



UNIVERSIDADE FEDERAL DA FRONTEIRA SUL

CAMPUS CERRO LARGO

CURSO DE GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL

TRABALHO DE CONCLUSÃO DE CURSO

CAROLINA BECKER DA SILVA

**PROCESSO DE COAGULAÇÃO/FLOCULAÇÃO COM COAGULANTES
NATURAIS PARA O TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO**

CERRO LARGO

2016

CAROLINA BECKER DA SILVA

**PROCESSO DE COAGULAÇÃO/FLOCULAÇÃO COM COAGULANTES
NATURAIS PARA O TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado a Universidade Federal da Fronteira Sul, como parte das exigências do curso de graduação em Engenharia Ambiental, para obtenção do título de Engenheiro Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Diego Ricieri Manenti

Co-orientadora: Msc (a). Daiana Seibert

CERRO LARGO - RS

2016

DGI/DGCI - Divisão de Gestão de Conhecimento e Inovação

Silva, Carolina Becker da
Processo de coagulação/floculação com coagulantes naturais para o tratamento de lixiviado de aterro sanitário/ Carolina Becker da Silva. -- 2016.
58 f.:il.

Orientador: Diego Ricieri Manenti.
Co-orientadora: Daiana Seibert.
Trabalho de conclusão de curso (graduação) -
Universidade Federal da Fronteira Sul, Curso de Engenharia Ambiental , Cerro Largo, RS, 2016.

1. Lixiviado de aterro sanitário. 2. Coagulação/floculação. 3. Coagulantes naturais. I. Manenti, Diego Ricieri, orient. II. Seibert, Daiana, co-orient. III. Universidade Federal da Fronteira Sul. IV. Título.

Elaborada pelo sistema de Geração Automática de Ficha de Identificação da Obra pela UFFS com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

CAROLINA BECKER DA SILVA

**PROCESSO DE COAGULAÇÃO/FLOCULAÇÃO COM COAGULANTES
NATURAIS PARA O TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado a Universidade Federal da Fronteira Sul, como parte das exigências do curso de graduação em Engenharia Ambiental, para obtenção do título de Engenheiro Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Diego Ricieri Manenti

Co-orientadora: Msc (a). Daiana Seibert

Este trabalho de conclusão de curso foi defendido e aprovado pela banca em:
02/12/16.

BANCA EXAMINADORA


Prof (a). Dr (a). Mariana Boneberger Behm – UFFS/Campus Cerro Largo-RS


Msc (a). Adriane Lys Souza – UFRGS/Campus Porto Alegre-RS


Msc (a). Daiana Seibert – UFFS/Campus Cerro Largo-RS

AGRADECIMENTOS

À Deus, pelo dom da vida, saúde e força nesta caminhada acadêmica.

À minha irmã Zélia, pelo incentivo, apoio, dedicação e amor.

Aos meus tios Neri e Ana Becker, pelo incentivo e apoio.

Ao prof. Dr. Diego Ricieri Manenti pela orientação, incentivo, ensinamento, confiança e tempo dedicado.

À Msc(a) Daiana Seibert pela orientação, incentivo e tempo dedicado.

À todos os meus amigos que me auxiliaram nesta caminhada acadêmica.

À todos os professores do curso de Engenharia Ambiental pela formação profissional, pessoal e apoio durante a graduação.

As colegas Jessica Deuschle, Rubia Godoy Hoffmann e Rosângela Dáros pela colaboração, amizade e auxílio neste.

À Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS), todo o seu corpo docente, direção e administração; pela oportunidade de estudo e formação superior.

À equipe técnica do laboratório da UFFS/*Campus* Cerro Largo-RS, pelo apoio prestado.

À todos que de alguma forma contribuíram nesta jornada acadêmica.

RESUMO

O crescimento populacional, aliado principalmente aos altos padrões de consumo, proporcionou um incremento na geração de resíduos e conseqüentemente mais impactos para o meio ambiente. Uma das alternativas mais utilizadas na disposição de resíduos sólidos são os aterros sanitários, neles ocorre a degradação do material orgânico, gerando assim o chorume, que combinado com águas pluviais origina o lixiviado de aterro sanitário (LAS). Os lixiviados caracterizam-se pela sua composição variada, dependendo dos tipos de resíduos depositado no aterro. Neste contexto, o presente trabalho teve como objetivo avaliar a eficiência de coagulantes orgânicos (Tanfloc SG, Tanfloc SL) e o coagulante inorgânico (Sulfato de Alumínio) para redução de cor, turbidez e compostos aromáticos. Na primeira etapa foi realizado teste de sedimentação do lixiviado concentrado em diferentes valores de pH. Em seguida, foram realizados ensaios de coagulação/floculação. As seguintes variáveis foram otimizadas: concentração (C) de coagulante e pH ótimo para os diferentes coagulantes, sendo as variáveis respostas analisadas: cor, turbidez, compostos aromáticos e sólidos sedimentáveis. O teste de sedimentação apresentou 40,14% de redução da cor com o pH original do lixiviado concentrado (pH=7,4), sendo os testes de coagulação/floculação realizados após a sedimentação. Dentre os coagulantes testados, o Tanfloc SG foi o que apresentou a maior porcentagem de remoção de cor (80,10%) com os processos combinados, além disso, apresentou porcentagem de remoção de turbidez de 20,27% e de compostos aromáticos de 85,62%. As condições operacionais para obter essas remoções foram: GMR de 120 rpm, GML 45 rpm, TMR de 20 segundos, TML de 20 minutos, TS de 1 hora, C 3050 mg L⁻¹ e pH 6.

Palavras-Chave: Lixiviado de Aterro Sanitário; coagulação/floculação; coagulantes naturais.

ABSTRACT

The population growth, especially combined with high consumption patterns, caused an increase in waste generation and hence more impacts on the environment. Among the most used alternatives for disposal of solid waste are the landfills, in which happens the degradation of organic material, thereby generating slurry, which combined with rainwater, forms the landfill leachate. Leachates are characterized by their varied composition according to the type of waste disposed in the landfill. In this context, the present study aimed to evaluate the effectiveness organic coagulants (Tanfloc SG, Tanfloc SL) and the inorganic coagulant (Aluminum Sulfate) for reduction of color, turbidity and aromatic compounds. In the first part was carried sedimentation of the leached at different pH values. Next were made coagulation/flocculation tests. The following variables were optimized: concentration (C) and optimum pH for different coagulants, using as response variables: color, turbidity, aromatic compounds and sedimentable solids. The sedimentation test showed 40.14% color reduction for the concentrated leached with its original pH (pH=7.8), thus the coagulation/flocculation tests were performed after sedimentation. Among the tested coagulants, Tanfloc SG showed the largest color removal percentage (80.10%) with the combined processes, moreover, it showed turbidity removal of 20.27% and aromatic compounds removal of 85.62%. The operating conditions used to obtain these results were: GMR of 120 rpm and GML of 45 rpm, TML of 20 minutes, TMR of 20 seconds, TS of 1 hour, C of 3050 mg L⁻¹ and pH 6.

Keywords: Sanitary landfill leachate; coagulation/flocculation; natural coagulants.

LISTA DE FIGURAS

Figura 3. 1. Dupla camada e potenciais elétricos desenvolvidos ao redor da partícula.....	24
Figura 4.1. Equipamento de Jar-Test.....	33
Figura 4.2. Etapas experimentais.....	33
Figura 5.1. Lixiviado concentrado de aterro sanitário.....	38
Figura 5.2. Cone <i>Imhoff</i> . Testes de sedimentação com valores de pH de 2,0; 3,0; 4,0; 5,0; 6,0 e 7,0.....	39
Figura 5.3. Perfil de remoção da cor, turbidez e compostos aromáticos em função do ajuste de diferentes valores de pH.....	39
Figura 5.4. Perfil de remoção de cor, turbidez e compostos aromáticos em diferentes valores de pH após 1 hora de sedimentação.....	40
Figura 5.5. Perfis de remoção de cor, turbidez e compostos aromáticos, com o emprego de diferentes concentrações de Sulfato de Alumínio.....	42
Figura 5.6. Perfis de remoção de cor, turbidez e compostos aromáticos, com diferentes valores de pH e concentração de 750 mg L ⁻¹ de Sulfato de Alumínio.....	43
Figura 5.7. Sólidos sedimentáveis em relação às diferentes concentrações de Sulfato de Alumínio empregadas e aos diferentes valores de pH da solução.....	44
Figura 5.8. Perfis de remoção de cor, turbidez e compostos aromáticos, com o emprego de diferentes concentrações de Tanfloc SG.....	45
Figura 5.9. Perfis de remoção de cor, turbidez e compostos aromáticos, com diferentes valores de pH e concentração de 3050 mg L ⁻¹ de Tanfloc SG.....	46
Figura 5.10. Esquerda) Amostras do lixiviado após o tratamento, com concentração de 3050 mg L ⁻¹ de Tanfloc SG e valores de pH variando entre 5,0 a 8,0; Direita) Amostras do lixiviado nos cones <i>Imhoff</i> após o tratamento, com concentração de 3050 mg L ⁻¹ de Tanfloc SG e valores de pH variando entre 5,0 a 8,0.....	47
Figura 5.11. Sólidos sedimentáveis em relação às diferentes concentrações de Tanfloc SG e aos diferentes valores de pH da solução.....	47
Figura 5.12. Perfis de remoção de cor, turbidez e compostos aromáticos, com o emprego de diferentes concentrações de Tanfloc SL.....	49
Figura 5.13. Perfis de remoção de cor, turbidez e compostos aromáticos, com diferentes valores de pH e concentração de 1500 mg L ⁻¹ de Tanfloc SL.....	50
Figura 5.14. Sólidos sedimentáveis em relação às diferentes concentrações de Tanfloc SL e aos diferentes valores de pH da solução.....	51

Figura 5.15. Perfis de investigação da turbidez empregando: Sulfato de Alumínio (750 mg L^{-1}), Tanfloc SG (3050 mg L^{-1}) e Tanfloc SL (1500 mg L^{-1}) em diferentes valores de pH da solução.....	52
Figura 5.16. Perfis de investigação dos compostos aromáticos empregando: Sulfato de Alumínio (750 mg L^{-1}), Tanfloc SG (3050 mg L^{-1}) e Tanfloc SL (1500 mg L^{-1}) em diferentes valores de pH da solução.....	53
Figura 5.17. Perfis de investigação da cor empregando: Sulfato de Alumínio (750 mg L^{-1}), Tanfloc SG (3050 mg L^{-1}) e Tanfloc SL (1500 mg L^{-1}) em diferentes valores de pH da solução	54

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1. Destino final dos resíduos sólidos no Brasil	16
Tabela 4.1. Caracterização do lixiviado bruto.....	31
Tabela 4.2. Diferenças operacionais no tratamento de lixiviado.....	34
Tabela 5.1. Caracterização do LAS concentrado.....	37

LISTA DE SÍMBOLOS E ABREVIACÕES

<i>C</i>	Concentração
<i>CONAMA</i>	Conselho Nacional do Meio Ambiente
<i>CONSEMA</i>	Conselho Estadual do Meio Ambiente
<i>COT</i>	Carbono Orgânico Total
<i>DBO</i>	Demanda Bioquímica de Oxigênio
<i>DQO</i>	Demanda Química de Oxigênio
<i>GML</i>	Gradiente de Mistura Lenta
<i>GMR</i>	Gradiente de Mistura Rápida
<i>LAS</i>	Lixiviado de Aterro Sanitário
<i>OD</i>	Oxigênio Dissolvido
<i>ppm</i>	Partes por milhão
<i>SSD</i>	Sólidos Suspensos Dissolvidos
<i>SST</i>	Sólidos Suspensos Totais
<i>SSV</i>	Sólidos Suspensos Voláteis
<i>pH</i>	Potencial Hidrogeniônico
<i>TML</i>	Tempo de Mistura Lenta
<i>TMR</i>	Tempo de Mistura Rápida
<i>TS</i>	Tempo de Sedimentação
$\lambda_{m\acute{a}x}$	Comprimento de Onda de Máxima Absorção

SUMÁRIO

Resumo	iii
Abstract	iv
Lista de Figuras	v
Lista de Tabelas	v
Lista de Símbolos e Abreviações	vi
1. INTRODUÇÃO	12
2. OBJETIVOS	14
2.1. Objetivo geral	14
2.2. Objetivo específico	14
3. REFERENCIAL TEÓRICO	15
3.1. Resíduos Sólidos.....	15
3.2. Aterros sanitários	16
3.3. Lixiviado de aterro sanitário	17
3.4. Legislação ambiental	19
3.5. Tratamento de lixiviados de aterros sanitários	20
3.6. Processos de coagulação/floculação	22
3.7. Coagulação	22
3.8. Floculação	26
3.9. Coagulantes	27
3.9.1. Coagulantes inorgânicos	27
3.9.2. Coagulantes orgânicos	28
4. MATERIAIS E MÉTODOS	30
4.1. Amostras de lixiviado	30
4.2. Soluções coagulantes	31
4.2.1. Solução Padrão de Sulfato de Alumínio	31
4.2.2. Solução Padrão de Tanfloc SG.....	32
4.2.3. Solução Padrão de Tanfloc SL	32

4.3.	Procedimento experimental.....	32
4.3.1.	Teste de sedimentação	32
4.3.2.	Teste de jarros ou Jar-Test	32
4.3.3.	Determinação da Dosagem Ótima de Coagulante.....	35
4.3.4.	Determinação do pH Ótimo de Coagulação.....	35
4.4.	Parâmetros analisados e determinações analíticas.....	35
5.	RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	37
5.1.	Caracterização do lixiviado concentrado	37
5.2.	Testes de sedimentação.....	38
5.3.	Ensaio de coagulação/floculação	41
5.3.1.	Ensaio de coagulação/floculação empregando Sulfato de Alumínio.....	41
5.3.2.	Ensaio de coagulação/floculação empregando Tanfloc SG	44
5.3.3.	Ensaio de coagulação/floculação empregando Tanfloc SL.....	48
5.4.	Comparação dos resultados após o processo de tratamento utilizando diferentes coagulantes.....	51
6.	CONCLUSÕES.....	55
7.	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	56

1. INTRODUÇÃO

Desde os primórdios, os seres humanos produzem resíduos, inicialmente eles eram compostos por restos de alimentos, que acabavam por se degradar devido ao ciclo natural. Com a evolução das civilizações, aumentou-se a geração de resíduos, sendo que o ponto crítico da mudança dos produtos utilizados se deu com a Revolução Industrial no século XVIII, que permitiu o conforto e o bem-estar humano e iniciou também a produção em larga escala de produtos sintéticos e industrializados. Além disso, a produção em grande escala introduziu no mercado produtos descartáveis e de difícil degradação que causam impactos ao meio ambiente (Gewehr, 2012).

Atualmente, o crescimento populacional aliado ao desenvolvimento de novas tecnologias e hábitos de uma sociedade capitalista, vem provocando uma maior demanda de consumo de produtos, sendo esse um contribuinte no aumento da geração de resíduos. Em virtude disto, existe uma problemática devido à contaminação do meio ambiente que se torna cada vez mais evidente. Diante deste cenário, é cada vez mais importante o gerenciamento dos resíduos sólidos, que indica a melhor forma de manejo, descarte, tratamento e disposição adequada.

A destinação final dos resíduos sólidos mais empregada é a disposição em aterros sanitários, devido a sua simplicidade conceitual e operacional e pelas vantagens ambientais e econômicas (Gewehr, 2012). No aterro sanitário, os resíduos orgânicos se decompõem gerando gases e líquidos. O lixiviado pode causar danos ao meio ambiente, sendo muitas vezes tóxico, além disso, pode conter metais pesados devido aos componentes dos materiais de origem (Yamagushi, 2012).

Diversas tecnologias de tratamento para o lixiviado vêm sendo adotados de formas isoladas ou combinadas para tornar o efluente menos agressivo ao ambiente. Em meio a elas, pode-se citar a coagulação/floculação, que remove materiais em suspensão e dissolvidos. Dentre os coagulantes mais utilizados estão o Cloreto Férrico e o Sulfato de Alumínio que apresentam boa formação de flocos e baixo custo, tendo como desvantagens a produção de lodo inorgânico. Existem também os coagulantes naturais (taninos, *Moringa oleifera*, quitosana, quiabo, entre outros), tendo como principal vantagem a menor produção de lodo e

sua biodegradabilidade (Bassani, 2010; Yamagushi, 2012; Gewehr, 2012; Máximo, 2007; Vaz, 2009; Schmitt, 2011).

Neste contexto, o presente trabalho teve como principal objetivo o tratamento do lixiviado gerado no aterro sanitário localizado na região noroeste do RS, por meio do processo de coagulação/floculação, utilizando como coagulantes naturais o Tanfloc SG e o Tanfloc SL, e como coagulante inorgânico o Sulfato de Alumínio, tendo como variáveis resposta à redução de cor, turbidez, compostos aromáticos e os sólidos sedimentáveis em diferentes concentrações de coagulantes e com variações dos valores de pH.

2. OBJETIVOS

2.1. OBJETIVO GERAL

Avaliar e comparar a eficiência de coagulantes orgânicos e inorgânicos no processo de coagulação/floculação para o tratamento de lixiviado de aterro sanitário.

2.2. OBJETIVO ESPECÍFICO

- Realizar a caracterização física, química e biológica do lixiviado de aterro sanitário;
- Realizar testes de sedimentação;
- Determinar as dosagens ótimas para todos os coagulantes testados;
- Determinar o pH ótimo para todos os coagulante;
- Determinar a eficiência de diferentes coagulantes no tratamento do lixiviado de aterro sanitário.

3. REFERENCIAL TEÓRICO

3.1. RESÍDUOS SÓLIDOS

A geração de resíduos sólidos vem crescendo nos últimos anos, tornando-se um problema para a sociedade, uma vez que forem dispostos de maneira incorreta, acarretam na degradação da qualidade ambiental. O acréscimo na geração dos resíduos ocorreu devido ao aumento populacional e pelo aumento do poder aquisitivo de uma nação capitalista baseada no consumismo.

Segundo NBR 10004 (2004) os resíduos sólidos apresentam compostos físicos, químicos e biológicos variados de acordo com a atividade ou processo que lhes deu origem. Eles são classificados em resíduos classe I – perigosos e resíduos classe II – não perigosos, o qual está dividido em resíduos classe II A – não inertes e resíduos classe II B – inertes. A classificação é dada segundo sua origem e características, cujo impacto à saúde e ao meio ambiente são conhecidos.

Resíduos classe I – perigosos: resíduos que em função das suas características pode apresentar risco à saúde pública e ao meio ambiente, ou que apresentem inflamabilidade, toxicidade, reatividade, patogenicidade e corrosividade.

Resíduos classe II – não perigosos: resíduos como restos de alimentos, madeira, material têxtil, sucatas de metal, papel e papelão.

Resíduos classe II A – não inertes: são aqueles resíduos que não se enquadram nos resíduos classe I – perigosos e na classe II B – inertes. Podem apresentar características de biodegradabilidade, solubilidade em água e combustibilidade.

Resíduos classe II B – inertes: resíduos que ao sofrerem contato dinâmico e estático com água destilada ou deionizada à temperatura ambiente, conforme NBR-10006, não tiverem nenhum de seus componentes solubilizados a concentrações superiores aos padrões de potabilidade de água, excetuando-se aspecto, cor, turbidez, dureza e sabor.

Os resíduos sólidos constituem uma fonte potencial de poluição, portanto, seu tratamento e destinação apropriados são de suma importância na preservação do meio

ambiente e na segurança à saúde pública. De acordo com a Pesquisa de Saneamento Básico realizada pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE (2008), 50,8% dos municípios brasileiros ainda realizam a destinação final dos resíduos em vazadouros a céu aberto (lixões) por outro lado houve um crescimento no destino dos resíduos sólidos para aterros sanitários e aterros controlados, que passou de 1,1 e 9,6 % em 1989 para 27,7 e 22,5%, respectivamente. Um breve cenário do destino final dos resíduos sólidos no Brasil nos anos de 1989, 2000 e 2008 são apresentados na Tabela 3.1.

Tabela 3. 1. Destino final dos resíduos sólidos no Brasil

Ano	Vazadouro a céu aberto	Aterro controlado	Aterro Sanitário
1989	88,2	9,6	1,1
2000	72,3	22,3	17,3
2008	50,8	22,5	27,7

Fonte: Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (IBGE), 1989/2008.

Juntamente com a preocupação da destinação final dos resíduos, bem como todo o seu gerenciamento, foi instituída em 2010 a Lei n. 12.305 – Política Nacional dos Resíduos Sólidos, que estabeleceu aos municípios brasileiros um prazo máximo até agosto de 2014 para criar mecanismos de reutilização e reciclagem dos resíduos, além de eliminação de lixões a céu aberto (BRASIL, 2010).

3.2. ATERROS SANITÁRIOS

Conforme a norma brasileira NBR 8419 (1992), o aterro sanitário utiliza a técnica de dispor resíduos sólidos no solo, sem causar danos à saúde pública e à sua segurança, minimizando os impactos ambientais. Este método busca confinar os resíduos sólidos na menor área possível e reduzi-los ao menor volume permissível, cobrindo-os com uma camada de terra.

O aterro sanitário é um método de dispor os resíduos de baixo custo (Castilhos Junior *et al.*, 2003). Em muitos países de baixa e média renda, essa técnica de destinação final dos resíduos é a mais usada, e é pouco provável que essa realidade venha a se alterar em um curto prazo (Kawahigashi, 2012).

Contudo, o aterro sanitário demanda preocupações na implantação e operação, além disso, sua construção deve ser realizada em áreas selecionadas visando alguns critérios tais como: fauna e flora locais; áreas com possibilidade de inundação, distância dos recursos hídricos; condutividade hidráulica do solo; profundidade do lençol freático; distância dos centros urbanos; espessura do solo, declividade do terreno e legislações municipais vigentes, que se refere às medidas de proteção do ambiente local, tendo em vista o impacto dos vetores da poluição dessa instalação (Castilhos Junior *et al.*, 2010).

Apesar dos aterros sanitários serem considerados adequados para a destinação de resíduos, esta técnica gera rejeitos que impactam o meio ambiente, tais como chorume/lixiviado e geração de gases, os quais devem ser drenados, coletados e tratados de forma apropriada, para que não acarretem danos ambientais (Moravia, 2007).

O lixiviado e o biogás originam-se a partir da grande variedade química dos resíduos sólidos estocados, que sofrem a ação de fatores naturais tais como a chuva e os microrganismos. Os materiais orgânicos e inorgânicos também sofrem a atuação de mecanismos físicos, químicos e biológicos que realizam a sua degradação. Além disso, ocorrem fenômenos de dissolução dos elementos minerais para partículas finas e coloidais solúveis, as quais são carregadas pela água (Castilhos Junior *et al.*, 2003).

De acordo com Máximo (2007), a idade do aterro influencia na sua composição. Durante as fases iniciais do aterro ele é rico em matéria orgânica biodegradável e conta com a presença de oxigênio (fase aeróbica). Conforme a idade do aterro aumenta, os microrganismos degradam os compostos orgânicos que estão presentes nos materiais inorgânicos. Assim que inicia-se a fase anaeróbia ocorre um decréscimo na relação DBO/DQO, essa mudança ocorre devido à idade do aterro. Aterros novos apresentam relação DBO/DQO por volta de 0,5 a 0,8, já os aterros antigos chegam a atingir 0,1. Esta baixa biodegradabilidade pode ser devido à presença de ácidos húmicos e fúlvicos (Máximo, 2007).

3.3. LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO

O lixiviado também conhecido como percolado ou chorume, é produzido pela decomposição físico-química e biológica dos resíduos depositados em um aterro (Kawahigashi, 2012). Esse líquido apresenta coloração escura e odor desagradável, sendo carregado pela água da chuva e pela própria umidade contida nos resíduos, posteriormente se

transformando em uma matriz aquosa de extrema complexidade, apresentando em sua composição elevada carga orgânica (refratária e recalcitrante) e inorgânica, nas formas dissolvidas e coloidais. Além disso, pode conter compostos orgânicos, nitrogenados, sólidos em suspensão, metais pesados, compostos tóxicos, entre outros (Silva, 2009; Kawahigashi, 2012).

Segundo Campos (2013), a recalcitrância do lixiviado está associada à presença de substâncias húmicas geradas a partir da decomposição de materiais orgânicos. Elas apresentam estruturas moleculares complexas, sendo assim de difícil biodegradabilidade. Além disso, tais substâncias húmicas são responsáveis pela cor parda do lixiviado (Segato & Silva, 2000).

As substâncias húmicas são divididas em três classes de acordo com a sua solubilidade em um meio com diferentes tipos de pH: ácidos húmicos (AH), ácidos fúlvicos (AF) e huminas (HU) (Campos, 2013).

De acordo com Moravia (2010), existem fatores que influenciam a cinética dos processos de biodegradação dos resíduos para a geração de lixiviado, tais como a granulometria, composição, idade, umidade, peso específico, grau de compactação dos resíduos, pH dos líquidos presentes no aterro. Além disso, pode ser influenciado por fatores climáticos (precipitação e evapotranspiração), hidrogeológicos (escoamento superficial, infiltração, topografia, geologia e recirculação do lixiviado) e pelas características da camada de cobertura (umidade, vegetação e declividade).

Os resíduos sólidos depositados em aterros se decompõem por uma combinação de processos químicos, físicos e biológicos. Os processos biológicos atuam sobre os materiais orgânicos dentro do aterro e começam logo após a disposição final do resíduo. Nos processos físicos ocorre a degradação física dos resíduos pelo movimento dos mesmos ou pela ação do movimento da água. Já nos processos químicos, a decomposição dos resíduos é o resultado da hidrólise, dissolução/precipitação, adsorção/dessorção e da troca iônica (McBeam *et al.*, 1995).

O processo de decomposição dos resíduos é composto por diversas reações, cada uma com a sua população específica de bactérias. De acordo com McBeam *et al.*, 1995, a decomposição dos resíduos é dada pelas seguintes fases:

Decomposição aeróbia: Nesta fase é indispensável a presença de oxigênio. Deste modo, os micro-organismos aeróbios degradam a matéria orgânica, transformando em CO₂, H₂O e materiais orgânicos parcialmente degradados. A composição do lixiviado originado nessa fase provém da matéria carregada pelas águas pluviais, tais como sais solúveis presentes nos resíduos sólidos e pequenas quantidades de matéria orgânica solúvel. Além disso, nessa etapa o lixiviado apresenta pH ácido.

Decomposição anaeróbia não-metanogênica: Apresenta micro-organismos facultativos. Nesta etapa, são produzidas altas concentrações de ácidos orgânicos, amônia (NH₃), H₂ e CO₂. Ocorre principalmente a fermentação ácida, resultando em um produto final com altos níveis de CO₂ e compostos orgânicos parcialmente degradados. Esta produção de CO₂ e elevadas quantidades de ácidos orgânicos faz com que o pH do lixiviado seja reduzido, ocasionando assim a dissolução de outros compostos orgânicos e inorgânicos.

Decomposição anaeróbia metanogênica: Nesta fase ocorre um aumento na concentração de bactérias metanogênicas, e estas sem a presença de oxigênio degradam o restante dos resíduos sólidos de maneira lenta, porém eficiente, produzindo CO₂, CH₄ e H₂O. Com o consumo dos ácidos orgânicos o pH do lixiviado aumenta, atingindo valores de pH 7,0 à 8,0.

Os lixiviados podem apresentar uma composição variada e complexa, o que, por sua vez, condiciona a tratabilidade desses efluentes antes de realizar o seu descarte no corpo receptor, uma vez que este pode contaminar o solo, as águas superficiais e as águas subterrâneas. A primeira alteração gerada pela poluição do chorume é a redução do oxigênio dissolvido que acaba prejudicando a fauna e a flora aquática. Além disso, os metais pesados presentes no percolado também podem gerar danos ambientais. Outro fator como a temperatura é importantes, pois certos íons não são solúveis em temperaturas baixas (Silva, 2002).

3.4. LEGISLAÇÃO AMBIENTAL

O lixiviado é considerado uma fonte potencialmente poluidora, assim surgem legislações ambientais, as quais estabelecem padrões de lançamento em corpos hídricos receptores, com finalidade de conservar a qualidade do meio ambiente. Em meio às

legislações ambientais, compete citar a Resolução do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) nº 357 de 17 de março de 2005, a qual 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, revogada pela Resolução CONAMA nº 430 de 13 de maio de 2011.

Já no estado do Rio Grande do Sul, aplica-se a Resolução do Conselho Estadual do Meio Ambiente (CONSEMA) nº 128 de 24 de novembro de 2006, a qual dispõe sobre a fixação de padrões de emissão de efluentes líquidos para fontes de emissão que lancem seus efluentes em águas superficiais; e a CONSEMA nº 129 de 24 de novembro de 2006, que dispõe sobre a definição de critérios e padrões de emissão para toxicidade de efluentes líquidos lançados em águas superficiais no estado do RS.

3.5. TRATAMENTO DE LIXIVIADOS DE ATERROS SANITÁRIOS

Os lixiviados apresentam dificuldades quanto ao seu gerenciamento, devido à alta variabilidade de suas características, e por contar com a presença de compostos recalcitrantes de difícil tratamento (Kawahigashi, 2012). Entretanto, a alternativa do tratamento dependerá da área disponível, da viabilidade econômica e dos fatores climáticos do local.

Existem diversos tipos de tratamentos para estabilizar o lixiviado, podendo-se citar os processos biológicos, físicos e químicos. Os processos biológicos ocorrem em ambientes aeróbios, anaeróbios, facultativos, e pela ação de micro-organismos que se proliferam na presença de poluentes usados como substrato (Von Sperling, 2005). Esse tratamento é bastante utilizado, pois reduz boa parte do conteúdo orgânico expresso em valores de DBO₅, DQO e COT. Contudo são necessários outros processos para realizar a remoção de compostos indesejáveis, como os recalcitrantes e os de difícil biodegradação (Castro *et al.*, 2012; Gewehr, 2012; Kawahigashi, 2012).

De acordo com Von Sperling (2005), os principais mecanismos de tratamentos biológicos são as lagoas aeradas, lagoas de estabilização, sistemas com lodo ativado, reatores anaeróbios, filtros biológicos e derivações. No entanto, esses processos exigem um alto controle de parâmetros operacionais, tais como a temperatura, pH e a concentração de OD.

Os processos físicos de tratamento abrangem a remoção de sólidos de dimensões relativamente grandes, de sólidos em suspensão, areias e lipídeos. (Mendes *et al.*, 2005). Os

tratamentos físicos são caracterizados pelos processos de separação de fases (decantação, filtração, flotação, sedimentação, centrifugação) (Melo *et al.*, 2009; Kawahigashi, 2012), transição de fases (destilação, evaporação, cristalização), transferência de fases (adsorção, extração por solventes), e separação molecular (hiperfiltração, ultrafiltração, osmose reversa, diálise) (Freire *et al.*, 2000).

A osmose ocorre quando duas soluções de concentrações diferentes são separadas por uma membrana semipermeável, onde a água flui da solução menos concentrada para a mais concentrada. Já na osmose reversa a água flui da solução mais concentrada para a menos concentrada, devido à aplicação de uma pressão maior que a pressão osmótica na solução mais concentrada (Máximo, 2007).

Entretanto, no processo físico não acontece a degradação ou eliminação dos poluentes, ocasionando a geração de um concentrado altamente contaminante. Portanto, esses processos são mais utilizados como uma etapa de pré-tratamento ou polimento final.

Entre os processos químicos pode-se citar os processos oxidativos avançados os quais objetivam a geração de radicais hidroxila altamente oxidantes, capazes de degradar completamente as moléculas orgânicas presentes no efluente. Eles apresentam como principal vantagem a degradação de compostos de difícil degradação, porém apresentam a geração de subprodutos mais tóxicos e custos relativamente elevados (Silva, 2002; Deng, 2009; Silva *et al.*, 2015; Nogueira *et al.*, 2014).

Os processos físico-químicos são a combinação dos processos físicos com os processos químicos. Eles auxiliam na remoção ou conversão de poluentes ocasionada pela adição de produtos químicos. São caracterizados pela remoção de sólidos em suspensão e coloidais, metais pesados e nutrientes, além de modificar a estrutura de compostos orgânicos persistentes, tornando-os acessíveis à degradação biológica.

Dentre os processos físico-químicos destaca-se a coagulação/floculação, que emprega-se compostos que agem como coagulantes, tais como Sulfato de Alumínio, Cloreto Férrico, Tanfloc SG, Tanfloc SL, *Moringa oleifera* entre outros. O processo de coagulação/floculação vem sendo aplicado em diversos estudos para o tratamento de efluentes de indústria de laticínio (Schmitt, 2011), de galvanoplastia (Vaz, 2009; Alves, 2012), e de lixiviado de aterro (Yamaguchi, 2012; Máximo, 2007; Pedroso *et al.*, 2012).

No Brasil, as técnicas de tratamento físico-químico mais empregadas são: a coagulação/floculação, a precipitação química, a adsorção, a evaporação e a remoção por arraste (JUCÁ, 2002; Moravia, 2010).

3.6. PROCESSOS DE COAGULAÇÃO/FLOCULAÇÃO

A coagulação/floculação são processos físico-químicos utilizados para agregar coloides e partículas dissolvidas em flocos maiores, que podem ser facilmente sedimentados por gravidade e em seguida removidos. É utilizado para o tratamento de água potável e de efluentes industriais, tanto como etapa de pré-tratamento como na etapa de tratamento terciário (Furlan, 2008).

Esse processo tem como objetivo a remoção do material em suspensão, responsável pela turbidez das águas residuárias, redução da matéria orgânica que contribui para os índices de DBO e DQO presentes nestas águas, redução de bactérias, vírus e outros organismos patogênicos, igualmente como de algas e outros organismos planctônicos, eliminação parcial de substâncias responsáveis por gostos e cheiros, remoção parcial de fosfatos e metais pesados (Schmitt, 2011; Furlan, 2008).

Yamagushi (2012) realizou o processo de coagulação/floculação para o tratamento de lixiviado de aterro e obteve bons resultados. Utilizando o coagulante Tanfloc SL obteve-se uma remoção na cor de 94,67% e remoção de DQO de 41,19%. Outro pesquisador que obteve bom resultado usando esse tratamento foi Gewehr (2012) reduzindo aproximadamente 98% da cor, turbidez com o coagulante Cloreto Férrico, já com tanino obteve-se redução de 85% da cor e 93% da turbidez.

3.7. COAGULAÇÃO

Segundo Furlan (2008), o processo de coagulação descreve o efeito produzido pela adição de um agente químico sobre uma dispersão coloidal, resultando na desestabilização das partículas através da redução das forças que tendem a manter as mesmas afastadas.

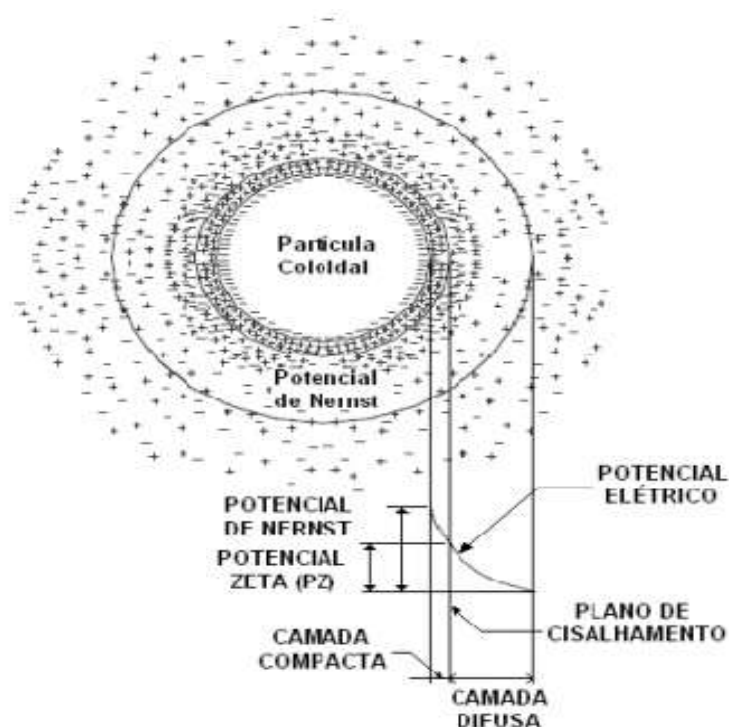
Segundo Di Bernardo e Dantas (2005) existem partículas coloidais termodinamicamente estáveis e instáveis. As partículas termodinamicamente estáveis ou chamadas de coloides reversíveis são as moléculas que apresentam uma grande cadeia, como detergentes, proteínas, amidos e alguns polímeros. Já as partículas irreversíveis ou coloides instáveis estão sujeitos à coagulação, tais como, argilas, óxidos metálicos, micro-organismos, etc.

De acordo com Libânio (2010), geralmente a superfície das partículas é carregada negativamente, assim os íons de cargas opostas tendem a se aproximar da superfície das partículas, formando uma camada de íons positivos e negativos decorrente de forças de repulsão eletrostática e de atração de Van der Waals. Esta camada é chamada de camada de Stern ou camada compacta, por isso, a suspensão tende a ser eletricamente neutra apesar da carga negativa dos coloides.

As forças de atração somente prevalecem para pequenas distâncias, já as forças difusivas impelem os íons que são predominantemente positivos, gerando assim uma segunda camada denominada camada difusa. Essa camada se forma ao redor das partículas, sendo que sua espessura dependerá mais da concentração iônica do que do tamanho da partícula (Libânio, 2010).

A partir da decrescente concentração de íons próximos da partícula, surgem potenciais elétricos de grande interesse para a coagulação. O potencial zeta está situado entre o limite externo da camada compacta e o limite externo da camada difusa. O potencial zeta consiste na energia eletrostática que deve ser aplicada capaz de deslocar um íon de mesmo sinal do ponto mais remoto da camada difusa à superfície da camada compacta (Libânio, 2010).

Figura 3. 1. Dupla camada e potenciais elétricos desenvolvidos ao redor da partícula.



Fonte: (Di Bernardo e Dantas, 2005).

Desta forma, a desestabilização permitirá a aproximação das partículas, acabando com o obstáculo de energia decorrente dos potenciais elétricos. De modo geral, os mecanismos de coagulação se dividem em quatro tipos: compressão da dupla camada, neutralização-adsorção de cargas, varredura, adsorção e formação de pontes (Gonçalves *et al.*, 1997; Furlan, 2008; Di Bernardo e Dantas, 2005).

Compressão da Camada Difusa

Mecanismo como sendo de ocorrência principalmente eletrostática. Ocorre devido às concentrações elevadas de íons positivos e negativos, que acarretam acréscimo do número de íons na camada difusa que, para manter-se eletricamente neutra, tem seu volume reduzido, de tal modo que as forças de Van der Waals sejam dominantes, eliminando a estabilização eletrostática. Desta forma, haverá menor repulsão entre os coloides, permitindo a sua coagulação (Gonçalves *et al.*, 1997; Furlan, 2008; Di Bernardo e Dantas, 2005).

Segundo Spinelli (2001), a quantidade de coagulante para conseguir a coagulação é independente da concentração dos coloides no meio, além disso, é impossível causar a reversão de carga dos coloides.

Neutralização-adsorção de cargas

Ao acrescentar o coagulante na solução contendo coloides, ocorrem interações entre coagulante-coloide, coloide-solvente e coagulante-solvente. Diversas espécies químicas são capazes de serem adsorvidas na superfície das partículas coloidais. Se essas espécies possuírem carga contrária à da superfície dos coloides, haverá desestabilização que, ocorre pela ação de coagulante em dosagens bem inferiores às da dupla camada. As ligações formadas entre as espécies químicas e os coloides são interações como ligações de hidrogênio, reações de coordenação, ligações covalentes e reações de troca iônica, que não são rompidas mediante diluição (Gonçalves *et al.*, 1997; Furlan, 2008).

Varredura

Dependendo do tipo de coagulante adicionado, do pH da solução, e da concentração de alguns íons na solução, pode ocorrer a formação de precipitados do tipo Al(OH)_3 ou Fe(OH)_3 (Spinelli, 2001).

O mecanismo de varredura é intensamente utilizado nas estações de tratamento, pois os flocos resultantes são de maior tamanho e apresentam velocidades de sedimentação relativamente maiores do que os dos flocos obtidos com a coagulação realizada no mecanismo de adsorção-neutralização (Gonçalves *et al.*, 1997; Furlan, 2008).

Adsorção e Formação de Pontes

Segundo Furlan (2008), este mecanismo ocorre com o uso de compostos orgânicos sintéticos ou naturais de cadeia longa (polieletrólitos), utilizados como coagulantes. As interações entre os sítios ativos destas macromoléculas e os coloides promovem a sua aglomeração (Gonçalves *et al.*, 1997).

Libânio (2010) aponta alguns fatores que influenciam na coagulação, tais como, tipo de coagulante, o pH e a alcalinidade da solução, a natureza e a distribuição dos tamanhos das partículas causadoras de cor e turbidez, e a uniformidade de aplicação dos produtos químicos na massa líquida. Além disso, a presença de íons, a concentração e a idade da solução de coagulante, a temperatura da água, o gradiente de velocidade e o tempo de agitação na unidade de mistura rápida também influenciam na coagulação.

3.8. FLOCULAÇÃO

É uma das operações unitárias da clarificação onde apenas ocorrem processos físicos, nos quais tendem a reduzir o número de partículas suspensas e coloidais presentes na solução. Devido ao uso dos coagulantes as partículas desestabilizadas entram em contato umas com as outras, de modo a permitir o aumento do seu tamanho físico, alterando, desta forma, a sua distribuição granulométrica. Posteriormente a formação dos flocos, estes são removidos por sedimentação/flotação ou filtração (Libânio, 2010).

Os mecanismos de transporte das partículas desestabilizadas e da progressiva formação e crescimento dos flocos são: movimento Browniano das partículas (floculação pericinética); gradientes de velocidade devido à agitação (floculação ortocinética); diferenças na velocidade de sedimentação/flotação das partículas individualmente (sedimentação diferencial) (Libânio, 2010).

Movimento Browniano das partículas

Nesta fase, os coloides desestabilizados chocam-se e aglomeram-se formando pequenos flocos com dimensões inferiores a 1 μm , gerados já na mistura rápida decorrentes do movimento Browniano e da gravidade (Libânio, 2010).

Gradientes de velocidade devido à agitação

A floculação ortocinética ocorre devido à introdução de energia externa, que gera a aglutinação dos coloides desestabilizados. O gradiente de velocidade e o tempo de detenção hidráulico são essenciais para a agregação das partículas e para a erosão dos flocos, sendo a floculação ortocinética o único mecanismo que pode ser otimizado (Libânio, 2010).

Diferenças na velocidade de sedimentação/flotação das partículas individualmente

Este mecanismo de floculação refere-se à sedimentação diferencial, devido às diferenças de volume e densidade dos flocos formados. Sendo assim, os flocos sedimentam com velocidades diferentes, concorrendo para que no movimento descendente na unidade de decantação ocorram choques formando flocos mais pesados, além disso, a sedimentação diferencial pode ocorrer nos interstícios do meio filtrante (Libânio, 2010).

A floculação depende de alguns fatores, tais como a própria coagulação, como também o gradiente de velocidade e o tempo de detenção. Esses parâmetros conduzirão a densidade e o tamanho dos flocos formados, reduzindo a turbidez e a cor aparente da água decantada (Libânio, 2010).

3.9. COAGULANTES

O coagulante tem a capacidade de produzir precipitados e espécies hidrolisadas no meio aquoso, desestabilizando as partículas suspensas presentes na água. O tipo de coagulante utilizado dependerá das características da água bruta, da eficiência do processo e da viabilidade econômica. Além disso, deve se considerar a quantidade e as características do lodo gerado no tratamento (Libânio, 2010). Sendo assim, é necessária a realização de testes para determinar as dosagens ótimas no tratamento do efluente.

Os coagulantes podem ser divididos em duas classes, os coagulantes inorgânicos e os coagulantes orgânicos (Vaz, 2009). Ao longo das décadas diversos coagulantes vem sendo utilizados, sendo que os sais de alumínio e ferro são amplamente empregados, já os polímeros orgânicos são utilizados como coagulantes primários no EUA e Japão (Libânio, 2010).

3.9.1. Coagulantes inorgânicos

Vaz (2009) cita como os principais agentes coagulantes o Sulfato de Alumínio e o Cloreto Férrico, amplamente utilizados devido ao seu baixo custo. Apesar disso, eles apresentam algumas desvantagens, tais como problemas de saúde gerados pelo alumínio residual em águas tratadas, grande volume de lodo, consumo da alcalinidade do meio, ocasionando custos adicionais com produtos químicos utilizados na correção do pH, principalmente no tratamento de água.

Vaz (2009) empregou Sulfato de Alumínio e Cloreto Férrico para o tratamento de efluente de galvanoplastia. O Sulfato de Alumínio apresentou os maiores valores na remoção de cor (98,13%) e turbidez (98,78%) empregando-se a concentração de 40 ppm no tempo de sedimentação de 20 minutos. Para o coagulante inorgânico Cloreto Férrico, a condição

otimizada ocorreu na concentração de 30 ppm no tempo de 30 minutos de sedimentação, removendo 32,30% de cor e 94,63% de turbidez;

Segundo Carvalho (2008) o Sulfato de Alumínio é o coagulante mais empregado, devido à excelente formação do floco, seu baixo custo e facilidade de transporte e de manuseio. Os flocos resultantes apresentam um lodo gelatinoso e volumoso e são basicamente de natureza inorgânica, assim sendo, o lodo não entra em decomposição biológica, isto é, não é biodegradável, dificultando sua disposição final (Santos Filho e Rita, 2002). Além disto, Piantá (2008) cita a toxicidade do alumínio sobre os peixes e invertebrados, já em relação à saúde humana ele traz a questão de que dependendo da dosagem de alumínio empregada pode estar relacionada a doenças de demência e coordenação motora, tais como Alzheimer, mal de Parkinson e Síndrome de Down, causada pela deficiência renal em filtrar os metais do sangue, que são levados até o cérebro.

Assim como os sais de alumínio, os sais de ferro também são amplamente utilizados (Vaz, 2009). Eles reagem com os coloides carregados negativamente e proporcionam a geração de hidróxidos insolúveis de ferro. Sendo assim, a baixa solubilidade dos hidróxidos formados permite que eles ajam em uma ampla faixa de pH, que vai de 5,0 a 11,0. (Pavanelli, 2001; Spinelli, 2001).

3.9.2. Coagulantes orgânicos

Segundo Alves (2012) os problemas associados ao uso dos coagulantes inorgânicos à base de sais de ferro e alumínio originou o empenho de pesquisadores para procurar alternativas ao uso destes coagulantes. Em meio a essas alternativas descobriu-se o uso de coagulantes naturais, também chamados de polímeros naturais ou biopolímeros.

Confrontado com coagulantes químicos convencionais, os biopolímeros são seguros e biodegradáveis, e não causam nenhuma poluição secundária. Eles podem ter várias aplicações que incluem uso em alimentos até processos de tratamento de águas residuais e de abastecimento. Os biopolímeros são de ampla importância, uma vez que são produtos naturais e na sua grande maioria são economicamente viáveis, além disso, são caracterizados por não produzirem impactos negativos ao meio ambiente (Schmitt, 2011). De acordo com Vaz

(2009), alguns biopolímeros estão sendo investigados mais intensamente que outros, como é o caso da *Moringa oleifera* e dos taninos.

Os taninos podem ser extraídos de diversas partes do vegetal, tais como, madeira, casca, frutos e sementes. São moléculas fenólicas, que conseguem formar complexos com proteínas e outras macromoléculas e minerais (Nagashima, 2009).

Um dos coagulantes a base de tanino é o Tanfloc, que é gerado a partir do uso da casca da Acácia Negra (*Acacia mearnsii*), uma espécie exótica da Austrália, que se adaptou facilmente no clima da região sul do Brasil, principalmente no estado Rio Grande do Sul, onde o tanino já é produzido por indústrias e comercializado por algumas empresas (Bassani, 2010).

Diversos trabalhos vêm sendo realizados com a utilização de taninos para o tratamento de lixiviado de aterro sanitário. Nagashima (2009) encontrou uma eficiência de 38% na remoção de DQO e 75% da cor aparente, já Bassani (2010) encontrou uma remoção de 88% na cor aparente.

A *Moringa oleifera* Lam é uma espécie nativa da Índia, mas por se adaptar bem em diversos tipos de solo e ser tolerante à seca, sendo assim pode ser encontrada em vários países dos trópicos. Na idade adulta pode chegar a 12 metros de altura. No Brasil a semente da *Moringa oleifera* é muito estudada no nordeste devido à sua utilização no tratamento de água para abastecimento, uma vez que o custo da aplicação é inferior aos coagulantes tradicionais (Yamagushi, 2012).

4. MATERIAIS E MÉTODOS

Os procedimentos analíticos e experimentais foram realizados nos Laboratórios de Efluentes e de Águas da UFFS, *Campus* de Cerro Largo-RS.

4.1. AMOSTRAS DE LIXIVIADO

As amostras de lixiviado foram coletadas em uma Central Regional de Tratamento de Resíduos Sólidos Urbanos, localizada no noroeste do estado do Rio Grande do Sul, Brasil. A Central Regional de Tratamento de Resíduos Sólidos Urbanos funciona desde abril de 2011, está instalada em uma área de 20 hectares e opera com uma capacidade diária de 300 toneladas/dia. Os resíduos dispostos no aterro são trazidos de diversos municípios vizinhos e são recebidos, separados e dispostos, sendo que apenas o material orgânico é destinado para as células de disposição. O chorume resultante do processo de disposição dos resíduos, percola até os drenos de onde é direcionado para um sistema de tratamento de efluentes baseado na nano-filtração e osmose reversa.

O lixiviado bruto apresenta como características, elevada coloração (preto/castanha) e baixa turbidez, bem como elevado teor orgânico expresso em altos valores de demanda química e bioquímica de oxigênio (DQO e DBO₅). Além disto, a fração dos componentes orgânicos biologicamente oxidáveis geralmente é baixa em aterros antigos, sendo representados pela relação DBO/DQO podendo atingir 0,1 (Máximo, 2007). Estas características possivelmente são devido à presença de ácidos húmicos e fúlvicos, originários da quebra de moléculas dos próprios microrganismos e seus metabólitos, também como hidrocarbonetos aromáticos, sendo representados pela absorbância nos comprimentos de onda relativos (228, 254, 284 e 310 nm). Ainda, uma possível fração de compostos inorgânicos lhe atribui um pH levemente alcalino. A Tabela 4.1. apresenta a caracterização do lixiviado bruto.

Tabela 4.1 Caracterização do lixiviado bruto

Parâmetros	Unidades	Valor
pH	Escala Sørensen	8,04
Temperatura	°C	20,8
Cor (dil. 1:50)	mg Pt-Co L ⁻¹	258,6
Turbidez	NTU	62
Absorvância em 254 nm	-	1,466
Sólidos Totais (ST)	g L ⁻¹	5
Sólidos Suspensos (SS)	mg L ⁻¹	433
Sólidos Voláteis (SV)	mg L ⁻¹	397
Sólidos Fixos (SF)	mg L ⁻¹	115
Demanda Química de Oxigênio (DQO)	mg O ₂ L ⁻¹	2350
Demanda Biológica de Oxigênio (DBO ₅)	mg O ₂ L ⁻¹	420
DBO ₅ /DQO	-	0,18

Fonte: Elaborado pelo autor.

Portanto, para a disposição tanto em corpos hídricos como em solo, deve-se realizar o tratamento, frente às características apresentadas pelo LAS. Desta maneira, a Central Regional de Tratamento de Resíduos Sólidos Urbanos realiza o tratamento através do processo de separação física (nano-filtração e osmose reversa). Apesar deste processo apresentar boa eficiência, gerando permeado (tratado) de elevada qualidade e de possível atendimento das legislações, apresenta-se como desvantagem a geração de chorume concentrado, o qual vem sendo acumulado e armazenado em tanques, que mesmo impermeabilizados, continuam oferecendo riscos ao meio ambiente. Portanto, tem-se como objeto de estudo o lixiviado concentrado, para buscar formas alternativas e economicamente viáveis para um possível tratamento e destinação ambientalmente adequada do lixiviado concentrado.

4.2. SOLUÇÕES COAGULANTES

4.2.1. Solução Padrão de Sulfato de Alumínio

Dissolveu-se 10 g de Sulfato de Alumínio em água destilada e completou-se o volume para 1 L, para obter-se a solução padrão de Sulfato de Alumínio com concentração de 1 % (Vaz, 2009).

4.2.2. Solução Padrão de Tanfloc SG

Para a preparação da solução padrão de 1 %, dissolveu-se 10 g de Tanfloc SG em água destilada, completou-se para 1 L, e obteve-se a solução padrão do coagulante Tanfloc SG (Vaz, 2009).

4.2.3. Solução Padrão de Tanfloc SL

Para a preparação da solução padrão de 1 %, dissolveu-se 10 g de Tanfloc SL em água destilada e completou-se para 1 L, e obteve-se a solução padrão do coagulante Tanfloc SL (Vaz, 2009).

4.3. PROCEDIMENTO EXPERIMENTAL

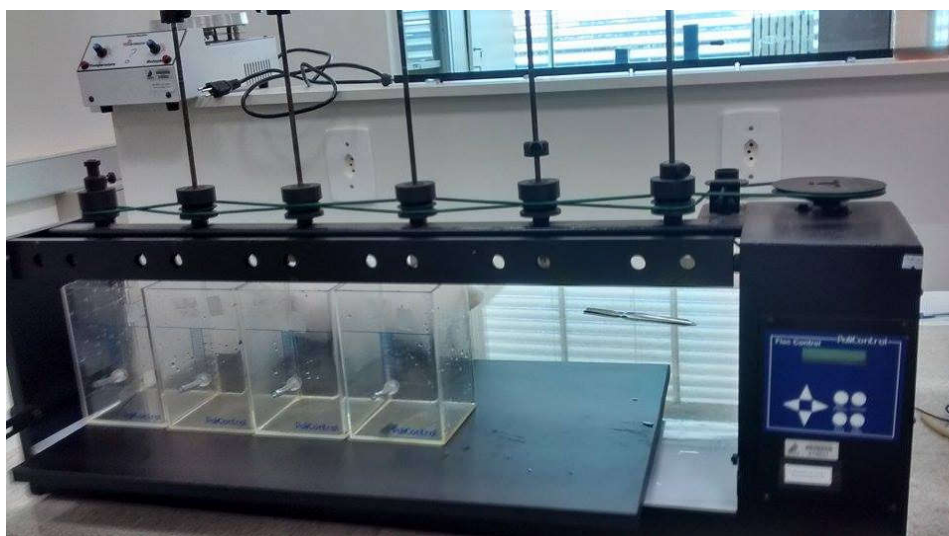
4.3.1. Teste de sedimentação

Foram realizados testes de sedimentação variando o pH do lixiviado de 2,0 até 12,0, o pH foi ajustado usando soluções de NaOH de concentração $0,1 \text{ mol L}^{-1}$ e H_2SO_4 . As amostras foram dispostas em béqueres de 1 L, onde se ajustou-se os valores de pH do efluente. O ensaio teve como objetivo identificar em qual pH inicia-se a precipitações dos metais e outros componentes.

4.3.2. Teste de jarros ou Jar-Test

Os ensaios de coagulação/floculação foram realizados no equipamento de Jar-Test (PoliControl, Floc Control), composto de 6 reatores (jarros) com capacidade de 2 L cada reator, conforme apresentado na Figura 4.1.

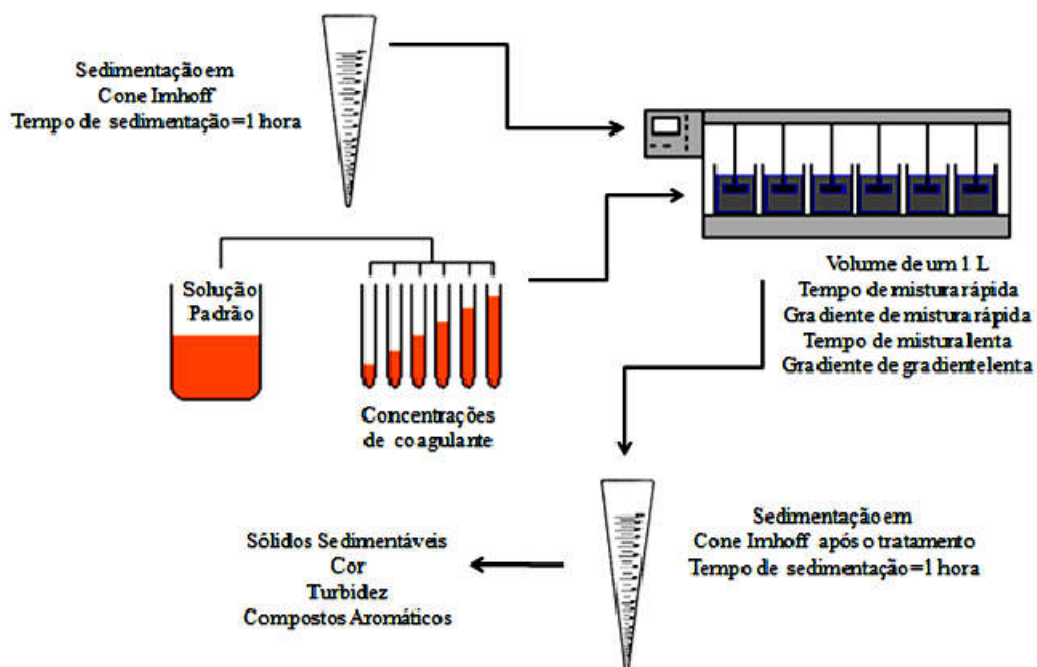
Figura 4.1. Equipamento de Jar-Test



Fonte: Autor.

A partir dos testes de sedimentação com ajustes de pH foi possível encontrar o melhor ponto onde ocorreu a diminuição dos parâmetros iniciais da amostra de LAS. Sendo assim, na realização dos testes optou-se por utilizar inicialmente uma etapa de sedimentação e posteriormente o tratamento com coagulação/floculação, conforme descrito na Figura 4.2.

Figura 4. 2. Etapas experimentais



Fonte: Autor.

A agitação no teste de jarros é feita por meio de agitadores mecânicos. A realização dos ensaios de coagulação/floculação, teve como finalidade a determinação do melhor pH, melhor dosagem de coagulante, atingindo as condições para a otimização dos parâmetros de tratabilidade para o efluente em estudo. Na Tabela 4.2 são representados os parâmetros testados.

Tabela 4.2 Diferenças operacionais no tratamento de lixiviado

Efluente avaliado	Tipo de coagulante	Condições operacionais	Referências
Lixiviado de aterro sanitário	Tanfloc SG Concentrações: 500, 900, 1110 e 1500 mg L ⁻¹	pH :4,5 a 8,0 GMR: 120 rpm TMR: 20 segundos GML: 60 rpm TML:20 minutos TS: 30 minutos	Pedroso <i>et al.</i> , 2012
Lixiviado de aterro sanitário	Tanino e <i>Moringa oleifera</i> Concentrações 30, 50 e 100 mL L ⁻¹	pH: 7,5 e 5,0 GMR: 120 rpm TMR: 20 segundos GML: 45 rpm TML: 20 minutos TS: 15 a 30 minutos	Bassani, 2010
Lixiviado de aterro sanitário	Sulfato de Alumínio, Cloreto Férrico, Tanino Catiônico e Policloreto de Alumínio (utilizando polieletrófilos) Concentrações: 400 a 950 mg L ⁻¹	pH: 4,0 a 10,0 GMR: 150 rpm TMR: 5 minutos GML: 15 rpm TML: 15 minutos TS: 30 minutos	Bila <i>et al.</i> , 2005
Lixiviado de aterro sanitário	Tanino Concentrações: 1,8; 2,4;3,6;4,8;6,0;9,0;12,0 g L ⁻¹	ph: 5,0; 6,0;7,0;8,0 GMR: 120 rpm TMR: 20 segundos VML: 45 rpm TML: 20 minutos TS: 15a 30 minutos	Yamagushi, 2012
	<i>Moringa oleifera</i> Concentrações: 4;5;7,5;15,0 g L ⁻¹	pH: 6,0;7,0;8,0 GMR: 120 rpm TMR: 20 segundos GML: 45 rpm TML: 20 minutos TS: 15 a 30 minutos	

Fonte: Elaborado pelo autor.

4.3.3. Determinação da Dosagem Ótima de Coagulante

Os ensaios iniciais foram realizados objetivando investigar a dosagem ótima de coagulante, sendo testadas diferentes concentrações de coagulantes (Sulfato de Alumínio, Tanfloc SG, Tanfloc SL).

Após a determinação da dosagem ótima de coagulante, foram realizados novos ensaios de coagulação/floculação, para encontrar o valor de pH ótimo, mantendo-se fixa a melhor concentração em todos os jarros. As amostras foram retiradas nos cones *Imhoff* 100 mL abaixo do nível do efluente. O reator de menor valor de coloração foi adotado como o de dosagem ótima de coagulante.

4.3.4. Determinação do pH Ótimo de Coagulação

Após encontrar a dosagem ótima de coagulante, foram realizados novos testes objetivando encontrar o pH ótimo de coagulação para o lixiviado. Diferentes valores de pH foram fixados nos reatores do equipamento, através da aplicação de diferentes dosagens de solução básica e ácida. Posteriormente à fixação dos valores de pH, foram adicionados simultaneamente em todos os reatores, um mesmo volume da solução coagulante. Ao término do período de sedimentação, foram retiradas amostras a 100 mL abaixo do nível do efluente, para a determinação da cor residual. O reator que apresentou o menor valor de cor foi identificado como o de pH ótimo de coagulação.

4.4. PARÂMETROS ANALISADOS E DETERMINAÇÕES ANALÍTICAS

A demanda bioquímica de oxigênio (DBO_5) foi determinada segundo o protocolo OECD-301F utilizando um sistema OxiTop (respirometria manométrica), conforme descrito no Standard Methods (APHA, 2005). A demanda química de oxigênio (DQO) foi determinada pelo método colorimétrico de refluxo fechado conforme descrito no Standard Methods (APHA, 2005). Esta metodologia foi aferida em quintuplicatas analíticas utilizando uma solução padrão (CombiCheck 20) com $750 \pm 75 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$. O resultado médio obtido foi

de $718 \pm 18,9 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$. Para a determinação da cor foi adotada a diluição da amostra de 1:50 e o método usado foi o descrito no Standard Methods (APHA, 2005), sendo expresso em unidades de cor (Pt-Co). A turbidez foi medida com a utilização de um turbidímetro (Ms Tecnocon, TB 1000P) e expressa em unidades de turbidez (NTU). O pH e a temperatura das soluções foi determinado utilizando um pHmetro/temperatura (HANNA, HI 3221). Os sólidos totais (ST), suspensos (SS), voláteis (SV) e fixos (SF) foram determinados utilizando métodos gravimétricos segundo o Standard Methods (APHA, 2005). A absorvância no comprimento de onda de máxima absorção relativa aos compostos aromáticos simples (254 nm) foi determinada utilizando um espectrofotômetro UV-Vis (Thermo-Scientific, Evolution 201). Os sólidos sedimentáveis foram medidos de acordo com o método de cone *Imhoff* descrito na NBR 10561 (1988).

5. RESULTADOS E DISCUSSÕES

Nesta seção serão apresentados e discutidos os dados obtidos para os ensaios realizados utilizando o tratamento sugerido de sedimentação seguido pelo processo de coagulação/floculação e novamente sedimentação. Primeiramente, será apresentada a caracterização inicial do lixiviado de aterro sanitário concentrado (subproduto do tratamento por osmose reversa). Posteriormente, serão apresentados os resultados de tratamento do lixiviado utilizando apenas a sedimentação com a variação de pH, além de um estudo das diferentes concentrações de coagulantes (Sulfato de Alumínio, Tanfloc SG, Tanfloc SL) e diferentes valores de pH para o tratamento com coagulação/floculação.

5.1. CARACTERIZAÇÃO DO LIXIVIADO CONCENTRADO

Na Tabela 5.1 são apresentadas as principais características do lixiviado de aterro sanitário concentrado coletado na Central Regional de Tratamento de Resíduos Sólidos Urbanos no Município de Giruá - RS, empregado nos ensaios coagulação/floculação em Jar Test.

Tabela 5.1 Caracterização do LAS concentrado

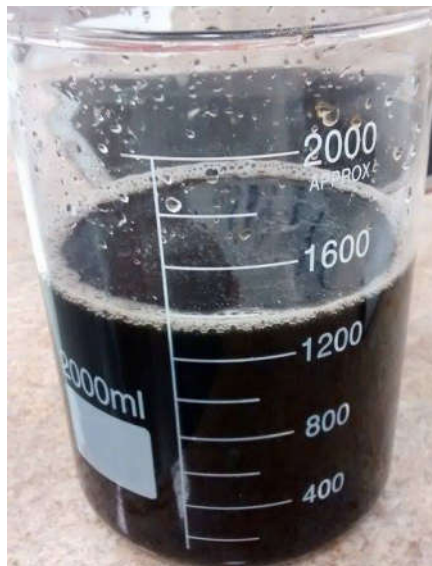
Parâmetros	Unidades	Valor
pH da amostra	Escala Sørensen	7,4
Temperatura	°C	18,4
Cor (dil. 1:50)	mg Pt-Co L ⁻¹	230,6
Turbidez	NTU	59
Sólidos Totais (ST)	g L ⁻¹	7,5
Sólidos Suspensos (SS)	mg L ⁻¹	619
Sólidos Voláteis (SV)	mg L ⁻¹	471
Sólidos Fixos (SF)	mg L ⁻¹	273
Demanda Química de Oxigênio (DQO)	mg O ₂ L ⁻¹	3450
Demanda Biológica de Oxigênio (DBO ₅)	mg O ₂ L ⁻¹	850
DBO ₅ /DQO	-	0,25
Absorbância em 254 nm	-	1,149

Fonte: Elaborado pelo autor.

O LAS é gerado a partir da decomposição dos materiais orgânicos presente no aterro sanitário, sendo assim, este apresenta uma considerável carga orgânica expressa através dos elevados valores, DQO, DBO₅ e de absorbância no $\lambda_{\text{máx}}$ relativo aos compostos aromáticos simples. Além disso, o efluente apresenta uma porção de material biodegradável representado pela razão DBO₅/DQO = 0,25. Apresenta também turbidez devido à presença de sólidos que

atenuam a capacidade de transferência de luz, bem como o pH levemente alcalino, possivelmente ocasionados pela presença de poluentes inorgânicos. Além disso, apresenta coloração escura (preto) devido ao teor de carga orgânica, como mostra a Figura 5.1.

Figura 5.1. Lixiviado concentrado de aterro sanitário



Fonte: Autor.

5.2. TESTES DE SEDIMENTAÇÃO

Os testes de sedimentação foram realizados em cones *Imhoff* como mostra a Figura 5.2. Inicialmente foram realizados os ajustes no pH inicial do lixiviado para analisar a precipitação de diversos compostos nos diferentes valores de pH. De acordo com Vaz (2009), o pH é um fator importante no processo de coagulação/floculação, pois cada coagulante atua em uma faixa ótima de pH.

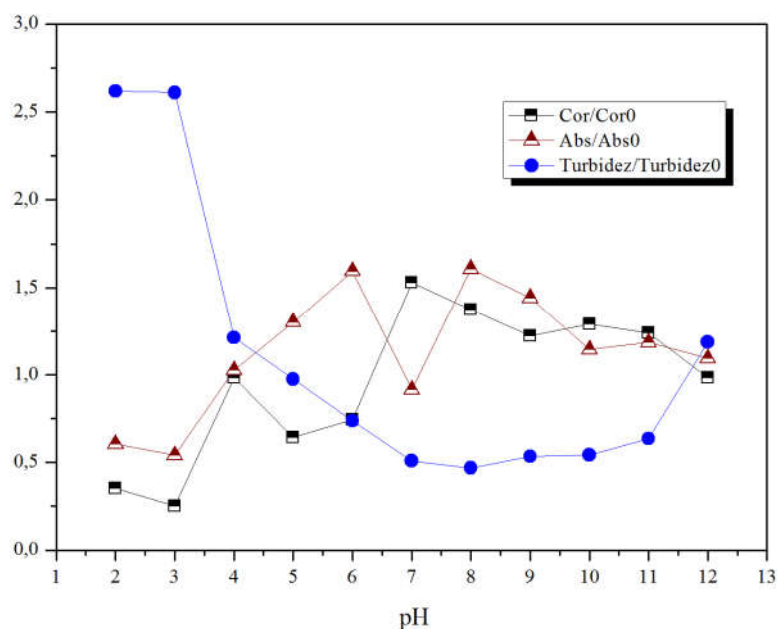
Figura 5.2. Cone *Imhoff*. Testes de sedimentação com valores de pH de 2,0; 3,0; 4,0; 5,0; 6,0 e 7,0.



Fonte: Autor.

Analisando a Figura 5.3, é possível observar que para o pH 2,0 e 3,0 ocorreu redução na cor e compostos que absorvem em um comprimento de onda de 254 nm. Já para turbidez, ocorreu redução até o pH 8,0 em seguida a turbidez passou a elevar-se novamente. Esses parâmetros foram analisados imediatamente após o ajuste do pH.

Figura 5.3. Perfil de remoção da cor, turbidez e compostos aromáticos em função do ajuste de diferentes valores de pH.



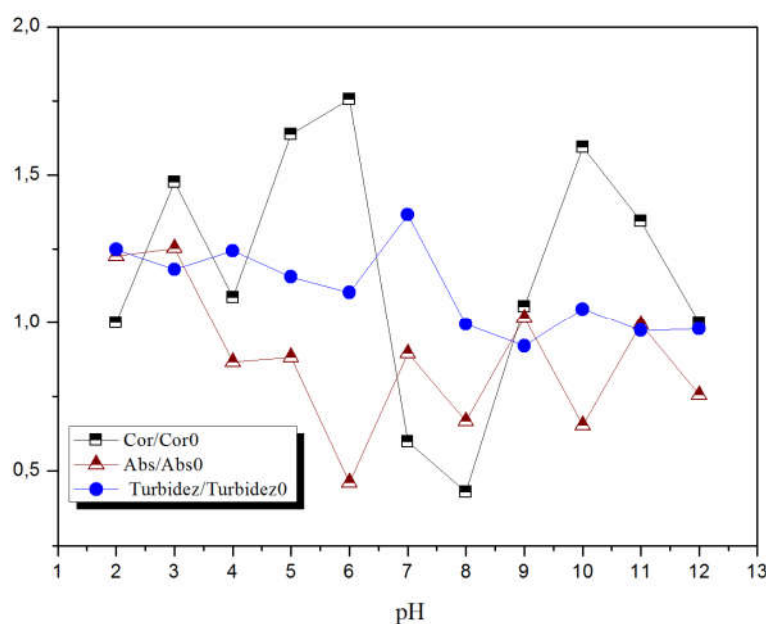
Fonte: Autor.

Aziz *et al.*, (2007) investigaram a redução da cor sem e com coagulante em diferentes valores de pH entre 2,0 e 14,0. Os testes realizados sem o uso de coagulantes apresentaram mudança na cor escura do lixiviado para uma cor marrom claro, com a utilização de pH ácido e pH básico. Já entre 5,0 e 9,0 ocorreram remoções reduzidas. No trabalho desenvolvido por Pacheco & Peralta-Zamora (2004) o processo de precipitação em meio ácido permitiu a remoção das substâncias húmicas, carboidratos e outros compostos orgânicos, que fez com que a cor reduzisse drasticamente.

Para, além disto, a redução de cor e dos compostos aromáticos pode ser ocasionada pela elevada quantidade de espuma formada pelas bolhas de CO₂ e formação do gás H₂S (Vilar *et al.*, 2017; Soares *et al.*, 2014; Manenti *et al.*, 2015). Contudo, durante as reações estes podem se dissolver novamente na solução à medida que a espuma é homogeneizada com o lixiviado. Sendo assim, é relevante citar que a acidificação contribuiu apenas para a precipitação e retenção da matéria orgânica e não para sua degradação.

Em relação aos sólidos sedimentáveis os valores que mais geraram sólidos foram os valores de pH 2,0; 3,0 e 12,0, com a formação de 100 mL L⁻¹, 155 mL L⁻¹ e 255 mL L⁻¹, respectivamente. Os dados foram aferidos após o tempo de sedimentação de 1 hora.

Figura 5.4. Perfil de remoção de cor, turbidez e compostos aromáticos em diferentes valores de pH após 1 hora de sedimentação.



Fonte: Autor.

Analisando a Figura 5.4, infere-se que nos valores de pH 7,0 e 8,0 encontra-se a maior remoção de cor, apenas pela sedimentação cerca de 40,14 e 57,00%, respectivamente. Esta redução é mais pronunciada, pois após o ajuste do pH a cor mostra-se maior, sendo assim a porcentagem de remoção conseqüentemente é mais elevada. Já na remoção de compostos aromáticos, o pH 6,0 foi o que apresentou a melhor porcentagem de remoção, reduzindo aproximadamente 53,82% destes. Para a remoção da turbidez o melhor pH foi obtido entre os valores de pH 8,0 e 9,0, com uma porcentagem de remoção de 0,50 e 8,00%, respectivamente.

Sendo assim, optou-se por trabalhar com o pH original do lixiviado concentrado, pois este apresentou porcentagem de remoção de cor de 40,14%, compostos aromáticos de 33,24% e turbidez de 0,54%. Além disto, empregando o valor do pH bruto não foi necessária a adição de compostos químicos para correção do pH, considerando que o valor do pH do lixiviado concentrado se enquadra nas faixas de operação requerida por cada coagulante em estudo.

5.3. ENSAIOS DE COAGULAÇÃO/FLOCULAÇÃO

O principal objetivo do processo de coagulação/floculação é a redução da cor e a remoção da matéria orgânica. Para a determinação de condições otimizadas do pH e da concentração de coagulante foram realizados ensaios de Jar-Test, o qual forneceu os dados necessário para avaliar a eficiência do processo de tratamento.

Nos ensaios de Jar-Test foram testados dois coagulantes orgânicos (Tanfloc SG e Tanfloc SL) e um coagulante inorgânico (Sulfato de Alumínio), procurando-se avaliar o desempenho nas melhores condições de tratamento.

5.3.1. Ensaio de coagulação/floculação empregando Sulfato de Alumínio

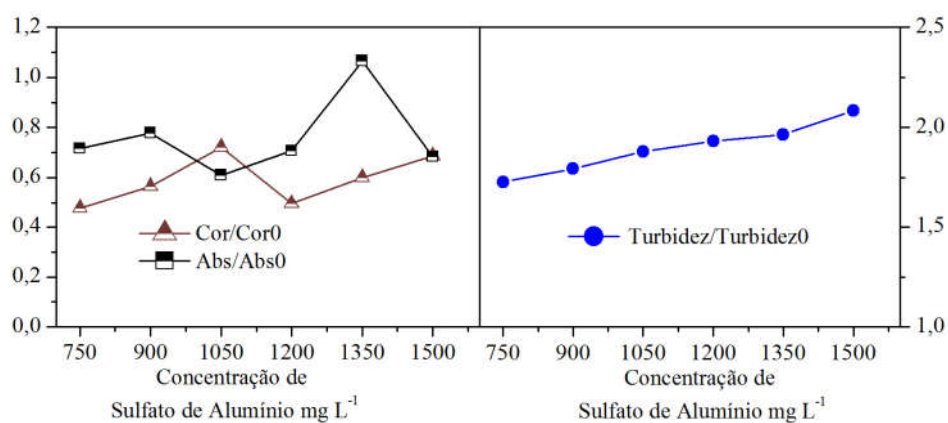
Bila *et al.*, (2005), relata em sua pesquisa que a faixa ótima de dosagem de Sulfato de Alumínio para o tratamento de lixiviado de aterro sanitário varia entre 400 a 950 mg L⁻¹, sendo que esta pode ser alterada de acordo com as características do LAS. Além disso, Bila *et al.*, (2005), também testou o Sulfato de Alumínio em diferentes valores de pH da solução, variando-os entre 4,0 a 10,0, bem como utilizando o gradiente de mistura rápida (GMR) de 150 rpm, gradiente de mistura lenta (GML) de 15 rpm, tempo de mistura rápida (TMR) de 5

minutos, tempo de mistura lenta (TML) de 15 minutos e tempo de sedimentação (TS) de 15 e 30 minutos.

Sendo assim, as concentrações testadas de Sulfato de Alumínio foram 750, 900, 1050, 1200, 1350, 1500 mg L⁻¹. Os valores de pH testados variaram de 5,0 a 10,0. Os gradientes de velocidades utilizados foram, GMR de 150 rpm, GML 15 rpm, TMR de 5 minutos, TML de 15 minutos e TS de 1 hora.

A Figura 5.5 apresenta as porcentagens de remoção de cor, turbidez e compostos aromáticos para as diferentes concentrações de Sulfato de Alumínio empregadas.

Figura 5.5. Perfis de remoção de cor, turbidez e compostos aromáticos, com o emprego de diferentes concentrações de Sulfato de Alumínio.



Fonte: Autor.

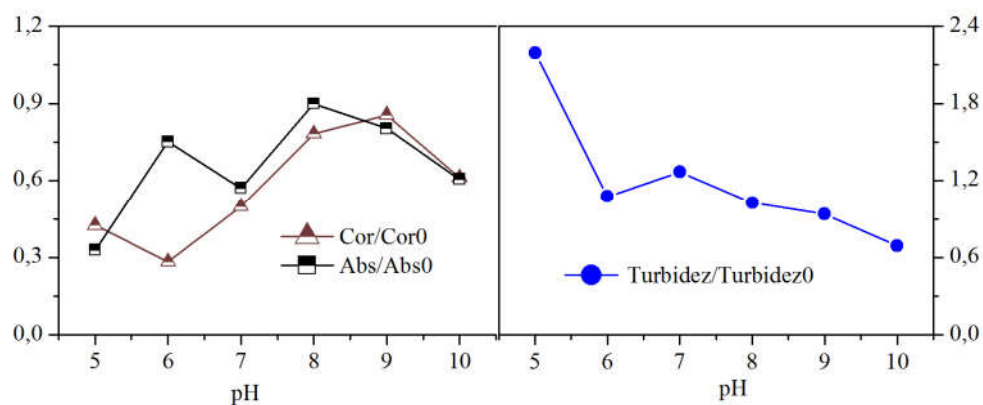
Observando a Figura 5.5, analisa-se que as concentrações que tiveram maior remoção de cor (52,00 e 50,26%) foram de 750 e 1200 mg L⁻¹, respectivamente. Já a turbidez elevou-se em todas as concentrações testadas, sendo que a concentração de 750 mg L⁻¹ foi a que apresentou menor acréscimo na turbidez (72,88%), o que pode ser atribuído ao gradiente de mistura rápida, segundo Hameed *et al.*, (2016) pouco tempo de mistura pode não ser suficiente para formar grandes flocos, como resultado, a turbidez residual é elevada em comparação com o tempo de mistura longo. Além disso, Hameed *et al.*, (2016) indicou que uma super dosagem de coagulante ocasiona aumento da turbidez, o que pode ser atribuído à inversão da superfície da partícula resultando na reestabilização das mesmas que, por sua vez,

diminuem a eficiência do tratamento (Lee *et al.*, 2012). Os compostos aromáticos apresentaram maior remoção (39,00%) na concentração de 1050 mg L⁻¹.

Como a concentração de 750 mg L⁻¹ removeu a maior porcentagem de cor (52,0%), optou-se por escolher essa concentração para realizar o próximo experimento, onde foram testados diferentes valores de pH da solução.

Na Figura 5.6 são apontadas as porcentagens de remoção de cor, turbidez e compostos aromáticos para diferentes valores de pH da solução e com a concentração de Sulfato de Alumínio fixa em 750 mg L⁻¹.

Figura 5.6. Perfis de remoção de cor, turbidez e compostos aromáticos, com diferentes valores de pH e concentração de 750 mg L⁻¹ de Sulfato de Alumínio.

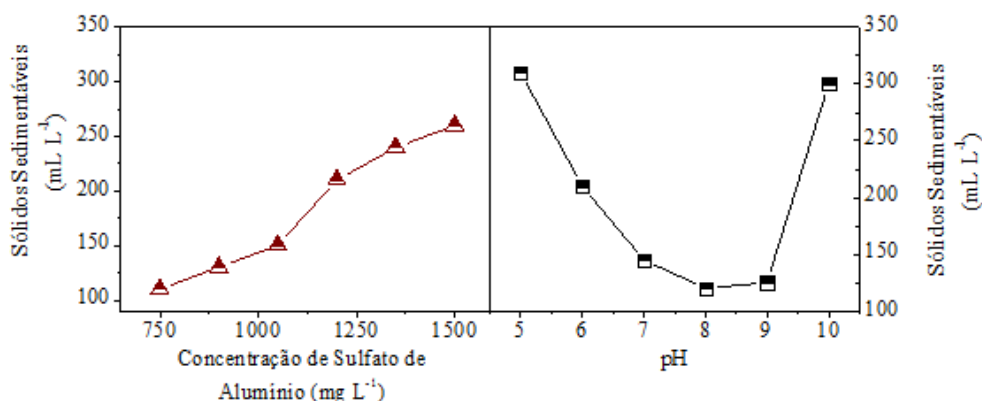


Fonte: Autor.

Considerando a Figura 5.6 observa-se que a maior remoção de cor é dada com a utilização dos valores de pH 6,0 e 5,0, com 71,82 e 57,57% de redução respectivamente. Já a turbidez apresentou maior redução (31,17%) com pH 10,0. Logo os compostos aromáticos apresentaram maior redução com pH 5,0 e 7,0, com 67,10 e 42,90% respectivamente.

Em seguida, foram realizados ensaios para analisar a quantidade de sólidos sedimentáveis existentes nas amostras após o tratamento completo. O tempo analisado para a sedimentação foi de 1 hora (Li, 2010). Na Figura 5.7 é apresentada a relação dos sólidos sedimentáveis em função das diferentes concentrações de Sulfato de Alumínio empregadas, bem como a relação dos sólidos sedimentáveis em diferentes valores de pH.

Figura 5.7. Sólidos sedimentáveis em relação às diferentes concentrações de Sulfato de Alumínio empregadas e aos diferentes valores de pH da solução.



Fonte: Autor.

A Figura 5.7 mostra que a concentração de 1500 mg L⁻¹ gerou a maior quantidade de sólidos sedimentáveis (260 mL L⁻¹), isto pode ser resultado da coagulação pelo mecanismo de varredura que é promovida pelo uso de doses elevadas de coagulante, conduzindo a uma concentração elevada de flocos (Duan & Gregory, 2003). Já nos testes com concentração de Sulfato de Alumínio fixa em 750 mg L⁻¹ e com variação dos valores de pH da solução, o pH 5,0 foi o que apresentou maior geração de sólidos sedimentáveis, cerca de 310 mL L⁻¹, possivelmente isto ocorreu porque em pH ácido acontece a precipitação de substâncias húmicas, carboidratos e outros compostos orgânicos (Pacheco & Peralta-Zamora, 2004).

5.3.2. Ensaios de coagulação/floculação empregando Tanfloc SG

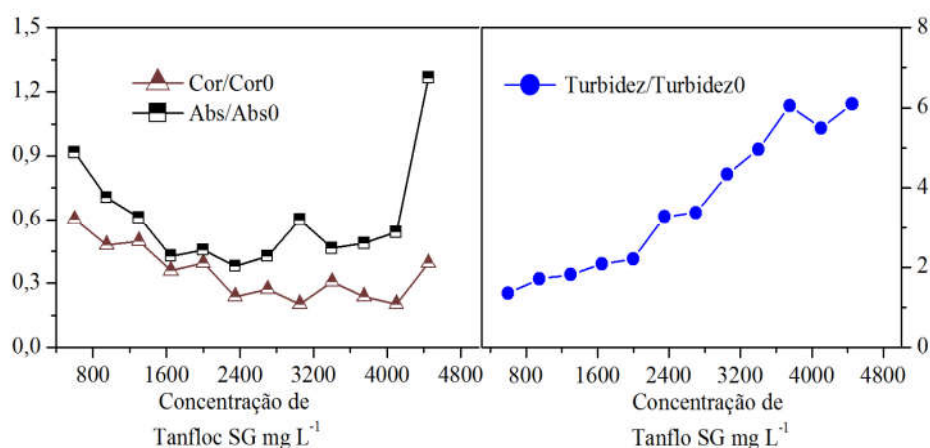
Yamagushi (2012), relata em sua pesquisa que a faixa ótima de dosagem de Tanfloc SG para o tratamento de lixiviado de aterro sanitário varia de 1800 a 12000 mg L⁻¹, sendo que esta pode ser alterada de acordo com as características de cada LAS. Além disso, Yamagushi (2012), também testou o Tanfloc SG em diferentes pH da solução, variando-os de 5,0 a 8,0 bem como, utilizando os GMR de 120 rpm, GML 45 rpm, TMR de 20 segundos, TML de 20 minutos e um TS de 15 e 30 minutos.

Sendo assim, as concentrações testadas de Sulfato de Alumínio foram 600, 950, 1300, 1650, 2000, 2350, 2700, 3050, 3400, 3750, 4100, 4450 mg L⁻¹. Os valores de pH testados

variaram de 5,0 a 10,0. Além disso, os gradientes utilizados foram, GMR de 120 rpm, GML 45 rpm, TMR de 20 segundos, TML de 20 minutos e um TS de 1 hora.

Na Figura 5.8 são apresentadas as porcentagens de remoção de cor, turbidez e compostos aromáticos para as diferentes concentrações de coagulante empregadas.

Figura 5.8. Perfis de remoção de cor, turbidez e compostos aromáticos, com o emprego de diferentes concentrações de Tanfloc SG.



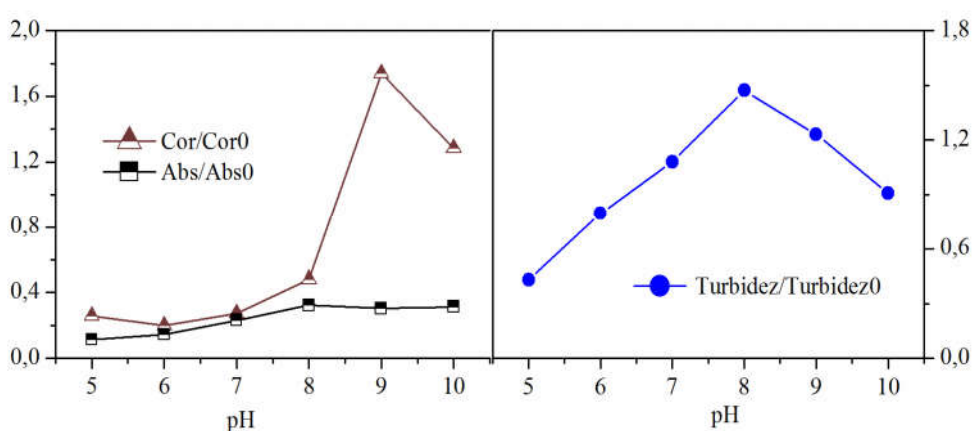
Fonte: Autor.

Analisando-se a Figura 5.8 é possível observar que as concentrações que apresentaram maior remoção de cor (aproximadamente 79,73%) foram de 3050 e 4100 mg L⁻¹. Já a turbidez aumentou em todas as concentrações de coagulante testadas, sendo que a concentração de 600 mg L⁻¹ foi a que apresentou o menor acréscimo na turbidez (35,59%), o que pode ser atribuído ao GMR, segundo Hameed *et al.*, (2016) o gradiente de mistura tem impacto significativo no desempenho do Tanfloc principalmente com um pequeno tempo de mistura, o qual não é suficiente para formar grandes flocos e como resultado, a turbidez residual é elevada em comparação com o tempo de mistura longo. Além disso, Hameed *et al.*, (2016) indicou que super dosagem de coagulante também gera aumento da turbidez, isto pode ser atribuído à inversão da superfície da partícula causada pelo excesso de coagulante e resulta na reestabilização das partículas que, por sua vez, diminui a eficiência do tratamento (Lee *et al.*, 2012). Os compostos aromáticos apresentaram maior remoção nas concentrações de Tanfloc SG de 1650 e 2700 mg L⁻¹ proporcionando cerca de 57,26 e 57,35% de redução, respectivamente.

Como as concentrações de 3050 e 4100 mg L⁻¹ removeram 79,73% da cor, optou-se por escolher uma delas para realizar o próximo experimento onde foram testados diferentes valores de pH da solução. Sendo assim a concentração em 3050 mg L⁻¹ foi a escolhida pois exige a utilização de uma menor quantidade de coagulante.

Na Figura 5.9 são apresentadas as porcentagens de remoção de cor, turbidez e compostos aromáticos para diferentes valores de pH e com a concentração de Tanfloc SG fixa em 3050 mg L⁻¹.

Figura 5.9. Perfis de remoção de cor, turbidez e compostos aromáticos, com diferentes valores de pH e concentração de 3050 mg L⁻¹ de Tanfloc SG.



Fonte: Autor.

Considerando a Figura 5.9, é possível observar que a maior remoção de cor é dada com a utilização dos valores de pH 5,0 e 6,0, com 74,35 e 80,10% de redução, respectivamente. Já a turbidez apresentou maior remoção (57,05%) com pH 5. Logo os compostos aromáticos apresentaram maior redução, com valores de pH 5,0 e 6,0, com 88,62 e 85,62%, respectivamente.

Figura 5.10. Esquerda) Amostras do lixiviado após o tratamento, com concentração de 3050 mg L⁻¹ de Tanfloc SG e valores de pH variando entre 5,0 a 8,0.; Direita) Amostras do lixiviado nos cones *Imhoff* após o tratamento, com concentração de 3050 mg L⁻¹ de Tanfloc SG e valores de pH variando entre 5,0 a 8,0.

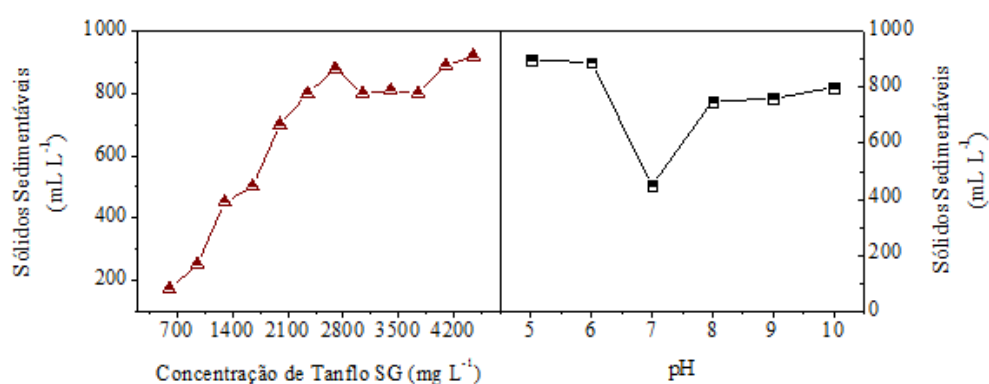


Fonte: Autor.

Analisando a Figura 5.10, percebe-se a redução na coloração do lixiviado de aterro sanitário, com utilização do coagulante Tanfloc SG em concentração de 3050 mg L⁻¹. Além disso, nota-se elevada formação de lodo, no entanto, este lodo não apresentou boa sedimentação, provavelmente devido ao peso das partículas que ainda são pequenas e apresentam baixa velocidade de sedimentação.

Após encontrar a dosagem ótima de Tanfloc SG e o valor de pH ótimo para o processo de coagulação/floculação, foram realizados ensaios para analisar a quantidade de sólidos sedimentáveis existente na amostra após o tratamento completo. O tempo para a sedimentação foi de 1 hora (Li, 2010). A seguir, na Figura 5.11, é apresentada a relação dos sólidos sedimentáveis em função das diferentes concentrações de Tanfloc SG empregadas, bem como a relação dos sólidos sedimentáveis com a utilização de diferentes valores de pH da solução.

Figura 5.11. Sólidos sedimentáveis em relação às diferentes concentrações de Tanfloc SG e aos diferentes valores de pH da solução.



Fonte: Autor.

A Figura 5.11 mostra que a concentração de 4100 mg L⁻¹ gerou maior quantidade de sólidos sedimentáveis (890 mL L⁻¹). Isso pode ser resultado da coagulação pelo mecanismo de varredura que é promovida pelo uso de doses elevadas de coagulante, conduzindo a uma concentração elevada de flocos (Duan & Gregory, 2003). Já nos testes com a concentração de Tanfloc SG fixa em 3050 mg L⁻¹ e com variação dos valores de pH da solução, o pH 5,0 foi o que apresentou maior geração de sólidos sedimentáveis, cerca de 900 mL L⁻¹, já que em pH ácido ocorre a precipitação de substâncias húmicas, carboidratos e outros compostos orgânicos (Pacheco & Peralta-Zamora, 2004).

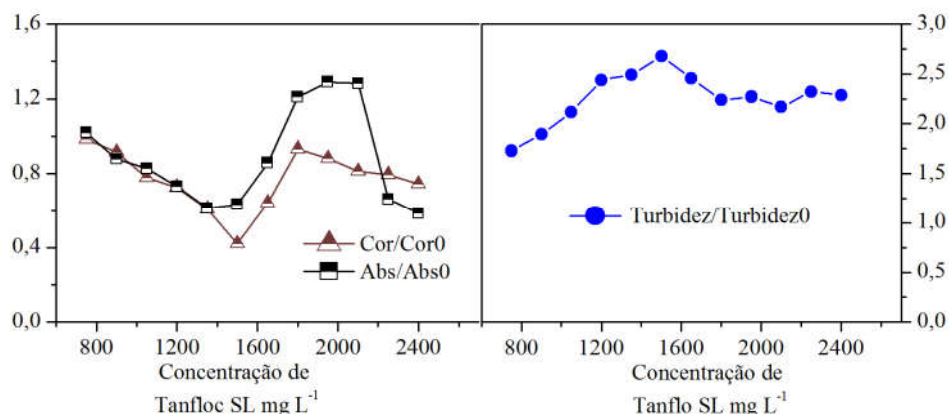
5.3.3. Ensaio de coagulação/floculação empregando Tanfloc SL

Yamagushi (2012), avaliou em seu estudo a faixa de dosagem de Tanfloc SL para o tratamento de LAS entre 1800 a 12000 mg L⁻¹, sendo que estas podem ser alteradas de acordo com as características de cada chorume. Além disso, Yamagushi (2012), testou o Tanfloc SL em diferentes pH da solução, variando-os de 5,0 a 8,0 e utilizando os GMR de 120 rpm, GML 45 rpm, TMR de 20 segundos, TML de 20 minutos e TS de 15 e 30 minutos.

Sendo assim, as concentrações testadas de Tanfloc SL foram 750, 900, 1050, 1200, 1350, 1500, 1650, 1800, 1950, 2100, 2250, 2400 mg L⁻¹. Os valores de pH testados foram entre 4,0 e 10,0. Os gradientes utilizados foram, GMR de 120 rpm, GML 45 rpm, TMR de 20 segundos, TML de 20 minutos e TS de 1 hora.

Na Figura 5.12 são apontadas as porcentagens de remoção de cor, turbidez e compostos aromáticos para as diferentes concentrações de Tanfloc SL citadas anteriormente.

Figura 5.12. Perfis de remoção de cor, turbidez e compostos aromáticos, com o emprego de diferentes concentrações de Tanfloc SL.



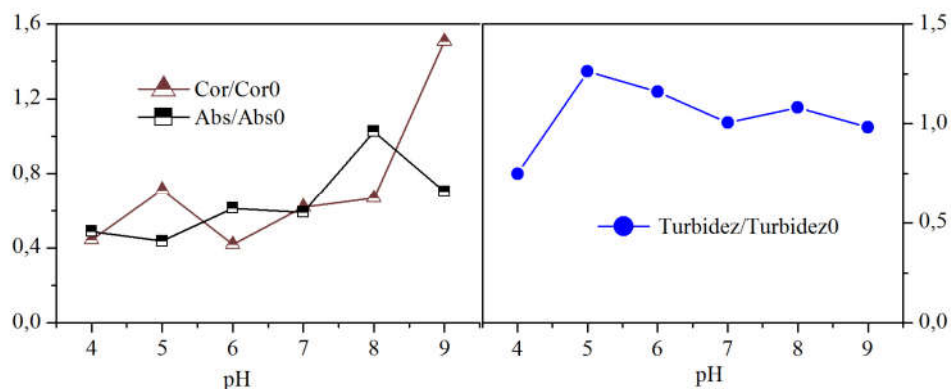
Fonte: Autor.

Ao avaliar-se a Figura 5.12, ressalta-se que a concentração de Tanfloc SL que teve maior remoção de cor (57,93%) foi de 1500 mg L⁻¹. Já a turbidez elevou-se em todas as concentrações testadas, sendo que a concentração de 750 mg L⁻¹ apresentou menor acréscimo na turbidez (72,88%). Segundo Hameed *et al.*, (2016), isto pode ser ocasionado pelo gradiente de mistura rápida, caso a velocidade não for suficiente para formar grandes flocos, a turbidez é elevada. Além disso, Hameed *et al.*, (2016) mostra que o uso de elevadas concentrações de coagulante pode ocasionar à inversão da superfície da partícula resultando na reestabilização das mesmas que, por sua vez, diminui a eficiência do tratamento (Lee *et al.*, 2012). Os compostos aromáticos apresentaram maior remoção nas concentrações de 1350 e 1500 mg L⁻¹ (cerca de 38,73 e 36,64%).

Com a concentração de 1500 mg L⁻¹, removeu-se 57,93% da cor, sendo assim, escolheu-se esta concentração para realizar o próximo experimento, onde foram testados diferentes valores de pH da solução.

Na Figura 5.13 são apresentadas as porcentagens de remoção de cor, turbidez e compostos aromáticos para diferentes valores de pH da solução, empregando a concentração 1500 mg L⁻¹.de Tanfloc SL.

Figura 5.13. Perfis de remoção de cor, turbidez e compostos aromáticos, com diferentes valores de pH e concentração de 1500 mg L⁻¹ de Tanfloc SL.



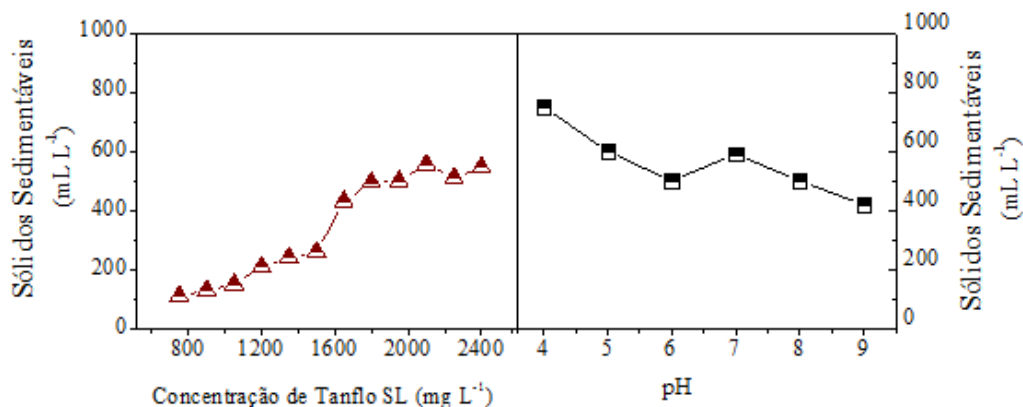
Fonte: Autor.

Considerando a Figura 5.13, observa-se que a maior remoção de cor é dada em pH da solução 4,0 e 6,0, com 55,76 e 58,23% de redução, respectivamente. Já a turbidez apresentou maior remoção (25,00%) com pH 4,0. Em pH 4,0 e 5,0 os compostos aromáticos apresentaram os resultados mais significativos, com 51,17% e 56,46% de redução, respectivamente.

Após encontrar a dosagem ótima de Tanfloc SL e o valor de pH ótimo, foram realizados ensaios para analisar a quantidade de sólidos sedimentáveis apresentados na amostra após o tratamento completo. O tempo analisado para a sedimentação foi de 1 hora (Li, 2010).

Na Figura 5.14 é apresentada a relação dos sólidos sedimentáveis em função das diferentes concentrações de Tanfloc SL empregadas, bem como a relação dos sólidos sedimentáveis com a utilização de diversos valores de pH da solução.

Figura 5.14. Sólidos sedimentáveis em relação às diferentes concentrações de Tanfloc SL e aos diferentes valores de pH da solução .



Fonte: Autor.

A Figura 5.14 mostra que a concentração de 2400 mg L⁻¹ gerou maior quantidade de sólidos sedimentáveis (545 mL L⁻¹), isto pode ser resultado da coagulação pelo mecanismo de varredura que é promovida pelo uso de doses elevadas de Tanfloc SL, conduzindo a uma concentração elevada de flocos (Duan & Gregory, 2003).

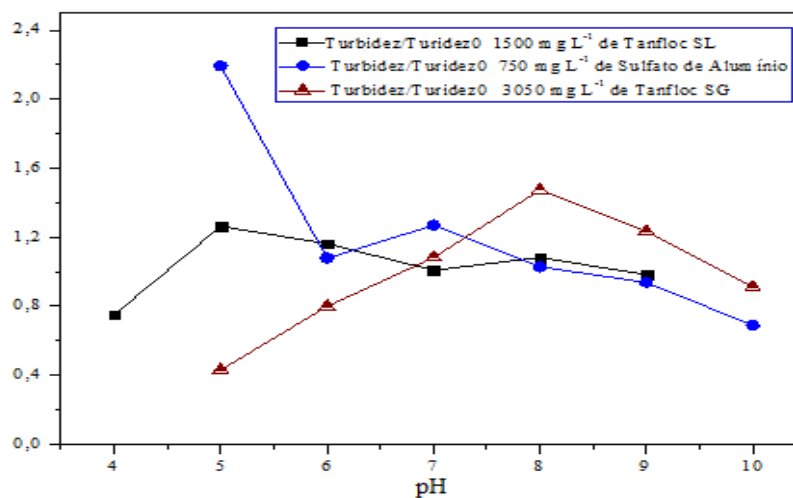
Já nos testes com concentração de Tanfloc SL fixa em 1500 mg L⁻¹ e com variação dos valores de pH da solução, o pH 4,0 foi o que apresentou maior geração de sólidos sedimentáveis (cerca de 750 mL L⁻¹). Isto se deve possivelmente porque em pH ácido acontece a precipitação de substâncias húmicas, carboidratos e outros compostos orgânicos (Pacheco & Peralta-Zamora, 2004).

5.4. COMPARAÇÃO DOS RESULTADOS APÓS O PROCESSO DE TRATAMENTO UTILIZANDO DIFERENTES COAGULANTES

Após a realização do processo de sedimentação e dos testes de coagulação/floculação, para obter a melhor dosagem e o pH ótimo, foram comparados os resultados mais significativos para remoção da cor, turbidez e dos compostos aromáticos simples, empregando-se os diferentes coagulantes investigados.

Na Figura 5.15 são apresentadas as remoções de turbidez para os diferentes tipos de coagulantes, com dosagem ótima e valor de pH ótimo para cada coagulante testado.

Figura 5.15. Perfis de investigação da turbidez empregando: Sulfato de Alumínio (750 mg L^{-1}), Tanfloc SG (3050 mg L^{-1}) e Tanfloc SL (1500 mg L^{-1}) em diferentes valores de pH da solução.



Fonte: Autor.

Analisando-se a Figura 5.15, é possível observar que o Tanfloc SG com concentração de 3050 mg L^{-1} apresentou melhor redução nos valores de turbidez. Na maioria dos testes realizados a turbidez elevou-se.

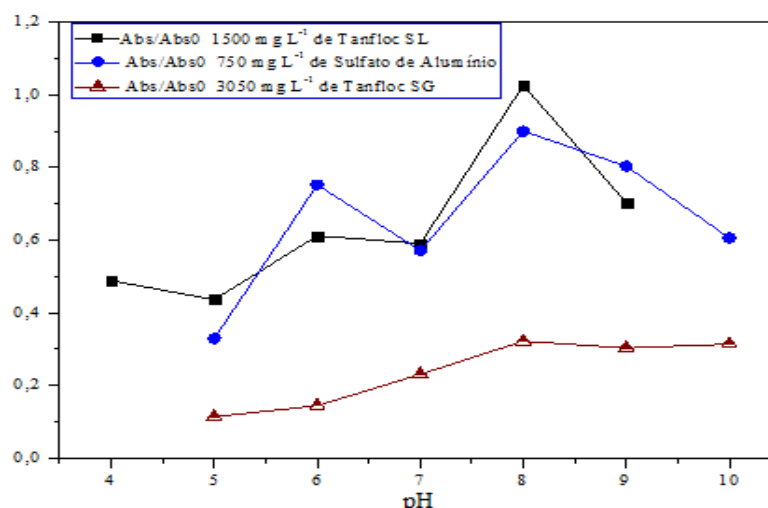
Segundo Cavazzana *et al.*, (2008) a água bruta com baixa turbidez apresenta dificuldades quanto ao tratamento, pois não há formação de lodo. Em muitos casos, para realizar o tratamento de maneira mais eficiente, a turbidez é elevada para a posterior remoção

Sendo assim, possivelmente o efluente em estudo, que apresenta cor elevada e uma turbidez baixa, tem dificuldades na floculação devido à falta de partículas maiores que possibilitem a aglomeração, tornando os flocos pequenos e com baixa velocidade de sedimentação. Deste modo, provavelmente os sólidos em suspensão responsáveis pela turbidez não sedimentam, posteriormente causando um aumento na turbidez.

Outro fator que pode contribuir para o aumento da turbidez é o GMR, de acordo com Hameed *et al.*, (2016) se a velocidade não for suficiente para formar grandes flocos, a turbidez é elevada. Hameed *et al.*, (2016) também apontou que uma super dosagem de coagulante pode gerar um aumento da turbidez, isto pode ser atribuído à inversão da superfície da partícula, causando a reestabilização das mesmas que, por sua vez, diminui a eficiência do tratamento (Lee *et al.*, 2012).

Na Figura 5.16 é apresentado os perfis de remoção dos compostos aromáticos com emprego de Sulfato de Alumínio, Tanfloc SG e Tanfloc SL, com dosagem de coagulante otimizada e pH ótimo.

Figura 5.16. Perfis de investigação de compostos aromáticos empregando: Sulfato de Alumínio (750 mg L^{-1}), Tanfloc SG (3050 mg L^{-1}) e Tanfloc SL (1500 mg L^{-1}) em diferentes valores de pH da solução.

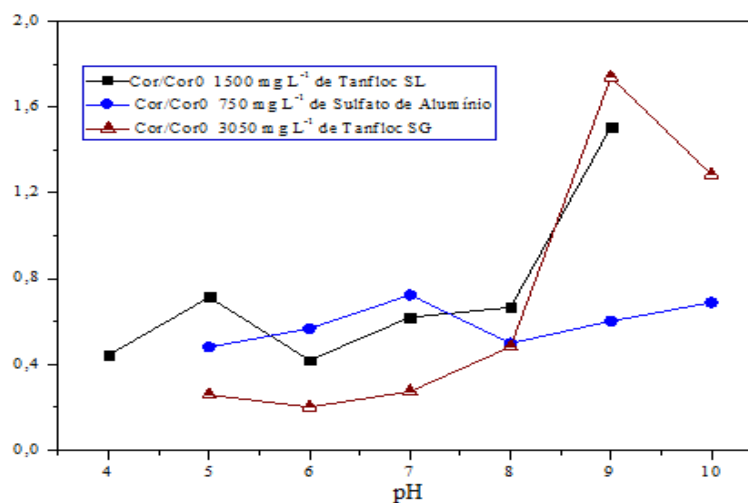


Fonte: Autor.

Quanto à remoção de compostos aromáticos, observa-se na Figura 5.16, que o Tanfloc SG com concentração de 3050 mg L^{-1} apresentou maiores valores de remoção. Sendo assim, é possível dizer que o Tanfloc SG apresentou maior remoção de compostos orgânicos. Além disso, pode-se observar que valores de pH ácidos são mais eficientes na remoção destes compostos, possivelmente pela precipitação dos mesmos.

Na Figura 5.17 são apresentadas as remoções de cor com a dosagem ótima dos coagulantes (Sulfato de Alumínio, Tanfloc SG e Tanfloc SL) e pH ótimo.

Figura 5.17 Perfis de investigação da cor empregando: Sulfato de Alumínio (750 mg L^{-1}), Tanfloc SG (3050 mg L^{-1}) e Tanfloc SL (1500 mg L^{-1}) em diferentes valores de pH da solução.



Fonte: Autor.

Observa-se na Figura 5.17 que o coagulante que apresentou os resultados mais significativos na remoção da cor foi o Tanfloc SG, com concentração de 3050 mg L^{-1} . A cor está ligada ao grau de redução de intensidade que a luz sofre ao atravessá-la e esta diminuição se dá por absorção de parte da radiação eletromagnética devido à presença de sólidos dissolvidos, principalmente os materiais em estado coloidal orgânico e inorgânico (Nagashima, 2009). Sendo assim, o processo de coagulação/floculação se mostrou eficiente na desestabilização e aglomeração das partículas coloidais.

As substâncias húmicas também são responsáveis pela cor parda do lixiviado (Segato & Silva, 2000). Como a coloração apresentou redução, é possível dizer que ocorreu a remoção destas substâncias.

Além disso, é possível observar que a redução da cor está ligada com os valores de pH, sendo assim, os valores de pH ácidos apresentaram uma melhor eficiência. Possivelmente isso ocorre devido à precipitação de compostos presentes no LAS.

6. CONCLUSÕES

O processo de sedimentação realizado anteriormente ao processo de coagulação/floculação mostrou-se eficiente quanto à porcentagem de remoção da cor (40,14%), dos compostos aromáticos (33,24%) e do valor da turbidez (0,54%) com o pH bruto do lixiviado concentrado.

Sendo assim, os processos combinados de sedimentação e coagulação/floculação obtiveram eficiência significativa na redução das variáveis resposta. O Sulfato de Alumínio apresentou porcentagem de remoção da cor de 71,82% com valor de pH da solução 6,0 e com concentração de coagulante de 750 mg L⁻¹. O Tanfloc SG proporcionou redução da cor de 80,10% em pH 6,0 com concentração de 3050 mg L⁻¹ de coagulante. Já o Tanfloc SL proporcionou redução de 58,28 % da cor, com concentração de 1500 mg L⁻¹ com pH 6,0 da solução.

Portanto, conclui-se que o coagulante natural Tanfloc SG apresentou melhor eficiência na remoção da cor para o tratamento do concentrado de lixiviado do aterro sanitário. Sendo assim, é possível indicar este coagulante para ser empregado como parte do processo no tratamento do lixiviado concentrado do aterro sanitário de Giruá - RS. Contudo, recomenda-se o uso de tratamentos adicionais para remoção de substâncias recalcitrantes, tais como processos oxidativos avançados.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALVES, A. C. D. **Estudo da eficiência do processo de coagulação/floculação e do processo combinado de coagulação/floculação/adsorção para tratamento de águas residuárias de galvanoplastia utilizando Moringa Oleífera**. 2012. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química), Universidade Estadual do Oeste do Paraná.

APHA (American Public Health Association); AWWA (American Water Works Association); WEF (Water Environment Federation). **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 21ª Ed. Washington – DC: APHA, 2005

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. Resíduos Sólidos– Classificação. **NBR 10004**. São Paulo, 2004.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. Águas - Determinação de resíduo sedimentável (sólidos sedimentáveis) - Método do cone de Imhoff. **NBR 10561**. Rio de Janeiro, 1988.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. Solubilização de resíduos: procedimento. **NBR 10006**. São Paulo, 2004.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos. **NBR 8419**. São Paulo, 1992.

AZIZ, H. A., ALIAS, S., ADLAN, M. N., ASAARI, A. H., & ZAHARI, M. S. Colour removal from landfill leachate by coagulation and flocculation processes. **Bioresource Technology**. v. 98, n. 1, p. 218-220, 2007.

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

BILA, D. M.; MONTALVÃO, A. F.; SILVA, A. C.; DEZOTTI, M., 2005, Ozonation of a landfill leachate: evaluation of toxicity removal and biodegradability improvement, **Journal of Hazardous Materials**, B117, pp. 235-242.

BRASIL, Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento dos corpos de água superficiais, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução nº 430, de 13 de Maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de Março de 2005 do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA.

BRASIL. Lei nº 12.305, de 02 de agosto 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998 e dá outras providencias. Diário Oficial da República Federativa do Brasil. Brasília, DF, 2010.

CAMPOS, R. **Estudo de tratabilidade de ácidos húmicos e lixiviado de aterro sanitário por lodos ativados em escala de bancada**. Dissertação (Mestrado em Ciências, Programa de Engenharia Hidráulica e Saneamento) - Universidade de São Paulo, São Carlos, 2013.

CARVALHO, M. J. H. **Uso de coagulantes naturais no processo de obtenção de água potável**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Urbana) - Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2008.

CASTILHOS JUNIOR, A. B. C.; DALSSASSO, R. L.; ROHERS, F. **Pré-tratamento de lixiviados de aterros sanitários por filtração direta ascendente e coluna de carvão ativado**. Engenharia Sanitária e Ambiental, v.15, p. 385-392, 2010.

CASTILHOS JUNIOR, A. B.; MEDEIROS, P. A.; FIRTA, I. N.; LUPATINI, G.; SILVA, J. D. Principais processos de degradação de resíduos sólidos urbanos. **Alternativas de disposição de resíduos sólidos urbanos para pequenas comunidades**. Rio de Janeiro: ABES, Rima, p. 19-50, 2003.

CASTRO, A.P.; YAMASHITA, F.; SILVA, S.M.C.P. **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

CAVAZZANA, T. L.; MATSUMOTO, T.; LIBÂNIO, M. **Avaliação da floco-decantação de manta de lodo associada à decantação de alta taxa no tratamento de águas de consumo humano**. Engenharia Sanitária e Ambiental, p. 126-133, 2008

DI BERNARDO, L. & DANTAS, A.D. **Métodos e técnicas de tratamento de água**. 2. ed. Rio de Janeiro: ABES; RiMa. 2005. v. 1.

DENG, Y. Advanced oxidation processes (AOPs) for reduction of organic pollutants in landfill leachate: a review. **International Journal of Environmental and Waste Management**, v. 4, p. 366-384, 2009.

DUAN, J., & GREGORY, J. Coagulation by hydrolysing metal salts. **Advances in colloid and interface science**. 100, 475-502, 2003.

FREIRE, R. S.; PELEGRINI, R.; KUBOTA, L. T.; DURAN, N.; PERALTA-ZAMORA, P. **Novas tendências para o tratamento de resíduos industriais contendo espécies organocloradas**. Química nova, 2000.

FURLAN, F. R. **Avaliação da eficiência do processo de coagulação-floculação e adsorção no tratamento de efluentes têxteis**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química), Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, SC, 2008.

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 (Mestrado). Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, 2012.

GONÇALVES, R.F.; PIOTTO, Z.C.; RESENDE, M.B. **Influência dos Mecanismos de Coagulação da Água Bruta na Reciclagem de Coagulantes em Lodos de Estações de Tratamento de Água**. in: 19º Congresso de Engenharia Sanitária e Ambiental. ABES - Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. Foz do Iguaçu, 1997.

HAMEED, Y. T., IDRIS, A., HUSSAIN, S. A., ABDULLAH, N. A tannin-based agent for coagulation and flocculation of municipal wastewater: Chemical composition, performance

assessment compared to Polyaluminum chloride, and application in a pilot plant. **Journal of Environmental Management**.184, 494-503, 2016.

IBGE. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATISTICA (IBGE). **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico**. Apresentada em 2008. Disponível em: <www.ibge.gov.br>. Acesso em: 02/03/2016.

JUCA, J. F. T. **Destinação final dos resíduos sólidos no Brasil: situação atual e perspectivas**. In: Simpósio Luso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental (SILUBESA), Braga, Portugal. **Anais**. Braga: SILUBESA, 2002.

KAWAHIGASHI, F. **Aplicabilidade do pós-tratamento de lixiviado de aterro sanitário por adsorção em carvão ativado granular e avaliação ecotoxicológica**. 2012. 155p. Dissertação (Mestrado em Engenharia)- Universidade Estadual de Londrina, Paraná, 2012.

LEE, K. E., MORAD, N., TENG, T. T., POH, B. T. Development, characterization and the application of hybrid materials in coagulation/flocculation of wastewater: A review. **Chemical Engineering Journal**, 203, 370-386, 2012.

LI, W., HUA, T., ZHOU, Q., ZHANG, S., LI, F. Treatment of stabilized landfill leachate by the combined process of coagulation/flocculation and powder activated carbon adsorption. **Desalination**, 264(1), 56-62, 2010.

LIBÂNIO, M. **Fundamentos de qualidade e tratamento de água**. Ed. Átomo. 3º Ed. 2010

MANENTI, D.R.; SOARES, P.A.; MÓDENES, A.N.; ESPINOZA-QUIÑONES, F.R.; BOAVENTURA, R.A.R.; BERGAMASCO, R.; VILAR, V.J.P. Insights into solar photoFenton process using iron(III)- organic ligand complexes applied to real textile wastewater treatment. **Chemical Engineering Journal**, v. 266, p. 203-212, 2015b.

MÁXIMO, V.A. **Tratamento por coagulação dos lixiviados do aterro sanitária da região metropolitana de Florianópolis**. 2007. 186 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental)- Universidade de Santa Catarina, Florianópolis.

MCBEAN, E. A., ROVERS, F.A. FARQUHAR, G.J. **Solid Waste Landfill Engineering and Design**. New Jersey: Prentice Hall, 1995.

MELO, S.A., TROVÓ, A.G., BAUTIZ,I.R. **Degradação de fármacos residuais por processo oxidativos avançados**. *Quim. Nova*, v.32, n. 1, 2009.

MENDES, A. A.; CASTRO, H. F.; PEREIRA, E B; FURIGO JUNIOR, A. **Aplicação de lipases no tratamento de águas residuárias com elevados teores de lipídeos**. Departamento de Engenharia Química, Faculdade de Engenharia Química de Lorena Quím. Nova. São Paulo 2005.

MORAVIA, W.G. **Estudos de caracterização, tratabilidade e condicionamento de lixiviados visando tratamento por lagoas**. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos), Escola de Engenharia da UFMG, 2007.

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

NAGASHIMA, L.A. **Monitoramento do lixiviado em lagoa de estabilização e estudo da aplicabilidade do reagente Fenton e do coagulante tanino como formas de tratamento.** Tese (Doutorado em Engenharia Química). Universidade Estadual de Maringá, 2009.

NOGUEIRA, K. R. B.; VELOSA, A. C.; NASCIMENTO, A. O. Avaliação do processo fotoFenton com ferrioxalato (FeIII₂O₄) no tratamento do chorume do aterro Bandeirantes SP. In: 20º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA QUÍMICA, 2014, **Engenharia Ambiental e Tecnologias Limpas**. Florianópolis/SC: 2014

PACHECO, J. R., & PERALTA-ZAMORA, P. G.. **Integração de processos físico-químicos e oxidativos avançados para remediação de percolado de aterro sanitário (chorume).** Engenharia Sanitária e Ambiental, 9(4), 306-311, 2004.

PAVANELLI, G. **Eficiência de diferentes tipos de coagulantes na coagulação, floculação e sedimentação de água com cor e turbidez elevada.** São Carlos. Escola de Engenharia de São Carlos, São Carlos – SP, 2001. Tese (Mestrado).

PEDROSO K., TAVARES C.R.G., JANEIRO V., SILVA T.L., DIAS P.Z. **Avaliação do tratamento do lixiviado do aterro sanitário de Maringá, Paraná, por processo de Coagulação/Floculação com Tanfloc SG.** Revista de Engenharia e Tecnologia, Maringá, V.4, n.2, p.87-98, ago. 2012.

PIANTÁ, C. A. V. **Emprego de coagulantes orgânicos naturais como alternativa ao uso do Sulfato de Alumínio tratamento de água.** Projeto de pesquisa – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2008.

RIO GRANDE DO SUL. Secretaria do Meio Ambiente. Conselho Estadual do meio Ambiente (CONSEMA) Resolução do CONSEMA nº 128/2006. Dispõe sobre a fixação de Padrões de Emissão de Efluentes Líquidos para fontes de emissão que lancem seus efluentes em águas superficiais no Estado do Rio Grande do Sul.

RIO GRANDE DO SUL. Secretaria do Meio Ambiente. Conselho Estadual do meio Ambiente (CONSEMA) Resolução do CONSEMA nº 129/2006. Dispõe sobre a definição de Critérios e Padrões de Emissão para Toxicidade de Efluentes Líquidos lançados em águas superficiais do Estado do Rio Grande do Sul

SCHMITT, D. F. **Tratamento de águas residuárias da indústria de laticínios pelos processos combinados coagulação/floculação/adsorção/ultrafiltração utilizando a semente de moringa oleífera como coagulante.** 2011. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – Universidade Estadual do Oeste do Paraná.

SPINELLI, V. A. **Quitosana: Polieletrólito Natural para o Tratamento de Água Potável.** Departamento de Engenharia Química, Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC, Florianópolis – SC, 2001. Tese (Mestrado)

SANTOS FILHO, J. D.; RITA, E. S. S. **Gerenciamento do Resíduo Gerado na Clarificação de Água da RLAM.** Salvador, 2002.

SEGATO, L. M., SILVA, C. L., **Caracterização do Lixiviado do Aterro Sanitário de Bauru.** XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental – ABES. Porto Alegre, RS, 2000.

SILVA, A. C. **Tratamento do percolado de aterro sanitário e avaliação da toxicidade do efluente bruto e tratado.** Tese de Doutorado. Universidade Federal do Rio de Janeiro. 2002.

SILVA, F. B. **Tratamento combinado de lixiviados de aterros sanitários**. Dissertação (Mestrado em tecnologia dos processos químicos e bioquímicos) Escola de Química, da Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro. 2009.

SILVA, T. F. C.V.; FERREIRA, R.; SOARES, P. A.; MANENTI, D. R.; FONSECA, A.; SARAIVA, A.; BOAVENTURA, R. A. R.; VILAR, V. J. P. Insights into solar photo-Fenton reaction parameters in the oxidation of a sanitary landfill leachate at lab-scale. **Journal of Environmental Management**, v.164, p. 32-40, 2015.

SOARES, P. A.; SILVA, T. F. C. V.; MANETI, D. R.; SOUZA, S. M. A. G. U.; BOAVENTURA, R. A. R.; VILAR, V. J. P. Insights into real cotton-textile dyeing 50 wastewater treatment using solar advanced oxidation processes. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 21, p. 932–945, 2014

VAZ, L. G. DE L. **Processo de coagulação/ floculação no tratamento de efluentes de galvanoplastia**. Toledo: Departamento de Engenharia Química, Universidade Estadual do Oeste do Paraná, 2009. 98 p. Dissertação (Mestrado).

VILAR, V.J.P.; MALDONADO, M.I.; OLLER, I.; MALATO, S.; BOAVENTURA, R.A.R. Solar treatment of cork boiling and bleaching wastewaters in a pilot plant. **Water Research**, v. 43, p. 4050-4062, 2009.

VEDRENNE, M., VASQUEZ-MEDRANO, R., PRATO-GARCIA, D., FRONTANA-URIBE, B. A., IBANEZ, J. G. Characterization and detoxification of a mature landfill leachate using a combined coagulation–floculation/photo Fenton treatment. **Journal of hazardous materials**, 205, 208-215, 2012.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3^a ed. v. 1. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – DESA. Universidade Federal de Minas Gerais. MG, 2005.

YAMAGUCHI, T. E. S. **Aplicação de coagulantes naturais no tratamento de lixiviado de resíduos sólidos**. Presidente Prudente: Departamento de Planejamento, Urbanismo e Ambiente, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, 2012.