



UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
ESCOLA DE ENGENHARIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA QUÍMICA
ENG07053 - TRABALHO DE DIPLOMAÇÃO EM
ENGENHARIA QUÍMICA



**Avaliação da Aplicação do Processo de Eletrólise
no Tratamento do Chorume de Aterro Sanitário**

Autor: Hiroki Toba

Orientadora: Prof. Aline Schilling Cassini

Porto Alegre, março de 12

Sumário

1	Introdução	1
2	Fundamentos Teóricos e Revisão Bibliográfica	3
2.1	Tratamento de Efluentes	3
2.2	Eletrólise	4
2.3	Aterros Sanitários	9
3	Materiais e Métodos	14
3.1	Coleta das amostras	14
3.2	Caracterização da amostra	16
3.2.1	DQO	16
3.2.2	Turbidez	17
3.2.3	pH	18
3.2.4	Condutividade	18
3.3	Testes Físico-Químicos	18
3.4	Equipamento de eletrólise	19
3.5	Procedimento Experimental	20
4	Resultados e Discussão	22
4.1	Caracterização do chorume	22
4.2	Testes de eletrólise	23
5	Conclusões	29
6	Sugestões para Trabalhos Futuros	30
7	Bibliografia	31

Agradecimentos

Para que a concretização deste estudo se efetivasse: agradeço às inúmeras pessoas que foram incentivadoras neste processo e seus ensinamentos serão, a partir de agora, essenciais em minha caminhada pessoal e profissional.

Então, por estes extraordinários exemplos, expresso meus reais agradecimentos.

Primeiramente, agradeço a minha família: minha mãe, Julia Fumie Toba, meu pai, Hiroshi Toba e minhas irmãs, Sayuri e Mayumi. Obrigado pela força e por sempre estarem presentes! Sem vocês nunca teria concluído este curso.

À Prof. Aline Schilling Cassini, pela sua paciência e inteligência, que sempre soube orientar e valorizar esta pesquisa.

Ao bolsista Igor Bellotto Gomes que foi fundamental para a realização desta pesquisa.

Aos professores, mestres e doutores que a mim repassaram seus conhecimentos, fazendo que meu desenvolvimento fosse o melhor possível.

Aos meus amigos, colegas de curso e disciplinas que compartilharam comigo seus conhecimentos.

A todos aqueles que de alguma forma contribuíram ou torceram pela concretização desta pesquisa.

Resumo

Os aterros sanitários, embora tenham atenuado os problemas associados a disposição final de resíduos sólidos, trouxeram consigo outra questão, não menos importante: a geração de um efluente líquido chamado de chorume. Este trabalho apresenta uma proposta de tratamento de chorume de aterro sanitário, envolvendo a aplicação da eletrólise. Foram avaliados os comportamentos de três tipos de amostras frente a este processo: o chorume bruto (como coletado), o chorume após filtração prévia e o clarificado do chorume pós-tratamento físico-químico. A remoção da matéria orgânica, avaliada através da demanda química de oxigênio (DQO), foi insatisfatória. A redução de DQO do chorume bruto foi de 1,90%. Para o chorume filtrado, a eficiência na redução da DQO foi de 9,37%, e para o chorume clarificado, foi de 8,18%. Embora os resultados tenham sido considerados insatisfatórios, este método de tratamento não deve ser descartado, mas, sim, estudado mais profundamente. Neste sentido são apontados procedimentos que podem ser aperfeiçoados em trabalhos futuros.

Lista de Figuras

Figura 2.1: valores de DBO e DQO e as relações entre estes dois parâmetros. ...	7
Figura 2.2: Ilustração esquemática de um aterro sanitário em três diferentes etapas.	10
Figura 3.1: fotografia da célula encerrada com cobertura vegetal.....	15
Figura 3.2: fotografia das lagoas que compõem o sistema de tratamento de lixiviados.....	15
Figura 3.3: fotografia do evaporador de chorume.	16
Figura 3.4: fotografia do sistema de eletrodos.	19
Figura 3.5: fotografia do sistema montado para a realização da eletrólise.	20
Figura 4.1: gráfico da variação de pH em função do tempo de eletrólise.....	23
Figura 4.2: variação da condutividade em função do tempo de eletrólise.....	24
Figura 4.3: fotografia do conjunto de eletrodos após 180 minutos de eletrólise...	25
Figura 4.4: variação da DQO em função do tempo de eletrólise.....	26
Figura 4.5: fotografia do eletrodo de aço inox após as eletrólises.....	27

Lista de Tabelas

Tabela 4.1: caracterização do chorume bruto.	22
---	----

Lista de Símbolos e Abreviaturas

°C – graus Celsius

A - ampéres

APHA - American Public Health Association

aq – aquoso

cm – centímetros

cm² – centímetro quadrado

CONSEMA – Conselho Estadual do Meio Ambiente

COT – Carbonos Orgânicos Totais

Cr⁺³ – íon cromo (III)

Cr₂O₇⁻² – íon dicromato

DBO – Demanda Biológica de Oxigênio

DQO – Demanda Química de Oxigênio

e⁻ - elétrons

Fe⁺² – íon ferro (II)

Fe⁺³ – íon ferro (III)

FeCl₃ – cloreto férrico

FeSO₄.7H₂O – sulfato ferroso heptahidratado

g – gasoso

h - horas

H⁺ - íon hidrogênio

H₂ – gás hidrogênio

H₂O – água

H₂O₂ – peróxido de hidrogênio

H₂SO₄ – ácido sulfúrico

HCl – ácido clorídrico

K₂Cr₂O₇ – dicromato de potássio

km – quilômetros

l – líquido

L – litros

m² – metros quadrados

mA – miliampéres

mg – miligramas

mL – mililitros

mm – milímetros

mS – milisiemens

NaCl – cloreto de sódio

nm – nanômetros

NTU - unidades nefelométricas de turbidez

OH⁻ - íon hidroxila

pH - potencial hidrogeniônico

POA – processos oxidativos avançados

ppm – partes por milhão

rpm – rotações por minuto

SST – sólidos suspensos totais

SSV – sólidos suspensos voláteis

t – tempo

UMF – unidade de microfiltração

UV – ultravioleta

V – volts

1 Introdução

Um dos principais problemas atualmente enfrentados pela sociedade é a disposição final de resíduos sólidos. O crescimento populacional desenfreado seguido de uma falta de planejamento é um dos fatores que contribuem para o agravamento deste problema, que tende a aumentar cada vez mais, tendo em vista a carência de espaços físicos para a destinação final dos resíduos e o seu alto potencial poluidor, contribuindo para a degradação do meio ambiente.

No Brasil, apesar de todas as informações existentes a respeito destes problemas, as quais estão ao alcance de considerável parte da população, uma grande parte dos resíduos sólidos gerados é descartada de forma incorreta, seja em locais a céu aberto, áreas de proteção ambiental ou, até mesmo, diretamente em cursos d'água. Os aterros sanitários ainda são a melhor alternativa para solução deste problema, mas trazem consigo outras questões a serem resolvidas, como o tratamento de líquidos e gases resultantes deste processo.

Os efluentes líquidos provenientes dos aterros sanitários recebem o nome de chorume, que é um líquido viscoso, escuro, com odor muito forte e desagradável e com potencial poluidor muito alto. Eles são consequência de processos de decomposição da matéria orgânica ocorridos no interior das células dos aterros, somados à própria umidade dos resíduos e à água das chuvas que, ocasionalmente, infiltra através da cobertura da célula, arrastando consigo metais pesados e outras substâncias igualmente perigosas, se em concentrações acima do permitido. O aterro deve ser construído de tal maneira que evite que o chorume atinja o lençol freático ocasionando a contaminação do solo e de águas subterrâneas.

O processo de tratamento de chorume é de suma importância para evitar prejuízos ao meio ambiente. Diversos tipos de tratamento são utilizados para a degradação da matéria orgânica presente neste tipo de efluente, desde os mais convencionais (como lagoas de estabilização e lagoas facultativas, por exemplo) aos mais avançados (como os Processos Oxidativos Avançados, por exemplo). Um dos fatores que torna complexa a tratabilidade do chorume é a sua baixa biodegradabilidade, o que dificulta seu tratamento por sistemas biológicos convencionais.

Uma alternativa aos processos citados acima é a aplicação de um pré-tratamento, visando ao aumento da biodegradabilidade do chorume e possibilitando um posterior tratamento biológico: o uso do processo eletroquímico, através da eletrólise. Este sistema baseia-se na imposição de uma diferença de potencial elétrico ou uma densidade de corrente entre os eletrodos, visando a remoção da carga orgânica e outros poluentes, normalmente encontrados no chorume. O uso da eletrólise apresenta algumas vantagens, tais como a pequena área exigida, fácil montagem do equipamento, a baixa incidência de odores fortes, a ausência de reagentes químicos no processo, não gerando, portanto, subprodutos tóxicos indesejáveis, um baixo tempo de retenção do efluente, a fácil automatização do sistema e a eficiência obtida pelo tratamento.

Dentro deste contexto, o objetivo deste trabalho é avaliar a aplicação da eletrólise no tratamento do chorume de aterro sanitário, a fim de reduzir a demanda química de oxigênio (DQO) do resíduo e preparar o mesmo, portanto, para posterior tratamento biológico. Para tanto, este estudo envolverá, primeiramente, a caracterização do chorume estudado, a avaliação da remoção de DQO do chorume em diferentes tempos de tratamento através da eletrólise e, por fim, a influência de um tratamento físico-químico prévio ao tratamento por eletrólise no chorume final obtido.

Nas páginas seguintes, são apresentadas algumas informações relevantes para a análise deste problema, além da metodologia empregada no experimento e, por fim, as discussões que envolvem os resultados obtidos e as conclusões referentes aos dados apresentados.

2 Fundamentos Teóricos e Revisão Bibliográfica

A seguir, serão apresentados e discutidos alguns tópicos relevantes para o entendimento e avaliação do presente trabalho.

2.1 Tratamento de Efluentes

Os sistemas de tratamento de efluentes têm como objetivo enquadrar os efluentes líquidos gerados dentro dos padrões exigidos na legislação ambiental, evitando impactos ambientais indesejáveis. O tratamento visa a remoção de agentes contaminantes, químicos ou biológicos, que são encontrados em suspensão ou dissolvidos no efluente.

O processo de remoção destes poluentes envolve diversas operações unitárias, divididas em quatro diferentes etapas, brevemente explicadas a seguir, segundo Metcalf e Eddy (1991): o pré-tratamento, o tratamento primário, o tratamento secundário e o tratamento terciário.

O pré-tratamento visa a remoção de sólidos sedimentáveis grosseiros (como areia, terra diatomácea, carvão, pó de pedra e similares) e o excesso de óleos e graxas no efluente. Tem a finalidade de dar proteção às unidades das etapas seguintes, evitar abrasão nas bombas e tubulações, evitar a obstrução de tubulações e facilitar o transporte do líquido. Pode-se citar como exemplos desta etapa, o gradeamento (manual e mecanizado), o peneiramento (estático e rotativo), a remoção de areia (manual e mecanizada) e a separação de água e óleo.

O tratamento primário tem como objetivo a remoção de sólidos em suspensão sedimentáveis, materiais flutuantes e parte de matéria orgânica em suspensão coloidal, além de preparar o efluente para a etapa seguinte. Esta etapa pode ser realizada por processos físicos e/ou químicos dependendo da natureza dos poluentes. Nos processos físicos, há o predomínio da ação das forças físicas na remoção de agentes contaminantes. Os processos mais conhecidos são a sedimentação, a filtração e a flotação. Os processos químicos são aqueles que utilizam produtos químicos promovendo a remoção de poluentes ou preparando o efluente para as etapas subseqüentes. Os produtos químicos mais utilizados são os agentes coagulantes, floculantes e neutralizantes de pH.

Estes produtos podem ser utilizados em diversos tipos de processos como a clarificação, a coagulação e a precipitação.

O tratamento secundário é responsável pela remoção da matéria orgânica dissolvida, bem como da matéria orgânica em suspensão ainda presente após o tratamento primário. O que caracteriza esta etapa é o processo biológico, fazendo uso da participação de microorganismos, utilizando a matéria orgânica dissolvida ou em suspensão como substrato, transformando-a em flocos biológicos mais densos, água, gases e contribuindo para o aumento da população de microorganismos. Após esta etapa, o efluente tratado deve ter um aspecto mais clarificado, uma redução na presença de microorganismos e na concentração de matéria orgânica. Os principais processos encontrados são os sistemas anaeróbios, aeróbios e facultativos.

O tratamento terciário objetiva a melhora da qualidade final dos efluentes previamente tratados priorizando a remoção de poluentes específicos ou de poluentes não suficientemente removidos no tratamento anterior, como cor e/ou odor residual, turbidez (colóides ainda presentes), metais pesados, nutrientes, como nitrogênio e fósforo, e compostos orgânicos resistentes, além de promover a desinfecção do efluente tratado. O processo dá-se pelo uso de sistemas avançados de tratamento como processos de separação por membranas e processos oxidativos avançados.

2.2 Eletrólise

O processo eletrolítico foi desenvolvido no século XIX, sendo que os primeiros relatos referem-se a patentes requeridas por Eugene Hermite na Inglaterra e na França no ano de 1887. Algumas regiões desses países utilizaram o tratamento eletrolítico em esgoto doméstico. Também, os pesquisadores ingleses Leeds e Webster utilizaram-se desta tecnologia para o tratamento de esgoto doméstico misturado à água do mar. Entretanto, nas décadas seguintes, o processo foi abandonado devido a dificuldades relacionadas com materiais para fabricação de eletrodos, o elevado custo em relação aos métodos convencionais e algumas dúvidas sobre a eficiência do método (Wiendl, 1998, *apud* Moraes, 2004).

No Brasil, Wiendl foi pioneiro na utilização deste processo no tratamento de efluentes, obtendo resultados muito promissores. Pôde-se verificar após o tratamento de esgoto, acentuadas reduções na DQO, na DBO e na contagem de coliformes fecais, acompanhadas de aumento de sólidos sedimentáveis (Wiendl, 1985, *apud* Moraes, 2004).

Segundo Ciscato (1988), quando um composto iônico é dissolvido em água ou fundido, ocorre a separação de seus íons, fenômeno que recebe o nome de dissociação iônica. A dissociação corresponde a um aumento da liberdade de movimentação dos íons. Substâncias ou misturas que contenham íons livres chamam-se eletrólitos.

Quando colocamos num eletrólito dois terminais condutores (eletrodos), ligados aos pólos de um gerador de corrente contínua, os cátions (íons positivos) são atraídos para o eletrodo negativo e os ânions (íons negativos) para o eletrodo positivo. Chegando ao eletrodo positivo, os ânions entregam os elétrons que têm em excesso e se tornam partículas neutras. Estas se depositam sobre o eletrodo ou se desprendem na forma de gás. Os elétrons entregues ao eletrodo positivo formam uma corrente de elétrons que entra no pólo positivo do gerador, atravessa o gerador e sai pelo pólo negativo, fornecendo continuamente elétrons ao eletrodo negativo, no qual neutralizam os íons positivos que chegam a esse eletrodo. O circuito elétrico se fecha com o eletrólito funcionando como um condutor de tipo especial. Enquanto, nos fios metálicos do circuito, a corrente elétrica é constituída apenas pelo movimento ordenado dos elétrons livres, no eletrólito ela é constituída pelo movimento, em sentidos opostos, dos íons livres (Ciscato, 1988).

Neste método, alguns parâmetros importantes devem ser observados como a intensidade da corrente, o tempo de eletrólise, a temperatura e o pH da solução, o potencial aplicado, o tipo de material do eletrodo, o seu desgaste e a disposição dos eletrodos na prática, como a distância entre eles, o número de eletrodos e a área total em contato com a solução, por exemplo.

Os processos eletroquímicos no tratamento de efluentes são divididos em dois grupos (Sinoti e Souza, 2005):

- 1) processos eletroquímicos indiretos ou mediatos: são os que não atuam direta e exclusivamente sobre a massa líquida a depurar; é o caso dos processos que empregam os gases ozônio e cloro;

- 2) processos eletroquímicos diretos ou imediatos: são os que atuam sobre a massa líquida a tratar, produzindo a partir dela mesma os elementos ativos para a sua depuração. São os processos chamados de eletrolíticos (ou eletrólise).

Ainda que o tratamento biológico, com o uso de microorganismos, seja a maneira mais econômica e viável para a oxidação da matéria orgânica, neste trabalho, será utilizado o processo eletroquímico direto empregando materiais de eletrodo que favoreçam a combustão eletroquímica da mesma, visando o aumento da biodegradabilidade do chorume. Tendo em vista que este tipo de efluente pode conter substâncias tóxicas suficientes para inibir o desenvolvimento destes microorganismos, ou, estas substâncias, simplesmente, podem não ser biodegradáveis biologicamente (Bidoia *et al*, 1998).

A tratabilidade biológica de um efluente, comumente chamada de biodegradabilidade, é avaliada por um parâmetro operacional denominado demanda biológica de oxigênio (DBO). Quanto maior o valor da DBO, maior a labilidade biológica dos compostos orgânicos presentes num dado efluente. Por outro lado, a recalcitrância desta mesma carga orgânica pode ser avaliada por outro parâmetro denominado demanda química de oxigênio (DQO), a qual é obtida após uma oxidação drástica da matéria orgânica (Jardim e Canela, 2004). Desta maneira, a diminuição da DQO, o aumento da DBO, ou, ainda, a relação DBO/DQO pode informar a respeito da eficiência da degradação da carga orgânica presente, ou, da biodegradabilidade do efluente.

Segundo Jardim e Canela (2004), para um dado efluente, se a relação DBO/DQO for maior que 0,4 o mesmo é facilmente biodegradável. Se a relação DBO/DQO se encontrar entre 0,2 e 0,4, o processo biológico a ser utilizado deverá ser escolhido adequadamente de forma que a carga orgânica seja removida com eficiência. Caso esta relação seja inferior a 0,2, o processo biológico convencional será insuficiente para o tratamento deste efluente; a aplicação da eletrólise, portanto, surge como uma alternativa para o aumento da biodegradabilidade (Jardim e Canela, 2004). A figura 2.1 ilustra a relação DBO/DQO e a característica de tratabilidade do efluente.

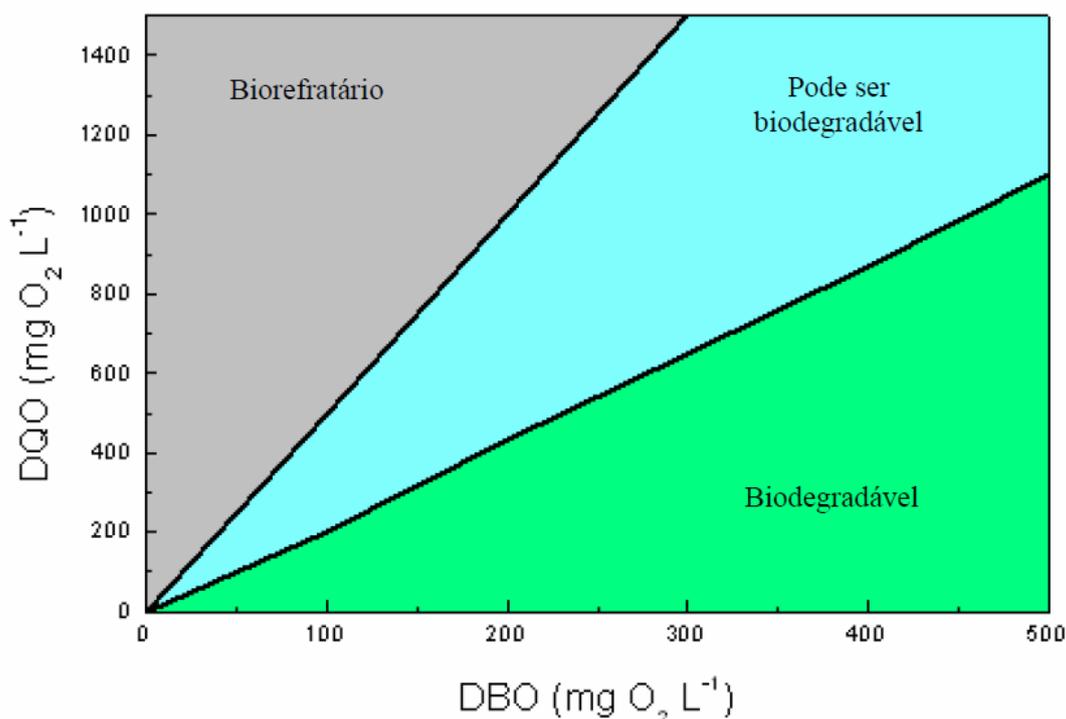


Figura 2.1: valores de DBO e DQO e as relações entre estes dois parâmetros.
Fonte: Jardim e Canela, 2004.

Moraes (2004) avaliou o uso da eletrólise foto-assistida no tratamento do chorume de aterro sanitário. O autor utilizou um sistema fotoeletroquímico em escala piloto e foram comparados diferentes modos de operação, a fotólise (usando apenas a lâmpada), a fotocatalise (com uma lâmpada iluminando a superfície do eletrodo onde está ancorado o semicondutor), a eletrólise (sem iluminação, apenas impondo uma diferença de potencial ou densidade de corrente entre os eletrodos) e a fotocatalise assistida pela eletrólise (uma combinação da fotocatalise e da eletrólise). Os processos fotolítico e fotocatalítico não apresentaram reduções significativas, na ordem de 5%, para a remoção de cor, carbonos orgânicos totais (COT) e DQO. A redução de COT, tanto no processo eletrolítico quanto no processo eletrolítico assistido pela fotocatalise heterogênea, apresentaram remoções na mesma ordem de grandeza. No processo eletrolítico foram removidos até 73% de COT, 90% de DQO e 98% de DBO em 180 min de processo com 116,0 mA.cm². Enquanto que na eletrólise assistida pela fotocatalise não houve uma melhora significativa nas remoções de COT e DQO. O autor constatou que o percentual de remoção aumenta com o aumento da densidade de corrente aplicada. Observou, também, que na maioria dos casos a velocidade de remoção é maior no início dos experimentos. Este comportamento pode estar relacionado com a presença, em chorumes de aterros

antigos, de compostos que são mais facilmente oxidáveis do que outros: compostos com alta massa molar, tais como ácidos orgânicos, são oxidados inicialmente, restando, para oxidação posterior, substâncias persistentes, com baixa massa molar, tais como compostos halogenados (Cossu *et al.* 1998, *apud* Moraes, 2004).

Tauchert e Peralta-Zamora (2004) analisaram o uso de processos fotoeletroquímicos no tratamento de líquidos lixiviados de aterros sanitários. Segundo os autores, a elevada eficiência dos processos fotoeletroquímicos é devida a um efeito sinérgico entre 4 processos que ocorrem concomitantemente (fotólise, fotocatalise heterogênea, eletrólise e fotoeletrólise). Visando avaliar qual a contribuição de cada processo na degradação das amostras de chorume, analisou-se a eficiência de cada um deles, separadamente, para diferentes parâmetros. Observando os resultados os autores chegaram à conclusão que a eletrólise é responsável pelo maior poder degradativo do sistema em comparação com os processos fotoassistidos. Isto se deve à limitada penetração da radiação na amostra, devido à forte coloração e elevada carga orgânica apresentada. Para resolver este problema, os ensaios de degradação foram realizados em amostras no seu estado original e após aplicação de processos de precipitação em meio ácido e alcalino. Os resultados mostraram que a precipitação preliminar colabora consideravelmente para o aumento da eficiência na remoção de cor e DQO. Na aplicação do processo fotoeletroquímico sem a precipitação preliminar, houve uma redução de cor e DQO inferiores a 50% e 20%, respectivamente. Por outro lado, fazendo uso da precipitação preliminar, os resultados foram muito satisfatórios, com descolorações superiores a 95% e remoções de DQO na ordem de 70%.

Sinoti e Souza (2005) estudaram a aplicabilidade e mecanismos associados aos processos eletrolíticos no tratamento de esgotos sanitários. Para a realização deste trabalho, o autor coletou amostras de esgotos tratados em diferentes etapas em duas estações de tratamento de esgoto. Os ensaios foram realizados utilizando um reator em batelada em escala de bancada e foram estudadas as seguintes variáveis: tipo de amostra, combinação de eletrodos e corrente elétrica. Os eletrodos utilizados eram feitos de alumínio, ferro e grafite. Foram testadas diferentes configurações de eletrodos para a realização dos ensaios, com o uso de um ou dois eletrodos. Analisando os resultados após o

tratamento, o autor chegou às seguintes conclusões. Utilizando o sistema somente com eletrodos de grafite, houve uma diminuição do pH, pela reação do cloro formado, liberando o íon OH^- . O sistema com eletrodos de alumínio apresentou um aumento de pH, uma maior redução de turbidez, altas concentrações do seu íon em solução e a formação de lodo no reator. Com os eletrodos de ferro o aumento de pH é mais intenso, a redução da turbidez não se mostrou efetiva devido a contínua produção de flocos e há a formação de lodo no reator. O sistema composto por eletrodos de alumínio e grafite apresentaram uma eficiência de redução da turbidez maior do que 90% e não apresentaram formação de lodo no reator. A única vantagem dos eletrodos de ferro seguidos de grafite é a não formação de lodo no reator. Com relação à remoção de matéria orgânica, constatou-se que o tempo utilizado na experiência não foi adequado para uma investigação mais aprofundada na eficiência de sua remoção.

Como dito anteriormente, os sistemas de tratamento de efluentes têm como principal objetivo evitar impactos ambientais indesejáveis. Impactos, esses, que se encontram em diversos tipos de indústrias e atividades, como os aterros sanitários, um dos tópicos tratados neste trabalho. Portanto, a seguir tratar-se-á a respeito deste método de confinamento de resíduos sólidos com mais profundidade e suas conseqüências, positivas e negativas.

2.3 Aterros Sanitários

Aterro sanitário é uma instalação projetada de maneira que os resíduos sólidos urbanos sejam dispostos de forma correta reduzindo ao máximo seus impactos ambientais. A má disposição destes resíduos pode causar sérios riscos e danos à saúde pública e ao meio ambiente. Atualmente, é um dos métodos mais usados no Brasil devido a sua maior segurança e menor custo empregado.

Os aterros sanitários são constituídos por células, local onde os resíduos são armazenados dentro do aterro, e devem ser construídos em locais distantes de zonas urbanas, devido aos odores desagradáveis e a proliferação de vetores (animais que podem transmitir doenças, como roedores, moscas, entre outros), e cursos d'água. Eles devem possuir, preferencialmente, uma vida útil superior a 10 anos e o seu monitoramento deve prosseguir após o seu encerramento durante um período considerável evitando processos de degradação e permitindo a sua adequada recuperação ambiental e reintegração à paisagem.

A implantação de um aterro sanitário passa por diversas etapas, desde a escolha da área (evitando locais com solos excessivamente permeáveis ou com lençol freático no seu nível máximo muito próximo da superfície), elaboração do projeto, a obtenção do licenciamento ambiental junto ao órgão competente, limpeza do terreno, obras de terraplanagem, construção dos acessos, impermeabilização do solo (utilizando camadas de solo argiloso compactado com camada superior formada por membranas sintéticas) e a implantação de sistemas de drenagem eficientes (coletando os líquidos percolados dos resíduos do aterro). A Figura 2.2 mostra o esquema de um aterro sanitário.

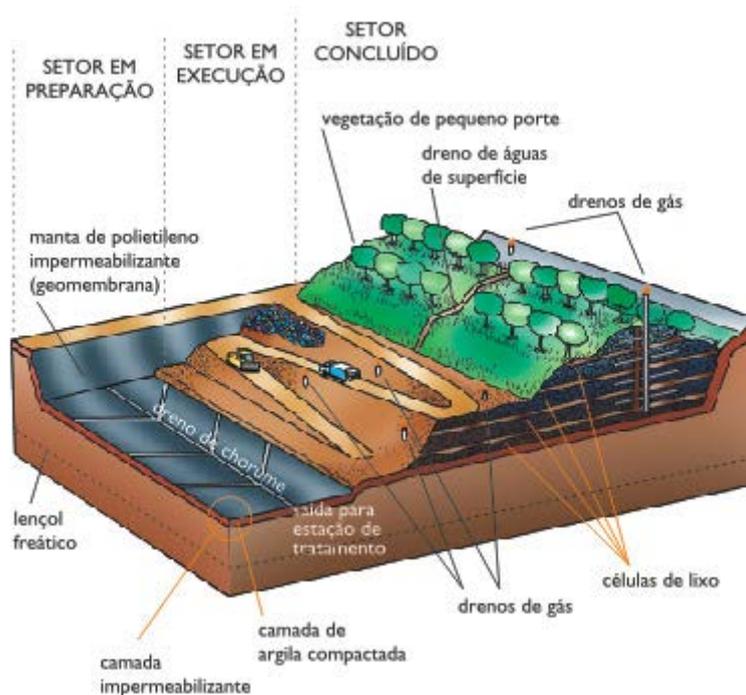


Figura 2.2: Ilustração esquemática de um aterro sanitário em três diferentes etapas.

Fonte: IPT/CEMPRE (2000)

O aterro sanitário possui diversas vantagens como o baixo custo de investimento e de operação, a formação de biogás (constituído, basicamente, por metano, gás carbônico e água), podendo ser aproveitado para geração de energia e, assim, reduzir as emissões dos gases de efeito estufa devido ao consumo do metano, além de constituir uma evolução e uma solução em relação ao descarte incorreto observado durante anos e, ainda, presente.

Algumas desvantagens, porém, são observadas na implantação de um aterro, podem-se citar: a curta vida útil, a possibilidade do aterro receber resíduos considerados perigosos, tais como resíduos hospitalares ou resíduos sólidos

industriais perigosos (classe I), se não houver um controle de procedência e composição dos resíduos, a demanda por grandes áreas para a sua implantação, o que hoje é um problema tendo em vista que os grandes centros urbanos estão expandindo-se cada vez mais, restando poucas alternativas viáveis para a sua execução.

Outros problemas normalmente encontrados em áreas de aterro, quando mal construídos e operados, são as contaminações de solo e águas subterrâneas pelo chorume, objeto de estudo deste trabalho.

O processo de formação do chorume pode ser descrito como o resultado da decomposição, primeiramente, aeróbica (na presença de oxigênio) dos resíduos e, posteriormente, anaeróbica (na ausência de oxigênio) dos mesmos. Após certo período, que pode ser de meses ou anos, este líquido resultante, somado à própria umidade dos resíduos mais a água das chuvas que acabam infiltrando nas células, escoam no interior da célula, arrastando consigo diversos contaminantes, podendo atingir o solo e o lençol freático.

Devido a este seu elevado potencial poluidor, o chorume deve passar por um tratamento rigoroso para reduzir seu impacto ambiental. Diversas alternativas de tratamento podem ser utilizadas para atingir os padrões exigidos pela Resolução CONSEMA Nº 128/2006 que “*Dispõe sobre a fixação de Padrões de Emissão de Efluentes Líquidos para fontes de emissão que lancem seus efluentes em águas superficiais no Estado do Rio Grande do Sul*”.

Giordano *et al.* (2002) testaram diferentes combinações de métodos físico-químicos e biológicos em escala laboratorial para o tratamento do chorume de aterro sanitário, visando determinar a melhor alternativa a ser utilizada. O processo de tratamento proposto foi composto por uma etapa preliminar (lagoa de equalização, peneira e tanque de homogeneização aerado), uma etapa primária (coagulação química com adição de cal, tanque clarificador primário, e correção de pH), uma etapa secundária (lodos ativados) e uma etapa terciária (membrana de nanofiltração). Após o tratamento implantado, os resultados obtidos foram satisfatórios, com uma remoção de 97% na demanda bioquímica de oxigênio (DBO), 94% na demanda química de oxigênio (DQO) e 98% de sólidos suspensos.

Dacanal e Beal (2010) avaliaram o desempenho de filtro anaeróbio em associação à membrana de microfiltração no tratamento de lixiviado de aterro

sanitário. A metodologia aplicada envolveu o uso de dois filtros anaeróbios. Enquanto um operava em associação com a unidade de microfiltração (R2-UMF), o outro filtro operava sem associação (R1). Os resultados obtidos mostraram que a associação de uma unidade de microfiltração aumenta consideravelmente a eficiência do processo anaeróbio no tratamento de lixiviado. Comparando os resultados das duas configurações, constatou-se uma eficiência, na remoção de DQO, de 21,51% com a configuração R1 e de 90,37% com a configuração R2-UMF. As eficiências nas remoções de sólidos suspensos voláteis (SSV) e sólidos suspensos totais (SST) com R1 foram de 49,13% e 49,10%, respectivamente, e com R2-UMF foram de 100% para ambos. Quanto à turbidez, as eficiências na remoção foram de 10,09% para R1 e de 90,34% para R2.

Lange *et al.* (2006) estudaram a viabilidade técnica do tratamento de lixiviado de aterro sanitário por processo oxidativo avançado (POA) empregando reagente de Fenton. O reagente de fenton é uma mistura altamente oxidante formada por peróxido de oxigênio (H_2O_2) e sais de ferro, como catalisador. A vantagem deste método é a capacidade de gerar os radicais hidroxila ($\bullet OH$) mesmo sem a presença de luz, fazendo-se dispensável o uso de luz ultravioleta. Neste trabalho, a etapa de oxidação foi realizada em meio ácido usando sulfato ferroso heptahidratado ($FeSO_4 \cdot 7H_2O$) e o H_2O_2 , sob agitação. Transcorrido o tempo de reação, amostras foram coletadas para posterior análise. Diferentes variáveis e condições foram analisadas, tais como a dosagem de reagentes, o tempo de reação e o pH. Os resultados encontrados apresentaram remoções de DQO superiores à 46%, com média em torno de 61%, sendo a maior remoção alcançada de 75%, a qual demandou a menor quantidade de reagente, o menor tempo de agitação e, conseqüentemente, o menor custo de operação.”

Pacheco e Peralta-Zamora (2004) propuseram um processo integrado para a remediação de chorume, consistente na separação preliminar das substâncias húmicas, por precipitação em meio ácido, e o tratamento subsequente do sobrenadante por meio de processos oxidativos avançados. Neste trabalho, utilizaram-se amostras de chorume pré-tratado por processos biológicos convencionais. Foram analisados e comparados diferentes métodos de tratamento por processos oxidativos avançados após o processo de precipitação ácida. Os processos Fenton (escuro) e Foto-Fenton (assistido fotoquimicamente com luz UV- visível) apresentaram baixa eficiência na remoção de DQO, na

ordem de 35%; os autores observaram que isto, provavelmente, se deve à extrema acidez imposta pelo processo de precipitação preliminar (pH 1). O processo mais eficiente foi o sistema baseado na decomposição foto-catalisada de peróxido de hidrogênio (UV/H₂O₂). Como se observou que o peróxido de hidrogênio foi completamente consumido em 60 minutos de tratamento e, em função da reação não se processar na sua ausência, a alternativa empregada foi a adição contínua do reagente. O resultado provou que este método é bem promissor, apresentando uma redução de DQO na ordem de 75%.

3 Materiais e Métodos

A seguir, são apresentadas informações a respeito das amostras de chorume utilizadas, bem como a metodologia empregada na realização dos experimentos e das análises necessárias.

3.1 Coleta das amostras

O chorume empregado neste trabalho é proveniente do Aterro Sanitário de São Leopoldo, situado na Região Metropolitana de Porto Alegre, distante 34 km da capital gaúcha e com uma população de, aproximadamente, 215.000 habitantes. O aterro tem capacidade para receber até 500 toneladas por mês de resíduos sólidos urbanos do próprio município, além de admitir o recebimento de resíduos dos serviços de saúde para tratamento em autoclave dos municípios de Canoas, Novo Hamburgo e São Leopoldo, estes, após o tratamento de autoclavagem, são dispostos no aterro.

Segundo a licença de operação do aterro, emitida pela Fepam, o empreendimento é composto de células para disposição final dos resíduos, central de triagem, tratamento de resíduos de serviços de saúde através de autoclave e sistema de tratamento de lixiviado composto por lagoas e equipamento evaporador, não sendo permitido o descarte do lixiviado gerado no aterro ao meio ambiente. A seguir, as Figuras 3.1, 3.2 e 3.3 mostram uma das células já encerrada com a devida cobertura vegetal e seus drenos de biogás, as lagoas e o equipamento evaporador, que compõem o sistema de tratamento de lixiviado, respectivamente.

As amostras de chorume foram coletadas em três dias diferentes, no mesmo ponto de coleta, e armazenadas sob refrigeração até o momento dos testes.



Figura 3.1: fotografia da célula encerrada com cobertura vegetal.



Figura 3.2: fotografia das lagoas que compõem o sistema de tratamento de lixiviados.



Figura 3.3: fotografia do evaporador de chorume.

3.2 Caracterização da amostra

A amostra do efluente bruto foi caracterizada analisando os seguintes parâmetros físico-químicos: DQO, turbidez, pH e condutividade. Todas as análises foram realizadas em duplicata.

Os métodos utilizados para a determinação destes parâmetros estão descritos a seguir.

3.2.1 DQO

A demanda química de oxigênio é definida como a quantidade necessária de oxigênio para oxidar a matéria orgânica contida em um efluente. Esta é uma forma indireta de medir a quantidade de matéria orgânica presente em uma amostra.

O método utilizado baseia-se no uso de um agente oxidante em meio ácido para oxidar a matéria orgânica. O oxidante utilizado é o dicromato de potássio ($K_2Cr_2O_7$) em presença de ácido clorídrico (HCl) e íons de prata.

O procedimento adotado para determinação da DQO, recomendado pela APHA (2005), foi o método do refluxo fechado. Para a realização do teste, a amostra deve ser adicionada à uma solução ácida contendo um excesso conhecido de $K_2Cr_2O_7$ e deve ser, então, digerida a $150^\circ C$ durante duas horas. Após a digestão, deve-se avaliar a quantidade de $K_2Cr_2O_7$ que não reagiu, para saber a quantidade oxidada e calcular o oxigênio equivalente.

As medidas de DQO foram realizadas em triplicata e as amostras foram armazenadas, segundo orientações da APHA (2005) que indica um tempo de armazenagem de 7 dias, com pH menor que 2 sob refrigeração abaixo de $4^\circ C$.

Dessa forma, o método de cálculo para DQO empregado foi o método de refluxo fechado colorimétrico. Para tanto utilizou-se um equipamento de espectroscopia ultravioleta-visível (Espectrofotômetro UV - Visível Varian, modelo Cary 1E). Foi utilizado também um padrão de bissulfito, com DQO conhecida. Fazendo-se uma varredura em uma amostra de 'branco' do íon dicromato, observou-se que a maior absorbância foi no comprimento de onda de 410 nm, e passou-se a utilizar este como comprimento de onda padrão.

A equação obtida a partir do ajuste da curva de calibração, que permite o cálculo da DQO da amostra, é apresentada na Equação (1), onde y é a absorbância obtida em 410 nm e x é a respectiva DQO da amostra.

$$y = 0,0021 x + 1,1266 \quad (1)$$
$$R^2 = 0,9908$$

3.2.2 Turbidez

Este parâmetro é uma característica física do efluente, devido à presença, principalmente, de sólidos em suspensão, dissolvidos ou em estado coloidal. A turbidez mede a dificuldade de um feixe de luz atravessar certa quantidade de uma solução. A medida é realizada por um turbidímetro que compara o espalhamento do feixe de luz através da amostra analisada com o espalhamento do mesmo feixe através de uma amostra padrão. Quanto maior o espalhamento, maior a turbidez.

Para a medida da turbidez das amostras de efluente utilizou-se um turbidímetro da marca Policontrol, modelo AP2000, calibrado com as soluções padrões indicadas pelo fornecedor.

3.2.3 pH

Para a medida do pH das amostras de efluente utilizou-se um pHmetro da marca Denver, modelo UB-10, calibrado com as soluções padrões indicadas pelo fornecedor.

3.2.4 Condutividade

A condutividade elétrica é o parâmetro que demonstra a capacidade de um efluente em conduzir corrente elétrica. É uma medida que avalia a concentração de íons em uma solução e o grau de pureza de um dado efluente. Quanto maior a condutividade, maior a quantidade de íons dissolvidos e quanto menor a condutividade, mais pura é a solução.

Para a medida da condutividade das amostras de efluente utilizou-se um condutivímetro da marca Digimed, modelo DM 31, calibrado com as soluções padrões indicadas pelo fornecedor.

3.3 Testes Físico-Químicos

Estes testes fundamentaram-se na aplicação da coagulação, da floculação e da decantação para a remoção de partículas coloidais. Estes processos baseiam-se na adição de produtos químicos que promovem a aglomeração das partículas a serem removidas, aumentando o peso específico das mesmas, facilitando, assim, a sua decantação.

O coagulante utilizado foi o cloreto de ferro (III) – FeCl_3 . Para utilização no teste de jarros, foi preparada uma solução padrão e concentrada do coagulante, sendo esta, posteriormente, diluída para a concentração desejada no jarro de teste.

Seguindo metodologia aplicada em estudos anteriores com chorume, foi preparada uma solução padrão de 20.000 ppm, que foi diluída para a concentração de 400 ppm, para o coagulante. O teste de jarros foi realizado, observando as seguintes instruções:

1. foram colocados 3 L de amostra de chorume em 2 jarros de 4,0 L;

2. a amostra foi colocada sob agitação durante 5 minutos, na velocidade de 60 rpm para homogenização;
3. a solução de cloreto férrico, na concentração de 20.000 ppm, foi diluída para as concentrações citadas anteriormente e adicionada ao jarro com amostra.

Após a adição do coagulante, os seguintes procedimentos foram realizados:

1. agitação rápida (a 150 rpm) durante 5 minutos;
2. agitação lenta (a 30 rpm) durante 10 minutos;
3. decantação da amostra durante 30 minutos.

Após o tempo de decantação, coletou-se o sobrenadante do teste físico-químico para utilização nos testes de eletrólise e para as respectivas análises.

3.4 Equipamento de eletrólise

Foi utilizado um sistema de eletrodos, do tipo colméia (diversos eletrodos dispostos paralelamente), conforme mostra a Figura 3.4.



Figura 3.4: Fotografia do sistema de eletrodos.

O sistema de eletrodos foi colocado em um recipiente com 5 L de capacidade. Este sistema foi construído com 14 placas intercaladas de aço inoxidável, cada placa com 1,93 mm de espessura, com uma área de contato com a solução de 174 cm² e com 6,40 mm de espaçamento entre as placas. A área total de contato das placas com a solução é de 0,243 m². Utilizou-se uma fonte de alimentação ICEL, modelo PS-6000 (30 V, 6 A), e um agitador mecânico de hélice TECNAL, modelo TE-039. A Figura 3.5 ilustra o sistema montado com todos os equipamentos utilizados.



Figura 3.5: fotografia do sistema montado para a realização da eletrólise.

3.5 Procedimento Experimental

As eletrólises foram realizadas com três amostras diferentes (A1, A2 e A3), pelo menos, em duplicata, utilizando-se um volume de 5L de chorume bruto (A1), chorume após filtração prévia (A2) e clarificado do chorume pós-tratamento físico-químico (A3), com agitação mecânica. Após tempos pré-determinados de eletrólise (0; 0,5; 1; 1,5; 2; 2,5; 3 hr), amostras do chorume foram coletadas com o auxílio de uma pipeta de 20 mL e armazenadas em tubos Falcon de 50 mL, para posterior análise de pH, condutividade e turbidez. Para as análises de DQO, foram coletadas 10 mL de cada amostra e acidificadas com 2 gotas de ácido sulfúrico concentrado (H₂SO₄), ou até pH menor que 2. As medidas de pH,

condutividade e turbidez foram realizadas logo após as coletas das amostras. Enquanto que as análises de DQO foram realizadas posteriormente; para tanto, todas as amostras foram armazenadas sob refrigeração.

As eletrólises foram realizadas galvanostaticamente (3,00 A, ou seja, 12,34 A.m⁻²) por até 180 minutos, para cada tipo de chorume (A1, A2 e A3), sendo que o potencial manteve-se praticamente constante, em torno de 5,00 V ± 0,05 V.

Alguns experimentos foram feitos mais de duas vezes, até que o ajuste de alguns parâmetros importantes fosse alcançado como, a corrente e a voltagem constantes, agitação do sistema e método de coleta, por exemplo.

É importante salientar que, primeiramente, realizaram-se as eletrólises do chorume filtrado e do não filtrado. Em função de alguns resultados inesperados obtidos nestes experimentos, partiu-se para a realização da eletrólise do chorume previamente clarificado com a adição de cloreto férrico, a fim de se observar se resultados melhores seriam obtidos. A concentração da solução de cloreto férrico para estes testes foi escolhida em função de estudos anteriores de aumento da biodegradabilidade do chorume de um aterro sanitário realizados pelo mesmo grupo de pesquisa.

4 Resultados e Discussão

Neste capítulo será abordada a análise dos resultados obtidos a partir de experimentos laboratoriais, comparando-os aos resultados teóricos.

Serão tratadas questões referentes à caracterização do chorume, ao comportamento deste durante os experimentos de eletrólise e à efetividade na remoção de matéria orgânica.

4.1 Caracterização do chorume

Conforme apresentado anteriormente, a determinação dos parâmetros físico-químicos foi realizada com o chorume bruto filtrado, não-filtrado e clarificado, sendo analisados o pH, a condutividade e a DQO das amostras. A Tabela 4.1 apresenta as características das amostras utilizadas no experimento. É importante salientar que os valores mostrados nesta tabela são valores médios de, pelo menos, duas repetições.

Tabela 4.1: caracterização do chorume bruto.

Parâmetros	Chorume bruto não-filtrado	Chorume bruto filtrado	Chorume bruto clarificado
DQO (mg/L)	11326,0	13507,0	12717,0
pH	7,81	8,04	8,01
Turbidez (NTU)	>1999	>1999	>1999
Condutividade elétrica (mS/cm)	18,10	20,21	23,95
Temperatura (°C)	22	23	23

Pode-se observar nesta tabela que, para as três amostras, a concentração de matéria orgânica é muito alta, com elevados índices de DQO e o pH inicial é neutro. Os altos valores para a turbidez indicam uma concentração considerável de sólidos dissolvidos e/ou suspensos. Comparando-se com os valores de Moraes (2004) conclui-se que a condutividade apresenta valores típicos do

efluente analisado, assim como a temperatura, exceto a do chorume bruto filtrado que encontrava-se em refrigeração.

Uma vez que os experimentos foram realizados com amostras coletadas em dias diferentes e a variabilidade de qualquer efluente é bastante grande de um dia para o outro, a DQO maior do chorume clarificado pode ser explicada, provavelmente, por essa variabilidade nas amostras coletadas.

Moraes (2004) realizou a caracterização do chorume bruto em seu trabalho obtendo os seguintes resultados médios: 1572,25 mg/L para o COT, 1951,75 mg/L para a DQO, 16,34 mS/cm para a condutividade e pH de 8,23.

4.2 Testes de eletrólise

Depois de caracterizado o chorume, procedeu-se à eletrólise do efluente, com o objetivo de avaliar a utilização deste processo no tratamento do chorume de aterros sanitários. Na Figura 4.1, observa-se as medidas de pH e o seu comportamento ao longo do tempo de exposição à eletrólise.

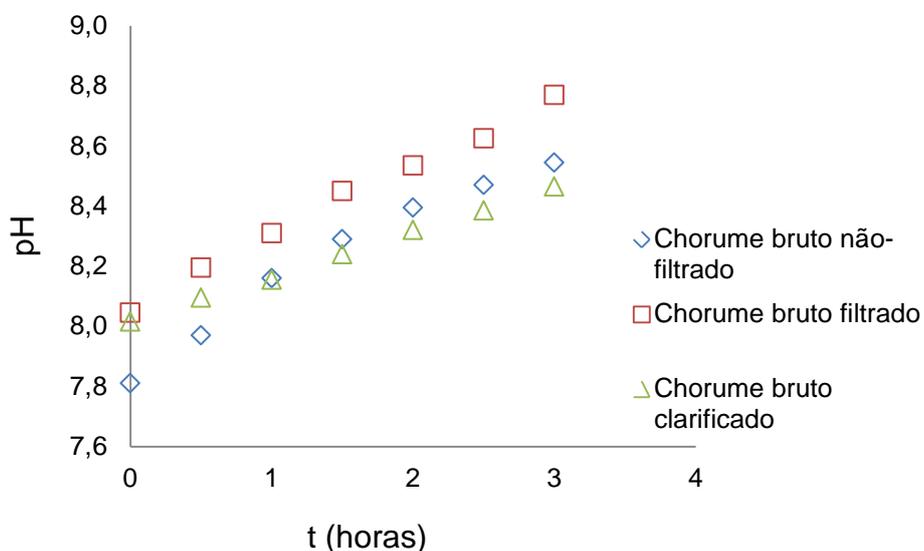


Figura 4.1: variação do pH em função do tempo de eletrólise.

Pode-se observar que, após 180 minutos de eletrólise, houve um aumento no pH, com um comportamento semelhante, para os três efluentes tratados. Este aumento pode estar relacionado ao consumo de H^+ decorrente da formação de hidrogênio no cátodo, segundo a reação:



Por outro lado, a redução de água no cátodo pode levar a um aumento da quantidade de OH^- , também contribuindo para o aumento do pH:



Bidoia *et al.* (1997) encontrou resultados semelhantes ao tratar o efluente de uma indústria liofilizadora de condimentos através da eletrólise. Moraes (2004) e Sinoti e Souza (2005) também reportaram o mesmo comportamento ao tratar chorume de aterro sanitário e esgotos sanitários, respectivamente, através de processos eletrolíticos.

Na Figura 4.2 observa-se a variação da condutividade das amostras de chorume ao longo do tempo de exposição à eletrólise.

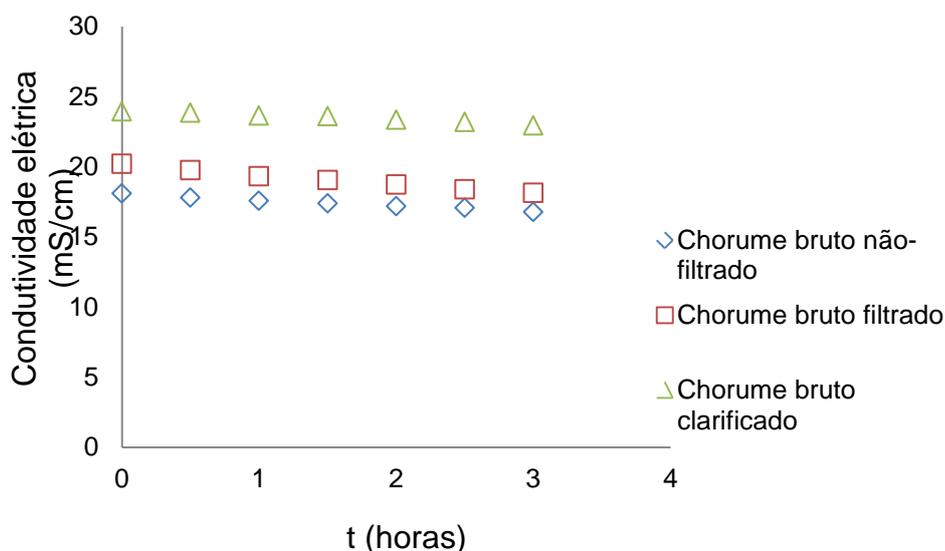


Figura 4.2: Variação da condutividade em função do tempo de eletrólise.

Como pode ser observado na Figura 4.2, a condutividade permaneceu praticamente constante ao longo do tempo, com um pequeno decréscimo ao final dos 180 minutos do experimento, para os três efluentes tratados. Num primeiro momento, o resultado foi inesperado, tendo em vista que esperava-se um aumento da condutividade do efluente tratado ao longo do tempo, em função do aumento de íons em solução devido à eletrólise.

Uma das hipóteses que poderiam explicar este fato seria a migração dos íons em direção aos eletrodos (cátodo e ânodo), diminuindo a concentração dos mesmos na solução, acarretando nessa pequena diminuição da condutividade da

solução. A Figura 4.3 ilustra o efeito de 180 minutos de eletrólise sobre os eletrodos: uma grande quantidade de matéria incrustada aos mesmos.



Figura 4.3: fotografia do conjunto de eletrodos após 180 minutos de eletrólise.

Outra hipótese que poderia explicar o ocorrido seria a agitação mecânica ineficiente da solução, resultando em uma precipitação indesejada dos íons, e reduzindo, assim, a concentração dos mesmos na solução e, conseqüentemente, a condutividade desta.

Bidoia *et al* (1997) observaram um aumento na condutividade do seu efluente, atribuindo isto ao aumento dos íons presentes e aos íons provenientes da matéria orgânica oxidada.

Sinoti e Souza (2005) obtiveram resultados similares aos encontrados no presente trabalho. A condutividade do efluente tratado por ambos também não apresentou variações significativas. Uma das soluções encontradas foi a adição de sal (NaCl) para o aumento da condutividade do meio.

Para completar, observou-se a maior condutividade do efluente clarificado, ou seja, daquele efluente que passou pelo processo de coagulação/floculação com adição de cloreto férrico. Esse resultado já era esperado, em função da adição deste sal ao efluente.

A seguir, serão discutidos os resultados das análises de DQO, realizadas para mensurar e avaliar a efetividade na remoção de matéria orgânica do efluente estudado. Estes resultados são apresentados na Figura 4.4.

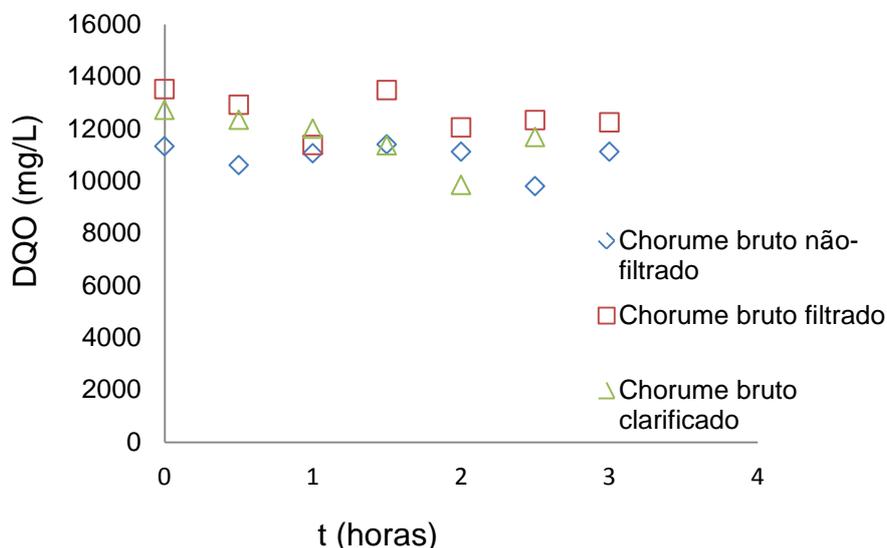


Figura 4.4: Variação da DQO em função do tempo de eletrólise.

Observando-se esta Figura, pode-se notar a baixa remoção de matéria orgânica presente nos efluentes testados. O chorume bruto não-filtrado apresentou redução de, apenas, 1,90%, enquanto que o chorume bruto filtrado e o chorume clarificado apresentaram reduções de 9,37% e 8,18%, respectivamente, no final de 3 horas de eletrólise.

Este comportamento não era o previsto para o tipo de tratamento proposto neste trabalho. Algumas proposições são apresentadas a seguir visando explicar estes resultados.

Uma das hipóteses que pode esclarecer este fato está relacionado à liberação de íons ferro no efluente, causada pela utilização de eletrodos de aço inox, e a sua dissolução durante a eletrólise. A Figura 4.5 ilustra o desgaste sofrido pelos eletrodos após 180 minutos de eletrólise.

O método para a determinação da DQO não aconselha a presença de íons Fe^{2+} na amostra a ser analisada, pois estes prejudicam o teste, oxidando o reagente utilizado (dicromato de potássio). Uma agitação vigorosa da solução garantiria a oxidação dos íons Fe^{2+} formando íons Fe^{3+} , que não interfeririam no teste de DQO (Bidoia *et al*, 1997). Portanto, a agitação das amostras pode ter sido insuficiente, o que interferiu nos resultados das análises de DQO das amostras avaliadas, prejudicando os resultados.



Figura 4.5: fotografia do eletrodo de aço inox após as eletrólises.

Outra hipótese avaliada pode estar relacionada diretamente ao comportamento da condutividade elétrica do meio ao longo do experimento, explicada anteriormente. Primeiramente, o aumento da condutividade elétrica pode ser atribuída ao aumento de íons provenientes da matéria orgânica oxidada; pelos resultados obtidos, a matéria orgânica praticamente não foi oxidada e, por consequência, o aumento da condutividade da solução não foi percebido. Por outro lado, a não permanência dos íons em solução (devido à precipitação ou à migração dos mesmos até os eletrodos, conforme discutido anteriormente), também explicaria a baixa oxidação da matéria orgânica das amostras: quanto maior a concentração de íons presentes em solução, mais eficiente a oxidação.

Bidoia *et al.* (1997) testaram a capacidade de remoção de matéria orgânica de amostras de efluente de uma indústria liofilizadora de condimentos e obtiveram um resultado expressivo com uma remoção de cerca de 80% de DQO após 30 minutos de eletrólise.

Cabe ainda comentar que a baixa diminuição da DQO do chorume que passou pelo tratamento prévio de clarificação talvez possa ser explicada pela ineficiência deste. Uma vez que foi utilizada uma concentração de cloreto férrico baseada em estudos anteriores com chorume e que as amostras do chorume utilizadas neste estudo eram provenientes de outro aterro sanitário,

provavelmente estas amostras possuíam características distintas, necessitando, provavelmente, de outra dosagem de agente coagulante.

Durante a eletrólise, a temperatura do efluente eletrolisado manteve-se em 22 ± 2 °C. A turbidez das amostras, por sua vez, manteve-se constante, indicando que os sólidos dissolvidos e/ou suspensos não foram reduzidos suficientemente.

Sinoti e Souza (2005) obtiveram resultados significativos na redução da turbidez utilizando um sistema de eletrodos de alumínio e grafite em sequência para o tratamento de um efluente pré-tratado, alcançando, assim, uma eficiência superior a 90%.

5 Conclusões

Neste trabalho estuda-se a viabilidade do para uso da eletrólise como opção para o tratamento de chorume de aterros sanitários. Para tal, foi analisado um sistema de eletrodos de aço inox, em escala de bancada. Além da realização de análises para caracterização do chorume, foi avaliada a eficiência do tratamento, para a remoção de matéria orgânica.

A primeira etapa foi a de caracterização do chorume bruto. Os parâmetros analisados apresentaram resultados característicos de um efluente desta natureza, com 11326,0 mg/L de DQO, pH de 7,81 e condutividade de 18,10 mS/cm para o chorume bruto não filtrado. O chorume bruto filtrado apresentou 13507,0 mg/L de DQO, pH de 8,04 e condutividade de 20,21 mS/cm. Já, o chorume clarificado apresentou 12717,0 mg/L de DQO, pH de 8,01 e condutividade de 23,95 mS/cm. Nas etapas seguintes, aplicando o processo de eletrólise ao chorume, observou-se a baixa remoção de matéria orgânica em todos os testes realizados. A eficiência na redução de DQO foi de 9,37%, para o chorume bruto filtrado, e de 8,18% para o chorume clarificado, sendo que o chorume bruto não-filtrado apresentou redução de, somente, 1,90%.

Especula-se que estes resultados insatisfatórios possam ser devidos ao material dos eletrodos utilizados (aço inox) e à agitação ineficiente das amostras durante o experimento

É importante salientar que a linha de pesquisa em tratamento de chorumes de aterro sanitário já vem sendo desenvolvida por alunos e professores do DEQUI. No entanto, apenas a aplicação de tratamentos físico-químicos e de processos de separação por membranas haviam sido estudados para este fim. Desta forma, o fato de os resultados obtidos neste estudo não terem sido, em parte, satisfatórios, não desmerece este trabalho, o qual ambicionou o desenvolvimento de uma nova metodologia para o tratamento de chorume. Toda nova pesquisa, envolvendo o uso de uma tecnologia diferente, envolve muita pesquisa bibliográfica e, principalmente, o desenvolvimento do equipamento a ser utilizado nos experimentos. Essa parte inicial foi realizada com méritos e os resultados obtidos são importantes para o prosseguimento das pesquisas realizadas na área.

6 Sugestões para Trabalhos Futuros

A partir dos resultados obtidos, de acordo com as condições de trabalho, foram relacionadas algumas sugestões de melhoria para trabalhos futuros.

Tendo em vista que, no tratamento físico-químico, a dosagem escolhida de coagulante foi baseada em trabalhos realizados anteriormente, sugere-se um teste de jarros para determinar o melhor coagulante a ser utilizado, para o chorume estudado, assim como, a concentração mais indicada para a remoção de impurezas que encontram-se em suspensão no mesmo.

Diante dos resultados insatisfatórios encontrados em relação à redução da DQO, sugerem-se algumas alternativas visando aumentar a eficiência do processo. A primeira delas refere-se ao material dos eletrodos utilizado no experimento. Como foi elucidado anteriormente, os eletrodos de aço inox têm tendência a liberar íons ferro no efluente. Os íons Fe^{2+} prejudicam as análises de DQO e, consequentemente, as conclusões em relação à eficácia do sistema de eletrodos para o tratamento de chorume. Uma tentativa válida, seria a troca do material dos eletrodos evitando, assim, a liberação dos íons ferro.

Outra sugestão seria impor uma agitação vigorosa das amostras visando a oxidação dos íons de Fe^{2+} a íons de Fe^{3+} , o que não prejudicaria as análises de DQO. Para tanto, necessitar-se-ia de um recipiente maior para a implantação de, no mínimo, dois agitadores mecânicos de hélice, o que auxiliaria em uma agitação mais eficiente da solução.

A corrente e a voltagem dos experimentos foram escolhidos em função da limitação do equipamento disponível; talvez uma fonte mais potente permitisse estudos que avaliassem a aplicação de diferentes valores de corrente e voltagem.

Análises de carbono orgânico total e demanda química de oxigênio poderiam ser úteis na avaliação dos resultados obtidos e dos problemas encontrados (os mesmos não foram realizados no presente trabalho devido a problemas nos respectivos equipamentos de análise).

7 Bibliografia

Angelis, D. F., Corso, C. R., Bidoia, E. D., Moraes, P. B., Domingos, R. N., & Rocha-Filho, R. C. (21 de maio de 1997). Eletrólise de Resíduos Poluidores. I - Efluente de uma Indústria Liofilizadora de Condimentos. *Química Nova*, pp. 20-24.

Burton, F., Stensel, H. D., & Tchobanoglous, G. (2002). *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse - Metcalf e Eddy*. MCGRAW-HILL HIGHER EDUCATION .

Ciscato, C. A. (1988). Aplicações da Eletrólise. *Revista de Ensino de Ciências n°21*, 24-36.

Dacanal, M., & Beal, L. L. (14 de Agosto de 2009). Filtro anaeróbio associado à membrana de microfiltração tratando lixiviado de aterro sanitário. *Eng Sanit Ambient v.15 n.1*, pp. 11-18.

Giordano, G., Ferreira, J. A., Pires, J. C., Ritter, E., Campos, J. C., & Rosso, T. C. (27 - 31 de Outubro de 2002). Tratamento do Chorume do Aterro Metropolitano de Gramacho. *XXVIII Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental*. Rio de Janeiro, RJ, Brasil.

Jardim, W. F., & Canela, M. C. (Junho de 2004). Fundamentos da Oxidação Química no Tratamento de Efluentes e Remediação de Solos. *UNICAMP*. Campinas, SP, Brasil.

Lange, L. C., Alves, J. F., Amaral, M. C., & Junior, W. R. (17 de Maio de 2006). Tratamento de lixiviado de aterro sanitário por processo oxidativo avançado empregando reagente de Fenton. *Eng. Sanit. Ambient. Vol.11 - N°2*, pp. 175-183.

Moraes, P. B. (30 de Novembro de 2004). Tratamento de Chorume de Aterro Sanitário usando Eletrólise Foto-assistida. *Tese de Doutorado*. Campinas, SP, Brasil.

Pacheco, J. R., & Peralta-Zamora, P. G. (04 de Agosto de 2004). Integração de processos físico-químicos e oxidativos avançados para remediação de percoladode aterro sanitário (chorume). *Eng. Sanit. Ambient. Vol.9 - N°4*, pp. 306-311.

Sinoti, A. L., & Souza, M. A. (18-23 de Setembro de 2005). Processo eletrolítico no tratamento de esgotos sanitários: estudo da sua aplicabilidade e mecanismos associados. *ABES - Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental*. Brasília, DF, Brasil.

Tauchert, E., & Peralta-Zamora, P. (14 de Junho de 2004). Avaliação de processos fotoeletroquímicos no tratamento de líquidos lixiviados de aterros sanitários. *Eng. Sanit. Ambient. Vol.9 - Nº3*, pp. 197-201.