



UNILASALLE
CENTRO UNIVERSITÁRIO LA SALLE



LUIZ ENRIQUE SANTOS DE CASTRO

**TRATAMENTO DE CHORUME DO ATERRO SANITÁRIO
GUAJUVIRAS UTILIZANDO TÉCNICAS DE AGREGAÇÃO -
SEDIMENTAÇÃO**

CANOAS, 2011

LUIZ ENRIQUE SANTOS DE CASTRO

**TRATAMENTO DE CHORUME DO ATERRO SANITÁRIO
GUAJUVIRAS UTILIZANDO TÉCNICAS DE AGREGAÇÃO -
SEDIMENTAÇÃO**

Dissertação de Mestrado apresentado à banca examinadora do Curso de Mestrado do Centro Universitário La Salle – UNILASALLE, para obtenção do grau de Mestre em Avaliação de Impactos Ambientais em Mineração. Orientação da Prof.^a Dr.^a Ana Cristina Borba Cunha e Co-orientador Prof.^o Dr.^o Silvio Roberto Taffarel .

CANOAS, 2011

TERMO DE APROVAÇÃO

LUIZ ENRIQUE SANTOS DE CASTRO

TRATAMENTO DE CHORUME DO ATERRO SANITÁRIO GUAJUVIRAS UTILIZANDO TÉCNICAS DE AGREGAÇÃO - SEDIMENTAÇÃO

Dissertação aprovada como requisito para obtenção do grau de Mestre no Curso Avaliação de Impacto Ambiental do Centro Universitário La Salle – Unilasalle, pela seguinte banca examinadora:

Prof. Dr. Delmar Bizani
UNILASALLE

Prof^a. Dr^a. Cristiane Oliveira Rodrigues
UFRGS

Prof^a. Dr^a. Lourdes Teresinha Kist
UNISC

Canoas, 09 de dezembro de 2011.

DEDICATÓRIA

Dedico esta dissertação de Mestrado à minha maravilhosa filha Mariane, que mostrou que o futuro é agora e muito lindo.

AGRADECIMENTOS

- À Deus por possibilitar a realização desta etapa de aprendizado e colocar pessoas iluminadas no meu caminho.
- À professora Dr^a. Ana Cristina Borba da Cunha pela orientação, paciência e determinação em auxiliar-me nas minhas limitações.
- Ao professor Dr. Silvio Roberto Taffarel pelas orientações técnicas essenciais para realização deste trabalho.
- À Mariana Duranti Gomes pelo auxílio na realização dos processos e nas análises.
- À Daniele Wieliczko pela ajuda fundamental nas práticas de laboratório.
- À empresa ACQUAQUÍMICA, pela disponibilidade do coagulante ACQUAPOL WW.
- Gostaria de agradecer a todas as pessoas que de uma forma ou outra contribuíram para a realização deste trabalho: professores, colegas, amigos e familiares.

RESUMO

A grande expansão urbana desordenada e, conseqüentemente, o aumento da industrialização nos últimos anos geram cada vez mais resíduos sólidos, tendo como principal destino os aterros sanitários. Com a extinção ainda que lenta dos “chamados lixões” os aterros sanitários estão aos poucos se adequando às normas ambientais desde a licença prévia até o destino final do chorume e o fechamento do aterro. O chorume gerado pela degradação dos resíduos depositados em aterro sanitário e a percolação da água da chuva, podem contaminar os recursos hídricos. A composição do chorume é influenciada pelo tipo de resíduo depositado, que geralmente apresentam alta concentração de material orgânico, representados pela demanda química de oxigênio (DQO) e demanda bioquímica de oxigênio (DBO). O presente trabalho realizou estudos de coagulação no chorume proveniente do aterro sanitário Guajuviras, Canoas – RS, avaliando-se dois tipos de coagulantes, tendo como objetivo principal selecionar um coagulante que apresente eficiência no tratamento primário e apresente menos interferência no tratamento secundário. O processo de coagulação foi desenvolvido através de estudos em bancada utilizando Jar test, com os coagulantes ACQUAPOL WW e cloreto de polialumínio (PAC), em quatro níveis de pH com variações da concentração dos coagulantes, buscando avaliar as condições ótimas do sistema. Constatou-se que a eficiência dos coagulantes foram similares em remoção de cor, o aumento da concentração de coagulante favorece o processo e que no pH 7,0 apresenta a melhor condição de aplicação do processo.

Palavras-chave: Aterro sanitário, chorume, coagulação, tratamento primário.

ABSTRAT

The great disordered urban expansion and increasing of industrialization in the latest years, generate solid residue in larger numbers, being directed mainly to landfills. With the extinction of the so called "dumps", landfills are time-by-time being adequate to environmental rules, from the primary license to the leachate final destiny and the landfill shutdown. The leachate generated by the degradation of solid residues, deposited in landfills and the percolation of rainwater may contaminate water resources. The leachate composition is influenced by the kind of deposited residue, generally present high organic material concentration, represented by the chemical demand of oxygen (COD) and biochemical demand of oxygen (BOD). The present paper, coagulation studies in leachate from landfills were done in Guajuviras, Canoas-RS, assessing two kinds of coagulants, having as main objective the selection of a coagulant which represents efficiency in the primary treatment and also presents less interference in the secondary treatment. The coagulation process was developed through studies on stands using Jar test, with ACQUAPOL WW coagulants and Poly Aluminium Chloride (PAC) in four pH levels, varying the concentration of coagulants, aiming at assessing the optimal conditions of the system. It was concluded that the coagulants efficiency were similar in color removal, the concentration increasing favors the process and that the pH 7,0 presented the best conditions for the process application.

Key-words: Landfill – leachate – coagulation – primary treatment.

LISTA DE SIMBOLOS, ABREVIACOES E SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
$Al_2(SO_4)_3$	Sulfato de Alumínio
C	Graus Celsius
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CONSEMA	Conselho Estadual do Meio Ambiente
Cd	Cádmio
Cr	Cromo
CH ₄	Metano
Cu	Cobre
CO ₂	Dixido de Carbono
CO ₃ ²⁻	Carbonato
CL50	Concentração Letal Mdia
CE50	Concentração Efetiva Média
Cr ⁶⁺	ion Crômico
Cu ²⁺	ion Cprico
DBO _{5,20}	Demanda Bioquímica de Oxignio- 5dias, 20C
DQO	Demanda Química de Oxignio
DE50	Dose Efetiva Média
DL50	Dose Letal Mdia
ETE	Estaao de Tratamento de Esgotos
F _{calc.}	Fator Calculado
F _{tab}	Fator Tabelado
Fe ³⁺	ion Férrico
FeSO ₄	Sulfato de Ferro
FeCl ₃	Cloreto Férrico
GDL	Grau de Liberdade
Hg	Mercúrio
H ₂ O ₂	Peróxido de Hidrognio
HO ₂ [•]	Radical Hidroperoxila
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
L	Litro
Mn	Manganês
m ³	Metro Cúbico
mg Pt L ⁻¹	Miligrama de Platina por Litro
mm	Milímetro
mL	Mililitro
mg L ⁻¹	Miligramas por Litro
MQ	Média Quadrada
Ni ³⁺	ion Niqueloso
NBR	Norma Brasileira
OH [•]	Radical Hidroxila
O ₃	Ozônio
PET	Politereftalato de etileno
PNSB	Pesquisa Nacional de Saneamento Básico
Pb	Chumbo
PAC	Cloreto de Polialumínio ou Hidroxicloreto de Alumínio

POA	Processo de Oxidação Avançada
pH	Potencial Hidrognônico
P.A.	Para Análise
RS	Rio Grande do Sul
rpm	Rotações Por Minuto
S ²⁻	Sulfeto
SQ	Soma dos Quadrados
uH	Unidade de medida de cor Hazen
Zn	Zinco

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	11
2 OBJETIVOS	13
2.1 Objetivo Geral	13
2.2 Objetivos Específicos	13
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	14
3.1 Aterros Sanitários	14
3.2 Formações de Chorume em aterros sanitários	16
3.3 Composição e características do chorume.....	16
3.3.1 Toxicidade do chorume	16
3.3.2 Cor do chorume.....	19
3.4 Técnicas para tratamento de chorumes	19
3.4.1 Tratamento químico via precipitação.....	20
3.4.3 Tratamento oxidativo	21
3.4.4 Processos de separação por membranas.....	22
3.4.5 Banhados construídos ou Wetlands.....	23
3.4.6 Tratamento Eletroquímico ou Eletrocoagulação.....	23
3.4.7 Tratamento por Evaporação (Leitos de secagem)	24
3.4.8 Tratamento por Recirculação do chorume	24
3.4.9 Adsorção	24
3.4.10 Agregação no tratamento do chorume (Coagulação – Flocculação)	25
3.5 Estudo de caso - Aterro Sanitário Guajuviras.....	28
4 EXPERIMENTAL.....	30
4.1 Materiais e reagentes.....	30
4.1.1 Reagentes	30
4.2 Metodologia.....	31
4.2.1 Análises Físicas e Químicas.....	31
4.2.1.1 Concentração de íons metálicos	31
4.2.1.2 Cor.....	31

4.2.2 Preparo, armazenamento e caracterização das amostras de chorume	32
4.2.3 Estudos de agregação.....	32
4.2.4 Planejamento de experimento.....	34
5 RESULTADOS e DISCUSSÃO.....	36
5.1 Caracterização do chorume em estudo e avaliação da idade cronológica do aterro sanitário	36
5.2 Avaliações dos íons metálicos.....	37
5.2 Estudos de agregação.....	37
5.4 Resultados dos ensaios	39
5.4.1 Resultados de cor verdadeira.....	39
5.4.2 Resultado do lodo formado	44
5.5 Avaliação de DQO e DBO no chorume bruto e tratado	47
6 CONCLUSÕES	49
REFERÊNCIAS.....	51

1 INTRODUÇÃO

As dificuldades ocasionadas pelos resíduos sólidos não são prerrogativa das últimas décadas. A geração de resíduos está ligada ao consumo e este à abundância de recursos. O aumento significativo da poluição dos recursos naturais nos últimos anos está associado à grande expansão urbana desordenada e, conseqüentemente, ao aumento da industrialização com expansão da geração de resíduos sólidos e aumento da toxicidade do lixo. Grande parte dos municípios brasileiros ainda deposita seus resíduos sólidos a céu aberto, o que causa um grande impacto ao meio ambiente, principalmente, quando estes poluentes alcançam os corpos hídricos (FRESCA, 2007). A necessidade da adequação do descarte de resíduos sólidos e o tratamento dos efluentes oriundos desta prática, tem sido uma preocupação mundial. A última Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (PNSB) divulgada pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), realizada em 2008, indicou uma produção diária de 259.547 toneladas de lixo domiciliar.

Nesta pesquisa foi observado que a destinação final dos resíduos, os vazadouros a céu aberto (lixões) constituíram o destino final dos resíduos sólidos em 50,8% dos municípios brasileiros. Embora este quadro venha se alterando nos últimos 20 anos, sobretudo nas Regiões Sudeste e Sul do País, tal situação se configura como um cenário de destinação reconhecidamente inadequado, que exige solução urgente e estrutural para o setor. (IBGE, 2008).

Os locais onde ocorrem o depósito de lixo (aterros sanitários, aterros controlados e lixões), não retêm parte das substâncias contidas no lixo. Assim, muitas destas substâncias orgânicas e inorgânicas são percoladas pela água, principalmente oriunda da chuva, formando um líquido escuro denominado chorume. As principais características deste resíduo líquido são altas concentrações de matéria orgânica e concentração variada de metais pesados, originárias da

degradação de substâncias que são metabolizadas, como, por exemplo, carboidratos, proteínas e gorduras. (CELERE, 2007).

As variações de concentrações dos poluentes dependem de fatores como a idade do aterro sanitário, condição geológicas do local e variações climáticas (SILVA, 2002). O estudo da remoção de íons de metais pesados em chorume de aterros sanitários vem ganhando importância pela diversidade de materiais dispostos por esta técnica. Dentre os principais íons metálicos que constituem os chorumes, podem-se destacar os íons cádmio, chumbo, cobre, cromo, manganês, mercúrio, zinco, entre outros. Estes poluentes são extremamente tóxicos e afetam a fauna e a flora, provocando danos e/ou mortes a diversos organismos (LEMOS, 2008).

(*incluir informações problemáticas) Estudos realizados por (CELERE, 2007), indicaram que as concentrações dos metais pesados como Cádmio (Cd), Chumbo (Pb), Cobre (Cu), Cromo (Cr), Manganês (Mn), Mercúrio (Hg) e Zinco (Zn) em aterro sanitário localizado na cidade de Ribeirão Preto, início de operação em 1989, apresentaram abaixo do limite estabelecido pela resolução CONAMA 357/2005.

Os principais métodos de tratamento de chorume para remoção de metais e matéria orgânica são os processos biológicos (aeróbio e/ou anaeróbio), de separação com membranas, oxidativos, eletroquímicos e sistemas naturais, com banhados construídos ou, também denominados, *wetlands*” (FERREIRA, 2001).

Atualmente as substituições rápidas dos lixões por aterros sanitários, não estão atendendo completamente os requisitos da legislação, gerando um excesso de chorume que requer coleta e envio às empresas de tratamento de águas e esgotos, onde estes resíduos são misturados ao processo dessas empresas. Diante destes fatos, o presente trabalho mostra-se relevante e notório para o desenvolvimento de um sistema de tratamento de chorume proveniente do aterro sanitário Guajuviras, (Canoas, RS) que no período de 1983 á 1995, caracterizou-se como um lixão e, atualmente, está adaptado para aterro sanitário.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Realizar procedimentos em escala de laboratório para o tratamento primário de chorume de aterro sanitário através de processo físico-químico de coagulação, visando maior viabilidade de implementação de tratamentos secundários no aterros sanitário Guajuviras (Canoas, RS).

2.2 Objetivos Específicos

- Avaliar a eficiência de dois coagulantes distintos (ACQUAPOL WW e PAC) de coagulação química.
- Determinar as concentrações ótimas dos reagentes coagulantes.
- Identificar a idade do aterro sanitário Guajuviras pela relação DBO/DQO, conforme (CHIANG, 1995), (TSAI, 1997) e (RENOU, 2008).

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Aterros Sanitários

Conforme a NBR 8419/92 da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT), aterro sanitário é a técnica de disposição de resíduos sólidos urbanos no solo, sem causar danos à saúde pública e à sua segurança, minimizando os impactos ambientais. Esse método utiliza princípios de engenharia para confinar os resíduos sólidos em uma menor área a partir de uma redução do volume dos mesmos. Após a deposição em valas, os resíduos são cobertos, impermeabilizando a camada de base, cobrindo-os com uma camada de terra na conclusão de cada jornada de trabalho ou a intervalos menores, (Figura 1).

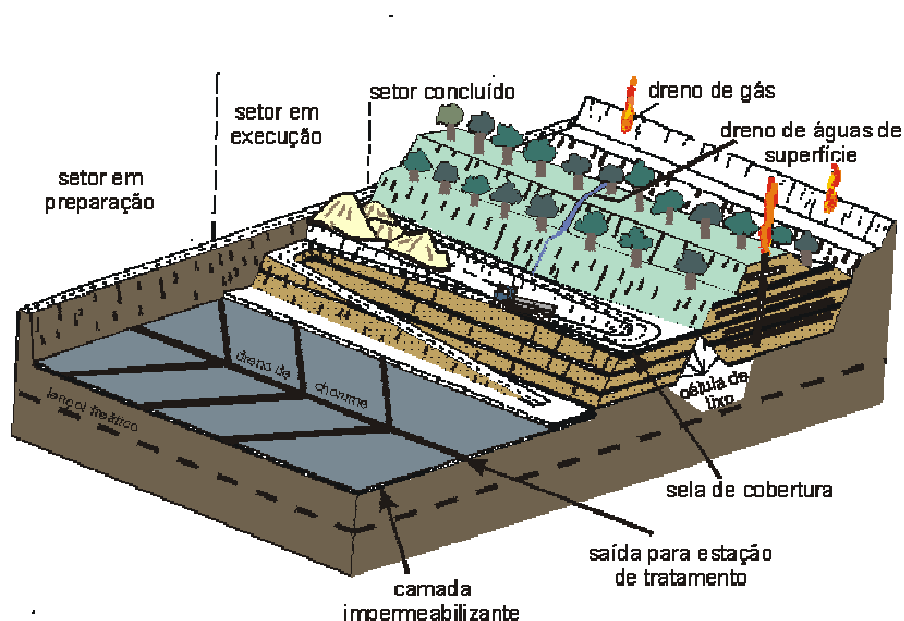


Figura 1 – Aterro Sanitário

Fonte: IPT/CEMPRE (2000).

A classificação dos aterros sanitários conforme a NBR-10004/2004, é definido pela classificação dos resíduos:

Resíduos classe I perigosos – aqueles que apresentam periculosidade, ou seja oferecem risco à saúde pública e ao meio ambiente, ou uma das características: inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade e patogenicidade.

Resíduos classe IIA - Não inertes – aqueles que podem ter propriedades, tais como: biodegradabilidade, combustibilidade ou solubilidade em água .

Resíduos Classe IIB – Inertes – Quaisquer resíduos que, quando amostrados de uma forma representativa, e submetidos a um contato dinâmico e estático com água destilada ou deionizada, à temperatura ambiente, não tiverem nenhum de seus constituintes solubilizados a concentrações superiores aos padrões de potabilidade de água, excetuando-se aspecto, cor, turbidez, dureza e sabor.

Os aterros sanitários podem ser divididos em três métodos: de valas ou trincheiras escavadas, de área e de depressão (CASAGRANDE, 2006).

O método da trincheira incide na abertura de valas, onde o lixo é disposto, compactado e após coberto com solo, sendo aplicável para terrenos planos ou com leve inclinação. Neste caso, o lençol freático deve estar localizado a uma grande profundidade em relação à superfície.

O método da depressão ou escavação progressiva baseia-se na escavação da rampa, onde o lixo é disposto, compactado com máquinas e, posteriormente, coberto com solo. Esta técnica é normalmente aplicada em áreas de meia encosta, onde o solo permite boas condições para ser escavados, e também utilizados como material de cobertura.

O método da área é aplicado geralmente em locais planos e com lençol freático com baixa profundidade, aplicável em áreas baixas onde, normalmente, o solo não poderá ser utilizado como cobertura.

A implantação de um aterro sanitário deve ocorrer em uma área com menor potencial para geração de impactos ambientais, com solos mais espessos e menos propensos a processos de erosão, revestimento o solo com geomembrana. Adicionalmente, características como aquíferos menos permeáveis, maior vida útil do aterro sanitário com baixo custo de operação, instalação e menor distância da região urbana geradora dos resíduos, devem ser consideradas nas etapas de projeto e implantação de um aterro sanitário. Dentro deste contexto, as normas NBR 13896

que estabelece os critérios para projeto, implantação e operação de aterros de resíduos não perigosos e a NBR 10157 que estabelece os critérios para projeto, construção e operação de aterros de resíduos perigosos.

3.2 Formações de Chorume em aterros sanitários

A formação do chorume em aterros sanitários, é decorrente do processo de decomposição do lixo depositado, realizada por digestão da matéria orgânica pela ação das exo-enzimas produzidas pelas bactérias. Estas enzimas solubilizam a matéria orgânica, que permite ser assimilada pelas células bacterianas (COELHO, 2002). Um fator que aumenta a produção do chorume é a água da chuva, que entra pela parte superior percola o lixo depositado e junto com a água os materiais orgânicos e inorgânicos.

A determinação do volume de chorume gerado no aterro sanitário é uma tarefa difícil, entretanto, muitos pesquisadores estimam este valor a produção de percolado com aplicação de modelos matemáticos (SILVA, 2002), que utilizam o balanço hídrico para previsão da geração de chorume.

3.3 Composição e características do chorume

O chorume de aterros sanitários apresenta concentrações de matéria inorgânica e altos teores de matéria orgânica. A composição do percolado depende de fatores como a natureza do resíduo sólido (lixo), idade do aterro e tipos de técnicas de armazenamento. Para a determinação do volume e das características do chorume, é necessário avaliar as particularidades de cada aterro sanitário. Para evitar a contaminação da água e do solo são necessários estudos do perfil do solo e do subsolo, onde o aterro será construído. O conhecimento de todas as características dos resíduos sólidos, assim como de suas tendências futuras, possibilita calcular a capacidade e selecionar o tipo dos equipamentos de coleta, tratamento e destinação final mais adequado (SILVA, 2002).

3.3.1 Toxicidade do chorume

O chorume resultante de aterro sanitário apresenta características tóxicas (NBR 10004-2004) com altas concentrações de DQO e DBO, apresentando também teores de íons metais pesados.

Devido à complexidade e à variabilidade apresentada pelos compostos orgânicos e inorgânicos que podem estar presentes em um efluente ou no corpo hídrico, a caracterização destas águas deve ser complementada por testes biológicos para obter informações não reveladas pela simples caracterização física e química. Esta necessidade tem estimulado a realização de testes de toxicidade, atualmente considerados indispensáveis para se obter um controle mais abrangente das fontes de poluição das águas.

Através destes testes, determina-se o potencial tóxico de um agente químico ou de uma mistura complexa, sendo os efeitos desses poluentes mensurados através da resposta de organismos vivos. Nem sempre as técnicas de tratamento empregadas asseguram que o efluente é desprovido de toxicidade. Impõe-se, portanto, o controle da toxicidade do efluente líquido, tornando compatível seu lançamento com as características do corpo receptor, de tal forma que este não cause efeitos tóxicos de natureza aguda ou crônica à biota aquática.

O grau da toxicidade pode ser avaliado através do efeito que a dose ou concentração de certa substância causará a determinado organismo em um dado intervalo de tempo. Esses efeitos podem ser classificados em agudos e crônicos (SILVA, 2002).

A toxicidade aguda corresponde a uma resposta severa e rápida dos organismos aquáticos a um estímulo, que se manifesta, em geral, em intervalo de 0 a 96 horas. A letalidade é um dos indicadores utilizados para avaliar a resposta dos organismos à toxicidade aguda provocada por um composto de um efluente. Este parâmetro pode ser expresso através do parâmetro CL50 que corresponde à concentração que causa o efeito (letalidade) a 50% da população testada.

Quando se observa o efeito do agente tóxico sobre as funções vitais ou funcionais dos organismos teste, utiliza-se o índice de toxicidade CE50 ou DE50, que corresponde à concentração ou dose efetiva que causa efeito em 50% dos organismos testados.

A DL50 por sua vez é a dose letal da substância administrada diretamente nos experimentos com animais, com efeito letal para 50% da população exposta sob diferentes condições experimentais (SILVA, 2002).

A toxicidade crônica é a resposta a um estímulo prolongado ou contínuo, por um extenso período de tempo, podendo compreender parte ou todo ciclo de vida do organismo. Os testes de toxicidade são ensaios biológicos que incidem na exposição do organismo teste à diversas concentrações de uma ou mais substâncias ou fatores ambientais por um período de tempo, buscando observar os efeitos sobre as funções biológicas fundamentais como mudança de apetite, crescimento e/ou redução da taxa de natalidade em consequência de alterações nas fases meióticas das células reprodutoras, por anomalias no processo de desenvolvimento embrio-larval, por mutações ou morte.

De acordo com a literatura, os organismos-teste (ou bioindicadores) reagem de forma diferente para a um mesmo composto, em medições realizadas em laboratório ou na natureza. Deste modo, o uso de métodos de ensaio, que se aproximam das condições reais, pode trazer informações mais precisas do efeito causado ao ecossistema.

O lançamento de efluentes líquidos, mesmo tratados, quando contínuo no ambiente aquático, pode causar efeitos crônicos, uma vez que os organismos estão expostos a concentrações baixas de certos poluentes durante um período longo de tempo. Caso os poluentes forem degradáveis, ocorrerá um equilíbrio à uma determinada distância do ponto de lançamento. Porém, na área de descarte, os organismos poderão enfrentar impedimentos ou dificuldades para se sustentar no ambiente, ocasionando alterações na estrutura e funcionamento do ecossistema aquático (EPA, 2000).

A disposição de substâncias constantes ou bioacumuláveis poderão causar efeitos drásticos nas populações expostas. O efeito crônico deve ser estudado quando os testes de toxicidade aguda não caracterizam um efeito tóxico mensurável

O aumento do emprego dos testes padronizados de toxicidade nos últimos anos, que podem detectar a toxicidade de efluentes líquidos em organismos aquáticos vivos, podem inclusive ter ações de controle. Desta forma é possível exercer o mesmo grau de controle para diferentes efluentes líquidos e para diferentes corpos d'água (EPA, 1999).

Os organismos aquáticos possuem sensibilidades diferentes às propriedades tóxicas das substâncias químicas. Essas diferenças de uma espécie para outra, acontecem justamente pela especificidade de seus metabolismos e pela natureza de seus “*habitats*”, que estão sujeita as características particulares de cada ecossistema aquático. É recomendável, sempre que possível, analisar o efeito agudo e crônico em sistemas de fluxos contínuos, utilizando mais de uma espécie representativa da biota aquática, abrangendo diferentes níveis tróficos, para que se possa, pelos resultados obtidos com o organismo mais sensível, avaliar com maior segurança o impacto destes efluente no corpo receptor.

Além das informações dos efeitos causados a diferentes organismos, estes testes podem indicar um impacto ambiental, fornecendo informações referentes à ocorrência ou não de bioacumulação e ao transporte e bioamplificação do agente nas cadeias alimentares (SILVA, 2002).

3.3.2 Cor do chorume

Cor é uma característica física do resíduo líquido ou da água, resultante da existência de substâncias dissolvidas, ou em estado coloidal, na maioria dos casos de natureza orgânica como, por exemplo, ácidos húmicos e fúlvicos, taninos, anilinas, lignina e celulose, íons poluentes (Cr^{6+} , Cu^{2+} , Ni^{3+} , Fe^{3+} , etc). (NBR 9896/1993). A cor pode ser descrita como cor aparente, quando a cor presente em uma amostra de água é devido à presença de substâncias dissolvidas e substâncias em suspensão, ou como cor verdadeira quando a cor presente em uma amostra de água é devido à presença apenas de substâncias dissolvidas. A unidade de medida de cor é o Hazen (uH), que representa mg Pt L^{-1} (miligramas de platina por litro). Esta unidade é utilizada para medir a cor de luz transmitida através de líquidos. Ela é extensivamente utilizada para medir a cor de água, óleos claros, produtos químicos e petroquímicos, tais como glicerina, solventes e destilados de petróleo.

3.4 Técnicas para tratamento de chorumes

Os tratamentos convencionais de chorume de aterro sanitário podem ser classificados em três categorias: transferência do chorume para tratamento junto ao

esgoto doméstico, biodegradação com processos aeróbios e anaeróbios e/ou tratamento físico químico (RENOU, 2008).

3.4.1 Tratamento químico via precipitação

A precipitação química é geralmente a técnica mais utilizada para a remoção de íons de metais pesados de águas residuais. Uma remoção eficiente pode ser obtida com a precipitação na forma de sulfetos (S^{2-}), na forma de hidróxidos, pela adição de óxido de cálcio ou soda cáustica ou na forma de carbonatos (CO_3^{2-}) (TCHOBANOGLOUS, 2003). Esta escolha se deve ao fato da precipitação com sulfeto ter maior custo e podendo gerar gás sulfídrico, enquanto que a precipitação com hidróxido apresenta menor custo e é menos perigosa.

Para chorumes, a concentração de íons de metais pesados está relacionada ao tipo de lixo depositado no aterro, sendo relativamente baixas para o lixo doméstico, podendo aumentar para os resíduos industriais variando de acordo com o estágio de decomposição. Costuma ser maior durante a fase de fermentação ácida, quando estes elementos estão mais solúveis e menores nas últimas fases de estabilização, quando o pH normalmente é mais alcalino. A Figura 2 descreve as curvas de solubilidade de alguns íons de metais pesados em função do pH (TCHOBANOGLOUS, 2003).

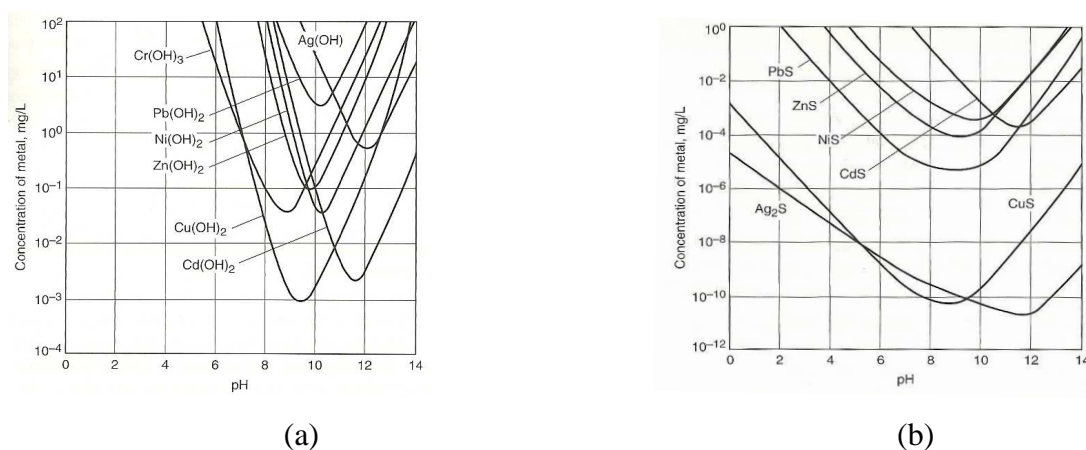


Figura 2 - Concentração de metais pesados solúveis em função do pH para a precipitação na forma de: (a) hidróxidos e (b) sulfetos

Fonte: TCHOBANOGLOUS, 2003.

Os íons de metais pesados encontrados estão presentes tanto na forma

dissolvida, mais facilmente incorporada pela fauna e a flora, quanto na forma particulada associados a partículas em suspensão. Normalmente, apenas o tratamento físico-químico, não é suficiente para obter alta eficiência na redução da carga orgânica poluidora e da toxicidade do chorume, mas seu emprego não deixa de ser necessário para remover os metais e hidrolisar alguns compostos orgânicos. A desvantagem do emprego da precipitação química é a produção de lodo, que deve ser tratado como resíduo perigoso (NBR 10004-2004) devido ao seu conteúdo de metais pesado (SILVA, 2002).

3.4.2 Tratamento biológico

A biodegradação é um tratamento frequentemente escolhido, por mineralizar os compostos orgânicos presentes em chorumes de aterros sanitários (ENZMINGER, 1987). O tratamento biológico utiliza microorganismos que podem degradar compostos orgânicos à dióxido de carbono na presença de oxigênio, em condições aeróbias com produção de biogás, principalmente CH₄ ou na ausência de oxigênio (condições anaeróbias).

Esse tratamento tem se mostrado eficaz quando a relação Demanda Bioquímica de Oxigênio / Demanda Química de Oxigênio (DBO/DQO) tem um valor maior que 0,5 (RENOU, 2008). Já os processos anaeróbios tem se mostrado eficientes na remoção de metais pesados na forma de sulfetos, além de reduções significativas de DQO. Os processos anaeróbios são mais eficientes no tratamento de chorumes novos (FERREIRA, 2002).

O tratamento biológico apresenta vantagem na remoção de substâncias orgânicas biodegradáveis, entretanto necessita de uma área maior para tratamento e aplicáveis para vazões de operação não muito elevada (TCHOBANOGLUS, 1994).

3.4.3 Tratamento oxidativo

O processo de oxidação avançada (POA) são tratamentos que envolvem a geração de radicais hidroxila (OH[•]) altamente oxidantes que destroem as moléculas de compostos orgânicos presentes no resíduo líquido (COELHO, 2002). A maioria dos processos oxidativos utiliza a combinação de oxidantes fortes; O₃ e H₂O₂ ou

irradiação de ultravioleta com ultrassom (RENOU, 2008) ou processo Fenton que utiliza a combinação de um sal de ferro com peróxido de hidrogênio (H_2O_2) (RODRIGUES, 2004).

No caso da ozonização, o agente oxidante utilizado é o ozônio (O_3). Observe-se que o processo de ozonização é eficiente para a remoção de cor do efluente. Porém, a eficiência do ozônio na remoção de carbono orgânico total e amônia são baixas. (RODRIGUES, 2004).

Já o processo reativo de Fenton consiste na combinação de um sal de ferro com peróxido de hidrogênio (H_2O_2) em meio ácido. A reação promove a geração de radical hidroxila (OH^\bullet), os quais têm alto poder oxidante. O Fe^{3+} produzido reage com o peróxido e o radical (HO_2^\bullet) que leva a regeneração de ferro II, sendo também possível reagir com radicais orgânicos intermediários, realimentando parte do processo. Este conjunto de reações do processo Fenton, quando combinado com radiação ultravioleta recebe o nome de Foto-Fenton (RODRIGUES, 2004).

O tratamento oxidativo apresenta vantagem de não gerarem subprodutos sólidos e não haver transferência de fase do poluente (RODRIGUES, 2004) e apresenta como desvantagens a produção de lodo, que pode requerer descarte como resíduo perigoso e quando utilizado cloro como oxidante pode provocar a formação de organoclorados (TCHOBANOGLUS, 1994).

3.4.4 Processos de separação por membranas

A utilização dos processos de separação por membrana está relacionada ao tipo de íons poluentes e à presença de partículas em suspensão. Este método utiliza membranas com diferentes tamanhos e distribuição de poros que, classificam os processos em microfiltração, ultrafiltração, nanofiltração e osmose reversa (FERREIRA, 2002).

Neste caso, a microfiltração remove colóides e materiais em suspensão, reduzindo a DQO entre 25% e 30%, a ultrafiltração remove macromoléculas e partículas reduzindo a DQO entre 10% e 75%, a nanofiltração remove entre 60% e 70% do DQO e 50% da amônia, já a osmose reversa reduz 98% a 99% da DQO e dos metais pesados (RENOU, 2008).

O processo de separação por membranas apresenta vantagens na remoção de

bactérias e compostos orgânicos com alta massa molecular e, na remoção de substâncias orgânicas dessalinizadas, entretanto apresenta as desvantagens de entupimento das membranas, custo elevado e necessidade de pré-tratamento extensivo (TCHOBANOGLIOUS, 1994).

3.4.5 Banhados construídos ou Wetlands

O termo “wetland” é utilizado para caracterizar vários ecossistemas naturais que ficam parcial ou totalmente inundados durante o ano. Na natureza são representados pelas várzeas dos rios, igapós na Amazônia, os banhados, os pântanos, os manguezais em regiões costeiras, as formações lacustres de baixa profundidade em toda extensão ou em parte, entre outros (RODRIGUES, 2004).

Os *wetlands* artificiais (banhados construídos), simulam sistemas naturais a partir de leitos de plantas aquáticas e substratos. Estes sistemas podem ser uma alternativa de tratamento com redução dos impactos ambientais gerados por resíduos líquidos provenientes de resíduos sólidos urbanos.

As principais características dos *wetlands* incluem remoção dos poluentes pelas plantas presentes, existência de grandes superfícies de adsorção no solo e nas plantas, presença de regiões aeróbicas e anaeróbicas e população de microrganismos ativos (MANNARINO, 2006).

Os *wetlands* apresentam as vantagens de baixo custo de implantação, alta remoção de poluentes e alta produção de biomassa (RODRIGUES, 2004) e apresenta como desvantagem a necessidade de uma grande área (MANNARINO, 2006).

3.4.6 Tratamento Eletroquímico ou Eletrocoagulação

No tratamento eletroquímico ou eletrocoagulação são utilizados pares de eletrodos que, a partir de uma diferença de potencial, desestabilizam as partículas coloidais, promovendo a aglutinação desses sólidos (RODRIGUES, 2004).

Processos eletroquímicos vêm sendo utilizados nos últimos anos para tratamento de chorumes oriundos de aterros sanitários mais antigos, principalmente, quando o tratamento biológico não é mais eficiente. Conforme TSAI (1997), a

eletrocoagulação é eficiente para remover matéria orgânica de chorume, que consegue remover moléculas pequenas e grandes.

A grande desvantagem do tratamento eletroquímico ou eletrocoagulação é a geração de lodo, que deve ser corretamente disposto (RODRIGUES,2004).

3.4.7 Tratamento por Evaporação (Leitos de secagem)

Este processo de tratamento do chorume é aplicado, principalmente, em regiões em que a evaporação é favorecida pelas condições climáticas e quando não se permite a descarga do chorume (TCHOBANOGLIOUS, 1994). Esta técnica baseia-se na utilização de tanques abertos, onde o resíduo é depositado e a água submetida à evaporação. Em locais com alta precipitação pluviométrica, utiliza-se instalações cobertas, que possibilitam a evaporação, mesmo durante o período chuvoso. A desvantagem da aplicação desta técnica é o mau cheiro e a ocorrência da elevação de sais solúveis, podendo levar a níveis inibidores à ação microbiana sobre o resíduo não evaporado (SILVA, 2002).

3.4.8 Tratamento por Recirculação do chorume

A recirculação do chorume na área já aterrada é considerada um método de tratamento, devido a propiciar a atenuação de constituintes pela atividade biológica e por reações físico-químicas que ocorrem no interior do aterro. Neste caso, os ácidos orgânicos presentes no chorume serão convertidos em gases CH_4 e CO_2 (FERREIRA, 2002). A geração de gás pode ser vista como um fator positivo, contribuindo para minimizar o impacto ambiental se o gás produzido for empregado de maneira adequada (SILVA, 2002).

3.4.9 Adsorção

A adsorção de diversas espécies químicas presentes no chorume que são passíveis de serem adsorvidas tem sido testada com materiais adsorventes (zeolitas, vermiculite, caulinite, alumina ativada), entretanto, o carvão ativado é o que apresenta melhor resultado (MORAIS, 2005).

A adsorção do chorume por carvão ativado em colunas proporciona uma melhor redução dos níveis de DQO do que os métodos químicos, a principal desvantagem é a necessidade de regeneração freqüente das colunas de carvão ativado (RENOU, 2008).

3.4.10 Agregação no tratamento do chorume (Coagulação – Floculação)

O agregação primário é constituído por processos físico-químicos. Nesta etapa procedem-se a equalização em bacias de retenção e a neutralização da carga do efluente a partir de um tanque de equalização e adição de produtos químicos, ocorrendo principalmente o processo de floculação e decantação, utilizando coagulantes. Os coagulantes comumente utilizados são óxido de alumínio, de magnésio e de cálcio para elevar o pH (ENZMINGER, 1987) e o sulfato de alumínio.

A coagulação é o mecanismo em que pequenas partículas coloidais e sólidos em suspensão aglutinam-se em pequenas massas com peso específico superior a água (flocos), sendo muito utilizado para clarificação de efluente industrial (SILVA, 2002). Os coagulantes interagem com as pequenas partículas sólidas em suspensão, aumentando seu peso molecular desenvolvendo cargas superficiais nas partículas em suspensão. Para que ocorra a coagulação tem que ocorrer a desestabilização dos sólidos em suspensão via compressão da dupla camada elétrica que, por agregação ou adsorção, anulam as cargas repulsivas das partículas.

As vantagens da agregação é obter um lodo mais concentrado, ocupar menor área e volume (MAXIMO, 2007) e a desvantagem são a geração de lodo, que deve ser corretamente disposto (RODRIGUES, 2004).

Coagulante é um reagente que é adicionado para desestabilizar as partículas em suspensão contidas na águas de modo que pode resultar na formação de flocos. Os agentes empregados para realizar a coagulação são geralmente classificados em dois grandes grupos: Agentes Inorgânicos: como sulfato de alumínio (alum), sulfato ferroso, cloreto férrico, clorosulfato férrico, cloreto de polialumínio / hidroxocloreto de alumínio (PAC); e Polímeros Orgânicos: derivados de poliacrilamida (ou polietileno), biopolímeros (polímeros produzidos por organismos biológicos) (TCHOBANOGLIOUS, 2003).

Para o processo de agregação, pode-se também utilizar substâncias chamadas floculantes, as quais são compostas por polímeros de moléculas orgânicas de cadeia longa possuindo ou não cargas iônicas em sua estrutura, onde as cadeias poliméricas se adsorvem por diferentes mecanismos (pontes, neutralização patch, depletion). Este mecanismo chama-se coagulação-floculação ou sensitização. Os floculantes podem ser catiônicos, aniônicos, não-iônicos ou anfóteros conforme a carga da cadeia polimérica.

A seleção dos reagentes baseou-se na escolha de um coagulante inorgânico com aplicação comprovada, hidroxicloreto de alumínio (PAC).

Cloreto de Polialumínio ou hidroxicloreto de alumínio (PAC) tem o processo de produção baseado na reação do ácido clorídrico, com alumina hidratada na presença de temperatura e pressão, em seguida resfriadas e filtradas. O PAC é um sal de alumínio pré-polimerizado com fórmula básica $Al_n(OH)_nCl_{3n-m}$ onde a relação $m/3n \times 100$ indica a basicidade do produto, pelo estado pré-polimerizado e pelas pontes de oxigênio entre os alumínios, o PAC apresenta vantagens na coagulação em relação aos demais coagulantes inorgânicos não polimerizados, devido a maior concentração de elemento ativo óxido de alumínio (Al_2O_3) (PAVANELLI, 2001).

Também, um polímero de origem orgânica a base de tanino de acácia negra que não contém cloro na sua composição, não apresenta efeitos indesejados quando o tratamento secundário for biológico e não contém íons metálicos que poderiam ficar retido no efluente, sendo necessário tratamento para remoção destes íons metálicos.

Dentro deste contexto, os taninos vegetais são compostos polifenólicos com massa molecular variando entre 500 – 3000 $mg\ mol^{-1}$, que tem característica de, normalmente, formar complexos insolúveis com metais, alcalóides, proteínas e polissacarídeos. Os taninos são divididos em hidrolisáveis e não hidrolisáveis (SILVA, 2006) e (KREIN, 2011). Após hidrólise os taninos hidrolisáveis produzem taninos condensados (Figura 3), carboidratos e ácidos fenólicos.

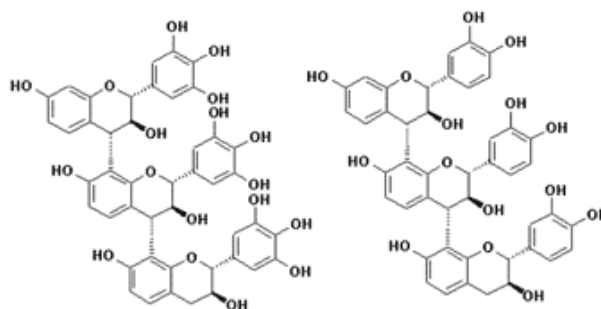


Figura 3 - Taninos Condensado

Fonte: ACQUAQUÍMICA, 2005

A escolha do tanino foi baseada no trabalho de CRUZ (2004) que comparou a eficiência de um tanino com sulfato de alumínio $Al_2(SO_4)_3$, apresentando uma redução de consumo de sulfato de alumínio em 31,6%, uma redução de consumo de alcalinizante 42,8%, uma redução de alumínio residual 72% e melhora na eficiência de agregação.

Diversos trabalhos estudaram a aplicação da coagulação-floculação para tratamento do chorume de aterro sanitário. A Tabela 3 ilustra algumas investigações publicadas na literatura. Como inferências à esta Tabela 3, pode ser verificado que a eficiência dos processos depende de um número de fatores como natureza e concentração dos reagentes, idade do chorume, uso do processo como etapa de pré ou pós-tratamento, entre outros.

Tabela 3: Trabalhos desenvolvidos visando tratamento de chorume por coagulação

REFERÊNCIAS	COAGULANTES	PARÂMETROS	REMOÇÃO DQO%	DESCRIÇÃO
Loukidou et al., 1992	$Ca(OH)_2 + FeSO_4$	DQO, DBO	39	Chorume estabilizado. Influência de diferentes coagulantes
Amokrane et al, 1997	$FeCl_3$ ou Al_2SO_4	DQO	40-50	Chorume estabilizado. Influência: pH, dose de coagulante, polímero, adição de H_2O_2
Welander et al., 1998	$FeCl_3 + Al_2SO_4$	DQO, DBO	53	Chorume estabilizado. Oxidação O_3 e Fenton. Biodegradação, adsorção
Wang et al., 2000	$FeSO_4$	DQO	70	Chorume jovem. Precipitação, Oxidação Biológica e Fenton.
Yoo et al., 2001	$FeCl_3$	DQO	39	Chorume estabilizado. Reagente Fenton com recirculação de lodo.
Tatsi et al., 2003	$FeCl_3 + Al_2SO_4$	DQO, DBO, cor	75	Chorume estabilizado. Eficiência de diferentes coagulantes com e sem adição de polieletrólitos.
Wang et al., 2003	$FeCl_3 \cdot 6H_2O$	DQO, cor	24	Chorume estabilizado. Eficácia de processo de foto-oxidação.

				continuação
Bila et al., 2004	FeCl ₃ e Al ₂ SO ₄	DQO	43-40	Chorume estabilizado proveniente do aterro sanitário Gramacho (RJ).

Fonte: Morais, 2005.

Apesar de uma considerável bibliografia focar a coagulação de chorume, muitas investigações são limitadas para o estudo e os efeitos das diferentes variáveis de operação para a remoção final, medidos em termos de DQO, DBO e cor verdadeira. A questão da toxicidade que pode ser aumentada pela excessiva adição de produtos químicos, métodos padronizados como a oxidação e a coagulação promove clarificação do efluente, mas pode contribuir para o aumento da toxicidade.

3.5 Estudo de caso - Aterro Sanitário Guajuviras

O aterro sanitário Guajuviras (Figura 4), localizado no município de Canoas-RS no bairro do mesmo nome do aterro, ocupa uma área de 8,1 há. E iniciou sua operação em 1983 como lixão a céu aberto. No ano de 1990 ocorreu um incêndio no mesmo tornando-se a partir deste episódio, em 1995, um aterro controlado, administrado pela Vega Engenharia Ambiental S.A. desde o ano de 2000.

Atualmente o aterro recebe 6.600 toneladas mês de resíduo, possui sistema de drenagem e queima de gases. O chorume captado, aproximadamente 350 m³ por semana é armazenado em um tanque de 78 m³. Após, o resíduo é direcionado para lagoas de estabilização (Figura 5). Neste caso existem duas lagoas anaeróbias com volume de 130 m³ cada e três lagoas facultativas (as duas primeiras com volume de 650 m³ e a última com volume de 260 m³), o tempo de residência nas lagoas é de aproximadamente, um mês. Após este período, o chorume é transportado para estações de tratamento de esgotos (ETE), responsável pelo tratamento de esgoto.



Figura 4 - Aterro Sanitário Guajuviras, localizado no município de Canoas, Rio Grande do Sul



Figura 5 - Lagoas de estabilização do aterro Sanitário Guajuviras

4 EXPERIMENTAL

4.1 Materiais e reagentes

Equipamentos utilizados: “JAR-TEST” da marca QUIMIS modelo Q305M3 composto de três pás de agitação, que permite a programação de tempo e rotação das hélices agitadoras, Potenciômetro para medidas de pH DIGIMED DM-22, com eletrodo DME-CV1 (eletrodo de pH tipo escoamento). Agitador magnético marca FISATOM modelo 752 com rotação variável, bomba de vácuo marca PRISMATEC modelo 131, sistema de filtração para membrana (Holder) marca SARTORIUS, membrana de fibra de vidro WHATMAN 934-AH nº cat. 1827047 de 1,5µm, micropipeta marca DIGIPET de 100 – 1000 µL, micropipeta marca DIGIPET de 10 – 100 µL, espectrofotômetro marca MERCK modelo SQ-118, com cubeta de quartzo de 10mm, banho termostático, manta aquecedora com agitação marca FISATOM modelo 102M, balão de fundo chato e condensador de bola.

4.1.1 Reagentes

Foram utilizados os reagentes, Tanino de Acácia Negra (ACQUAPOL WW) 30% v/v e Hidróxicloreto de alumínio (PAC) $Al_n(OH)_mCl_{3n-m}$ concentrados. Para ajuste do pH foi utilizado ácido sulfúrico P.A. (SYNTH) e solução tampão pH 6,86 e 4,01 (DIGIMED).

Garrafas plásticas de polietileno (PET) de cinco litros para coleta das amostras de chorume, previamente lavadas com água deionizada, copos de Becker de 2 L e 600 mL, termômetro marca INCOTERM, pissetes com água deionizada para limpeza de vidrarias, régua, provetas de 500 mL e 250 mL, kitasato de 500 mL, frascos erlenmayer de 125 mL, frascos de vidro âmbar de 500 mL, balões volumétricos de

100 mL, pipetas de 100 mL, pipetas volumétricas de 10 mL, macro pipetador marca BRAND. Todas as vidrarias de laboratório utilizadas foram lavadas com água, detergente líquido e água deionizada antes da utilização.

4.2 Metodologia

Os procedimentos para o tratamento físico químico foram realizados no laboratório de química do UNILASALLE/Canoas. As análises de concentração dos íons metálicos (Alumínio, Cádmio, Chumbo, Cobre e Zinco), no chorume coletado no aterro sanitário Guajuviras foram realizadas pelo laboratório ALAC, relatório de ensaio nº 59251/2010, seguindo procedimento da norma Standard Methods for Examination Water and Wastewater, 3120B, 21st. As análises de DBO_{5,20} do chorume bruto e tratado também foram realizados pelo laboratório ALAC, relatórios de ensaios nº 28791, 28792 e 28793/11, seguindo procedimento da norma Standard Methods for Examination Water and Wastewater, 5210B, 21 st. As análises de DQO do chorume bruto e tratado foram realizadas no laboratório de química do UNILASALLE/Canoas, seguindo procedimento da norma Standard Methods for Examination Water and Wastewater, 5220B, 21st.

4.2.1 Análises Físicas e Químicas

4.2.1.1 Concentração de íons metálicos

A seleção dos parâmetros analisados (íons metálicos: Alumínio, Cádmio, Chumbo, Cobre e Zinco), DQO e DBO abrangeu inicialmente uma pesquisa bibliográfica referente a tratamento de chorume (CELENE, 2007) (RENOU, 2008) (SILVA,2002). As análises foram realizadas pelo laboratório ALAC, conforme citado anteriormente.

4.2.1.2 Cor

As análises de cor aparente (24 alíquotas para estudo preliminar) e cor verdadeira (96 alíquotas para o estudo de coagulação) foram realizadas no

espectrofotômetro SQ-118 (MERCK) do Laboratório de Tecnologia Mineral e Ambiental da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS). As amostras foram diluídas dez vezes para que todas elas ficassem na faixa de leitura entre 0-200 uH da curva de calibração do instrumento. A diluição foi realizada transferindo 10 mL da amostra para balão volumétrico de 100 mL e aferindo a 100 mL o volume do balão com água deionizada. A leitura foi realizada em cubeta de quartzo de 10 mm, utilizando curva analítica de 0-200 uH que foi calibrada no ponto zero com água deionizada.

4.2.2 Preparo, armazenamento e caracterização das amostras de chorume

A coleta das amostras de chorume foi realizada na bacia de decantação do aterro sanitário Guajuviras, localizado na cidade de Canoas: coordenadas geográficas (Latitude 29°54'29" Sul e Longitude 51° 06'31" Oeste). Para realização do experimento, foram utilizadas garrafas plásticas de cinco litros na coleta e preservação do chorume, sendo coletados dez litros para o estudo preliminar em 21/01/2011 às 10h e 15min, apresentando parâmetros de temperatura de 26,3°C e pH 8,6. A coleta de amostra de chorume para o processo de coagulação foi realizada em 06/04/2011 às 11 horas, coletando o volume de trinta e cinco litros de chorume, que apresentou parâmetros de temperatura de 24,2°C e pH 8,6, preservando as amostras em refrigeração à temperatura de 2°C. Durante o período entre dezembro de 2010 e abril de 2011 foram realizadas coletas do chorume para controle de pH e temperatura. O pH manteve-se entre 8,2 em dezembro de 2010 e 8,7 em março de 2011 e a temperatura do chorume teve variação de 22,5°C em dezembro de 2010 à 27,5°C em fevereiro de 2011.

4.2.3 Estudos de agregação

No momento da realização dos ensaios, as amostras apresentavam temperatura entre 20°C e 23°C. A preparação das amostras foram em quatro copos de béqueres de 2 L foi colocado em cada becker 1,8 L de amostra de chorume *in natura*. O pH do primeiro béquer não sofreu alteração, os demais foram ajustados para os valores de 7,0; 5,0 e 3,0 respectivamente, utilizando-se ácido sulfúrico.

Após ajuste de pH, foram retiradas de cada copo de béquer 6 alíquotas de 250mL e transferidas para becker de 600 mL para realização de processos de agregação em equipamento “JAR-TEST”. O procedimento de agregação foi realizado avaliando-se dois tipos de reagentes (ACQUAPOL WW e PAC), três concentrações 250, 500 e 1000 mg L⁻¹ ensaios preliminares e 500, 1500 e 3000 mg L⁻¹ estudo de coagulação, (estas concentrações abrangem a faixa inicial da concentração de coagulantes utilizado no trabalho realizado por MAXIMO 2007, que foi entre 600 e 2400 mg L⁻¹). A seguir iniciou-se o processo de agregação com adição dos coagulantes ACQUAPOL WW ou PAC nas concentrações citadas sob agitação de 120 rpm (mistura rápida) por dois minutos. Depois desse período a agitação foi reduzida para 30 rpm (agitação lenta) por 5 minutos. A agitação lenta é a fase de formação de flocos, este procedimento foi realizado em quatro vias.

Após o processo, o resíduo ficou em repouso por 20 minutos conforme KLEIN (2011) para decantação, a quantidade de agregado formada foi medida com auxílio de uma régua, o volume de material decantado foi determinado pela medida de sua altura dentro do béquer em relação a altura total do chorume. Foram coletados 120 mL do sobrenadante com auxílio de uma pipeta de 100 mL, transferindo-se para um sistema de filtração holder, com membrana de fibra de vidro para reter possíveis agregados em suspensão, permitindo assim uma uniformidade nas amostras. As amostras filtradas foram transferidas para erlenmayer de 125 mL para realização de observação visual de cor. Após foram transferidas para frascos âmbar de 500 mL, para posterior determinação de cor verdadeira.

Este procedimento inicialmente para determinar as condições ótimas de (pH, concentração e tipo de reagente) a serem utilizados durante este estudo de coagulação do chorume. Para essas análises foi utilizado o chorume coletado em 21/01/2011, sendo utilizadas 24 alíquotas desta amostra, neste procedimento inicial não foi realizada a filtração para análise de cor, portanto o resultado é como cor aparente.

Com base nas definições do estudo preliminar foram realizados ensaios de coagulação, seguindo planejamento fatorial (4x3x2), em 96 alíquotas da amostra coletada no dia 06/04/2011, onde foram testados os efeitos de pH, tipos de reagentes e concentração, avaliando a cor verdadeira, pois foi realizada a filtração do sobrenadante.

4.2.4 Planejamento de experimento

Conforme Montgomery (2001), um experimento planejado é um teste, ou série de testes, no qual são feitas mudanças propositalmente nas variáveis de entrada de um processo, de modo a observar e identificar mudanças correspondentes na resposta de saída. Estas técnicas de planejamento de experimentos, visam auxiliar na fabricação de produtos com melhores características, diminuir o tempo de desenvolvimento, aumentar a produtividade de processos e minimizar a sensibilidade a fatores externos (BARROS NETO et al., 2003). Os métodos usados para múltiplas comparações fazem parte da análise de variância, conhecida como ANOVA (SKOOG, 2006), sendo o método mais utilizado para avaliar numericamente a qualidade do ajuste de um modelo de experimento. O planejamento fatorial é a técnica mais usada para múltiplas comparações, onde está envolvido k fatores cada um presente em diferentes níveis. O planejamento fatorial mais simples é expresso como 2^k , onde o fator k está presente em apenas dois níveis (SILVA, 2008). Dentro do contexto, os resultados obtidos no presente trabalho foram tratados de acordo com esta metodologia de análises de dados.

Assim, foi realizado um planejamento fatorial, selecionando as variáveis a serem estudadas (fatores) e realizando experimentos em diferentes valores destes fatores (níveis). Após são realizados experimentos com todas as combinações possíveis dos níveis selecionados. Uma representação esquemática deste procedimento com certo número de fatores, F_1, F_2, \dots, F_k , agindo sobre um sistema em estudo e, produzindo as respostas R_1, R_2, \dots, R_j , apresentado na Figura 5. O sistema atua como uma função desconhecida que opera sobre as variáveis de entrada (fatores) e produz como saída as respostas observadas. O objetivo de realizar os experimentos é descobrir esta função, ou uma aproximação satisfatória para ela. O conhecimento desta função, poderá explicar a natureza da reação do estudo, assim como escolher as melhores condições de operação do sistema.

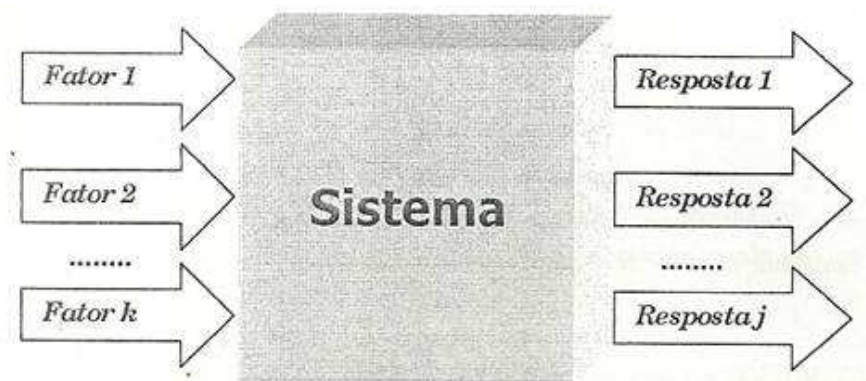


Figura 5 - Sistema representando uma função ligando os fatores às respostas.

Fonte: BARROS NETO et al., 2003

5 RESULTADOS e DISCUSSÃO

5.1 Caracterização do chorume em estudo e avaliação da idade cronológica do aterro sanitário

No chorume proveniente do aterro Guajuviras foi quantificado uma elevada concentração de matéria orgânica e baixa concentração de íons de metais pesados. Os resultados da caracterização dos parâmetros físicos, químicos e físico-químicos da amostra de chorume e os limites do CONSEMA-128 estão apresentados na Tabela 4.

Tabela 4 – Características físicas, químicas e físico-químicas do chorume

Parâmetro	Unidade	Resultado	Padrão de Lançamento de Efluentes	
			CONAMA 357 (Max)	CONSEMA-128 (Máx.)
pH		8,6	Entre 6,0 e 9,0	entre 6,0 e 9,0
Temperatura	°C	26,3		
DQO	mg L ⁻¹	3639		360
DBO	mg L ⁻¹	1380		150
Cor	uH	4550	75	
DBO/DQO	mg L ⁻¹	0,38		
Alumínio	mg L ⁻¹	0,442		10
Cádmio	mg L ⁻¹	<0,001	0,2	0,1
Chumbo	mg L ⁻¹	<0,009	0,5	0,2
Cobre	mg L ⁻¹	0,023	1,0	0,5
Zinco	mg L ⁻¹	0,194	5,0	2,0

Avaliando os resultados apresentados na Tabela 4 e comparando com estudo realizado por RENO (2008), comprova-se que a idade cronológica do aterro sanitário Guajuviras é de um aterro antigo. O aterro está sendo utilizado há mais de vinte anos, comprova-se isso pelas características do chorume de pH maior que 7,5, valor de DQO inferior a 4000 mg L⁻¹ e valores baixos de íons de metais pesados.

Que são decorrentes de um mecanismo de precipitação em pH alcalino, conforme descrito nos diagramas de solubilidade de hidróxidos (Figura 2).

5.2 Avaliações dos íons metálicos

No caso dos íons metálicos, é possível observar que estes valores encontram-se abaixo dos valores limites máximos para lançamento de efluentes segundo resolução CONAMA nº 357 ou CONSEMA nº 128. Os resultados encontrados corroboram com os valores encontrados por CELERE, 2007, onde os limites para íons metálicos em um aterro sanitário de Ribeirão Preto apresentou características similares ao aterro sanitário Guajuviras. Estes valores confirmam também trabalho realizado por RENO, 2008 que associa o valor de pH alcalino com valores baixos de metais no chorume, no caso o chorume do aterro Guajuviras apresentou valor de pH 8,6.

Considerando que os resultados dos íons metálicos realizados na amostra de chorume *In-natura* apresentaram valores muito abaixo do limite das resoluções CONAMA nº 357 e CONSEMA-128, verificou-se que não havia necessidade da realização destas análises nas amostras após o processo de agregação.

5.2 Estudos de agregação

Os resultados de cor aparente do chorume após o processo de agregação, do grupo preliminar de alíquotas de chorume, coletado no dia 21/01/2011 que apresentou cor 8350 uH na amostra *in-natura*, estão apresentados na Tabela 5.

Tabela 5: Resultados de cor aparente (uH – mg Pt L⁻¹)

pH	ACQUAPOL WW			PAC		
	250 mg L ⁻¹	500 mg L ⁻¹	1000 mg L ⁻¹	250 mg L ⁻¹	500 mg L ⁻¹	1000 mg L ⁻¹
8,6	3130	2890	2670	2750	2560	2320
7,0	3070	2800	2570	2770	2480	2030
5,0	2850	2310	1600	2750	2450	1700
3,0	1750	1670	1220	2150	1750	1670

A Tabela 6 apresenta os resultados da análise de variância referente aos

valores de cor aparente obtidos no processo de agregação (Tabela 5). Na Tabela 6, o fator A se refere ao efeito da variação dos níveis de pH, B é o efeito da variação do tipo de coagulante, C é o efeito da variação da concentração do coagulante. Os parâmetros de avaliação são apresentados por SQ a soma do quadrado dos efeitos do fator, GDL o grau de liberdade de cada fator, MQ a média quadrada dos efeitos de cada fator, $F_{calc.}$ (MQ_{fator}/MQ_{erro}), $F_{tab.}$ segue a distribuição com intervalo de confiança de 95% e a comparação entre $F_{calc.}$ e $F_{tab.}$ onde se o $F_{calc.}$ for maior, o fator apresenta diferenças significativas entre os grupos provocada pelo fator controlado.

Tabela 6: Resultados de análises de variância do estudo inicial

Fator	SQ	GDL	MQ	$F_{calc.}$	$F_{tab.}$	Significativo?
A	3803079	3	1267693	101,8	4,76	Sim
B	55104	1	55104	4,4	5,99	Não
C	1863608	2	931804	74,9	5,14	Sim
AB	503845	3	167949	13,5	4,76	Sim
AC	329858	6	54976	4,4	4,28	Sim
BC	508	2	254	0,0	5,14	Não
ABC (erro)	74692	6	12449			
Total	6630696					

O tratamento destes resultados de cor aparente utilizando análise de variância apresentou os fatores de controle, de concentração do coagulante e de pH, como sendo significativos no processo de agregação representados pelos gráficos de dois fatores (Figura 6 e 7).

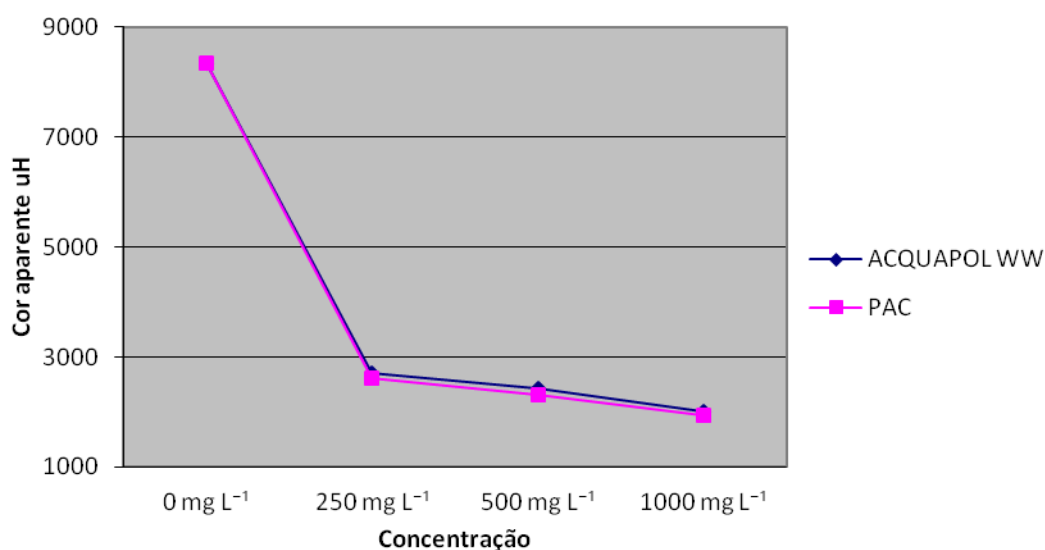


Figura 6 - Cor do chorume em função da concentração do reagente

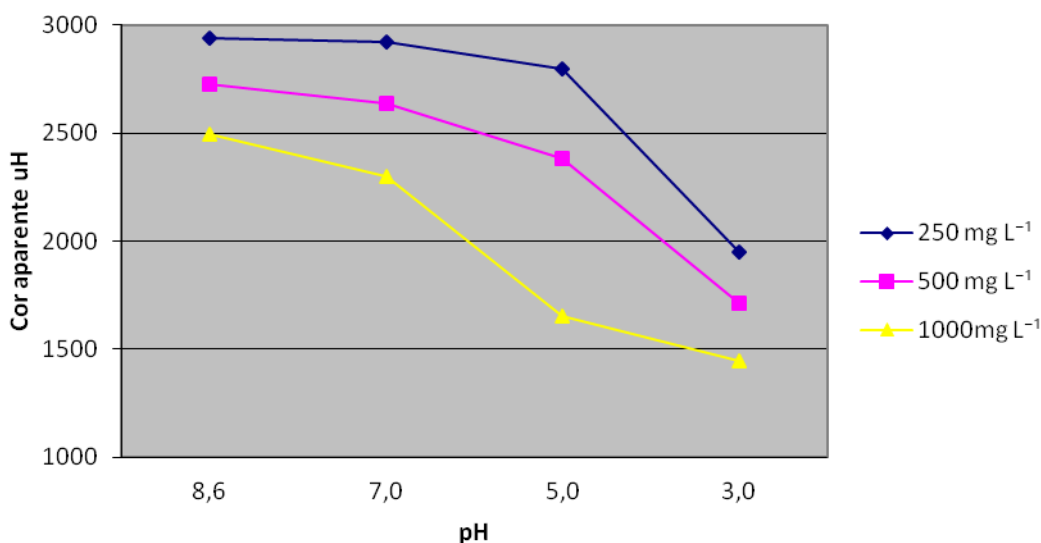


Figura 7 - Cor do chorume tratado em função do pH

A avaliação dos resultados do processo de coagulação obtidos nos estudos preliminares, após o tratamento matemático, mostrou que os valores de pH estavam adequados para a sequência do trabalho, por apresentar uma faixa usualmente utilizada para processos de coagulação (Figura 7).

Entretanto, verificando a variação no processo de coagulação em função da variação da concentração de coagulantes (Figura 6), pode-se observar que a cor residual segue uma tendência decrescente na medida em que a concentração do coagulante é aumentada, o que definiu que a sequência do trabalho deveria ser realizado com uma faixa de concentração de coagulante mais alta. (500, 1500 e 3000 mg L⁻¹). Assim, os resultados obtidos nos estudos utilizando estas concentrações são mostrados na Tabela 7.

5.4 Resultados dos ensaios

5.4.1 Resultados de cor verdadeira

A forma utilizada para avaliar a eficiência do processo de agregação, foi através da análise de cor verdadeira do sobrenadante filtrado após processo de agregação. Os resultados referentes à cor verdadeira do sobrenadante após

agregação e filtração, são apresentados na Tabela 7.

Tabela 7 – Influência do pH e da concentração de reagente na cor do chorume tratado - Resultados e desvio padrão da cor (uH – mg Pt L⁻¹).

pH	ACQUAPOL WW			PAC		
	500 mg L ⁻¹	1500 mg L ⁻¹	3000 mg L ⁻¹	500 mg L ⁻¹	1500 mg L ⁻¹	3000 mg L ⁻¹
8,6	1070 ± 57,2	768 ± 26,3	505 ± 45,1	1263 ± 62,9	845 ± 54,5	568 ± 31,0
7,0	840 ± 123,6	563 ± 35,9	443 ± 43,5	1073 ± 302,6	835 ± 222,2	450 ± 49,0
5,0	758 ± 154,4	380 ± 17,3	460 ± 129,4	543 ± 37,7	393 ± 26,3	420 ± 59,4
3,0	710 ± 72,6	840 ± 154,1	1135 ± 164,2	753 ± 9,6	568 ± 38,6	510 ± 64,8

A Tabela 8 apresenta os resultados da análise de variância referentes aos valores de cor verdadeira (Tabela 7) obtidos no processo de agregação.

Tabela 8 - Resultados da análise de variância da cor verdadeira

Fator	SQ	GDL	MQ	F _{calc}	F _{tab.}	Significativo?
A	1461613	3	487204	39,7	2,73	Sim
B	16538	1	16538	1,4	3,97	Não
C	1652925	2	826463	67,4	3,12	Sim
AB	791013	3	263671	21,5	2,73	Sim
AC	1321875	6	220313	18,0	2,23	Sim
BC	190075	2	95098	7,7	3,12	Sim
ABC	383075	6	63846	5,2	2,23	Sim
Erro	883550	72	12272			
Total	6700663	95				

O tratamento destes resultados de cor verdadeira, utilizando análise de variância confirmou a avaliação dos resultados iniciais que apresentaram o fator de variação de concentração de coagulante como significativo ao processo de agregação (Figura 8). Como apresentado na Figura 8, pode se observar que a cor verdadeira residual, diminui gradativamente com o aumento na concentração de coagulantes (500 – 3000 mg L⁻¹), quando o coagulante utilizado é o PAC. Entretanto, o mesmo não ocorre quando é utilizado o coagulante ACQUAPOL WW, neste caso a cor residual permanece alta em concentrações de coagulante acima de 1500 mg L⁻¹.

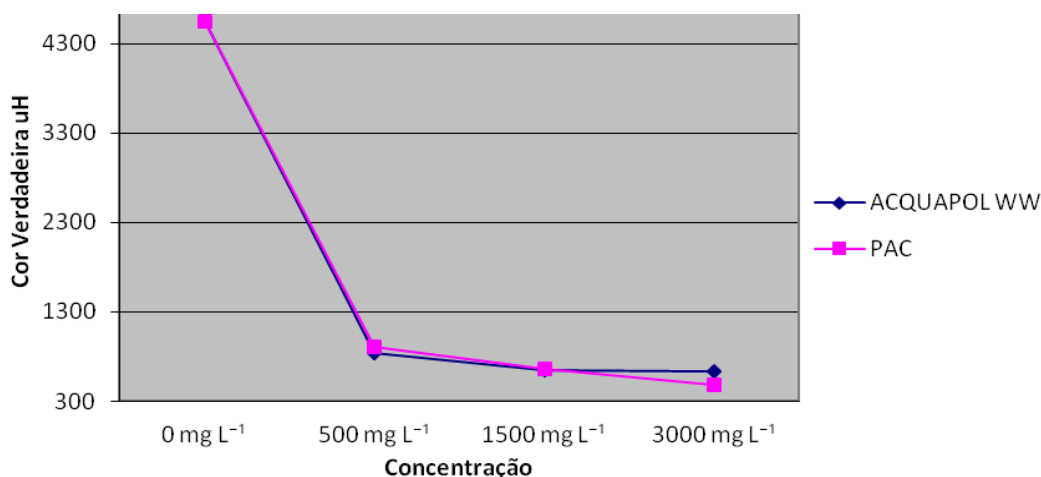


Figura 8 - Cor do chorume tratado em função da concentração do coagulante

Como pode ser verificado na Tabela 7, houve uma melhora na redução da cor verdadeira do sobrenadante quando ocorreu o aumento da concentração de ambos os coagulantes no processo de agregação.

A Figura 9 apresenta os resultados de cor verdadeira em função da variação do pH no processo de coagulação, utilizando a média dos dois agregadores.

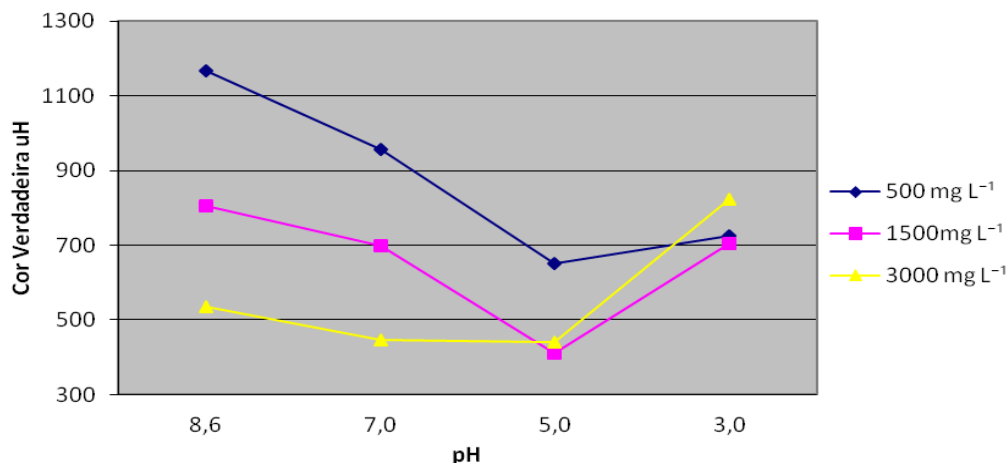


Figura 9 - Cor do chorume tratado em função do pH

Como pode ser observado na Figura 9, a redução do pH, resultou em uma maior remoção da cor verdadeira, obtendo os melhores resultados em pH 5,0, independente da concentração de coagulante utilizada. Entretanto, quando o nível de pH da amostra foi ajustado para pH 3,0 o processo de coagulação apresentou uma menor eficiência na redução da cor verdadeira comparando-se com pH 5,0. Essa menor eficiência na redução de cor quando a amostra foi ajustada para pH 3,0

ficou mais evidente quando utilizado o coagulante ACQUAPOL WW como apresentado no gráfico da Figura 10.

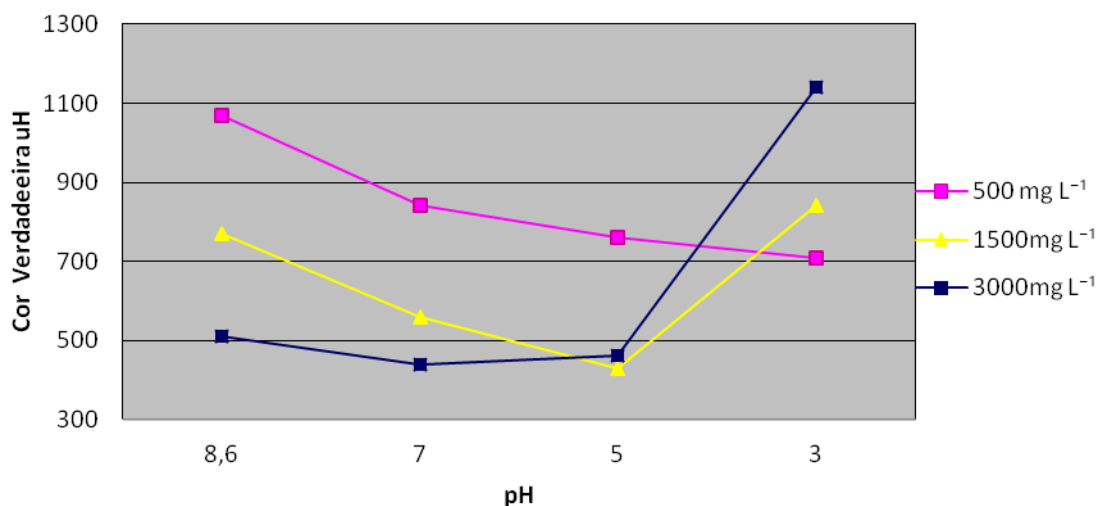


Figura 10 - Cor do chorume tratado em função do pH, do reagente ACQUAPOL WW

Como pode ser observado na Figura 10, quando utilizado uma concentração de ACQUAPOL WW de 500 mg L⁻¹ a redução da cor verdadeira aumenta com o decréscimo dos níveis de pH (8,6 para 3,0) obtendo a melhor eficiência em pH 3,0. Contudo, a cor residual nesta condição ainda é bem superior as obtidas onde as concentrações de ACQUAPOL WW foram aumentadas para 1500 e 3000 mg L⁻¹. Utilizando concentrações de ACQUAPOL WW de 1500 e 3000 mg L⁻¹ houve uma redução na cor final do chorume tratado, sendo que os melhores resultados foram obtidos em pH 5,0 e 7,0. Para a concentração de ACQUAPOL WW de 3000 mg L⁻¹ foi observado uma variação menor na eficiência de remoção da cor em pH 8,6; 7,0 e 5,0. Pode-se observar ainda, que para as concentrações de ACQUAPOL WW de 1500 e 3000 mg L⁻¹ a cor remanecente aumentou consideravelmente quando o pH foi reduzido de 5,0 para 3,0, indicando uma possível degradação do polímero em condições ácidas do meio, ficando fora da faixa de estabilidade (pH 3,5 á 8,0) deste reagente conforme mostrado por BATTESTIN, 2004) e BASSANI, (2010).

A Figura 11 apresenta os resultados da redução de cor em função do pH utilizando o PAC.

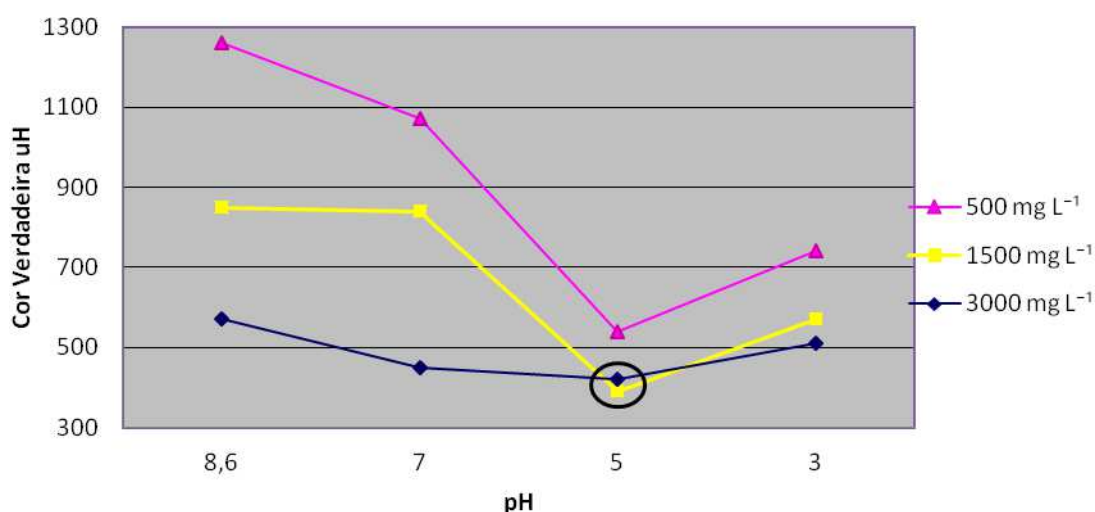


Figura 11 - Cor do chorume tratado em função do pH, do reagente PAC

Como pode ser visto na Figura 11, houve uma redução na cor do chorume tratado na medida em que o pH foi reduzido, obtendo-se uma eficiência ótima em pH igual a 5,0 para todos os níveis de concentração de PAC testados (500, 1500 e 3000 mg L⁻¹). Pode-se observar que para a condição onde foram testados os níveis de concentração de PAC de 1500 mg L⁻¹ e pH em 5,0, obteve-se a melhor eficiência no processo de coagulação. Levando em consideração a utilização de uma quantidade menor de ácido para ajuste do pH da amostra, o pH 7,0 é mais indicado no processo de coagulação. De forma semelhante, quando usado o ACQUAPOL WW como reagente, nas concentrações de PAC de 3000 mg L⁻¹ não ocorreu uma redução significativa na cor do chorume tratado. Quando utilizado o PAC como coagulante, ocorreu também uma diminuição da eficiência da redução de cor verdadeira do sobrenadante do processo de coagulação quando a amostra foi ajustada para o nível de pH de 3,0. Os resultados da diminuição da eficiência na redução de cor verdadeira no nível de pH 3,0, confirmaram a avaliação visual da cor, realizada após o processo de coagulação e filtração, Figura 12.

Na Figura 12, pode-se observar a alteração da cor verdadeira do chorume após o processo de coagulação em todos os níveis testados (pH, concentração de coagulante e o tipo de coagulante).

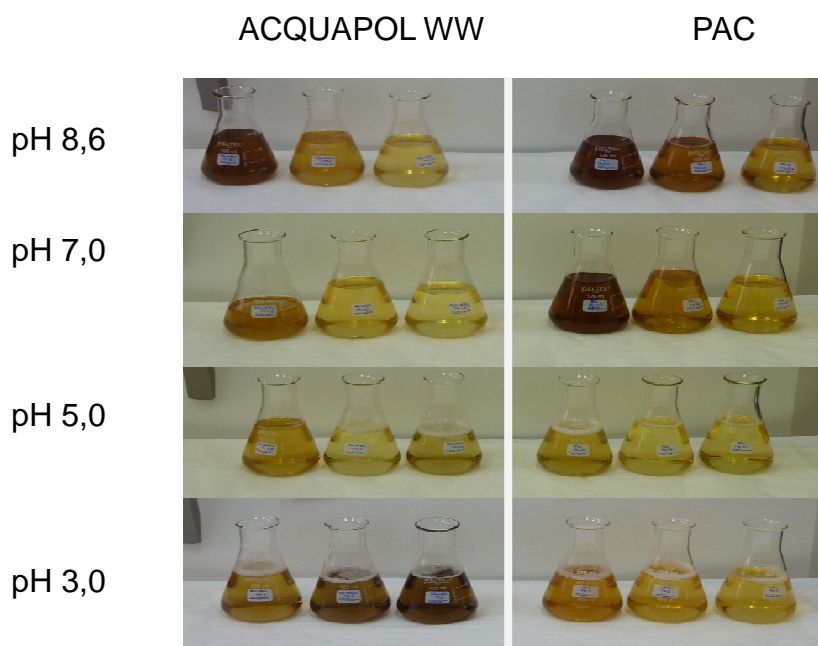


Figura 12 – Imagens do chorume filtrado após tratamento com ACQUAPOL WW (da esquerda) e PAC (da direita).

5.4.2 Resultado do lodo formado

A Tabela 9 mostra os resultados do volume em mL de lodo gerado após o processo de agregação em equipamento “JAR-TEST”.

Tabela 9 - Resultados do volume de lodo gerado

pH		ACQUAPOL WW			PAC		
		500 mg L ⁻¹	1500 mg L ⁻¹	3000 mg L ⁻¹	500 mg L ⁻¹	1500 mg L ⁻¹	3000 mg L ⁻¹
8,6	% de precipitado	48,4	95,4	108,0	43,5	85,7	133,5
7,0	% de precipitado	67,4	111,3	118,1	36,8	91,8	143,3
5,0	% de precipitado	64,3	98,9	122,6	65,0	80,7	94,6
3,0	% de precipitado	52,4	58,9	62,9	52,0	62,6	70,6

Aplicando a análise de variância nos valores do volume de lodo gerado da Tabela 9, obtemos os resultados apresentados na Tabela 10.

Tabela 10 - Resultados da análise de variância do volume de lodo gerado.

Fator	SQ	GDL	MQ	F _{calc.}	F _{tab.}	Significativo?
A	8627,0	3	2825,7	3,19	2,73	Sim
B	409,4	1	409,4	0,45	3,97	Não
C	44157,6	2	22078,8	24,47	3,12	Sim
AB	635,9	3	212,0	0,23	2,73	Não
AC	4065,0	6	677,5	0,75	2,23	Não
BC	1633,8	2	816,9	0,91	3,12	Não
ABC	1960,0	6	326,7	0,36	2,23	Não
Erro	64971,5	72	902,4			
Total	126460,1	95				

O tratamento destes resultados de volume de lodo gerado, utilizando análise de variância, confirmou a avaliação dos resultados de cor verdadeira. Apresentando os fatores de variação de pH e variação de concentração como significativos no processo e que o fator tipo de coagulante utilizado não apresenta variação significativa no processo (Figuras 13 e 14).

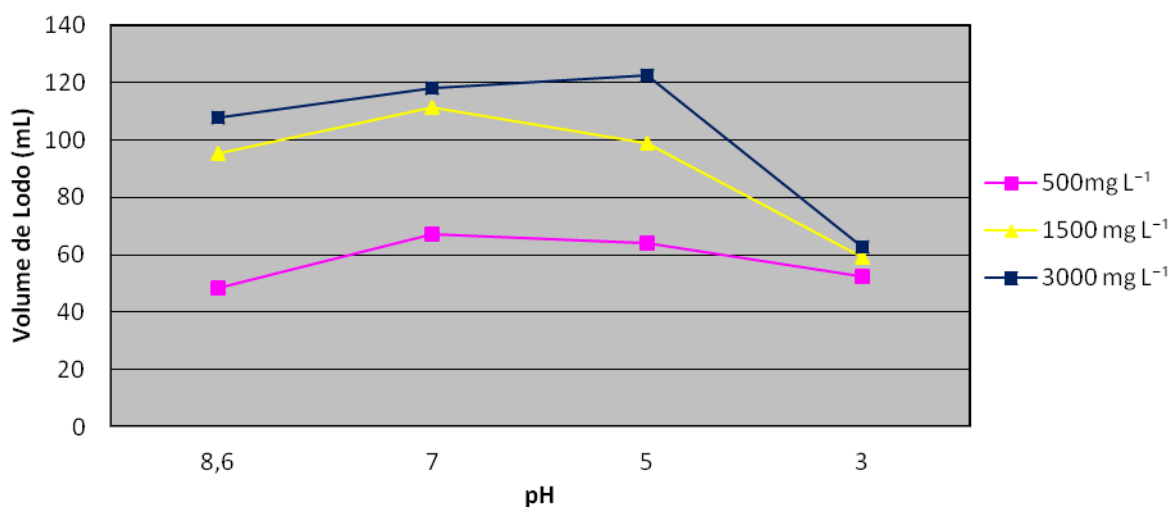


Figura 13 – Volume de lodo gerado x concentração do coagulante ACQUAPOL WW

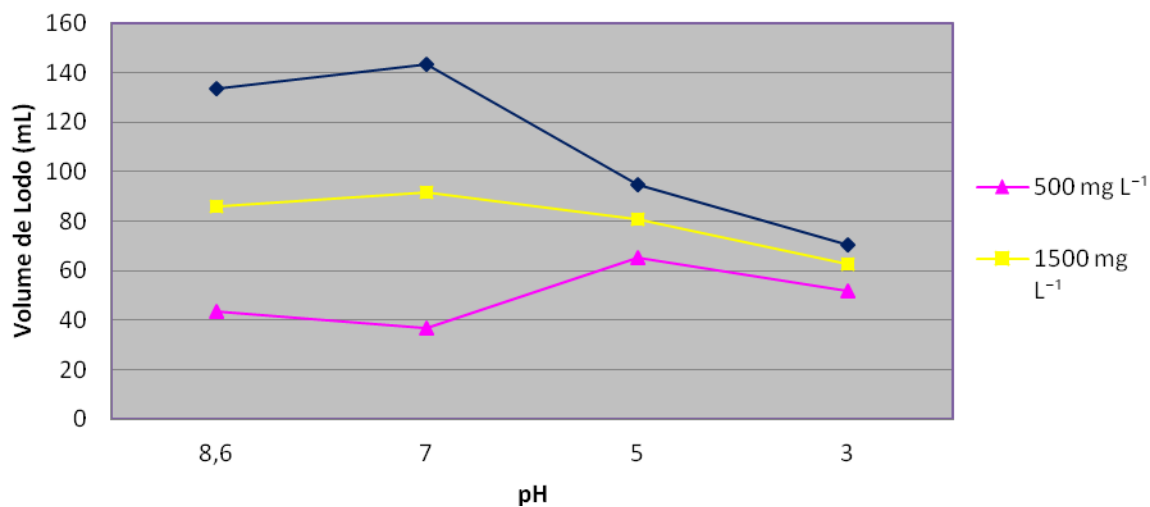


Figura 14 - Volume de lodo gerado x concentração do coagulante PAC

Durante o processo de coagulação e decantação ocorreu flutuação de uma quantidade significativa dos flocos, nas alíquotas com pH 7,0 que foi adicionado 3000 mg L⁻¹ de ACQUAPOL WW, Figura 15 (a) e ocorrendo também flutuação, porém em menor quantidade nas alíquotas com pH 7,0 quando acrescentado 1500 mg L⁻¹ de ACQUAPOL WW, Figura 13(b). Este fato também foi relatado MAXIMO (2007) que utilizou em seus experimentos um coagulante a base de tanino. Os flocos formados também permaneciam por mais tempo em suspensão.

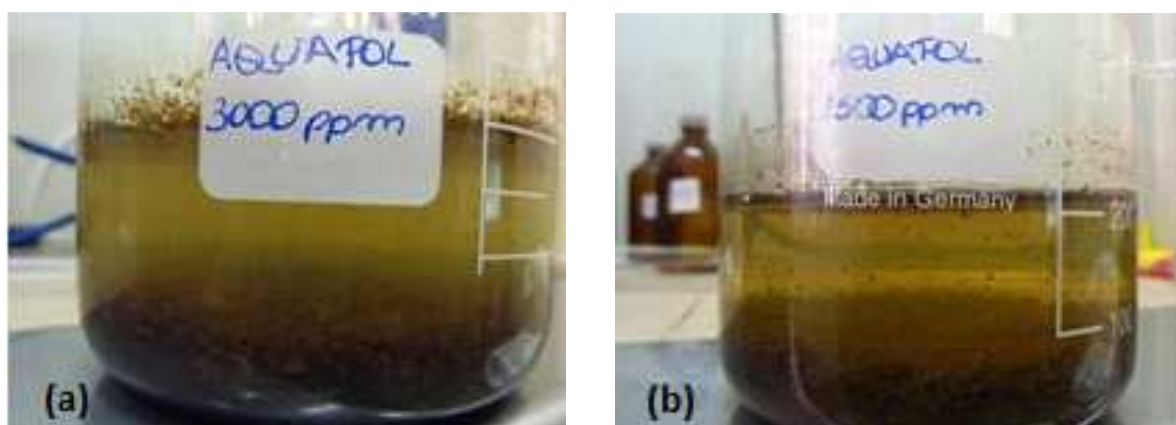


Figura 15 – Chorume tratado com coagulação e decantação em pH 7,0 (a) ACQUAPOL WW 3000 mg L⁻¹ e (b) ACQUAPOL WW 1500 mg L⁻¹

Adicionalmente, os agregados formados, apresentaram características diferentes com relação a tamanho. Neste caso, o ACQUAPOL WW, formou

estruturas com aparência maior, (Figura 16 a) e apresentaram um tempo superior para decantar já os agregados formados por PAC, apresentaram tamanhos menores (Figura 16 b) e pareceram mais compactos. Essas diferenças também foram verificadas por MAXIMO (2007), que observou que quando utilizava o coagulante a base tanino, formava flocos maiores que os outros coagulante testados. Isto se deve ao fato de que um é um polímero e outro um coagulante. O polímero oferece (pontes, neutralização patch, depletion) para crescimento dos flocos, enquanto o coagulante comprime a dupla camada elétrica.

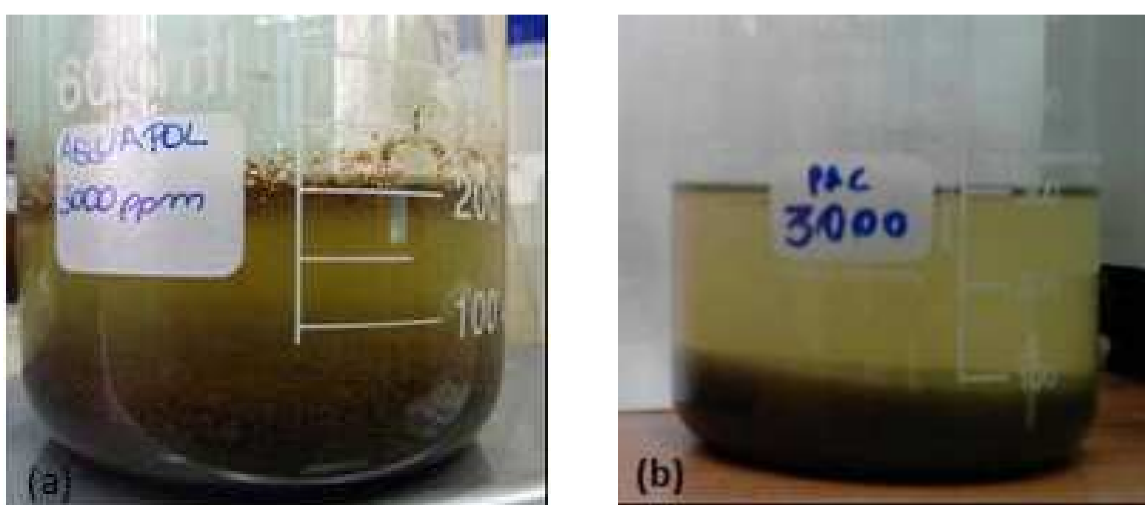


Figura 16 – Imagens do chorume tratado após adição dos reagentes ACQUAPOL WW (a) e PAC 3000 mg L⁻¹ (b)

5.5 Avaliação de DQO e DBO no chorume bruto e tratado

Os resultados de DQO e DBO_{5,20} no chorume bruto e efluente após coagulação estão apresentados na Tabela 11.

Tabela 11: Análises de DQO e DBO_{5,20} (resultados em mg O₂ L⁻¹)

	Chorume Bruto	Chorume tratado com 3000 mg L ⁻¹ de ACQUAPOL WW e pH 7,0	% de remoção	Chorume tratado com 3000 mg L ⁻¹ de PAC e pH 7,0	% de remoção	CONSEMA-128 (Máx.)
DQO	3639	3359	7,7	2377	34,7	360
DBO _{5,20}	1380	1260	8,7	1020	26,1	150

Observando os resultados da Tabela 11 é possível observar que os valores de DQO como os de DBO_{5,20} excedem o limite preconizado na resolução CONSEMA nº

128, que define o limite informado na Tabela 11 quando o volume diária for entre 20 e 100 m³ por dia, a relação DBO/DQO do chorume sem tratamento apresenta valor de 0,38, o que indica que o aterro Guajuviras não tem o comportamento de aterro jovem, conforme (RENOU, 2008). O processo de coagulação auxilia na redução dos valores de DQO e DBO_{5,20}, entretanto não permite com relação a estes parâmetros ser descartado em corpo hídrico. Fazendo-se uma comparação entre os reagentes ACQUAPOL WW e PAC, verifica-se que em relação à remoção de DQO e DBO_{5,20}, o reagente PAC apresenta um % de remoção de, em média, 3,7 vezes maior quando comparado ao ACQUAPOL WW.

Entretanto, por possuir Cloro na composição do coagulante PAC, a utilização de tratamento secundário biológico, deve ser avaliada criteriosamente o não comprometimento da ação biológica deste tratamento secundário. Essa preocupação não ocorre se for utilizado o coagulante ACQUAPOL WW.

6 CONCLUSÕES

O tratamento de chorume é uma necessidade atual e as técnicas de agregação são importantes para remoção de material em suspensão. Esta eficiência de remoção é variável, devido à variação nas características do chorume ao longo do tempo.

A avaliação da identificação da idade do aterro sanitário através dos parâmetros físico e químico, que apresentaram pH de 8,6 e relação de DBO/DQO de 0,38. Comprovam que a idade do aterro é superior a 10 anos, sendo considerado um aterro antigo, pois o aterro está sendo utilizado há mais de 25 anos.

Os reagentes testados (ACQUAPOL WW e PAC) promoveram uma remoção significativa do material em suspensão, apresentando resultados de cor do chorume tratado muito similar para ambos os reagentes.

Quando avaliado em relação à redução nos valores de DQO e $DBO_{5,20}$, o coagulante PAC foi mais eficiente apresentando redução de, aproximadamente 35% e 25%, respectivamente enquanto o ACQUAPOL WW apresentou valores de aproximadamente, 8% para ambos os parâmetros.

Com relação à variação do pH, os melhores resultados foram obtidos quando a amostra estava com pH 5,0 e 7,0.

Ainda, a eficiência de remoção do material em suspensão esteve associada à concentração do coagulante, demonstrando que um aumento da concentração do reagente promoveu uma redução de cor do chorume tratado.

Assim, a melhor condição de utilização dos reagentes estudados foi com pH 7,0 e concentrações entre 1500 mg L^{-1} e 3000 mg L^{-1} , ponderando entre o custo do coagulante e a eficiência na remoção do material em suspensão.

Trabalhos futuros:

- Estudo de agregação para tratamento do chorume utilizando polímeros hidrossolúveis.
- Estudo da eficiência em bancada de tratamento secundário biológico, após um tratamento de coagulação em bancada.
- Viabilidade de implantação de tratamento primário e secundário *in loco* no aterro sanitário Guajuviras.
- Estudos de agregação para remoção do material particulado seguido por adsorção em materiais adsorventes convencionais e não-convencionais.

REFERÊNCIAS

ACQUAQUÍMICA. **Tecnologia: Tratamento de água e efluentes.** Disponível em:http://www.setaonline.com/site/aquaquimica/tecnologia_agua.php. Acesso em:05/2011.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10004:** Resíduos Sólidos - Classificação. Rio de Janeiro: 2004.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10157:** Aterros de resíduos perigosos – Critérios para projeto, construção e operação. Rio de Janeiro: 1987.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 13896:** Aterros de resíduos não perigosos – Critérios para projeto, implantação e operação. Rio de Janeiro: 1997.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 8419:** Apresentação de Projetos de Aterros Sanitários de Resíduos Sólidos Urbanos – Procedimento. Rio de Janeiro: 1992/Conf.2008.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 9896:** Poluição das águas: Terminologia. Rio de Janeiro: 1993.

BARROS NETO, B.; SCARMINIO, I.S.; BRUNS, R.E.**Como fazer experimentos: Pesquisa e desenvolvimento na ciência e na indústria.** 2ª ed. Campinas, SP, Editora da Unicamp, 2003.

BASSANI, Fabiana. **Monitoramento de lixiviado do aterro controlado de Maringá, Paraná, e avaliação da tratabilidade com coagulantes naturais, radiação ultravioleta (UV) e ozônio.** 2010. 127p. Universidade Estadual de Maringá, Programa de Pos-Graduação em Engenharia Urbana

BATTESTIN, Vania; MATSUDA L. K.; MACEDO G.A. **Fontes de aplicações de taninos e tanases em alimentos.** Alim. Nutr., Araraquara, v.15, n.1, p.63-72, 2004

CASAGRANDE, Everson. **Avaliação de eficiência de rochas de arenito como meio filtrante em filtros anaeróbios para tratamento de chorume.** 2006. 76 p. Dissertação (mestrado) - Universidade do Extremo Sul Catarinense, Curso de ciências ambientais.

CELERE, M. S. et al. **Metais presentes no chorume coletado no aterro sanitário de Ribeirão Preto, São Paulo, Brasil, e sua relevância para saúde pública.** Cad. Saúde Pública, Rio de Janeiro, abr, 2007.

CHIANG, Li-C.; CHANG, Jui-Em; WEN, Tem-Chin. **Indirect oxidation effect in electrochemical oxidation treatment of landfill leachate**. Water Research, v. 29, nº 2, p. 671-678, 1995.

COELHO, M.G. et al. **Utilização de processos oxidativos avançados (POAs) no tratamento de líquidos percolados provenientes do aterro sanitário de Uberlândia-MG/Brasil**. XXVIII Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Cancún, México, 2002.

CONAMA nº 357. **Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências**. Publicado no DOU nº 53, de 18 de março de 2005.

CONSEMA nº 128, **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**. Publicado no DOE código nº 240936, de 07 de dezembro de 2006.

CRUZ, J.G.H. **Alternativas para aplicação de coagulante vegetal à base de tanino no tratamento de efluente de uma lavanderia industrial**. 2004. 62 p. Dissertação (mestrado) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Escola de Engenharia.

ENZMINGER, J.D. et al. **Treatment of landfill leachates**. Journal of Hazardous Materials 14, p. 83-101 (1987).

EPA, **“Wastewater Technology Fact Sheet - Granular Activated Carbon Adsorption and Regeneration”**, EPA 832-F-00-017, Washington, USA: Environmental Protection Agency, 2000.

EPA, **“Toxicity Reduction Evaluation Guidance for Municipal Wastewater Treatment Plants”**, EPA 833-B-99-002, Washington, USA: Environmental Protection Agency, 1999.

FERREIRA, J. A. et al. **Uma revisão das técnicas de tratamento de chorume e a realidade do estado do Rio de Janeiro**. In: 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, p. 1-9, 2001.

FRESCA, F.R.C. **Estudo da geração de resíduos sólidos domiciliares no município de São Carlos, SP, a partir da caracterização física**. 2007. 133 p. Dissertação (Mestrado) - Universidade de São Paulo, Escola de Engenharia de São Carlos.

IBGE. **Pesquisa nacional de saneamento básico: limpeza urbana e coleta de lixo**. Disponível em: http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/condicaodevida/pnsb2008/PNSB_2008.pdf (acessado em 18/Jun/2011).

IPT- INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS. **Manual de gerenciamento integrado**. São Paulo: CEMPRE, 2000.

KREIN, C.L., et al. **Utilização de Taninos no Tratamento de Efluentes Industriais de Tintas**. Revista Química no Brasi, Campinas, v.5. 2011.

LEMOS, J. L. S., et al. **Revisão acerca da utilização de microrganismos na biorremediação de rejeitos industriais contendo metais pesado**. Rio de Janeiro: CETEM/MCT, 2008.

LEONORE, S.; Clesceri, A.; Greenberg, E.; Andrew, D. E.; **Standard Methods for Examination of Water and Wastewater, 21th ed.**, American Public Health Association: Washington D.C, 2005

MANNARINO, C.F. et al. **Wetlands para tratamento de lixiviados de aterros sanitários: experiências no aterro sanitário de Pirai e no aterro metropolitano de Gramacho (RJ)**. Eng. sanit. ambient.[online]. Vol.11,nº2, p. 108-112, Abr/Mai., 2006.

MAXIMO, V.A. **Tratamento por coagulação-floculação dos lixiviados gerados no aterro da região metropolitana de Florianópolis**. 2007, 186p. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico, Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental.

MONTGOMERY, D.C. **Desing and analysis of experiments**. 4th ed. New York: Willey, 2001.

MORAIS, J.L. **Estudo da potencialidade de processos oxidativos avançados, isolados e integrados com processos biológicos tradicionais, para tratamento de chorume de aterro sanitário**. 2005, 207p. Tese (Doutorado) – Universidade Federal do Paraná, Curso de Pós-graduação em Química.

PAVANELLI, G. **Eficiência de diferentes tipos de coagulantes na coagulação, floculação e sedimentação de água com cor ou turbidez elevada**. 2001. 232p. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

RENOU, S. et al. **Landfill leachate treatment: Review and opportunity**. Journal of Hazardous Materials 150, p. 468-493(2008).

RODRIGUES, F.S.F. **Aplicação da ozonização e do reativo de Fenton com pré-tratamento de chorume com os objetivos de redução da toxicidade e do impacto no processo biológico**. 2004. 79p. Tese (Mestrado) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, COPPE, Curso de Engenharia Civil.

SILVA, A.C. **Tratamento do Percolado de Aterro Sanitário e Avaliação da Toxicidade do Efluente Bruto e Tratado**. 2002. 79p. Tese (Mestrado) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, COPPE, Engenharia Civil.

SILVA, A. S. **Avaliação da secagem do bagaço de cajá usando planejamento fatorial central**. 2008. 70p. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Centro de Tecnologia, Departamento de Engenharia Química.

SILVA, T.F.M. **Avaliação de polímeros de origem vegetal na destoxificação de hidrolisado de bagaço de cana-de-açúcar para obtenção de Xilitol**. 2006. 75p. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de Lorena da Universidade de São Paulo, Curso de Biotecnologia Industrial.

SKOOG, D.A. et. al. **Fundamentos de química analítica**. 8ª ed., São Paulo: Thompson, 2006.

TCHOBANOGLIOUS, G. et al. **Gestion integral de residuos sólidos**. 1ª ed., v.1-2. Madri: Mc Graw-Hill, Inc. 1994.

TCHOBANOGLIOUS, G.; BURTON, F.L.; STENSEL, H.D. **Wastewater engineering: treatment and reuse**. 4th ed. New York: Metcalf & Eddy Inc. 2003.

TSAI, C.T. et al. **Electrolysis of soluble organic matter in leachate from landfills**. Water Research, v. 31, nº 12, p. 3073-3081, 1997.