



Universidade Federal do Rio de Janeiro
Escola Politécnica & Escola de Química
Programa de Engenharia Ambiental

Priscila Nunes da Silva

Avaliação do processo de coagulação/floculação aplicado ao lixiviado do Aterro Sanitário de Seropédica, com ênfase na redução da ecotoxicidade.

Rio de Janeiro

2017



Priscila Nunes da Silva

Avaliação do processo de coagulação/floculação aplicado ao lixiviado do Aterro Sanitário de Seropédica, com ênfase na redução da ecotoxicidade.

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Engenharia Ambiental, Escola Politécnica & Escola de Química, da Universidade Federal do Rio de Janeiro, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre em Engenharia Ambiental.

Rio de Janeiro
2017



Avaliação do processo de coagulação/floculação aplicado ao lixiviado do Aterro Sanitário de Seropédica, com ênfase na redução da ecotoxicidade.

Priscila Nunes da Silva

Orientadora: Juacyara Carbonelli Campos

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Engenharia Ambiental, Escola Politécnica & Escola de Química, da Universidade Federal do Rio de Janeiro, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre em Engenharia Ambiental.

Aprovada pela Banca:

Profa. Juacyara Carbonelli Campos, D.Sc., PEA/UFRJ

Profa. Letícia Sobral Maia dos Santos Lima, D.Sc., Unicarioca

Prof. Marcelo Mendes Viana, D.Sc., EQ/UFRJ

Profa. Bianca Ramalho Quintaes, D.Sc., PEA/UFRJ

Rio de Janeiro
2017

AGRADECIMENTOS

Agradeço em primeiro lugar a Deus pela minha vida.

Em segundo lugar, agradeço a toda minha família por estar sempre me apoiando em todos os momentos e principalmente aos meus pais por não medirem esforços para que eu pudesse ter uma boa educação. Eles são minha base.

Agradeço em especial ao meu esposo, Fabio Ramos, por toda paciência, amor e carinho, e por me mostrar que sou capaz de conquistar meus objetivos. Ele é minha felicidade.

Toda a minha gratidão também à minha orientadora Juacyara, pelo apoio desde o início do projeto até o momento final. Sempre prestativa e disposta a ajudar. Sua orientação foi fundamental para que eu chegasse até o fim dessa pesquisa.

Meus agradecimentos a toda equipe do Labtare e, em especial, ao Ronei Almeida, pela grande ajuda com as análises laboratoriais e a Alyne Moraes pelos ensaios de ecotoxicidade.

Agradeço também à empresa Acquaquímica LTDA, pelo apoio com o fornecimento do coagulante natural Acquapol C1® e à COMLURB pelo envio das amostras de lixiviado.

RESUMO

SILVA, Priscila Nunes da. Avaliação do processo de coagulação floculação aplicado ao lixiviado do Aterro Sanitário de Seropédica, com ênfase na redução da ecotoxicidade. Rio de Janeiro, 2017.

Dissertação (Mestrado) – Programa de Engenharia Ambiental, Escola Politécnica e Escola de Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, Ano.

O lixiviado é o líquido oriundo da decomposição da fração orgânica dos resíduos sólidos e de parte da água de chuva que percola o aterro. Pode conter altas concentrações de compostos orgânicos, nitrogênio amoniacal e sais inorgânicos, que conferem alta toxicidade a esse efluente. O objetivo deste trabalho foi analisar a eficiência da coagulação na diminuição da matéria orgânica do lixiviado proveniente do Aterro Sanitário de Seropédica e medir seus efeitos na ecotoxicidade do efluente final. Esse lixiviado tem características de uma efluente estabilizado e recalcitrante, que pode responder bem ao tratamento físico-químico. Foram testados três tipos de coagulantes: o sulfato de alumínio, o cloreto férrico e o Acquapol C1® (coagulante natural à base de taninos). Os ensaios da primeira etapa foram realizados com uma concentração de 500 mg/L, variando-se apenas o pH. Após a determinação do pH ótimo, foram realizados novos ensaios, variando a concentração do coagulante. Conforme os resultados obtidos nos testes de coagulação, foram determinados o pH ótimo e as concentrações dos coagulantes em que se obtiveram as melhores remoções dos parâmetros DQO, cor verdadeira, substâncias húmicas (SH) e absorvância em 254nm (ABS). Os melhores resultados foram obtidos com o coagulante Acquapol C1® para os parâmetros DQO (51,5%), turbidez (90,9%) e cor (68%). Já para os parâmetros SH e ABS, o coagulante cloreto férrico apresentou uma maior eficiência, removendo 52,7% e 46%, respectivamente. O sulfato de alumínio foi mais eficiente na remoção de COT (59,7%). Quanto aos testes de ecotoxicidade, os resultados obtidos mostram que a bactéria *Vibrio fischeri* não apresentou sensibilidade às diferentes amostras. Já nos testes com *Danio rerio*, a amostra tratada com cloreto férrico foi a única a se enquadrar no padrão exigido de toxicidade. Essa pesquisa demonstrou que, para o lixiviado do ASS, a coagulação/floculação utilizando o coagulante natural apresentou as melhores remoções de matéria orgânica, porém, quanto à ecotoxicidade, o cloreto férrico teve melhor desempenho no efluente tratado.

Palavras-chave: Lixiviados; coagulação/floculação; ecotoxicidade.

ABSTRACT

SILVA, Priscila Nunes da. Avaliação do processo de coagulação floculação aplicado ao lixiviado do Aterro Sanitário de Seropédica, com ênfase na redução da ecotoxicidade. Rio de Janeiro, 2017.

Dissertação (Mestrado) – Programa de Engenharia Ambiental, Escola Politécnica e Escola de Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, Ano.

Landfill leachate is the liquid that comes from the decomposition of the organic matter from solid waste and part of the rainwater that percolates the landfill. It may contain high concentrations of organic compounds, ammonia nitrogen and inorganic salts, which confer high toxicity to this effluent. The objective of this work was to analyze the efficiency of the coagulation in the reduction of the organic matter from the Seropedica Landfill leachate and to measure the effects on the ecotoxicity of the final effluent. This leachate has characteristics of a stabilized and recalcitrant effluent, which can respond well to the physical-chemical treatment. Three types of coagulants were tested: aluminum sulphate, ferric chloride and Acquapol C1® (natural coagulant tannin based). The first stage assays were performed at a concentration of 500 mg/L, varying only the pH. After the determination of the optimum pH, new tests were performed, varying the coagulant concentration. According to the results obtained in the coagulation tests, the optimum pH and coagulant concentrations were determined according to removal efficiency of COD, true color, humic substances (SH) and absorbance at 254nm (ABS). The best results were obtained with the coagulant Acquapol C1® for the parameters COD (51.5%), turbidity (90.9%) and color (68%). For the SH and ABS parameters, the ferric chloride coagulant presented a higher removal efficiency, removing 52.7% and 46%, respectively. The aluminum sulphate was more efficient removing TOC (59.7%). Regarding the ecotoxicity tests, the results obtained show that the bacterium *Vibrio fischeri* showed no sensitivity to the different samples. However, in the tests with *Danio rerio*, the sample treated with ferric chloride is the only one that reaches the required standard of toxicity. This study demonstrated that, for Seropedica Landfill leachate, coagulation/flocculation using the natural coagulant presented the best removal of organic matter, but, for ecotoxicity, ferric chloride had better performance in the treated effluent.

Keyword: Leachate; Coagulation/flocculation; Ecotoxicity.

Lista de Figuras

Figura 1- Diagrama de solubilidade para cloreto férrico a 25°C.	18
Figura 2- Diagrama de solubilidade para sulfato de alumínio a 25°C.....	18
Figura 3 - Esquema de um ensaio ecotoxicológico com efluente.	32
Figura 4 - Bactéria <i>Vibrio fischeri</i>	33
Figura 5 - Peixe <i>Danio rerio</i>	35
Figura 6 - Aparelhagem de “Jar-Test” utilizada nos experimentos.	44
Figura 7 - Experimento com o peixe <i>Danio rerio</i>	47
Figura 8 - Resultados da etapa de otimização do pH no ensaio de coagulação/floculação usando cloreto férrico (500 mgFe ³⁺ /L). Condições do ensaio: 200 rpm mistura rápida, 40 rpm mistura lenta, 30 minutos de sedimentação. (a) COT. (b) DQO (c) SH (d) ABS (e) cor (f) Volume de Lodo. 51	51
Figura 9 - Resultados da etapa de otimização da concentração no ensaio de coagulação/floculação usando cloreto férrico (pH 5). Condições do ensaio: 200 rpm mistura rápida, 40 rpm mistura lenta, 30 minutos de sedimentação. (a) COT. (b) DQO (c) SH (d) ABS (e) Cor (f) Volume de Lodo.	53
Figura 10 - Resultados da etapa de otimização do pH no ensaio de coagulação/floculação usando sulfato de alumínio (500 mgAl ³⁺ /L). Condições do ensaio: 200 rpm mistura rápida, 40 rpm mistura lenta, 30 minutos de sedimentação. (a) COT. (b) DQO (c) SH (d) ABS (e) Cor (f) Volume de Lodo. 55	55
Figura 11- Resultados da etapa de otimização da concentração no ensaio de coagulação/floculação usando sulfato de alumínio (pH 4). Condições do ensaio: 200 rpm mistura rápida, 40 rpm mistura lenta, 30 minutos de sedimentação. (a) COT. (b) DQO (c) SH (d) ABS (e) Cor (f) Volume de Lodo. 57	57
Figura 12 - Resultados da etapa de otimização do pH no ensaio de coagulação/floculação usando Acquapol C1® (500 mg/L). Condições do ensaio: 200 rpm mistura rápida, 40 rpm mistura lenta, 30 minutos de sedimentação. (a) COT. (b) DQO (c) SH (d) ABS (e) Cor	59

Figura 13 - Resultados da etapa de otimização da concentração no ensaio de coagulação/floculação usando Acquapol C1® (pH 5). Condições do ensaio: 200 rpm mistura rápida, 40 rpm mistura lenta, 30 minutos de sedimentação. (a) COT. (b) DQO (c) SH (d) ABS (e) Cor (f) Volume de Lodo. 61

Figura 14 - Eficiência de Remoção dos parâmetros principais analisados. .. 64

Figura 15 - Fluxograma do Processo (Rota de Tratamento)..... 69

Lista de Tabelas

Tabela 1 - Composição do lixiviado em aterros de diferentes idades.....	8
Tabela 2- Origens dos íons encontrados no lixiviado.	9
Continuação da Tabela 3 – Principais sistemas de tratamento de lixiviado disponíveis na literatura.....	12
Continuação da Tabela 3 – Principais sistemas de tratamento de lixiviado disponíveis na literatura.....	13
Continuação da Tabela 3 – Principais sistemas de tratamento de lixiviado disponíveis na literatura.....	14
Tabela 4 - Resumo dos estudos realizados sobre Tratamento de Lixiviados por coagulação/floculação no Estado do RJ.....	20
Continuação da Tabela 4 - Resumo dos estudos realizados sobre Tratamento de Lixiviados por coagulação/floculação no Estado do RJ.	21
Tabela 5 - Resumo dos estudos realizados sobre Tratamento de Lixiviados por coagulação/floculação - Brasil.....	22
Continuação da Tabela 5 - Resumo dos estudos realizados sobre Tratamento de Lixiviados por coagulação/floculação - Brasil.	23
Tabela 6 - Resumo dos estudos realizados sobre Tratamento de Lixiviados por coagulação/floculação - Internacional.....	24
Continuação da Tabela 6 - Resumo dos estudos realizados sobre Tratamento de Lixiviados por coagulação/floculação - Internacional.....	25
Continuação da Tabela 6 - Resumo dos estudos realizados sobre Tratamento de Lixiviados por coagulação/floculação - Internacional.....	26
Tabela 7 - Trabalhos disponíveis na literatura utilizando coagulantes orgânicos no tratamento de lixiviado.....	29
Tabela 8 - Faixas de toxicidade para o sistema Microtox.....	34
Tabela 9 - Trabalhos relacionando coagulação/floculação e ensaios ecotoxicológicos.....	38

Continuação da Tabela 9 - Trabalhos relacionando coagulação/floculação e ensaios ecotoxicológicos.....	39
Continuação da Tabela 9 - Trabalhos relacionando coagulação/floculação e ensaios ecotoxicológicos.....	40
Tabela 10 - Metodologia de análise dos parâmetros físico-químicos.	43
Tabela 11 - Resultados da Caracterização do Lixiviado.	48
Tabela 12 - Resultados dos ensaios de coagulação/floculação nas condições ótimas dos coagulantes. Volume de lixiviado em cada recipiente: 1000 mL.	62
Tabela 13 - Resultados dos testes de ecotoxicidade - <i>Vibrio fischeri</i>.....	65
Tabela 14 - Resultados dos testes de ecotoxicidade - <i>Danio rerio</i>.....	66

Lista de abreviaturas e siglas

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas
ABRELPE – Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública
ABS - Absorbância em 254 nm
ASS - Aterro Sanitário de Seropédica
AH – Ácido Húmico
AT – Azul de Toluidina
CE - Concentração de efeito
CECA - Comissão Estadual de Controle Ambiental
CENO - Concentração de efeito não observado
Ci - Concentração inicial
CL - Concentração Letal
Cf - Concentração final
CONAMA - Conselho Nacional de Meio Ambiente
COT – Carbono Orgânico Total
COX – Compostos Orgânicos Xenobióticos
DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO – Demanda Química de Oxigênio
ER – Eficiência de Remoção
MF - Método Feema
MMA - Ministério do Meio Ambiente
NBR – Norma Brasileira Regulamentadora
PAC - Policloreto de alumínio
pH – Potencial de Hidrogeniônico
PNRS – Política Nacional de Resíduos Sólidos
RSU - Resíduos Sólidos Urbanos
SH – Substâncias Húmicas
SST – Sólidos Suspensos Totais
SSV – Sólidos Suspensos Voláteis
ST – Sólidos Totais
TB - Turbidez
UT - Unidade de Toxicidade

Sumário

1. INTRODUÇÃO	1
2. OBJETIVOS	4
2.1. OBJETIVO GERAL	4
2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	4
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	5
3.1. ATERRO SANITÁRIO E A GERAÇÃO DE LIXIVIADO.....	5
3.2. CARACTERÍSTICAS DO LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO	6
3.3. TRATAMENTO DO LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO	9
3.3.1. Processo de Coagulação/Floculação	14
3.3.1.1. Principais coagulantes utilizados	16
3.3.1.2. Coagulantes orgânicos alternativos	27
3.4. AVALIAÇÃO DA ECOTOXICIDADE	30
3.4.1. Ensaios de Ecotoxicidade	31
3.4.1.1 Teste de ecotoxicidade com <i>Vibrio fischeri</i>	33
3.4.1.2 Teste de ecotoxicidade com <i>Danio rerio</i>	35
3.4.1.3 Ensaios de ecotoxicidade em Lixiviados de Aterro Sanitário tratados por coagulação/floculação	36
4. MATERIAIS E MÉTODOS	42
4.1. COLETA E CARACTERIZAÇÃO DO LIXIVIADO	42
4.2. ENSAIOS DE COAGULAÇÃO-FLOCULAÇÃO	43
4.3. ENSAIOS DE ECOTOXICIDADE	45
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	48
5.1. CARACTERIZAÇÃO DO LIXIVIADO	48
5.2. ENSAIOS DE COAGULAÇÃO-FLOCULAÇÃO	50
5.2.1. Cloreto Férrico.....	50
5.2.2. Sulfato de Alumínio	54
5.2.3. Acquapol C1®.....	58

5.2.4. Ensaio nas condições ótimas dos coagulantes utilizados	62
5.3. TESTES DE ECOTOXICIDADE	65
5.4. ROTA DE TRATAMENTO PROPOSTA	67
6. CONCLUSÕES	70
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	72
APÊNDICE I	87

1. INTRODUÇÃO

A estimativa da quantidade de resíduos gerados e sua composição é tipicamente a primeira tarefa de qualquer estudo de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos (RHYNER *et al.*, 1995). No Brasil, a criação da Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), instituída pela Lei nº 12.305/10, teve como objetivo permitir o avanço necessário no enfrentamento dos principais problemas ambientais, sociais e econômicos decorrentes do manejo inadequado dos resíduos sólidos (MMA, 2017).

A destinação ambientalmente adequada dos rejeitos (aquilo que não pode ser reciclado ou reutilizado) é um instrumento que, visa principalmente, contribuir para a eliminação dos lixões (MMA, 2017). A principal forma de destinação final utilizada no Brasil é através de Aterros Sanitários (ABRELPE, 2016), definido como um sistema que emprega métodos de engenharia para a disposição de resíduos sólidos no solo, de maneira que minimize os impactos ao meio ambiente, reduzindo os resíduos ao menor volume possível e compactando o material de cobertura no final de cada dia (DAVIS *et al.*, 1991). Suas características construtivas permitem minimizar os efeitos das duas principais fontes de poluição oriundas dos resíduos sólidos: o gás do aterro e o lixiviado (POVINELLI *et al.*, 2009).

Os lixiviados de aterros sanitários podem ser definidos como o líquido proveniente da umidade natural e da água de constituição presente na matéria orgânica dos resíduos, dos produtos da degradação biológica dos materiais orgânicos e da água de infiltração na camada de cobertura e interior das células de aterramento, somado a materiais dissolvidos ou suspensos que foram extraídos da massa de resíduos (LANGE *et al.*, 2009). Geralmente, os lixiviados de aterro contêm altas concentrações de compostos orgânicos, nitrogênio amoniacal e sais inorgânicos (GARCÍA *et al.*, 1997), que conferem alta toxicidade a estes efluentes.

Se não houver tratamento adequado, a poluição das águas causada pelo descarte de lixiviado pode provocar epidemias ou intoxicações, caso haja a

presença de organismos patogênicos e substâncias tóxicas em níveis acima do permissível (SISINNO, 2000).

A fase de caracterização do lixiviado de aterro é importante na definição do tipo de tecnologia a ser implantada para o seu tratamento. Essa fase inicia-se com o emprego de parâmetros coletivos e a identificação de compostos (LANGE *et al.*, 2009). A caracterização por parâmetros convencionais fornece indícios do que deverá ser removido durante o processo, enquanto a caracterização individual, com identificação de compostos, possibilita a detecção de toxicidade tanto aos microrganismos envolvidos no processo quanto aos seres humanos (LANGE *et al.*, 2009).

Os processos físico-químicos são utilizados no pré-tratamento de lixiviados, em geral para remoção das elevadas cargas de nitrogênio amoniacal, e no pós-tratamento, para remoção de compostos recalcitrantes de difícil biodegradação (AMORIM *et al.*, 2009). Dentre esses processos, destacam-se a coagulação/floculação, a precipitação química, os processos oxidativos avançados e a adsorção por carvão ativado (AMORIM *et al.*, 2009).

A coagulação é um processo muito utilizado por promover a clarificação de efluentes contendo partículas coloidais e sólidos em suspensão. Esse processo consiste na adição de agentes químicos para neutralizar as cargas elétricas das partículas, ocorrendo ligações químicas e absorção das cargas superficiais presentes (ECKENFELDER, 1989).

A eficiência da coagulação/floculação depende das características do efluente a ser tratado e sofre os efeitos, principalmente, do tipo e da dosagem de coagulante utilizados, do pH de coagulação, do tempo e do gradiente de velocidade de mistura rápida e de floculação (DI BERNARDO & DANTAS, 2005).

A ecotoxicologia permite avaliar a contaminação ambiental por diversas fontes de poluição em uma grande variedade de substâncias biologicamente disponíveis em uma amostra. Permite ainda detectar a capacidade inerente de um agente tóxico ou uma mistura, em produzir efeitos deletérios nos organismos vivos, permitindo avaliar em que medida essas substâncias são nocivas (MAGALHÃES & FERRÃO FILHO, 2008).

Como os lixiviados são extremamente complexos, do ponto de vista físico e químico, e são fontes de uma grande diversidade de poluentes para o ambiente, a estratégia mais eficiente é usar de forma integrada as análises físicas, químicas e ecotoxicológicas para avaliar e prever os riscos ambientais (BERTOLETTI, 1990).

Este trabalho propõe a análise integrada do tratamento de lixiviados por coagulação/floculação e das condições de ecotoxicidade dos efluentes após tratamento.

2. OBJETIVOS

2.1. OBJETIVO GERAL

Analisar a eficiência da coagulação/floculação, utilizada como um pré-tratamento do lixiviado, na diminuição da matéria orgânica e na ecotoxicidade final do efluente pré-tratado.

2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Os objetivos específicos foram:

- Otimizar o processo de coagulação/floculação através das concentrações dos coagulantes e do pH;
- Comparar o desempenho de três coagulantes diferentes na remoção de matéria orgânica recalcitrante, na remoção de cor e DQO de lixiviado de aterro;
- Avaliar os efeitos do processo de coagulação/floculação sobre a ecotoxicidade do efluente final;
- Propor rotas de tratamento de lixiviado, utilizando como base a coagulação/floculação como pré-tratamento.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1. ATERRO SANITÁRIO E A GERAÇÃO DE LIXIVIADO

Aterro Sanitário é uma técnica de disposição de resíduos sólidos, realizada de maneira que não cause danos ou riscos à saúde pública e à segurança, minimizando os impactos ambientais. Este método utiliza princípios de engenharia para confinar resíduos sólidos à menor área possível e reduzi-los ao menor volume possível (ABNT, 1984).

Basicamente, essa técnica consiste na compactação dos resíduos no solo, dispondo-o em camadas que são periodicamente cobertas com material inerte, formando células, de modo a ter-se uma alternância entre os resíduos e o material de cobertura (CETESB, 2017). Também é feita uma impermeabilização na base do aterro, para impedir a poluição do solo e das águas superficiais e subterrâneas através dos líquidos percolados (lixiviado), sendo esses líquidos captados por drenos horizontais para posterior tratamento. O objetivo principal do aterro sanitário é o de melhorar as condições sanitárias relacionadas ao descarte de resíduos sólidos urbanos (CETESB, 2017).

A quantidade de resíduo gerado cresce significativamente a cada ano com o desenvolvimento da sociedade. De acordo com o atlas de emissões ABRELPE (2016), estima-se que no Brasil neste mesmo ano foram geradas aproximadamente 219 mil toneladas por dia de resíduos sólidos urbanos. Do total de resíduos gerados no ano de 2015, cerca de 90,8% são coletados, o que equivale a aproximadamente 199 mil toneladas por dia. Dos resíduos coletados em 2015, 58,7% (117 mil toneladas) foram destinados em aterros sanitários, 24,1% (48 mil toneladas) em aterros controlados e 17,2% (34 mil toneladas) em lixões.

A quantidade de resíduos gerados somente no Estado do Rio de Janeiro, também no ano de 2015, foi de 22 mil toneladas por dia (ABRELPE, 2016). Destes

resíduos, 98,6% são coletados, sendo que apenas 68,6% dos resíduos coletados são destinados adequadamente em Aterros Sanitários.

A decomposição dos resíduos constitui o principal problema em um aterro sanitário durante sua operação, devido à formação do lixiviado. Este pode ser definido como a fase líquida da massa aterrada, que percola através dos resíduos removendo materiais dissolvidos ou suspensos, composta também por líquidos provenientes de fontes externas, tais como sistemas de drenagem superficial, chuva, lençol freático e nascentes.

Portanto, a produção de lixiviado nos aterros depende de muitos fatores como, por exemplo, a precipitação na área do aterro, o escoamento superficial, a infiltração subterrânea, a umidade natural do resíduo, o grau de compactação, a capacidade do solo em reter umidade, entre outros (QASIM *et al*, 1994). Dessa forma, o volume de lixiviado produzido pode vir a ser grande, dependendo da região onde se encontra.

3.2. CARACTERÍSTICAS DO LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO

O lixiviado apresenta uma composição extremamente variável, dependente, dentre outros fatores, das condições climáticas, da composição dos resíduos depositados e do manejo do aterro. Esse efluente possui características que dificultam o seu gerenciamento e principalmente o seu tratamento. Por isso a necessidade de se avaliar o lixiviado de cada aterro.

Conforme Pessin *et al.* (2003), o lixiviado pode conter substâncias extraídas dos resíduos, assim como substâncias produzidas por reações químicas e pela ação biológica no interior do aterro, e sua composição varia à medida que o processo de degradação biológica evolui.

As características do lixiviado estão diretamente relacionadas com a fase de decomposição dos resíduos aterrados. Segundo Pohland e Gould (1986) existem 5 fases de decomposição: fase inicial ou aeróbia (onde as bactérias anaeróbias iniciam a estabilização da matéria orgânica, com maior geração de CO₂); fase de transição (onde ocorre a transição entre a fase aeróbia para a

anaeróbia com o aparecimento de compostos intermediários); a fase de formação de ácidos (onde há um aumento da concentração de DQO do lixiviado); a fase de fermentação metanogênica (ocorre redução na formação de lixiviado e da concentração de DQO); e a fase de maturação final (onde ocorre a estabilização da atividade biológica).

O lixiviado proveniente da fase metanogênica tende a apresentar coloração mais escura e um odor menos desagradável que o da fase ácida (SOUTO, 2005). Morais e Zamora (2005) ressaltam que a composição do lixiviado oriundo de aterros maduros geralmente é mais complexa do que a composição do lixiviado de um aterro novo, apresentando altas concentrações de ácidos húmicos e fúlvicos, assim como sais, baixa relação DBO/DQO, devido à conversão de parte dos componentes biodegradáveis em gás metano e CO₂, e apresentando também um pH mais básico devido ao consumo dos ácidos voláteis.

Os compostos recalcitrantes presentes em lixiviados de aterros sanitários são em sua maioria formados por substâncias húmicas (SH), responsáveis por conferirem cor ao efluente (ZOUBOULIS *et al.*, 2004 e PELEGRINI *et al.*, 2007). Essas substâncias são misturas complexas de compostos orgânicos randômicos condensados, presentes no ambiente, que se originam da decomposição de plantas e tecidos animais (AWWA, 1995). As substâncias húmicas são constituídas de macromoléculas, como ácidos aromáticos e hidrofílicos (PELEGRINI *et al.*, 2007).

Apesar de existirem características específicas para cada fase de decomposição em um aterro, os resíduos recém dispostos e os mais antigos passam por processos nem sempre perfeitamente ordenados. O que se observa é a presença de um conjunto de fases diferentes associadas às várias células de um mesmo aterro (SCHALCH, 1992).

A Tabela 1 apresenta a composição do lixiviado, em que pode-se verificar os principais parâmetros relacionados com a idade do aterro. Segundo Kurniawan *et al* (2006), aterros jovens são aqueles com idade inferior a um ano, aterros intermediários possuem entre um e cinco anos, e aterros estabilizados possuem mais de cinco anos de idade.

Tabela 1 - Composição do lixiviado em aterros de diferentes idades.

Parâmetros	Tipo de aterro				
	Jovem		Intermediário	Estabilizado	
	A	B	A	A	B
pH	<6,5	8,2-8,3	6,5-7,5	>7,5	8,2-8,3
Cor (mgPtCo/L)		2.800-3.000			5.325-5.679
DQO (mgO ₂ /L)	>15.000	18.500-20.000	3.000-15.000	<3000	4.652-5.015
DBO (mgO ₂ /L)	-	9.920-10.000	-	-	650-690
DBO/DQO	0,5-1,0	0,5-0,6	0,1-0,5	<0,1	0,1
COT/DQO	<0,3	-	0,3-0,5	>0,5	-
N-NH ₃ (mg/L)	<400	2.400-2.540	NA	>400	2.900-3.000
Metais pesados (mg/L)	>2	-	<2	<2	-

NA - Não analisado. Fonte: A - KURNIAWAN (2006), B - MARAÑON (2008)

Mesmo com a grande variação nas características dos lixiviados, a concentração de matéria orgânica é geralmente elevada em todos os aterros. O lixiviado é um efluente complexo, e sua composição pode não ter relação nenhuma com a idade do aterro. Então, deve-se fazer uma associação das características do lixiviado com as fases de degradação, considerando que todos os dias chegam resíduos novos ao aterro. Assim, o lixiviado é o produto de uma mistura de diferentes resíduos em diferentes fases de degradação.

Segundo Christensen *et al.* (2001), o lixiviado pode conter quatro grupos de poluentes, são eles: **Matéria Orgânica dissolvida**: expressada por DBO, DQO ou Carbono Orgânico Total (COT); e compostos refratários, como ácidos fúlvicos e húmicos. **Macrocomponentes inorgânicos**: Ca⁺², Mg⁺², K⁺, NH₄⁺, Fe⁺², Mn⁺², SO₄²⁻ e HCO₃⁻; **Metais pesados**: Cd, Cr, Cu, Pb, Ni, Zn; **Compostos orgânicos xenobióticos** (COXs) presentes em baixas concentrações, incluídos hidrocarbonetos aromáticos, fenóis e compostos alifáticos clorados. Outros componentes como boro, arsênio, bário, selênio, mercúrio e cobalto, são encontrados em concentrações muito baixas. A Tabela 2 apresenta as origens dos íons encontrados no lixiviado.

Tabela 2- Origens dos íons encontrados no lixiviado.

Íons	Origem
Na ⁺ , K ⁺ , Ca ⁺² , Mg ⁺²	Material orgânico, entulhos de construção, cascas de ovos
PO ₄ ⁻³ , NO ₃ ⁻ , CO ₃ ⁻²	Material orgânico
Cu ⁺² , Fe ⁺² , Sn ⁺²	Material eletrônico, latas, tampas de garras
Hg ⁺² , Mn ⁺²	Pilhas comuns e alcalinas, lâmpadas fluorescentes
Ni ⁺² , Cd ⁺² , Pb ⁺²	Baterias recarregáveis (celular, telefone sem fio, automóveis)
Al ⁺³	Latas descartáveis, utensílios domésticos, cosméticos, embalagens laminadas em geral
Cl ⁻ , Br ⁻ , Ag ⁺	Tubos de PVC, negativos de filmes e raios-X
As ⁺³ , Sb ⁺³ , Cr ⁺³	Embalagens de tintas, vernizes, solventes orgânicos

Fonte: SEGATO, 2000.

A composição do lixiviado dificulta na escolha do tipo de tratamento devido à suas características tóxicas e recalcitrantes, e por isso a gestão de resíduos sólidos no mundo é tão complicada. Lançar o lixiviado no solo ou diretamente nos recursos hídricos pode causar sérios impactos ambientais.

A resolução CONAMA 430/2011, no artigo 16, diz que os efluentes de qualquer fonte poluidora, só poderão ser lançados direta ou indiretamente no corpo hídrico, desde de que se obedeçam aos critérios estabelecidos no mesmo artigo. Por esse motivo, é necessário o tratamento desse efluente antes do seu lançamento ao corpo receptor.

3.3. TRATAMENTO DO LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO

Muitos pesquisadores estudaram diferentes técnicas de tratamento para o lixiviado. Cada um deles procura levar em conta os fatores que facilitam o tratamento, de acordo com os recursos, as circunstâncias, as técnicas existentes e as características locais e dos lixiviados.

Como um resultado da variabilidade das características dos lixiviados, o projeto de sistema de tratamento desse efluente fica bastante complexo (TCHOBANOGLOUS *et al.*, 1993). Desta forma, deve-se permitir alguma flexibilidade ou adaptação em função dessas variações com o tempo. Uma solução para esse problema pode ser a separação dos lixiviados oriundo de

células de aterro mais jovem das células mais antigas, dando para cada fração um tratamento adequado, de acordo com suas características físicas, químicas e biológicas.

O que mais se tem utilizado nos aterros são os tratamentos biológicos, devido à fácil operação (MAIA, 2012), sendo que estes têm se mostrado insuficientes para o atendimento aos padrões de lançamento estabelecidos pela legislação nacional (Resolução CONAMA nº 430, 13/5/2011), principalmente no caso de lixiviados de aterro sanitários antigos, que possuem alta concentração de compostos orgânicos recalcitrantes.

Uma alternativa para este tipo de lixiviado são os tratamentos baseados em processos químicos capazes de promover a degradação ou, até mesmo, a mineralização da matéria poluente refratária, podendo haver a combinação entre diferentes técnicas ou serem conjugados com processos biológicos (KURNIAWAN, 2006).

Na Tabela 3, são apresentados os principais sistemas de tratamento de lixiviados estudados e disponíveis na literatura. Pode-se notar, devido ao crescente número de estudos realizados na área, que a solução para esse tema pode variar muito, dependendo das características dos lixiviados e das eficiências que se deseja obter com o tratamento.

De forma geral, os tratamentos biológicos estudados por estes artigos não foram capazes de atingir sozinho baixas concentrações de DQO, e, na maioria dos casos, as eficiências foram maiores onde se utilizaram sistemas mistos de tratamento, compostos por reatores biológicos e processos físico-químicos.

Tabela 3 – Principais sistemas de tratamento de lixiviado disponíveis na literatura.

Nº	Referência	Tipo de Tratamento	Classificação	DQO afl. Máxima (mg/L)	ER (%)
1	Peters (1998)	Osmose reversa e nanofiltração	Físico-Químico	17000	95,9
2	Kettunen e Rintala (1998)	Reator UASB	Biológico	3240	58,1
3	Chianese <i>et al.</i> (1999)	Osmose reversa	Físico-Químico	1749	98,1
4	Wenzel <i>et al.</i> (1999)	Oxidação avançada (UV/H ₂ O ₂ e UV/O ₃)	Físico-Químico	-	-
5	Lin <i>et al.</i> (1999)	Digestor anaeróbio CSTR	Biológico	11556	52
6	Bae <i>et al.</i> (1999)	Lodos ativados e irradiação elétrica	Misto	3130	69,3
7	Timur e Ozturk, (1999)	Reator AnSBR	Biológico	15940	64
8	Lin <i>et al.</i> (2000)	Reator UASB	Biológico	11732	42,2
9	Kennedy e Lentz (2000)	Reator AnSBR e UASB	Biológico	9840	92
10	Lin e Chang (2000)	Coagulação, oxidação Eletro-Fenton e SBR	Misto	1941	85
11	Bohdziewicz <i>et al.</i> (2001)	Lodos ativados, ultra filtração e osmose reversa	Misto	1780	96,9
12	Loukidou e Zoubolis (2001)	SBR aeróbio de leiteo fluidizado e carvão ativado	Misto	5000	81
13	Trebouet <i>et al.</i> (2001)	Coagulação química e nanofiltração	Físico-Químico	620	91,1
14	Zouboulis <i>et al.</i> (2001)	Tratamento enzimático e SBR aeróbio	Biológico	13750	75
15	Marttinen <i>et al.</i> (2002)	Ozonização e ultra filtração	Físico-Químico	550	56
16	Méier <i>et al.</i> (2002)	Adsorção e nanofiltração	Físico-Químico	1450	95
17	Ahn <i>et al.</i> (2002)	Biorreator de membrana (MBR) e osmose reversa	Misto	1500	97
18	Ushikoshi <i>et al.</i> (2002)	Osmose reversa	Físico-Químico	747	98,1
19	Wang <i>et al.</i> (2002)	Coagulação química e foto-oxidação	Físico-Químico	5800	64
20	Heavey (2003)	Adsorção em turfa	Físico-Químico	3025	68,8
21	Ozturk <i>et al.</i> (2003)	Reator UASB e filtração por membranas	Misto	40000	99
22	Gonze <i>et al.</i> (2003)	Pré-tratamento ou pós tratamento por ultra-som	Físico-Químico	1943	78
23	Çeçen <i>et al.</i> (2003)	Lodos ativados e carvão ativado em pó	Misto	18420	-
24	Kargi, e Pamukoglu (2003-a)	Adsorção em carvão ativado em pó e lodos ativados	Misto	9500	86
25	Kargi, e Pamukoglu (2003-b)	Coagulação e precipitação com cal e lodos ativados	Misto	7000	76
26	Tatsi <i>et al.</i> (2003)	Coagulação/floculação	Físico-Químico	115000	80

Continuação da Tabela 3 – Principais sistemas de tratamento de lixiviado disponíveis na literatura.

N°	Referência	Tipo de Tratamento	Classificação	DQO afl. Máxima (mg/L)	ER (%)
27	Rivas <i>et al.</i> (2003)	Ozônio e carvão ativado	Físico-Químico	5470	90
28	Frascari <i>et al.</i> (2004)	Lagoa de estabilização	Biológico	8000	40
29	Lopez <i>et al.</i> (2004)	Pré-tratamento Fenton	Físico-Químico	10540	60
30	Wu <i>et al.</i> (2004)	Oxidação avançada (O ₃ , O ₃ /H ₂ O ₂ , O ₃ /UV)	Físico-Químico	6500	-
31	Silva <i>et al.</i> (2004)	Coagulação/floculação e ozonização	Físico-Químico	3470	50
32	Kargi e Pamukoglu (2004-a)	Coagulação/floculação, carvão ativado e lodos ativados	Misto	7000	94
33	Uygur e Kargi (2004)	Coagulação/floculação e tratamento biológico (SBR)	Misto	10000	62
34	Rodrigues <i>et al.</i> (2004)	Recirculação e adsorção em carvão ativado e resinas	Misto	5108	96,1
35	Kargi e Pamukoglu (2004-b)	Carvão ativado e zeólita em pó com SBR	Misto	7000	87
36	Rivas <i>et al.</i> (2004)	Coagulação/floculação e oxidação Fenton	Físico-Químico	8800	90
37	Moraes e Bertazzoli (2005)	Oxidação eletroquímica	Físico-Químico	2255	73
38	Bila <i>et al.</i> (2005)	Coagulação/floculação e ozonização	Físico-Químico	3945	73
39	Agdag e Sponza (2005)	Reatores UASB seguidos de CSTR	Biológico	20000	97
40	Morais e Zamora (2005)	Oxid. Fenton (Fe ²⁺ /H ₂ O ₂ /UV, H ₂ O ₂ /UV) e SBR	Físico-Químico	5200	90
41	Zhang <i>et al.</i> (2005)	Oxidação Fenton	Físico-Químico	8894	65,9
42	Neczaj <i>et al.</i> (2005)	Ultra -som e reator SBR	Misto	3500	90
43	Klimiuk e Kulikowska (2006)	Reator SBR	Biológico	1348	87,5
44	Ntampou <i>et al.</i> (2006)	Coagulação/floculação e ozonização	Físico-Químico	1000	72
45	Shu <i>et al.</i> (2006)	Oxidação fotoquímica (H ₂ O ₂)/UV	Físico-Químico	3750	87
46	Calli <i>et al.</i> (2006)	Reatores anaeróbios UASB, biofiltro e híbrido	Biológico	47800	85
47	Laitinen <i>et al.</i> (2006)	Biorreatores SBR e MBR	Biológico	2430	84,5
48	Zhang <i>et al.</i> (2006-a)	Eletro-Fenton	Físico-Químico	5000	83,4
49	Bulk (2006)	Wetland	Biológico	770	50
50	Zhang <i>et al.</i> (2006-b)	Fenton	Físico-Químico	8894	94,3
51	Kurniawan <i>et al.</i> (2006)	Ozonização e carvão ativado granular	Físico-Químico	8000	86

Continuação da Tabela 3 – Principais sistemas de tratamento de lixiviado disponíveis na literatura.

N°	Referência	Tipo de Tratamento	Classificação	DQO afl. Máxima (mg/L)	ER (%)
52	Iaconi <i>et al.</i> (2006)	Biofiltro aerado, ozonização e Fenton	Misto	24400	97,1
53	Luna <i>et al.</i> (2007)	Fuligem zeolitizada de carvão e coagulação/floculação	Físico-Químico	52310	49
54	Castillo <i>et al.</i> (2007)	UASB e Biodisco (RBC)	Biológico	3273	82
55	Chan <i>et al.</i> (2007)	Sistema de membrana VSEPRO	Físico-Químico	8000	96
56	Neczaj <i>et al.</i> (2007)	Sonificação do lixiviado e SBR	Misto	3500	92
57	Visvanathan <i>et al.</i> (2007)	Biorreator de membranas (MBR) termofílico	Biológico	13000	71
58	Tizaoui <i>et al.</i> (2007)	Ozonização e peróxido de hidrogênio	Físico-Químico	5230	48
59	Lei <i>et al.</i> (2007)	Biorreator de resíduos estáveis e eletro-oxidação	Misto	16271	98,5
60	Nivala <i>et al.</i> (2007)	Alagado construído aerado	Biológico	873	60
61	Deng (2007)	Fenton e coagulação	Físico-Químico	1300	61
62	Bilgili <i>et al.</i> (2008)	Reatores anaeróbios e aeróbios	Biológico	98000	75
63	Liang e Liu (2008)	Anammox e infiltração em solo	Misto	2600	71
64	Bohdziewicz <i>et al.</i> (2008)	Reator anaeróbio de membranas	Biológico	5000	90
65	Neczaj <i>et al.</i> (2008)	Tratamento conjunto SBR	Biológico	4250	98
66	Bohdziewicz e Kwarciak (2008)	UASB e osmose reversa	Misto	4200	99
67	Salem <i>et al.</i> (2008)	Precipitação química	Físico-Químico	3552	11,4
68	Primo <i>et al.</i> (2008)	Foto-Fenton	Físico-Químico	4400	86
69	Lim <i>et al.</i> (2008)	Adsorção em carvão ativado	Físico-Químico	1460	50
70	Ilhan <i>et al.</i> (2008)	Eletro-coagulação	Físico-Químico	12860	59
71	Yang e Zhou (2008)	Reatores anaeróbios e aeróbios	Biológico	28100	94
72	Altin (2008)	Foto-Eletro-Fenton	Físico-Químico	2350	94
73	Silva (2009)	Coagulação/floculação	Físico-Químico	3269	78,4
74	Telles (2010)	Coagulação/floculação	Físico-Químico	4912	30
75	Li <i>et al.</i> (2010)	Coagulação/floculação e adsorção por cavão ativado	Físico-Químico	2817	86
76	Bassani (2010)	Ozonização	Físico-Químico	808	69
77	Moravia (2010)	POA e Separação por membranas	Físico-Químico	2.354	98,4
78	Viana (2011)	Stripping e oxidação com Fenton	Físico-Químico	-	70
79	Moravia <i>et al.</i> (2011)	POA e Reação com Fenton	Físico-Químico	2354	76,7
80	Sá <i>et al.</i> (2012)	Destilador solar	Físico-Químico	4308	99,28

Continuação da Tabela 3 – Principais sistemas de tratamento de lixiviado disponíveis na literatura.

N°	Referência	Tipo de Tratamento	Classificação	DQO afl. Máxima (mg/L)	ER (%)
81	Maia (2012)	Carvão ativado em pó mais lodo ativado	Misto	3946	65
82	Gewehr (2012)	Coagulação/floculação com Reator biológico	Misto	2622	77
83	Mendes <i>et al.</i> (2013)	Adsorção em carvão ativado	Físico-Químico	1819	82,5
84	Suzuki <i>et al.</i> (2013)	Coagulação/floculação	Físico-Químico	1344	67
85	Fieira (2014)	Sistema de lagoas	Biológico	1116	70,26
86	Ferreira e Campos (2014)	Coagulação/floculação	Físico-Químico	1981	59,9
87	Reis (2014)	Fenton e sistema de membranas	Físico-Químico	4463	93
88	Costa <i>et al.</i> (2015)	Foto Fenton Solar	Físico-Químico	1392	88
89	Klauck <i>et al.</i> (2015)	Sistema de Lagoas	Biológico	346,3	55,6
90	Torres (2015)	Fenton com microfiltração	Físico-Químico	1948	80
91	Maia <i>et al.</i> (2015)	Sistema de lagoas	Biológico	3581	60
92	Napoleão <i>et al.</i> (2016)	Reação com Fenton	Físico-Químico	5106	74,01
93	Zanatta (2016)	Reator biológico rotatório (RBR)	Biológico	3751	40,66
94	França (2016)	Sistema de Lagoas, coagulação/floculação e membranas	Misto	1285	11,5
95	Lima (2017)	Coagulação/floculação e Fenton	Físico-Químico	2698	80 / 81
96	Vasconcelos <i>et al.</i> (2017)	Reação com Fenton	Físico-Químico	2023	78,42

ER: Eficiência de Remoção de DQO

3.3.1. Processo de Coagulação/Floculação

A principal propriedade elétrica das partículas finas em água é a carga da superfície, que contribui para a estabilidade relativa, fazendo com que as partículas permaneçam em suspensão sem se agregarem por longos períodos. Com tempo suficiente, os colóides (partículas menores que 1 μm) e as partículas finas se flocularão e se estabilizarão, mas esse processo não é economicamente viável por ser muito lento (HOWE *et al.*, 2016).

Os mecanismos de coagulação/floculação objetivam aglutinar partículas em suspensão contidas em efluentes, mediante adição de coagulantes ou floculantes,

de modo a promover a redução de sólidos em suspensão e coloidais, de carga orgânica e de alguns tipos de poluentes, transferindo-os da fase líquida para a fase sólida formada (CAVALCANTI, 2012).

A coagulação/floculação pode ser utilizada como pré ou pós-tratamento de lixiviados, com o objetivo de remover compostos coloidais orgânicos recalcitrantes e metais pesados (CAVALCANTI, 2012). Esse método físico-químico é formado por quatro fases sequenciais: neutralização, coagulação, floculação e sedimentação/flotação (CAVALCANTI, 2012).

A neutralização elimina as cargas eletrostáticas responsáveis pela repulsão entre as partículas carregadas devido à adsorção de íons. A coagulação é o processo de aglomeração de partículas em suspensão, finamente divididas, ou em estado coloidal, pela adição de um coagulante adequado. O mecanismo da coagulação consiste na formação de partículas (flocos) em um líquido pela ação de um coagulante químico que, em solução, fornece carga iônica oposta à das partículas coloidais (CAVALCANTI, 2012). A floculação e posterior separação de fases, é induzida através da neutralização das forças repulsivas que impedem a aglomeração e a precipitação das partículas (CAVALCANTI, 2012).

Em solução aquosa, os íons positivamente carregados formam fortes ligações com os átomos de oxigênio podendo coordenar até seis moléculas de água ao redor, liberando os átomos de hidrogênio (aumentando a concentração do íon H⁺) e reduzindo o pH da suspensão. Este processo denomina-se hidrólise, onde são formados os precipitados de hidróxido do metal. Posteriormente, na etapa de mistura rápida, essas espécies entram em contato com as impurezas presentes na solução, causando sua desestabilização ou envolvimento do precipitado (LIBANIO, 2010). A coagulação ocorre em um curto espaço de tempo, podendo variar de décimos de segundo a um período de 100 segundos (DI BERNARDO e SABOGAL, 2009). Ocorre, então, pela aproximação e colisão das partículas, a formação dos flocos, que podem ter tendência a decantar ou a flotar, ou mesmo incorrer nas duas situações ao mesmo tempo, e assim, podem ser removidos pela sedimentação, flotação ou filtração (LIBANIO, 2010).

Em resumo, o principal objetivo da coagulação e da floculação, é aumentar a velocidade de sedimentação do aglomerado de partículas a ser formado pela adição do coagulante, diminuindo principalmente a turbidez do efluente.

Os principais fatores que podem influenciar na eficiência do processo de coagulação/floculação são: o tipo de coagulante, a concentração de coagulante, a turbidez e cor a serem removidas, a quantidade de matéria orgânica, o pH, o tempo de misturas rápida e lenta, e a velocidade de agitação (OLIVEIRA, 2008). Por isso, a seleção e dosagem de coagulantes são determinadas empiricamente por meio de estudos usando escala de bancada e escala piloto (HOWE *et al.*, 2016). O procedimento de teste padrão em escala de bancada para determinar doses e tipos de coagulantes é o procedimento de "teste de jarros" (HOWE *et al.*, 2016). Este teste visa simular, na medida do possível, as condições esperadas ou desejadas nas instalações de coagulação/floculação.

3.3.1.1. Principais coagulantes utilizados

A seleção do tipo e da dose do coagulante depende de suas características, da temperatura, da concentração e dos tipos de partículas presentes no efluente. A interdependência desses parâmetros é entendida apenas qualitativamente, e ainda não é possível prever a combinação ótima do coagulante a partir das características das partículas e da qualidade do efluente (HOWE *et al.*, 2016). A característica fundamental para a escolha de um coagulante consiste na capacidade de produzir precipitados e espécies hidrolisadas em dissociação no meio aquoso, capazes de desestabilizar ou envolver as partículas suspensas e coloidais presentes no efluente (LIBANIO, 2010).

As partículas podem ser desestabilizadas por adsorção de polímeros ou íons carregados opostamente. A maioria das partículas presentes em efluentes é carregada negativamente (argila, ácidos húmicos, bactérias) em pH neutro (pH 6 a 8). Os sais metálicos hidrolisados carregados positivamente, sais de metais pré-hidrolisados e polímeros orgânicos catiônicos podem ser usados para

desestabilizar as partículas através da neutralização da carga na superfície da partícula (HOWE *et al.*, 2016).

A definição do tipo de coagulante geralmente está relacionada à tecnologia de tratamento, ao custo do coagulante e dos produtos químicos associados a ele, como alcalinizantes, ácidos ou auxiliares, e também, outro aspecto relevante ultimamente, refere-se à quantidade e características do lodo gerado no tratamento.

Os principais coagulantes inorgânicos utilizados são sulfetos ou sais de cloreto de alumínio ou de íons férricos e os sais pré-hidrolisados desses metais (HOWE *et al.*, 2016). Os cátions de metais hidrolisáveis estão prontamente disponíveis nas formas líquidas e sólidas. Nos Estados Unidos, o coagulante predominantemente utilizado no tratamento de água é o sulfato de alumínio ou "alúmen", vendido de forma hidratada como $Al_2(SO_4)_3 \cdot xH_2O$ (HOWE *et al.*, 2016).

A comparação entre a eficiência dos coagulantes mais usuais, sulfato de alumínio e cloreto férrico, fundamenta-se basicamente nas características de cada metal e das espécies hidrolisadas, na dosagem aplicada e na amplitude do pH para formação do precipitado (LIBANIO, 2010).

A distinção entre estes dois coagulantes manifesta-se nos diagramas de solubilidade para o alumínio e ferro (Figuras 1 e 2), traçados de forma similar. Para o cloreto férrico, quando este sal é disperso na água, o íon Fe^{3+} hidrata-se coordenando até seis moléculas de água, formando o íon $Fe(H_2O)_6^{3+}$ (LIBANIO, 2010). O comportamento do íon Al^{3+} em solução é muito similar ao do íon Fe^{3+} , com a diferença de formar um maior número de espécies polinucleadas. Desta forma, a concentração de cada espécie hidrolisada passa a ser controlada pelo pH (LIBANIO, 2010).

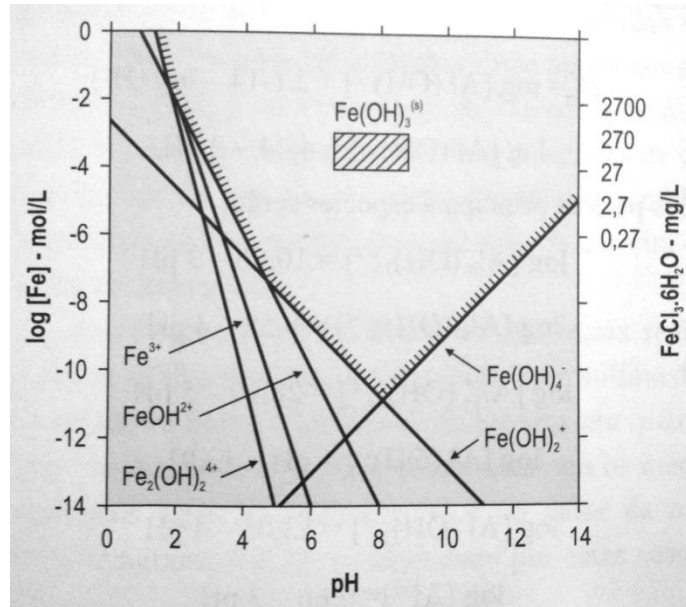


Figura 1- Diagrama de solubilidade para cloreto férrico a 25°C.
 Fonte: LIBANIO, 2010.

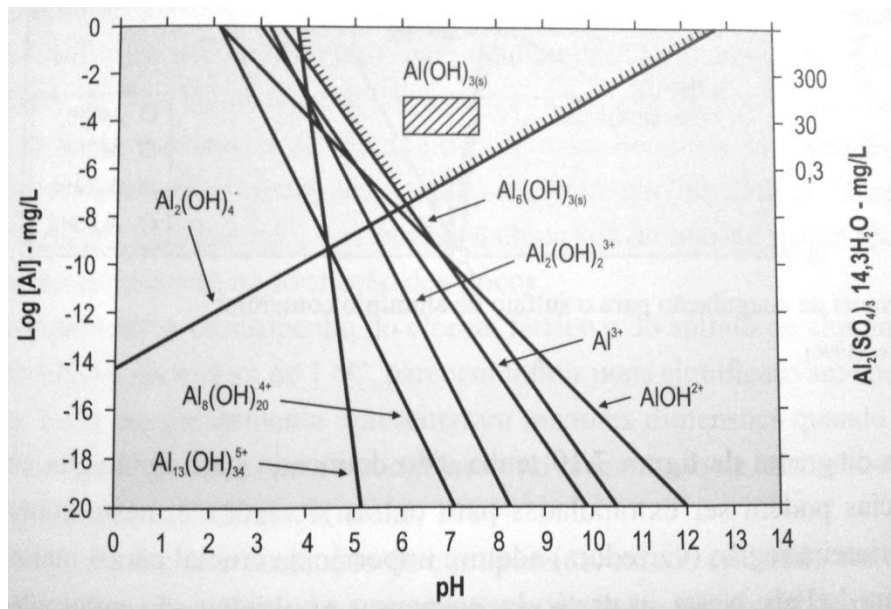


Figura 2- Diagrama de solubilidade para sulfato de alumínio a 25°C.
 Fonte: LIBANIO, 2010.

Mesmo sendo de uso restrito na rotina operacional das estações de tratamento, os diagramas mostram algumas características marcantes desses coagulantes. A principal está na significativa diferença na amplitude do pH para

formação do precipitado. Assim, as águas com maior turbidez e de baixa alcalinidade são passíveis de melhor coagular utilizando-se o cloreto férrico (LIBANIO, 2010). No entanto, o sulfato de alumínio possui vantagem devido a sua maior disponibilidade e menor custo, além de demandar menos cuidados quanto a corrosão das tubulações, como ocorre com o cloreto férrico (LIBANIO, 2010).

A eficiência da coagulação com diversos tipos de coagulantes e diferentes valores de pH foi avaliada para o tratamento do lixiviado de Gramacho por Cammarota *et al.*, (1994). O tratamento se mostrou mais eficaz com cloreto férrico em um pH igual a 4,0 e dosagem de 400-500 mgFeCl₃/L, obtendo-se remoções de DQO de 22 a 47%. Esta condição, no entanto, demanda elevado consumo do agente coagulante, além de problemas de corrosão e de formação de espuma (formada pela liberação de CO₂ a partir de carbonatos e bicarbonatos presentes no lixiviado, a pH ácido).

Resultados mais atuais também foram obtidos para o Aterro de Gramacho por Ferreira (2013), que comparou as eficiências de remoção do processo de coagulação utilizando cloreto férrico, sulfato de alumínio e dois outros coagulantes alternativos. A melhor eficiência foi obtida para o cloreto férrico, a uma concentração de 1.448 mgFeCl₃/L e pH 5, com a qual foi possível remover 60% da DQO.

Lima (2017) avaliou o processo de coagulação/floculação para lixiviados provenientes de três Aterros diferentes, no Estado do Rio de Janeiro, incluindo também o Aterro de Gramacho. Neste trabalho foi avaliado somente a eficiência do coagulante cloreto férrico, utilizando uma concentração de 1.800 mgFeCl₃/L e pH 5. O resultado obtido para o lixiviado do Aterro de Gramacho foi de 79% de eficiência na remoção da DQO.

As Tabelas 4, 5 e 6 apresentam um resumo dos estudos realizados sobre tratamento de lixiviados especificamente pelo processo de coagulação/floculação. Os dados foram divididos por região, separando os aterros localizados no Estado do Rio de Janeiro, no Brasil e no Mundo, respectivamente.

Tabela 4 - Resumo dos estudos realizados sobre Tratamento de Lixiviados por coagulação/floculação no Estado do RJ.

Referência	Localização do Aterro	Coagulantes Avaliados	Melhor resultado			DQO inicial (mg/L)	Eficiências de Remoção				
			Coag.	Conc.	pH		DQO	COT	TB	Cor*	ABS
Silva (2002)	Aterro de Gramacho	Al ₂ (SO ₄) ₃	Al ₂ (SO ₄) ₃	700 mg Al ₂ (SO ₄) ₃ /L	4,5	3.455	23%	15%	-	70%	-
Silva (2009)	Aterro de Gramacho	FeCl ₃	FeCl ₃	5814 mg FeCl ₃ /L	5	3.269	78%	74%	92%	-	-
Telles (2010)	Aterro de Nova Iguacu	FeCl ₃ , Al ₂ (SO ₄) ₃ , Tanfloc SG, Tanfloc SL	Tanfloc SL	350 mg Tanfloc SL/L	7	4.275	30%	-	-	-	-
Ferreira (2013)	Aterro de Gericinó	FeCl ₃ , Al ₂ (SO ₄) ₃ , Tanfloc SH, Panfloc AB346	FeCl ₃	1453 mg FeCl ₃ /L	5	1.973	60%	-	69%	-	73%
Cheibub <i>et al.</i> (2014)	Aterro de Gramacho	FeCl ₃	FeCl ₃	1400 mg FeCl ₃ /L	4	3.332	53%	-	-	-	-

(-): Resultados não analisados ou não apresentados; (*): Cor verdadeira; (TB): Turbidez; (ABS): Absorbância em 254nm

Continuação da Tabela 4 - Resumo dos estudos realizados sobre Tratamento de Lixiviados por coagulação/floculação no Estado do RJ.

Referência	Localização do Aterro	Coagulantes Avaliados	Melhor resultado			DQO inicial (mg/L)	Eficiências de Remoção				
			Coag.	Conc.	pH		DQO	COT	TB	Cor*	ABS
Lima (2017)	Aterro de Gericinó	FeCl ₃ .6H ₂ O	FeCl ₃	1800 mg FeCl ₃ /L	4	1.776	80%	78%	-	93%	86%
	Aterro de Gramacho					2.698	79%	75%	-	91%	84%
	Aterro de Seropédica					3.633	75%	70%	-	88%	81%
Lima <i>et al.</i> (2017)	Aterro de Gericinó	FeCl ₃ .6H ₂ O	FeCl ₃	1800 mg FeCl ₃ /L	4	1.515	69%	71%	-	93%	75%
	Aterro de Gramacho					1.998	68%	69%	-	91%	70%
Vasconcelos <i>et al.</i> (2017)	Aterro no RJ, local não informado	FeCl ₃	FeCl ₃	300 mg FeCl ₃ /L	4	1031	23%	64%	-	-	97%

(-): Resultados não analisados ou não apresentados; (*): Cor verdadeira; (TB): Turbidez; (ABS): Absorbância em 254nm

Tabela 5 - Resumo dos estudos realizados sobre Tratamento de Lixiviados por coagulação/floculação - Brasil.

Referência	Localização do Aterro	Coagulantes Avaliados	Melhor resultado			DQO inicial (mg/L)	Eficiências de Remoção				
			Coag.	Conc.	pH		DQO	COT	TB	Cor*	ABS
Coelho <i>et al.</i> (2002)	Aterro de Uberlandia (MG)	Al ₂ (SO ₄) ₃ x 14 a 18 H ₂ O, FeCl ₃ .6H ₂ O, Ca(OH) ₂	FeCl ₃	1500 mg FeCl ₃ /L	7-8	4652	37%	-	98%	-	-
Maximo (2007)	Aterro de Florianopolis (SC)	FeCl ₃ , Al ₂ (SO ₄) ₃ , Tanfloc SG	Tanfloc SG	1800 mg Tanfloc SG/L	9,1	1408	38%	50%	20%	52%	-
Leite <i>et al.</i> (2009)	Aterro de Belo Horizonte (MG)	Al ₂ (SO ₄) ₃	Al ₂ (SO ₄) ₃	2000 mg Al ₂ (SO ₄) ₃ /L	7,59	2971	16%	-	-	33%	-
Bassani (2010)	Aterro de Maringa (PR)	Tanfloc SG, Tanfloc SL, Moringa Oleifera	Tanfloc SL	30 ml/L	7,6	378	-	-	100 %	80%	-
Queiroz <i>et al.</i> (2011)	Aterro Sao Joao (SP)	FeCl ₃ , Al ₂ (SO ₄) ₃ .6H ₂ O	FeCl ₃	1160 mg FeCl ₃ /L	4	1.415	-	-	-	90%	-
Pedroso <i>et al.</i> (2011)	Aterro de Maringa (PR)	Tanfloc SL, Moringa Oleifera	Tanfloc SL	100ml/L	6,5	29.480	67%	-	98%	96%	-

(-): Resultados não analisados ou não apresentados; (*): Cor verdadeira; (TB): Turbidez; (ABS): Absorbância em 254nm

Continuação da Tabela 5 - Resumo dos estudos realizados sobre Tratamento de Lixiviados por coagulação/floculação - Brasil.

Referência	Localização do Aterro	Coagulantes Avaliados	Melhor resultado			DQO inicial (mg/L)	Eficiências de Remoção				
			Coag.	Conc.	pH		DQO	COT	TB	Cor*	ABS
Castro <i>et al.</i> (2012)	Aterro de Londrina (PR)	FeCl ₃ .6H ₂ O	FeCl ₃	872 mg FeCl ₃ /L	3,5	2650	81%	-	98%	98%	-
Gewehr (2012)	Central de Resíduos do Recreio (RS)	PAC, FeCl ₃ , Fe ₂ (SO ₄) ₃ , Tanfloc SG	FeCl ₃	3203 mg FeCl ₃ /L	6,2	4798	63%	-	98%	98%	-
Pedroso <i>et al.</i> (2012)	Aterro de Maringa (PR)	Tanfloc SG	Tanfloc SG	1500 mg Tanfloc SG/L	9	-	-	-	64%	49%	20%
Felici <i>et al.</i> (2013)	Aterro de Londrina (PR)	FeCl ₃ .6H ₂ O	FeCl ₃	1163 mg FeCl ₃ /L	3	2264	81%	-	-	98%	-
Nascimento (2013)	Aterro de Camaçari e Dias D'avila (BA)	Al ₂ (SO ₄) ₃ .14H ₂ O, Quitosana	Quitosana	480 mg Quitosana/L	8,5	1350	70%	-	-	74%	-
Maler <i>et al.</i> (2015)	Aterro de Rolandia (PR)	FeCl ₃	FeCl ₃	1017 mg FeCl ₃ /L	4	2210	78%	11%	-	96%	-
Macruz (2015)	Aterro de Campo Mourao (PR)	Tanfloc SG e PAC	PAC	650 mg PAC/L	8,2	199	38%	-	94%	80%	-
Hetka (2016)	Aterro de Guarapuava (PR)	Acquapol OF18	Acquapol OF18	80 mg Acquapol OF18/L	7-8	770	28%	-	99%	89%	-

(-): Resultados não analisados ou não apresentados; (*): Cor verdadeira; (TB): Turbidez; (ABS): Absorbância em 254nm

Tabela 6 - Resumo dos estudos realizados sobre Tratamento de Lixiviados por coagulação/floculação - Internacional.

Referência	Localização do Aterro	Coagulantes Avaliados	Melhor resultado			DQO inicial (mg/L)	Eficiências de remoção				
			Coag.	Conc.	pH		DQO	COT	TB	Cor*	ABS
Amokrane <i>et al.</i> (1997)	Aterro de Jeandelaincourt, França	FeCl ₃ , Al ₂ (SO ₄) ₃	FeCl ₃	5677 mg FeCl ₃ /L	5	3.800	55%	-	95%	-	-
Tatsi <i>et al.</i> (2003)	Aterro de Thessaloniki, Grecia	FeCl ₃ , Al ₂ (SO ₄) ₃ , Lima (Ca(OH) ₂)	FeCl ₃	5814 mg FeCl ₃ /L	10	5.350	80%	-	-	~100%	-
Ntampou <i>et al.</i> (2006)	Aterro de Thessaloniki, Grecia	FeCl ₃ , PAC-18	FeCl ₃	1135 mg FeCl ₃ /L	4,5	5.050	72%	-	-	98%	82%
Aziz <i>et al.</i> (2007)	Aterro de Penang, Malaysia	FeCl ₃ , Al ₂ (SO ₄) ₃ , FeSO ₄	FeCl ₃	600 mg FeCl ₃ /L	4	2098	43%			90%	

(-): Resultados não analisados ou não apresentados; (*): Cor verdadeira; (TB): Turbidez; (ABS): Absorbância em 254nm

Continuação da Tabela 6 - Resumo dos estudos realizados sobre Tratamento de Lixiviados por coagulação/floculação - Internacional.

Referência	Localização do Aterro	Coagulantes Avaliados	Melhor resultado			DQO inicial (mg/L)	Eficiências de remoção				
			Coag.	Conc.	pH		DQO	COT	TB	Cor*	ABS
Marañón <i>et al.</i> (2008)	Aterro de Asturias, Espanha	FeCl ₃ , Al ₂ (SO ₄) ₃ , PAX	PAX	4000 mg PAX/L	8,3	18.500	26%	-	98%	91%	-
Castrillon <i>et al.</i> (2010)	Aterro de Asturias, Espanha	FeCl ₃ , Al ₂ (SO ₄) ₃ , PAX	FeCl ₃	1700 mg FeCl ₃ /L	5,2	4.814	73%	-	100 %	98%	-
Singh <i>et al.</i> (2012)	Aterro da Florida, Estados Unidos	FeCl ₃ .6H ₂ O	FeCl ₃ .6H ₂ O	4800 mg FeCl ₃ /L	4,2 - 5,2	2.225	71%	-	-	-	90%
Vedrenne <i>et al.</i> (2012)	Aterro de Morelos, Mexico	FeCl ₃ .6H ₂ O	FeCl ₃	300 mg FeCl ₃ /L	3	14.680	18%	-	-	-	-

(-): Resultados não analisados ou não apresentados; (*): Cor verdadeira; (TB): Turbidez; (ABS): Absorbância em 254nm

Continuação da Tabela 6 - Resumo dos estudos realizados sobre Tratamento de Lixiviados por coagulação/floculação - Internacional.

Referência	Localização do Aterro	Coagulantes Avaliados	Melhor resultado			DQO inicial (mg/L)	Eficiências de remoção				
			Coag.	Conc. (mg/L)	pH		DQO	COT	TB	Cor	ABS
Amor <i>et al.</i> (2015)	Aterro de Vila Real, Portugal	FeCl ₃ , Al ₂ (SO ₄) ₃ , FeSO ₄ , Ca(OH) ₂	FeCl ₃	1200 mg FeCl ₃ /L	5	5.700	63%	-	83%	-	-
Silva <i>et al.</i> (2017)	Aterro do Norte de Portugal	FeCl ₃	FeCl ₃	697 mg FeCl ₃ /L	4,2	3.724	58%	-	-	-	-
Bakraouy <i>et al.</i> (2017)	Aterro de Rabat, Marrocos	FeCl ₃	FeCl ₃	4400 mg FeCl ₃ /L	8,4	11.520	80%	-	69%	94%	89%

(-): Resultados não analisados ou não apresentados.

É possível observar que a grande maioria dos trabalhos pesquisados utilizou o cloreto férrico como agente coagulante. Nos aterros localizados no Estado do Rio de Janeiro, a DQO inicial variou entre 1.031 e 4.440 mg/L, tendo a melhor eficiência de remoção da DQO sido alcançada com uma concentração de 1.800 mgFeCl₃/L e pH 4 (ER 80%). Nos demais aterros brasileiros, a DQO inicial variou entre 199 e 29.480 mg/L, tendo o melhor percentual de remoção de DQO sido alcançado com concentração de 872 mgFeCl₃/L e pH 3,5 (ER 81%). Já nos aterros internacionais, a DQO inicial variou entre 2.098 e 18.500 mg/L, e a remoção mais eficaz se deu com 4.400 mgFeCl₃/L e pH 8,4 (ER 80%).

Apesar de o cloreto férrico e o sulfato de alumínio serem os coagulantes mais utilizados mundialmente, esses produtos químicos apresentam riscos à saúde por não serem biodegradáveis, deixarem o alumínio e o ferro residual na água (SANTOS *et al.*, 2010), produzirem uma grande quantidade de lodo e, exigirem o uso de produtos químicos para correção do pH. Por isso, muitos autores avaliam a eficiência de coagulantes alternativos no processo de coagulação/floculação, a fim de minimizar os efeitos após o tratamento.

3.3.1.2. Coagulantes orgânicos alternativos

Os polímeros catiônicos orgânicos podem ser utilizados alternativamente como coagulantes primários, onde atuam por neutralização de carga. Há várias vantagens em se utilizar coagulantes orgânicos, as principais são em relação ao lodo gerado (MANGRICH *et al.*, 2013):

- É biodegradável, o que possibilita sua compostagem e disposição final;
- A quantidade de lodo é reduzida, comparada com os coagulantes inorgânicos;
- Possui maior facilidade para a desidratação;
- Pode ser utilizado na produção de energia por combustão;
- Usado como fertilizantes orgânicos de solos, pois não possuem sais de alumínio e ferro;
- Apresenta baixo nível de toxicidade.

Dentre os diversos polímeros naturais utilizados como coagulantes, tem-se a Quitosana, a *Moringa oleifera*, a Acácia negra, e alguns outros. A Acácia Negra é preparada a partir do tanino extraído da *Acaciamearnsii* de Wildemann, planta de origem australiana, também disponível comercialmente como Tanfloc® e Acquapol® (nomes comerciais). Esse agente coagulante é obtido por meio de um processo de lixiviação, constituído basicamente por tanato quartenário de amônio (VAZ *et al.*, 2010).

Os compostos derivados de taninos vegetais têm se mostrado eficientes no tratamento de efluentes. Os taninos são encontrados nas folhas, galhos e frutos de diversas plantas, caracterizando-se quimicamente como compostos oligoméricos de estruturas múltiplas. São ainda, moléculas fenólicas biodegradáveis com capacidade de formar complexos com proteínas e outras macromoléculas e minerais (SILVA *et al.*, 2004), presentes em árvores de grande e pequeno porte. A vantagem de utilizar taninos vegetais é porque eles possuem a propriedade de adsorver metais dissolvidos, além de diminuir a toxicidade do meio.

A Tabela 7 apresenta um resumo dos principais trabalhos disponíveis na literatura em que foram utilizados coagulantes orgânicos no tratamento de lixiviado em aterros brasileiros.

Tabela 7 - Trabalhos disponíveis na literatura utilizando coagulantes orgânicos no tratamento de lixiviado.

Referência	Aterro	Coagulantes orgânicos utilizados	Conc. ótima	pH ótimo	DQO inicial (mg/L)	ER DQO	DQO final (mg/L)	ER turbidez
Maximo (2007)	Aterro de Florianópolis (SC)	Tanfloc SG	1800 mg/L	9,1	1408	38%	873	20%
Bassani (2010)	Aterro de Maringá (PR)	Tanfloc SG	30 ml/L	7,6		*	539	89%
		Tanfloc SL	30 ml/L	7,6	378	*	531	100%
		<i>Moringa oleifera</i>	30 ml/L	7,6		*	893	28%
Telles (2010)	Aterro de Nova Iguaçu (RJ)	Tanfloc SG	500 mg/L	5	4.275	30%	2.990	-
		Tanfloc SL	350 mg/L	7		30%	2.985	-
Pedroso <i>et al.</i> (2011)	Aterro de Maringá (PR)	Tanfloc SL	100 ml/L	6,5	29.480	67%	9728	98%
		<i>Moringa oleifera</i>	50 ml/L	4		54%	13561	-
Gewehr (2012)	Central de Resíduos do Recreio (RS)	Tanfloc SG	14000 mg/L	5,4	5323	21%	4233	93%
Pedroso <i>et al.</i> (2012)	Aterro de Maringá (PR)	Tanfloc SG	1500 mg/L	9	-	-	-	64%
Ferreira (2013)	Aterro de Gericinó (RJ)	Tanfloc SH	1000 mg/L	7-8	2032	31,8 - 28,6%	1339 - 1409	-
Nascimento (2013)	Aterro de Camaçari e Dias D'avila (BA)	Quitosana	480 mg/L	8,5	1350	70%	405	-
Macruz (2015)	Aterro de Campo Mourão (PR)	Tanfloc SG	1100 mg/L	8,2	119	32%	-	97%
Oliveira (2015)	Aterro de Muribeca (PE)	<i>Moringa oleifera</i>	37500 mg/L	8,2	2729,2	41%	1610	68%
Hetka <i>et al.</i> (2016)	Aterro de Guarapuava (PR)	Acquapol OF18	80 mg/L	7-8	770	28%	-	99,7%

(*): Houve um aumento na concentração após o ensaio; (-): Não analisado ou não apresentado pelo autor.

Os estudos apresentados demonstram uma variação significativa entre as eficiências de remoção de DQO, obtidas com os coagulantes orgânicos. Os coagulantes mais utilizados foram os taninos. A melhor eficiência na remoção da DQO foi obtida com a Quitosana, em uma concentração de 480 mg/L e pH 8,5, onde a DQO reduziu 70%. Em geral, os melhores resultados foram obtidos para o parâmetro turbidez, em que várias pesquisas chegaram a alcançar valores superiores a 90% de remoção.

3.4. AVALIAÇÃO DA ECOTOXICIDADE

Ecotoxicidade é a propriedade de um material que produz um efeito nocivo sobre um sistema biológico. Um tóxico é o material que produz esse efeito. Muitas classes de compostos podem apresentar ecotoxicidade ao meio ambiente. No entanto, não é a presença de um composto que indica uma ameaça ecotoxicológica, mas a relação entre sua dose para um organismo e seus efeitos biológicos que determinam o quão nocivo ao meio ambiente são suas concentrações (LANDIS e YU, 1995). Assim, qualquer material químico pode apresentar efeitos nocivos quando a quantidade introduzida em um organismo é suficientemente alta.

Ecotoxicologia é a ciência que estuda os efeitos das substâncias naturais ou sintéticas sobre os organismos vivos, populações e comunidades, animais ou vegetais, terrestres ou aquáticos, que constituem a biosfera, incluindo assim a interação das substâncias com o meio nos quais os organismos vivem (PLAA, 1982).

A relação entre a dose e o efeito biológico é a relação dose-resposta. Em alguns casos, nenhum efeito pode ser observado até que uma concentração de limiar seja alcançada. Em ecotoxicologia ambiental, a concentração ambiental é frequentemente utilizada como um substituto para conhecer a quantidade real ou a dose de um composto que afeta um organismo.

3.4.1. Ensaios de Ecotoxicidade

Os ensaios ecotoxicológicos consistem da exposição direta de organismos às amostras de efluentes e a observação ou não de efeitos crônicos sobre os mesmos. Embora não representem uma repetição exata da situação natural, estes testes fornecem informações sobre a ecotoxicidade relativa de uma amostra (CAVALCANTI, 2012).

O artigo 18, parágrafo 1º, da Resolução CONAMA nº 430/2011 faz a seguinte exigência, quanto ao aspecto analítico:

Os critérios de ecotoxicidade previstos no caput deste artigo devem se basear em resultados de ensaios ecotoxicológicos aceitos pelo órgão ambiental, realizados no efluente, utilizando organismos aquáticos de pelo menos dois níveis tróficos diferentes.

Para o atendimento à essa exigência, são utilizados os testes já normatizados pela ABNT para a quantificação do efeito tóxico do lixiviado (CONAMA, 430). Nos ensaios são avaliados dois níveis de efeitos nos organismos: efeito agudo e efeito crônico. O primeiro avalia o efeito deletério causado por um agente a organismos vivos, que se manifesta rapidamente e de forma severa, podendo levar à morte (CAVALCANTI, 2012). Já a toxicidade crônica avalia o efeito deletério causado por um agente, mas que se manifesta normalmente após alguns dias, meses ou anos, dependendo do organismo, sendo avaliados os efeitos no crescimento, na reprodução e também no seu comportamento (CAVALCANTI, 2012).

Todos os métodos de ensaio ecotoxicológicos seguem os mesmos princípios, de modo que os organismos-teste são submetidos a diferentes diluições do efluente líquido por um determinado período de tempo, conforme ilustrado esquematicamente na Figura 3. Após o período de exposição, é registrada a porcentagem do efeito tóxico medido em cada uma das diluições e, em seguida, é calculado o resultado do ensaio ecotoxicológico, que será utilizado na estimativa do potencial de efeito tóxico (BERTOLETTI, 2013).

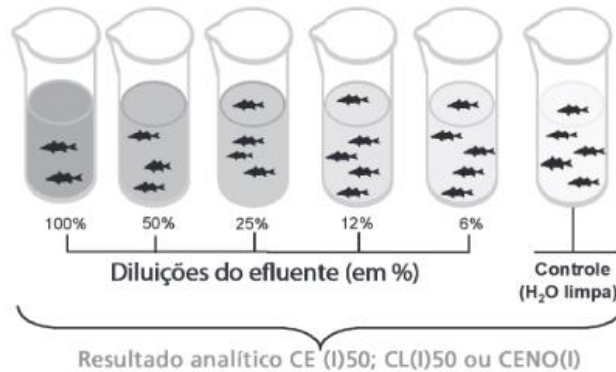


Figura 3 - Esquema de um ensaio ecotoxicológico com efluente.

Fonte: BERTOLETTI, 2013.

O resultado do ensaio ecotoxicológico é expresso em CE(I)50; CL(I)50; ou CENO(I) (BERTOLETTI, 1990).

- CE(I)50 = concentração do efluente que causa efeito agudo a 50% de uma população do organismo avaliado, expressa em %;
- CL(I)50 = concentração do efluente que causa efeito agudo (letalidade) a 50% de uma população do organismo avaliado, expressa em %;
- CENO(I) = concentração do efluente que não causa efeito crônico observável a uma população do organismo avaliado (na sobrevivência ou reprodução), expressa em %;

O método de ensaio de ecotoxicidade crônica (com *Ceriodaphnia*, com peixes, ou com ouriço-do-mar) deve ser utilizado sempre que o método de ensaio agudo (com *Daphnia*, peixes, misidáceos, ou *Vibrio fischeri*) não for suficiente para caracterizar um efeito tóxico mensurável, isto é, quando apresentar indícios de toxicidade, ou quando esse último tipo de método resultar em ausência de efeito tóxico na solução-teste de 100% do efluente (BERTOLETTI, 2013).

Existem inúmeros tipos de testes para avaliar a ecotoxicidade de um composto. Os organismos mais utilizados em métodos de ensaios biológicos nos anos 50 e 60 foram as bactérias *Pseudomonas putida* e, a partir do final dos anos 70, começaram-se a se utilizar as fotobactérias *Vibrio fischeri*, as algas *Scenedesmus subsicatus* e *Selenastrum capricornutum*, os microcrustáceos

Daphnia magna e *Ceriodaphniadubia* e peixes como *Daniorerio*, *Pimephalespromelas*, *Leuciscusidus* ou *Poeciliareticulata*, dentre outros (KNIE *et al.*, 2004).

O teste de toxicidade aguda é feito rotineiramente com a utilização da bactéria *Vibrio fischeri*, que permite avaliar a toxicidade aguda de um efluente através da redução da qualidade de luz emitida por este micro-organismo (CAVALCANTI, 2012).

3.4.1.1 Teste de ecotoxicidade com *Vibrio fischeri*

Vibrio fischeri é uma enterobactéria, gram negativa, pertencente à família Vibrionaceae, uma família composta por muitas espécies, que são caracterizadas pela cooperação e interação com tecidos de outros animais (HARMEL, 2004). *Vibrio fischeri* tem uma distribuição global, principalmente em águas temperadas e sub-tropicais onde ocupa uma variedade de nichos (HARMEL, 2004). A Figura 4 apresenta uma foto aumentada da bactéria *Vibrio fischeri*.

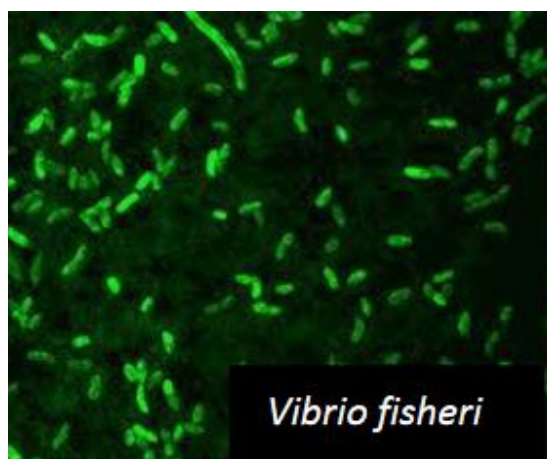


Figura 4 - Bactéria *Vibrio fischeri*.

Fonte: HWANG *et al.*, 2009.

O teste de ecotoxicidade com *Vibrio fischeri* se baseia na medida da luminescência, registrada em um aparelho denominado luminômetro. Durante seu metabolismo, o microrganismo utiliza parte da energia obtida no ciclo de Krebs

para emitir luz. Ao entrar em contato com substâncias tóxicas a produção de energia é inibida e as bactérias cessam ou diminuem a emissão de luz (UMBUZEIRO e RODRIGUES, 2004). A ecotoxicidade é avaliada medindo até que ponto a substância causa inibição sobre a emissão de luz pelas bactérias (JENNINGS, 2001).

O ensaio com *Vibrio fischeri* poderá apresentar uma boa aplicabilidade para avaliar a toxicidade de amostras complexas, principalmente aquelas com baixas concentrações de oxigênio e elevadas concentrações de amônia (BERTOLETTI, 2013).

A avaliação da toxicidade sobre as bactérias é realizada por meio de ensaios utilizando o Sistema Analisador de Toxicidade Microtox. O sistema Microtox consiste em um fotômetro de precisão, que permite medir a luminescência emitida pela colônia de bactérias antes e após a adição da substância tóxica. São introduzidas diferentes alíquotas da amostra em cubetas contendo suspensão bacteriana e, em seguida, feitas as leituras no fotômetro (CETESB, 1997; BORRELY, 2001).

A Tabela 8, descrita por Bulich (1982) e modificada por Coleman e Qureshi (1985), estabelece faixas de toxicidade, permitindo comparar amostras avaliadas com o sistema Microtox.

Tabela 8 - Faixas de toxicidade para o sistema Microtox.

Grau de Toxicidade	
CE50 - %v/v	Classificação
< 25	Muito tóxica
25 - 50	Tóxica
51 - 75	Moderadamente Tóxica
> 75	Levemente Tóxica

Fonte: Bulich (1982)

No caso de *Vibrio fischeri*, a CE50 corresponde à concentração que leva à diminuição de 50% da luminescência gerada pelo microrganismo. A Equação 1 apresenta como é feita a determinação da UT (Unidade de Toxicidade). UT é a

unidade que exprime a transformação da relação inversa da toxicidade, em relação direta.

$$UT = \frac{100}{CE_{50}} \quad [1]$$

3.4.1.2 Teste de ecotoxicidade com *Danio rerio*

Peixes da espécie *Danio rerio* são organismos que vivem em água doce, têm comprimento em torno de 35 mm e peso em torno de 0,3 g. Peixes são organismos consumidores e fazem parte no nível superior em ecossistemas aquáticos (DEZOTTI, 2008). O peixe *Danio rerio* é uma espécie animal que é reconhecida internacionalmente como adequada para testes ecotoxicológicos. É um peixe tropical de água doce, originário da Ásia, e popularmente conhecida como zebrafish ou paulistinha (KNIE *et al.*, 2004). A Figura 5 apresenta uma foto do peixe *Danio rerio*.

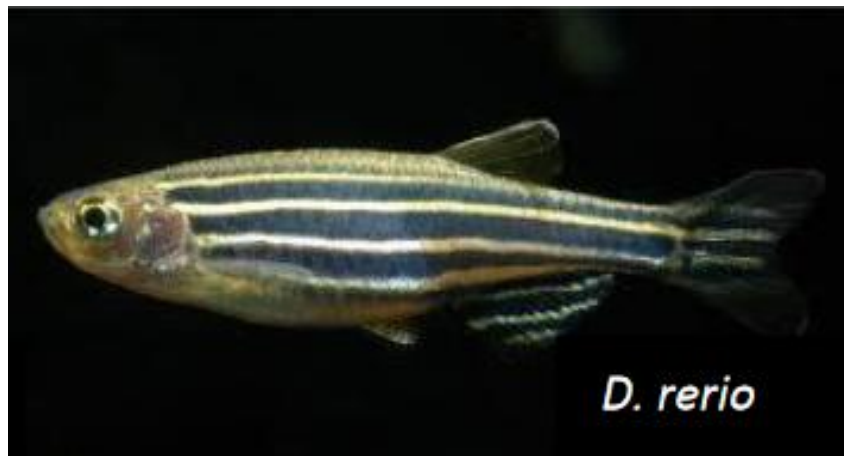


Figura 5 - Peixe *Danio rerio*.

Fonte: NOREN, 2005.

Danio rerio tem sido amplamente empregado em diversos países como organismo bioindicador em função de estar comercialmente disponível; apresentar cultivo e manutenção em laboratório relativamente simples; suportar grandes variações de temperatura, de pH e dureza da água; além de demonstrar

sensibilidade satisfatória para um grande leque de substâncias químicas (KNIE *et al.*, 2004).

Os ensaios com peixes como organismos-teste visam em geral compreender como um composto afeta organismos de maior grau de estruturação como os vertebrados e como estas alterações podem afetar ciclos mais complexos de bioconcentração, biomagnificação e bioacumulação ao longo de ecossistemas aquáticos. Frequentemente peixes são utilizados como indicadores ambientais por serem organismos muito estudados, por se desenvolverem bem em cultivos de laboratório e serem de fácil observação (RUBINGER, 2009).

O teste de ecotoxicidade aplicado neste trabalho foi realizado seguindo a metodologia descrita na NBR 15088/2016 - Ensaio com peixes – ecotoxicidade aguda. O método consiste na exposição de indivíduos jovens da espécie *Danio rerio* a várias concentrações do efluente, sem renovação da solução, por um período contínuo de 48 horas, sob condições controladas de temperatura, OD e fotoexposição.

No caso de *Danio rerio*, a CL50 corresponde à concentração que leva à mortalidade de 50% dos organismos. A Equação 2 apresenta como é feita a determinação da UT (Unidade de Toxicidade). UT é a unidade que exprime a transformação da relação inversa da toxicidade em relação direta.

$$UT = \frac{100}{CENO} \quad [2]$$

3.4.1.3 Ensaios de ecotoxicidade em Lixiviados de Aterro Sanitário tratados por coagulação/floculação

A escolha da tecnologia de tratamento de um efluente deve estar baseada nas informações sobre os principais compostos responsáveis pela toxicidade e não somente por aqueles em maiores concentrações. Tradicionalmente, a opção por um determinado tipo de tratamento é realizada em função das características físicas e químicas do mesmo objetivando enquadrá-lo na legislação ambiental vigente. No entanto, muitos efluentes, após terem sido tratados ainda apresentam

toxicidade remanescente (CAVALCANTI, 2012). Às vezes, algumas medidas devem ser tomadas para a melhora da qualidade do efluente tratado, como a substituição de produtos utilizados durante o processo ou modificações no tipo de tratamento adotado (COOK *et al.*, 2003).

A Tabela 9 apresenta um resumo dos trabalhos disponíveis na literatura em que os lixiviados foram tratados por coagulação/floculação e em seguida foram realizados ensaios de ecotoxicidade.

Tabela 9 - Trabalhos relacionando coagulação/floculação e ensaios ecotoxicológicos.

Ref.	Aterro	Coag.	Cond. Ótimas	DQO ini. (mg/L)	DQO final (mg/L)	ER (%)	Ecotoxicidade			
							Organismo	Efeito. / Exposição	Antes Coag.	Pós coag.
Silva (2009)	Gramacho (RJ)	FeCl ₃	5814 mg FeCl ₃ /L pH 5	3269	706	78,4	<i>Danio rerio</i>	mortalidade / 48 h	CL ₅₀ =2,2%	CL ₅₀ =35,4%
Ferreira, (2013)	Gericino (RJ)	FeCl ₃	1453 mg FeCl ₃ /L pH 5	2032	802	60,5	<i>Vibrio fischeri</i>	inibição da bioluminescência / 15 min	CE ₅₀ =31,3%	CE ₅₀ =64,2%
Silva (2002)	Gramacho (RJ)	Al ₂ (SO ₄) ₃	700 mg Al ₂ (SO ₄) ₃ /L pH 4,5	3455	2664	23	<i>Vibrio fischeri</i>	inibição da bioluminescência / 5 e 15 min	CE ₅₀ ~15%	CE ₅₀ ~0,3%
							<i>Daphnia smilis</i>	mobilidade / 48 h	CE ₅₀ ~2%	CE 50~6%
							<i>Artemia salina</i>	Mortalidade / 48 h	CL ₅₀ ~12%	CL ₅₀ ~17%
							<i>Danio rerio</i>	Mortalidade / 48 h	CL ₅₀ ~2%	CL ₅₀ ~7%

Continuação da Tabela 9 - Trabalhos relacionando coagulação/floculação e ensaios ecotoxicológicos.

Ref.	Aterro	Coag.	Cond. Ótimas	DQO ini. (mg/L)	DQO final (mg/L)	ER (%)	Ecotoxicidade			
							Organismo	Efeito. / Exposição	Antes Coag.	Pós coag.
Castilhos (2006)	Florianópolis (SC)	Al ₂ (SO ₄) ₃	1500 mg Al ₂ (SO ₄) ₃ /L pH 7,5	1408	1012	28,1			CE50~2%	CE50~3%
		Tanino	1800 mg Tanino /L pH 8,3	1408	875	37,9	<i>Daphnia magna</i>	Mobilidade / 48 h	CE50~2%	CE50~2%
		FeCl ₃	1200 mg FeCl ₃ /L pH 8,6	2920	1892	35,2			CE50~4%	CE50~4%
Theepharaksapan et al. (2011)	Nonthaburi, Tailândia	FeCl ₃	1500 mg FeCl ₃ /L pH 8,4	2700	850	68,5	<i>Moina macrocopa</i>	Mobilidade / 48 h	CL50~8%	CL50~17%
							<i>Oreochomis niloticus</i>	mortalidade / 96 h	CL50~4%	CL50~22%
							<i>Cyprinus carpio</i>	Mortalidade / 96 h	CL50~8%	CL50~18%

Continuação da Tabela 9 - Trabalhos relacionando coagulação/floculação e ensaios ecotoxicológicos.

Ref.	Aterro	Coag.	Cond. Ótimas	DQO ini. (mg/L)	DQO final (mg/L)	ER (%)	Ecotoxicidade			
							Organismo	Efeito. / Exposição	Antes Coag.	Pós coag.
Nascimento (2013)	Camaçari e Dias D'avila (BA)	Quitosa	480 mg Quitosa/L pH 8,5	1500	1200	20,0	<i>Poecilia reticulada</i>	Mortalidade / 96 h	CL50~47%	CL50~23%
		Al ₂ (SO ₄) ₃	1610 mg Al ₂ (SO ₄) ₃ /L pH 9,5	1500	900	40,0	<i>Poecilia reticulada</i>	Mortalidade / 96 h	CL50~47%	CL50~42%

Os dados demonstram que, quando se aplica o coagulante cloreto férrico ao processo de coagulação/floculação, a ecotoxicidade do lixiviado tende a reduzir consideravelmente em relação ao lixiviado bruto. Provavelmente isso se deu devido às maiores eficiências de remoção da DQO obtidas para esse coagulante. Adicionalmente, Silva (2009) concluiu que não é apenas a amônia a responsável pela toxicidade do efluente já que a redução de toxicidade foi maior no tratamento de coagulação do que no proposto para remoção de nitrogênio amoniacal.

Quanto ao coagulante sulfato de alumínio, a ecotoxicidade em sua maioria reduziu pouco após o tratamento por coagulação/floculação, com exceção do ensaio realizado por Silva (2002) com a bactéria *Vibrio fischeri*, em que a ecotoxicidade aumentou (CE50 passou de 15% para 0,3%).

O estudo feito por Nascimento (2013) utilizando como organismo de resposta o peixe *Poecilia reticulada* e a quitosana como coagulante natural, apresentou um aumento na ecotoxicidade após o processo, onde a CL50 inicial de 47% passou para 23% após o tratamento. Cabe frisar que quanto maior o valor dos coeficientes CE50 e CL50 obtidos, menor é a ecotoxicidade do efluente no meio (BASSOI *et al.*,1990).

Já a pesquisa de Castilhos (2006), com o coagulante natural tanino, demonstrou que esse coagulante não alterou a ecotoxicidade do efluente, mantendo-se altamente tóxica ao microcrustáceo *Daphnia magna*.

4. MATERIAIS E MÉTODOS

4.1. COLETA E CARACTERIZAÇÃO DO LIXIVIADO

Foram utilizadas 2 amostras de lixiviado coletadas no Aterro Sanitário de Seropédica, localizado no Estado do Rio de Janeiro. A primeira amostra foi utilizada para a primeira e a segunda fase dos ensaios de coagulação, enquanto a segunda amostra foi utilizada para fase dos ensaios de ecotoxicidade, já nas condições ótimas de coagulação/floculação. A primeira amostra foi coletada em dezembro de 2015, e a segunda amostra foi coletada em fevereiro de 2017.

Inaugurado em 2011, o Centro de Tratamento de Resíduos de Seropédica surgiu para substituir o antigo Aterro Sanitário de Gramacho, que funcionava desde 1978 no Rio de Janeiro. As amostras do ASS foram coletadas e disponibilizadas pela Comlurb (Companhia Municipal de Limpeza Urbana do Rio de Janeiro).

O lixiviado foi caracterizado através dos seguintes parâmetros: pH, DQO, nitrogênio amoniacal, absorvância a 254 nm, turbidez, condutividade, cloreto, cor verdadeira e COT (carbono orgânico total), segundo metodologia constante no Standard Methods (APHA, 2012). Esses parâmetros foram analisados antes e depois dos ensaios de coagulação. Também foi realizada uma análise dos sólidos totais, dissolvidos e em suspensão no lixiviado bruto.

A Tabela 10 ilustra a metodologia e os equipamentos utilizados nos ensaios realizados. Todos os ensaios foram realizados em temperatura e condições determinadas pelos respectivos fabricantes e de acordo com cada metodologia.

Tabela 10 - Metodologia de análise dos parâmetros físico-químicos.

Parâmetro	Metodologia (APHA, 2012)	Equipamento
Absorbância em 254nm	5910 - B	Shimadzu UV mini 1240
COT	5310 - C	TOC Analyzer-Hipertoc 1000
Cloreto	4500 - B	Bureta Automática TritetteClass A
Cor	2120 - C	Espectrofotômetro Hach DR2800
DQO	5220 - D	Espectrofotômetro Hach DR2800 e reactoHach
N-NH3	4500 - E	Orion 4 star Thermo pH Ise portable
pH	4500 - B	pHmetro microprocessador Quimis
SST	2540 - C	Balança Ohaus, MuflaQuimis e Estufa Gehaka
SSV	2540 - D	Balança Ohaus, MuflaQuimis e Estufa Gehaka
ST	2130 - B	Balança Ohaus, MuflaQuimis e Estufa Gehaka

A concentração de substâncias húmicas também foi analisada no lixiviado, através do método colorimétrico de Sheng *et al.* (2007) modificado por Šír *et al.* (2012). O método de Sheng modificado se baseia na ligação do corante azul de toluidina (AT) a moléculas de ácidos húmicos para produzir um complexo que provoca a diminuição da absorbância a 603 nm (Šír *et al.*, 2012, SHENG *et al.*, 2007).

Os resultados foram medidos em função da absorbância, que foi determinada com base na equação da reta de linearização da curva padrão para SH, empregando padrões previamente preparados com ácido húmico comercial (SIGMA ALDRICH), a partir de uma solução estoque de concentração 8000 mg/L.

4.2. ENSAIOS DE COAGULAÇÃO-FLOCULAÇÃO

Neste trabalho, os experimentos, assim como as análises, foram realizados no Laboratório de Tratamento de Águas e Reúso de Efluentes (Escola de Química/Universidade Federal do Rio de Janeiro - UFRJ). O ensaio de coagulação foi realizado em aparelho “Jar-test” (Modelo Nova Ética), conforme ilustra a Figura 6, com capacidade para a realização simultânea de até seis ensaios. As condições

de operação foram: velocidade de mistura rápida de 200 rpm, por 1 minuto, velocidade de mistura lenta de 40 rpm, por 30 minutos, e 30 minutos de sedimentação.

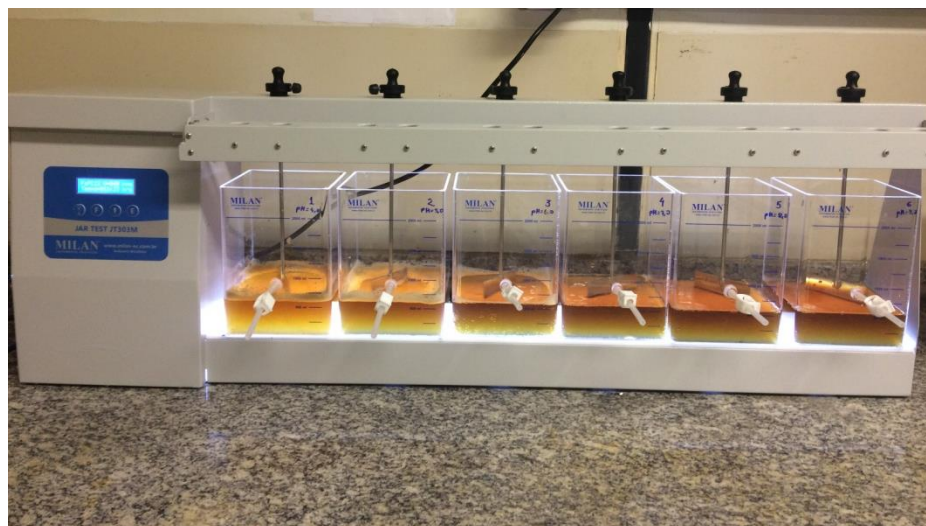


Figura 6 - Aparelhagem de “Jar-Test” utilizada nos experimentos.

Fonte: Arquivo Pessoal.

Os cálculos de percentuais de remoção de poluentes foram realizados de acordo com a fórmula apresentada na Equação 3 abaixo:

$$ER(\%) = \frac{(C_i - C_f) * 100}{C_f} \quad [3]$$

Onde:

C_i e C_f- representam os valores inicial e final de poluente, respectivamente.

ER – eficiência de remoção

Cabe ressaltar que o valor de C_i está relacionado à amostra de lixiviado bruto e o valor de C_f à amostra após os ensaios.

Os ensaios de coagulação/floculação foram realizados com 2 coagulantes convencionais: cloreto férrico (FeCl₃), sulfato de alumínio (Al₂(SO₄)₃), e 1 coagulante alternativo natural: Acquapol C1®. Inicialmente, os coagulantes foram

utilizados em uma concentração de 500 mg/L. Foram utilizados 500 mL de lixiviado em cada recipiente e variou-se o pH entre 4 e 9, adicionando-se NaOH ou H₂SO₄ (a uma concentração de 1 mol/L).

Após o processo de coagulação, o material sobrenadante foi armazenado e conservado sob refrigeração, a fim de preservar as propriedades reais do lixiviado. Os parâmetros físico-químicos das amostras foram avaliados. O material foi então analisado quimicamente para os mesmos parâmetros iniciais a fim de comparação.

Após definição do pH ótimo (pH onde foram encontrados os melhores resultados para os parâmetros DQO e cor) , os ensaios de coagulação foram novamente realizados, porém, desta vez, variando-se a concentração dos coagulantes entre 200 e 3.000 mg/L, a fim de encontrar a concentração que obteve melhores eficiências na remoção de DQO e cor.

Com a definição do pH e da concentração de coagulantes que apresentaram os melhores resultados, foram realizados novos ensaios nestas condições ótimas, a fim de preparar as amostras a serem utilizadas nos testes de ecotoxicidade. Ao final da batelada, o efluente foi armazenado e retirou-se uma amostra para avaliação dos parâmetros de poluição.

Após os ensaios de coagulação/floculação, o efluente foi disposto em uma proveta graduada de 1.000 ml por 30 minutos, e então foi calculado o volume de lodo sedimentado.

4.3. ENSAIOS DE ECOTOXICIDADE

O ensaio de ecotoxicidade aplicado neste trabalho foi realizado com a bactéria *Vibrio fischeri*, seguindo a metodologia descrita na NBR 15411/2012 (Ensaio com *Vibrio fischeri* – ecotoxicidade aguda) e com o peixe *Danio rerio*, seguindo a metodologia descrita na NBR 15088/2016. Ecotoxicologia Aquática – Toxicidade aguda. Método de ensaio com peixes.

O ensaio com a bactéria *Vibrio fischeri* consiste em expor as bactérias bioluminescentes às amostras de lixiviado por 15 minutos, sendo registrada a

quantidade de luminescência inicial e aquela obtida após a exposição. O equipamento utilizado foi o Toxicity Analyser Microtox M500 (Microbics®).

O Microtox é um equipamento que capta a emissão de luz emitida por bactérias bioluminescentes, *Vibrio fischeri*, através de um tubo fotomultiplicador. Esse equipamento é acompanhado de um software que orienta a realização dos testes, recebe resultados em tempo real e calcula a resposta, que é dada pela CE₅₀ (%) (concentração da amostra que a bioluminescência é diminuída 50% em relação ao controle). Para determinar o efeito tóxico da amostra, o software faz a comparação com a amostra-controle em função da luz emitida, que será menor quanto maior for a toxicidade da amostra. Logo, a toxicidade relativa da amostra é expressa como a porcentagem de inibição comparada ao controle.

Os testes de ecotoxicidade aguda com os peixes *Danio rerio* foram aplicados com amostras de lixiviado bruto e lixiviado tratado com os três coagulantes estudados. Nesse método, os indivíduos são expostos a diferentes diluições da amostra, sem renovação das soluções, por um período contínuo de 48 horas, sob condições de temperatura, oxigênio dissolvido e foto exposição controlados. Como controle, é realizada a exposição do organismo teste à água de diluição nas mesmas condições da amostra.

Foram utilizados frascos plásticos. Neles foram distribuídas as diferentes concentrações, e em cada um foram adicionados 10 organismos, sendo observados os efeitos durante 48 horas em um sistema estático. A Figura 7 apresenta os testes com o peixe *Danio rerio* em andamento.

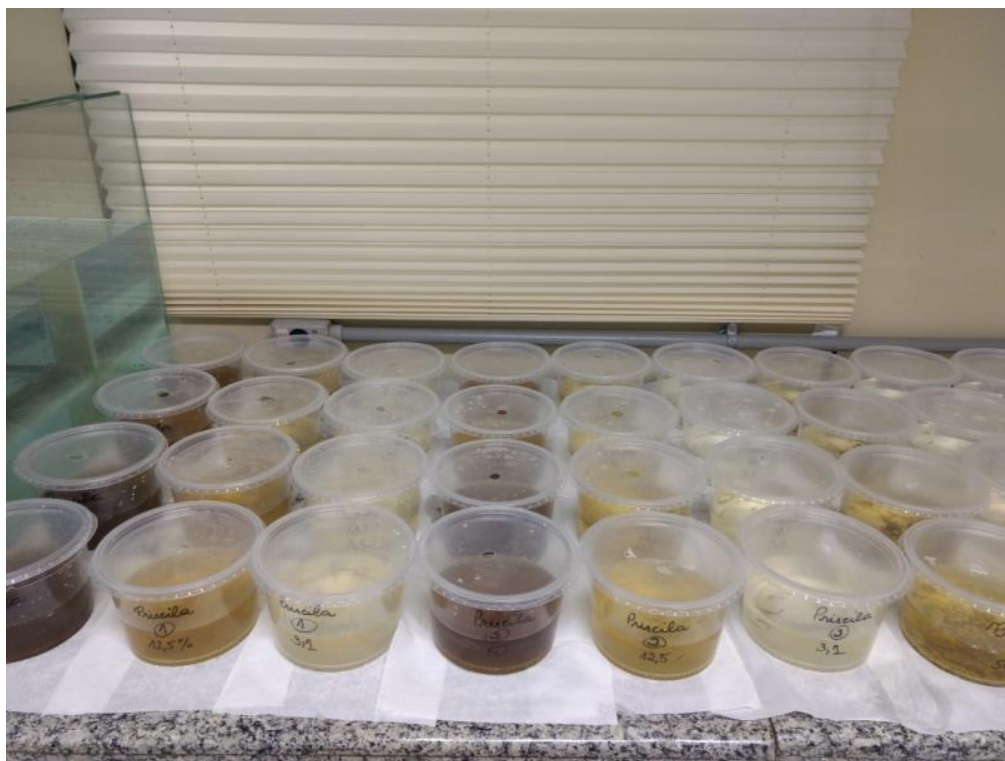


Figura 7 - Experimento com o peixe *Danio rerio*.

As concentrações testadas neste ensaio, tanto para o lixiviado bruto quanto para o tratado, foram de 3,1%, 12,5% e 50%. Os resultados dos testes foram medidos através da letalidade CL50 e unidade de toxicidade (UT). Ao final do ensaio, a CL50 foi calculada pelo programa GW BASIC através do método estatístico Trimmed Spearman-Kärber (com intervalo de confiança de 95%), no qual seu resultado é expresso em porcentagem.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1. CARACTERIZAÇÃO DO LIXIVIADO

Os resultados de caracterização obtidos através da amostra de lixiviado bruto coletada do ASS são apresentados na Tabela 11.

Tabela 11 - Resultados da Caracterização do Lixiviado.

Parâmetros	Resultados
pH	8,04
DQO (mg/L)	4.235
N-NH ₃ (mg/L)	1.160
Absorbância (254 nm)	24,48
Turbidez (NTU)	165
Condutividade (µS/cm)	18.975
Cl ⁻ (mg/L)	1.085
Cor (mgPtCo/L)	4.573
COT (mg/L)	732
SH (mg/L)	659
Sólidos totais (ST) (mg/L)	16.690
Sólidos totais fixos (STF) (mg/L)	11.980
Sólidos totais voláteis (STV) (mg/L)	4.710
Sólidos em suspensão totais (SST) (mg/L)	755
Sólidos em suspensão fixos (SSF) (mg/L)	420
Sólidos em suspensão voláteis (SSV) (mg/L)	335
Sólidos dissolvidos totais (SDT) (mg/L)	15.935
Sólidos dissolvidos fixos (SDF) (mg/L)	11.560
Sólidos dissolvidos voláteis (SDV) (mg/L)	4.375

Os resultados obtidos demonstram que o valor do pH encontra-se levemente alcalino, dentro da faixa mais provável para aterros sanitários instalados no Brasil, conforme descrito por Souto e Povinelli (2007). Esse valor de pH indica que o lixiviado está na fase metanogênica, na qual são consumidos os ácidos intermediários, ocorrendo um aumento da temperatura e do pH do meio.

A Demanda Química de Oxigênio (DQO) é um parâmetro muito variável em lixiviados. Conforme Ehrig (1989), aterros na fase metanogênica podem apresentar valores variando entre 500 a 4.500 mg/L. Carvalho (2015) encontrou uma DQO média de 7.997 mg/L no lixiviado do ASS. Já Lima (2017), obteve uma DQO média de 3.633 mg/L no lixiviado deste mesmo aterro, próximo ao valor encontrado nesta pesquisa (4.235 mg/L). Os resultados da caracterização demonstraram, então, que este lixiviado apresenta uma alta concentração de DQO, além de uma presença considerável de substâncias húmicas, possuindo, provavelmente, características recalcitrantes.

O valor obtido para a cor verdadeira demonstra a presença de uma grande quantidade de material dissolvido. Todas as análises de sólidos superaram os limites máximos propostos por Souto e Povinelli (2007). O valor obtido para a cor está muito próximo ao obtido por Lima (2017), que também realizou a caracterização do ASS, obtendo o valor médio de 5211 mgPtCo/L. A coloração marrom escura observada no lixiviado desse aterro, significa a presença de matéria orgânica decomposta, confirmada pelos valores elevados de cor e absorvância 254 nm. Ainda, segundo Segato e Silva (2000), a cor escura é devido à formação das substâncias húmicas e à fase metanogênica.

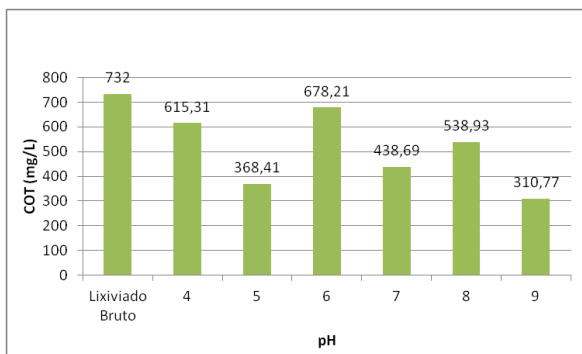
A condutividade elétrica indica a capacidade do efluente em transmitir a corrente elétrica em função da presença de substâncias dissolvidas que se dissociam em ânions e cátions (Brasil, 2006). Quanto maior a concentração iônica da solução, maior é a condutividade elétrica e quanto menor a condutividade, mais pura é a solução. Nesse lixiviado, a condutividade elétrica apresenta um valor elevado, acima do máximo mais provável sugerido por Souto e Povinelli (2007) que foi de 17.660 ($\mu\text{S}/\text{cm}$) para aterros brasileiros. Esse resultado indica a elevada presença de íons dissolvidos e o alto grau de poluição desse efluente.

Observando-se as características do lixiviado produzido no aterro sanitário de Seropédica, pode-se concluir que esse lixiviado é proveniente de resíduos mais antigos, indicando uma fase de degradação biológica mais estabilizada e conseqüentemente recalcitrante.

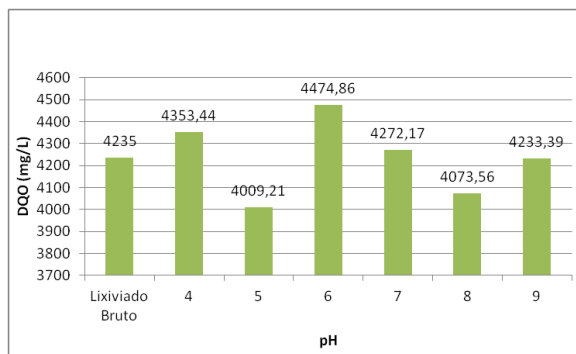
5.2. ENSAIOS DE COAGULAÇÃO-FLOCULAÇÃO

5.2.1. Cloreto Férrico

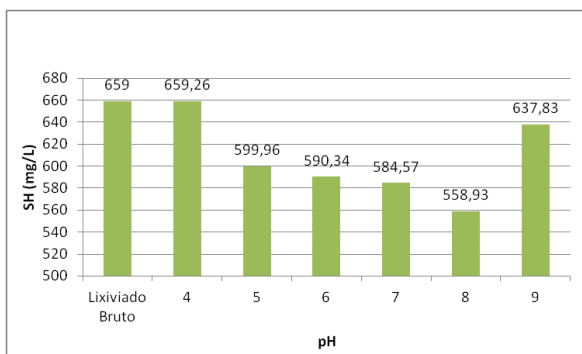
Os testes realizados com o coagulante cloreto férrico na primeira etapa, na qual se variou o pH entre 4 e 9, apresentaram os resultados conforme as tabelas inseridas no Apêndice I. A Figura 8 apresenta os resultados expressos graficamente.



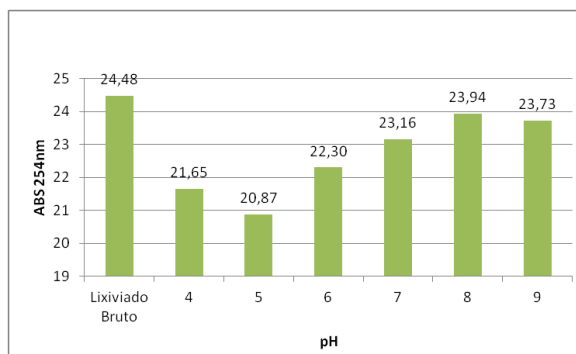
(a)



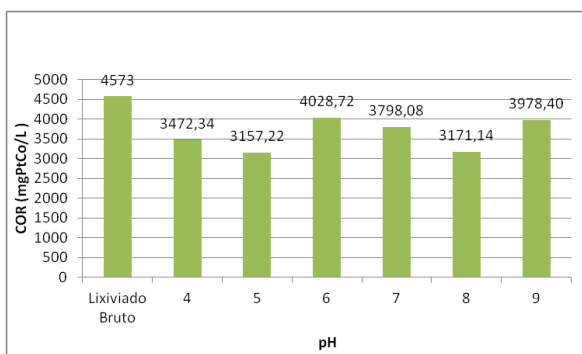
(b)



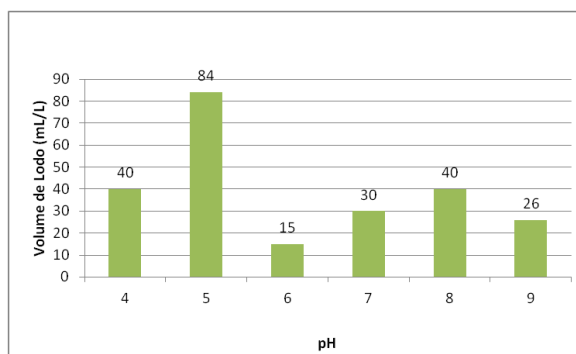
(c)



(d)



(e)



(f)

Figura 8 - Resultados da etapa de otimização do pH no ensaio de coagulação/floculação usando cloreto férrico (500 mgFe³⁺/L). Condições do ensaio: 200 rpm mistura rápida, 40 rpm mistura lenta, 30 minutos de sedimentação. (a) COT. (b) DQO (c) SH (d) ABS (e) cor (f) Volume de Lodo.

Neste trabalho, os melhores resultados da primeira etapa, para uma concentração de 1.453 mg/L de cloreto férrico (500 mgFe³⁺/L), foram obtidos em pH 5, com 5,3% de remoção da DQO, 50% de COT, 15% de ABS, e 31 % de cor. Não houve uma redução significativa de DQO com esta concentração, alguns

valores ficaram maiores quando comparados ao lixiviado bruto. Com o pH 5 houve formação de 84 mL/L de lodo após a coagulação.

Segundo os estudos de Marañón *et al.* (2008), realizados em um aterro na Espanha, o tratamento por coagulação/floculação com três tipos de coagulantes levou a remoções máximas de turbidez de até 98% e de cor de até 91%, mas a remoção de DQO obtida atingiu somente 26%. Conforme os autores, o pH ótimo para o cloreto férrico é de aproximadamente 3,8 e em torno de 6,0 para o sulfato de alumínio.

Já Ferreira (2013) obteve melhores resultados para a DQO com a coagulação/floculação, no lixiviado do aterro de Gericinó (RJ), utilizando uma concentração de 1.453 mgFeCl₃/L em pH 5. Foram alcançadas remoções de 60% de DQO, 69% de turbidez e 73% de absorvância.

Amor *et al.* (2015) também comparou os resultados de quatro coagulantes aplicados ao lixiviado de um aterro de Portugal, encontrando condições ótimas com o cloreto férrico a 1.200 mgFeCl₃/L e pH 5, removendo 63% de DQO e 83% de turbidez.

Geralmente o percentual de remoção de DQO e COT obtidos pela coagulação/floculação está entre 10 e 25% com lixiviados de aterros jovens, mas é maior (50 a 65%) com lixiviados de baixa biodegradabilidade (lixiviados estabilizados ou pré-tratados por processos biológicos) (AMOKRANE, *et al.*, 1997).

Na segunda etapa, variou-se a concentração do coagulante entre 200 e 3.000 mgFe³⁺/L, conforme ilustrado na Figura 9.

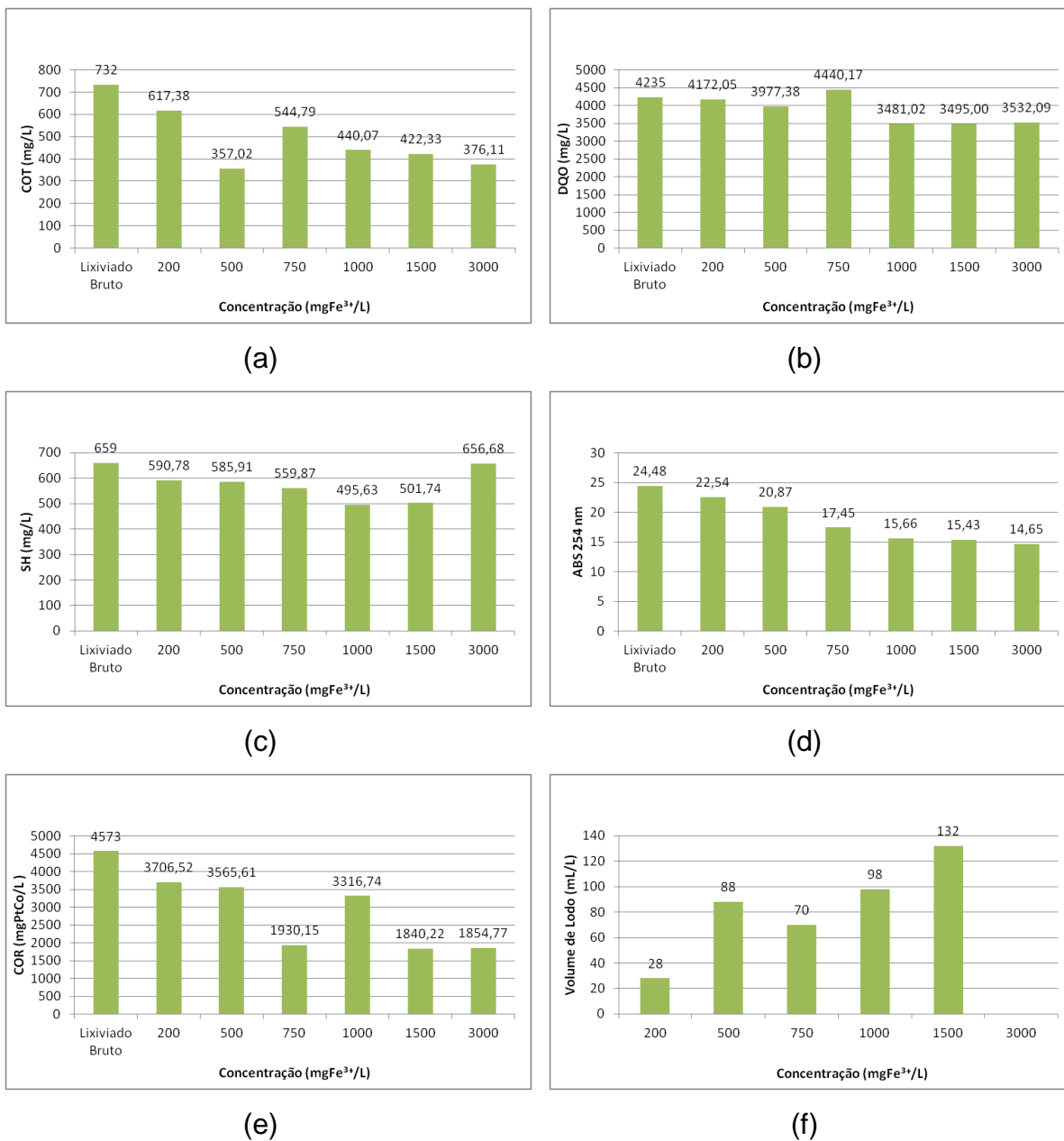


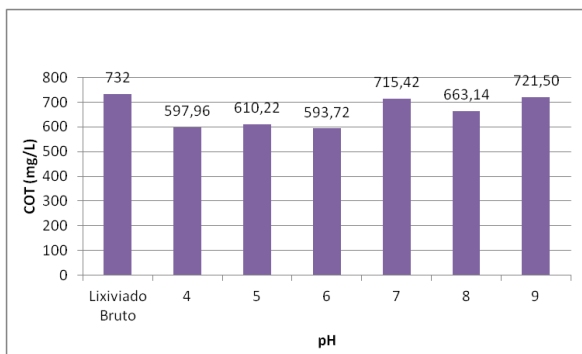
Figura 9 - Resultados da etapa de otimização da concentração no ensaio de coagulação/floculação usando cloreto férrico (pH 5). Condições do ensaio: 200 rpm mistura rápida, 40 rpm mistura lenta, 30 minutos de sedimentação. (a) COT. (b) DQO (c) SH (d) ABS (e) Cor (f) Volume de Lodo.

Os resultados da segunda etapa estão tabulados no Apêndice I. Os melhores resultados foram obtidos em concentrações de 1.000 e 1.500 mgFe³⁺/L, com valores de remoção muito próximos, em torno de 17% de DQO, 60% de cor e 37% de ABS. O maior volume de lodo foi obtido para a concentração de 1.500 mgFe³⁺/L, com 132 mL/L. Queiroz (2011) afirma que maiores dosagens de

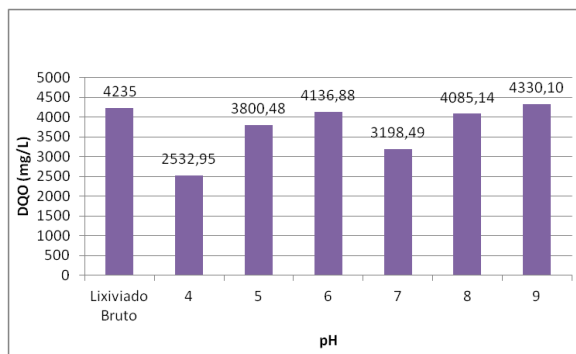
coagulante implicam em uma maior produção de lodo no processo, porém, na concentração de 3.000 mgFe³⁺/L não foi possível determinar o volume de lodo pois o material flutuou e não sedimentou.

5.2.2. Sulfato de Alumínio

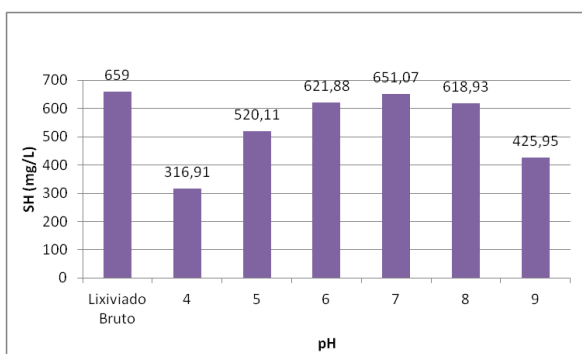
Os testes realizados com o coagulante sulfato de alumínio na primeira etapa, na qual variou-se o pH entre 4 e 9, apresentaram os resultados conforme as tabelas inseridas no Apêndice I. A Figura 10 apresenta os resultados expressos graficamente.



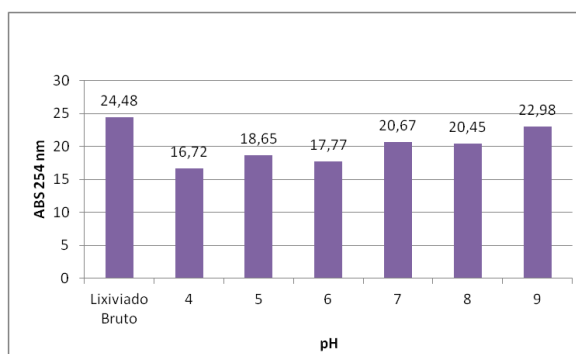
(a)



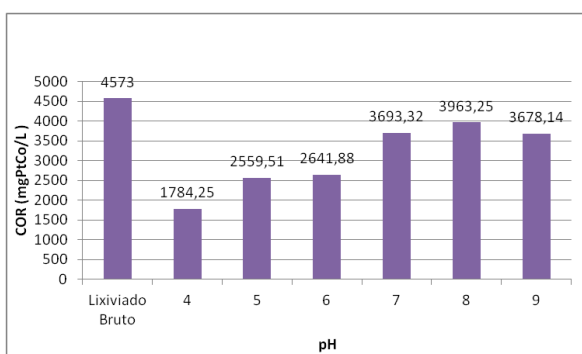
(b)



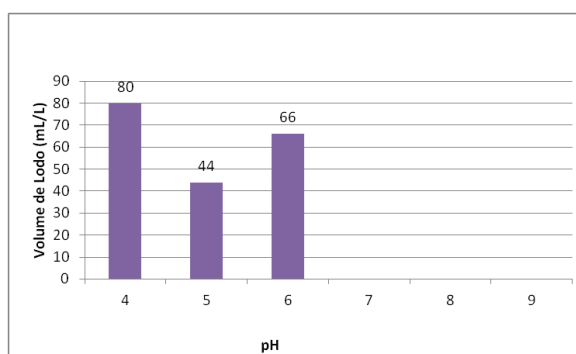
(c)



(d)



(e)



(f)

Figura 10 - Resultados da etapa de otimização do pH no ensaio de coagulação/floculação usando sulfato de alumínio (500 mgAl³⁺/L). Condições do ensaio: 200 rpm mistura rápida, 40 rpm mistura lenta, 30 minutos de sedimentação. (a) COT. (b) DQO (c) SH (d) ABS (e) Cor (f) Volume de Lodo.

Os melhores resultados, para uma concentração de 6336 mg/L de sulfato de alumínio (500 mgAl³⁺/L), foram obtidos em pH 4. Houve uma remoção de 40,2% de DQO com este coagulante. Os parâmetros COT, cor e ABS também reduziram de forma mais eficaz em pH 4, com remoções de, 18,3%, 61% e 31,7%,

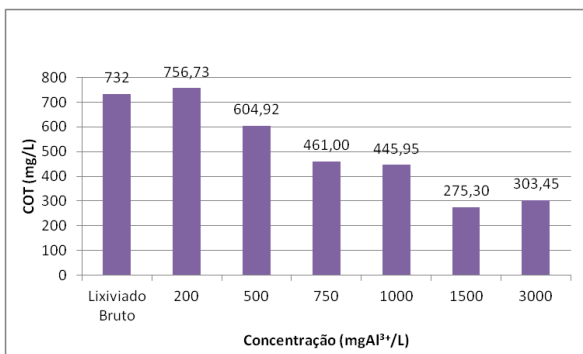
respectivamente. Com o pH 5 houve uma formação de 80 mL/L de lodo após a coagulação.

Segundo a pesquisa realizada por Silva (2002), no aterro de Gramacho no RJ, com o sulfato de alumínio, as melhores eficiências foram alcançadas com uma concentração de 700 mgAl₂(SO₄)₃/L de coagulante em pH 4,5. Foram removidos 23% de DQO, 15% de COT e 70% de cor.

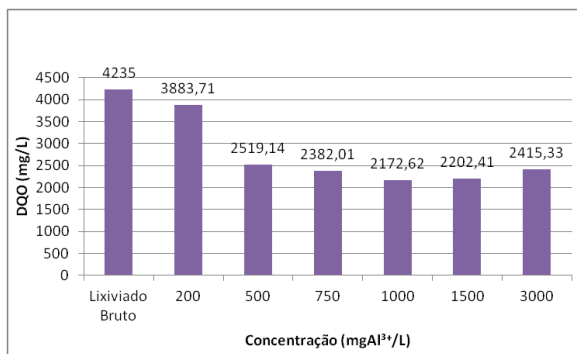
Queiroz (2011) avaliando o lixiviado do aterro de São João (SP) concluiu que as melhores eficiências de remoção da matéria orgânica recalcitrante (medidas através do parâmetro cor) foram obtidas para dosagens superiores a 400 mgAl³⁺/L e para valores de pH compreendidos entre 5,0 e 6,0.

Amor (2015) também comparou os resultados de quatro coagulantes aplicados ao lixiviado de um aterro de Portugal, encontrando condições ótimas com o sulfato de alumínio a 1.027 mgAl₂(SO₄)₃/L e pH 6 (a faixa de pH estudada foi de 6 a 9), removendo 39% de DQO e 26,4% de turbidez.

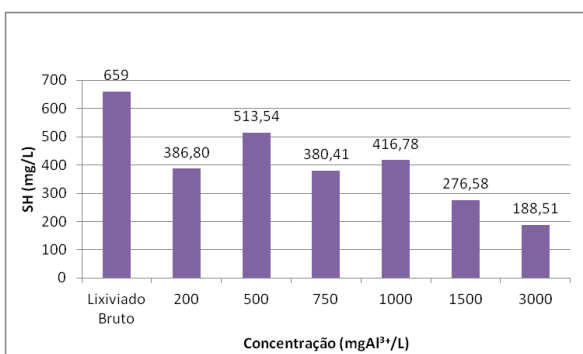
Na segunda etapa, variou-se a concentração do coagulante entre 200 e 3.000 mgAl³⁺/L, conforme resultados ilustrados na Figura 11.



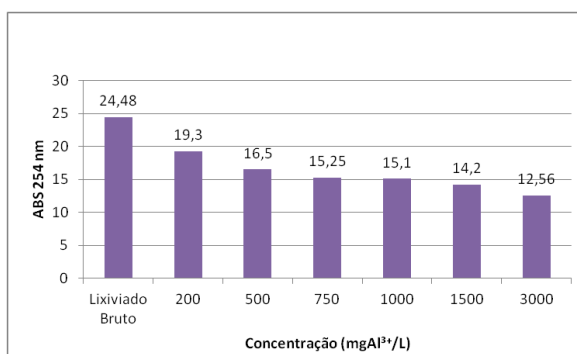
(a)



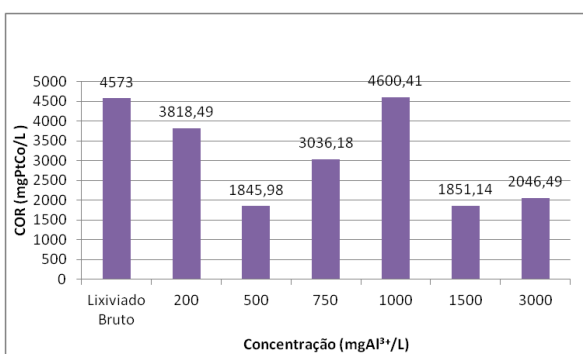
(b)



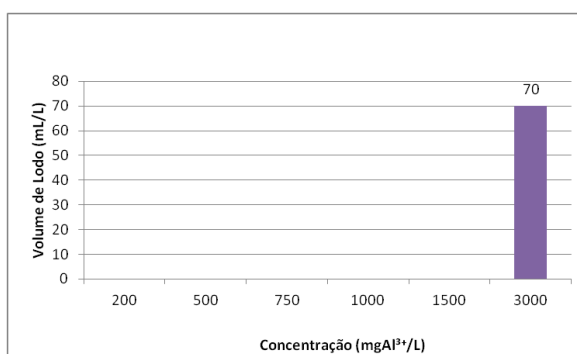
(c)



(d)



(e)



(f)

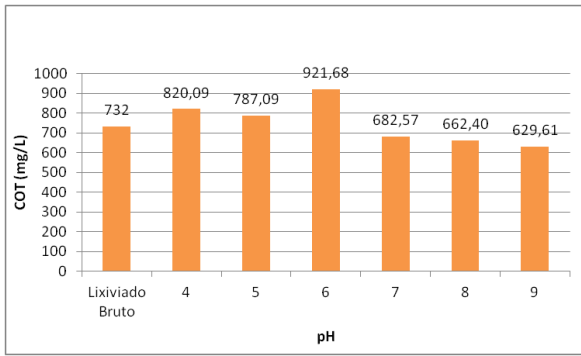
Figura 11- Resultados da etapa de otimização da concentração no ensaio de coagulação/floculação usando sulfato de alumínio (pH 4). Condições do ensaio: 200 rpm mistura rápida, 40 rpm mistura lenta, 30 minutos de sedimentação. (a) COT. (b) DQO (c) SH (d) ABS (e) Cor (f) Volume de Lodo.

Os resultados da segunda etapa estão tabulados no Apêndice I. Os melhores resultados foram obtidos com a concentração de 1.500 mgAl³⁺/L, com valores de remoção em torno de 48% de DQO, 60% de cor e 42% de ABS. Nesta etapa foram gerados 70 mL/L de lodo em uma concentração de 3.000 mgAl³⁺/L.

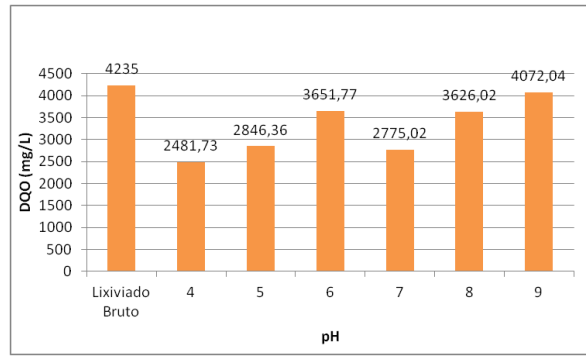
Não foi possível calcular o volume de lodo para as demais concentrações pois o material não sedimentou.

5.2.3. Acquapol C1®

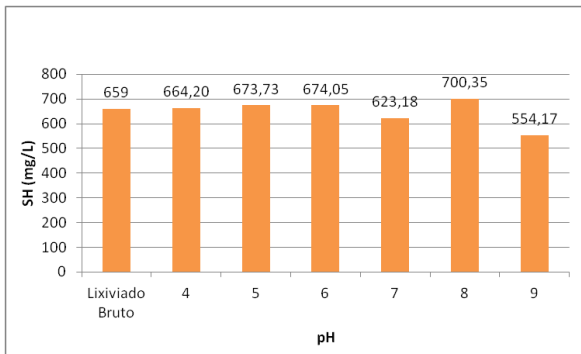
Os testes realizados com o coagulante Acquapol C1® na primeira etapa, em que variou-se o pH entre 4 e 9, apresentaram os resultados conforme as tabelas inseridas no Apêndice I. A Figura 12 apresenta os resultados expressos graficamente. Nessa etapa, não foi possível apresentar o gráfico de volume de lodo, pois não houve sedimentação com nenhuma das concentrações utilizadas.



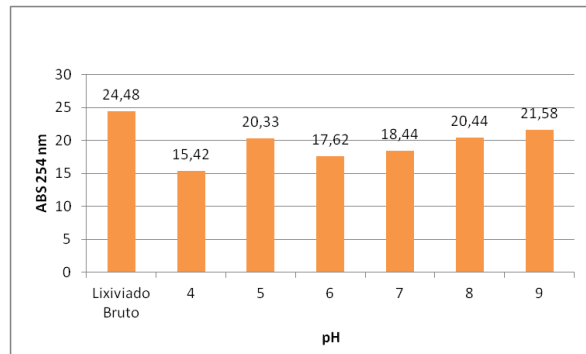
(a)



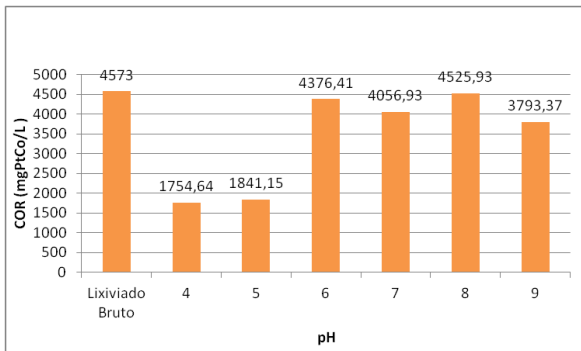
(b)



(c)



(d)



(e)

Figura 12 - Resultados da etapa de otimização do pH no ensaio de coagulação/floculação usando Acquapol C1® (500 mg/L). Condições do ensaio: 200 rpm mistura rápida, 40 rpm mistura lenta, 30 minutos de sedimentação. (a) COT. (b) DQO (c) SH (d) ABS (e) Cor

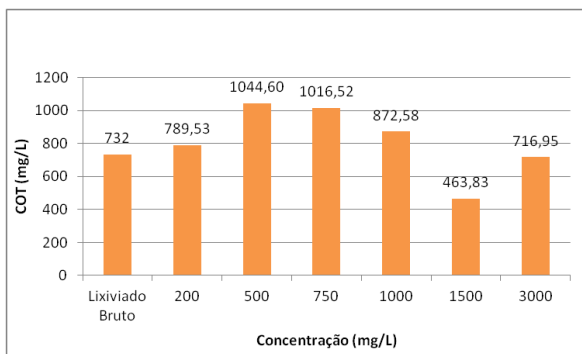
Os melhores resultados, para uma concentração de 500 mg/L de coagulante, foram obtidos em pH 4. Houve uma remoção de 41% de DQO com este coagulante. Os parâmetros cor e ABS também reduziram de forma mais eficaz em pH 4, com remoções de 61,6% e 37%, respectivamente. No entanto, em pH 5 as remoções de DQO (33%) e cor (60%) foram próximas às obtidas em

pH 4, e por isso, optou-se por utilizar o pH 5 na segunda etapa, a fim de reduzir a introdução de reagentes para ajuste de pH.

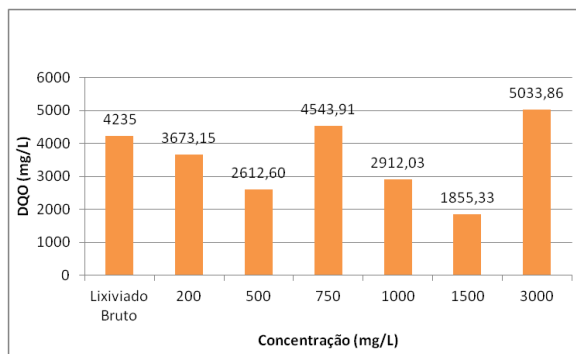
Telles (2010) avaliou a eficiência de dois coagulantes orgânicos a base de tanino vegetal (Tanfloc SG e Tanfloc SL), em um lixiviado do aterro de Nova Iguaçu (RJ). Com 500 mg/L de Tanfloc SG a um pH 5, foi possível remover 30% da DQO inicial, já com o coagulante Tanfloc SL, a mesma eficiência foi obtida com 350mg/L e pH 7.

A maioria dos estudos realizados com coagulantes orgânicos mantiveram o pH do efluente bruto, sem correção durante os ensaios. Em uma pesquisa mais recente realizada por Hetka *et al.* (2016), no aterro de Guarapuava (PR), utilizou-se o coagulante Acquapol OF18 com concentração de 80 mg/L e pH entre 7 e 8. As eficiências de remoção obtidas foram de 28% para o parâmetro DQO e de 99,7% para turbidez.

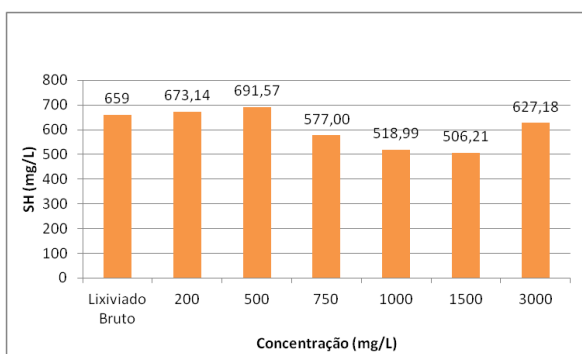
Na segunda etapa, variou-se a concentração do coagulante entre 200 e 3000 mg/L, conforme resultados mostrados na Figura 13.



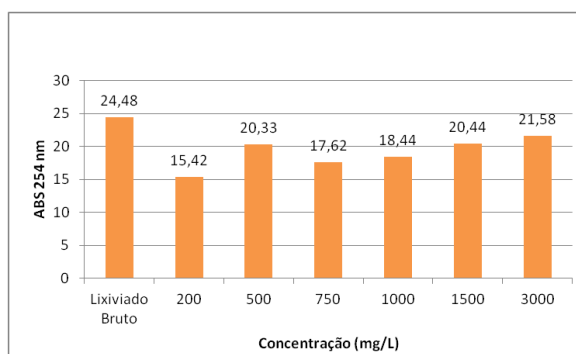
(a)



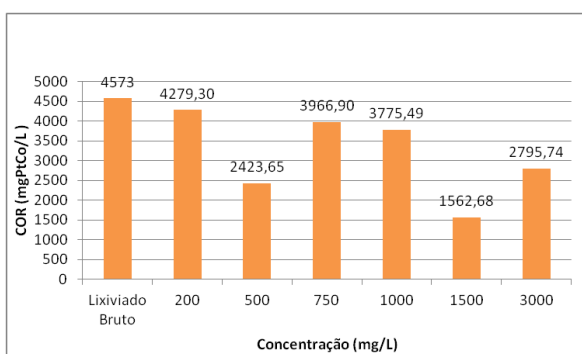
(b)



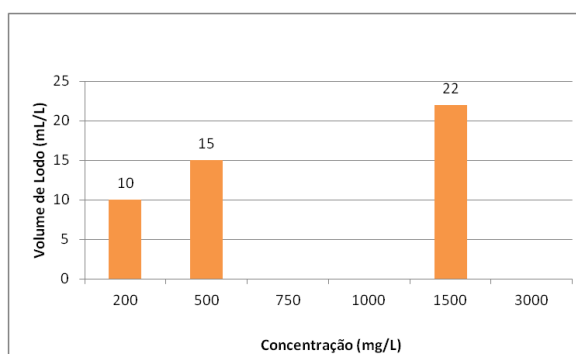
(c)



(d)



(e)



(f)

Figura 13 - Resultados da etapa de otimização da concentração no ensaio de coagulação/floculação usando Acquapol C1® (pH 5). Condições do ensaio: 200 rpm mistura rápida, 40 rpm mistura lenta, 30 minutos de sedimentação. (a) COT. (b) DQO (c) SH (d) ABS (e) Cor (f) Volume de Lodo.

Os resultados da segunda etapa estão tabulados no Apêndice I. Os melhores resultados foram obtidos com a concentração de 1.500 mg/L, com uma remoção de 56,2% de DQO, 66% de cor e 37% de COT. O volume de lodo obtido

nesta concentração foi de 22 mL/L. As concentrações em que não ocorreu sedimentação ficaram em branco no gráfico.

5.2.4. Ensaios nas condições ótimas dos coagulantes utilizados

Conforme os resultados obtidos nos testes de coagulação, foram determinados o pH ótimo e as concentrações dos coagulantes em que se obtiveram as melhores remoções dos parâmetros DQO, cor e absorvância 254 nm. Foram então, realizados novos ensaios, com cada produto, nas seguintes condições: cloreto férrico, pH 5 e concentração de 1.500 mgFe³⁺/L; sulfato de alumínio, pH 4 e concentração de 1.500 mgAl³⁺/L; e Acquapol C1®, pH 5 e concentração de 1.500 mg/L. A Tabela 12 apresenta os resultados obtidos com os coagulantes em suas melhores condições.

Tabela 12 - Resultados dos ensaios de coagulação/floculação nas condições ótimas dos coagulantes. Volume de lixiviado em cada recipiente: 1000 mL.

Parâmetros	Cloreto férrico - pH 5, 1500 mgFe ³⁺ /L	Sulfato de alumínio - pH 4, 1500 mgAl ³⁺ /L	Acquapol C1® - pH 5, 1500 mg/L
pH	5	4	5
COT (mg/L)	336,88	295,16	455,16
DQO (mg/L)	3208	2130	2055
ABS 254 nm	13,22	13,50	15,22
Turbidez (NTU)	70	45	15
Cl ⁻ (mg/L)	1716	1481	1035
N-NH ₃ (mg/L)	1000	852	845
Condutividade (mS/cm)	32,08	27,47	12,34
SH (mg/L)	311,55	387,00	518,80
Cor (mgPtCo/L)	2679	2492	1460
Remoção de DQO (%)	24,25	49,71	51,47
Redução de ABS (%)	46,00	44,85	37,83
Remoção de Cor (%)	41,43	45,50	68,07
Remoção de SH (%)	52,72	41,27	21,27
Remoção de COT (%)	53,98	59,68	37,82

Cabe mencionar que nessa etapa do trabalho, a partir de uma amostra do lixiviado de 5 litros, foram refeitos os ensaios de coagulação/floculação sob as melhores condições, assim como as análises dos parâmetros principais, a fim de gerar amostras suficientes para os testes de ecotoxicidade. Por ser uma outra amostra, esta etapa apresentou resultados um pouco diferentes dos obtidos na fase de otimização para a mesma concentração.

Silva (2009) avaliou a eficiência do processo de coagulação/floculação na remoção de alguns parâmetros do aterro de Gramacho (RJ), e obteve 78% de remoção da DQO e 92% da turbidez. Lima (2017) avaliou o tratamento do lixiviado do ASS por coagulação/floculação, chegando a 75% de remoção da DQO, 70% de COT, 88% de cor e 81% de Absorbância 254 nm. Dessa forma, considera-se que esse lixiviado pode ter características que respondem bem ao tratamento físico-químico, neste caso, ao processo de coagulação/floculação.

Conforme os resultados obtidos, a turbidez do lixiviado reduziu consideravelmente após o tratamento com todos os coagulantes, sendo que o Acquapol C1® apresentou o melhor resultado, removendo 90,9% da turbidez inicial. Quanto à remoção da DQO, o Acquapol C1® também se apresentou como o melhor coagulante, removendo 51,5%.

O melhor resultado para a cor foi obtido com o coagulante natural Acquapol C1®, com uma eficiência de remoção de 68%. A cor aparente mostra-se como um parâmetro importante na indicação do desempenho dos coagulantes, pois sua redução pode ser correlacionada com a remoção de compostos dissolvidos que são potencialmente tóxicos (PEDROSO, 2012).

Com relação à absorvância, os três coagulantes apresentaram resultados semelhantes, mas a melhor remoção se deu com o cloreto férrico, o qual reduziu em 46% da absorvância inicial.

Nota-se que até mesmo a concentração de nitrogênio amoniacal reduziu após o processo de coagulação/floculação. O coagulante Acquapol C1® obteve o melhor resultado, com eficiência de remoção de 27%.

As substâncias húmicas, no entanto, praticamente não reduziram com o coagulante natural. O cloreto férrico foi o coagulante que obteve a melhor

eficiência de remoção para esse parâmetro, com 53%. Isso porque a presença de substâncias húmicas no lixiviado faz com que este apresente características que afetam o comportamento das substâncias químicas no ambiente e modificam processos redox, solubilizando determinados metais (CALACE *et al.*, 2001). Dessa forma, os metais se combinam com as substâncias húmicas sendo removidos em forma de lodo.

A Figura 14 apresenta a eficiência de remoção dos coagulantes para os principais parâmetros em questão.

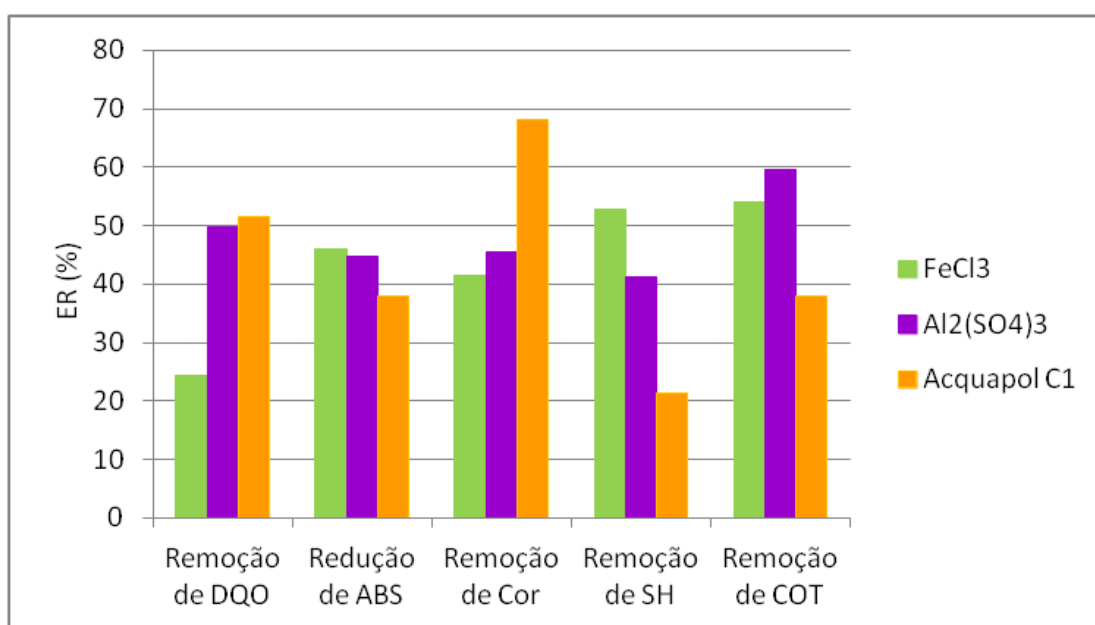


Figura 14 - Eficiência de Remoção dos parâmetros principais analisados.

Nenhum dos coagulantes utilizados apresentaram unanimidade na redução dos parâmetros avaliados. O coagulante Acquapol C1®, com uma concentração de 1.500 mg/L e pH 5, se mostrou mais eficiente na redução dos parâmetros DQO, cor e turbidez. Já para os parâmetros SH e ABS, o coagulante cloreto férrico apresentou uma maior eficiência de remoção. O sulfato de alumínio foi o coagulante com resultados menos expressivo em suas condições ótimas, e foi melhor apenas nos resultados de COT, removendo 59,7%.

5.3. TESTES DE ECOTOXICIDADE

A Tabela 13 apresenta os resultados dos testes de ecotoxicidade realizados para a bactéria *Vibrio fischeri*.

Tabela 13 - Resultados dos testes de ecotoxicidade - *Vibrio fischeri*.

	Lixiviado bruto	Lixiviado após tratamento cloreto férrico*	Lixiviado após tratamento sulfato de alumínio**	Lixiviado após tratamento Acquapol C1 ***
CE50 (%)	2,039	2,213	2,095	2,052
UT	49,04	45,20	47,73	48,72

Condições: * Cloreto férrico - pH 5, 1500 mgFe³⁺/L; ** Sulfato de alumínio - pH 4, 1500 mgAl³⁺/L; *** Acquapol C1 - pH 5, 1500 mg/L.

Os resultados obtidos mostram que o teste realizado não apresentou sensibilidade às amostras tratadas pelos coagulantes. Tanto o lixiviado bruto quanto os efluentes obtidos após os ensaios de coagulação/floculação apresentaram praticamente o mesmo resultado e apresentaram-se muito tóxicos para esses organismos, conforme tabela de toxicidade de Bulich (1982).

Ferreira (2013) avaliou a ecotoxicidade do lixiviado do aterro de Gericinó (RJ) após o processo de coagulação com o cloreto férrico, utilizando também a bactéria *Vibrio fischeri*. Ele obteve uma eficiência de remoção da DQO de 60,5% com 1.453 mgFeCl₃/L e pH 5. O resultado demonstrou que a ecotoxicidade do efluente reduziu com esse coagulante, passando de CE50 31,3% para 64,2%.

A mesma pesquisa foi realizada por Silva (2002), utilizando o coagulante sulfato de alumínio com 700 mgAl₂SO₄/L e pH 4,5. Neste caso, a ecotoxicidade do efluente aumentou para esse organismo, passando de CE50 15% para 0,3%.

A Tabela 14 apresenta os resultados dos testes de ecotoxicidade realizados para o peixe *Danio rerio*.

Tabela 14 - Resultados dos testes de ecotoxicidade - *Danio rerio*.

	Lixiviado bruto	Lixiviado após tratamento cloreto férrico*	Lixiviado após tratamento sulfato de alumínio**	Lixiviado após tratamento Acquapol C1 ***
CL50 (%)	1,13	17,68	3,34	8,80
UT	125	8	62,5	16

Condições: * Cloreto férrico - pH 5, 1500 mgFe³⁺/L; ** Sulfato de alumínio - pH 4, 1500 mgAl³⁺/L; *** Acquapol C1 - pH 5, 1500 mg/L.

Ao contrário de *Vibrio fischeri*, os resultados obtidos com os ensaios com o *Danio rerio* mostraram sensibilidade às amostras testadas. Os resultados obtidos demonstram que o cloreto férrico foi o coagulante que melhor reduziu a ecotoxicidade do efluente, seguido pelo Acquapol C1® e, por último o sulfato de alumínio. A amostra com cloreto férrico é a única que se enquadra no padrão exigido de ecotoxicidade pelo INEA para o descarte de efluentes, apresentando UT menor ou igual a 8,0.

Nos ensaios com os coagulantes em condições ótimas, o cloreto férrico somente superou o coagulante natural na remoção das substâncias húmicas e na redução da absorvância, e, talvez, isso possa indicar que esses parâmetros tenham uma maior influência na ecotoxicidade em peixes dessa espécie.

Silva (2009) também avaliou o *Danio rerio* após o tratamento por cloreto férrico, com 5.814 mgFeCl₃/L e pH 5. Foi obtida uma eficiência de 78,4% na remoção da DQO e a ecotoxicidade do efluente reduziu após a coagulação, passando de CL50 2,2% para 35,4%.

Uma pesquisa com a mesma espécie de peixe foi realizada também por Silva *et al.* (2002), com o coagulante sulfato de alumínio com 700 mgAl₂SO₄/L e pH 4,5. Neste estudo, a eficiência de remoção da DQO foi de 23% e a ecotoxicidade do efluente reduziu de forma menos expressiva, passando de CL50 2% para 7%.

5.4. ROTA DE TRATAMENTO PROPOSTA

Os lixiviados podem ser tratados por processos físico-químicos e/ou biológicos, aeróbios e anaeróbios. Segundo Bidone (2007), o principal objetivo do tratamento de lixiviado é reduzir as concentrações de compostos orgânicos e nitrogênio amoniacal, de forma a atender o exigido na Resolução CONAMA N°430/2011.

Neste trabalho foi utilizada como base a coagulação/floculação, para o pré-tratamento do lixiviado, a fim de reduzir a matéria orgânica recalcitrante do efluente e a ecotoxicidade. Apesar de o coagulante natural ter apresentado as melhores eficiências de remoção, o único coagulante capaz de reduzir a ecotoxicidade a níveis aceitáveis foi o cloreto férrico, com uma concentração de 1.500 mgFe³⁺/L e pH 5. Com este coagulante, a DQO reduziu 24,2% em relação ao lixiviado bruto. Por isso, o cloreto férrico é o coagulante mais indicado para o lixiviado do ASS.

Não foi possível avaliar a biodegradabilidade do efluente, e, portanto, não caberia a indicação de um tratamento biológico. Além disso, segundo Clement & Merlin (1995), um efluente que apresenta nitrogênio amoniacal em concentrações entre 500 a 1.000 mg/L, juntamente com valores de DQO acima de 2.000 mg/L e alta alcalinidade, é considerado como de difícil tratamento por processo biológico, principalmente devido a alta toxicidade do nitrogênio. Por esta razão, aconselha-se a remoção prévia da amônia.

Quanto ao teor de nitrogênio amoniacal que não sofreu grandes variações após os ensaios, este pode ser removido por meio da volatilização, através de um processo físico de arraste com ar, conhecido como *stripping* de amônia. Esse processo pode ser realizado logo após a coagulação/floculação.

Ainda, conforme observado nos ensaios de coagulação/floculação, esse lixiviado tem características de formar flocos que podem ter tendência a decantar e a flotar, ao mesmo tempo. Desta forma, o pós-tratamento mais indicado para esse lixiviado seria um processo de filtração para remoção dos sólidos

remanescentes, como, por exemplo, o processo de separação por membranas de microfiltração.

Alguns pesquisadores alcançaram eficiências elevadas na aplicação de sistemas com membranas, com remoção de DQO em torno de 90 a 95%, principalmente quando associados a outros processos (MORAIS, 2005). Essa é uma tendência no tratamento de lixiviados e diferencia-se dos processos convencionais de filtração por apresentar matriz seletiva com abertura de poros bem menores (MORAVIA, 2010). Suas principais vantagens são o fato de não ocorrer mudança de fase durante a separação e não necessitarem de adição de reagentes químicos.

Em resumo, a elaboração de uma rota de tratamento deve levar em conta a eficiência de remoção de poluentes do efluente, a compatibilidade entre as técnicas, a simplicidade operacional e a viabilidade econômica. Nesse contexto, o processo de coagulação/floculação conjugado com o arraste de amônia e o processo de separação por membranas de microfiltração, se apresenta como uma proposta interessante, com potencial de enquadramento do efluente nos padrões de lançamento em vigor.

A Figura 15 apresenta um fluxograma com a rota de tratamento proposta.

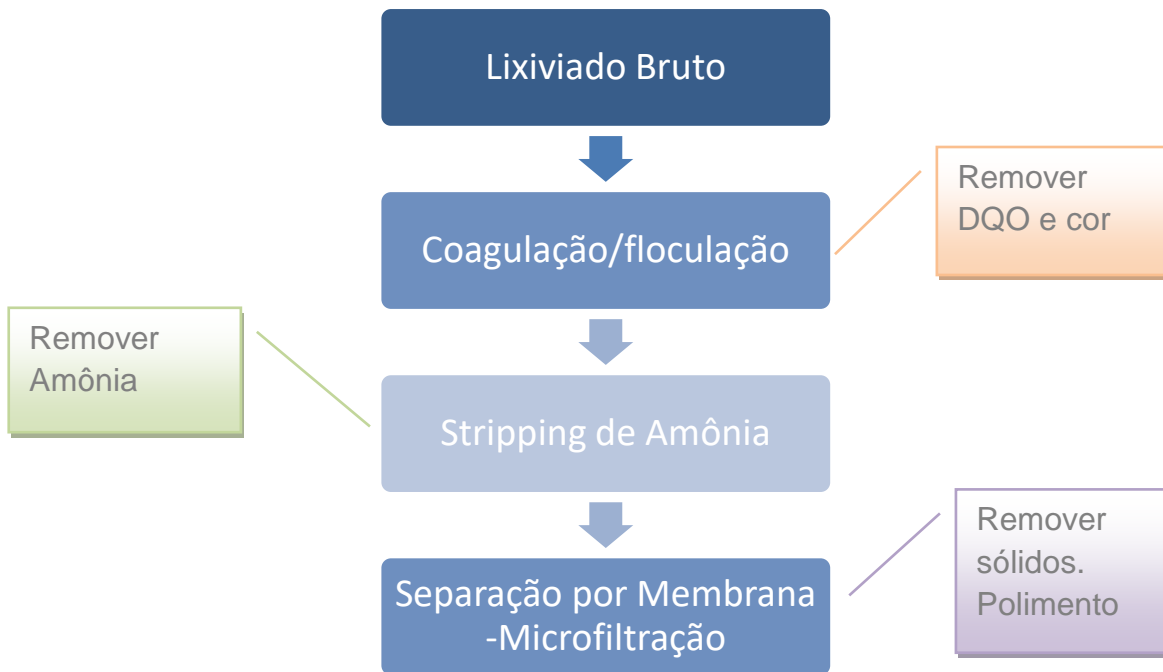


Figura 15 - Fluxograma do Processo (Rota de Tratamento).

6. CONCLUSÕES

Os resultados da caracterização do lixiviado do ASS, demonstram que este lixiviado é proveniente de resíduos mais antigos, indicando uma fase de degradação biológica mais estabilizada e conseqüentemente recalcitrante. Trata-se, então, de um efluente que pode responder bem ao tratamento físico-químico, neste caso, ao processo de coagulação/floculação.

Após as duas primeiras etapas dos ensaios, os resultados obtidos indicaram as condições ótimas obtidas para os três coagulantes:

- Cloreto férrico: pH 5, 1500 mgFe³⁺/L;
- Sulfato de alumínio - pH 4, 1500 mgAl³⁺/L;
- Acquapol C1® - pH 5, 1500 mg/L.

Os melhores resultados para os parâmetros DQO, turbidez e cor foram obtidos com o coagulante Acquapol C1®, em uma concentração de 1500 mg/L e pH 5. Já para os parâmetros SH e ABS, o coagulante cloreto férrico apresentou uma maior eficiência de remoção. O sulfato de alumínio foi o coagulante com resultados menos expressivo em suas condições ótimas, e foi melhor apenas nos resultados de COT.

Quanto aos testes de ecotoxicidade, os resultados obtidos mostram que a bactéria *Vibrio fischeri* foi indiferente às amostras pós-tratadas. Tanto o lixiviado bruto quanto os efluentes obtidos após os ensaios de coagulação/floculação apresentaram-se muito tóxicos para esses organismos.

Já nos testes com *Danio rerio*, o cloreto férrico foi o coagulante que melhor reduziu a ecotoxicidade do efluente, seguido pelo Acquapol C1® e, por último o sulfato de alumínio. A amostra com cloreto férrico foi a única a se enquadrar no padrão exigido de ecotoxicidade.

De maneira geral, o coagulante natural apresentou resultados bastante satisfatórios na remoção dos parâmetros físico-químicos, sendo uma boa alternativa aos coagulantes convencionais utilizados no tratamento de lixiviados de aterros sanitários. Contudo, em se tratando da ecotoxicidade final do lixiviado após o processo de coagulação/floculação, este coagulante não foi tão eficiente. Por

esse motivo conclui-se que o cloreto férrico apresentou o melhor resultado dentre os três coagulantes estudados.

Por fim, como complemento, foi sugerida uma rota de tratamento para este lixiviado, levando em consideração as suas principais características. Após o processo de coagulação/floculação com o cloreto férrico, sugere-se a remoção da amônia por meio da volatização, conhecido como *stripping* de amônia. Por fim, o pós-tratamento mais indicado para esse lixiviado seria a filtração por meio do processo de separação por membranas de microfiltração, para remoção dos sólidos remanescentes.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABRELPE – Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil. São Paulo: ABRELPE, 2016.

AGDAG, O.N. e SPONZA, D.T. Anaerobic/aerobic treatment of municipal landfill leachate in sequential two-stage up-flow anaerobic sludge blanket reactor (UASB)/completely stirred tank reactor (CSTR) systems. *Process Biochemistry*, v. 40, p. 895-902, 2005.

AHN, W.Y., *et al.* Advanced landfill leachate treatment using an integrated membrane process. *Desalination*, v. 149, p. 109-114, 2002.

ALTIN, A. An alternative type of photoelectro - Fenton process for the treatment of landfill leachate, *Separation and Purification Technology*, v. 61, p. 391–397, 2008.

AMOKRANE, A., *et al.* Landfill leachate pre-treatment by coagulation–flocculation. *Water Resources*, v. 31, n. 11, p. 2775–2782, 1997.

AMORIM, C.C., *et al.* Comparação entre diferentes processos oxidativos avançados para degradação de corante azo. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, v.14, p. 543-550, 2009.

APHA, AWWA, WPCF. *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater*. New York: 22th ed., 2012.

APHA, AWWA, WPCF. *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater*. Washington: 19th ed., 1995.

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. Apresentação de Projetos de Aterros Sanitários de Resíduos Sólidos Urbanos – Procedimentos: NBR 8419. Brasil. 1984.

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. Ecotoxicologia aquática - Determinação do efeito inibitório de amostras aquosas sobre a emissão da bioluminescência de *Vibrio fischeri* (ensaio de bactéria luminescente). NBR 15350. Brasil, 2012.

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. Ecotoxicologia aquática - Toxicidade aguda - Método de ensaio com peixes. NBR 15088. Brasil, 2011.

AZIZ, H.A., *et al.* Colour removal from landfill leachate by coagulation and flocculation processes. *Bioresource Technology*, v. 98, p. 218-220, 2007.

BAE, J.H., *et al.* Effects of leachate recycle and anaerobic digester sludge recycle on the methane production from solid waste. *Water Science and Technology*, v. 38 (2), p. 159-168, 1999.

BAKRAOUY, H., *et al.* Optimization of the treatment of an anaerobic pretreated landfill leachate by a coagulation-flocculation process using experimental design methodology. *Process Safety and Environment Protection*, 2017.

BASSANI, F. Monitoramento do lixiviado do aterro controlado de Maringá, Paraná, e avaliação da tratabilidade com coagulantes naturais, radiação ultravioleta (UV) e ozônio. Dissertação de Mestrado. Universidade Estadual de Maringá. Maringá, 2010.

BASSOI, L.J. *et al.* Implementação de testes de toxicidade no controle de efluentes líquidos. São Paulo: CETESB, p. 7 (Série Manuais, 8), 1990.

BERTOLETTI, E. Toxicidade e concentração de agentes tóxicos em efluentes industriais. Revista Ciência e Cultura. 43 (3/4): p.271-277. 1990.

BERTOLETTI, E. Controle ecotoxicológico de efluentes líquidos no estado de São Paulo. 2a. Edição ampliada e revisada. CETESB. 2013.

BIDONE, R.F. Tratamento de lixiviado de aterro sanitário por um sistema composto de filtros anaeróbios seguidos de banhos construídos: Estudo de caso – Central de resíduos de Recreio, em Minas do Leão/RS. Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo. 2007.

BILA, D.M. *et al.* Ozonation of a landfill leachate: evaluation of toxicity removal and biodegradability improvement. Journal of Hazardous Materials, v. 117, p. 235-242. 2005.

BILGILI, M.S. *et al.* COD fractions of leachate from aerobic and anaerobic pilot scale landfill reactors. Journal of Hazardous Materials, corrected proof, 2008.

BOHDZIEWICZ, J. *et al.* Application of three pressure-driven membrane techniques to biological treatment of landfill leachate. Process Biochemistry, 36: 641-646. 2001.

BOHDZIEWICZ, J. e KWARCIAK, A. Landfill leachate treatment by means of anaerobic membrane bioreactor. Desalination, v. 221, p. 559–565. 2008.

BORRELY, S.I. Redução da toxicidade aguda de efluentes industriais e domésticos tratados por irradiação por feixes de elétrons avaliada com as espécies *V. fischeri*, *D. similis* e *P. reticulata*. Tese (Doutorado) — Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, São Paulo, 2001.

BRASIL. Ministério da Saúde. Vigilância e controle da qualidade da água para consumo humano. Secretaria em Vigilância em Saúde. Brasília. Ministério da Saúde, 212p. 2006.

BRASIL. Política Nacional de Resíduos Sólidos, Lei nº 12.305, 2010.

BRASIL. Resolução CONAMA nº 430. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamentos de efluentes, complementa e altera a Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005. Diário Oficial da República Federativa do Brasil. 2011.

BRASIL. Resolução 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. Diário Oficial da República Federativa do Brasil. 2005.

BULICH, A.A. A practical and reliable method for monitoring the toxicity of aquatic samples. Process Biochem, p. 45-47. 1982.

BULK, T.G. Long Term Performance of a Constructed Wetland for Landfill Leachate Treatment. *Ecological Engineering* v. 26, p. 365-374, 2006.

AMOR, C. *et al.* Mature landfill leachate treatment by coagulation/flocculation combined with Fenton and solar photo-Fenton processes. *Journal of Hazardous Materials*, v. 286, p. 261-268. 2015.

CALACE, N., *et al.* Municipal landfill leachate-soil interactions: a kinetic approach. *Chemosphere*, v. 44, p. 1025-1031, 2001.

CALLI, B. *et al.* Landfill Leachate Management in Istanbul: Applications and Alternatives. *Chemosphere* 59, 819-829, 2005.

CAMMAROTA, M.C.; *et al.* Tratabilidade do Chorume Gerado no Aterro Sanitário Metropolitano do Rio de Janeiro, in *Anais do I Encontro Brasileiro de Ciências Ambientais*, v. 2, pp. 453–473, 1994.

CARVALHO, J.X. Caracterização físico-química do lixiviado de central de tratamento de resíduos e possíveis aplicações agrícolas. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Agrícola e Ambiental) - Departamento de Engenharia, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica. 2015.

CASTILHOS JUNIOR, A. B. (coordenador). Gerenciamento de resíduos sólidos urbanos com ênfase na proteção de corpos d'água: prevenção, geração e tratamento de lixiviados de aterros sanitários. Rio de Janeiro: ABES, Projeto PROSAB. 2006.

CASTILLO E. *et al.* Landfill leachate treatment using a rotating biological contactor and an upward-flow anaerobic sludge bed reactor, *Waste Management*, v. 27, pp. 720–726. 2006.

CASTRILLÓN, L. *et al.* Physico-chemical and biological treatment of MSW landfill leachate. *Waste Management*, v. 30. p. 228–235, 2010.

CASTRO, A.P. *et al.* Adição de polieletrólito ao processo de floculação no pós-tratamento de lixiviado por coagulação-floculação-sedimentação. *Revista Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 17 n. 1, p. 25-32. 2012.

CAVALCANTI, J.E.W.A. Manual De Tratamento De Efluentes Industriais. Editora: Engenho Editora Técnica. 2012.

ÇEÇEN, F. *et al.* Effect of Powdered Activated Carbon Addition on Sludge Dewaterability and Substrate Removal in Landfill Leachate Treatment. *Advances in Environmental Research*, v. 7, p. 707-713, 2003.

CETESB. NT / L5.019 - I - Teste de toxicidade aguda com peixes. Parte I - sistema estático. São Paulo: Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, 1990.

CETESB. Definições para Aterro Sanitário, disponível em <http://biogas.cetesb.sp.gov.br/aterro-sanitario/>, acessado em 06/05/2017.

CETESB. Métodos de avaliação da toxicidade de poluentes e organismos aquáticos. Volume 1. São Paulo, 1997.

CHAN, G.Y.S. *et al.* Removal of non-biodegradable compounds from stabilized leachate using VSEPRO membrane filtration. *Desalination*, v. 202, p. 310-317. 2007.

CHEIBUB, A.F. *et al.* Removal of COD from a stabilized landfill leachate by physicochemical and Advanced Oxidative Process *Journal of Environmental Science and Health Part A Toxic/Hazardous Substances & Environmental Engineering*, v. 49, n. 14, p. 1718-1726, 2014.

CHIANESE, A. *et al.*, Treatment of landfill leachate by reverse osmosis. *Water Research*, 33 (3), 647-652. 1999.

CHRISTENSEN, T.H. *et al.* Biogeochemistry of landfill leachate plumes. *Applied chemistry*. v. 16, Denmark, p. 659-618, 2001.

CLÉMENT, B. e MERLIN, G. The contribution of ammonia and alkalinity to landfill leachate toxicity to duckweed. *Science of the Total Environment*. v. 170, n. 1-2, p. 71-79, 1995.

COELHO, M.G. *et al.* Caracterização e tratabilidade por coagulação-floculação de líquidos percolados provenientes de aterro sanitário municipal de Uberlândia-MG/Brasil. XXVIII Congreso Interamericano de Ingenieria Sanitaria y Ambientale. 2002.

COLEMAN, R.N. e QURESHI, A.A. Microtox and *Spirillum voluntans* tests for assessing toxicity of environmental samples: *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, v. 35, p. 443-451. 1985.

COOK, D. *et al.* Toxicity Reduction and toxicity identification evaluation response for the pulp and paper industry. 5th International conference on fate and effects of pulp and paper mill effluents. Seattle. 2003.

COSTA, F., *et al.* Tratamento de lixiviados de aterros de resíduos sólidos utilizando Processos Fenton e Foto-Fenton Solar. *Revista Ambiente & Água*, v.10, n.1, 2015.

DAVIS, M.L. e CORNWELL, D.A. *Introduction to Environmental Engineering*. Second Edition. McGraw Hill Companies, New York, NY, 1991.

DENG, Y. Physical and oxidative removal of organics during Fenton treatment of mature municipal landfill leachate. *Journal Hazard Mater*, v.146, p. 334-40. 2007.

DEZOTTI, M. *et al.* Processos e Técnicas para o Controle Ambiental de Efluentes Líquidos. Serie Escola Piloto de Engenharia Química. COPPE/UFRJ. v. 5. Rio de Janeiro. 2008.

DI BERNARDO, L. (coord). Tratamento de água para abastecimento por filtração direta. Projeto PROSAB. 1 ed. Rio de Janeiro: ABES, RiMa, 2003.

DI BERNARDO, L. Métodos e técnicas de tratamento de água. Rio de Janeiro: ABES. v.1. 109. 1993.

DI BERNARDO, L., *et al.* Ensaios de tratabilidade de água e dos resíduos gerados em estações de tratamento de água. São Carlos: RiMa, 2002.

DI BERNARDO, L., *et al.* Métodos e técnicas de tratamento de água. 2 ed. Rio de Janeiro: ABES, RiMa. v.1. 2005.

DI BERNARDO, L. e SABOGAL PAZ, L. P. Seleção de tecnologias de tratamento de água. 2 ed. São Carlos: ABES, RiMa. v.1. 2009.

ECKENFELDER, J. W. W. Industrial Water Pollution Control, 2° ed. Mc Graw-Hill Series in Water Resources and Environmental Engineering New York, USA. 1989.

EHRIG, H.J. Leachate Quality, In Sanitary Landfilling: Process, Technology, and Environmental Impact. Academic Press, New York. 1989.

FEEMA. NT-202.R-10, aprovada pela Deliberação CECA no1007, de 04 de dezembro de 1986. Critérios e padrões para lançamento de efluentes líquidos. Diário Oficial do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 12 de dezembro de 1986.

FEEMA. NT-213, aprovada pela Deliberação CECA no1.948, de 04 de setembro de 1990. Critérios e padrões para controle de toxicidade em efluentes líquidos industriais. Diário Oficial do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 18 de outubro de 1990.

FELICI, E.M, *et al.* Remoção de carga orgânica recalcitrante de lixiviado de resíduos sólidos urbanos pré-tratado biologicamente por coagulação química-floculação-sedimentação. Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 18, p. 177-184, 2013.

FELICI, E.M.Coagulação-floculação-sedimentação como pós-tratamento de efluente de sistema biológico em batelada aplicado a lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos. Dissertação (Mestrado). Universidade Estadual de Londrina. Londrina, 2010.

FERREIRA, D.S. Estudo Comparativo da Coagulação/Floculação e eletrocoagulação no Tratamento de Lixiviado de Aterro. Orientadora: Juacyara Carbonelli Campos, D. Sc. Rio de Janeiro: ESCOLA DE QUÍMICA/UFRJ, 2013.

FERREIRA, D.S. e CAMPOS, J.C. Estudo comparativo da coagulação-floculação e eletrocoagulação no tratamento de lixiviado de Aterro Sanitário. In: Simposio Italo-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 12, 19-21. Anais, ABES, 2014.

FIEIRA, C. Avaliação da eficiência das lagoas de tratamento do aterro municipal de Francisco Beltrão. Trabalho de Conclusão de Curso. Engenharia Ambiental – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Francisco Beltrão, 2014.

FRANÇA, F.O.M. Avaliação de Atividade Estrogênica e Toxicidade de Lixiviados de Resíduos Sólidos Urbanos. Dissertação de Mestrado. Universidade do Estado do Rio de Janeiro. 2016.

FRASCARI, D. *et al.* Long-Term Characterization, Lagoon Treatment and Migration Potential of Landfill Leachate: a Case in a Active Italian Landfill. Chemosphere, 54, 335-343, 2004.

GARCÍA, H. *et al.* Comparison of anaerobic treatment of Leachates from an Urban-Solid-Waste Landfill at Ambient Temperature and at 35°C. *Bioresource Technology*, v. 58, pp. 273-277, Elsevier Science Ltda, 1997.

GEWEHR, A.G. Tratamento por coagulação-floculação de lixiviado bruto de aterro sanitário com e sem pré-tratamento biológico em reator sequencial em batelada. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, 2012.

GOMES, L. P. PROSAB, Programa de Pesquisa em Saneamento Básico. Edital 5. Resíduos sólidos: estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras. Rio de Janeiro: ABES 362 p., 2009.

GONZE, E. *et al.* High frequency ultrasound as a pre-or a post-oxidation for paper mill wastewaters and landfill leachate treatment. *Chemical Engineering Journal*, v. 92, p. 215-225. 2003.

HARMEL, V.C. Padronização de um teste de toxicidade crônica com a bactéria luminescente *Vibrio fischeri* para a análise de qualidade de águas superficiais. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental), Centro de Ciências Tecnológicas, Universidade Regional de Blumenau. 2004.

HEAVEY, M. Low-cost treatment of landfill leachate using peat. *Waste Management*, v. 23, p. 447-454. 2003.

HETKA, I.C.C. *et al.* Tratamento de Lixiviado de Aterro Sanitário por Coagulação, Ultrafiltração e Processo Oxidativo Avançado. *Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales*, v. 9, p. 240-255. 2016.

HOWE, K.J. *et al.* Princípios de Tratamento de Água. Editora Cengage. 2016.

IACONI, C. *et al.* Combined biological and chemical degradation for treating a mature municipal landfill leachate. *Biochemical Engineering Journal*, v. 31, p.118-124. 2006.

ILHAN, F. *et al.* Treatment of leachate by electrocoagulation using aluminium and iron electrodes. *Journal of Hazardous Materials*, v. 154, p. 381-389. 2008.

JENNINGS, V. L.; *et al.* Assessing chemical toxicity with the bioluminescent photobacterium (*Vibrio fischeri*): a comparison of three commercial systems. *Water Research*, v. 35, n. 14, p. 3448-3456, 2001.

KARGI, F. e PAMUKOGLU, M.Y. Repeated Biological Treatment of Pre-Treated Landfill Leachate by Powdered Activated Carbon Addition. *Enzyme and Microbial Technology* 34: 422-428, 2004.

KARGI, F. e PAMUKOGLU, M.Y. Aerobic Biological Treatment of Pre-Treated Landfill Leachate by Fed Batch Operation. *Enzyme and Microbial Technology* 33: 588-595, 2003.

KENNEDY, K.J. e LENTZ E.M. Treatment of landfill leachate using sequencing batch and continuous flow upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors. *Water Research*, 34 (14), 3640-3656. 2000.

KETTUNEN, R.H. e RINTALA, J.A., Performance of an on-site UASB reactor treating leachate at low temperature. *Water Research*, 32(3), 537-546. 1998.

KLAUCK, C.R. Evaluation of phytotoxicity of municipal landfill leachate before and after biological treatment. *Brazilian Journal of Biology*. vol.75. 2015.

KLIMIUK, E. e KULIKOWSKA, D. Organics removal from landfill leachate and activated sludge production in SBR reactors. *Waste Management*, v. 26, p. 1140-1147. 2006.

KNIE, J.L.W. e LOPES, E.W.B. Testes Ecotoxicológicos – Métodos, técnicas e aplicações. Florianópolis: FATMA, GTZ, 2004.

KURNIAWAN, T. A. *et al.* Physico-chemical treatments for removal of recalcitrant contaminants from landfill leachate. *Journal of Hazardous Materials*, v.B129, p. 80–100, 2006.

LAITINEN, N. *et al.* Landfill leachate treatment with sequencing batch reactor and membrane bioreactor. *Desalination*, v. 191, p. 86-91. 2006.

LANDIS, W.G. e YU, M.H. *Introduction to Environmental Toxicology*, CRC Press, Boca Raton, FL, 1995.

LANGE, L.C. e AMARAL, M.C.S. Geração e Características do Lixiviado. In: GOMES, L.P. (coord). *Estudos de Caracterização e Tratabilidade de Lixiviados de Aterros Sanitários para as Condições Brasileiras*. Projeto PROSAB. Rio de Janeiro: ABES, 2009.

LEI, Y. *et al.* Treatment of landfill leachate by combined aged-refuse bioreactor and electro-oxidation. *Water Research*, v. 41, p.2417-2426. 2007

LEITE, V.D. *et al.* The removal of ammonia from sanitary landfill leachate using a series of shallow waste stabilization ponds. In: Iwa Specialist Group Conference on Waste Stabilization Ponds, 8, Belo Horizonte. *Anais*. Belo Horizonte, 2009.

LI, H., *et al.* Application of response surface methodology to the advanced treatment of biologically stabilized landfill leachate using Fenton's reagent. *Waste Management*, 30, p. 2122-2129, 2010.

LI, W., *et al.* Treatment of stabilized landfill leachate by the combined process of coagulation/flocculation and powder activated carbon adsorption. *Desalination*, v. 264, n. 1-2, p. 56-62, 2010.

LIANG, Z. *et al.* Decomposition and mineralization of aquatic humic substances (AHS) in treating landfill leachate using the Anammox process, *Chemosphere* 74, 1315–1320. 2009.

LIBÂNIO, M. Fundamentos de qualidade e tratamento de água. Campinas, São Paulo. Editora Átomo, 3ª Edição. 2010.

LIMA, L.S., *et al.* Análise de metodologias de quantificação de substâncias húmicas em lixiviados de aterros de resíduos sólidos Ambiente & Água -Na Interdisciplinary Journal of Applied Science, 2017.

LIMA, L.S.M.S. Quantificação e remoção de substâncias húmicas em lixiviados provenientes de aterros de resíduos sólidos urbanos. Tese de Doutorado. Universidade Federal do Rio de Janeiro. 2017.

LIN C. Y. *et al.* Co-digestion of leachate with septage using a UASB reactor. Bioresource Technology, v. 73, pp. 175–178. 2000.

LIN, C.Y. *et al.* Anaerobic co-digestion of septage and landfill leachate. Bioresource Technology, v. 68, p. 275-282. 1999.

LIN, S.H e CHANG, C.C. Treatment of landfill leachate by combined electro-Fenton oxidation and sequencing batch reactor method. Water Research, v. 34, p. 4243-4249. 2000.

LOPES. D.D. Tratamento Biológico de Lixiviado com Remoção de Nitrogênio: Sistemas de Lodos Ativados In: GOMES, L.P. (coord). Estudos de Caracterização e Tratabilidade de Lixiviados de Aterros Sanitários para as Condições Brasileiras. Projeto PROSAB. Rio de Janeiro: ABES, 2009.

LOPEZ, A. *et al.* Fenton's pre-treatment of mature landfill leachate. Chemosphere, v. 54, Issue 7, p. 1005–1010. February, 2004.

LOUKIDOU, M.X, ZOUBOULIS, A.I. Comparison of two biological treatment process using attached growth biomass for sanitary landfill leachate treatment. Environmental pollution, 111 (2): 273-281. 2001.

LUNA, Y. *et al.* Use of zeolitised coal fly ash for landfill leachate treatment: A pilot plant study. Waste Management, v. 27, p. 1877-1883. 2007.

MACRUZ, P.D. Avaliação do tratamento do chorume de aterro sanitário por processo de coagulação/floculação com o coagulante tanino e policloreto de alumínio (PAC). Trabalho de Conclusão de Curso, Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR). 2015.

MAGALHÃES, D.P. e FERRÃO FILHO, A.S. A ecotoxicologia como ferramenta no biomonitoramento de ecossistemas aquáticos. Oecol. Bras. 12(3), p. 355-381, 2008.

MAIA, I.S. *et al.* Avaliação do tratamento biológico de lixiviado de aterro sanitário em escala real na Região Sul do Brasil. Engenharia Sanitaria Ambiental, v.20, p. 665-675. 2015.

MAIA, L. S. Uso de carvão ativado em pó no tratamento biológico de lixiviado de aterro de resíduos. Dissertação de Mestrado - Programa de Pós-graduação em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos. UFRJ. Rio de Janeiro, 2012.

- MALER, C.L. *et al.* Sequência de tratamentos para lixiviado de aterro sanitário utilizando os processos físico-químico convencional e Fenton como pós-tratamento. Revista DAE. 2015.
- MANGRICH, A. S. *et al.* Química Verde no Tratamento de Águas: Uso de Coagulante Derivado de Tanino de *Acácia mearnsii*. Revista Virtual de Química. 2013.
- MARANÓN, E. *et al.* Coagulation–flocculation as a pretreatment process at a landfill leachate nitrification–denitrification plant. *Journal of Hazardous Materials*, v.156, p. 538-544, 2008.
- MARTTINEN, S.K. *et al.* Screening of physico-chemical methods for removal of organic material, nitrogen and toxicity from low strength landfill leachates. *Chemosphere*, 46 (6): 851-858. 2002.
- MÁXIMO, V.A. Tratamento por Coagulação-Floculação dos Lixiviados do Aterro Sanitário da Região Metropolitana de Florianópolis. Dissertação (Mestrado). Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2007.
- MEIER, J. *et al.* Nanofiltration and adsorption on powdered adsorbent as process combination for the treatment of severely contaminated water. *Desalination*, v. 146, p. 361-366. 2002.
- MENDES, M.B. *et al.* Adsorção de matéria orgânica em carvão ativado granular no pós-tratamento de lixiviado de aterro sanitário. *Periódico Eletrônico Fórum Ambiental*, v.9, n.11. 2013
- MMA - Ministério do Meio Ambiente. Informações sobre a Política de Resíduos Sólidos, disponível em <http://www.mma.gov.br/politica-de-residuos-solidos>, acessado em 02/05/2017.
- MOHAMMADZADEH, H. e CLARK, I. Degradation Pathways of Dissolved Carbon in Landfill Leachate traced with compound-specific ¹³C analysis of DOC, *Journal of Isotopes in Environmental and Health Studies*, Vol. 44, No. 3, pp 1-28. 2008
- MORAES, P.B. e BERTAZZOLI, R. Electrodegradation of landfill leachate in a flow electrochemical reactor. *Chemosphere*, v. 58, p. 41-46. 2005.
- MORAIS, J.L. Estudo da Potencialidade de Processos Oxidativos Avançados, Isolados e Integrados com Processos Biológicos Tradicionais, para Tratamento de Chorume de Aterros Sanitários. Tese de Doutorado. Universidade Federal do Paraná–UFPR, 2005.
- MORAIS, J.L. e ZAMORA, P.P. Use of advanced oxidation process to improve the biodegradability of mature landfill leachates. *Journal of Hazardous Materials*, v. 123, p. 181-186. 2005.

MORAVIA, W.G. Avaliação do tratamento de lixiviado de aterro sanitário através de processo oxidativo avançado conjugado com sistema de separação por membranas. 261p. Tese (Doutorado em Engenharia Sanitária e Ambiental) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2010.

MORAVIA, W. G., *et al.* Avaliação de processo oxidativo avançado pelo reagente de Fenton em condições otimizadas no tratamento de lixiviado de aterro sanitário com ênfase em parâmetros coletivos e caracterização do lodo gerado. Química Nova, v. 34, p. 1370-1377, 2011.

NAPOLEÃO, D.A.S. *et al.* Análise dos processos fenton e foto-fenton no tratamento do efluente do aterro sanitário de cachoeira paulista em relação ao TOC E DQO. IBEAS – Instituto Brasileiro de Estudos Ambientais. VII Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental Campina Grande/PB. 2016.

NASCIMENTO, I.O.C. Avaliação do processo de coagulação floculação de lixiviado de aterro sanitário pré-tratado biologicamente utilizando quitosana e sulfato de alumínio como coagulantes. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal da Bahia. 2013.

NECZAJ, E., *et al.* Effect of a Sonication on Combined Treatment of Landfill Leachate and Domestic Sewage in SBR Reactor. Desalination, 204: 227-233, 2007.

NECZAJ, E. *et al.* Treatment of landfill leachate by sequencing batch reactor. Desalination, v. 185, p.357-362. 2005.

NECZAJ, E., *et al.* Sequencing Batch Reactor System for the Co-Treatment of Landfill Leachate and Dairy Wastewater. Desalination, 222: 404-409, 2008.

NTAMPOU, X., *et al.* Appropriate combination of physico-chemical methods (coagulation/flocculation and ozonation) for the efficient treatment of landfill leachates. Chemosphere, v. 62, p. 722–730, 2006.

OLIVEIRA, D.S.. Avaliação da eficiência de remoção de turbidez em função de variações no comprimento de flocladores tubulares helicoidais. Dissertação apresentada a Universidade Federal do Espírito Santo. Vitória –ES. 2008.

OLIVEIRA, Z.L. Lixiviado de aterro sanitário tratado com extratos de Moringa oleifera Lam isolados e combinados com Abelmoschus esculentus L. Moench e biossurfactante. Tese de Doutorado. Universidade Federal de Pernambuco. 2015.

OZTRUK, I. *et al.* Advanced physic-chemical treatment experiences on young municipal landfill leachates. Waste Management, 23 (5): 441-446. 2003.

PEDROSO, K.; *et al.* Avaliação da tratabilidade do lixiviado do aterro de Maringá –PR com utilização de coagulantes naturais. Revista de Engenharia e Tecnologia. V.3, nº 2, 2011.

PEDROSO, K.; *et al.* Avaliação do tratamento do lixiviado do aterro sanitário de maringá, paraná, por processo de coagulação/floculação com TANFLOC SG®. Revista de Engenharia e Tecnologia. V.4, nº 2, 2012.

PELEGRINI, N.N.B.; *et al.* Caracterização física, química e biológica do percolado do aterro sanitário da cidade de Limeira – SP. *Engenharia Ambiental*, 4(1), 54-66, 2007.

PESSIN, N., *et al.* Avaliação do Processo de Degradação dos Resíduos Sólidos Dispostos em Duas Células – Piloto de Aterramento. In: *Anais do vigésimo segundo congresso brasileiro de engenharia sanitária e ambiental*, 22., 2003, Joinville. Santa Catarina. 2003.

PETERS, T.A. Purifications of Landfill Leachate with Reverse Osmosis and Nanofiltration. *Desalination*, v. 119, p. 289-293, 1998.

PLAA, G.L. Present status: toxic substances in the environment. *Can. J. Physiol. Pharmacol.*, 60: 1010–1016. 1982.

POHLAND, F.G. e GOULD, J.P. Co-disposal of municipal refuse and industrial waste sludge in landfills. *Water Science and Technology*, v. 18, p. 177-192. 1986.

POVINELLI, J. e SOBRINHO, P. A. Introdução. In: GOMES, L. P. (Org.). *Estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras*. Cap. 1, p. 1925. 1 ed. Rio de Janeiro: Abes, 2009.

PRIMO, O. *et al.* Photo Fenton process as an efficient alternative to the treatment of landfill leachates. *Journal of Hazardous Materials*, v. 153, Issues 12, 1, p. 834-842. 2008.

QASIM, S. e CHIANG, W. *Sanitary Landfill Leachate*. Editora Technomic Publishing Company, Inc., Lancaster, U.S.A., 1994.

QUEIROZ, L.G., *et al.* Estudo do processo Fenton e Foto-Fenton no tratamento de lixiviados de aterros sanitários. In: *Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*. Rio de Janeiro: ABES, 2011.

QUEIROZ, L.M., *et al.* Biological Nitrogen Removal over Nitritation/Denitritation using phenol as carbon source. *Brazilian Journal of Chemical Engineering*, v. 28, n. 2, p. 197-207. 2011.

REIS, B.G. *Avaliação da eficiência de processos avançados na remoção de toxicidade de lixiviado de aterro sanitário*. Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Minas Gerais, Escola de Engenharia, 2014.

RHYNER, C.R. *et al.* *Waste management and resource recovery*. Boca Raton : Lewis Publishers. 1995.

RIVAS, F.J. *et al.* Stabilized leachates: ozone-activated carbon treatment and kinetics. *Water Research*, v. 37, p. 4823-4834. 2003.

RIVAS, F.J. *et al.* Stabilized leachates: sequential coagulation-flocculation + chemical oxidation process. *Journal of Hazardous Materials*, v. 116, p. 95-102. 2004.

RODRIGUES, F.S.F. Aplicação da ozonização e do reativo de fenton como pré-tratamento de chorume com os objetivos da redução da toxicidade e do impacto no processo biológico. Dissertação M.Sc., PEQ/COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro. 2004.

RUBINGER, C.F. Seleção de métodos biológicos para a avaliação toxicológica de efluentes industriais. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Minas Gerais. 2009.

SÁ, L.F. *et al.* Tratamento do lixiviado de aterro sanitário usando destilador solar. Revista Ambiente & Água, v.07, n.1, 2012.

SALEM, Z., *et al.* Evaluation of Landfill Leachate Pollution and Treatment. Desalination 220: 108-114, 2008.

SANTOS, A.S.P. Aspectos Técnicos e Econômicos do Tratamento Combinado de Lixiviado de Aterro Sanitário com Esgoto Doméstico em Lagoas de Estabilização. 233f. Tese de Doutorado. COPPE, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, RJ. 2010.

SCHALCH, V. Análise comparativa do comportamento dos aterros sanitários e correlação dos parâmetros do processo de digestão anaeróbia. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo. 1992.

SEGATO, L.M. e SILVA, C.L. Caracterização do Chorume do Aterro Sanitário de Bauru. In: Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental. XXVII. Anais. ABES. 2000.

SEGATTO, L.M. e SILVA, C. L. Caracterização do Chorume do Aterro Sanitário de Bauru. In: Anais do XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental - AIDIS, Porto Alegre, RS. 2000.

SHENG, G. P.; *et al.* A rapid quantitative method for humic substances determination in natural waters. Analytica Chimica Acta, v. 592, n. 2, p. 162–167, 2007.

SHU, H.Y. *et al.* Treatment of MSW landfill leachate by a thin gap annular UV/H₂O₂ photoreactor with multi-UV lamps. Journal of Hazardous Materials, v. 129, p. 73-79. 2006.

SILVA, A.C, *et al.* Treatment and detoxification of a sanitary landfill leachate. Chemosphere 55, 207-214, 2004.

SILVA, A.C. Tratamento do percolado de aterro sanitário e avaliação da toxicidade do efluente bruto e tratado. Tese de Mestrado em Engenharia Civil da Universidade Federal do Rio de Janeiro – UFRJ, Rio de Janeiro, 2002.

SILVA, F.B. Tratamento Combinado de Lixiviados de Aterros Sanitários. Dissertação de Mestrado em Tecnologia de Processos Químicos. Rio de Janeiro: UFRJ/EQ, 2009.

SILVA, T.F.C.V. An innovative multistage treatment system for sanitary landfill leachate depuration: Studies at pilot-scale. Science of the Total Environment, v. 576, p. 99–117. 2017.

SINGH, S.K. *et al.* Evaluation of coagulation (FeCl₃) and anion exchange (MIEX) for stabilized landfill leachate treatment and high-pressure membrane pretreatment. *Separation and Purification Technology*, v. 96, p. 98–106. 2012

Šír, M. *et al.* The effect of humic acids on the reverse osmosis treatment of hazardous landfill leachate. *Journal of Hazardous Materials* 207–208, 86–90. 2012.

SISINNO, C.L.S. *Resíduos Sólidos, Ambiente e Saúde: uma Visão Multidisciplinar*. Editora FIOCRUZ, Rio de Janeiro, p. 62, 2000.

SOUTO, G.D.B., *et al.* Aceleração da digestão anaeróbia de resíduos sólidos urbanos domésticos. In *23 Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, Campo Grande, 2005.

SOUTO, G.D.B. e POVINELLI, J. Características do lixiviado de aterros sanitários no Brasil. In: *Anais do 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, Belo Horizonte-MG. 2007.

SUZUKI, L.Y. *et al.* Estudos ecotoxicológicos de lixiviado de aterro sanitário antes e após várias etapas do tratamento. *Periódico Eletrônico Fórum Ambiental da Alta Paulista-Saúde, Saneamento e Meio Ambiente*, v. 9, n. 11. 2013.

TATSI, A.A. *et al.* Coagulation– flocculation pretreatment of sanitary landfill leachates. *Chemosphere*, v. 53, p. 737–744, 2003.

TCHOBANOGLIOUS, G., *et al.* *Integrated Solid Waste Management – Engineering Principles and Management Issues*. McGraw-Hill International Editions, 1993.

TCHOBANOGLIOUS, G.; KREITH, F. *Handbook of Solid Waste Management*. New York: McGraw-Hill, 2002.

TELLES, C.A.S. Processos combinados para o tratamento de lixiviado de aterro sanitário. *Dissertação (Mestrado)*. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química, COPPE, da Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2010.

THEEPHARAKSAPAN, S.; *et al.* Removal of pollutants and reduction of bio-toxicity in a full scale chemical coagulation and reverse osmosis leachate treatment system. *Bioresource Technology* 102, 5381-5388, 2011.

TIMUR, H. e OZTURK, I. Anaerobic sequencing batch reactor treatment of landfill leachate. *Water Research*, v. 33, n. 15, p. 3225. 1999.

TIZAQUI, C. *et al.* Landfill leachate treatment with ozone and ozone/hydrogen peroxide systems. *Journal of Hazardous Materials*, v. 140, p. 316-324, 2007.

TORRES, R.C. Estudo do tratamento combinado de processo fenton e microfiltração submersa em lixiviado de aterro sanitário. *Dissertação de Mestrado*. Universidade Federal do Rio De Janeiro. 2015.

TREBOUET, D., *et al.* Stabilized landfill leachate treatment by combined physicochemical – nanofiltration processes. *Water Research*, v. 35, Issue 12, p. 2935–2942. 2001.

UMBUZEIRO, G.A. e ROGRIGUES, P.F. O teste de toxicidade com bactérias luminescentes e o controle da poluição. Informativo técnico. Ambiente técnico-CRF/CETESB ano 4 no 007, junho, 2004.

USHIKOSHI, K. *et al.* Leachate treatment by the reverse osmosis system. *Desalination*, v. 150, Issue 2, 1, p. 121-129. 2002.

UYGUR A. e KARGI F. Biological nutrient removal from pre-treated landfill leachate in a sequencing batch reactor, *Journal of Environmental Management*, v. 71, pp. 9–14. 2004.

VASCONCELOS, D.V., *et al.* Estudo da tratabilidade de lixiviado gerado em um aterro controlado. *Revista Ambiente & Água*, Vol.12(3), pp.457-467, 2017.

VASCONCELOS, D.V e CAMPOS, J. C. Caracterização da eficiência das tecnologias de coagulação/floculação, adsorção em carvão ativado e processos oxidativos avançados (fenton). 28º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2015.

VAZ, L. *et al.* Avaliação da eficiência de diferentes agentes coagulantes na remoção de cor e turbidez em efluente de galvanoplastia. *Eclética Química*, São Paulo, v. 35, p, 45–54, 2010.

VEDRENNE, M. *et al.* Characterization and detoxification of a mature landfill leachate using a combined coagulation–flocculation/photo Fenton treatment. *Journal of Hazardous Materials*, v. 205– 206, p. 208– 215. 2012.

VIANA, R.B. Combinação de processos físico-químicos e biológico anaeróbico para tratamento de lixiviado de aterro antigo. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Rio De Janeiro. 2011.

VISVANATHAN, C. *et al.* Landfill leachate treatment using thermophilic membrane bioreactor. *Desalination*, v. 204, p. 8-16. 2007.

VON SPERLING, M. Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 2005.

VON SPERLING, M. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias - Volume 1: Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG, 3ª ed., 2005.

WANG, Z.P.; *et al.* Landfill leachate treatment by a coagulation-photooxidation process. *Journal of Hazardous Materials*, v. 95, n. 1-2, p. 153-159. 2002.

WENZEL, A. *et al.* TOC-removal and degradation of pollutants in leachate using a thin-film photoreactor. *Water Research*, v. 33, p. 937-946. 1999.

WU, J.J. *et al.* Treatment of landfill leachate by ozone-based advanced oxidation processes. *Chemosphere*, v. 54, p. 997-1003. 2004.

YANG, Z. e ZHOU, S. The Biological Treatment of Landfill Leachate Using a Simultaneous Aerobic and Anaerobic (SAA) Bio-Reactor System. *Chemosphere* 72: 1751-1756, 2008.

ZANATTA, R. Reator Biológico Rotatório no Tratamento do Lixiviado de Aterro Sanitário. Trabalho de Conclusão de Curso. Universidade Federal de Pelotas. 2016.

ZHANG, H.; *et al.* Optimization of Fenton process for the treatment of landfill leachate. *Journal of Hazardous Materials*. V.125, p. 166-174, 2005.

ZHANG, H.; *et al.* Treatment of landfill leachate by Fenton's reagent in a continuous stirred tank reactor. *Journal of Hazardous Materials*. v. 136, China, p. 618-623, 2006.

ZOUBOLIS, A.I., *et al.* Enzymatic treatment of sanitary landfill leachate. *Chemosphere*, v. 44, p. 1103-1108. 2001.

ZOUBOULIS, A. *et al.* The application of bioflocculant for the removal of humic acids from stabilized landfill leachates. *Journal of Environmental Management*. V. 70, p. 35-41, 2004.

APÊNDICE I

Tabela 1 - Resultados da primeira etapa com Cloreto Férrico.

Parâmetros	Lixiviado Bruto	FeCl ₃ .6H ₂ O - Conc 500 mg/L					
		Experimento					
		1	2	3	4	5	6
pH	8,04	4	5	6	7	8	9
Vol. Lodo (mL)	-	20	42	30	15	20	13
COT (mg/L)	732	615,31	368,41	678,21	438,69	538,93	310,77
DQO (mg/L)	4235	4353	4009	4475	4272	4074	4233
ABS (254 nm)	24,48	21,65	20,87	22,30	23,16	23,94	23,73
Turbidez (NTU)	165	145	126	135	140	145	142
Cl ⁻ (mg/L)	1085	1282,67	1479,36	1357,55	1253,87	1045,23	1098,55
N-NH ₃ (mg/L)	1160	1289,61	1235,27	1273,06	1142,32	1184,18	1184,39
Condutividade (mS/cm)	18,98	20,88	18,76	17,83	17,27	18,68	20,29
SH (mg/L)	659	659,26	599,96	590,34	584,57	558,93	637,83
Cor (mgPtCo/L)	4573	3472	3157	4029	3798	3171	3978
Remoção de DQO (%)	-	*	5,33	*	*	3,81	0,04
Redução de ABS (%)	-	11,56	14,75	8,91	5,39	2,21	3,06
Remoção de Cor (%)	-	24,07	30,96	11,90	16,95	30,66	13,00

*Valores negativos

Tabela 2 - Resultados da segunda etapa com Cloreto Férrico.

Parâmetros	Lixiviado Bruto	FeCl ₃ .6H ₂ O - pH 5					
		Experimento					
		1	2	3	4	5	6
Conc. da solução (mg/L)	-	200	500	750	1000	1500	3000
Vol. Lodo (mL)	-	14	44	35	49	66	-
COT (mg/L)	732	617,38	357,02	544,79	440,07	422,33	376,11
DQO (mg/L)	4235	4172	3977	4440	3481	3495	3532
ABS (254 nm)	24,48	22,54	20,87	17,45	15,66	15,43	14,65
Turbidez (NTU)	165	119	116	82	91	89	72
Cl ⁻ (mg/L)	1085	1098,43	1460,01	1308,20	1399,36	1565,41	2039,79
N-NH ₃ (mg/L)	1160	1105,08	1256,98	1035,81	1097,19	1115,26	1008,52
Condutividade (mS/cm)	18,98	20,44	17,85	20,83	19,46	26,98	35,32
SH (mg/L)	659	590,78	585,91	559,87	495,63	501,74	656,68
Cor (mgPtCo/L)	4573	3706	3566	1930	3317	1840	1855
Remoção de DQO (%)	-	1,49	6,08	*	17,80	17,47	16,60
Redução de ABS (%)	-	7,92	14,75	28,72	36,03	36,97	40,16
Remoção de Cor (%)	-	18,95	22,03	57,79	27,47	59,76	59,44

*Valores negativos

Tabela 3 - Resultados da primeira etapa com Sulfato de Alumínio.

Parâmetros	Lixiviado Bruto	Al ₂ (SO ₄) ₃ - Conc 500 mg/L					
		Experimento					
		1	2	3	4	5	6
pH	8,04	4	5	6	7	8	9
Vol. Lodo (mL)	-	40	22	33	-	-	-
COT (mg/L)	732	597,96	610,22	593,72	715,42	663,14	721,50
DQO (mg/L)	4235	2533	3800	4137	3198	4085	4330
ABS (254 nm)	24,48	16,72	18,65	17,77	20,67	20,45	22,98
Turbidez (NTU)	165	32	27	92	104	88	115
Cl- (mg/L)	1085	1146,19	1217,02	1164,90	1155,19	1252,59	1305,01
N-NH ₃ (mg/L)	1160	911,40	1243,25	1001,55	1108,00	1238,91	1339,78
Condutividade (mS/cm)	18,98	23,24	29,39	24,03	22,17	20,94	24,27
SH (mg/L)	659	316,91	520,11	621,88	651,07	618,93	425,95
Cor (mgPtCo/L)	4573	1784	2559	2642	3693	3963	3678
Remoção de DQO (%)	-	40,19	10,26	2,32	24,47	3,54	*
Redução de ABS (%)	-	31,70	23,82	27,41	15,56	16,46	6,13
Remoção de Cor (%)	-	60,98	44,03	42,23	19,24	13,33	19,57

*Valores Negativos

Tabela 4 - Resultados da segunda etapa com Sulfato de Alumínio.

Parâmetros	Lixiviado Bruto	Al ₂ (SO ₄) ₃ - pH 4					
		Experimento					
		1	2	3	4	5	6
Conc. da solucao (mg/L)	-	200	500	750	1000	1500	3000
Vol. Lodo (mL)	-	-	-	-	-	-	35
COT (mg/L)	732	756,73	604,92	461,00	445,95	275,30	303,45
DQO (mg/L)	4235	3884	2519	2382	2173	2202	2415
ABS (254 nm)	24,48	19,3	16,5	15,25	15,1	14,2	12,56
Turbidez (NTU)	165	74	32	54	40	35	28
Cl- (mg/L)	1085	1130,03	1133,50	1225,37	1308,67	1523,76	1192,34
N-NH ₃ (mg/L)	1160	995,10	1067,57	752,53	1060,79	708,10	1184,68
Condutividade (mS/cm)	18,98	21,48	22,50	25,54	26,40	38,11	39,66
SH (mg/L)	659	386,80	513,54	380,41	416,78	276,58	188,51
Cor (mgPtCo/L)	4573	3818	1846	3036	4600	1851	2046
Remoção de DQO (%)	-	8,30	40,52	43,75	48,70	48,00	42,97
Redução de ABS (%)	-	21,16	32,60	37,70	38,32	41,99	48,69
Remoção de Cor (%)	-	16,50	59,63	33,61	*	59,52	55,25

*Valores negativos

Tabela 5 - Resultados da primeira etapa com Acquapol C1®.

Parâmetros	Lixiviado Bruto	ACQUAPOL C1 - Conc 500 mg/L					
		Experimento					
		1	2	3	4	5	6
Ph	8,04	4	5	6	7	8	9
Vol. Lodo (mL)	-	-	-	-	-	-	-
COT (mg/L)	732	820,09	787,09	921,68	682,57	662,40	629,61
DQO (mg/L)	4235	2482	2846	3652	2775	3626	4072
ABS (254 nm)	24,48	15,42	20,33	17,62	18,44	20,44	21,58
Turbidez (NTU)	165	60	83	110	125	118	90
Cl- (mg/L)	1085	1140,90	1341,89	1175,47	1385,42	1158,97	1278,94
N-NH3 (mg/L)	1160	1164,62	1221,62	974,25	1056,06	1118,30	1158,14
Condutividade (mS/cm)	18,98	16,57	16,96	17,97	18,61	15,00	16,42
SH (mg/L)	659	664,20	673,73	674,05	623,18	700,35	554,17
Cor (mgPtCo/L)	4573	1755	1841	4376	4057	4526	3793
Remoção de DQO (%)	-	41,40	32,79	13,77	34,47	14,38	3,85
Redução de ABS (%)	-	37,01	16,95	28,02	24,67	16,50	11,85
Remoção de Cor (%)	-	61,63	59,74	4,30	11,29	1,03	17,05

Tabela 6 - Resultados da segunda etapa com Acquapol C1®.

Parâmetros	Lixiviado Bruto	ACQUAPOL C1 - pH 5					
		Experimento					
		1	2	3	4	5	6
Conc. da solução (mg/L)	-	200	500	750	1000	1500	3000
Vol. Lodo (mL)	-	10	15	-	-	22	-
COT (mg/L)	732	789,53	1044,60	1016,52	872,58	463,83	716,95
DQO (mg/L)	4235	3673	2613	4544	2912	1855	5034
ABS (254 nm)	24,48	15,42	20,33	17,62	18,44	20,44	21,58
Turbidez (NTU)	165	70	65	15	110	10	60
Cl- (mg/L)	1085	1401,18	1111,41	1503,37	1011,74	1159,73	2231,79
N-NH3 (mg/L)	1160	1132,14	1417,67	1072,87	1333,40	1332,75	1679,22
Condutividade (mS/cm)	18,98	13,58	19,63	15,15	22,60	13,19	29,53
SH (mg/L)	659	673,14	691,57	577,00	518,99	506,21	627,18
Cor (mgPtCo/L)	4573	4279	2424	3967	3775	1563	2796
Remoção de DQO (%)	-	13,27	38,31	*	31,24	56,19	*
Redução de ABS (%)	-	37,01	16,95	28,02	24,67	16,50	11,85
Remoção de Cor (%)	-	6,42	47,00	13,25	17,44	65,83	38,86

*Valores negativos