não é suficiente para atender os padrões de descarte. Os parâmetros acima das exigências federais e estaduais de emissão são DQO, DBO_5 e nitrogênio. Por outro lado, a concentração residual de metais pesados em ambos os ensaios é menor que a exigida para o descarte. A massa de lodo seco gerada em ambos ensaios também ficou na faixa de aproximadamente 3,0 a 3,5 g/L.

As sugestões para que o tratamento do lixiviado obtenha os parâmetros exigidos para lançamento (Resolução CONSEMA n 128/2006) seria interessante integrar os processo físico-químicos (utilizando coagulação/floculação ou processo oxidativo avançado pela reação Fenton) aos processos biológicos (principalmente aeração) e polimento, simultaneamente.

Desta maneira, aplicando o processo físico-químico de coagulação ou Fenton, para ambos os processos escolhidos, como etapa preliminar resolveríamos a questão dos parâmetros de cor, turbidez, sólidos suspensos e metais pesados. A matéria orgânica e o pH são significativos e influenciam diretamente no crescimento de bactérias no processo de nitrificação.

Nos sistemas biológicos as lagoas aeradas seria uma boa opção, seguido de um polimento final, o que resolveria significativamente as questões dos coliformes, redução das bactérias, sólidos em suspensão, nutrientes, DBO podendo chegar a 95% (quando a lagoa aerada é bem operada), além dos odores indesejáveis que ocorrem nos aterros sanitários urbanos. Outra vantagem da utilização da aeração nas lagoas que possuem este tipo de efluente de cor escura, é a geração de um equilíbrio da oxidação e da fotossíntese para garantir condições aeróbias em todo o meio.

Os ensaios com o coagulante desenvolvido por Menezes et al, 2009 demonstraram ser eficiente no tratamento por coagulação de lixiviados de aterros de resíduos sólidos urbanos. Os resultados obtidos são similares a um coagulante sulfato férrico produzido a partir de sucata metálica, porém o custo do coagulante produzido a partir do rejeito da pirita tem um custo mais baixo, comparando com coagulantes comerciais, o que viabilizaria a sua utilização em escala piloto e em plantas de bacias de tratamento do chorume.

5 CONCLUSÕES

A partir dos resultados desta pesquisa, pode-se concluir que:

- A metodologia de tratamento empregada no Aterro Sanitário de Campo Bom, consiste na digestão anaeróbia do chorume em lagoas, seguido pelo tratamento em batelada do efluente com auxílio de coagulante e soda cáustica. Essa prática mostra-se viável para aterros de pequeno porte atingido valores de eficiência consideráveis na remoção de carga orgânica. Porém, a qualidade final do efluente não atinge os padrões de emissão exigidos pela legislação.

- Os resultados demonstraram que o coagulante produzido a base de rejeito rico em pirita (SF-Pirita) é eficiente no tratamento por coagulação de lixiviados de aterros de resíduos sólidos urbanos. Os resultados obtidos são similares a um coagulante sulfato férrico produzido a partir de sucata metálica. O emprego de um coagulante férrico permite a redução de vários componentes do chorume, incluindo carga orgânica, microrganismos, metais e nutrientes, reduzindo assim o impacto ambiental nos mananciais quando lançado.

- Ao confrontar os processos Fenton e coagulação simples, pode-se observar superioridade do processo Fenton na redução de COT e cor e também na desinfecção do efluente. Quanto à emissão, ambos processos são insuficientes para enquadrar o efluente nas exigências de carga orgânica e nitrogênio, exigindo etapas posteriores de tratamento.

- Os testes com o uso da drenagem ácida de mineração como coagulante e fonte de Fe^{2+} na reação de Fenton mostraram-se possíveis, demonstrando ser esta uma alternativa viável para a economia em reagentes empregados no tratamento do chorume gerado em aterros de resíduos sólidos urbanos próximos a regiões de mineração de carvão.

6 SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

A partir dos resultados encontrados, são feitas algumas sugestões para trabalhos futuros:

- Caracterizar o lodo gerado e avaliar possíveis alternativas de descarte deste material.

- Estudar o processo em planta piloto do coagulante SF –Pirita e, posteriormente, em escala industrial.

- Estudar a integração do processo de tratamento por coagulação integrado com processo biológicos.

- Estudar a possibilidade do efluente também pode ser tratado por processos não convencionais visando a melhoria da qualidade da água e quem sabe o seu reúso.

- Fazer um trabalho de divulgação da pesquisa junto as prefeituras municipais para divulgação dos resultados obtidos, a fim de que se consiga aplicar também o coagulante SF-Pirita em escala piloto no tratamento de chorume em aterros já existentes e que apresentam problemas de redução nos principais parâmetros exigidos pelos órgãos ambientais.

- Estudar o processo físico-químico aplicando o coagulante a base de rejeito de carvão SF – Pirita para outros efluentes industriais nos mais variados segmentos e também em aterros industriais de resíduos perigosos.

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABERLING *et al*, **Tratamento físico-químico de lixiviado de aterro sanitário por filtração direta ascendente**. - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2004.

ADAMSON, A.W. **Physical chemistry of surfaces**. 5.ed. New York: John Wiley Sons, 1990. 777p.

AMBIENTE BRASIL, **Carvão**. Disponível em: <<http://www.ambientebrasil.com.br/>>. Acesso em: 27 nov. 2009.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. Washington D.C.: APHA-AWWA-WEF, 2005.

ANDREOZZI, R.; Caprio, V.; Insola, A.; R. **Advanced oxidation processes for the treatment of mineral oil- contaminated wastewaters**. Elsevier Science, Napoli, v.34, n.2, p.620-628, 2000.

BARBIERI, L. Catástrofe no Rio dos Sinos. **Jornal Zero Hora**, Porto Alegre, 12 mar. 2009. Acessado em 29 de novembro de 2009.

BARROS, A. L., et al. Decolorizing dye wastewater from the agate industry with Fenton oxidation process. **Minerals engineering**, Porto Alegre, v.19, p. 87-90, 2006.

BIDONE, F.R.A.; POVINELLI, J. **Conceitos básicos de resíduos sólidos**. São Carlos: EESC/USP, 1999.

BRATBY, J. **Coagulation and Flocculation: With an Emphasis on Water and Wastewater Treatment**. Croydon: Upland Press, 1980. 354p.

CHRISTENSEN, T.H. et al. Biogeochemistry of landfill leachate plume. **Applied Geochemistry**, Technical University of Denmark, 16, p. 659-718, 2000.

DE LUCA, S. Medidas corretivas e preventivas de impactos da mineração. In: **Carvão Mineral II**. Porto Alegre: UFRGS, 1991.

DIAS, E.G.C.S. **Avaliação de impacto ambiental de projetos de mineração no estado de São Paulo**. Tese (Doutorado) - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2001.

FITCH,E.B.; STEVENSON, D.G. Gravity separation equipment: clarification and thickening. In: **PURCHAS, D.B.(Ed.). Solids/liquid Separation Equipment Scale-up**. Croydon: Upland Press, 1977. Cap.4, p.81-153.

FLECK, E. **Sistema integrado por filtro anaeróbio, filtro biológico de baixa taxa e banhado contruído aplicado ao tratamento de lixiviado de aterro sanitário**. 213 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2003. .

GREGORY, J. The role of colloid interaction in solid-liquid separation. **Water Science and Technology**, London, v.27, n.10, p.1-17, 1993.

HUANG, C.P. ; DONG, C. Advanced chemical oxidation: its present role and potential future in hazardous waste treatment. **Waste Management**, Amsterdam, v.13, p.361 – 377, 1993.

JARDIM, W.F. **Processos oxidativos avançados**. São Paulo: Universidade Estadual de Campinas , 2004.

JEFFERY, G.H. et al. **Vogel's textbook of quantitative chemical analysis**. London: Longman Scientific & Technical, 1989.

KJELDEN, P. et al. Present and long-term composition of MSW landfill leachete: a review critical , reviews in environmental science and technology, **Environmental Science and Technology**, Recife ,v.4, n.32, p.297-336, 2002.

KONARZEWSKI, V.H. ; SCHNEIDER, I.A.H. Atenuação de efluente de aterro sanitário utilizando-se a mistura do chorume com drenagem ácida de minas. In: ENCONTRO NACIONAL DE TRATAMENTO DE MINÉRIOS E METALURGIA EXTRATIVA, 23., 2009, Gramado. **Anais...** Gramado : UFRGS , 2009. p.219-223

KONTOPOULOS, A. Acid mine drainage control. In: **Effluent treatment in the mining industry**. Santiago: University of Concepción, 1998.

KOPEZINSKI, I. **Mineração x meio ambiente**: considerações legais, principais impactos ambientais e seus processos modificadores. Porto Alegre: Editora da Universidade, 2000.

LEE, H.; SHOA, M. Removal of COD and color from livestock wastewater by the Fenton method. **Journal of Hazardous Materials**. **Journal of Hazardous Materials**, Amsterdam, v. 153, p. 1314-1319, 2007.

LILGE, D.S.; et al. Ensaio estáticos e cinéticos na previsão da drenagem ácida de minas na mineração de carvão no sul do Estado de Santa Catarina, RS, Brasil. In: ENCONTRO NACIONAL DE TRATAMENTO DE MINÉRIOS E METALURGIA EXTRATIVISTA, 21., 2005, Natal. **Anais...**: UFRN, 2005.

LIMA, L.M.Q. **Estudo da influência da reciclagem de chorume na aceleração da metanogênese em aterro sanitário**. 242 f. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) – Departamento de Hidráulica e Saneamento, Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, SP, 1988.

MACHADO, C.F. **Avaliação da presença de microrganismos indicadores de contaminação e patogênicos em líquidos lixiviados do aterro sanitário de Belo Horizonte**. 125 p. Dissertação (Mestrado). - Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), Belo Horizonte, 2004.

MANSILLA, H.D. et al. Homogeneous and heterogeneous advanced oxidation of a bleaching effluent from the pulp and paper industry. **Elsevier Science**, **Concepción**, Chile, v.35, n.4, p.273-278, 1997.

MENEZES, J.C.S.S.; SILVEIRA, P.S.; SCHNEIDER, I, A.H. Potencial de produção de sulfato férrico a partir de rejeitos de carvão dos Estados do Rio Grande do Sul, Santa Catarina e Paraná. In: ENCONTRO NACIONAL DE TRATAMENTO DE MINÉRIOS E METALURGIA EXTRATIVA, 23. 2009., Gramado. **Anais...**, Gramado : UFRGS, 2009. p.391-396.

METCALF & EDDY. **Water reuse: issues, technologies, and applications.** São Paulo : McGraw-Hill, 2006.

MORAES, P. B.; BERTAZZOLI, R. **Degradação fotoelétrica de chorume de lixo gerado em aterros sanitários.** In: III Workshop Brasil-Japão, 2005, Campinas. III Workshop Brasil Japão: energia, meio ambiente desenvolvimento sustentável. Campinas: CORI – Unicamp, v.1, p.24-25, 2005.

MORAIS, J.L.; SIRTORI, C.; PERALTA-ZAMORA, P.G. Tratamento de chorume de aterro sanitário por fotocatalise heterogênea integrada a processo biológico convencional. **Química Nova** , São Paulo, v.29, n.1, 2006.

OPPENLANDER, T. **Photochemical purification of water and air.** Weinheim: Wiley – Vch Verlag, 2003.

PACHECO, J.R., PERALTA-ZAMORA, P.G., Integração de processos físicos-químicos e oxidativos avançados para remediação de aterro sanitário (chorume). **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v.9, n.4, p.306-311, 2004.

PASTORE, E.L.; MIOTO, J.A. Impactos ambientais em mineração com ênfase à drenagem ácida e transporte de contaminantes. **Revista Solos e Rochas**, São Paulo, v.23, n.1, p.33 -53, 2000.

PHILIPPI Jr., A.; ROMÉRIO, M.A.; BRUNA. G.C.; **Curso de gestão ambiental.** São Paulo : Universidade de São Paulo, 2004.

POHLAND, F.G.; HARPER, S.R. **Critical review end summary of leachate and gas production landfill.** EPA/600/2-86/073. Hazardous waste environmental research laboratory. Office of research and development, United States Environmental Protection Agency, p.165, 1996.

RAVINA, L. **Everything you want to know about Coagulation & Flocculation.** Staunton: Zeta-Meter Inc. 1993. 36p.

REINHART, D.R.; GROSH, C.J. **Analysis of Florida MSW landfill leachate quality of Central Florida**: University of Central Florida, 1988.

RHYNER, Charles R. et al. **Waste management and resource recovery**. Los Angeles: Lewis Publishers, 1995.

RIO GRANDE DO SUL. Conselho Estadual de Meio Ambiente. **Resolução nº128/2006**. Porto Alegre, 24 nov.2006.Disponível em < [http://sema.rs.gov.br/sema/jsp/consema_resolucao_lista_ano.jsp? ANO=2006](http://sema.rs.gov.br/sema/jsp/consema_resolucao_lista_ano.jsp?ANO=2006). Acesso em: 17 nov. 2009.

RUSSEL, D.L. **Practical wastewater treatment**. Hoboken. New Jersey: Wiley-Interscience, 1943.

SERAFIM, A. C. et al. **Chorume, impactos ambientais e possibilidades de tratamentos**. In: FÓRUM DE ESTUDOS CONTÁBEIS, 3. Rio Claro: Centro Superior de Tecnologia; 2003, p. 6-7.

SISINNO, C.L.S. MOREIRA, J. C. Avaliação da contaminação e poluição ambiental na área de influência do aterro controlado do Morro do Céu, Niterói, Brasil. **Cadernos de Saúde Pública**, Rio de Janeiro, v.12, p.515 -523, 1996.

SOLARI, J. A. Avanços recentes no tratamento de efluentes por flotação a ar dissolvido. **Engenharia Sanitária**, Rio de Janeiro: v.20,n.3,p.332-335, 1981

SOUZA, VICENTE PAULO DE. **Formação de barreira geoquímica para abatimento de drenagens ácidas de pilhas de estéril piritoso**. São Paulo, 142 p., 2002. Tese (doutorado) – Universidade de São Paulo.

STRAUSS. E.L ; MENEZES, L. V.T. Minimização de resíduos. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 17, 1994, Natal. **Anais...** Natal: IBAMA CETSAB, 1993.

TAUCHERT, E.; PERALTA-ZAMORA, P. Avaliação de processos fotoeletroquímicos no tratamento de líquidos lixiviados de aterros sanitários. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v.9, n.3, 2004.

TCHOBANOGLIOUS, G., BURTON F., STENSEL, H.D., **Wastewater engineering treatment and reuse: Metcalf & Eddy**. Boston: McGraw Hill, 2003. 1819p.

TEIXEIRA, C. P. A. B. ; JARDIM , J. F., Processos oxidativos avançados conceitos teóricos. **Caderno Temático**, Campinas, v.3, 2004.

TENÓRIO, J. A.S.; ESPINOSA, D.C.R. Controle ambiental de resíduos sólidos. In:

TIZAOU, C. et al. Landfill leachate treatment with ozone and ozone/hydrogen peroxide systems. **Journal of Hazardous Materials**, Amsterdam, 140, p.316-324, 2006.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Belo Horizonte : UFMG, 1996.

VON SPERLING, M. **Lagoas de estabilização**. Belo Horizonte : UFMG, 1996.

VON SPERLING, M. **Lodos ativados**. Belo Horizonte : UFMG, 1996.

WEBER Jr. ,W.J. **Physicochemical processes for water quality control**. New York: Wiley-Interscience, 1972. 750p.

ZHANG, H., ZHANG, D., ZHOU, J. Removal of COD from landfill leachate by electro-Fenton method. **Journal of Hazardous Materials**, 135, p. 106-111, 2005.