



UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE
JANEIRO

ESCOLA DE QUÍMICA

Curso de Engenharia Química

**Tratamento Combinado de Lixiviado de Aterros
de Resíduos Sólidos Urbanos em Estação de
Tratamento de Esgoto**

Projeto Final de Curso

**Maria Emília Drummond Blonski
Michele Aguiar Buccazio**

Rio de Janeiro

2009

Tratamento Combinado de Lixiviado de Aterros de
Resíduos Sólidos Urbanos em Estação de
Tratamento de Esgoto

Maria Emília Drummond Blonski

Michele Aguiar Buccazio

Projeto de Final de Curso submetido ao Corpo Docente da Escola de Química,
como parte dos requisitos necessários à obtenção do grau de Engenheiro
Químico.

Aprovado por:

Lídia Yokoyama, D. Sc.

Fabiana Valéria da Fonseca Araújo, D. Sc.

Carlos Augusto Machado da Costa e Silva, M.Sc.

Orientado por:

Juacyara Carbonelli Campos, D. Sc.

Daniele Maia Bila, D. Sc.

Rio de Janeiro, RJ – Brasil
Fevereiro de 2009

Ficha Catalográfica

BLONSKI, Maria Emilia Drummond; BUCCAZIO, Michele Aguiar

Tratamento Combinado de Lixiviado de Aterros de Resíduos Sólidos Urbanos em Estação de Tratamento de Esgoto, Maria Emilia Drummond Blonski; Michele Aguiar Buccazio. Rio de Janeiro: UFRJ/EQ, 2009

6, p.80; (Projeto Final) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Escola de Química, 2009.

Orientadores: Juacyara Carbonelli Campos; Daniele Maia Bila.

1. Tratamento Combinado. 2. Lixiviado. 3. Esgoto. 4. Tratamento físico-químico
5. Projeto Final. (Graduação UFRJ/EQ) 6. Juacyara Carbonelli Campos, D.Sc;
Daniele Maia Bila, D.Sc.

Dedicatória

Dedicamos à nossa família por ser o que temos de mais importante.
Aos nossos amigos pelo apoio e por todos os momentos que convivemos.
Aos professores da Escola de Química por nos ajudar a ser bons profissionais.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos em primeiro lugar a Deus por sempre nos guiar pelos caminhos certos, abençoando-nos e protegendo-nos. Agradecemos à nossa família, pelo companheirismo, força, compreensão e carinho, durante todo o curso, principalmente durante a realização deste trabalho. Agradecemos também às nossas orientadoras, Juacyara Carbonelli Campos e Daniele Maia Bila, pela ótima orientação, e a todos os nossos amigos por terem nos acompanhado nesses cinco anos de faculdade, ajudando-nos sempre que possível e torcendo por nós a todo o momento.

Resumo do Projeto Final de Curso apresentado à Escola de Química como parte dos requisitos necessários para obtenção do grau de Engenheiro Químico.

**Tratamento Combinado de Lixiviado de Aterros de Resíduos Sólidos
Urbanos em Estação de Tratamento de Esgoto**

Maria Emília Drummond Blonski

Michele Aguiar Buccazio

Fevereiro, 2009

Orientadores: Juacyara Carbonelli Campos, D.Sc.

Daniele Maia Bila, D.Sc.

RESUMO

O tratamento combinado de lixiviado de Aterros de Resíduos Sólidos Urbanos em Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) é um procedimento que vem sendo aplicado com o objetivo de minimizar os custos de implementação e operação do aterro.

Neste trabalho, foram feitos estudos do tratamento combinado do lixiviado do Aterro do Morro do Céu, Niterói, com amostras de esgoto da ETE de Icaraí, em diferentes proporções (0, 0,5 , 2,0 e 5,0%). Os coagulantes utilizados foram cloreto férrico, sulfato de alumínio, Tanfloc SG, Tanfloc SL e Panfloc Hiper Plus em diferentes concentrações (20, 40 e 60 mg/L). Em alguns ensaios foram adicionados polieletrólitos (FXCS7 e FXAS6) como auxiliares de floculação, em dosagens de 0,5 e 1,0 mg/L.

Os testes foram feitos com a finalidade de obter as melhores condições de coagulação/floculação e o melhor agente coagulante a ser utilizado, para obter uma remoção mínima de 30% de DQO (Demanda Química de Oxigênio), apesar de a legislação indicar a DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio) como parâmetro (leis 2661 e 4692 - Governo do Estado do RJ). A DQO foi analisada por apresentar resultado mais rápido e confiável que a DBO.

Na primeira etapa, as melhores condições de coagulação/floculação foram avaliadas, principalmente, através de medidas de turbidez e remoção de DQO. Essas medidas mostraram que a menor concentração de coagulantes, 20 mg/L, é suficiente para remover o mínimo de DQO requerido (30%) para todas as relações lixiviado/esgoto. Entretanto, para alguns coagulantes estudados foi necessária a adição de polieletrólitos.

A análise estatística das remoções de DQO mostrou que o Tanfloc SG obteve resultados iguais ou melhores que os demais coagulantes em todas as condições estudadas, sem a necessidade de adição de polieletrólitos. Além disso, o Tanfloc SG é um produto de baixo custo e por isso foi apontado como melhor coagulante.

O ensaio de toxicidade foi realizado para a concentração de 5,0% de lixiviado em esgoto na amostra bruta e na amostra tratada com Tanfloc SG. Os resultados indicaram que a toxicidade das amostras estão abaixo do limite de

toxicidade estabelecido na legislação vigente no Estado do Rio de Janeiro (NT-213, FEEMA).

SUMÁRIO

<i>RESUMO</i>	7
<i>1. INTRODUÇÃO</i>	11
<i>2.OBJETIVOS</i>	14
<i>2.1 Objetivo Geral</i>	14
<i>2.2 Objetivo Específico</i>	14
<i>3.REVISÃO BIBLIOGRÁFICA</i>	15
<i>3.1 Lixiviados de Aterros Sanitários</i>	15
<i>3.1.1 Características Gerais</i>	15
<i>3.1.2 Impactos Ambientais da disposição de lixiviado no meio ambiente</i>	16
<i>3.2 Tratamento Combinado de Lixiviados em Estações de Tratamento de Esgoto</i>	18
<i>3.3. Aterro do Morro do Céu</i>	21
<i>3.4. Estação de Tratamento de Esgotos de Icaraí (Niterói-RJ)</i>	22
<i>3.5. Tratamentos Quimicamente Avançado: Coagulação/Floculação/Decantação</i>	23
<i>3.5.1 Mecanismos de Coagulação e Floculação</i>	24
<i>3.5.2 Coagulação</i>	25
<i>3.5.3 Floculação</i>	26
<i>3.5.4 Agentes auxiliares de coagulação/floculação</i>	27
<i>3.5.5 Decantação</i>	28
<i>4. MATERIAIS E MÉTODOS</i>	299
<i>4.1. Procedimento de coleta e preservação das amostras de lixiviado e esgoto</i>	29
<i>4.2. Caracterização das amostras de lixiviado e de esgoto</i>	29
<i>4.3. 1ª Etapa: Definição da condição ótima para cada coagulante</i>	29

4.4 2ª Etapa: Determinação do melhor coagulante	32
4.5. 3ª Etapa: Ensaio de Toxicidade	32
4.6. Metodologia Analítica	34
4.6.1 pH	34
4.6.2 Turbidez	34
4.6.3 Nitrogênio Amoniacal	34
4.6.4 Sólidos Totais (ST) e Sólidos Suspensos Totais (SST)	35
4.6.5 Demanda Química de Oxigênio (DQO)	35
5. RESULTADOS E DISCUSSÕES	36
5.1 Caracterização das amostras de lixiviado e esgoto	36
5.2. 1ª Etapa: Definição da condição ótima para cada coagulante	36
5.3 2ª Etapa: Determinação do melhor coagulante	43
5.4. Avaliação Econômica dos Coagulantes	62
5.5. 3ª Etapa: Ensaio de Toxicidade	63
5.6. Comparação dos resultados experimentais com dados reais da ETE de Icarai	67
6. CONCLUSÕES	699
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	71
8. ANEXOS	777

1. INTRODUÇÃO

Um dos maiores problemas ambientais dos dias atuais é a geração cada vez maior de resíduos sólidos pela sociedade. Com a intensificação do processo industrial, aliado ao crescimento da população e à conseqüente demanda por bens de consumo, o homem tem produzido quantidades significativas de resíduos sólidos sem base numa política clara e efetiva para sua eliminação, gerando prejuízos a si próprio e ao meio ambiente. A disposição desordenada de resíduos a céu aberto gera impactos ambientais e sociais de grande porte.

O crescimento urbano necessita de planejamento, caso contrário pode ocasionar uma série de problemas, entre os quais destacam-se: a poluição hídrica; o acúmulo de lixo em locais não apropriados, pondo em risco a saúde pública; o desmatamento e a falta de áreas verdes e de proteção ambiental, que comprometem a fauna (GRANZIERA, 2001).

No Brasil, a destinação final dos resíduos sólidos constitui sério problema. Segundo dados da PNSB - Pesquisa Nacional de Saneamento Básico de 2000 (IBGE, 2002) somente 32,2% de todos os municípios destinam adequadamente seus resíduos sólidos (13,8% em aterros sanitários e 18,4% em aterros controlados). Em 63,6% dos municípios, o lixo doméstico, quando recolhido, é simplesmente transportado para depósitos irregulares, os chamados "lixões". Os "lixões" não possuem nenhum tipo de controle, quer quanto ao tipo de resíduos recebidos, quer em relação às medidas de segurança necessárias para minimizar ou evitar emissões de poluentes para o meio ambiente.

A disposição inadequada dos resíduos sólidos promove a contaminação do solo, do ar e das águas superficiais e subterrâneas através da migração dos elementos constituintes do lixiviado e de gases produzidos pelo processo de degradação da matéria orgânica desses depósitos. Além disso, pode ocorrer a proliferação de vetores de doenças, influenciando negativamente a qualidade ambiental e a saúde da população.

O método de disposição final de resíduos sólidos urbanos, conhecido como aterro sanitário, aplica conhecimentos de engenharia e segue normas pré-estabelecidas de planejamento, construção e operação, minimizando riscos e problemas ambientais. A localização do aterro é criteriosamente selecionada,

planejada e preparada. Em aterros sanitários, o resíduo sólido urbano é depositado em finas camadas, compactado e coberto com argila no final de cada operação (QASIM & CHIANG, 1994). Porém, um dos grandes problemas encontrados no gerenciamento de aterros sanitários de resíduos urbanos diz respeito à produção e ao tratamento do lixiviado produzido. Especialmente nos casos em que o aterro sanitário está situado em áreas com uma alta pluviosidade, onde a produção de lixiviado é abundante, o risco de contaminação do solo, de lençóis freáticos e de leitos de rios é relativamente alto, podendo gerar um forte impacto ambiental.

O lixiviado é formado pela solubilização de componentes do resíduo na água, principalmente da chuva. Essa água fica em contato com o resíduo durante certo período e, por ação natural da gravidade, percola através da porosidade existente até encontrar uma camada impermeável do solo, formada por rochas, ou mesmo superfícies previamente preparadas para receber o resíduo, onde acumula e escoar. Nos aterros sanitários, onde ocorre a disposição planejada dos resíduos sólidos, normalmente o lixiviado é canalizado para um tanque a céu aberto, havendo na maioria das vezes um pré-tratamento, e desse reservatório, em alguns casos, é despejado em bacias hidrográficas. A poluição das águas pelo lixiviado pode provocar endemias ou intoxicações, se houver a presença de organismos patogênicos e substâncias tóxicas em níveis acima do permissível (SISINNO, 2000).

O tratamento combinado de lixiviado de aterro sanitário com esgoto doméstico em estação de tratamento de esgoto (ETE) é adotado em vários países como forma de reduzir os custos de operação do aterro, onde o custo de tratamento do lixiviado pode atingir valores bastante elevados, sobretudo por continuar a se fazer necessário mesmo após décadas de encerramento do aterro (DIAMADOPOULOS *et al.*, 1997; COSSU, 1998; EHRIG, 1998; EBERT, 1999; MARTTINEN *et al.*, 2003).

O tratamento combinado pode ser uma alternativa viável nas cidades brasileiras onde exista tratamento de esgotos domésticos.

É nesse contexto que se insere o presente projeto que está incluído no âmbito do PROSAB (Programa de Saneamento Básico) financiado pela FINEP (Financiadora de Estudos e Projetos) e que foi realizado em conjunto com o Departamento de Engenharia Sanitária e Meio Ambiente da Universidade do

Estado do Rio de Janeiro. O projeto, como um todo, abordou o monitoramento de sistemas em escala real e a realização de experimentos de laboratório com o objetivo de contribuir para o aumento de eficiência em sistemas reais em operação.

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo Geral

O presente trabalho teve como objetivo geral avaliar o impacto da introdução de lixiviado de aterro sanitário simulando uma Estação de Tratamento de Esgoto que realiza tratamento químico avançado (ETE Icaraí – RJ).

2.2. Objetivos Específicos

- Avaliar o impacto na eficiência do tratamento da adição de diferentes concentrações de lixiviado ao esgoto doméstico;
- Avaliar o uso de diferentes coagulantes e auxiliares de floculação no tratamento do lixiviado misturado ao esgoto doméstico;
- Avaliar estatisticamente os melhores resultados obtidos;
- Levantar o custo com os diferentes coagulantes;
- Avaliar a toxicidade do residual de produto químico remanescente na amostra tratada.

A eficiência do tratamento teve como meta o atendimento à legislação estadual (leis 2661 e 4692 – RJ – anexo 8.1 e 8.2 respectivamente), que apresenta as exigências de níveis mínimos de tratamento de esgotos sanitários (coagulação/floculação) para posterior lançamento em emissários submarinos. Esta é a configuração existente na ETE Icaraí, onde é recebido o lixiviado produzido no Aterro Morro do Céu (Niterói-RJ). O lixiviado gerado no aterro é encaminhado para tratamento na Estação de Tratamento de Esgotos de Icaraí, no bairro de Icaraí (Niterói-RJ), onde é misturado ao esgoto que chega à ETE e tratado conjuntamente.

A legislação prevê uma remoção de 30 – 40% de DBO. Por apresentar resultado mais rápido e confiável, os ensaios foram monitorados pela DQO ao invés da DBO.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1. Lixiviados de aterros sanitários

3.1.1. Características Gerais

No processo de percolação de líquidos através das camadas de lixo no aterro, ocorre a solubilização de substâncias orgânicas e inorgânicas, formando um líquido de composição bastante variável.

A produção dos lixiviados é função da precipitação e da disponibilidade de água no local (recirculação de líquidos gerados, irrigação da camada de cobertura, presença de lodos, etc.), das características da camada de cobertura (umidade, vegetação, declividades, etc), das características dos resíduos depositados (composição, umidade, idade, massa específica, método de disposição, etc) e do método de impermeabilização do local (EL-FADEL *et al.*, 2002).

O lixiviado é a soma do teor de umidade natural dos resíduos, acrescida da umidade devida à infiltração e absorção de água da chuva, e ainda de uma parcela mínima gerada pela ação dos microrganismos, enzimas, produtos solubilizados e dissolvidos gerados ao longo do processo biológico. A existência de um teor adequado de umidade nos resíduos é essencial para atividade biológica de degradação. Em aterros sanitários, se a geração de lixiviado é suficiente para superar a umidade de saturação pode ocorrer a liberação do mesmo para o meio ambiente. (CASTILHOS Jr. *et al.*, 2006)

As características do lixiviado são alteradas em função das características dos resíduos, de fatores relativos à área de disposição de resíduos (permeabilidade do aterro, escoamento superficial, idade do aterro) e de fatores climáticos (regime de chuvas, temperatura) (FERREIRA *et al.*; 2000.)

O lixiviado é um líquido escuro, turvo e malcheiroso, também conhecido como percolado, ou ainda vulgarmente como chorume, que exige elevada demanda de oxigênio para estabilização. Produzido indistintamente em aterros sanitários antigos e jovens, e em lixões, pode apresentar um largo espectro de poluentes em sua composição, dependendo, no entanto, das características do material confinado nas células de disposição.

Este pode conter matéria orgânica dissolvida ou solubilizada, nutrientes, produtos intermediários da digestão anaeróbica dos resíduos, como ácidos orgânicos voláteis, substâncias químicas, como por exemplo, metais pesados tais como cádmio, zinco, mercúrio, ou organoclorados, oriundos do descarte de inseticidas e agrotóxicos, além de microrganismos. De acordo com Christensen et al. (2001), a pluma de lixiviado pode conter cinco grupos de poluentes:

- Matéria orgânica dissolvida (MOD) expressa pela demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO) ou pelo carbono orgânico total (COT), incluindo ácidos fúlvicos e húmicos;
- Macrocomponentes inorgânicos Ca^{++} , Mg^{++} , K^+ , NH_4^+ , Fe^{++} , Mn^{++} . Cl^- , SO_4^- e HCO_3^-
- Elementos traço: Cd, Cr, Cu, Pb, Ni, Zn;
- Compostos orgânicos xenobióticos (COXs) presentes em baixas concentrações, incluindo hidrocarbonetos aromáticos, fenóis, e compostos alifáticos clorados, e;
- Outros componentes como boro, arsênio, bário, selênio, mercúrio e cobalto, que são encontrados em baixíssimas concentrações.

As características físicas, químicas e biológicas dos lixiviados dependem do tipo de resíduo aterrado, do grau de decomposição, clima, estação do ano, idade do aterro, profundidade do resíduo aterrado e tipo de operação do aterro, entre outros. Logo, pode-se afirmar que a composição dos lixiviados pode variar consideravelmente de um local para outro, como também em um mesmo local e entre épocas do ano (REINHART & AL-YOUSFI, 1996).

3.1.2. Impactos Ambientais da disposição de lixiviado no meio ambiente

Além dos compostos orgânicos e inorgânicos comumente analisados nas amostras de efluentes domésticos, no lixiviado também podem ser encontradas outras substâncias tóxicas provenientes do recebimento de resíduos industriais ou do recebimento dessas substâncias perigosas de maneira inadvertida.

Essas substâncias perigosas que eventualmente podem existir na massa de resíduos sólidos podem acarretar danos ambientais se atingirem o lençol freático ou as águas superficiais e também podem ser prejudiciais em caso de emissões de gases para a atmosfera. Esses efeitos danosos podem se estender à comunidade animal, vegetal, aquática e aos seres humanos que dela se utilizam.

Além disso, é sabido que o lixiviado contém altas concentrações de nitrogênio amoniacal e que deste fato decorrem vários problemas. Os efluentes com alta concentração de nitrogênio amoniacal quando descartados em cursos d'água, sem prévio tratamento, podem estimular o crescimento de algas, a diminuição do oxigênio dissolvido, além de serem tóxicos à biota do ecossistema aquático. Quando em sistemas de tratamento biológico, as altas concentrações de nitrogênio amoniacal podem causar problemas de odores, além de serem tóxicas às bactérias decompositoras (CASTILHOS Jr. *et al.*, 2006).

A contaminação das águas do subsolo por infiltrações de lixiviado depende não só da profundidade em que se situa o lençol freático, mas também da força de adsorção e da capacidade de autopurificação do solo percorrido. A natureza do solo influencia também a velocidade de escoamento das águas infiltradas, de modo que depósitos de resíduos podem comprometer as águas profundas imediatamente ou após alguns decênios (CASTILHOS Jr. *et al.*, 2006).

O lixiviado pode contaminar as águas superficiais de rios ou até mesmo do mar, através do escoamento superficial direto. Há casos inclusive de construção de aterros sobre áreas de nascentes, comprometendo definitivamente a sua utilização. Essas águas chegam a apresentar cor característica do lixiviado, e também alta concentração de matéria orgânica, de sais e de amônia (GIORDANO, 2003).

Por apresentar substâncias altamente solúveis, o lixiviado pode contaminar as águas do subsolo nas proximidades dos lixões. A presença do lixiviado em águas subterrâneas pode ter conseqüências extremamente sérias para o meio ambiente e para a saúde pública por apresentar compostos altamente tóxicos. Devido à movimentação dos lençóis o lixiviado pode dispersar-se e atingir poços artesianos (SERAFIM *et al.*, 2003).

No caso das contaminações das águas subterrâneas a remediação é muito difícil. A maior possibilidade de autodepuração é pela atenuação da contaminação por diluição no próprio lençol freático. Ocorrem também processos de adsorção no solo, principalmente de compostos orgânicos e amônia. Considerando-se o efeito da adsorção, pode-se observar que o decréscimo das concentrações entre o ponto de infiltração do lixiviado e o limite externo da pluma de contaminação, varia de acordo com a mobilidade desses compostos, sendo encontradas diferentes concentrações para os parâmetros analisados. Nesses casos, e devido às altas concentrações de matéria orgânica, amônia e sais, o uso dos poços freáticos na área de influência dos “lixões” pode ficar totalmente inviabilizado (PASCHOALATO *et al.*, 2000).

O lixiviado é bem mais agressivo que o esgoto doméstico e precisa de um tratamento adequado. O tratamento de lixiviado é uma medida de proteção ambiental, de manutenção da estabilidade do aterro e uma forma de garantir uma melhor qualidade de vida para a população local (SERAFIM *et al.*, 2003).

3.2. Tratamento Combinado de Lixiviados em Estações de Tratamento de Esgoto

O tratamento do lixiviado pode se dar no próprio aterro e através da descarga do mesmo em um sistema externo de tratamento. As tecnologias utilizadas são similares às de tratamento de esgoto. As diferenças estão nos valores dos parâmetros envolvidos que, na composição do lixiviado, têm concentrações significativamente mais altas do que nos esgotos domésticos.

Conceitualmente, o tratamento combinado de lixiviado refere-se ao seu lançamento junto ao afluente de uma estação de tratamento de esgotos, devendo resultar em um efluente tratado que atenda às exigências legais locais. Largamente utilizado nos Estados Unidos, Europa e Japão, esta prática sofre hoje questionamentos sobre as interferências que o lixiviado, em função das suas características, pode promover nos processos de tratamento, particularmente nos biológicos (FERREIRA *et al.*, 2000). Ainda segundo os autores, os critérios para a utilização do tratamento combinando tais como proporção de diluição, devem ser adequadamente definidos para a realidade brasileira.

Em 2000, a Agência de Proteção Ambiental americana (EPA) estimava que quase 800 aterros de resíduos não-perigosos nos Estados Unidos descartavam seus lixiviados em sistemas públicos de tratamento de esgotos (EPA, 2000). Para estes aterros, não são estabelecidos padrões de pré-tratamento, tendo a EPA concluído que os seus lixiviados não interferem na operação dos sistemas de tratamento de esgotos (EPA, 2000).

Alguns autores, no entanto, ponderam que a adoção de pré-tratamento pode ser necessária, em alguns casos, para reduzir a carga orgânica antes do lançamento do lixiviado na rede coletora (TCHOBANOGLIOUS *et al.*,1993). MCBEAN *et al.* (1995), sobre o tratamento combinado de lixiviados com esgoto doméstico, reforçam a idéia de que a relação volumétrica entre o lixiviado e o esgoto não deve ultrapassar 2%.

Dificuldades para o tratamento combinado são impostas pelas altas concentrações de substâncias orgânicas e inorgânicas, oriundas de lixiviados de aterros novos e velhos, respectivamente. Outros problemas possíveis podem ser a corrosão de estruturas e problemas operacionais derivados da precipitação de óxidos de ferro (COSSU, 1982 apud LEMA *et al.* 1988). Grandes volumes de lixiviado adicionados ao sistema de tratamento de esgotos podem ainda resultar em efluentes tratados com elevadas concentrações de matéria orgânica e nitrogênio amoniacal (BOYLE E HAM, 1974; LEMA *et al.* 1988).

Boyle & Ham (1974) demonstraram que um lixiviado com DQO de até 10.000 mg/L pode ser tratado em uma mistura de 5% em volume sem alterar a qualidade do efluente final, através de processo de lodos ativados com aeração prolongada. Henry (1987) demonstrou que lixiviados com elevados valores de DQO (24.000 mg/L), quando combinados até 2% em volume com águas residuárias municipais, não causaram alterações significativas no desempenho de ETE.

Diamadopoulos *et al* (1997) propuseram o uso de uma série de reatores de lodos ativados em laboratório para o tratamento biológico dos efluentes combinados. Com a adição de lixiviado no percentual de 10% em volume da mistura, obtiveram 95% de remoção de DBO e 50% de remoção de nitrogênio amoniacal.

Ehrig (1998) apresenta trabalhos desenvolvidos em laboratório, simulando processos de lodos ativados, onde a adição de lixiviados variou de 1 a 6% em volume na mistura. Os valores de DBO e DQO nos efluentes finais foram crescentes com o aumento da proporção de lixiviado adicionado. O aumento efetivo de DBO e DQO nos efluentes finais pode ser resultado da deficiência de nutrientes (fósforo) em comparação à adição de carga orgânica não-biodegradável. Em todos os experimentos, a velocidade de sedimentação do lodo aumentou com a adição de lixiviados.

Buscando estudar a remoção de nutrientes no tratamento combinado de lixiviado e esgoto, Cossu *et al.* (1998), montaram em laboratório duas seqüências idênticas de reatores anaeróbios, anóxicos e aeróbios. Uma das linhas foi alimentada com esgoto e a outra com misturas de lixiviado variando de 1 a 5% em relação ao esgoto. Os resultados obtidos mostraram que a eficiência de remoção de nitrogênio e fósforo e as velocidades de nitrificação e denitrificação foram maiores na linha operada com lixiviado e esgoto. Durante 12 meses de operação dos sistemas, não foram notados indicativos de inibição do processo biológico nem problemas de instabilidade nos reatores.

Em termos nacionais, no município de Porto Alegre, Facchin *et al.* (2000) monitoraram durante 22 meses o tratamento combinado do lixiviado gerado no aterro sanitário municipal com esgoto doméstico em uma estação de tratamento de esgotos, ETE Lami, que opera com um conjunto de lagoas de estabilização - duas seqüências compostas, cada uma, por uma lagoa anaeróbia, uma facultativa e três de maturação. Os percentuais em volume de lixiviado no afluente à estação variaram de 0,3 a 10,7%, com valor médio de 3,2%. O monitoramento apontou para a importância do controle do aporte de nitrogênio amoniacal na manutenção da estabilidade do processo de degradação. Paralelamente, observou-se um aumento da eficiência de remoção de matéria orgânica e de nutrientes durante o tratamento combinado, com adição de até 4,1% de lixiviado em volume, em relação ao período sem a adição de lixiviado (FACCHIN *et al.*, 1998).

São requisitos para o co-tratamento: a viabilidade do transporte do lixiviado até a ETE, a capacidade da estação em assimilar esse efluente, a compatibilidade do processo com as características desse material e a possibilidade do manejo do provável aumento da produção de lodo.

Essa pode ser uma alternativa viável nas cidades brasileiras onde exista tratamento de esgotos domésticos. Já existem alguns locais com tratamento combinado de lixiviado em ETE sendo utilizado. Podem-se citar os aterros sanitários Bandeirantes e São João (São Paulo-SP), aterro sanitário da Extrema (Porto Alegre – RS), aterro controlado do Morro do Céu (Niterói – RJ) e aterro sanitário de Juiz de Fora,(MG) (Fachin *et al*, 2000; Ferreira *et al*, 2005).

De acordo com o que foi visto na literatura, a eficiência do tratamento combinado reside no estabelecimento de faixas de carga carbonácea e nitrogenada do lixiviado a ser misturado com o efluente doméstico, em função das características físico-químicas de projeto e das concentrações tipicamente observadas em esgotos domésticos.

3.3. Aterro Morro do Céu

Desde 1983, o destino final do lixo coletado em Niterói é o Aterro do Morro do Céu, no bairro do Caramujo.

Os resíduos são espalhados, compactados e, finalmente, recobertos com uma camada de saibro. Por dia, chegam ao Aterro em média 470 toneladas de detritos (Companhia de Limpeza de Niterói, 2009).

Só em 1995, foram despejados no Morro do Céu 209.887 toneladas de lixo (99.183 de lixo domiciliar; 45.435 de lixo de varrição de praia e 65.269 de outros detritos) (Wikimapia, 2009).

Com 200 mil metros quadrados, o Aterro está a sete quilômetros do centro da cidade, com distância média de 12 quilômetros dos Distritos de Limpeza, ficando a menos de 20 quilômetros da área mais remota da cidade. (Wikimapia, 2009)

O lixiviado gerado no aterro durante muitos anos era encaminhado diretamente para o córrego Mata Paca, contribuinte do Rio Sapê, bacia hidrográfica da Baía de Guanabara. A partir do final de 2004 todo o lixiviado (150m³/dia), passou a ser encaminhado para tratamento na ETE Icaraí (SISINNO E MOREIRA, 1996).

O aterro é considerado economicamente adequado à finalidade à qual se destina. As fortes declividades do terreno original auxiliam no confinamento dos resíduos (Companhia de Limpeza de Niterói – 2009).

A Figura 3.1 mostra o Aterro do Morro do Céu.



Figura 3.1- Aterro do Morro do Céu – Niterói (RJ)

3.4. Estação de Tratamento de Esgotos de Icaraí (Niterói-RJ)

A ETE de Icaraí foi inaugurada em agosto de 2003. A estação atende a 170 mil habitantes dos bairros de Boa Viagem, Charitas, Cubango, Icaraí, Ingá, Santa Rosa, São Francisco e Vital Brasil (Águas de Niterói, 2009).

A ETE Icaraí trata 975 litros de esgoto por segundo, sendo dimensionada para atender até 240 mil pessoas, com vazão de 1.350 litros por segundo. O sistema de tratamento primário quimicamente assistido é composto por gradeamento, desarenação, tanque de mistura de coagulante (cloreto férrico), decantação e secagem de lodo. A estação lança os dejetos no emissário submarino de Icaraí, com 3.450 metros de extensão. O tratamento realizado na ETE Icaraí reduz em mais de 90% a carga orgânica despejada no mar (Águas de Niterói, 2009).

A conclusão da ETE Icaraí, somado à extinção das línguas negras, foi um importante marco para a volta da balneabilidade nas praias de Icaraí, Flechas e Boa Viagem.

Em 2005 a concessionária Águas de Niterói inaugurou a 1ª Rede Coletora de Chorume do Brasil, interligada ao aterro sanitário do Morro do Céu. Contando com 5,5 km de tubulações e três elevatórias, a estrutura encaminha o chorume produzido pelo lixo do aterro, cerca de 15 mil litros por dia, para a

Estação de Tratamento de Esgoto de Icaraí. Antes da implantação da rede, o sistema de recolhimento era o mesmo usado em aterros sanitários de Minas Gerais e São Paulo, feito com caminhões, o que gerava um alto custo ao município (Águas de Niterói, 2009).

A Figura 3.2 mostra a ETE Icaraí.



Figura 3.2- ETE Icaraí – Niterói (RJ)

3.5. Tratamentos Físico-Químicos: Coagulação/Floculação/Decantação

O tratamento do lixiviado por processos físico-químicos constitui-se em etapa primordial na busca da diminuição de carga poluente destes efluentes. Os processos mais utilizados são a coagulação, floculação, decantação, flotação, separação por membranas, a adsorção e a oxidação química. No Brasil, esses processos são pouco aplicados nos tratamentos de lixiviados de aterros sanitários, porém, no tratamento de efluentes urbanos e industriais, encontram aplicações mais cotidianas. Nas águas residuais existem partículas de dimensões muito pequenas, chamadas de partículas coloidais, que podem permanecer em suspensão no líquido por um período de tempo muito grande. Esta mistura é chamada de suspensão coloidal e comporta-se, em muitos aspectos, como uma verdadeira solução. Tais partículas possuem normalmente em sua superfície um residual de carga negativa que faz com que elas interajam com as moléculas da água, permanecendo em suspensão. (CASTILHOS Jr. *et al.*, 2006). Esse processo resulta de dois fenômenos: o primeiro é químico e consiste de reações de hidrólise do agente coagulante -

Coagulação, produzindo partículas de carga positiva; o segundo é puramente físico e consiste no contato das partículas com as impurezas, que apresentam carga negativa, ocorrendo uma neutralização das cargas e a formação de partículas de maior volume e densidade - Floculação.

O fenômeno coagulação/floculação é o processo pelo qual as partículas aglutinam-se em pequenas massas com peso específico superior ao da água, chamadas flocos. Este processo usa-se para: remoção de turbidez orgânica ou inorgânica que pode sedimentar rapidamente, remoção de cor verdadeira ou aparente, eliminação de bactérias, vírus e organismos patogênicos suscetíveis de serem separados por coagulação, destruição de algas e plâncton em geral, eliminação de substâncias produtoras de sabor e odor, e de precipitados químicos suspensos em outros (CASTILHOS Jr. *et al.*, 2006).

Outro objetivo desse tratamento que deve ser destacado é reduzir ao máximo a matéria orgânica particulada e não particulada representada pelo parâmetro DQO do lixiviado. A eficiência dessa remoção depende das características físico-químicas do lixiviado e das condições operacionais.

A seguir são detalhadas as etapas do processo estudado.

3.5.1. Mecanismo de coagulação e floculação

Como geralmente, as partículas finas têm cargas elétricas negativas em sua superfície, elas se repelem e dispersam no efluente. Conseqüentemente, para sedimentar estas partículas, é necessário que elas se aglutinem para formar flocos. Como a primeira etapa do tratamento, as cargas das partículas são neutralizadas usando produtos químicos e os microflocos são formados. Esta etapa é chamada coagulação e os produtos químicos usados para neutralização da carga são chamados coagulantes.

Ao adicionar outros tipos de produtos químicos, os microflocos aglutinam-se formando flocos maiores. Esta etapa é chamada floculação e os produtos químicos utilizados são chamados floculantes.

Sais de alumínio, sais de ferro, polímeros catiônicos de baixo peso molecular são geralmente usados como coagulantes e polímeros de alto peso molecular são usados como floculantes. (KURITA HANDBOOK OF WATER

TREATMENT, 1999). Um modelo esquemático do processo da coagulação e da floculação é mostrado em Figura 3.3.

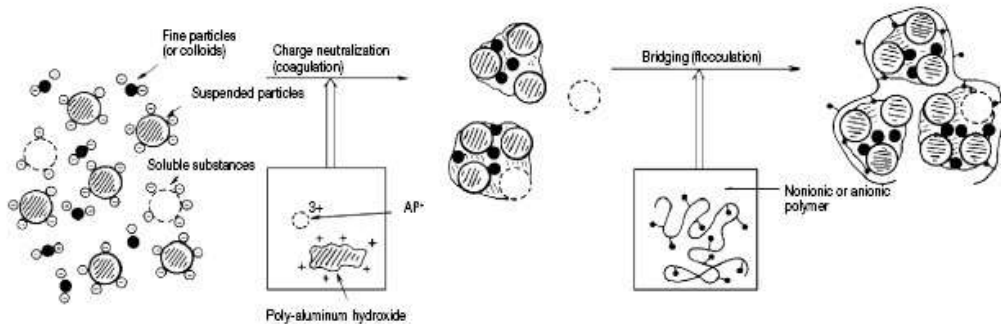


Figura 3.3 – Modelo esquemático do processo de coagulação/floculação

3.5.2 Coagulação

As partículas suspensas no efluente geralmente têm cargas elétricas negativas em sua superfície devido à dissociação das substâncias que compõem essas partículas, à adsorção de hidróxidos metálicos, etc. Estas cargas negativas atraem os cations e repelem os anions. Conseqüentemente, uma dupla camada elétrica é formada na superfície da partícula como mostrado na Figura 3.4.

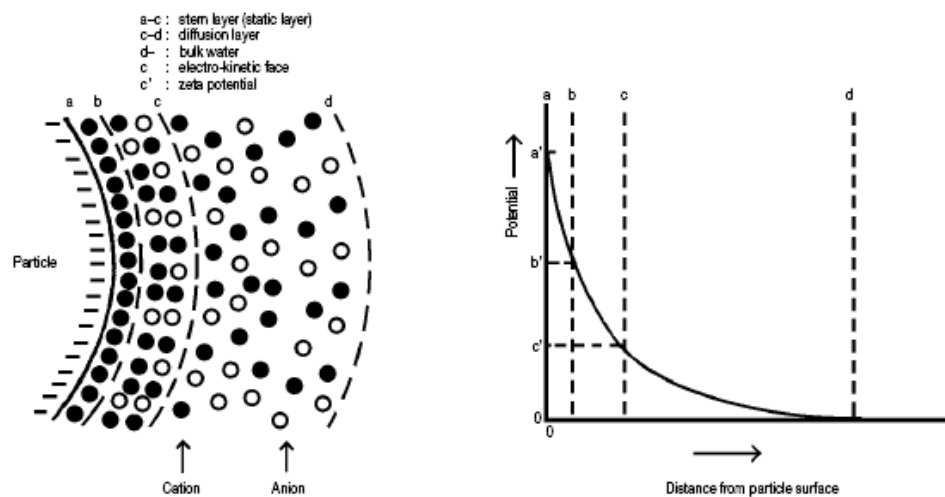


Figura 3.4 – Estrutura da dupla camada elétrica a superfície da partícula com cargas negativas

Quando uma quantidade suficiente de íons de alumínio, ferro, ou polímeros catiônicos de baixo peso molecular são adicionados ao efluente, ocorre a neutralização das cargas superficiais. Assim, a força de repulsão entre as partículas se torna quase nula e elas se aglutinam. Ao mesmo tempo, a deposição do hidróxido metálico proveniente do coagulante acelera a formação de flocos (KURITA HANDBOOK OF WATER TREATMENT, 1999).

O sulfato de alumínio e o cloreto férrico são substâncias comumente utilizadas no tratamento de águas de abastecimento e águas residuárias. Os coagulantes da linha Tanfloc são polímeros orgânico-catiônicos de baixa massa molar, de origem essencialmente vegetal que pode atuar como coagulante e/ou floculante (Tanac, 2008). Segundo o fabricante, os coagulantes Tanfloc não alteram o pH do efluente por não consumirem a alcalinidade do meio e são efetivos para uma faixa de pH de 4,5 a 8,0. Como desvantagem, os coagulantes podem perder suas características se não forem estocados em ambiente seco, ventilado e protegido da luz solar. Os coagulantes da linha Panfloc são constituídos por policloreto de alumínio ($Al_n(OH)_mCl_{3n-m}$) e têm aplicação em tratamento de águas e efluentes (Panamericana, 2008).

3.5.3 Floculação

Os coagulantes neutralizam as cargas superficiais das partículas e formam microflocos. Os floculantes são usados para formar flocos maiores, aglutinando os microflocos.

Polímeros aniônicos e não-iônicos de alto peso molecular são geralmente usados como floculantes. Os grupos funcionais típicos são carboxila (-COOH) e amida (-CONH₂).

Estes floculantes adsorvem os microflocos usando seus grupos funcionais. Grupos carboxila adsorvem os microflocos pela força de atração eletrostática e pela força de ligação iônica com os átomos metálicos, como alumínio e ferro, na superfície do floco.

A adsorção de polímeros não iônicos pode ocorrer pela força da ligação de hidrogênio entre o grupo amida e os grupos hidroxila dos hidróxidos metálicos na superfície do floco.

Os floculantes adsorvem os flocos usando parte dos seus grupos funcionais. Os grupos funcionais que não são utilizados ficam mais afastados da superfície do floco, formando um loop, como mostrado na Figura 3.5.

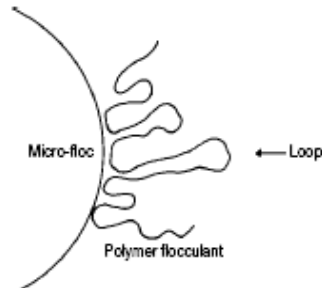


Figura 3.5 - Adsorção do microfloco pelo polímero floculante (formação do loop)

Quando outros microflocos se aproximam do loop, eles são adsorvidos, formando flocos maiores, como mostrado na Figura 3.6.

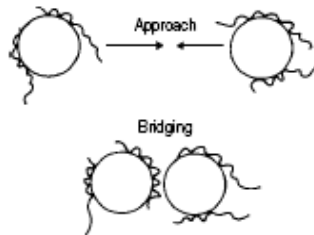


Figura 3.6 – Formação de flocos maiores pelos polímeros floculantes

3.5.4 Agentes auxiliares de coagulação/floculação

Estes compostos não produzem coagulação quando aplicados isoladamente a uma água, mas melhoram os resultados quando usados em combinação com um coagulante.

Os mais conhecidos auxiliares de coagulação são os polieletrólitos.

Polieletrólitos são polímeros de elevada massa molar com um grande número de sítios ativos em suas grandes cadeias orgânicas, que podem ser ou não lineares, compostas de um só tipo de monômero ou de vários tipos; porém em todos os casos, formam macromoléculas de tamanho coloidal (VALENCIA, 1973).

3.5.5 Decantação

A decantação é a etapa que sucede a floculação na qual ocorre a remoção dos flocos da água. É um processo de separação que permite separar misturas heterogêneas de sólidos com líquidos ou por líquidos imiscíveis.

Ao deixar a mistura em repouso, os flocos sedimentam-se, e para realizar a sua separação da água, inclina-se o recipiente para o escoamento do líquido, terminando o processo de decantação (INFOESCOLA,2009).

4. MATERIAIS E MÉTODOS

4.1. Procedimento de coleta e preservação das amostras de lixiviado e esgoto

A coleta de esgoto foi realizada na Estação de Tratamento de Esgoto de Icaraí, em Niterói – RJ. O lixiviado foi recolhido no Aterro do Morro do Céu, também em Niterói – RJ. Assim que transferidas para o laboratório, as amostras foram armazenadas em bombonas de plástico e preservadas abaixo de 4°C, para posterior utilização.

4.2. Caracterização das amostras de lixiviado e de esgoto

A caracterização das amostras de lixiviado e de esgoto foi feita com base nos seguintes parâmetros: pH, DQO, turbidez, nitrogênio amoniacal, Sólidos Totais (ST) e Sólidos Suspensos Totais (SST). Todos os procedimentos analíticos utilizados se basearam no APHA (2005) e os mesmos estão descritos no item 4.6.

4.3. 1ª Etapa: Definição da condição ótima para cada coagulante

Os ensaios tentaram reproduzir a situação existente na ETE Icaraí (Niterói-RJ), onde o lixiviado é misturado ao esgoto doméstico em um sistema de tratamento que conta com tratamento primário quimicamente assistido (coagulação/floculação) seguido pelo lançamento em um emissário submarino.

Os ensaios de laboratório foram realizados em um aparelho de “jar-test”. A metodologia de operação dos ensaios foi adaptada de Jordão & Pessoa (2005); Di Bernardo et al. (2002) e Castilho Jr. et al. (2006). As condições de ensaio foram: etapa mistura rápida a 150 rpm (2 min.); mistura lenta a 30 rpm (20 min) e decantação por 30 min. Os parâmetros avaliados foram:

a) coagulante: Foram utilizados sulfato de alumínio (Vetec), cloreto férrico (Vetec), Tanfloc SG e Tanfloc SL (amostras cedidas pela Tanac) e Panfloc Hiper Plus (amostra cedida pela Panamericana).

b) concentração de coagulante: as dosagens utilizadas foram de 20, 40 e 60 mg/L. Esses valores foram obtidos de trabalhos reportados da literatura (JORDÃO, 2005) e são concentrações correntemente utilizadas na ETE Icaraí.

c) adição de auxiliares de floculação: em alguns ensaios foram introduzidos auxiliares de floculação para verificar se há melhoria do processo. Os polieletrólitos avaliados foram catiônico (FX CS7) e aniônico (FX AS6), ambos cedidos pela Faxon. As dosagens estudadas foram de 0,5 e 1,0 mg/L.

A Tabela 1 ilustra os ensaios que foram realizados para cada coagulante. Nessa tabela, as letras mostradas na coluna Código do Ensaio serão usadas para referenciar esses ensaios nos gráficos de resultados apresentados adiante. Para efeitos comparativos, foram efetuados ensaios de decantação sem introdução de produtos químicos, utilizando um tempo de retenção de 1 hora (JORDÃO, 2005). Todos os experimentos foram realizados com o pH natural do esgoto ou mistura, portanto, sem necessidade de ajuste de pH. As concentrações de lixiviado na mistura foram de 0,5; 2 e 5%, além de ensaios sem introdução de lixiviado (apenas esgoto bruto).

Tabela 1. Resumo dos experimentos realizados

Experimentos			
Código do Ensaio	Concentração de coagulante (mg/L)	Poli-eletrólito	
		Dosagem (mg/L)	Tipo
A	20	-	-
B		0,5	Catiônico
C			Aniônico
D		1,0	Catiônico
E			Aniônico
F	40	-	-
G		0,5	Catiônico
H			Aniônico
I		1,0	Catiônico
J			Aniônico
K	60	-	-
L		0,5	Catiônico
M			Aniônico
N		1,0	Catiônico
O			Aniônico

A Figura 4.1 mostra o aparelho de Jar-Test utilizado nos experimentos e a Figura 4.2 mostra um ensaio realizado nesse aparelho.



Figura 4.1-Aparelho de Jar-Test utilizado nos experimentos

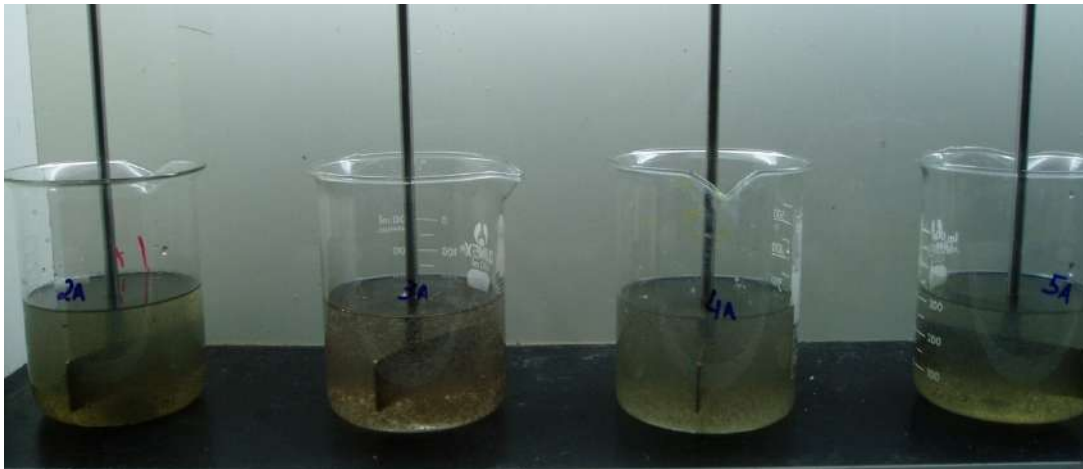


Figura 4.2- Ensaios realizados no Jar-Test. O becher 2A ilustra o tratamento com cloreto férrico, o 3A com Tanfloc SG, o becher 4A com Tanfloc SL e o 5A com Panfloc.

4.4.2ª Etapa: Determinação do melhor coagulante

Foram realizados seis ensaios de réplicas da melhor condição de cada coagulante, para cada diluição de lixiviado em esgoto, baseando-se nos resultados da 1ª Etapa. O objetivo da 2ª etapa é analisar se as remoções obtidas com diferentes coagulantes são equivalentes, através de uma análise estatística dos dados (com o software Minitab 15), e determinar o melhor coagulante dentre os cinco estudados.

As condições dos experimentos foram as mesmas descritas no item anterior.

4.5.3ª Etapa: Ensaio de Toxicidade

Foram realizados ensaios de toxicidade para avaliar o grau de toxicidade sobre organismos vivos utilizando-se a metodologia da FEEMA, MF-456.R-0 que tem como objetivo, através de um método estático, determinar o efeito agudo letal causado por efluentes líquidos em peixes da espécie *Danio rerio*. Este teste foi aplicado para amostra bruta e para amostra tratada com o coagulante eleito o mais eficiente, utilizando a concentração de 5% de lixiviado, que seria a condição mais impactante para o tratamento de esgoto.

As concentrações de componentes inorgânicos no lixiviado são muito elevadas, sendo talvez a principal responsável pela toxicidade. Levando-se em consideração as condições do corpo receptor, esta toxicidade irá afetar organismos que são produtores primários, componentes do fitoplâncton, que constituem o elemento básico da cadeia alimentar, transformando a matéria inorgânica em orgânica, para alimentar outros organismos (SILVA, 2002).

Na literatura, há poucos trabalhos que correlacionam a tratabilidade dos efluentes com a sua toxicidade. A grande maioria dos trabalhos aborda principalmente a toxicidade do efluente final e seu possível impacto no corpo receptor.

O método do ensaio consiste na exposição de indivíduos jovens da espécie *Danio rerio* a várias concentrações de efluentes líquidos, sem renovação das soluções, por um período contínuo de 48 horas, sob condições controladas de temperatura, oxigênio dissolvido e fotoexposição. A Figura 4.3 apresenta uma fotografia do peixe *Danio rerio*.

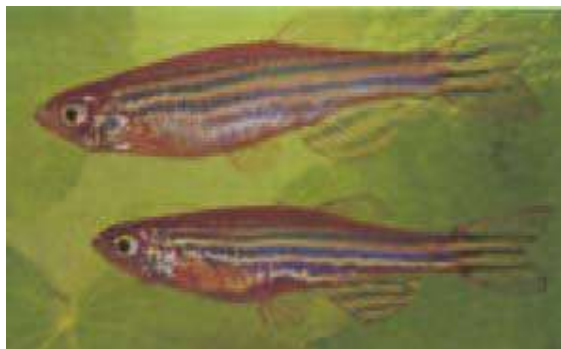


Figura 4.3- Danio rerio

Fonte: Silva (2002)

O ensaio foi realizado pelo Labtox (Laboratório de Análise Ambiental Ltda) com objetivo de determinar o número de unidades de toxicidade das amostras bruta e tratada. O número de unidades de toxicidade é definido pela fórmula:

$$UT = \frac{100}{CENO}$$

Onde CENO, Concentração de Efeito Não Observado, representa a maior concentração de um efluente líquido industrial que não cause efeito letal em peixes, num prazo de 48 (quarenta e oito) horas, em testes de toxicidade. (FEEMA, 1990).

4.6. Metodologia Analítica

4.6.1. pH

O pH foi determinado pelo método potenciométrico utilizando um medidor de pH da marca Qualxtron, modelo 8010, previamente calibrado com soluções tampão de pH 7,0 e 9,0, conforme indicado pelo *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2005).

4.6.2. Turbidez

A turbidez foi medida em um turbidímetro digital. Este parâmetro representa o grau de interferência com a passagem da luz através da água. É devida a matéria em suspensão na água (argila, silte, matéria orgânica, etc.) e perturba sua transparência. Sua unidade de medida é NTU (Unidades de Turbidez Nefelométrica).

4.6.3. Nitrogênio Amoniacal

Para determinar a concentração de N-NH₃, foi utilizado o método do eletrodo seletivo de amônia, 4500 – NH₃ D. (APHA, 2005). O eletrodo de íon seletivo usado foi da marca Thermo Orion, modelo 4 star pH – ISE portable.

Antes de realizar o teste, foi necessário fazer uma curva de calibração. Para tal, foram preparados padrões de concentrações 14 mg/L, 140 mg/L e 1400 mg/L de amônia. Foram usados 20 mL de amostra ou de padrão para cada leitura. No momento da leitura adicionou-se 0,4 mL de solução ISA (Ionic Strength Adjustor) e manteve-se em agitação moderada. Introduziu-se o eletrodo tomando cuidado de evitar a formação de bolhas na parte inferior do mesmo. A leitura dos padrões determinou os coeficientes A e B da equação 1 para calcular a concentração em ppm (ou mg/L) de amônia das amostras.

$$(mV) = A * \log[N - NH_3] + B \quad (1)$$

4.6.4. Sólidos Totais (ST) e Sólidos Suspensos Totais (SST)

As determinações de ST e SST foram conduzidas de acordo com os métodos 2540 B. e 2540 C. (APHA, 2005), respectivamente

4.6.5. Demanda Química de Oxigênio (DQO)

As análises de Demanda Química de Oxigênio foram realizadas através do método colorimétrico de refluxo fechado, segundo metodologia padrão 5220 D. (APHA, 2005). Utilizou-se um reator Hach modelo DRB200 para a digestão das amostras, e a leitura da DQO foi efetuada em espectrofotômetro Hach modelo DR-2800.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1. Caracterização das amostras de lixiviado e esgoto

Todas as amostras de lixiviado e esgoto recebidas passaram pela etapa inicial de caracterização antes de receber qualquer tratamento. As amostras foram recolhidas em intervalos mensais, em diferentes épocas do ano. Os resultados da caracterização dos parâmetros físico-químicos das amostras de lixiviado e esgoto estão apresentados de uma forma resumida na Tabela 2.

Tabela 2. Resultados de caracterização das amostras de lixiviado e esgoto utilizadas nos experimentos.

Parâmetro	Unidade	Esgoto		Lixiviado	
		Média	Faixa	Média	Faixa
pH		7,13	7,09-7,19	7,83	7,50-8,16
Turbidez	NTU	71,4	51,2-91,5	15,0	12,5-27,9
N-NH ₃	mg/L	89,5	26,0-153	547	431-663
DQO	mg/L	379,5	253-506	1688	1066-2310
SST	mg/L	178	145-210	72	66-78

Os parâmetros de caracterização não apresentaram grandes variações, exceto para a N-NH₃ e a DQO. Essas variações podem ser explicadas pelas alterações climáticas, como a incidência de chuvas, já que o ponto de coleta foi o mesmo para todas as amostragens.

5.2. 1ª Etapa: Definição da condição ótima para cada coagulante

O objetivo dessa etapa foi definir a condição ótima para cada coagulante estudado.

Como meta de eficiência, foi estabelecida remoção mínima de 30% de DQO. As leis 2661 e 4692 (Governo do Estado do RJ) estabelecem como níveis mínimos de tratamento de esgotos sanitários para posterior lançamento em emissários submarinos a remoção de 30 – 40% de DBO. Apesar de a legislação

indicar a DBO como parâmetro alvo, foram realizadas medidas de DQO por esta apresentar resultado mais rápido e confiável.

A Tabela 3 mostra os valores de DQO para as misturas brutas de lixiviado em esgoto e os gráficos ilustrados nas Figuras 5.1 a 5.4 mostram os resultados obtidos, em termos de remoção de DQO, de todos os experimentos realizados com os coagulantes. Os resultados para os ensaios de decantação, média de três experimentos, estão mostrados na Tabela 4.

Tabela 3. Medidas de DQO das misturas brutas de lixiviado em esgoto.

Diluição de lixiviado em esgoto (%)	DQO	
	Média	Faixa
0	379,5	253-506
0,5	399,0	255-543
2,0	406	376-436
5,0	472	360-584

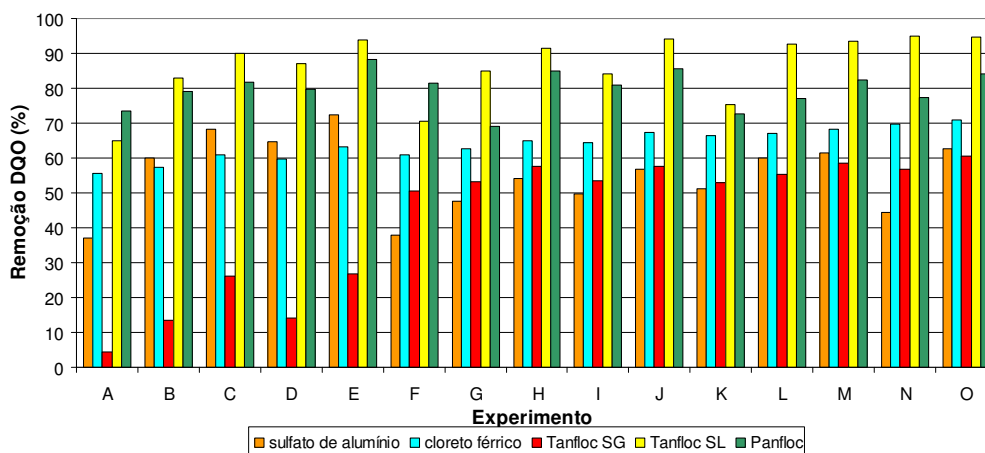


Figura 5.1. Resultados de remoção de DQO para os coagulantes estudados aplicados ao esgoto puro.

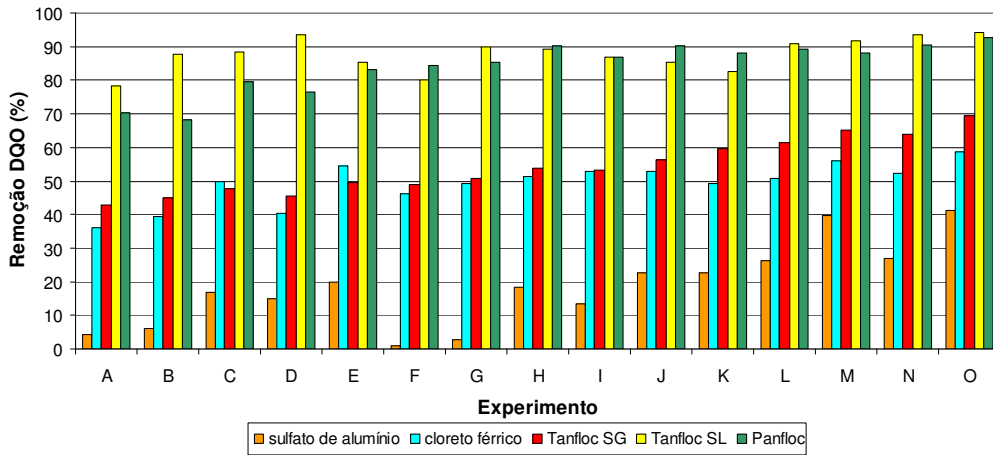


Figura 5.2. Resultados de remoção de DQO para os coagulantes estudados aplicados à mistura de 0,5% de lixiviado em esgoto.

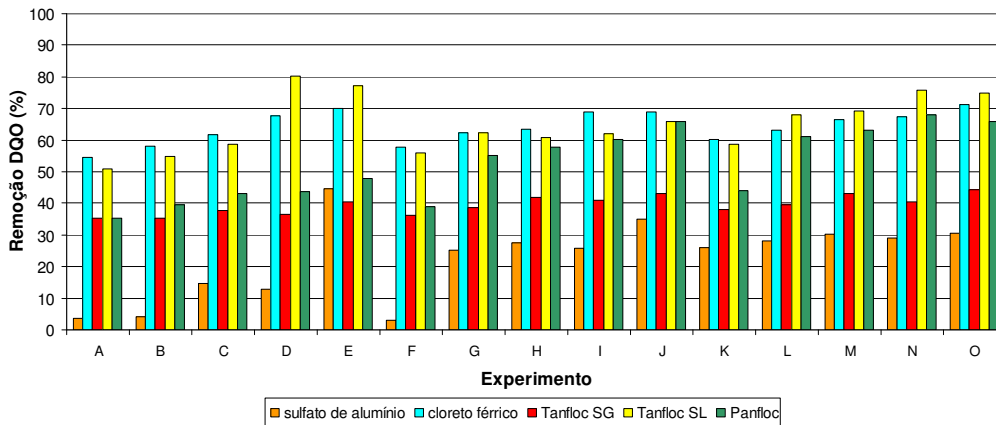


Figura 5.3. Resultados de remoção de DQO para os coagulantes estudados aplicados à mistura de 2% de lixiviado em esgoto.

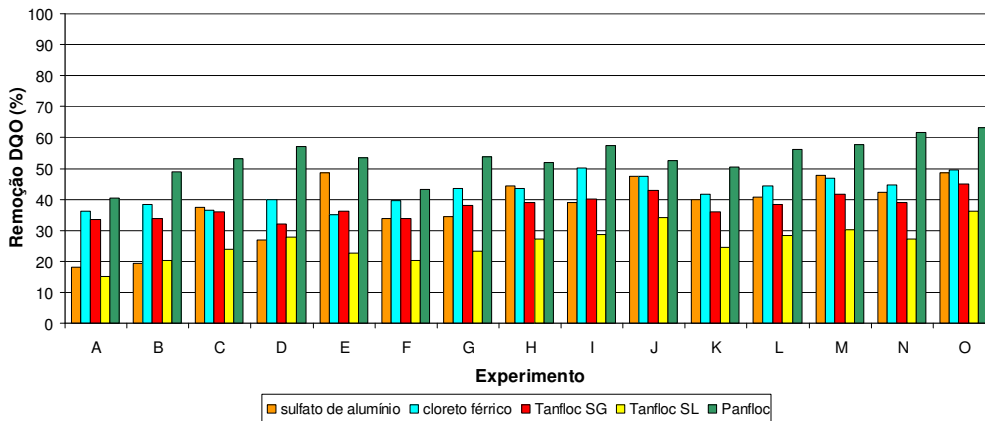


Figura 5.4. Resultados de remoção de DQO para os coagulantes estudados aplicados à mistura de 5% de lixiviado em esgoto.

Tabela 4. Resultados de remoção de DQO para os ensaios de decantação com tempo de retenção de 1h.

Proporção de lixiviado na mistura (%v/v)	Remoção de DQO (%)
0	19,0
0,5	15,4
2,0	20,8
5,0	20,4

Dos resultados apresentados, pode-se observar que as eficiências de remoção de DQO obtidas nos ensaios de decantação primária (sem adição de coagulantes) são inferiores àqueles com adição de coagulantes (exceto para algumas condições do sulfato de alumínio), ou seja, o processo de decantação não conseguiu atingir a remoção mínima de 30% de DQO. Outro ponto importante a ser observado é que, para a única amostragem realizada, a adição de lixiviado ao esgoto puro causa impacto nos resultados, diminuindo a porcentagem de remoção de DQO, para todos os coagulantes testados. Além disso, nessa amostragem o sulfato de alumínio parece ter o pior desempenho, quando comparado aos demais. Já a adição de polieletrólitos, em geral, melhorou a eficiência do processo para o esgoto puro e para as misturas de 0,5 e 2,0% de lixiviado em esgoto. Na diluição de 5% de lixiviado em esgoto, a adição de polieletrólito não causou grande impacto nos resultados.

Dados disponíveis na literatura (JORDÃO & PESSOA, 2005) indicam concentrações de 10 a 30 mg/L de cloreto férrico como usuais na etapa de coagulação do esgoto puro. Os polieletrólitos aplicados costumam ser aniônicos, em dosagem típica de 0,25 a 0,50 mg/L. A eficiência típica para o processo é de 30 a 50% de remoção de DQO. Considerando que a meta de remoção neste estudo é de, no mínimo, 30% de DQO, as condições que possibilitaram que a eficiência do processo atingisse essa meta estão apresentadas nas Tabelas 5 a 8, que também ilustram um resumo dos resultados obtidos para cada porcentagem de mistura.

Tabela 5. Resumo dos resultados de DQO e turbidez para as condições que alcançaram a meta estabelecida (amostras de esgoto puro).

Coagulante	Concentração (mg/L)	Polieletrólito	DQO final (mg/L)	Remoção de DQO (%)	Turbidez final (NTU)	Remoção de turbidez (%)
Sulfato de alumínio	20	-	270	30	63	31,4
Cloreto férrico	20	-	152	55,6	45	59
Tanfloc SG	40	-	104	50,5	*	*
Tanfloc SL	20	-	145	65,1	57	70,8
Panfloc	20	-	67	73,6	*	*

* análises não realizadas

Tabela 6. Resumo dos resultados de DQO e turbidez para as condições que alcançaram a meta estabelecida (mistura 0,5% de lixiviado em esgoto).

Coagulante	Concentração (mg/L)	Polieletrólito	DQO final (mg/L)	Remoção de DQO (%)	Turbidez final (NTU)	Remoção de turbidez (%)
Sulfato de alumínio	60	Aniônico 0,5 mg/L	164	39,8	22	46,2
Cloreto férrico	20	-	278	36,1	62,4	53,5
Tanfloc SG	20	-	94	42,9	*	*
Tanfloc SL	20	-	118	65,2	69	78,2
Panfloc	20	-	75	70,3	*	*

* análises não realizadas

Tabela 7. Resumo dos resultados de DQO e turbidez para as condições que alcançaram a meta estabelecida (mistura 2 % de lixiviado em esgoto).

Coagulante	Concentração (mg/L)	Polieletrólito	DQO final (mg/L)	Remoção de DQO (%)	Turbidez final (NTU)	Remoção de turbidez (%)
Sulfato de alumínio	20	Aniônico 1,0 mg/L	151	44,5	32	45,9
Cloreto férrico	20	-	199	54,3	103	23,5
Tanfloc SG	20	-	107	35,3	*	*
Tanfloc SL	20	-	195	47,3	38	50,9
Panfloc	20	-	164	35,3	23	47,3

* análises não realizadas

Tabela 8. Resumo dos resultados de DQO e turbidez para as condições que alcançaram a meta estabelecida (mistura 5 % de lixiviado em esgoto).

Coagulante	Concentração (mg/L)	Poli-eletrólito	DQO final (mg/L)	Remoção de DQO (%)	Turbidez final (NTU)	Remoção de turbidez (%)
Sulfato de alumínio	20	Aniônico 0,5 mg/L	227	37,6	43	28,3
Cloreto férrico	20	-	237	36,3	59	39,5
Tanfloc SG	20	-	133	33,6	*	*
Tanfloc SL	20	Catiônico 1,0 mg/L	181	30	31	50
Panfloc	20	-	168	40,5	33	27,7

* análises não realizadas

Pelos resultados apresentados observa-se que, em geral, a menor concentração de coagulante produziu resultados maiores que 30% de remoção de DQO. O parâmetro turbidez mostrou resultados variáveis, sem nenhuma tendência específica. Os resultados de remoção de DQO mostraram, nestes ensaios, uma tendência de diminuir com o aumento da concentração de lixiviado na mistura.

A Tabela 9 mostra as condições escolhidas para serem analisadas durante a próxima etapa.

Tabela 9. Resumo dos experimentos realizados na 2ª Etapa

Cloreto Férrico		
Diluição	Concentração (mg/L)	Polieletrólito (mg/L)
0%	20	-
0,5%	20	-
2%	20	-
5%	20	-
Tanfloc SG		
Diluição	Concentração (mg/L)	Polieletrólito (mg/L)
0%	40	-
0,5%	20	-
2%	20	-
5%	20	-
Tanfloc SL		
Diluição	Concentração (mg/L)	Polieletrólito (mg/L)
0%	20	-
0,5%	20	-
2%	20	-
5%	20	1,0 (catiônico)
Panfloc		
Diluição	Concentração (mg/L)	Polieletrólito (mg/L)
0%	20	-
0,5%	20	-
2%	20	1,0 (aniônico)
5%	20	-
Sulfato de Alumínio		
Diluição	Concentração (mg/L)	Polieletrólito (mg/L)
0%	20	-
0,5%	20	1,0 (aniônico)
2%	20	1,0 (aniônico)
5%	20	1,0 (aniônico)

5.3.2ª Etapa: Determinação do melhor coagulante

As condições dos experimentos da 2ª etapa, apresentadas na Tabela 8, foram definidas com base nos resultados apresentados nas Tabelas 4 a 7 acima. Para cada coagulante, selecionou-se a condição que obteve menor consumo de produtos químicos para atingir 30% de remoção de DQO, em cada uma das diluições de lixiviado em esgoto analisadas.

A Tabela 10 apresenta, de forma resumida, os resultados obtidos na 2ª Etapa.

Tabela 10. Resumo dos resultados da 2ª Etapa

Cloreto Férrico				
Diluição	Concentração (mg/L)	Polieletrólito (mg/L)	Remoção DQO (%)	
			Média	Faixa
0%	20	-	63	55-75
0,5%			56	48-73
2%			61	53-83
5%			66	52-76
Tanfloc SG				
Diluição	Concentração (mg/L)	Polieletrólito (mg/L)	Remoção DQO (%)	
			Média	Faixa
0%	40	-	81	72-90
0,5%	20	-	72	68-75
2%			71	60-80
5%			69	55-75
Tanfloc SL				
Diluição	Concentração (mg/L)	Polieletrólito (mg/L)	Remoção DQO (%)	
			Média	Faixa
0%	20	-	61	46-68
0,5%			69	62-74
2%			64	58-68
5%	20	1,0 (catiônico)	69	53-76
Panfloc				
Diluição	Concentração (mg/L)	Polieletrólito (mg/L)	Remoção DQO (%)	
			Média	Faixa
0%	20	-	61	47-68
0,5%	20	1,0 (aniônico)	69	62-75
2%			69	56-81
5%			68	54-76
Sulfato de Alumínio				
Diluição	Concentração (mg/L)	Polieletrólito (mg/L)	Remoção DQO (%)	
			Média	Faixa
0%	20	-	53	52-57
0,5%	20	1,0 (aniônico)	61	58-63
2%			55	51-60
5%			50	44-60

Visando apresentar de forma clara os resultados obtidos foi plotado no programa *Minitab 15* um gráfico Boxplot.

O boxplot é um gráfico que possibilita representar a distribuição de um conjunto de dados com base em alguns de seus parâmetros descritivos, quais sejam: a mediana, o quartil inferior, o quartil superior e do intervalo interquartil. O boxplot permite avaliar a simetria dos dados, sua dispersão e a existência ou não de outliers (valores extremos que superam em uma vez e meia a amplitude interquartilica, que é quartil 3 menos quartil 1) nos mesmos, sendo especialmente adequado para a comparação de dois ou mais conjuntos de dados correspondentes às categorias de uma variável qualitativa.

A linha horizontal dentro da caixa representa a mediana do conjunto de dados. O círculo representa a média e as hastes constituem limites para além dos quais os dados passam a ser considerados *outliers*. O limite horizontal superior da caixa representa o terceiro quartil, e o limite horizontal inferior representa o primeiro quartil.

As distribuições das porcentagens de remoção de DQO são apresentadas na Figura 5.5.

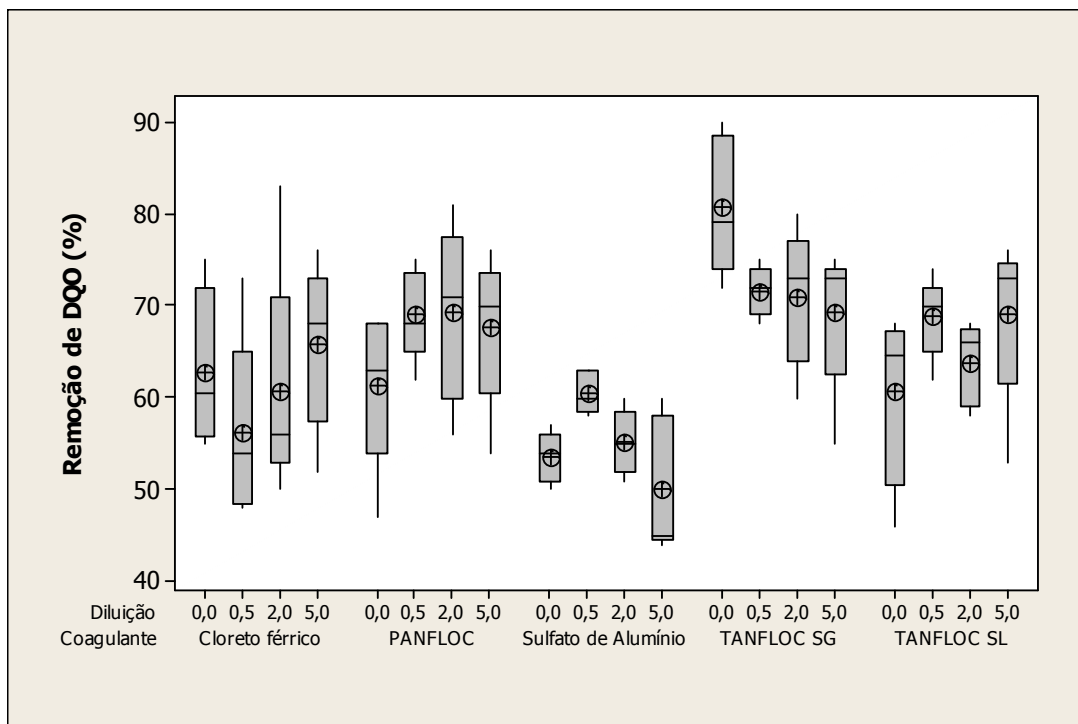


Figura 5.5- Representação gráfica (Box-plot) da distribuição dos resultados de remoção de DQO

Para avaliar se as remoções de DQO para os diferentes coagulantes são equivalentes, utilizou-se o teste ANOVA a um fator (*One-Way ANOVA*).

A idéia do teste ANOVA é verificar se as médias amostrais de um conjunto de n amostras, com $n > 2$, são estatisticamente iguais ou não. Calcula-se a variância conjunta de todos os grupos, sendo esta a variância dentro dos grupos, e compara-se este valor com a variância entre os grupos, utilizando-se para tanto um teste tipo F. O teste ANOVA exige que os dados tenham distribuição normal e que as variâncias nas n populações sejam iguais.

Adotando como válidas as hipóteses acima e fixando um intervalo de confiança para o teste de 95%, tem-se que se $p < 0,05$ os resultados são estatisticamente diferentes.

A Tabela 11 mostra o resultado do teste ANOVA para cada diluição de lixiviado em esgoto e as Figuras 5.6 a 5.9 mostram os gráficos (boxplot) da distribuição dos resultados de remoção de DQO para cada diluição de lixiviado em esgoto.

Tabela 11. Resultados do teste ANOVA para cada diluição de lixiviado em esgoto

Concentração de lixiviado em esgoto (%)	p
0	0,001
0,5	0,001
2	0,045
5	0,008

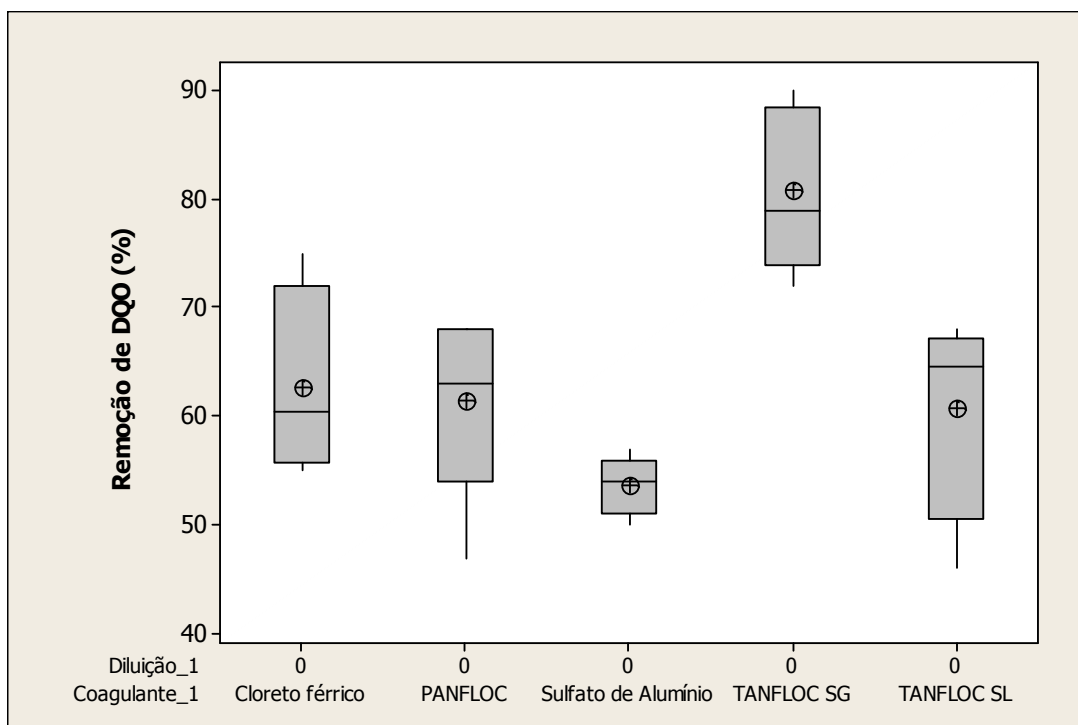


Figura 5.6- Resultado do teste ANOVA para remoções de DQO dos diferentes coagulantes na amostra de esgoto puro

Para o esgoto puro, obteve-se $p = 0,001$, o que significa que pelo menos um dos coagulantes, ou todos, apresenta resultados estatisticamente diferentes, ou seja, suas remoções não são equivalentes às remoções dos demais coagulantes.

Para confirmar esta observação, um dos coagulantes é retirado da análise e o valor de p é calculado novamente. Se esse valor permanecer menor

que 0,05, significa que as remoções de DQO dos coagulantes que continuaram na análise também podem ser diferentes entre si. Se, ao contrário, o valor de p for maior que 0,05 significa que os coagulantes que restaram na análise são iguais e o que foi retirado é diferente.

Como os resultados do Tanfloc SG são visualmente os mais distintos, o teste ANOVA foi feito excluindo-se as remoções de DQO com esse coagulante.

Assim, o resultado sem o Tanfloc SG foi $p = 0,311$, significando que as remoções dos outros coagulantes são iguais entre si, e o Tanfloc SG é diferente. O Tanfloc SG é melhor do que os outros coagulantes para o esgoto puro, os outros são iguais entre si.

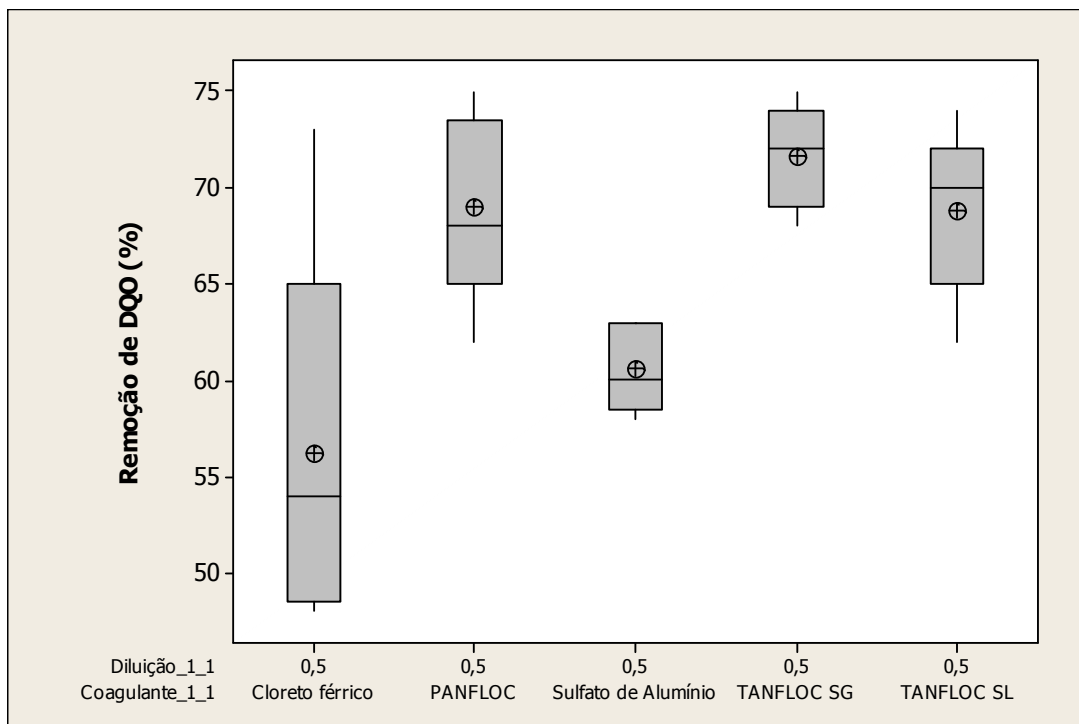


Figura 5.7- Resultado do teste ANOVA para remoções de DQO dos diferentes coagulantes na mistura de 0,5% de lixiviado em esgoto

Para a diluição de 0,5% de lixiviado em esgoto, obteve-se $p = 0,001$, o que indica diferença estatística entre as remoções de DQO para os diferentes coagulantes.

Retirando-se o cloreto férrico da análise, obteve-se $p = 0,002$, o que continua indicando essa diferença de remoção de DQO. Retirando-se o sulfato de alumínio e mantendo o cloreto férrico, tem-se $p = 0,005$, indicando ainda a diferença. Por fim, retirando da análise o sulfato de alumínio e o cloreto férrico,

tem-se $p = 0,504$. Isso significa que os resultados com Panfloc, Tanfloc SG e Tanfloc SL são iguais.

Para testar se o cloreto férrico e o sulfato de alumínio são diferentes entre si, calculou-se p considerando apenas esses dois coagulantes, e o valor encontrado foi $p = 0,368$. Ou seja, os dois coagulantes são iguais entre si.

Os piores resultados para a diluição de 0,5% foram para o cloreto férrico e sulfato de alumínio. O sulfato de alumínio não apresentou bons resultados mesmo sendo testado com adição 1,0 mg/L de polieletrólito aniônico. Os melhores foram Panfloc, Tanfloc SG e Tanfloc SL, que são iguais entre si.

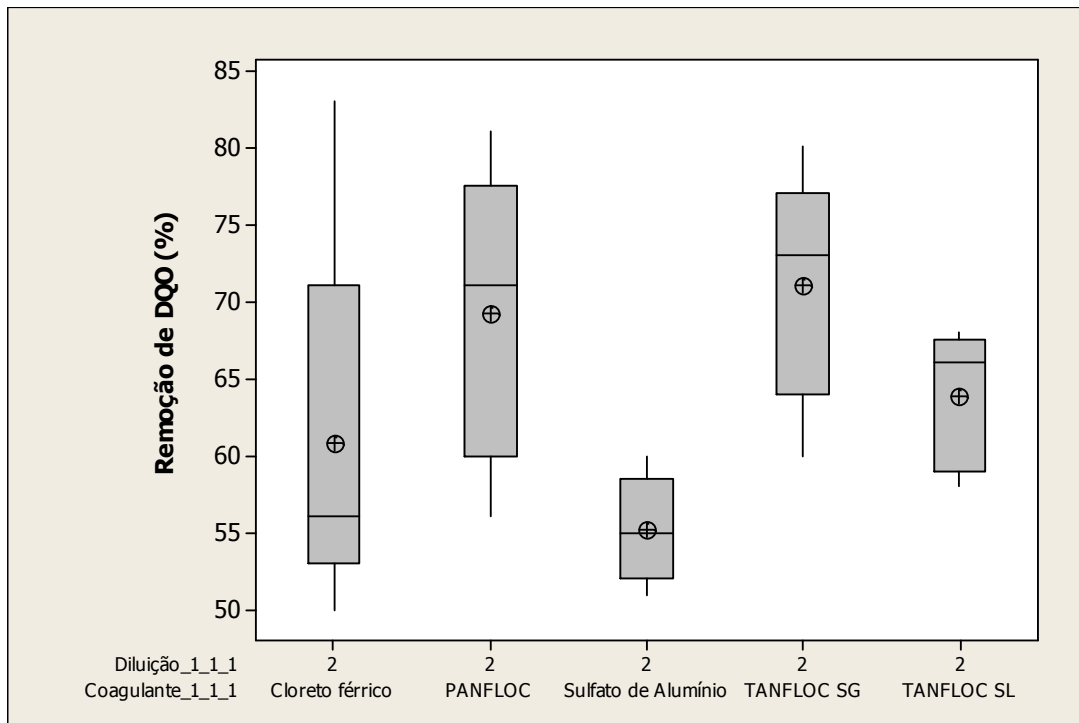


Figura 5.8- Resultado do teste ANOVA para remoções de DQO dos diferentes coagulantes na mistura de 2% de lixiviado em esgoto

Para a diluição de 2% de lixiviado em esgoto, o teste ANOVA apontou $p = 0,045$, o que indica resultados distintos entre os coagulantes.

Como o sulfato de alumínio apresentou o resultado mais discrepante, o teste foi feito novamente sem esse coagulante, obtendo-se $p = 0,296$. Isso significa que o sulfato de alumínio é o coagulante que apresentou remoções de

DQO diferentes dos demais coagulantes. O sulfato de alumínio apresentou o pior desempenho nessa diluição mesmo com a adição de 1,0 mg/L de polieletrólito aniônico e os demais coagulantes apresentaram resultados estatisticamente semelhantes. Entretanto, o tratamento com Panfloc teve adição de 1,0 mg/L de polieletrólito aniônico.

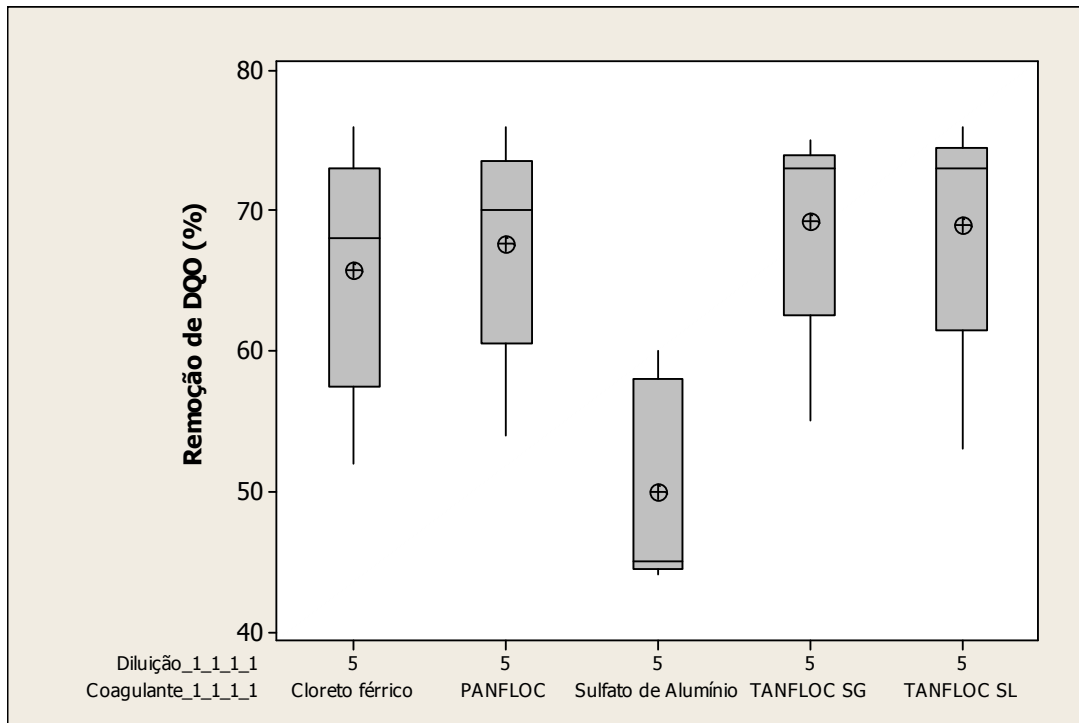


Figura 5.9- Resultado do teste ANOVA para remoções de DQO dos diferentes coagulantes na mistura de 5% de lixiviado em esgoto

Para a diluição de 5% de lixiviado em esgoto, o resultado do teste ANOVA foi $p = 0,008$. Retirando-se o sulfato de alumínio da análise, obtém-se $p = 0,919$. Isso indica que o sulfato de alumínio apresenta resultados estatisticamente diferentes dos demais coagulantes. Apesar do sulfato de alumínio ter sido testado com a adição de 1,0 mg/L de polieletrólito aniônico, seus resultados foram inferiores aos dos outros coagulantes. Os resultados para o cloreto férrico, Tanfloc SG e Tanfloc SL são melhores que os do sulfato e são iguais entre si. É importante observar que o teste com Tanfloc SL foi feito com a adição de 1,0 mg/L de polieletrólito catiônico.

Assim, pela análise dos gráficos apresentados, para o esgoto puro as remoções de DQO foram maiores para o Tanfloc SG. Para a diluição de 0,5%, os resultados de Tanfloc SG, Tanfloc SL e Panfloc foram estatisticamente semelhantes entre si e melhores que os resultados do cloreto férrico e sulfato de alumínio. O sulfato de alumínio, mesmo com adição de polieletrólito, apresentou resultados inferiores. Para a diluição de 2,0%, os coagulantes cloreto férrico, Tanfloc SG e Tanfloc SL apresentaram resultados equivalentes. O Panfloc apresentou resultados semelhantes a esses coagulantes para esta diluição, porém foi necessária a adição de polieletrólito. Para a diluição de 5,0%, os coagulantes cloreto férrico, Tanfloc SG e Panfloc apresentaram resultados equivalentes. O Tanfloc SL também apresentou resultados estatisticamente semelhantes a esses coagulantes para esta diluição, mas foi necessária a adição de polieletrólito.

Para avaliar se as remoções de DQO de cada coagulante variam com a concentração de lixiviado no esgoto, foi aplicado o teste ANOVA para as remoções de DQO de cada coagulante nas diferentes diluições de lixiviado em esgoto.

A Tabela 12 mostra os resultados do teste ANOVA para as remoções de DQO de cada coagulante em cada uma das diluições analisadas e as Figuras 5.10 a 5.15 mostram a comparação dos resultados de remoção de DQO por coagulante em cada diluição.

Tabela 12. Resultados do teste ANOVA para cada coagulante e porcentagens diferentes de lixiviado

Coagulante	p
Cloreto Férrico	0,543
Tanfloc SG	0,067
Tanfloc SL	0,289
Panfloc	0,401
Sulfato de Alumínio	0,014

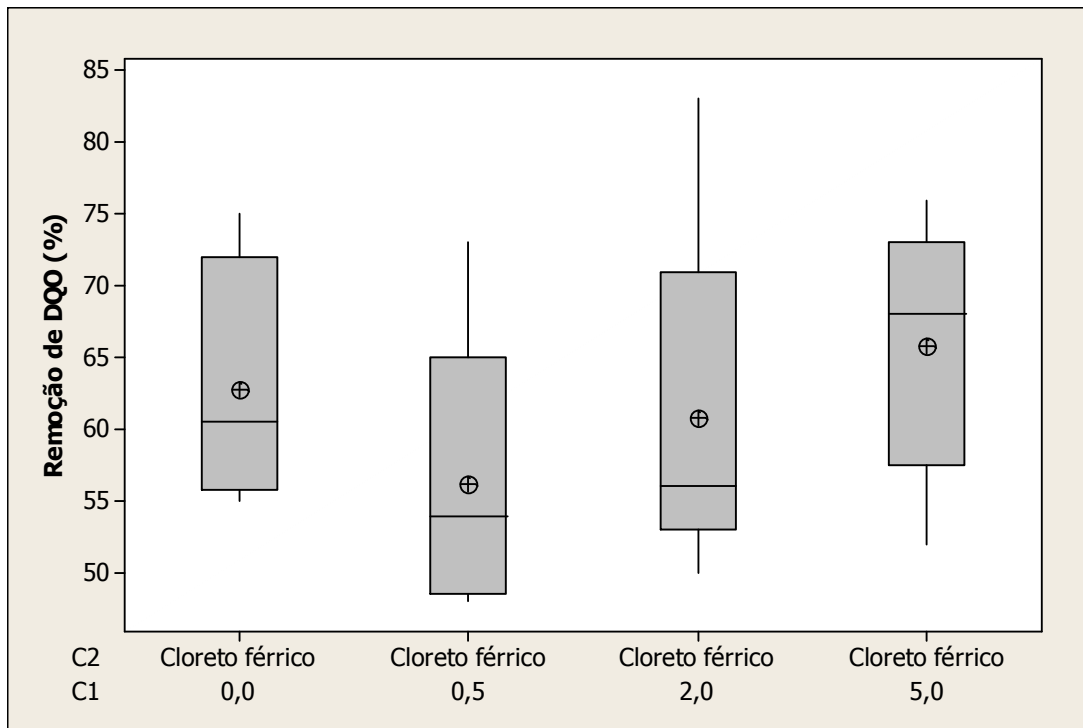


Figura 5.10- Resultado do teste ANOVA para remoções de DQO do cloreto férrico em diferentes diluições de lixiviado em esgoto

O resultado de $p = 0,543$ indica que as remoções de DQO para o cloreto férrico são estatisticamente iguais, ou seja, não há diferença entre os resultados do cloreto férrico para todas as diluições, e assim não há diminuição da eficiência do tratamento, quando aumenta-se a concentração de lixiviado na mistura a ser tratada.

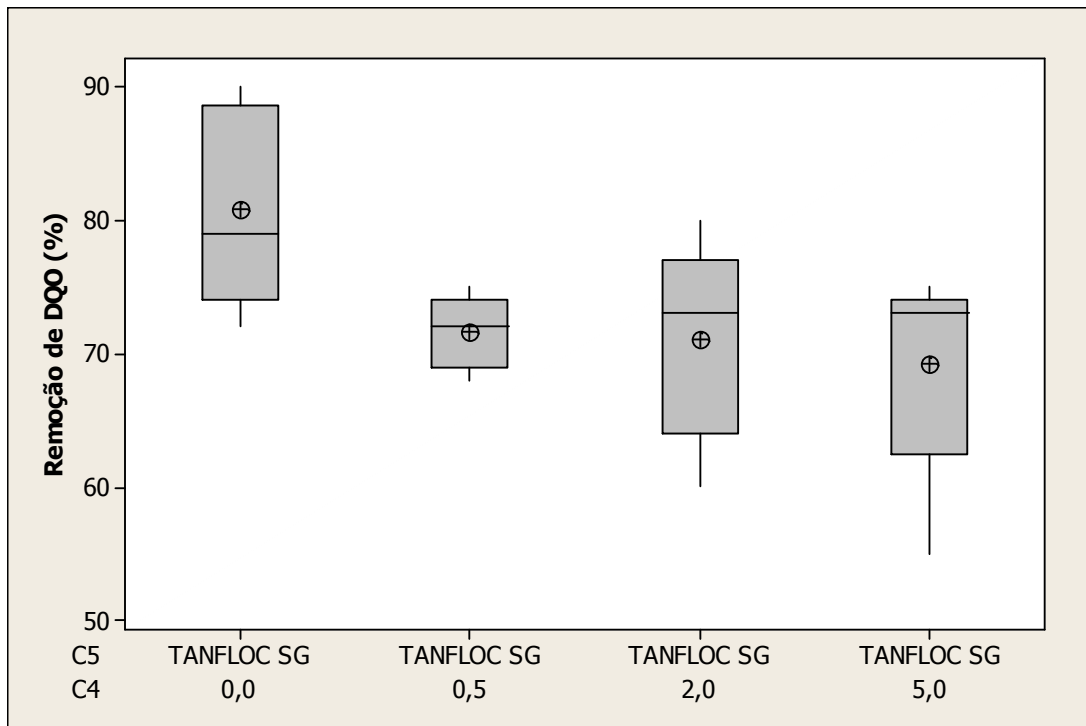


Figura 5.11- Resultado do teste ANOVA para remoções de DQO do Tanfloc SG em diferentes diluições de lixiviado em esgoto

O resultado de $p = 0,067$ indica que as remoções de DQO para o Tanfloc SG são estatisticamente iguais, ou seja, não há diferença entre os resultados do Tanfloc SG para todas as diluições.

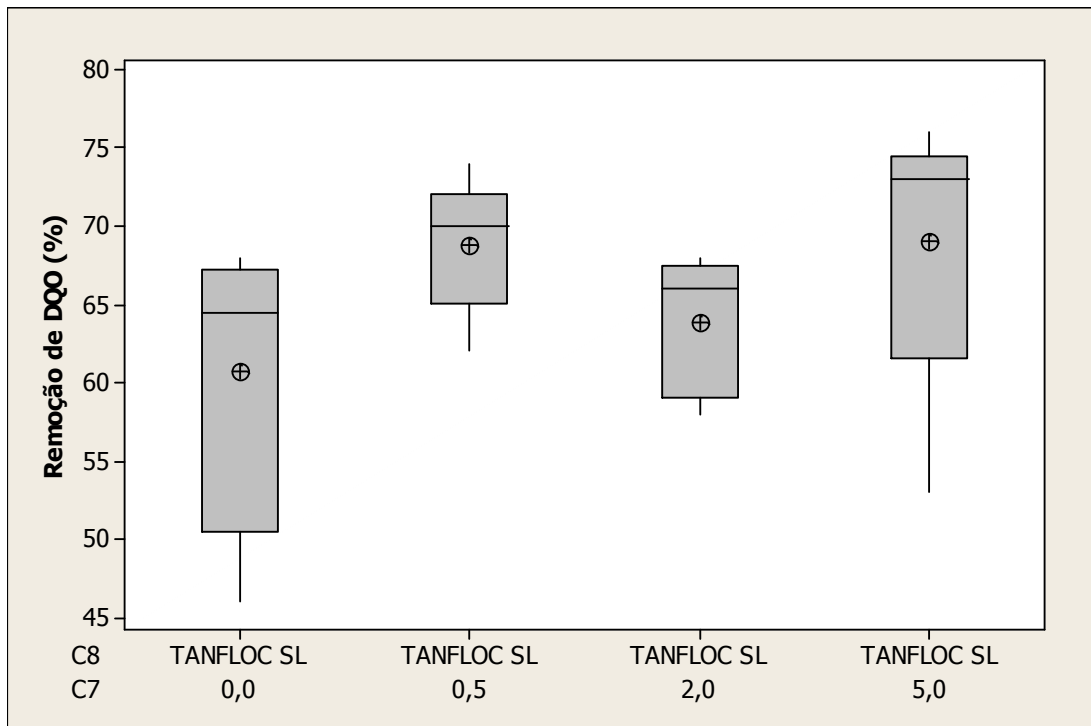


Figura 5.12- Resultado do teste ANOVA para remoções de DQO do Tanfloc SL em diferentes diluições de lixiviado em esgoto

O resultado de $p = 0,289$ indica que as remoções de DQO para o Tanfloc SL são estatisticamente iguais, ou seja, não há diferença entre os resultados do Tanfloc SL para todas as diluições.

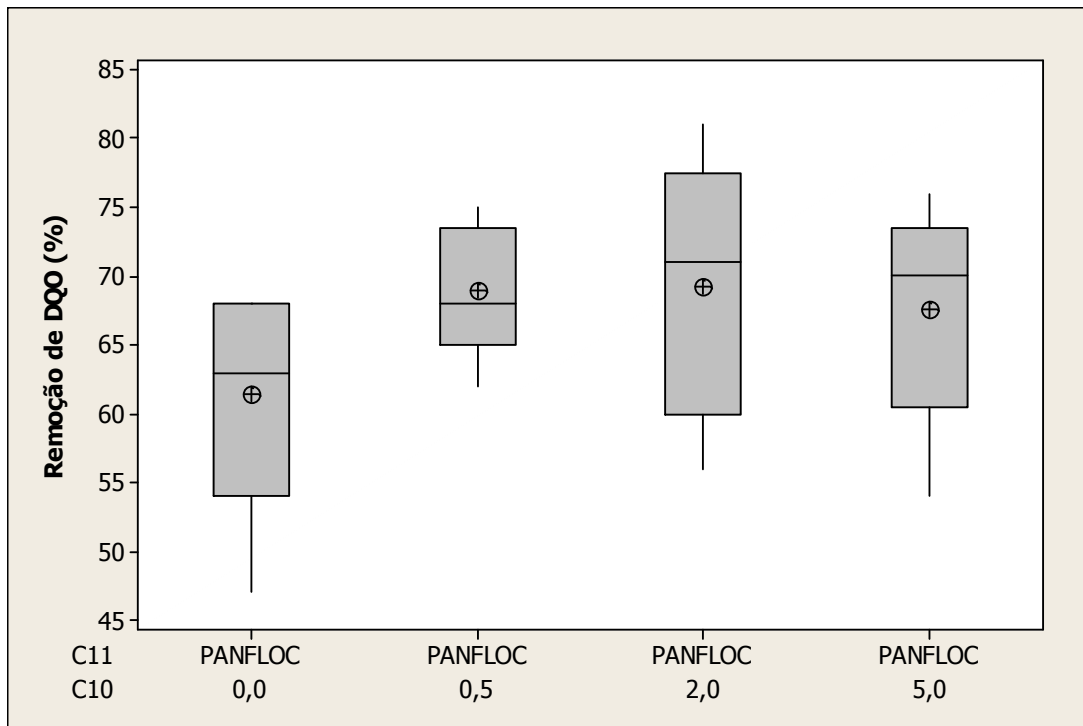


Figura 5.13- Resultado do teste ANOVA para remoções de DQO do Panfloc em diferentes diluições de lixiviado em esgoto

O resultado de $p = 0,401$ indica que as remoções de DQO para o Panfloc são estatisticamente iguais, ou seja, não há diferença entre os resultados do Panfloc para todas as diluições.

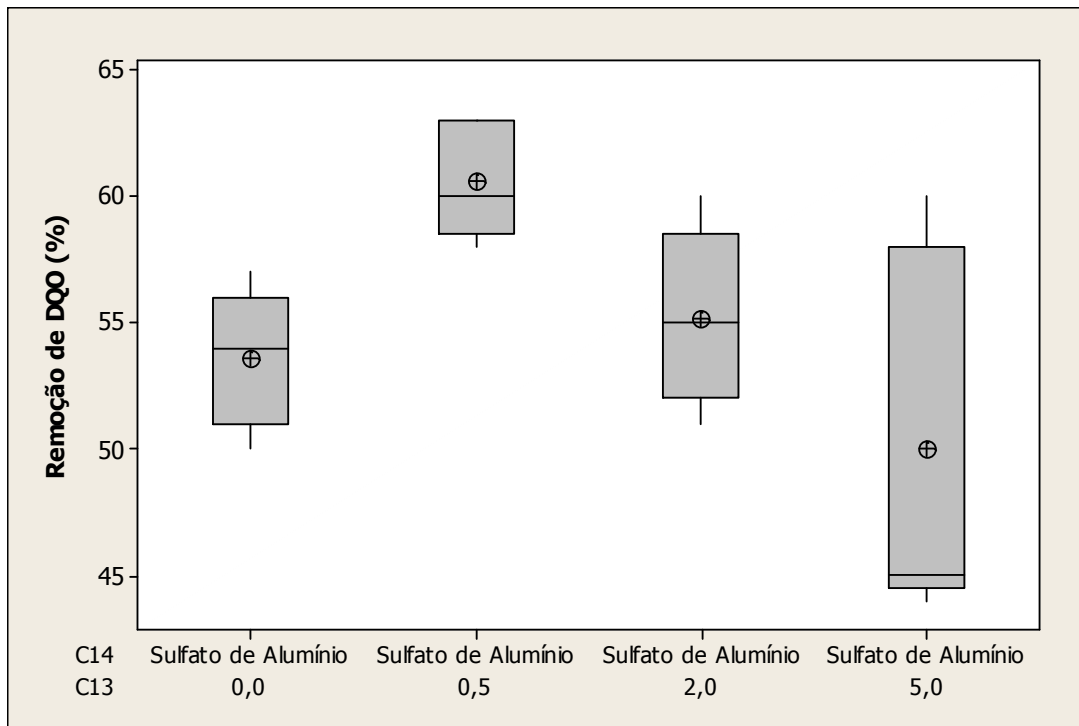


Figura 5.14- Resultado do teste ANOVA para remoções de DQO do sulfato de alumínio em diferentes diluições de lixiviado em esgoto

O resultado de $p = 0,014$ indica que as remoções de DQO para o sulfato de alumínio são estatisticamente diferentes em pelo menos uma das diluições.

Refazendo o testes sem os dados de 0,5% tem-se um $p = 0,280$. Isso mostra que o resultado com 0,5% de lixiviado em esgoto é o único diferente e os outros são iguais entre si. Para a diluição de 0,5%, o sulfato de alumínio tem a melhor remoção quando comparada com as outras diluições. Apenas nesse caso, foi observada uma remoção de DQO maior com a adição de lixiviado do que para amostra de esgoto puro, que é um resultado atípico.

As análises acima permitem concluir que para o cloreto férrico, Tanfloc SG, Tanfloc SL, e Panfloc, os resultados da avaliação estatística são iguais, ou seja, as remoções são as mesmas para qualquer diluição de lixiviado em esgoto ou para o esgoto puro. Então não houve interferência do lixiviado. Para o sulfato de alumínio, só os resultados com 0,5% são diferentes dos demais, os outros são iguais entre si. Ou seja, não há interferência do lixiviado, a não ser para a diluição de 0,5%, que é melhor do que com esgoto puro.

Na Estação de Tratamento de Esgoto de Icaraí o coagulante utilizado é o cloreto férrico. Assim será feita uma comparação entre o cloreto férrico, coagulante mais usualmente utilizado, e o Tanfloc SG. O Tanfloc SG foi escolhido para uma análise mais aprofundada por apresentar em todas as diluições estudadas resultados iguais ou melhores que os demais coagulantes. Além disso, é um coagulante de baixo custo, como será discutido no item 5.4, produz o sobrenadante bastante límpido após o processo de clarificação e ainda, não foi necessário adicionar polieletrólito para atingir a meta pré-estabelecida (remoção mínima de DQO de 30%).

A Figura 5.15 mostra uma comparação entre as distribuições das porcentagens de remoção de DQO do cloreto férrico e do Tanfloc SG, para cada diluição de lixiviado em esgoto analisada.

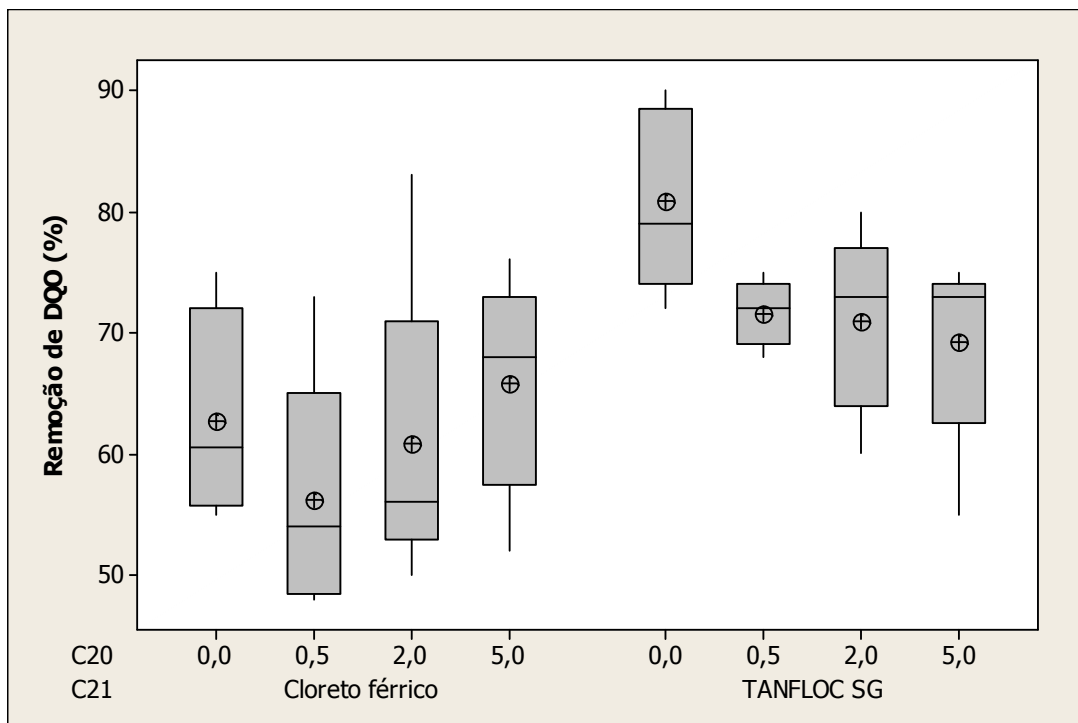


Figura 5.15- Representação gráfica (Box-plot) da distribuição dos resultados de remoção de DQO para o cloreto férrico e Tanfloc SG

Do gráfico acima, tem-se que o Tanfloc SG apresenta maior média de remoção de DQO em todas as condições analisadas. Além disso, a variação entre as porcentagens de remoção é menor para o Tanfloc SG.

Para avaliar se as remoções de DQO do cloreto férrico e do Tanfloc SG são estatisticamente semelhantes para cada diluição de lixiviado em esgoto,

aplicou-se novamente o teste ANOVA. A Tabela 13 e as Figuras 5.11 a 5.14 mostram os resultados do teste.

Tabela 13. Resultados do teste ANOVA para cada diluição de lixiviado em esgoto

Concentração de lixiviado em esgoto (%)	p
0	0,013
0,5	0,011
2,0	0,163
5,0	0,549

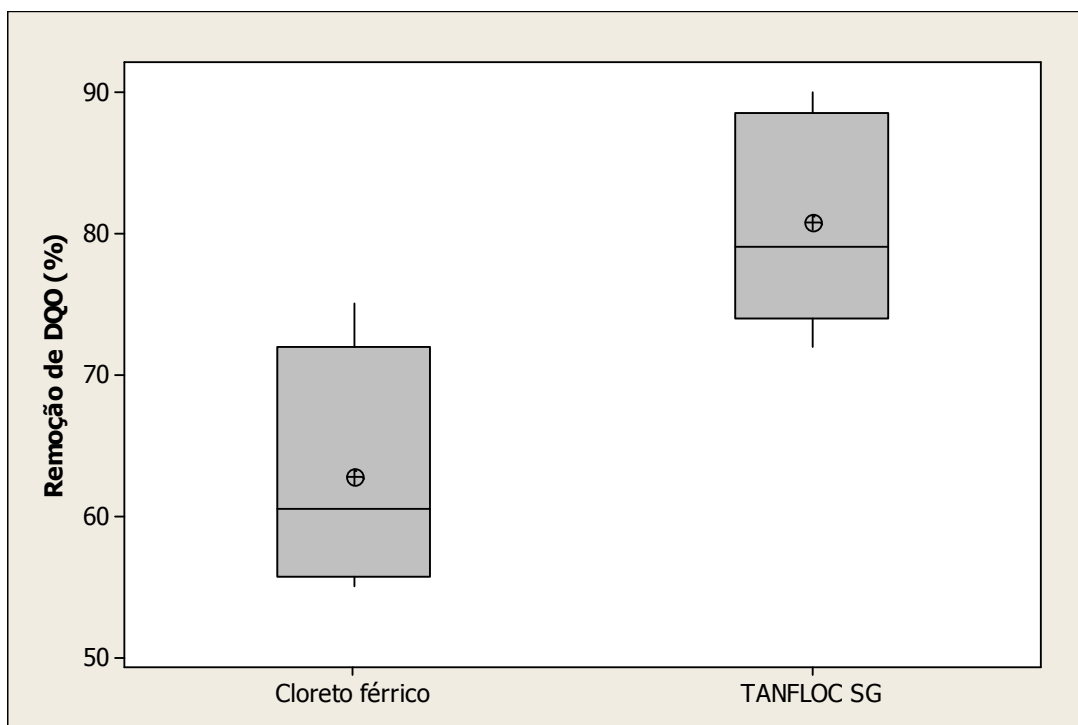


Figura 5.16- Representação gráfica (Box-plot) da distribuição dos resultados de remoção de DQO para o cloreto férrico e Tanfloc SG para o esgoto puro

Para o esgoto puro, o resultado do teste ANOVA foi $p = 0,013$, o que indica que as remoções de DQO do cloreto férrico e do Tanfloc SG são estatisticamente diferentes. Pelo gráfico acima observa-se que o Tanfloc SG teve melhor desempenho que o cloreto férrico.

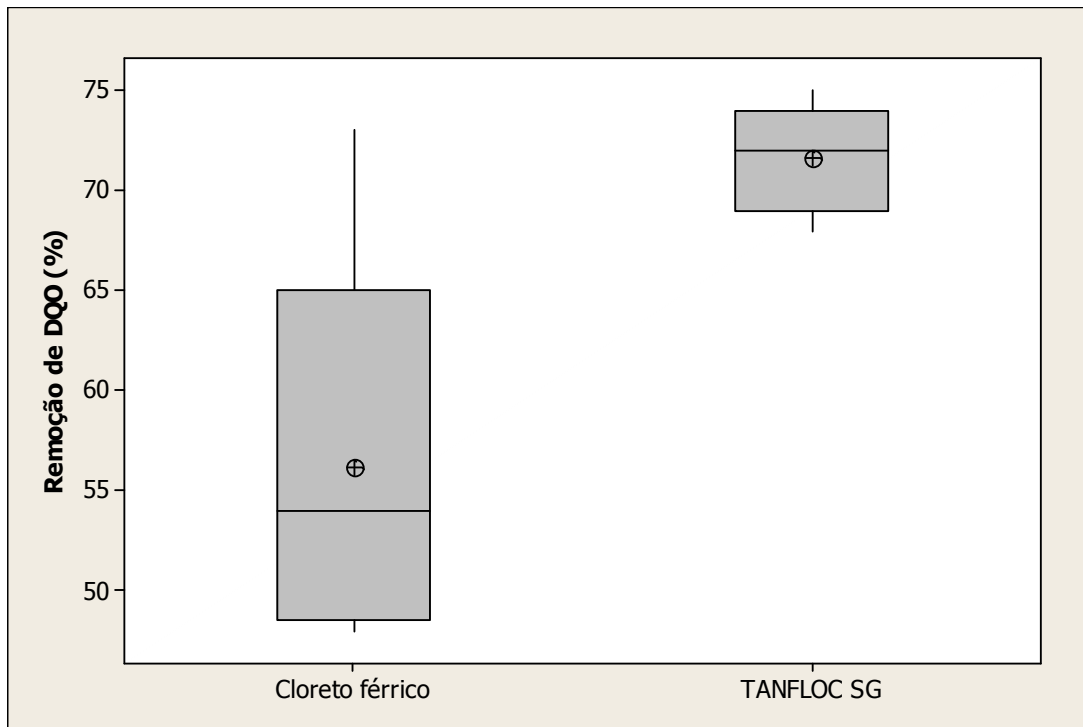


Figura 5.17- Representação gráfica (Box-plot) da distribuição dos resultados de remoção de DQO para o cloreto férrico e Tanfloc SG na diluição de 0,5% de lixiviado em esgoto

O resultado $p = 0,011$ indica que as porcentagens de remoção dos dois coagulantes são estatisticamente diferentes nessa diluição, e pode-se observar pelo gráfico acima que o Tanfloc SG apresentou remoções superiores ao cloreto férrico.

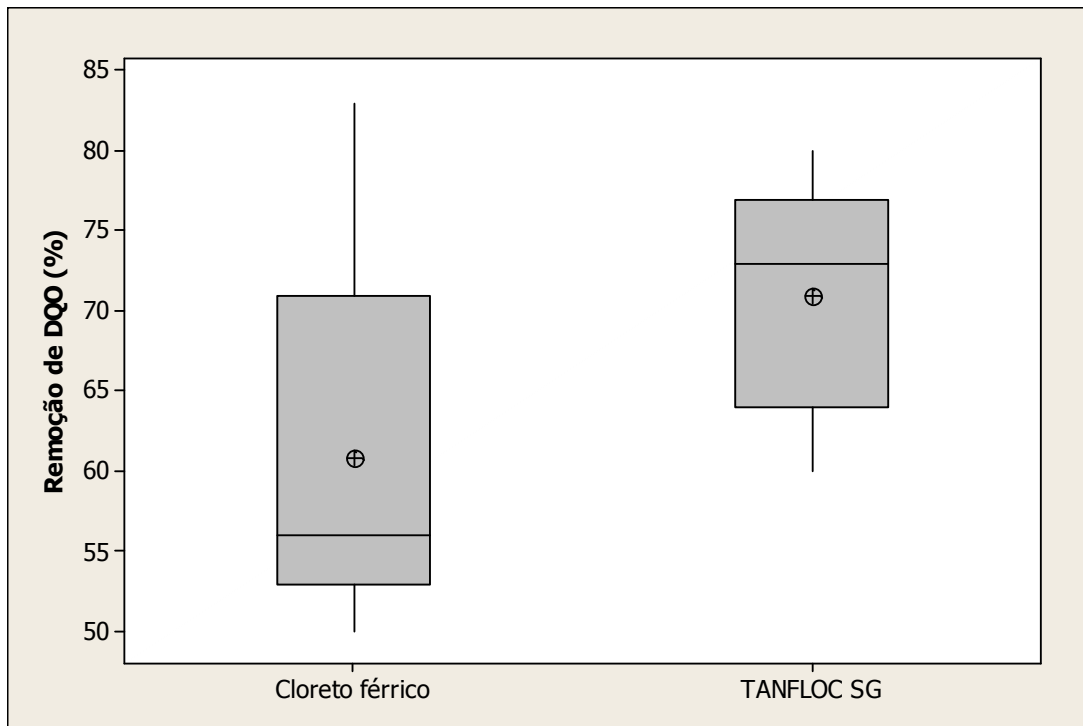


Figura 5.18- Representação gráfica (Box-plot) da distribuição dos resultados de remoção de DQO para o cloreto férrico e Tanfloc SG na diluição de 2,0% de lixiviado em esgoto

Para a diluição de 2% de lixiviado em esgoto, o valor de p calculado foi $p = 0,163$. Nesse caso, tem-se que as remoções de DQO são estatisticamente semelhantes para os dois coagulantes.

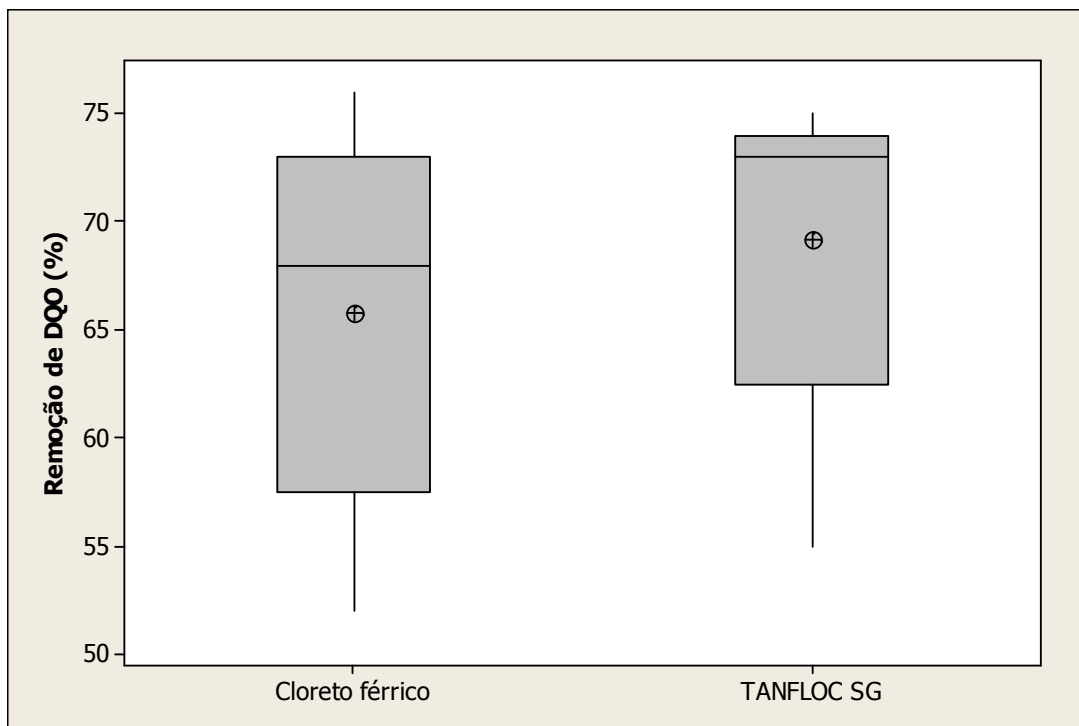


Figura 5.19- Representação gráfica (Box-plot) da distribuição dos resultados de remoção de DQO para o cloreto férrico e Tanfloc SG na diluição de 5,0% de lixiviado em esgoto

Na diluição de 5% de lixiviado em esgoto, o valor de $p = 0,549$ indica que as remoções de DQO são estatisticamente semelhantes para os dois coagulantes.

Tendo em vista os resultados apresentados acima, o Tanfloc SG pode ser indicado como uma boa alternativa ao cloreto férrico, por apresentar desempenho melhor ou igual a este. Além disso, o sobrenadante resultante do tratamento foi mais límpido para o Tanfloc SG.

Uma avaliação econômica dos coagulantes faz-se necessária para definir o melhor coagulante a ser utilizado no tratamento.

5.4. Avaliação Econômica dos Coagulantes

A análise estatística dos resultados apontou o Tanfloc SG como tendo desempenho melhor ou igual aos demais coagulantes para todas as concentrações de lixiviado em esgoto analisadas.

Faz-se necessário então uma avaliação econômica para analisar a viabilidade de uso desses coagulantes em larga escala.

A Tabela 14 mostra os valores em reais de todos os coagulantes utilizados nos experimentos.

Tabela 14. Estimativa de valores dos reagentes *

Produto	Valor (R\$)
Sulfato de alumínio (Química Cataguases)	480,00/ ton
Cloreto férrico (Química Cataguases)	850,00/ ton
Tanfloc SG -(Tanac)	38,20/ ton
Tanfloc SL- (Tanac)	30,40/ ton
Panfloc (Panamericana)	2.500,00/ ton
Polieletrólito FX CS7 (Faxon)	**
Polieletrólito FX AS6 (Faxon)	**

* dados passados através de comunicação pessoal pelo setor de vendas das empresas fabricantes (junho a julho de 2008)

** dados não disponíveis

O cloreto férrico é o coagulante utilizado na ETE de Icaraí. Pela tabela acima pode-se observar entretanto, que não é o coagulante de menor custo.

Dentre os coagulantes que apresentaram resultados semelhantes na análise estatística, o Panfloc é o mais caro, o que inviabiliza sua utilização em larga escala. O coagulante Tanfloc SG é o segundo de menor custo dentre os coagulantes utilizados, apresentando menor custo que o cloreto férrico, atualmente utilizado na ETE Icaraí. O Tanfloc SL, por sua vez, apesar de ter um custo um pouco menor que o Tanfloc SG, foi preterido por apresentar elevada turbidez no sobrenadante residual do tratamento e necessitar da adição de polieletrólito na diluição de 5,0%. O sulfato de alumínio teve resultados pouco eficientes e apresenta custos superiores ao Tanfloc SG e Tanfloc SL, não sendo uma boa alternativa para o tratamento combinado de lixiviado em esgoto.

Assim, tendo em vista os resultados de remoção de DQO apresentados e os preços dos coagulantes, a avaliação custo/benefício aponta o Tanfloc SG como uma boa opção para o tratamento combinado de lixiviado e esgoto.

5.5.3ª Etapa: Ensaio de Toxicidade

De acordo com Castilhos Jr. *et al.* (2006), o lixiviado contém altas concentrações de nitrogênio amoniacal e por isso ocorrem vários problemas. Os efluentes, com alta concentração de nitrogênio amoniacal, quando descartados em cursos d'água, sem prévio tratamento, podem estimular o crescimento de algas, a depleção do oxigênio dissolvido, além de serem tóxicos à biota do ecossistema aquático.

Este estudo não produziu resultados suficientes para avaliar a cadeia trófica do corpo receptor que recebe o lixiviado, porque para obter essas importantes informações seria necessário avaliar tanto a toxicidade aguda como a toxicidade crônica por um determinado período de tempo no corpo receptor. Além disso, seria necessário fazer o mesmo estudo com outros organismos vivos representantes de diferentes níveis tróficos (produtores, consumidores primários e consumidores secundários).

A Tabela 15 mostra o resumo das condições de realização dos ensaios de toxicidade.

Tabela 15. Resumo das Condições de Ensaio

Tipo de ensaio: -----	agudo
Temperatura de incubação: -----	25 ± 2,0 °C
Fotoperíodo: -----	12 horas claro/12 horas escuro
Frasco-teste: -----	béquer de 1000 mL
Volume de solução-teste: -----	900 mL
Origem dos organismos: -----	Carlão Peixes
Tamanho dos organismos: -----	±2,2 cm
Nº de organismos / frasco: -----	5
Nº de réplicas / solução-teste: -----	2
Nº de soluções-teste: -----	5 + 1 controle*
Água de diluição: -----	água reconstituída
Água de diluição: -----Salinidade: 0‰-----OD: 6,90 mg.L ⁻¹ -----pH: 8,39	
Solução-estoque:-----Salinidade: 0‰-----OD: 6,69 mg.L ⁻¹ -----pH: 7,66	
pH das soluções-teste:-----	7,66 a 8,49
Oxigênio dissolvido das soluções-teste:-----	4,89 a 6,97 mg.L ⁻¹
Salinidade das soluções-teste:-----	0 ‰
Sistema-teste:-----	estático, sem aeração
Duração do ensaio: -----	48 horas
Resposta: -----	mortalidade
Valor medido: -----	Fator de Toxicidade (Fator de diluição ou UT)
Método de cálculo: -----	Observação direta da letalidade dos organismos

* Controle: exposição do organismo à água de diluição nas mesmas condições da amostra.

A Tabela 16 apresenta o percentual de mortalidade e o número de *D. rerio* vivos durante as leituras realizadas a cada 24 horas para a solução de 5% de lixiviado em esgoto (amostra bruta).

Tabela 16. Resultados de sobrevivência, durante a leitura realizada em 24 e 48 horas, e do percentual de mortalidade de *D. rerio* no ensaio conduzido com a amostra bruta (5% de lixiviado em esgoto)

Solução-teste (%)	Fator de Toxicidade (Fator de Diluição/UT)	Número de peixes vivos			Mortalidade após 48h (%)
		0 h	24h	48h	
Controle	-	5	5	5	0
		5	5	5	
6,25	16	5	5	5	0
		5	5	5	
12,5	8	5	5	5	0
		5	5	5	
25	4	5	5	5	0
		5	5	5	
50	2	5	1	1	80
		5	1	1	
100	1	5	1	0	100
		5	1	0	

De acordo com o laudo de toxicidade, o fator de toxicidade (UT) da amostra bruta determinado pelo Labtox é 4,0.

A Tabela 17 mostra o resumo das condições de realização dos ensaios de toxicidade para a amostra tratada.

Tabela 17. Resumo das Condições de Ensaio

Tipo de ensaio: -----	agudo
Temperatura de incubação: -----	25 ± 2,0 °C
Fotoperíodo: -----	12 horas claro/12 horas escuro
Frasco-teste: -----	béquer de 1000 mL
Volume de solução-teste: -----	900 mL
Origem dos organismos: -----	Carlão Peixes
Tamanho dos organismos: -----	±2,2 cm
Nº de organismos / frasco: -----	5
Nº de réplicas / solução-teste:-----	2
Nº de soluções-teste: -----	5 + 1 controle*
Água de diluição: -----	água reconstituída
Água de diluição:-----Salinidade: 0‰-----OD: 6,90 mg.L ⁻¹ -----pH: 8,39	
Solução-estoque:-----Salinidade: 0‰-----OD: 6,88 mg.L ⁻¹ -----pH: 7,65	
pH das soluções-teste:-----	7,65 a 8,49
Oxigênio dissolvido das soluções-teste:-----	5,16 a 6,93 mg.L ⁻¹
Salinidade das soluções-teste:-----	0 ‰
Sistema-teste:-----	estático, sem aeração
Duração do ensaio: -----	48 horas
Resposta: -----	mortalidade
Valor medido: -----	Fator de Toxicidade (Fator de diluição ou UT)
Método de cálculo: -----	Observação direta da letalidade dos organismos

* Controle: exposição do organismo à água de diluição nas mesmas condições da amostra.

A Tabela 18 apresenta o percentual de mortalidade e o número de *D. rerio* vivos durante as leituras realizadas a cada 24 horas para a solução tratada com Tanfloc SG.

Tabela 18. Resultados de sobrevivência, durante a leitura realizada em 24 e 48 horas, e do percentual de mortalidade de *D. rerio* no ensaio conduzido com a amostra tratada com Tanfloc SG.

Solução-teste (%)	Fator de Toxicidade (Fator de Diluição/UT)	Número de peixes vivos			Mortalidade após 48h (%)
		0 h	24h	48h	
Controle	-	5	5	5	0
		5	5	5	
6,25	16	5	5	5	0
		5	5	5	
12,5	8	5	5	5	0
		5	5	5	
25	4	5	5	5	0
		5	5	5	
50	2	5	4	3	20
		5	5	5	
100	1	5	2	0	100
		5	1	0	

De acordo com o laudo de toxicidade, o fator de toxicidade (UT) da amostra tratada determinado pelo Labtox é 4,0.

Os resultados obtidos nos ensaios com *D. rerio* para a solução bruta e para amostra tratada mostraram que essas amostras atendem ao limite de toxicidade para efluentes, estabelecido na legislação vigente no Estado do Rio de Janeiro, no valor de 8 UT (NT-213, FEEMA). Ou seja, o coagulante utilizado não deixou residual tóxico no efluente tratado.

5.6. Comparação dos resultados experimentais com dados reais da ETE de Icaraí

Para avaliar a interferência do lixiviado nos processos de tratamento empregados na ETE Icaraí, foi feito um estudo de monitoramento dos seus afluentes e efluentes. O monitoramento foi realizado de janeiro de 2007 a setembro de 2008 e os resultados foram apresentados no relatório final do Programa de Pesquisa em Saneamento Básico de 2008 (PROSAB, 2008).

Na ETE de Icaraí, onde se utiliza como coagulante o cloreto férrico, os limites da relação volume de lixiviado / volume de esgoto estudados foram entre 0,37% e 1,22%. Embora não tenha sido possível determinar com

segurança os limites da relação volume de lixiviado / volume de esgoto, há um indicativo de que o limite de 2%, encontrado na literatura, seja excessivo. Nos resultados, pode-se observar que, com volume de até 1% de lixiviado, haveria uma certa segurança no tratamento, monitorando-se DQO e nitrogênio amoniacal. Destaca-se que os resultados dos ensaios de toxicidade realizados para diluições até 2%, se enquadraram dentro dos limites da legislação.

A remoção dos valores de DQO na ETE Icaraí foi de aproximadamente 56%, valor que se encontra dentro do esperado para uma ETE que opera com tratamento primário quimicamente assistido, segundo Jordão e Pessoa (2005). Nos experimentos em laboratório obteve-se remoções maiores que 56% para todos os coagulantes, inclusive nas diluições de 2 e 5% de lixiviado em esgoto. No caso do coagulante Tanfloc SG, que apresentou maior eficiência nesse estudo, a remoção de DQO para a diluição de 5% teve uma média de 69%, e pode-se inferir que é possível utilizar concentrações maiores que 2% de lixiviado em esgoto sem comprometer a eficiência do tratamento.

Os resultados dos ensaios de toxicidade realizados na ETE de Icaraí para diluições até 2% se enquadraram dentro dos limites da legislação. Experimentalmente, a toxicidade para a concentração de 5,0% de lixiviado em esgoto também está dentro dos limites da legislação.

No presente estudo, não foi analisada a remoção de nitrogênio amoniacal, mas a comparação com os dados reais da ETE permite concluir que a utilização do tratamento combinado de lixiviado pode ser considerada viável, devendo ser criteriosamente avaliada para as condições locais, observando-se além das condições técnicas do tratamento em si, os custos para a disposição do lixiviado na ETE.

6. CONCLUSÕES

O presente estudo teve como objetivo a avaliação de diferentes produtos químicos, como coagulantes e auxiliares de floculação, no tratamento da mistura de lixiviado e esgoto doméstico (em diferentes proporções), simulando o que ocorre na ETE Icaraí, onde o lixiviado é co-tratado com esgoto doméstico. Como meta de eficiência, foi estabelecida remoção mínima de 30% de DQO. As leis 2661 e 4692 (Governo do Estado do RJ) estabelecem níveis mínimos de tratamento de esgotos sanitários para posterior lançamento em emissários submarinos (30 – 40% de DBO). Apesar de a legislação indicar a DBO como parâmetro alvo, foram realizadas medidas de DQO por esta apresentar resultado mais rápido e confiável. Além disso, avaliaram-se estatisticamente os melhores resultados obtidos para definir o melhor coagulante, fez-se uma estimativa de custos para os diferentes coagulantes e um ensaio de toxicidade para avaliar a toxicidade residual de produtos químicos remanescentes na amostra tratada com o coagulante que apresentou os melhores resultados.

Os resultados obtidos mostram que a decantação primária (sem adição de coagulantes) não conseguiu atingir a remoção mínima de 30% de DQO.

Observou-se que, em geral, a menor concentração de coagulante (20 mg/L) produziu resultados maiores que 30% de remoção de DQO. Todos os coagulantes apresentaram remoções de DQO superiores à mínima estabelecida. Porém, os ensaios com o sulfato de alumínio necessitaram da adição de polieletrólito nas diluições de 0,5, 2,0 e 5,0% para atingir a remoção mínima de 30% de DQO. No tratamento com Panfloc também foi necessária a adição de polieletrólito na diluição de 2,0% e com o Tanfloc SL na diluição de 5,0%.

Os resultados foram estatisticamente avaliados segundo três diferentes análises:

Na primeira, analisou-se, em cada diluição estudada, se as remoções de DQO dos diferentes coagulantes eram semelhantes entre si. Em esgoto puro, o Tanfloc SG apresentou os melhores resultados. Na diluição de 0,5% o Tanfloc SG, Tanfloc SL e Panfloc apresentaram resultados equivalentes. Na diluição de 2,0% o Tanfloc SG, Tanfloc SL e cloreto férrico demonstraram o mesmo desempenho. Na diluição de 5,0% o Tanfloc SG, Panfloc e cloreto férrico apresentaram os melhores resultados.

A segunda análise estatística teve como objetivo verificar se a remoção de DQO variava com a concentração de lixiviado. O cloreto férrico, Tanfloc SG, Tanfloc SL e Panfloc não apresentaram influência do lixiviado. Para o sulfato de alumínio, observou-se um resultado atípico, a remoção foi melhor na concentração de 0,5%.

A terceira análise comparou os resultados do cloreto férrico e do Tanfloc SG em cada diluição. No esgoto puro e na diluição de 0,5%, o Tanfloc SG foi mais eficiente. Para as diluições de 2,0 e 5,0% ambos os resultados foram estatisticamente semelhantes.

O Tanfloc SG foi indicado como um coagulante eficiente para o tratamento combinado de lixiviado em esgoto, por apresentar desempenho melhor ou igual aos demais coagulantes para todas as concentrações de lixiviado em esgoto analisadas. Além disso, é um coagulante de baixo custo quando comparado aos outros coagulantes, inclusive em relação ao cloreto férrico, coagulante utilizado atualmente na ETE de Icaraí, produz o sobrenadante bastante límpido após o processo de clarificação e ainda, não foi necessário adicionar polieletrólito para atingir a meta pré-estabelecida (remoção mínima de DQO de 30%).

O ensaio de toxicidade foi realizado para a solução com maior concentração de lixiviado em esgoto estudada (5,0%). Foram analisadas a amostra bruta e a amostra tratada com o coagulante Tanfloc SG. Os resultados mostraram que o fator de toxicidade (UT) calculado para ambas as amostras foi igual a 4,0, que é menor que o limite estabelecido pela legislação vigente no Estado do Rio de Janeiro (NT 213 - FEEMA, 1990).

Conclui-se, portanto, que a alternativa de introduzir o lixiviado em uma ETE que apresente a configuração semelhante à ETE Icaraí (tratamento quimicamente assistido e emissário submarino) é viável no sentido de não apresentar decréscimo da eficiência do tratamento. Além disso, o coagulante Tanfloc SG parece possuir o melhor desempenho para esta finalidade dentre os coagulantes estudados.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ABNT. NBR 12713 - Ecotoxicologia aquática – Toxicidade aguda - Método de ensaio com *Daphnia* spp. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Normas Técnicas, 2003.
2. Águas de Niterói – disponível em <http://www.aguasdeniteroi.com.br/menu.php?secao=2&item=7>, último acesso em 26/01/2009.
3. APHA, AWWA, WPCF. Standard Methods for Examination of Water and Wastewater. New York: 21th ed., 2005.
4. ATERRO SANITÁRIO MORRO DO CÉU –disponível em wikimapia.org/5164652/pt/Aterro-Sanitário-Morro-do-Céu-Niterói - 18k – Último acesso em 02/02/2009
5. BOYLE, W.C.; HAM, R.K. Biological Treatability of Landfill Leachate. *Journal of Water Pollution Control Federation*, v. 46, n. 5, p. 860 - 873, 1974.
6. BRASIL. CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE. Resolução nº357 - Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Diário Oficial [da União], Brasília, 18 março de 2005.
7. CASTILHOS JR. A.B. et al.(coord). Gerenciamento de Resíduos Sólidos Urbanos com ênfase na Proteção de Corpos D'Água: Prevenção, Geração e Tratamento de Lixiviados de Aterros Sanitários. Prosab 4., Ed. Sermograf, Petrópolis, 2006.
8. CASTRO, J. A. (2000) A multi-Dimensional Transient Mathematical Model of Blast Furnace Based on Multi-Fluid Model. PhD Thesis. Institute for Advanced Materials Processing. Tohoku University, Japan, 256p.
9. CETESB. NT / L5.019 - I - Teste de toxicidade aguda com peixes. Parte I - sistema estático. São Paulo: Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, 1990.
10. CLIN – Companhia de Limpeza de Niterói, disponível em www.clin.rj.gov.br/site/morro.htm , último acesso em 26/01/2009.

11. COSSU, R. Drainage and Collection of Leachate. In: Proceedings of International Training Seminar: Management and Treatment of MSW Landfill Leachate, 1998, Venice, p. VII-1 a VII-14. Cagliari (Italy): CISA – Sanitary Environmental Engineering Centre, 1998.
12. COSSU, R. *et al.* Biological Removal of Nutrients in Co-treatment of Leachate and Sewage. In: Proceedings of International Training Seminar: Management and Treatment of MSW Landfill Leachate, 1998, Venice, p. XXXIII-1 a XXXIII-13. Cagliari (Italy): CISA – Sanitary Environmental Engineering Centre, 1998.
13. DI BERNARDO L., DI BERNARDO A., CENTURIONE FILHO P.L., “Ensaio de Tratabilidade de Água e dos Resíduos Gerados em Estações de Tratamento de Água”. Ed. Rima, São Carlos, 2002.
14. DIAMADOPOULOS, E. *et al.* Combined Treatment of Landfill Leachate and Domestic Sewage in a Sequencing Batch Reactor. *Water Science & Technology*, v. 36, p. 61-68, 1997.
15. EBERT, R. Estudo de Regulamentos para Recebimento de Efluentes Não Domésticos no Sistema Público de Esgotos. In: Anais do 20º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1999, Rio de Janeiro. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1999.
16. EHRIG, H. J. Co-treatment in Domestic Sewage Facilities. In: Proceedings of International Training Seminar: Management and Treatment of MSW Landfill Leachate, 1998, Venice, p. XI-1 a XI-10. Cagliari (Italy): CISA – Sanitary Environmental Engineering Centre, 1998.
17. EL FADEL, M.; DOUSEID, E.; CHAHINE, W.; ALAYLIC, B. Factors influencing solid waste generation and management. *Waste Management*, v. 22, pp. 269-276, 2002.
18. EPA – Environmental Protection Agency (US). 40 CFR Parts 136 and 445. Effluent Limitations Guidelines, Pretreatment Standards, and New Source Performance Standards for the Landfills Point Source Category; Final Rule. United States, Washington: 2000.
19. FACCHIN, J. M. J. *et al.* Avaliação do Tratamento Combinado de Esgoto e Lixiviado de Aterro Sanitário na ETE LAMI (Porto Alegre) após o Primeiro Ano de Operação. In: Anais do 27º Congresso Interamericano de

- Engenharia Sanitária e Ambiental, 2000, Porto Alegre. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2000.
20. FACCHIN, J. M. J.; COLOMBO, M. C. R.; REICHERT, G. A. Avaliação Preliminar do Tratamento Combinado de Esgoto e de Lixiviado de Aterro Sanitário nas Lagoas de Estabilização da ETE LAMI, em Porto Alegre. In: II Simpósio Internacional de Qualidade Ambiental - Gerenciamento de Resíduos e Certificação Ambiental. Porto Alegre, 1998.
 21. FATMA. Portaria nº17 - Estabelece os limites máximos de toxicidade aguda para efluentes de diferentes origens e dá outras providências. Florianópolis, 18 abril de 2002.
 22. FEEMA. NT-202.R-10, aprovada pela Deliberação CECA nº1007, de 04 de dezembro de 1986. Critérios e padrões para lançamento de efluentes líquidos. Diário Oficial [do Estado do Rio de Janeiro], Rio de Janeiro, 12 de dezembro de 1986.
 23. FEEMA. NT-213, aprovada pela Deliberação CECA nº1.948 de 04 de setembro de 1990. Critérios e padrões para controle de toxicidade em efluentes líquidos industriais. Diário Oficial [do Estado do Rio de Janeiro], Rio de Janeiro, 18 de outubro de 1990.
 24. FERREIRA, J. A..Revisão sobre Técnicas de Tratamento de Chorume de Aterros Sanitários e Relato de casos no Estado do Rio de Janeiro, 2000.
 25. FERREIRA, J. A.; EIGENHEER, E.; ADLER, R. R.; DOS SANTOS, M. F. Plano de Gestão do Encerramento do Aterro do Morro do Céu em Niterói (RJ). In: Anais do 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2005, Campo Grande. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2005.
 26. FIGUEREDO I.E. et al. Desempenho de Produtos Químicos no Processo CEPT: Teste de Jarro e Escala Piloto. In: 23º. Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Campo Grande, 2005.
 27. GIORDANO, G. Análise e formulação de processos para tratamento dos lixiviados gerados em aterros de resíduos sólidos urbanos. 2003. 257 p. Tese de Doutorado - Programa de Pós-Graduação em Ciência dos Materiais e Metalurgia, Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

28. GOVERNO DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO, LEI Nº 2.661 DE 27 DE DEZ. DE 1996. Disponível em <http://alerjln1.alerj.rj.gov.br/CONTLEI.NSF/c8aa0900025feef6032564ec0060dfff/5a35845b2e69709d032564fb005de9a4?OpenDocument>, último acesso em 25/07/08.
29. GOVERNO DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO, LEI Nº 4.692 DE 29 DE DEZ. DE 2005. Disponível em <http://alerjln1.alerj.rj.gov.br/CONTLEI.NSF/c8aa0900025feef6032564ec0060dfff/9c125f8ce1f48f26832570ed00728b70?OpenDocument>, último acesso em 25/07/08
30. GRANZIERA, M. L. M.. Direito das águas: Disciplina jurídica das águas doces. São Paulo: Jurídico Atlas, 2001.
31. HENRY, J. G., New Developments in Landfill Leachate Treatment. In: Proc. New Directions and Research in Waste Treatment and Residuals Management, Univ. of Brit. Columbia, v. 1, p. 139, 1985 apud KELLY, H.G. Pilot Testing for Combined Treatment of Leachate from a Domestic Waste Landfill Site. Journal of Water Pollution Control Federation, v.59, n.5, p.254-261, 1987.
32. INFOESCOLA-disponível em <http://www.infoescola.com/quimica/decantacao/>, último acesso 27/01/2009.
33. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). Pesquisa Nacional de Saneamento Básico - PNSB 2000. Rio de Janeiro, 2002.
34. JOHNSON, R.L., CHERRY, J.A. E PANKOV, J.F. (1989) Diffusive contaminant transport in natural clay: a field example and implications for clay-lined waste disposal sites. Environmental Science Technology, v. 23, p.340-349.
35. KURITA HANDBOOK OF WATER TREATMENT. 2 ed, Japão (1999).
36. LEMA, J.M.; MENDEZ, R.; BLAZQUEZ, R. Characteristics of Landfill Leachates and Alternatives for Their Treatment: A Review. Water, Air, and Soil Pollution, v.40, p.223-250, 1988.
37. JORDÃO, E.P; PESSÔA, C.A. Tratamento de Esgotos Domésticos. 4.ed., Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária – ABES, 2005.

38. MARTTINEN, S. K., KETTUNEN, R. H., RINTALA, J. A. Occurrence and Removal of Organic Pollutants in Sewages and Landfill Leachates. *The Science of the Total Environment*, p. 1-12, v. 301, 2003.
39. MATOS, E.A. Emprego do tanino vegetal no tratamento de águas de abastecimento e residuárias – UFRGS (Universidade Federal do Rio Grande do Sul), 2005.
40. McBEAN, E.A. et al. *Solid Waste Landfill Engineering and Design*. Prentice Hall, New Jersey, 1995.
41. MOURA, D.A.G., “Remoção de Amônia por Arraste com Ar de Lixiviados de Aterros Sanitário”. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos – EQ/UFRJ, 2008.
42. PANAMERICANA (2008), www.panamericana.com.br, último acesso em 25/07/2008
43. PASCHOALATO, C. F. P. R.; BLUNDI, C. E.; FERREIRA, J. F. Caracterização dos Líquidos Percolados Gerados por Disposição de Lixo Urbano. In: XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, Porto Alegre(RS), 2000. Anais ABES, Rio de Janeiro. CD-ROM, 2000.
44. PATANKAR, S.V..(1985) *Numerical Heat Transfer and Fluid Flow*. Washington: Hemisphere Publishing Company. 197p.
45. PINTO, I. C. R, SILVA, A.J., CASTRO, J.A E RITTER, E. (2005) Modelamento e simulação computacional da migração dos íons do chorume em meio poroso INFOGEO, Belo Horizonte, 9 p.
46. PINTO, I. C. R. (2004) Modelamento e simulação computacional da migração dos íons do chorume em meio poroso. Dissertação de mestrado. Escola de Engenharia Industrial Metalúrgica de Volta Redonda – UFF, 100p.
47. PIVATO, A., GASPARI, R. (2005) Preliminary ecotoxicological investigation of ammonia in leachates from traditional and sustainable landfills: Implications in risk assessment. In: *Proceedings Sardinia 2005, Tenth International Waste management and Landfill Symposium*, S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy. Cd-rom.
48. QASIM, S; CHIANG, W. *Sanitary Landfill Leachate*. Editora Technomic Publishing Company, Inc., Lancaster, U.S.A., 1994.

49. QUIGLEY, R.M., YANFULL, E.K., FERNANDEZ, F. (1987) Ion transfer by diffusion through clay barriers. ASCE Geotechnical Special Publication, No. 13, EUA.
50. RAMALHO, R. S. Introduction to Wastewater Treatment Processes. 2.ed., New York: Academic Press, 1983.
51. REINHART, D. R.; AL-YOUSFI, A. B..The impact of leachate recirculation on municipal solid waste landfill operating characteristics. Waste Management and Research, v. 14, pp 337-346, 1996.
52. RITTER, E. & CAMPOS, J.C.(2006) Avaliação da Sorção e Difusão de Íons Inorgânicos do Chorume e da Argila Orgânica do Aterro Metropolitano de Gramacho (RJ). Solos e Rochas, São Paulo, 29(1), janeiro-abril 2006.
53. SERAFIM, A. C.; GUSSAKOV, K. C.; SILVA, F. *et al.* Lixiviado, Impactos Ambientais e Possibilidades de Tratamentos. In: III Fórum de Estudos Contábeis, Rio Claro, 2003.
54. SILVA, A. C. Tratamento do percolado de aterro sanitário e avaliação da toxicidade do efluente bruto e tratado. 2002. 79 p. Dissertação de mestrado - Coordenação dos Programas de Pós-Graduação em Engenharia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.
55. SISINNO, C. L. S. Resíduos Sólidos, Ambiente e Saúde: uma Visão Multidisciplinar. Editora FIOCRUZ, Rio de Janeiro, p. 62, 2000.
56. SISINNO, C. L. S.; MOREIRA, J. C. Avaliação da Contaminação e Poluição Ambiental na Área de Influência do Aterro Controlado do Morro do Céu, Niterói, Brasil. Cadernos de Saúde Pública, v.12, p.515 – 523, 1996.
57. SISINNO, C.L.S.; Destino dos resíduos sólidos urbanos e industriais no estado do Rio de Janeiro: Avaliação da toxicidade dos resíduos e suas implicações para o ambiente e para a saúde humana – Fundação Oswaldo Cruz, 2002.
58. TANAC (2008), www.tanac.com.br, último acesso em 25/07/2008
59. TCHOBANOGLIOUS, G.; THEISEN, H.; VIGIL, S. Integrated Solid Waste Management: Engineering Principles and Management Issues. Part V. Closure, Restoration and Rehabilitation of Landfills. Ed. Irwin McGraw-Hill, 1993.

8. ANEXOS

8.1. Lei 2661-RJ

LEI Nº 2661, DE 27 DE DEZEMBRO DE 1996.

REGULAMENTA O DISPOSTO NO ART. 274 DA CONSTITUIÇÃO DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO NO QUE SE REFERE À EXIGÊNCIA DE NÍVEIS MÍNIMOS DE TRATAMENTO DE ESGOTOS SANITÁRIOS, ANTES DE SEU LANÇAMENTO EM CORPOS D'ÁGUA E DÁ OUTRAS PROVIDÊNCIAS.

AUTOR: DEPUTADO CARLOS MINC

O GOVERNADOR DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO, Faço saber que a Assembléia Legislativa do Estado do Rio de Janeiro decreta e eu sanciono a seguinte Lei:

Art. 1º - Para fins previstos nesta Lei, define-se como tratamento primário completo de esgotos sanitários a separação e a remoção de sólidos em suspensão, tanto sedimentáveis quanto flutuantes, seguida de seu processamento e disposição adequada.

Art. 2º - Para lançamento de esgotos sanitários em corpos d'água, o tratamento primário completo deverá assegurar eficiências mínimas de remoção de demanda bioquímica de oxigênio, dos materiais sedimentáveis, e garantir a ausência virtual de sólidos flutuantes.

Art. 3º - Fica proibido, em todo o território do Estado do Rio de Janeiro, o lançamento de substâncias separadas por sistemas de tratamento de esgotos sanitários-lodos - em quaisquer corpos de água devendo o seu processamento submetê-las à estabilização ou outro processo de tratamento que permita a sua disposição final sem oferecer riscos à saúde humana e ao meio ambiente, de acordo com requisitos estabelecidos pelo órgão estadual de controle ambiental.

Art. 4º - Objetivando assegurar a proteção da saúde pública e a qualidade ambiental, inclusive as características estéticas dos corpos d'água, o Órgão de Controle Ambiental poderá estabelecer exigências mais rigorosas que aquelas que caracterizam o tratamento primário completo definidas nesta Lei.

Art. 5º - O lançamento de esgotos sanitários em águas interiores deverá respeitar requisitos mais restritivos, a serem especificados pelo órgão estadual de controle ambiental no prazo máximo de 90 (noventa) dias a contar da vigência desta Lei.

Art. 6º - Não será permitido lançamento na rede de esgotos de substâncias ou compostos poluentes de quaisquer origens, que possam vir a produzir efeitos danosos nos sistemas de coletas e

tratamento de esgotos operados por órgãos públicos e empresas concessionárias desses serviços, ou que exijam tratamento adicionais àqueles que normalmente são dados aos esgotos sanitários.

Parágrafo Único - O órgão estadual competente deverá estabelecer condições limites para as substâncias poluentes e para as características físicas dos efluentes lançados em sistemas públicos de coleta de esgotos, por categoria de estabelecimento e tipo de efluentes.

Art. 7º - Deverão ser previstas áreas para tratamento de esgotos que atendam as necessidades atuais e as previsíveis, em face da expansão planejada de ocupação do solo, bem como da melhoria continuada da qualidade dos efluentes.

Parágrafo Único - Tais áreas deverão ser suficientes para mitigar os impactos ambientais negativos na região do projeto e em qualquer área direta ou indiretamente afetada pela construção e operação do sistema de tratamento e disposição final previsto.

Art. 8º - Os efluentes de hospitais, laboratórios, clínicas e estabelecimentos similares, em áreas que não disponham de sistema público de tratamento, deverão sofrer tratamento especial na origem, que impossibilite a contaminação dos corpos receptores por organismos patogênicos.

§ 1º - Tais atividades deverão ser objeto de licenciamento para a instalação e operação, aprovado pelo órgão estadual competente.

§ 2º - Cabe aos hospitais, laboratórios, clínicas ou estabelecimentos similares a responsabilidade técnica e econômica pelo projeto, construção e operação das instalações de tratamento necessários ao cumprimento do disposto no caput.

Art. 9º - Os municípios que possuam cidades com população igual ou superior a 20.000 (vinte mil) habitantes, na data da publicação desta Lei, deverão elaborar e aprovar, no órgão estadual competente, um plano de coleta, transporte, tratamento e disposição de seus efluentes e resíduos (lodo orgânico) de esgotos sanitários.

§ 1º - Como política estadual, será exigido planejamento integrado, especialmente nos casos de lançamentos sucessivos de efluentes, para os municípios que utilizem as mesmas bacias hidrográficas.

§ 2º - O prazo para elaboração deste plano e sua entrega ao órgão estadual de controle ambiental, para aprovação, é de 24 (vinte e quatro) meses para as cidades situadas na bacia do Paraíba do Sul e de 30 (trinta) meses nas demais cidades.

Art. 10 - Para os sistemas de coleta e tratamento de esgotos em operação quando da data de publicação desta Lei, terão o órgão público e a empresa concessionária dos serviços de esgotamento sanitário o prazo de dois anos, contados daquela data, para

apresentar um cronograma de obras de aprimoramento de suas instalações, visando, no menor prazo possível, e em função da disponibilidade de áreas, enquadrá-las nos níveis e padrões determinados pelo órgão estadual competente.

Art. 11 - O descumprimento do disposto nesta Lei constitui infração administrativa e a responsabilidade será apurada pelo órgão ambiental competente através de processo administrativo, independentes da responsabilidade civil e criminal, de acordo com a legislação ambiental vigente.

Parágrafo Único - As penalidades administrativas a serem aplicadas pelo órgão estadual competente para o controle ambiental serão:

I - multas de 1 a 1.000 UFER's

II - multa diária de 1 a 1.000 UFERJ's

III - interdição.

Art. 12 - Esta Lei entrará em vigor na data de sua publicação, revogadas as disposições em contrário.

Rio de Janeiro, 27 de dezembro de 1996.

Governador

8.2. Lei 4692-RJ

LEI Nº 4.692 DE 29 DE DEZEMBRO DE 2005.

MODIFICA A LEI Nº 2661, DE 27 DE DEZEMBRO DE 1996.

A Governadora do Estado do Rio de Janeiro,
Faço saber que a Assembléia Legislativa do Estado do Rio de Janeiro decreta e eu sanciono a seguinte Lei:

Art. 1º - Fica acrescido um Parágrafo único ao artigo 1º da [Lei nº 2.661/96](#), com a seguinte redação:

“**Art. 1º** -

Parágrafo único - No caso de lançamento de esgoto sanitário em alto mar, através de emissários submarinos, deverá ser assegurado que a carga poluidora lançada no ponto de disposição final no mar deverá ser inferior, em quaisquer valores, àquela gerada pela vazão final estabelecida no projeto do emissário submarino, levando em conta as normas de tratamento primário completo estabelecidas pelo *caput* do presente artigo e pelo disposto no art. 2º desta Lei.”

Art. 2º - O artigo 2º da [Lei nº 2.661/96](#) passa a vigorar com a seguinte redação:

“**Art. 2º** - Para lançamento de esgotos sanitários em corpos d’água, o tratamento primário completo deverá assegurar eficiências mínimas de remoção de demanda bioquímica de oxigênio dos materiais sedimentáveis, e garantir a ausência virtual de sólidos flutuantes, com redução mínima na faixa de 30% (trinta por cento) a 40% (quarenta por cento) da DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio.”

Art. 3º - Fica acrescido um § 2º ao artigo 6º da [Lei nº 2.661/96](#), com a seguinte redação:

“**§ 2º** - O órgão de controle ambiental determinará as diretrizes para a realização do monitoramento do esgoto bruto e do afluyente tratado, bem como das condições ambientais do corpo hídrico receptor.”

Art. 4º - Esta Lei entrará em vigor na data de sua publicação, revogadas as disposições em contrário.

Rio de Janeiro, 29 de dezembro de 2005.

ROSINHA GAROTINHO
Governadora

