



Universidade do Estado do Rio de Janeiro

Centro de Tecnologia e Ciências

Faculdade de Engenharia

Lays Rodrigues Santos de Oliveira

**Avaliação da Toxicidade Aguda de Lixiviado Tratado pelos
Processos de *Wetland* e Nanofiltração**

Rio de Janeiro

2014

Lays Rodrigues Santos de Oliveira

**Avaliação da Toxicidade Aguda do Lixiviado Tratado pelos Processos de
Wetland e Nanofiltração**

Dissertação apresentada, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre, ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Área de concentração: Saneamento Ambiental – Controle da Poluição Urbana e Industrial.

Prof^a. Dsc. Daniele Maia Bila (Orientadora)

Prof^o. Dsc. João Alberto Ferreira (Coorientador)

Rio de Janeiro

2014

CATALOGAÇÃO NA FONTE
UERJ / REDE SIRIUS / BIBLIOTECA CTC/B

O48 Oliveira, Lays Rodrigues Santos de.
Avaliação da toxicidade aguda do lixiviado tratado pelos processos de wetland e nanofiltração / Lays Rodrigues Santos de Oliveira. - 2014.
87f.

Orientador: Daniele Maia Bila.
Coorientador: João Alberto Ferreira.
Dissertação (Mestrado) – Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Faculdade de Engenharia.

1. Engenharia Ambiental. 2. Toxicidade Aguda – Dissertações. 3. Lixo -- Tratamento -- Dissertações. 4. Resíduos sólidos -- Dissertações. I. Bila, Daniele Maia. II. Universidade do Estado do Rio de Janeiro. III. Título.

CDU 556

Autorizo, apenas para fins acadêmicos e científicos, a reprodução total ou parcial desta dissertação, desde que citada a fonte.

Assinatura

Data

Lays Rodrigues Santos de Oliveira

**Avaliação da Toxicidade Aguda do Lixiviado Tratado pelos Processos de
Wetland e Nanofiltração**

Dissertação apresentada, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre, ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Área de concentração: Saneamento Ambiental – Controle da Poluição Urbana e Industrial.

Aprovado em 29 de Abril de 2014.

Banca examinadora:

Prof.^a Dra. Daniele Maia Bila (Orientador)
Faculdade de Engenharia - UERJ

Prof. Dr. João Alberto Ferreira (Co-orientadora)
Faculdade de Engenharia - UERJ

Prof.^a Dra. Juacyara Carbonelli Campos
Universidade Federal do Rio de Janeiro

Prof.^a Dra. Elisabeth Ritter
Faculdade de Engenharia - UERJ

Rio de Janeiro

2014

DEDICATÓRIA

Dedico este trabalho a minha mãe, ao meu quase pai, meus avós, minha tia Mara e a Rogério Mattos.

AGRADECIMENTOS

A Deus pela oportunidade de estar neste caminho de bem.

A minha mãe Dulcelene por seu amor e toda sua dedicação, esforço, carinho e empenho à minha vida, agora com a permissão de Deus voarei com as minhas próprias asas. Obrigada Mãe.

A minha professora orientadora, Daniele Maia Bila, por seu carinho, paciência, exemplo, por ter me dado este projeto, me ajudado em todos os momentos, acreditado mim e dedicado muito do seu tempo a este trabalho e a minha vida.

A todos os professores do PEAMB e especialmente ao meu co-orientador João Alberto Ferreira que me ensinaram tudo de melhor.

A todos meus novos e ótimos amigos lá do Laboratório de Engenharia Sanitária (LES): Carolina Gomes dos Parabenos minha companheira de estudo, experimentos e condução; a Amanda por todos seus ensinamentos de Excel e os Bloxpot, Giselle Gomes por toda sua dedicação as nossas análises; Louise Felix pela ajuda com os experimentos e todas nossas risadas; Sidnei Gomes pelos ensinamentos de química e de tudo mais além das ajudas com as análises; a Barbara, Sr. Jair, Danielle Prates, Jarina e Tati pelas análises físico-químicas; Thaís, as amigas do LABIFI, Gabi e Ludi, que me forneceram as águas e as leituras das placas e a todos os outros amigos do laboratório e a Marília e Ana Dalva por toda força e ajuda.

Ao pessoal da Equipe Garra Ejane e Sr. Novaes que me ensinaram que não importa qual a dificuldade da matéria, sempre será possível com esforço e dedicação.

A minha amiga Adriana Matos Oliveira que me acompanha desde a faculdade e em todos os momentos de estudo.

Ao meu trabalho que me permitiu manter-se no mestrado, o Colégio Fluminense de Éden, o Colégio Nilópolis, as pessoas maravilhosas que fazem parte da minha equipe e a todos meus alunos maravilhosos que me permitem levar a vida com mais alegria.

Aos meus médicos Dra. Melanie Rodack, Dr. Marcus Miranda, Dra. Joana que me permitiram testar e utilizar de tratamentos novos para que tenha uma vida com mais possibilidades.

Ao CNPq que auxiliou minha orientadora financeiramente para compra dos materiais para os experimentos.

A meu Quase pai Izaias Alves por toda sua ajuda. Minha avó e meus avôs, minhas sogras e sogro por me auxiliarem e acreditarem mim. A minha tia Mara por tornar financeiramente possível meus estudos.

A Rogério Mattos pelo seu amor e todo tempo dedicado a mim e a este trabalho.

“Estamos presentes em mundo num tempo
em que a ambição e o consumismo proliferam
abundantemente no coração do homem moderno,
que é carregado em ciência mais pobre em espiritualidade.”

Autor Desconhecido

RESUMO

OLIVEIRA, Lays Rodrigues Santos de. *Avaliação da toxicidade aguda do lixiviado tratado pelos processos de wetland e nanofiltração*. 2014. 87f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Faculdade de Engenharia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2014.

No Brasil, o tratamento do lixiviado, proveniente da disposição dos resíduos sólidos urbanos, ainda é um desafio, haja visto que atualmente não há indícios de tratamento economicamente viável que atenda aos padrões de lançamento da legislação brasileira. Além disso, os diversos tipos de efluentes, mesmo quando adequadamente tratados, apresentam níveis residuais de substâncias que podem conferir toxicidade aos mesmos. Devido a isso, tem-se uma preocupação com essas substâncias remanescentes e, sobretudo, com o seu possível potencial tóxico. Diante desse quadro, a incorporação da avaliação da toxicidade no tratamento dos efluentes é de grande importância na proteção dos ambientes aquáticos. É crescente o interesse pela toxicidade como um parâmetro de controle, que, contudo, é ainda pouco regulamentada. Este estudo tem como principal objetivo ampliar o conhecimento sobre o tratamento de lixiviados através da avaliação da toxicidade por meio de ensaios ecotoxicológicos. Foi avaliada a toxicidade aguda do lixiviado do Aterro Metropolitano de Jardim Gramacho, em Duque de Caxias – RJ após os processos de tratamento por *wetland* e nanofiltração utilizando-se dois organismos-teste de diferentes níveis tróficos (*Aliivibrio fischeri* e *Daphnia similis*). Os ensaios de toxicidade aguda com a bactéria *Aliivibrio fischeri* apresentaram valores de CE50 (%) na faixa de 11,75 a 96,17 para o afluente do *wetland* e valores de CE50 (%) na faixa de 21,60 a 86,32 para o efluente do *wetland*. Tanto para o afluente, quanto para o efluente do *wetland*, foram obtidos valores de FT \leq 8. Para o efluente da nanofiltração, dos 6 ensaios de toxicidade aguda com a bactéria *Aliivibrio fischeri*, com exceção de 1 amostra, não foi observada toxicidade. Para os ensaios de toxicidade com a *Daphnia similis* foram obtidos valores de CE50 (%) na faixa de 24,15 a 70,71 para o afluente do *wetland* e valores na faixa de 19,61 a 70,71 para o efluente do *wetland*.

Palavras Chaves: lixiviado, toxicidade aguda, *Aliivibrio fischeri*, *Daphnia similis*.

ABSTRACT

In Brazil, treatment of leachate from the disposal of municipal solid waste is still a challenge, since there is currently no evidence of viable treatment that meets the discharge standards of the Brazilian legislation. In addition, the various types of waste, even when treated, have residual levels of substances that can confer toxicity to them. Because of this, there is a concern with these remaining substances, and especially, with its potential toxic possible. Given this situation, the incorporation of evaluation of toxicity in the treatment of effluents is of great importance in protecting aquatic environments. A growing interest in toxicity as a control parameter, which, however, is still largely unregulated. This study aims to increase knowledge about the treatment of leachate through the evaluation of toxicity by ecotoxicological tests. The acute toxicity of the leachate from the Metropolitan Landfill of Jardim Gramacho in Duque de Caxias was evaluated - RJ after treatment processes for *wetland* and nanofiltration using two test organisms of different trophic levels (*Aliivibrio fischeri* and *Daphnia similis*). The acute toxicity tests with *Aliivibrio fischeri* showed EC50 (%) values in the range from 11.75 to 96.17 to the tributary of the wetland and EC50 (%) values in the range from 21.60 to 86.32 for the effluent *wetland*. For both the affluent and effluent *wetland* values were obtained FT \leq 8. For the effluent from the nanofiltration, the six acute toxicity tests with bacteria *Aliivibrio fischeri*, except for one sample, no toxicity was observed. For toxicity tests with *Daphnia similis* were obtained EC50 (%) values in the range from 24.15 to 70.71 for the affluent *wetland* values ranging from 19.61 to 70.71 to the effluent of the *wetland*.

Keywords: landfill leachate, acute toxicity, *Aliivibrio fischeri*, *Daphnia similis*

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 - Esquema didático do <i>wetland</i> construído e operado com fluxo superficial	33
Figura 2 - Esquema didático do <i>wetland</i> construído e operado com fluxo subsuperficial.....	34
Figura 3 - Colônias de bactérias <i>Aliivibrio fischeri</i> produzindo luminescência	42
Figura 4 - Organismo-teste <i>Daphnia similis</i>	44
Figura 5 - Foto aérea do Aterro Controlado Metropolitano de Jardim Gramacho.....	53
Figura 7 - Foto aérea da Estação de tratamento de Lixiviado do Aterro Controlado Metropolitano de Jardim Gramacho, em ênfase área de construção do <i>wetland</i>	54
Figura 8 - Etapas de tratamento do lixiviado, mostrando ainda imagens das diferenças entre o lixiviado bruto, o lixiviado tratado após a etapa <i>wetland</i> , e o lixiviado tratado após a etapa de Nanofiltração.....	55
Figura 9 - Foto do <i>wetland</i> construído, em escala piloto, no Aterro Controlado Metropolitano de Jardim Gramacho.....	56
Figura 10 - Esquema de diluição das amostras realizado no ensaio Microtox, o número de cubetas mostrado na imagem é o mesmo número no qual as diluições foram feitas no ensaio.....	59
Figura 11- Bloxpot dos valores de pH das amostras do afluente e efluentes <i>wetland</i> e da nanofiltração.....	65
Figura 12 - Bloxpot dos valores de condutividade das amostras do afluente e efluentes <i>wetland</i> e da nanofiltração.....	66
Figura 13 - Bloxpot dos valores de turbidez das amostras do afluente e efluentes <i>wetland</i> e da nanofiltração.....	66
Figura 14 - Bloxpot dos valores de cor verdadeira das amostras do afluente e efluentes <i>wetland</i> e da nanofiltração.....	67
Figura 15 - Bloxpot dos valores de cor aparente das amostras do afluente e efluentes <i>wetland</i> e da nanofiltração.....	67
Figura 16 - Bloxpot dos valores de COD das amostras do afluente e efluentes <i>wetland</i> e da nanofiltração.....	68
Figura 17 - Bloxpot dos valores de nitrogênio amoniacal das amostras do afluente e efluentes <i>wetland</i> e da nanofiltração.....	68
Figura 18 - Valores de gama dos 20 ensaios preliminares para construção da carta controle para <i>Aliivibrio fischeri</i>	72
Figura 19 - Resultados de porcentagem de inibição de luminescência dos 20 ensaios preliminares para construção da carta controle para <i>Aliivibrio fischeri</i>	73

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Estimativa da composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos coletados no Brasil em 2008. (Adaptado, Fonte: MOTA e ALVAREZ (2011)).....	27
Tabela 2 - Nanofiltração, sua força motriz, o material retido pelo tratamento, o material que é permeado e as aplicações. (Fonte: HABERT, 2006).....	37
Tabela 3 - Formas de expressar os resultados dos ensaios de toxicidade e suas respectivas denominações. (Fonte: DEZOTTI e SILVA, 2004).....	40
Tabela 4 - Metodologias para a realização de ensaios ecotoxicológicos disponíveis pela ABNT.....	41
Tabela 5 - Leis federais e estaduais para avaliação da toxicidade no Brasil em ordem cronológica.....	45
Tabela 6 - Alguns outros critérios específicos pela NT 213 R4 (FEEMA, 1990).....	46
Tabela 7 - Limites Máximos de Toxicidade Aguda para os organismos <i>Daphnia magna</i> e <i>Aliivibrio fischeri</i> , dos efluentes de diferentes categorias de acordo com a Portaria Portaria Nº 017/02 (FATMA, 2002).....	48
Tabela 8 - Relação da metodologia analítica utilizadas neste estudo e os respectivos métodos de acordo com o AWWA (APHA, 2005).....	57
Tabela 9 - Caracterização físico-química dos afluentes e efluentes dos tratamentos por <i>wetland</i> processo de nanofiltração (NF) coletadas no período de abril a dezembro de 2013.....	62,63,64
Tabela 10 – Valores de CE50 (%) e FT dos ensaios de toxicidade aguda com o organismos-teste <i>Aliivibrio fischeri</i> com o afluente do <i>wetland</i> (N=9).....	69
Tabela 11 - Valores de CE50 (%) e FT dos ensaios de toxicidade aguda com o organismos-teste <i>Aliivibrio fischeri</i> com o efluente do <i>wetland</i> (N=11).....	70
Tabela 12 - Valores de CE50 (%) e FT dos ensaios de toxicidade aguda com o organismos-teste <i>Aliivibrio fischeri</i> com o efluente da nanofiltração (N=6).....	70
Tabela 13 - Valores de CE50 (%) e FT dos ensaios de toxicidade aguda com o organismos-teste <i>Daphnia similis</i> com o efluente do <i>wetland</i> (N = 4).....	73

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
APHA	Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater
AWWA	American Water Work Association
CE50	Concentração efetiva a 50% dos organismos-testes
CL50	Concentração letal a 50% dos organismos-testes
CENO	Concentração de efeito não observado
COMLURB	Companhia Municipal de Limpeza Urbana
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CTR	Central de Tratamento de Resíduos
CONSEMA	Conselho Estadual do Meio Ambiente
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DBP	Dibutilphtalato
DEHP	Dietilexylphtalato
DESMA	Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental
DNA	Ácido desoxirribonucleico
DQO	Demanda Química de Oxigênio
ETE	Estação de Tratamento de Efluentes
FATMA	Fundação do Meio Ambiente de Santa Catarina
FD	Fator de diluição
FEN	Faculdade de Engenharia
FT	Fator de toxicidade
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
INEA	Instituto Estadual do Meio Ambiente
MF	Microfiltração
ISO	International Organization for Standardization
Nano	Nanofiltração
NBR	Norma Brasileira
NF	Nanofiltração
NH ₃ ⁺	Amônia
NO ₂ ⁻	Nitrato

NO ₃ ⁻	Nitrito
NT	Norma Técnica
OR	Osmose Reversa
PAC	Policloreto de alumínio
PCBs	Bifenilas Policloradas
pH	Potencial Hidrogeniônico
POP	Poluentes Orgânicos Persistentes
RBS	Reator de Batelada Sequencial
RSU	Resíduos Sólidos Urbanos
SST	Sólidos Suspensos Totais (mg/L)
SDT	Sólidos Dissolvidos Totais (mg/L)
SSV	Sólidos Suspensos Voláteis (mg/L)
ST	Sólidos Totais (mg/L)
UERJ	Universidade do Estado do Rio de Janeiro
UF	Ultrafiltração
UT	Unidade de toxicidade
WT	<i>Wetlands/ Wetland</i>

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO E OBJETIVOS	17
Objetivos Gerais	20
Objetivos específicos	20
1. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	21
1.1. A realidade do Rio de Janeiro frente aos resíduos sólidos urbanos	21
1.2. Os resíduos sólidos e seus produtos de degradação	23
1.3. Lixiviado	25
1.4. Processos de tratamento de lixiviados	27
1.4.1. Wetland (Fitorremediação)	28
1.4.2. Processo de separação por membranas (Nanofiltração)	34
1.5. Ecotoxicidade	36
1.5.1. Organismo-teste usado nos ensaios de toxicidade (<i>Allivibrio fischeri</i>) ...40	
1.5.2. Organismo-teste usado nos ensaios de toxicidade (<i>Daphnia similis</i>)	41
1.5.3. Legislações federais e estaduais para avaliação da toxicidade	42
1.5.4. Toxicidade em lixiviados	48
2 - METODOLOGIA	51
2.1 Área de estudo	53
2.2. Local e período de coleta das amostras de lixiviado	56
2.2.1 Procedimentos de coleta e preservação das amostras de lixiviado tratado	55
2.3. Caracterização físico-química das amostras	55
2.4. Ensaio de toxicidade aguda	56
2.4.1. Ensaio de toxicidade aguda com o organismo-teste <i>Allivibrio fischeri</i>	56
2.4.2. Ensaio de toxicidade aguda com o organismo-teste <i>Daphnia similis</i>	57
3- RESULTADOS E DISCUSSÃO	59
3.1. Caracterização físico-química das amostras de lixiviado tratado pelos processos de tratamento por <i>wetland</i> e nanofiltração.	59
3.2. Toxicidade com a bactéria luminescente <i>Allivibrio fisheri</i>	65

3.2.1 Carta-controle para organismo <i>Allivibrio fisheri</i>	60
3.3. Toxicidade aguda com o microcrustáceo <i>Daphnia similis</i> :.....	66
4- CONCLUSÕES.....	68
REFERÊNCIAS.....	75

INTRODUÇÃO E OBJETIVOS

A presença de produtos químicos naturais ou sintéticos são parte comum do cotidiano. Quando gerados os resíduos e os efluentes, pouquíssimas vezes, ou até mesmo jamais pensamos o quanto e como o futuro dos homens e de outros animais poderá ser afetado. Grande parte dos produtos químicos sintéticos no ambiente podem interferir no funcionamento e no controle de sistemas dos organismos, causando diversos danos.

Segundo MOTA e ALVAREZ (2011) cerca de 183.481,50 toneladas de resíduos sólidos são coletadas todos os dias. No ano de 2008, em toda região Sudeste a quantidade de resíduos coletados por dia foi cerca de 68.179,10 t/dia. No mesmo ano no Rio de Janeiro cerca 0,9 kg de resíduos urbanos foram gerados por habitantes por dia.

Atualmente, segundo ZVEIBIL (2013) na 1ª etapa do Plano Estadual de Resíduos Sólidos do Rio de Janeiro ainda há 17 lixões ativos e 45 lixões desativados. Para que a situação não se agrave em 2014 como meta, ocorrerá à erradicação dos lixões e em 2016 a remediação dos mesmos. Existem 19 aterros sanitários, sendo uma previsão de construção de mais 8 até 2014 com o Pacto de Saneamento Lixão Zero para que 100% dos resíduos sólidos sejam destinados a aterros sanitários, a fim de manter-se a qualidade das águas e do ambiente.

De acordo com MONTEIRO e ZVEIBIL (2001) os resíduos classificados como perigosos e os não inertes podem apresentar riscos a saúde pública e ainda efeitos adversos quando dispostos de forma inadequada no solo. Os fatores climáticos, demográficos, socioeconômicos, os grandes eventos, férias escolares, feriados e os resíduos gerados pelas cidades turísticas nestas épocas influenciam as características dos resíduos. Infelizmente, em diversas cidades brasileiras o surgimento espontâneo de pontos de acumulação de resíduo domiciliar a céu aberto ainda é comum.

Segundo a LEI Nº 12.305 (Brasil, 2010), a Política Nacional dos Resíduos Sólidos tem como objetivo a proteção da saúde pública e da qualidade ambiental, o tratamento dos resíduos sólidos, bem como disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos.

Os resíduos sólidos e os efluentes gerados destes resíduos em decomposição devem ser tratados antes de serem descartados, afim de que não cause nenhum tipo de dano à biota onde serão descartados.

Dentre os efeitos danosos que podem ser ocasionadas pelo descarte inadequado dos resíduos sólidos, a preocupação com estes efeitos torna-se crescente e por este motivo neste trabalho um estudo da ecotoxicologia do lixiviado oriundo os resíduos sólidos será avaliado.

A toxicologia é, segundo BAIRD, C. *et al* (2011), um estudo que permite analisar diversos efeitos que possam ser ocasionados nos organismos vivos por substâncias não comuns a eles, como é o caso da toxicidade aguda usada para demonstrar rapidamente os resultados parcial ou total de letalidade no limite exposição.

RAGHAB (2013) mostrou que a produção de lixiviados é um grande problema para os aterros de resíduos sólidos urbanos (RSU) pois provocam ameaça significativa para as águas superficiais e subterrâneas. Os aterros de resíduos sólidos podem causar impactos ambientais graves se as emissões de lixiviado e gás não forem controlados.

Segundo GIORDANO *et. al.* (2010) a diversidade dos impactos ambientais causados pelo lixiviado envolve a poluição atmosférica oriunda da biodegradação dos resíduos sólidos, a poluição hídrica devido à grande dificuldade de tratar o lixiviado e a poluição do solo que pode ocorrer de diversas formas pela alteração das características químicas, físicas ou biológicas, pela contaminação do aquífero e pela perda de capacidade de suporte da vegetação. Há também os impactos gerais que são ocasionados pelo acúmulo de resíduos sólidos, dentre eles, a atração dos

animais, dos vetores (insetos, roedores, etc.), a poluição visual, o odor nauseabundo, e ainda os impactos sociais que envolvem os catadores e a reciclagem.

Devido à complexidade de sua composição, o lixiviado contém altíssimas concentrações de matéria orgânica e inorgânica o que torna seu tratamento dificultoso e dependente de várias tecnologias.

Segundo a Resolução do CONAMA Nº 430 (Brasil, 2011), para que os efluentes de qualquer fonte poluidora sejam lançados diretamente nos corpos receptores devem receber o devido tratamento e obedecer às condições, padrões e exigências dispostos na Resolução e em outras normas aplicáveis. O artigo 14 estabelece restrições e medidas adicionais aos lançamentos de efluentes que possam, dentre outras consequências:

I - causar efeitos tóxicos agudos ou crônicos em organismos aquáticos;

II – Não viabilizar o abastecimento das populações.

Na Deliberação Normativa Conjunta, COPAM N.º 1 (Brasil, 2008), referente às condições e padrões de lançamento de efluentes e estabelece que os efluentes gerados não deverão causar efeitos tóxicos aos organismos aquáticos no corpo receptor, e os mesmos devem estar de acordo com os critérios de toxicidade estabelecidos pelo órgão ambiental competente.

Os processos de tratamento de lixiviado utilizados em aterros devem ser capazes de lidar com a mudança da qualidade e quantidade do lixiviado, pois o mesmo é uma solução que consiste em partículas coloidais com vários diâmetros e uma população complexa de microrganismos (ZIYANG e YOUCAI, 2007).

GOMES (2009) relata que embora normalmente o tratamento em lagoas apresente eficiência muito baixa em sistemas reais, eles merecem toda atenção, pois são muito utilizados na grande maioria dos aterros brasileiros como alternativa

de tratamento devida complexidade do tratamento do lixiviado de aterros sanitários. Quando há uma criteriosa caracterização desse efluente por meio de parâmetros específicos, ocorre uma tomada de decisões técnicas para que o seu tratamento possa atender de forma viável os padrões mais e adequados econômica e legalmente.

Assim, o presente trabalho pretende contribuir pela avaliação da toxicologia e do desempenho de alguns processos empregados no tratamento de lixiviado originado de aterro sanitário, por meio de parâmetros físico-químicos e por bioensaios de toxicidade aguda empregando dois organismos-teste com metodologias padronizadas.

Neste contexto, o presente estudo apresenta os seguintes objetivos:

Objetivo Geral

Avaliar a toxicidade aguda do lixiviado do Aterro Metropolitano de Jardim Gramacho, em Duque de Caxias – RJ após os processos de tratamento por *wetland* e nanofiltração utilizando-se dois organismos-teste de diferentes níveis tróficos.

Objetivos específicos

Avaliar a toxicidade aguda do lixiviado tratado, com os organismos-teste *Aliivibrio fischeri* e *Daphnia similis*, após processos de tratamento *wetland* e nanofiltração.

De acordo com os valores permitidos para parâmetros físico-químicos pelos padrões legais no Rio de Janeiro para lançamento de efluentes, verificar se estes estão restritivos o suficiente a ponto de não causar danos aos organismos aquáticos.

1. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

1.1. A realidade dos resíduos sólidos urbanos no Rio de Janeiro

Segundo ABREU (2011) o fenômeno urbanístico caracterizado como “explosão demográfica da Baixada” resultou do crescimento no número de loteamentos desta região em taxas elevadíssimas, em muitos casos superiores a 140%, por mais de três décadas. A abertura da rodovia Presidente Dutra, os incentivos fiscais concedidos pelo antigo Estado do Rio com o objetivo de reverter à queda das receitas tributárias ocasionadas pela crise da citricultura e a eletrificação dos trens que seguiam até Queimados e Paracambi ou da Linha Auxiliar até Belford Roxo, contribuíram para a rápida propagação do povoamento da região metropolitana do Rio de Janeiro, para além dos limites estabelecidos das regiões da Pavuna e Anchieta.

Segundo ABREU (2011), ainda que não necessitemos nos deter neles, ainda há outros fenômenos urbanos correlatos aos dois acima expostos. A favelização da zona da Leopoldina e de suas proximidades, também reflexo da expansão demográfica e da questão de como os empregos eram criados à época (mais serviços e comércio, menos indústria), assim como o crescimento de importância de áreas suburbanas como Madureira, atendendo às demandas dos núcleos urbanos recém-criados (na área metropolitana, distante do centro), são exemplos do que o pesquisador encontrará nos aterros sanitários cariocas, precisamente o que os distingue quando consideramos pesquisas em aterros sanitários primordialmente de países desenvolvidos ou com grau elevado de industrialização, como a China.

O processo de expansão urbana do Rio de Janeiro evidencia o aumento da densidade demográfica da região baseado na lógica da especulação imobiliária ou na necessidade do Estado de criar novas fontes de renda por meio do loteamento das terras próximas à nova Rodovia Rio - São Paulo. A divisão e cerceamento do território na Baixada Fluminense é simulado pela proliferação de apartamentos de pouca metragem na zona sul carioca. Os incentivos fiscais para o estabelecimento de indústrias ao longo da rodovia Presidente Dutra é um processo interrompido com

a paulatina perda de importância do Rio de Janeiro no cenário nacional (construção de Brasília), assim como pelo estabelecimento do governo autoritário que preferencialmente abonava indústrias estrangeiras produtora de bens de consumo de alto valor agregado, em detrimento do subsídio à indústria nacional. Como resultado, temos altas percentagens da população vivendo em condições rurais ou semi-rurais, suburbanas no sentido em que não recebem as benesses das melhorias públicas implantadas pelo Estado, tampouco usufruem das elevadas remunerações dos trabalhadores mais qualificados do setor industrial, e que por isso possuem um perfil de consumo diametralmente oposto ao das zonas altamente industrializadas do planeta (ABREU, 2011).

O Aterro Metropolitano de Jardim Gramacho experimentou em seu período de funcionamento extremo contato com a atual expansão de consumo das classes menos abastadas, ou seja, no que isso se reflete no descarte de aparelhos eletrodomésticos e eletroportáteis, assim como no incremento do consumo doméstico de produtos farmacológicos, resultado da expansão da rede farmacêutica ainda na década de 1990 e da proliferação das farmácias populares nos últimos dez anos. Portanto, o foco neste trabalho, tratando-se do aterro de Jardim Gramacho, é na complexidade do lixiviado, resultando em evidentes efeitos na ecotoxicologia.

O legado dos países cujo surto industrializante soube beneficiar sua população de um modo geral também demonstra que o tratamento do lixiviado, e a presença da toxicidade mesmo após a passagem do lixiviado pelas etapas de tratamento é um desafio, tendo a possível capacidade de reverter aos animais um tipo específico de malefício.

Desde a sua criação os aterros sanitários e os lixões a céu aberto têm se tornado uma grande preocupação, devido à disposição inadequada dos resíduos sólidos nas grandes cidades. Sem local apropriado para serem depositados, os resíduos geram poluentes, oriundos de sua decomposição, perigosos para o ambiente e para a população.

Ao entrar em decomposição, o resíduo que pode apresentar-se de maneira sólida, semi-sólida e líquida, é originado de fontes domésticas, industriais, de serviços de varrição urbana, comercial, escolar, assim como os resíduos de classes especiais como o hospitalar, o agrícola, entre outros, quando em decomposição transformam-se em um líquido de cor escura, pouco espesso, com odor característico e com carga de poluição altamente ativa, é denominado lixiviado (chorume). Este líquido contém diversas substâncias, tais como metais, matéria orgânica, compostos nitrogenados, entre outros produtos que podem ser tóxicos ao ambiente e aos animais. Com o deslanchar da vida moderna juntamente com as praticidades do dia-a-dia o processo industrial ganhou força aliado ao aumento da população e o conseqüente consumismo exorbitante. São produzidas quantidades assustadoras de resíduos sólidos sem base numa política clara e efetiva para destinação final dos resíduos, gerando assim prejuízos incalculáveis ao ambiente e a nós mesmos.

Por estas razões, torna-se cada vez maior a preocupação com a problemática envolvendo os resíduos sólidos, o lixiviado oriundo destes resíduos e os poluentes gerados por eles, que maioria das vezes encontra-se no limite determinado pela legislação, porém se acumulados a outros poluentes tem sua eficiência ainda maior.

1.2. Os resíduos sólidos e seus produtos de degradação

A quantidade de resíduos sólidos produzidos diariamente tornou-se um grande problema nas cidades refletindo degradação ambiental.

A norma NBR 10.004 de 2004 (ABNT, 2004) define basicamente os resíduos sólidos como:

Resíduos que resultam de atividades de origem industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviços e de varrição, nos estados sólido e semissólido. Incluídos nesta definição estão os lodos provenientes de sistemas de tratamento de água, gerados em equipamentos e instalações de controle de

poluição, bem como determinados quaisquer líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos, corpos de água receptores, ou exijam soluções técnicas e economicamente inviáveis ou até mesmo a melhor tecnologia disponível.

Segundo a PNRS (Política Nacional dos Resíduos Sólidos) (Brasil, 2012) no art. 9º na gestão e gerenciamento de resíduos sólidos, devem ser observados todos os itens relacionados à disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos, ligados a redução, reutilização, reciclagem, tratamento e até mesmo a não geração dos resíduos sólidos.

A PNRS (Brasil, 2012) pretendem garantir objetivos descritos no artigo 7:

I – toda proteção da saúde pública e da qualidade do meio ambiente;

II – disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos, a não geração, a redução, a reutilização, a reciclagem bem como o tratamento dos resíduos sólidos.

III ou V – a redução do volume dos resíduos e da periculosidade dos mesmos.

Objetivos estes desafiadores tendo em vista que o líquido oriundo da degradação dos resíduos sólidos, o lixiviado é um grande indicador potencial da eliminação de substâncias perigosas, e segundo SLACK (2005) muitas das substâncias presentes no lixiviado podem ser rastreadas até as possíveis fontes originais.

A problemática sobre os tipos de resíduos descartados é insuficiente para a determinação da composição dos lixiviados, sem posterior consideração do destino e comportamento de substâncias perigosas dentro do corpo do aterro.

O lixiviado é uma consequência dos tipos de resíduos descartados que podem determinar processos de degradação e ou transformação. A Tabela 1 apresenta uma estimativa da composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos

coletados no Brasil, com base nos dados da quantidade de resíduos sólidos urbanos coletados no ano de 2008 (MOTA e ALVAREZ, 2011)

Tabela 1 - Estimativa da composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos coletados no Brasil em 2008.

Resíduos Sólidos	Participação (%)	Quantidade (t/dia)
Material Reciclável	31,9	50.527,40
Metais	2,9	5.293,50
Aço	2,3	4.213,70
Alumínio	0,6	1.079,90
Papel, Papelão e Tetrapak	13,1	23.997,40
Plástico Total	13,5	24.487,90
Plástico Filme	8,9	16.399,60
Plástico Rígido	4,6	8.448,30
Vidro	2,4	4.388,60
Matéria Orgânica	51,4	94.355,10
Outros	16,7	30.610,90
Total	100	183.481,50

Adaptado, Fonte: MOTA e ALVAREZ (2011)

1.3. Lixiviado

Nos aterros sanitários, os resíduos sólidos estão sujeitos a uma combinação de processos físicos, químicos e biológicos. Além da dissolução de compostos e seu carreamento junto com partículas finas pela água da chuva e a umidade presente nos resíduos, o principal responsável pela transformação dos resíduos é a biodegradação da matéria orgânica. O conjunto desses fenômenos conduz a geração de metabólitos gasosos e líquidos que irão originar o gás e o lixiviado.

O lixiviado apresenta elevado teor de matéria orgânica e inorgânica dissolvida, sendo a mesma o principal componente presente no lixiviado, representando cerca de 60% (ZHENG, 2007).

Além disso, o lixiviado possui toxicidade aos organismos aquáticos, recalitrância aos processos biológicos de tratamento, sais e nitrogênio amoniacal. De uma maneira geral não é possível estabelecer uma fixa composição para o lixiviado de aterros, pois os mesmos podem variar de acordo com a origem e a composição dos resíduos sólidos, o clima do local onde está localizado o aterro, a idade e a operação também influencia muito na formação do lixiviado (GIORDANO, G., 2010).

De acordo com RAGHAB (2013), a composição dos lixiviados pode variar devido a diversos fatores, incluindo o grau de compactação, da composição dos resíduos, clima e umidade dos resíduos.

Segundo CHRISTENSEN *et. al.* (2001), quando nos deparamos com um tipo comum de aterro que recebe uma mistura de resíduos industriais municipais, comerciais e mistos, excluindo quantidades significativas de resíduos químicos concentrados específicos, teremos um lixiviado que pode ser caracterizado como uma solução à base de água de quatro grupos de poluentes:

1° grupo: Matéria Orgânica Dissolvida – a qual expressa como Demanda Química de Oxigênio (DQO) ou de Carbono orgânico total (COT), incluindo CH₄, ácidos graxos voláteis, entre outros.

2° grupo: Macrocomponentes inorgânicos – Ca (Cálcio), Mg (Magnésio), Na (Sódio), K (Potássio), NH₄⁺ (íon amônio), Fe (Ferro), Mn (Manganês), Cl (Cloro), SO₄²⁺ (Sulfato), entre outros.

Metais pesados: Cd (Cádmio), Cr (Cromo), Cu (Cobre), Pb (Chumbo), Ni (Níquel) e Zn (Zinco).

3° grupo: Compostos orgânicos xenobióticos – São provenientes dos resíduos domésticos ou industriais e produtos químicos presentes em concentrações baixas do lixiviado (geralmente menos do que 1 mgL⁻¹ de compostos individuais). Estes

compostos incluem, entre outros, uma variedade de hidrocarbonetos aromáticos, alifáticos e os fenóis clorados.

4º grupo: Outros compostos podem ser encontrados na lixiviação dos resíduos em aterros – Como é o caso do B (Boro), As (Arsênio), Se (Selênio), Ba (Bário), Li (Lítio), Hg (Mercúrio) e Co (Cobalto). Em geral, estes compostos são encontrados em concentrações muito baixas e são apenas de importância secundária.

A composição dos lixiviados varia significativamente entre os aterros sanitários de acordo com a composição dos resíduos, a idade dos resíduos e tecnologias aterro.

O lixiviado bruto é originado do processo de transformação dos resíduos sólidos urbanos que são solubilizados, as proteínas, a amônia, os sais e os ácidos carbônicos e orgânicos são formados, ocorrem os processos de fermentação, posteriormente aparecem os orgânicos residuais, a amônia, os complexos metabólicos, dando assim a origem ao lixiviado (chorume).

No Brasil, a Resolução do CONAMA 430 de 31 de maio (Brasil, 2011) dispõe sobre o lançamento de efluentes, entre eles o efluente oriundo de sistemas de disposição final de resíduos sólidos, o lixiviado e outros efluentes de qualquer fonte poluidora, referindo-se que os mesmos somente poderão ser lançados diretamente nos corpos receptores após receberem o devido tratamento, desde que obedeçam todas as exigências, normas e padrões dispostos na resolução.

1.4. Processos de tratamento de lixiviados

Segundo GARAJ-VRHOVACA *et. al.* (2013) quando há o lançamento do lixiviado no meio ambiente sem tratamento adequado, o mesmo pode representar uma importante fonte de poluição de fontes de águas subterrâneas e superficiais.

A variedade de sistemas e tecnologias que são utilizados no tratamento de lixiviado em várias partes do mundo indica a não existência de uma concepção padrão. Com base nas observações da grande variabilidade dos lixiviados de resíduos sólidos, a literatura tem apresentado uma variedade de tratamentos empregados como alternativas no tratamento do lixiviado. Dentre os quais podemos citar: a recirculação (REINHART, 1996), a evaporação (BIRCHLER, 1994), os processos eletroquímicos (CHIANG, 1995), os *wetlands* (PIRES, 2002), os processos biológicos (lodos ativados, reator batelada seqüencial, aeração prolongada, filtros percoladores, lagoas anaeróbias) (LI, 2009; HE *et al.*, 2007; TSILOGEORGIS, 2008; UYGUR, 2004; YANG, 2008; ALESSANDRO, 2009; LIN, 2000; CASTILLO, 2007; LI, 2007), a precipitação química (ZHANG, 2009; ALTINBAS, 2002; ZDYBIEWSKA, 1991), a ozonização (BAIG, 1999, WU, 2004), o arraste por ar (PI, 2009; OZTURK, 2003; SILVA, 2003), ultrafiltração (XU, 2006), osmose reversa (RENOU, 2008 a,b) e o co-tratamento com esgoto doméstico (DIAMADAPOULOS, 1997; COSSU, 1998; EHRIG, 1998; EBERT, 1999).

Segundo SILVA (2013), dados compilados da literatura mostraram que aproximadamente 1000 estudos apresentados nos anos de 1998 a 2011 investigaram o uso de processos biológicos, com membrana e oxidativos avançados no tratamento de lixiviados.

Normalmente, os sistemas de tratamento de lixiviados são constituídos de uma combinação de diferentes tecnologias, alguns exemplos são: processos físicos e químicos (processo de coagulação/floculação, arraste de amônia com ar, precipitação química), processos biológicos aeróbios e/ou anaeróbios, processos de separação por membranas e processos oxidativos avançados.

1.4.1. Wetland (Fitorremediação)

A palavra *wetland* traduzida do inglês como terras alagadas, refere-se a um termo utilizado para caracterizar ecossistemas naturais que estão inundados total ou parcialmente, durante um período de tempo.

Segundo MANNARINO, C. F. *et. al.* (2006), os *wetlands* podem servir como alternativa para o tratamento de lixiviados de resíduos sólidos urbanos reduzindo seus impactos ambientais pela simulação de sistemas naturais formados por leitos de plantas aquáticas.

Os *wetlands* em sua estrutura interna, a vegetação, quando formada existem espaços abertos por onde acontece o transporte de oxigênio de atmosfera para as folhas e conseqüentemente para as raízes e os rizomas (tipo de caule). Para ajudar na decomposição da matéria orgânica e o crescimento das bactérias nitrificantes uma parte de oxigênio sai do sistema radicular para a área em torno da rizosfera que é a região por onde o solo e as raízes das plantas entram em contato. Em sua operação os *wetlands* não necessitam de muita demanda técnica (MANNARINO, 2006).

Segundo ASHBY (2013), em um *wetland*, a vegetação que habita as áreas alagadas são macrófitas aquáticas, as quais são vegetais vasculares de partes rasas. Essas plantas influenciam no metabolismo dos ecossistemas aquáticos, favorecendo a sedimentação de partículas e sólidos suspensos, por isto são comumente conhecidas como filtros naturais, que constituem substrato para o desenvolvimento de microrganismos que absorvem nutrientes e mineralizam matéria orgânica, as macrófitas são fixadoras de nitrogênio atmosférico e o tornam disponível para assimilação por outras comunidades.

MANNARINO (2006) desenvolveram experimentos com *wetlands* em dois aterros no Rio de Janeiro, segundos os autores os resultados mostraram que os *wetlands* reduziram em termos de cargas de poluição 86% de DQO e 89% de nitrogênio amoniacal. Os *wetlands* promovem a absorção de nutrientes pelas plantas e facilitam a degradação de material orgânico pelos microrganismos do solo e aderido as raízes. A vegetação plantada foi a *Typha angustifolia* (Taboa), um tipo de macrófita emersa que possuem raízes fixadas no sedimento e folhas para folha água.

Segundo GOMES (2009), quando construídos os *wetlands* são ecossistemas artificiais relativamente simples, possuem baixos custos de implantação e operação, e mostram-se promissores para tratamento de lixiviado de aterros municipais brasileiros.

Os *wetlands* reduzem quantidades significativas de sólidos suspensos, matéria orgânica em termos de DBO e DQO, e amônia. Tem capacidade de tratar diversas substâncias simultaneamente sem a necessidade de transportar o lixiviado para outras estações de tratamento diferentes em locais distantes, não há excesso de produção de lodo no sistema (GOMES, 2009).

ASHBY (2013) atribui funções aos *wetlands* como a ciclagem de nutrientes por meio de alguns processos como a decomposição de formas de carbono e nitrogênio, manutenção da biodiversidade que constituem habitat de reprodução de espécies de fauna e flora, redutores de cargas de poluentes.

Há outras vegetações que podem ser utilizadas em *wetlands* como é caso das *Nymphaea sp.* e *Vitoria sp.*, com folhas flutuantes na superfície da água, a *Egeria sp.* e a *Cabomba sp.*, que são submersas enraizadas, as *Utricularia sp.* e a *Ceratophyllum sp.*, que são submersas livres e as *Pistia sp.* e a *Eichhornis sp.* que são flutuantes, todas tipos diferentes de macrófitas aquáticas que por se tratarem de comunidade biológica podem servir de alimento, oferecerem nichos ecológicos e abrigar diversos outros organismos (ASHBY, 2013).

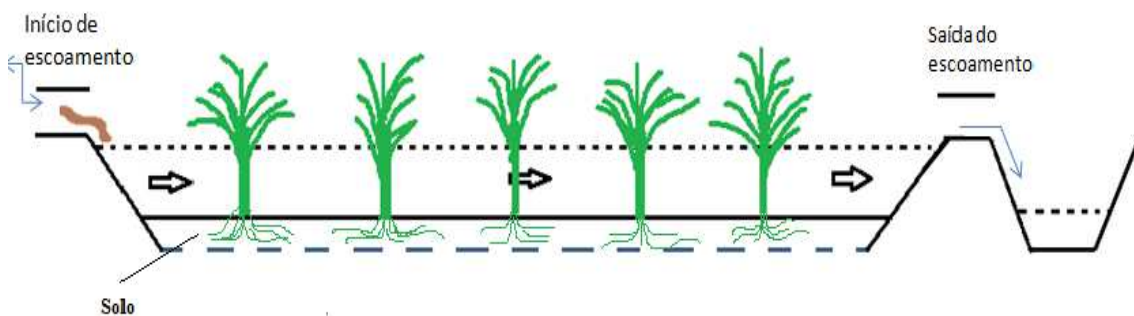
Os *wetlands* construídos podem operar de duas formas: com fluxo superficial e subsuperficial (PIO, 2013).

Os *Wetlands* Construídas de Fluxo Superficial possuem a lâmina de água da superfície solo e as plantas mantêm-se enraizadas ou não no sedimento na base da coluna de água, este tipo de *wetland* remedia solos argilosos com baixa permeabilidade e terrenos com declive reduzido, e são plantados geralmente com macrófitas de maior porte. Mais próximo à superfície da água o *wetland* é aeróbio, e

em direção ao fundo as condições tendem a ser anóxicas, o que importante para a remoção do nitrogênio (PIO, 2013).

A Figura 1 apresenta um esquema didático do *wetland* construído e operado com fluxo superficial.

Figura 1 - Esquema didático do *wetland* construído e operado com fluxo superficial

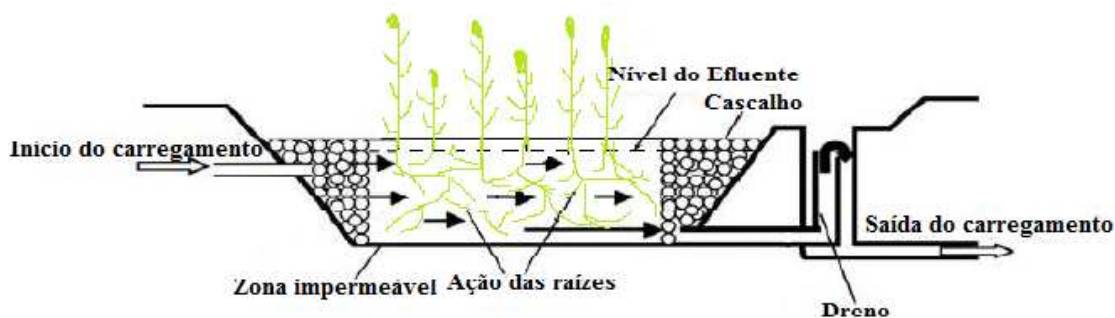


(Adaptado Fonte: PIO, 2013.)

Os *Wetlands* Construídas de Fluxo Subsuperficial consistem em tanques preenchidos por material argiloso ou arenoso e cascalho, são plantados com macrófitas de pequenas inclinações. Neste tipo de *wetland* há formação de um biofilme que se adere às plantas depurando e transformando os componentes dos efluentes como a matéria orgânica e a nitrificação. Como considerações finais os autores mostraram que de fato melhoram a qualidade das águas residuais (PIO, 2013).

A Figura 2 apresenta um esquema didático do *wetland* construído e operado com fluxo subsuperficial.

Figura 2 - Esquema didático do *wetland* construído e operado com fluxo subsuperficial.



(Adaptado Fonte: PIO, 2013.)

BULC, (2006) construiu um *wetland* que foi desenvolvido como um sistema piloto integrado para o velho aterro sanitário de uma cidade. O *wetland* apresentava três camadas interligadas, dois de fluxo vertical e um de estágio com fluxo horizontal. O *wetland* com cerca de 311m² cobertos e uma carga hidráulica intermitente de 0,5 cm d⁻¹, preenchido com areia média e plantadas com juncos e taboas. O desempenho do *wetland* foi avaliado durante 7 anos por parâmetros físico-químicos. Alguns parâmetros monitorados variaram de forma perceptível. A eficiência de COD foi de 50 %, DBO₅ (59 %), o nitrogênio amoniacal (51 %), nitrato, o fósforo total (P) foi de 53 %, sulfatos (49 %) e cloretos (35 %). A relação entre N e P mostrou um nível reduzido de fósforo para os processos biológicos. O desempenho do sistema não se alterou significativamente em relação à temperatura.

Ainda segundo o estudo desenvolvido por BULC, (2006), os resultados mostraram que o sistema de tratamento *wetland*, seja como um sistema terciário ou como um sistema independente, pode ser uma alternativa de baixo custo para o tratamento de lixiviados de aterros antigos, porém as condições são variáveis dentro do sistema de tratamento, assim como as condições ambientais têm grande influência sobre a eficácia do sistema. O autor ainda relatou que a avaliação o *wetland* pode ser considerado uma tecnologia adequada para o tratamento de lixiviados do aterro sanitário fechados, como um sistema terciário ou como um sistema para condicionamento do lixiviado.

Segundo KADLEC e ZMARTHIE (2010) um *wetland* utilizado no tratamento de lixiviado, reduziu o nitrogênio amoniacal em média 99,5% nos últimos nove anos, com uma remoção de 95% no primeiro ano. Metais não estavam presentes em todas as amostras, com reduções de cerca de 16 % de zinco, 29% de arsênio, bário 78 %, cromo de 67%. Já os compostos orgânicos voláteis, PCBs (Bifenilas policloradas) e pesticidas foram removidos para um valor inferior ao limite de detecção, exceto os ftalatos que continuaram com uma frequência de detecção de saída de 29%.

1.4.2. Processo de separação por membranas (Nanofiltração)

Segundo HABERT, A. C. *et. al.* (2005), historicamente as membranas surgiram para tentar imitar membranas naturais, tanto em características únicas de seletividade quanto em permeabilidade. As membranas são definidas como: *“uma barreira que separa duas fases e que restringe total ou parcialmente o transporte de uma ou várias espécies químicas presentes nas fases”*.

De uma maneira geral, as membranas estão presentes em todos os processos biológicos e desempenhas funções como: transporte de água e nutrientes, estoque e conversão de energia, processos nos quais a membrana necessita distinguir os compostos e transportá-los seletivamente em taxas controladas

Segundo CAVALCANTI (2009) a tecnologia de filtração por membranas é aplicada com bastante sucesso no tratamento de efluentes líquidos. Existem 4 principais processos de separação líquido/líquido ou sólido/líquido utilizando membranas que são: a Microfiltração (MF), Ultrafiltração (UF), a Osmose reversa (OR) e a Nanofiltração (NF).

A nanofiltração situa-se entre a ultrafiltração e a osmose reversa, foi desenvolvida inicialmente para a separação de lactose dos sais monovalente do soro do leite, mas atualmente é utilizado para remoção de matéria orgânica natural e de poluentes emergentes. O diâmetro dos poros é da ordem de $0,001\mu\text{m}$ sendo que a pressão de operação varia de 500 a 3500 kPa. O tratamento pode ser considerado um processo classificado como de retenção de moléculas que pode reter íons tri e bivalente com mais do que uma carga negativa como: sulfato (SO_4^{2-}) e fosfato (PO_4^{3-}) é uma ultrafiltração mais restritiva ou uma osmose reversa menos rígida. (CAVALCANTI, 2009).

De acordo com TOP (2011) o sistema de nanofiltração (NF) é um processo de separação por membranas, o qual permite que o material dissolvido em água possa ser separado em íons mono e bivalentes.

No tratamento de efluentes, o uso da nanofiltração necessita de pré-tratamento afim de que as membranas sejam protegidas e também haja possibilidades de potencialização de separação pelo processo. Os principais pré-tratamentos utilizados antes do tratamento da nanofiltração são: a filtração convencional que remove a turbidez causada pelos sólidos em suspensão, a microfiltração que é capaz de remover partículas sólidas e algumas substâncias coloidais, que reduzem a turbidez e a ultrafiltração que costuma oferecer melhor eficiência de separação (CAVALCANTI, 2009).

A Tabela 2 apresenta alguns dados da nanofiltração, o material retido pelo tratamento, o material que é permeado e as aplicações.

Tabela 2 - Nanofiltração, sua força motriz, o material retido pelo tratamento, o material que é permeado e as aplicações.

Processo	Força Motriz	Material Retido	Material que Permeia	Aplicações
Nanofiltração (NF)	ΔP (5 – 25 atm)	Moléculas de Massa molar. Média $500 < MM < 2.000.Da.$	Água, sais e moléculas de baixa massa molar.	Purificação de enzimas; biorreatores a membrana.

(Fonte: HABERT, 2006)

As vantagens dos processos de separação por membranas são a não adição de produtos químicos, os requisitos de baixa energia, e a fácil combinação com outros processos de tratamento visando uma construção modular. No processo de separação por membranas de nanofiltração, as substâncias presentes na alimentação são separadas de acordo com dois princípios. Espécies neutras são separadas de acordo com os seus tamanhos (moléculas maiores do que 200-300 g / mol) e os íons são separados por interação eletrostática entre os íons e a membrana. (INCE, 2010)

AHMED e LAN, (2012) relatam que a nanofiltração foi eficaz no tratamento de lixiviados de aterros, com uma remoção superior a 90% de nitrogênio amoniacal e de 75% nos valores de DQO, independentemente da idade do lixiviado do aterro. Também foi eficaz na remoção de micropoluentes orgânicos, particularmente Bisfenol A (BPA). A nanofiltração foi capaz de acomodar grandes variações nas propriedades de alimentação e as condições de funcionamento, sem afetar a qualidade do efluente final.

1.5. Ecotoxicidade

Segundo BARD, C., (2008) a Ecotoxicologia é voltada para o estudo dos efeitos tóxicos ocasionados por poluentes naturais ou sintéticos, para os componentes dos ecossistemas em diferentes níveis tróficos, com o objetivo de analisar a interação, a transformação, o destino e os efeitos tóxicos causados por substâncias sobre o organismo, população, comunidade e o ecossistema.

As diversas águas residuárias, em particular o lixiviado, mesmo quando adequadamente tratadas, apresentam níveis residuais de substâncias orgânicas e inorgânicas. Esses níveis residuais podem estar associados a substâncias inertes ou a substâncias que podem conferir toxicidade às mesmas, e quando lançadas nos corpos receptores podem causar vários danos aos organismos expostos, seja aos homens ou outros animais.

Devido a isso, deve-se ter uma preocupação com essas substâncias remanescentes e, sobretudo, com o seu possível potencial de toxicidade. Assim, a incorporação da avaliação da toxicidade das águas residuárias é de grande importância na proteção dos ambientes aquáticos.

Para estimar com maior segurança a toxicidade de uma água residuárias, é importante que os ensaios sejam realizados com organismos representantes de diferentes níveis tróficos do ambiente aquático. Desta forma, as diferenças na sensibilidade dos organismos às diversas substâncias presentes em uma amostra serão consideradas.

Comumente, para o estudo da toxicidade de substâncias químicas no meio aquático, tanto podem ser utilizados testes de curta duração para a avaliação dos efeitos agudos, como testes mais complexos com tempos de duração mais longos para a avaliação dos efeitos crônicos.

A escolha dos organismos utilizados na avaliação da toxicidade deve levar em conta também o efluente em questão. Segundo ZAGATTO e BERTOLETTI (2008), no caso de lixiviados de resíduos sólidos urbanos, os ensaios de toxicidade aguda mais indicados são aqueles com *Daphnia* (48h), com peixes ou algas (96h), e os ensaios de toxicidade crônica com *Ceriodaphnia dubia* (7 dias).

Mas vários outros organismos-teste têm sido utilizados para avaliação da toxicidade aguda e crônica em lixiviados, alguns desses estudos são: a bactéria luminescente *Aliivibrio fischeri* (SILVA, 2003; CASSANO, 2011; KALČÍLOVÁ, 2014; BUITRAGO, *et al.*, 2013; BERNARD, 1996; COTMAN e GOTVAJN, 2011) microcrustáceo *Artemia Salina* (SILVA, 2003; BERNARD, 1996; VENDRENNE, *et al.*, 2012; TSARPALI, 2012), microcrustáceo *Daphnia similis* ou *Daphnia magna* (SILVA, 2003; BERNARD, 1996), o peixe Danio rerio (SILVA, 2003).

Todos os métodos de ensaio utilizados para avaliar a toxicidade de efluentes seguem os mesmos princípios, de modo que os organismos-teste são submetidos a diferentes diluições do efluente líquido por um determinado período de tempo (dependendo do organismo-teste e do ensaio agudo ou crônico). Após o período de exposição, é registrada a porcentagem do efeito tóxico medido em cada uma das diluições. O resultado dos ensaios ecotoxicológicos pode ser expresso de várias formas, como apresentado na Tabela 3.

Tabela 3 - Formas de expressar os resultados dos ensaios de toxicidade e suas respectivas denominações.

Sigla	Denominação
CL 50	Concentração Letal Mediana = Concentração do agente tóxico que causa efeito agudo (letalidade) a 50% dos organismos-teste em um determinado período de exposição.
CE 50	Concentração Efetiva Mediana = Concentração do agente tóxico que causa efeito agudo (ex. imobilidade) a 50% dos organismos-teste num determinado período de exposição
CL(I)50	Concentração Letal Inicial Mediana = Concentração nominal do agente tóxico, no início do teste, que causa efeito agudo a 50% dos organismos-teste, em um determinado período de exposição.
CENO	Concentração de Efeito não Observado = A maior concentração do agente tóxico que não causa efeito deletério, estatisticamente significativo, na sobrevivência, crescimento e reprodução dos organismos-teste, em um determinado período de exposição.
CEO	Concentração de Efeito Observado = A menor concentração do agente tóxico que causa efeito deletério estatisticamente significativo, na sobrevivência, crescimento e reprodução dos organismos-teste, em um determinado período de exposição.
UT	Unidades Tóxicas = Unidade que exprime a transformação da relação inversa da toxicidade em relação direta, portanto quanto maior o valor da UT maior a toxicidade $UT = 100/CENO$
FT	Fator de toxicidade = menor diluição da amostra na qual não se observa efeito deletério sobre o organismo-teste

Fonte: DEZOTTI e SILVA, 2004

Outras definições são importantes nesse contexto e são apresentadas (DEZOTTI e SILVA, 2004):

- Efeito Agudo - Efeito deletério causado por agentes químicos a organismos vivos, que se manifesta rápida e severamente. Geralmente, esse efeito ocorre após curto período de exposição (0-96 horas).
- Efeito Crônico - Efeito deletério causado por agentes químicos a organismos vivos, que normalmente manifesta-se após dias ou anos de exposição, dependendo do ciclo vital da espécie estudada. Em geral, após um prolongado período de exposição.

- Organismo-teste - organismo vivo utilizado em ensaios de toxicidade, para avaliação da amostra, nas condições prescritas em cada metodologia.
- Efeito Letal - Resposta a um estímulo em concentrações de um agente tóxico que causa morte por ação direta.
- Efeito Subletal - Resposta a um estímulo, numa concentração de um agente tóxico, que está abaixo do nível que causa a morte diretamente. Sua determinação deve ser realizada após obtenção de resultados de toxicidade aguda.

Os resultados de ensaios ecotoxicológicos devem ser baseados em ensaios de laboratório realizados de acordo com metodologias padronizadas pela ABNT ou metodologias estrangeiras reconhecidas. A Tabela 4 apresenta algumas metodologias para a realização de ensaios de toxicidade disponíveis no Brasil pela ABNT.

Tabela 4 - Metodologias para a realização de ensaios ecotoxicológicos disponíveis pela ABNT.

Número da norma	Descrição	Referência
NBR 12713	Ecotoxicologia aquática. Toxicidade aguda. Método de ensaio de toxicidade com <i>Daphnia spp</i> (Crustácea, Cladocera).	ABNT, 2009
NBR 15088	Ecotoxicologia aquática. Toxicidade aguda. Método de ensaio com peixes.	ABNT, 2011
NBR 13373	Avaliação de toxicidade crônica utilizando <i>Ceriodaphnia dubia</i> Richard, 1984 (Cladocera, Crustácea).	ABNT, 2010
NBR 15308	Ecotoxicologia aquática. Toxicidade aguda. Método de ensaio com misidáceos (Crustacea).	ABNT, 2011
NBR 15350	Ecotoxicologia aquática. Toxicidade crônica de curta duração. Método de ensaio com ouriço-do-mar (Echinodermata: Echinoidea).	ABNT, 2012

1.5.1. Organismo-teste usado nos ensaios de toxicidade (*Allivibrio fischeri*)

O organismo-teste *Allivibrio fischeri* é uma espécie de bactéria bioluminescente, marinha, Gram-negativa, anaeróbia facultativa, com formato de bacilo, não patogênica, que pode ser encontrado de vida livre ou em uma associação mutualista (DUNN, 2012). Nas últimas décadas, o estudo da *A. fischeri* levou a importantes descobertas sobre sua luminescência, que está ligada a sua cadeia respiratória, e ocorre quando a bactéria é exposta a condições adequadas. Quando exposta a poluentes, a bactéria tem seu efeito luminescente diminuído. (BAUMGARTNER, 2011). A Figura 4 apresenta uma foto da placa de colônias de bactérias *Allivibrio fischeri* produzindo luminescência.

A bactéria *A. fischeri* classifica-se cientificamente em:

Reino: Monera

Filo: Proteobacteria

Classe: Gammaproteobacteria

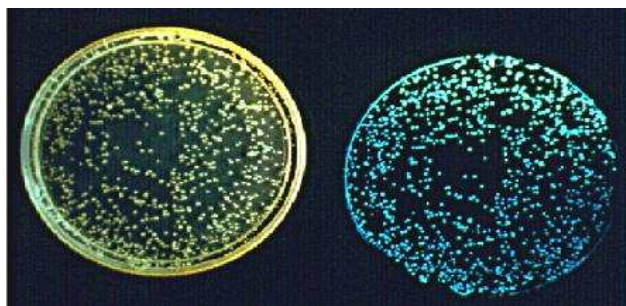
Ordem: Vibrionales

Família: Vibrionaceae

Gênero: *Allivibrio*

Espécie: *A. fischeri*

Figura 3 - Colônias de bactérias *Allivibrio fischeri* produzindo luminescência.



(Fonte: <http://www.ou.edu/cas/botany-micro/faculty/dunn.html>)

1.5.2. Organismo-teste usado nos ensaios de toxicidade (*Daphnia similis*)

O organismo-teste *Daphnia similis* é uma espécie pertence à ordem Cladocera (Crustacea-Branchiopoda) e ao gênero *Daphnia*, com grande participação na comunidade zooplanctônica. Esta espécie é conhecida como pulga d'água, filtradora de detritos orgânicos e é classificada como consumidora primária na cadeia trófica. Medem cerca de 0,5 a 5,0 mm de comprimento e seu corpo possui uma carapaça bivalve incolor, os podos (pés) estão na região torácica revestidas por cerdas que permitem que o alimento fique retido por cerca de 0,5 a 3 horas, possuem também um olho mediano na cabeça, antenas com 4 a 6 pares de apêndices no tronco, está presente em todos ambientes de água doce, e facilmente encontrado em lagos, represas, rios e planícies inundadas. O ciclo de vida deste organismo pode variar de três a cinco semanas.

A reprodução destes organismos é partenogenética que dá origem há populações compostas por fêmeas, eles nadam por meio de antenas em movimentos verticais e depois afunda lentamente, a maioria destes organismos são de água doce, servem de alimento para os peixes e alimentam-se basicamente de algas, bactérias, protozoários e detritos orgânicos, os quais são capturados por processo de filtração (comum nos microcrustáceos). A natação é feita pela movimentação das longas antenas, que funcionam como remos. (CASTRO, 2010; RUPPERT e BARNES, 2005; ZAGATTO e BERTOLETTI, 2008). A Figura 5 apresenta uma foto do organismo-teste *Daphnia similis*.

O microcrustáceo *Daphnia similis* classifica-se cientificamente em:

Reino: Animalia

Filo: Crustacea

Classe: Branchiopoda

Ordem: Cladocera

Família: Daphniidae

Gênero: *Daphnia*

Espécie: *D. similis*

Figura 4 - Organismo-teste *Daphnia similis*.



(Fonte: http://www.akira-sakata.com/daphnia/001_1/001_2/003_3/)

1.5.3. Legislações federais e estaduais para avaliação da toxicidade

É crescente o interesse pela toxicidade como um parâmetro de controle, contudo, seu monitoramento ainda é exigido por poucas agências ambientais no Brasil. A Resolução nº. 430 do CONAMA (Brasil, 2011) dispõe sobre o lançamento de efluentes no ambiente e prevê que este não deverá possuir potencial para causar efeitos tóxicos aos organismos aquáticos no corpo receptor. Além disso, a determinação dos efeitos tóxicos deve ser realizada com base em critérios de toxicidade baseados em ensaios ecotoxicológicos padronizados, realizados no efluente, utilizando organismos aquáticos de diferentes níveis tróficos.

Recentemente, o CONAMA definiu novas condições e padrões para lançamento de efluentes em corpos de água receptores com a Resolução no. 430 de 13 de maio de 2011 (Brasil, 2011). Essa Resolução complementa e altera a Resolução nº. 357 do CONAMA (Brasil, 2005).

Segundo a Resolução do CONAMA no. 430 (Brasil, 2011) na ausência de critérios de ecotoxicidade estabelecidos pelo órgão ambiental para avaliar o efeito tóxico do efluente no corpo receptor, algumas diretrizes devem ser obedecidas e estão descritas nessa Resolução. Um exemplo é que os critérios de ecotoxicidade devem ser baseados em resultados de ensaios ecotoxicológicos aceitos pelo órgão

ambiental, realizados no efluente, utilizando organismos aquáticos de pelo menos dois níveis tróficos diferentes.

Agências ambientais de alguns estados do Brasil possuem uma legislação estabelecendo padrões de toxicidade para o lançamento de águas residuárias em corpos receptores. Entre elas, o INEA (antiga FEEMA) no Rio de Janeiro com a NT-213.R-4 (FEEMA, 1990), a FATMA em Santa Catarina com a Portaria N° 017/02 (FATMA, 2002), a CETESB em São Paulo com a Resolução SMA N. 3/2000 (São Paulo, 2000) e FEPAM no Rio Grande do Sul com a Resolução CONSEMA N ° 129 (CONSEMA, 2006). A Tabela 5 apresenta as leis federais e estaduais para avaliação da toxicidade no Brasil em ordem cronológica.

Tabela 5 - Leis federais e estaduais para avaliação da toxicidade no Brasil em ordem cronológica.

Ano	Localidade	Lei	Referência
1990	Rio de Janeiro	Norma Técnica-213.R-4	FEEMA, 1990
2000	São Paulo	Resolução SMA N. 3/2000	São Paulo, 2000
2002	Santa Catarina	Portaria N° 017/02	FATMA, 2002
2005	Brasil	Resolução do CONAMA n°. 357	BRASIL, 2005
2006	Rio Grande do Sul	Resolução CONSEMA N ° 129	CONSEMA, 2006
2011	Brasil	Resolução do CONAMA n°. 430	BRASIL, 2011

No estado do Rio de Janeiro, a NT 213 R4 (FEEMA, 1990) estabelece critérios e padrões para controle da toxicidade em efluentes líquidos industriais, utilizando testes de toxicidade com organismos-teste, para a proteção dos corpos d'água da ocorrência de toxicidade aguda ou crônica. Segundo a NT 213 R4 (FEEMA, 1990), não é permitido o lançamento de efluentes líquidos industriais, em qualquer corpo receptor, com um número de unidades de toxicidade (UT) superior a 8, obtido em testes de toxicidade aguda realizados com peixes *Danio rerio*. A UT é definida pela Equação 1.

$$UT = 100/CENO$$

(1)

Onde CENO é a concentração de efeito não observado - maior concentração de um efluente líquido industrial que não cause efeito letal em peixes, num prazo de 48 horas, em testes de toxicidade. É expressa em porcentagem de efluente líquido industrial na solução.

A NT 213 R4 (FEEMA, 1990) também estabelece alguns critérios específicos, que estão descritos na Tabela 6.

Tabela 6 - Alguns outros critérios específicos pela NT 213 R4 (FEEMA, 1990)

Origem ou características do efluente	Corpo receptor a serem lançados	Limites de Toxicidade aguda
Efluentes líquidos com salinidade superior a 5%	Corpos d'água salobros ou salinos	Serão estabelecidos pelo INEA, utilizando testes com organismos de água salgada UT maior do que 8, utilizando-se organismos de água doce, sendo os efeitos da salinidade incluídos na avaliação geral da toxicidade.
	Corpos de água doce	
Efluentes líquidos industriais	Reservatórios, lagos, baías, estuários, águas oceânicas, águas subterrâneas e de lançamentos em batelada	Poderão ser estabelecidas exigências adicionais para cada caso específico
Efluentes líquidos industriais provenientes de indústrias químicas, petroquímicas e siderúrgicas		Poderão ser estabelecidas exigências adicionais para cada caso específico, em termos de toxicidade crônica

(Fonte: FEEMA, 1990).

Ainda segundo a NT 213 R4 (FEEMA, 1990), além dos critérios descritos na Tabela 6, poderão ser feitas exigências em relação às estruturas de lançamento de efluentes líquidos industriais, visando evitar, na zona de mistura, condições de toxicidade aguda ou que atuem como barreira à migração e a livre movimentação da biota aquática.

Em Santa Catarina, a Portaria N° 017/2002 da FATMA, estabelece os limites máximos de toxicidade aguda para efluentes de diferentes origens, apresentados na Tabela 7. Os testes ecotoxicológicos são exigidos com dois organismos-testes (*Daphnia magna* e *Aliivibrio fischeri*) de diferentes níveis tróficos esses são considerados bastantes sensíveis. Os resultados são expressos em Fator de Diluição (FD). O FD representa a primeira de uma série de diluições de uma amostra na qual não mais se observa efeitos tóxicos agudos aos organismos-teste.

Tabela 7 - Limites Máximos de Toxicidade Aguda para os organismos *Daphnia magna* e *Aliivibrio fischeri*, dos efluentes de diferentes categorias de acordo com a Portaria Portaria Nº 017/02 (FATMA, 2002)

Origem dos Efluentes		Limites Máximos de Toxicidade Aguda para <i>Daphnia magna</i>	Limites Máximos de Toxicidade Aguda para <i>Vibrio fischeri</i>
Categoria da atividade	Subcategoria da atividade	FDd	FDbl
Metal mecânica	Siderurgia	4	6
	Metalurgia	4	6
	Galvanoplastia	16	8
Alimentícia	Frigoríficos, Abatedouros, Laticínios, Cerealistas, Bebidas, Fecularias, Alimentos	2	4
	Esgotos domésticos e/ou hospitalares	1	4
Resíduos urbanos	Efluentes de Aterros Sanitários	8	16
Papel e Celulose		2	4
Couros, peles e produtos similares		4	6
Química	Agroquímica, Petroquímica, Produtos químicos não especificados ou não classificados	2	4
Têxtil	Beneficiamento de fibras naturais e sintéticas, confecção e tinturaria	2	2
Farmacêutica		2	4

FDd – Fator de Diluição para *Daphnia magna*

FDbl – Fator de Diluição para *Vibrio fischeri*

FD = 1 – amostra bruta não tóxica

De acordo com os padrões estabelecidos pela FATMA (2002) os Limites Máximos de Toxicidade Aguda (FD) para os efluentes de aterros sanitários, são 8 e 16, respectivamente para o *Aliivibrio fischeri* e a *Daphnia magna*. Esses valores,

com exceção dos efluentes de Galvanoplastia, são os menos restritivos estabelecidos nessa Portaria. Valores de FD de 8 e 16 equivalem a uma concentração do efluente no teste de 12,5% e 6,25% respectivamente.

A Resolução SMA Nº 03/2000 (BERTOLETTI, São Paulo, 2000) dispõe sobre as relações que fixam a toxicidade permissível aos organismos aquáticos, o controle dos agentes tóxicos nos efluentes líquidos, através dos padrões de emissão e de qualidade das águas, como também, através do controle da toxicidade no Estado de São Paulo. Assim, os ensaios ecotoxicológicos devem ser realizados com a amostra do efluente e seus resultados são aplicados em relações matemáticas para estimar a possível ocorrência de efeitos tóxicos.

De acordo com a Resolução SMA Nº 03/2000 (BERTOLETTI, São Paulo, 2000), essas relações matemáticas estão apresentadas pelas Equações 2 e 3.

$$\text{D.E.R. (em \%)} \leq \frac{\text{CE(I)50;48h ou CL(I)50; 96h}}{100} \quad (2)$$

$$\text{D.E.R. (em \%)} \leq \frac{\text{CENO(I); 7 dias}}{10} \quad (3)$$

Onde D.E.R é dada pela Equação 4:

$$\text{D.E.R} = \frac{\text{vazão média do efluente}}{\text{vazão média do efluente} + \text{vazão mínima do corpo receptor (em Q7,10)}} \times 100 \quad (4)$$

A escolha de uma das relações matemáticas apresentadas pelas Equações 2 e 3 dependerá do método de ensaio disponível. CE(I)50;48h (Na Equação 2) = microcrustáceo *Daphnia similis* (ABNT-NBR 12713 (ABNT, 2009)). CL(I)50;96h = peixes *Danio rerio* ou *Pimephales promelas*, em 96 horas de exposição (ABNT NBR 15088 (ABNT, 2011a)). CENO(I);7dias = microcrustáceo *Ceriodaphnia dubia* (na sobrevivência ou reprodução), em 7 dias de exposição (ABNT NBR 13373 (ABNT, 2010)), alternativamente, pode ser utilizado o método analítico com peixes ou com

algas segundo ABNT NBR 15499 (ABNT, 2007b) ou ABNT NBR 12648 (ABNT, 2011b), respectivamente.

No Rio Grande do Sul, a Resolução Consema nº 129 (CONSEMA, 2006) define os Critérios e padrões de emissão para toxicidade de efluentes líquidos lançados em águas superficiais. Essa resolução considera a vazão de descarte do efluente e estabelece que os testes de toxicidade devam ser realizados com organismos-teste de três níveis tróficos, além disso, estabelece que os testes de toxicidade devam ser realizados mesmo para descarte de efluentes domésticos (quando acima da vazão de $10.000 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$). Os padrões de emissão de toxicidade para os efluentes líquidos são definidos a partir da vazão máxima de lançamento de efluente e não de acordo com a origem dos efluentes como a Portaria Nº 017/2002 da FATMA (FATMA, 2002).

1.5.4. Toxicidade em lixiviados

A alta toxicidade apresentada pelo lixiviado de resíduos sólidos tem sido relatada por muitos pesquisadores (BERNARD, 1996, SILVA, 2003). Devido a isso, deve-se ter uma preocupação com as substâncias remanescentes presentes nessa matriz e, sobretudo, com o seu possível potencial de toxicidade.

Em várias partes do mundo, o sistema de tratamento de lixiviados não está devidamente instalado e gerenciado. FAUZIAH (2013) investigaram o potencial tóxico de lixiviados antes de seu lançamento em corpos d'água frente a peixes da espécie *Anabas testudineus* com tempo de exposição de 96 horas. As amostras do lixiviado foram coletadas tanto em aterros sanitários em funcionamento, quanto em aterros sanitários fechado. Os lixiviados dos aterros fechados apresentaram pH alcalino (pH 8,2) em comparação com os do aterro em funcionamento (pH 7,35). Os valores de DQO dos lixiviados dos aterros fechados foram mais baixos (10000 mg L^{-1}) do que os dos lixiviados dos aterros em funcionamentos ($24,800 \text{ mg L}^{-1}$), enquanto os valores de DBO_5 foram de 3500 mg L^{-1} e 12.500 mg L^{-1} , respectivamente. As

concentrações do nitrogênio amoniacal foram maiores nos lixiviados de aterros fechados (880 mg L⁻¹) do que os lixiviados de aterros em funcionamento (0,085 mg L⁻¹).

Ainda no estudo de FAUZIAH, 2013, os resultados dos ensaios de toxicidade indicaram que ambos os lixiviados foram altamente tóxicos para *A. testudineus*. Foram obtidos valores de CL50 para os lixiviados dos aterros fechados de 4,71% e valores de CL50 para os lixiviados de aterros em funcionamento de 5,1%. Os peixes expostos tiveram um tipo de descoloração observada no estudo pelos pesquisadores, que pode ser devido à perda de coloração pigmento causada por envenenamento amoníaco. Outras observações de mudanças comportamentais incluindo desordem na natação, perda de equilíbrio e declinação nas atividades gerais.

Segundo alguns autores, a redução da toxidade do lixiviado por diversos processos de tratamento é viável. THEEPHARAKSAPAN, S. *et. al.* (2011) avaliaram a toxicidade do lixiviado ao longo de um sistema de tratamento utilizando processo de coagulação química, filtração de areia, microfiltração (MF) e osmose reversa (RO). Os ensaios de toxicidade aguda utilizando pulga d'água (*Moina macrocopa*), tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*) e carpa comum (*Cyprinus carpio*) mostraram a redução da toxicidade do lixiviado ao longo dos processos de tratamento investigados. Os resultados mostraram que, no caso de teste de toxicidade usando pulgas água (*Moina macrocopa*), os mesmos ficaram imobilizados e foram registrados a 24 e 48 h, apresentando CL50 4,22%, 7,80 % e 8,05% de diluição em base volumétrica. Para os testes de toxicidade de espécies de peixes, tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*) e carpa comum (*Cyprinus carpio*) o número de peixes mortos foram registrados a cada 24h, a CL50 encontrada foi 8,9 - 24,3% e foi subsequentemente diminuído ao longo do tratamento. Em geral os testes de toxicidade aguda revelaram que lixiviado bruto era mais tóxico do que lixiviado tratado. Sugerindo que lixiviado induz danos no DNA nos organismos testados. Os tratamentos ajudaram a reduzir a toxicidade do lixiviado para não-mortalidade e o grau de dano ao DNA semelhante ao nível de não-exposição (THEEPHARAKSAPAN, S. *et. al.*, 2011)

Ainda no estudo apresentado por THEEPHARAKSAPAN, S. *et. al* (2011), os resultados mostraram que as remoções de poluentes foram alcançadas principalmente por coagulação e filtração de areia. Segundo os autores os principais poluentes orgânicos tóxicos, ou seja, DEHP, DBP e bisfenol A foram removidos por 100%, 99,6% e 98%. O tratamento por membrana de (RO) mantiveram efetivamente retidos os compostos tóxicos.

COTMAN, (2010) realizaram um trabalho objetivando a investigação de diferentes procedimentos de tratamento para a remoção de frações tóxicas presentes em lixiviados de aterros. Os autores relatam que, algumas vezes o tratamento biológico em reator de batelada sequencial (RBS) não foi suficientemente, resultando em um lixiviado com compostos tóxicos persistentes. Outros processos estudados foram o arraste de amônia com ar, coagulação/floculação e reativo de Fenton. A eficiência dos processos utilizados foi monitorada por análises químicas e dois testes de toxicidade, a respirometria e com o organismo-teste *Aliivibrio fischeri*. O RBS (HRT = 1,9 dias) removeu de 46 a 78% no valor de DQO. Os resultados mostraram que o processo de arraste de amônia por ar (pH 11) é uma opção viável para a remoção do nitrogênio amoniacal (até 94 %) e a redução da toxicidade aos microrganismos. Nos experimentos de coagulação/floculação as melhores condições foram com o coagulante policloreto de alumínio (PAC) em uma concentração de 50,0 g L⁻¹, com 63 a 92% de remoção de DQO e uma redução significativa da toxicidade de *A. fischeri*. Os resultados para o reativo de Fenton (proporção molar Fe²⁺: H₂O₂ = 1:10) apresentou uma remoção 70 - 85% nos valores de DQO, mas apenas uma baixa redução na toxicidade.

MANNARINO *et. al.* (2010) compararam um tratamento combinado do esgoto com o lixiviado do aterro do Morro do Céu, em Icaraí, utilizando a sensibilidade dos organismos *Daphnia similis* e *Danio rerio*. Os pesquisadores encontraram no lixiviado o FT na faixa de 32 a 64 para os dois organismos-teste. No início do tratamento realizado, o peixe *Danio rerio* apresentou variações de 2 a 4 unidades de toxicidade, e o microcrustáceo *Daphnia similis*, apresentou variações entre 8-16. Na saída do tratamento, a toxicidade diminuiu para o peixe *Danio rerio* (UT=1,3 - 2) e para o microcrustáceo *Daphnia similis* (UT=8 - 16) se mostrou inalterada.

2 - METODOLOGIA

2.1. Área de estudo

O Aterro Controlado Metropolitano de Jardim Gramacho está localizado no Município de Duque de Caxias, 1º Distrito, no bairro de Jardim Gramacho, no Rio de Janeiro, às margens da Baía de Guanabara. Atualmente, encontra-se desativado desde julho de 2012 e ocupa uma área de aproximadamente 1,3 milhões de m². (www.lixo.com.br). A Figura 6 apresenta uma foto atual do Aterro de Jardim Gramacho, em ênfase a estação de tratamento do lixiviado. A Figura 6 apresenta uma foto aérea da estação de tratamento do Aterro Gramacho.

Figura 5 - Foto aérea do Aterro Controlado Metropolitano de Jardim Gramacho.



Fonte: Google.com/maps, acessado em 28/10/2013.

Figura 6 - Foto aérea da Estação de tratamento de Lixiviado do Aterro Controlado Metropolitano de Jardim Gramacho, em ênfase área de construção do *wetland*.



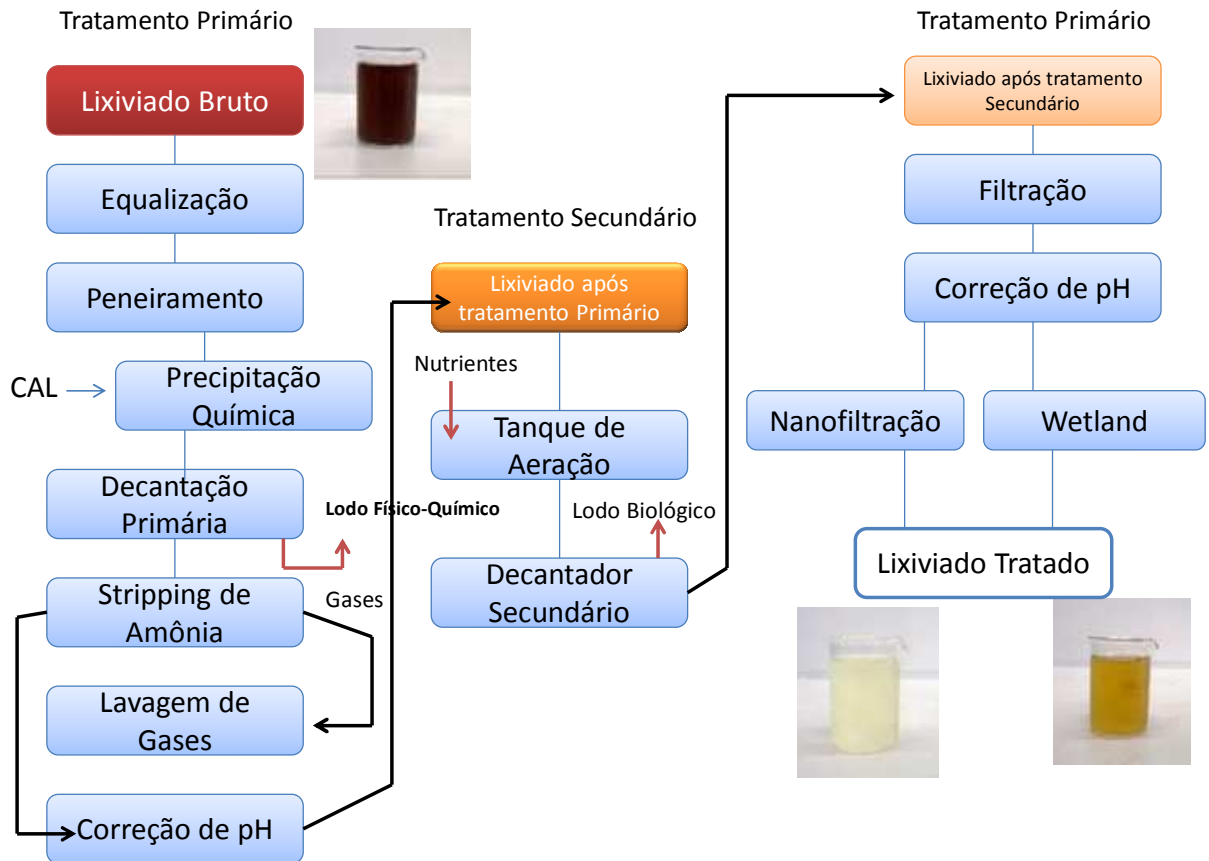
Fonte: Google.com/maps, acessado em 28/10/2013.

Os processos de tratamento do lixiviado bruto no Aterro Controlado Metropolitano de Gramacho são:

- Etapa preliminar: consiste numa lagoa de equalização, a peneira e posteriormente o tanque de homogeneização aerado.
- Tratamento Primário: Nesta etapa ocorre a coagulação química com a adição de cal, decantação primária, arraste de amônia com ar, a lavagem de gases e posteriormente o tanque clarificador primário e a correção do pH.
- Tratamento Secundário: Nesta etapa há o processo de lodos ativados.
- Tratamento Terciário: Nesta etapa do tratamento o lixiviado passa pelo processo de separação por membranas de Nanofiltração.

A Figura 7 apresenta um fluxograma dos processos de tratamento da ETE do Aterro de Gramacho.

Figura 7 - Etapas de tratamento do lixiviado, mostrando ainda imagens das diferenças entre o lixiviado bruto, o lixiviado tratado após a etapa *wetland*, e o lixiviado tratado após a etapa de Nanofiltração.



Fonte: Adaptado de GIORDANO G., 2010

Neste trabalho, um *wetland* construído operado com fluxo subsuperficial foi instalado no Aterro Controlado Metropolitano de Jardim Gramacho como unidade piloto para avaliação da eficiência no tratamento de parte do efluente do processo biológico (processo de Lodos Ativados).

No *wetland* construído no Aterro Controlado Metropolitano de Jardim Gramacho a vegetação plantada é *Typha angustifolia* (Taboa), um tipo de macrófita emersa que possuem raízes fixadas no sedimento e folhas para folha água. A Figura 9 apresenta uma foto do *wetland* construído no Aterro Controlado Metropolitano de Jardim Gramacho utilizado neste trabalho.

Figura 8 - Foto do *wetland* construído, em escala piloto, no Aterro Controlado Metropolitano de Jardim Gramacho.



2.2. Local e período de coleta das amostras de lixiviado tratado

A ETE que trata o lixiviado proveniente do Aterro Metropolitano de Gramacho é composta pelos seguintes processos de tratamento, nesta ordem:

Coagulação/ floculação com cal, *stripping* de amônia, processo de lodos ativados e processo de nanofiltração. Um *wetland*, em escala piloto, foi construído para funcionar como uma etapa de polimento para o efluente proveniente do processo de lodos ativados visando a remoção de compostos orgânicos e nitrogenados remanescente.

Foram coletadas amostras afluente e efluente do *wetland* no período de abril a dezembro de 2013. Também foram coletadas amostras do efluente do processo de nanofiltração no mesmo período.

O *wetland* apresenta um volume útil de 67 m³, é operado de modo sub-superficial com uma vazão de alimentação de 8,27 m³/dia e tempo de detenção hidráulica de 8 dias.

2.2.1 Procedimentos de coleta e preservação das amostras de lixiviado tratado

As amostras, depois de coletadas, foram preservadas pelo acondicionamento à temperatura abaixo de 4 °C para posterior realização dos experimentos.

Todos os experimentos foram realizados no Laboratório de Engenharia Sanitária (LES), localizado no DESMA/FEN-UERJ.

2.3. Caracterização físico-química das amostras

As amostras foram caracterizadas pela determinação dos parâmetros físico-químicos: pH, turbidez, condutividade, Carbono Orgânico Dissolvido (COD), Demanda Química de Oxigênio (DQO), nitrogênio amoniacal, série sólidos, realizados conforme descrito em APHA, AWWA, WEF (APHA, 2005). Os parâmetros físico-químicos e seus respectivos métodos estão apresentados na Tabela 8.

Tabela 8 - Relação da metodologia analítica utilizadas neste estudo e os respectivos métodos de acordo com o AWWA (APHA, 2005).

Parâmetro	Equipamentos	APHA, 2005
pH	pHmetro	Método 4500 –H ⁺ B
Condutividade	Condutivímetro	Método 2510 B
Série sólidos ¹	Bomba de vácuo, estufa, mufla, balança analítica e kit de filtração.	Métodos 2540 B, 2540 C, 2540 D, 2540 E, 2540 F, 2540 G.
DQO	Digestor de DQO e espectrofotômetro	Método 5220 D
COD	Analizador de carbono orgânico - TOC Shimadzu	Método 5310 B
Turbidez	Turbidímetro	Método 2130 B
Cor	Espectrofotômetro	Método 2120 D
Nitrogênio Amoniacal	Eletrodo Íon-seletivo de amônia	Método 4500-NH ₃ D

¹ série sólidos: Sólidos Totais (ST), sólidos dissolvidos totais (SDT), sólidos suspensos totais (SST), sólidos voláteis fixos (SVF), sólidos sedimentáveis, Sólidos Suspensos Voláteis (SSV), Sólidos Suspensos Fixos (SSF), Sólidos Dissolvidos Voláteis (SDF),

2.4. Ensaio de toxicidade aguda

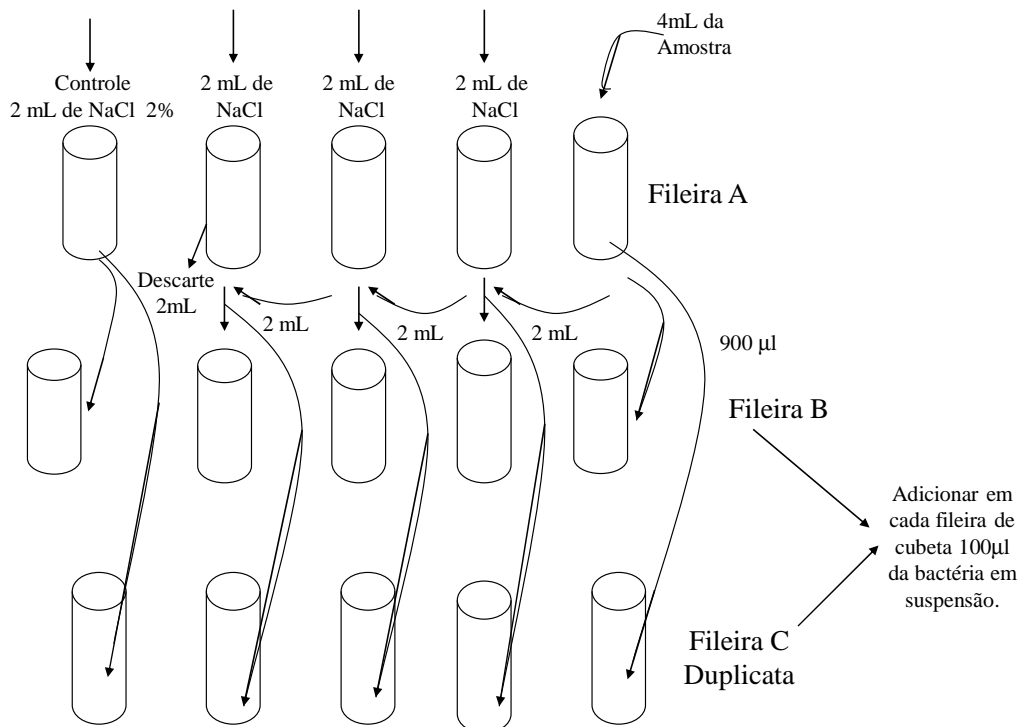
2.4.1. Ensaio de toxicidade com o organismo-teste *Aliivibrio fischeri*

Foram realizados ensaios de toxicidade aguda com o organismo-teste *Aliivibrio fischeri* segundo a norma da ABNT NBR 15411-3 (ABNT, 2012) utilizando-se o equipamento o Microtox (SDI, modelo 500 Analyser). O objetivo foi explorar a toxicidade aguda de efluentes líquidos com o microrganismo-teste *Aliivibrio fischeri*, bactéria luminescente, liofilizada e de cultura congelada. No teste, a luz emitida pela bactéria é medida em várias diluições da amostra por um período de 5, 15 e 30 minutos antes e depois da exposição da bactéria à amostra, havendo uma redução da luz emitida entre a 1ª e a 2ª medição de luz.

Para o organismo-teste *Aliivibrio fischeri*, foi seguido o padrão de elaboração da carta-controle da seguinte forma: foram realizados 20 ensaios de sensibilidade preliminares para o organismo. Assim que gerada a média e um desvio-padrão que deram início ao gráfico, o qual gerou os resultados posteriores, os mesmos foram sendo lançados na carta-controle e tiveram os limites até três vezes o desvio-padrão encontrado.

A Figura 10 apresenta as diluições realizadas no período das análises, o número de cubetas mostrado é o mesmo número no qual as diluições foram feitas no ensaio.

Figura 9 - Esquema de diluição das amostras realizado no ensaio Microtox.



2.4.2. Ensaios de toxicidade com o organismo-teste *Daphnia similis*

Foram realizados ensaios de toxicidade aguda com o organismo-teste *Daphnia similis* utilizando-se o método descrito na NBR 12713 (ABNT, 2009). Nesses ensaios de toxicidade foram utilizados indivíduos jovens de *Daphnia similis*, microcrustáceo de água doce, com idade entre 6 e 24 horas. Para realização dos testes as amostras foram submetidas a diferentes diluições da amostra com água reconstituída e expostos em cinco concentrações diferentes, 10 mL foram transferidos para os bécheres, e para cada concentração foram montadas réplicas, onde 5 organismos foram adicionados em cada réplica, e um grupo controle executado com cinco réplicas contendo apenas água reconstituída, num sistema estático, ou seja, um sistema fechado no qual não ocorreu a renovação da solução teste por um período de 24 e/ou 48 horas. A toxicidade foi determinada em termos de efeitos sobre a mobilidade.

No laboratório, para o cultivo do microcrustáceo *Daphnia similis* foram usados Béchers de 2L com água de diluição preparada, com os ajustes necessários de parâmetros, incluindo os ajustes de pH, condutividade, oxigênio dissolvido e dureza. A cultura foi mantida a temperatura controlada ($20^{\circ}\text{C} \pm 2$), em estufa de fotoperíodo, a qual emite 16 horas de luz e 8 horas de escuro, um tipo iluminação controlada (500-1000 lux). No ensaio cada Bécher continha cerca por 50 organismos, em média. Dois Béchers foram utilizados no cultivo para cada etapa de idade ou dias de vida, sendo: 0-7 dias, 7-14 dias, 14-21 dias e 21-28 dias.

Para iniciar o ensaio a lavagem do material de cultivo foi realizada com sabão de côco e enxaguado com água de torneira três vezes e destilada três vezes, os materiais novos com solução HNO_3 10%, duas vezes com água da torneira e duas vezes com água destilada, as vidrarias duas vezes com água da torneira e detergente a 1% e duas vezes água de torneira, molho, solução a 10% HNO_3 , por 48 horas, e os demais ajustes foram realizados.

No dia anterior ao ensaio retirou-se todos os filhotes da cultura (todos os bécheres) para que os organismos tenham menos que 24 horas para o ensaio. No dia do ensaio, iniciou-se a retirada dos filhotes às 8h da manhã e estes foram alimentados 2 horas antes do início do ensaio.

As soluções-teste (com amostras ou substâncias) foram preparadas e usadas no mesmo dia. Foi adicionado água de diluição ou de cultivo até 8 mL de cada tubo. Acrescentados os organismos nos tubos e avolumados para 10 mL. No mesmo dia, medido o pH, condutividade e OD da amostra bruta e anotados na ficha de ensaio definitivo. Os tubos foram mantidos em incubadora a $20 \pm 2^{\circ}\text{C}$, com foto período de 16 horas luz a ± 500 lux por 48 horas.

No ensaio definitivo, foram expostos 20 organismos-teste em 4 replicatas de 5 concentrações, sendo assim, 5 organismos por replicata. Após 48h foram contados em cada tubo o número de organismos imóveis. Transferidos as 4 replicatas para um bécher, medido o pH, o OD e a condutividade de cada diluição.

3- RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1. Caracterização físico-química do lixiviado tratado pelos processos de *wetland* e nanofiltração.

Neste estudo, avaliou-se a toxicidade aguda do lixiviado proveniente do Aterro Metropolitano Controlado de Jardim Gramacho/RJ, após dois processos de tratamento, o *wetland* e o processo de separação por membranas de nanofiltração. Também realizou-se a caracterização físico-química dos efluentes estudados.

Os efluentes apresentaram concentrações significativas de matéria orgânica recalcitrante. A Tabela 9 apresenta os resultados da caracterização físico-química dos afluentes e efluentes dos tratamentos por *wetland* e o processo de nanofiltração.

Tabela 9 - Caracterização físico-química dos afluentes e efluentes dos tratamentos por *wetland* processo de nanofiltração (NF) coletadas no período de abril a dezembro de 2013.

Parâmetro*	Ponto	Média	Mediana	Máximo	Mínimo
pH	Afluente	6,8	7,1	7,3	5,9
	Efluente	7,3	7,2	7,7	6,9
	Wetland				
Conductividade (mScm ⁻²)	Efluente da NF	7,7	7,7	7,8	7,7
	Afluente	10,7	10,8	13,7	7,74
	Efluente Wetland	9,8	9,2	13,9	7,07
Turbidez (uT)	Efluente da NF	11,6	13,2	14,2	7,6
	Afluente	2,9	2,9	3,13	2,68
	Efluente Wetland	1,1	1,1	2,24	0
Cor Aparente (mg de PtCo L ⁻¹)	Efluente da NF	0,8	0,8	0,8	0,8
	Afluente	1588	1735	1940	860
	Efluente Wetland	1567	1675	1810	830
Cor Verdadeira (mg de PtCo L ⁻¹)	Efluente da NF	190	150	320	110
	Afluente	1461	1635	1770	540
	Efluente Wetland	1393	1560	1700	620
	Efluente da NF	173	150	310	80

* N (número de amostras) = 23

Continuação da Tabela 9 - Caracterizações físico-químicas dos afluentes e efluentes dos tratamentos por *wetland* processo de nanofiltração (NF) coletadas no período de abril a dezembro de 2013.

Parâmetro*	Ponto	Média	Mediana	Máximo	Mínimo
DQO (mgO ₂ L ⁻¹)	Afluente	1230	1204	1946	253
	Efluente Wetland	1030	1091	1450	565
	Efluente da NF	909	871	1966	365
COD (mg L ⁻¹)	Afluente	389,8	379,7	666,1	10,7
	Efluente Wetland	376,0	375,1	860,4	175,2
	Efluente da NF	325,0	223,5	788,4	95
Nitrogênio Amoniacal (mgNH ₃ L ⁻¹)	Afluente	268	259	405	0,3
	Efluente Wetland	212	213	376	19
	Efluente da NF	220	220	260	185
SDT (mg L ⁻¹)	Afluente	8799,5	8829	8832	8708
	Efluente Wetland	7429	8276	8738	4426
	Efluente da NF	8177	8806	9208	5888

SST (mg L ⁻¹)	Afluente	94	86	136	68
	Efluente Wetland	168	149	258	72
	Efluente da NF	88	77	126	116

* N (número de amostras) = 23

Segundo a Resolução CONAMA 430 (Brasil, 2011), os efluentes de quaisquer fontes poluidoras só poderão ser lançados diretamente nos corpos receptores se obedecerem às condições e padrões previstos no artigo. Os resultados de condutividade mostraram que não houve diferença entre os efluentes tratados pelos diferentes processos de tratamento. Contudo, com base nos resultados de cor, é possível observar uma remoção significativa tanto na cor verdadeira quanto na cor aparente após o processo de Nanofiltração.

No período de abril a dezembro de 2013, o tratamento por *wetland* alcançou eficiências de remoções de DQO, nitrogênio amoniacal e SST de 9,5%, 17,7 % e 6,2%, respectivamente.

No mesmo período, o tratamento por Nanofiltração alcançou eficiências de remoções de DQO, COD, nitrogênio amoniacal e SST de 41%, 15% e 10%, respectivamente.

BULC (2006) avaliaram o desempenho de um *wetland* construído para o tratamento de lixiviado de RSU e alcançaram remoções de COD, DBO₅, nitrogênio amoniacal e SST de 50%, 59%, 51% e 33%, respectivamente.

As Figuras 11, 12, 13, 14, 15, 16, 17, 18, 19, 20 e 21 apresentam o Bloxpot dos parâmetro físico-qímicos investigados neste trabalho.

Figura 11- Bloxpot dos valores de pH das amostras do afluente e efluentes wetland e da nanofiltração.

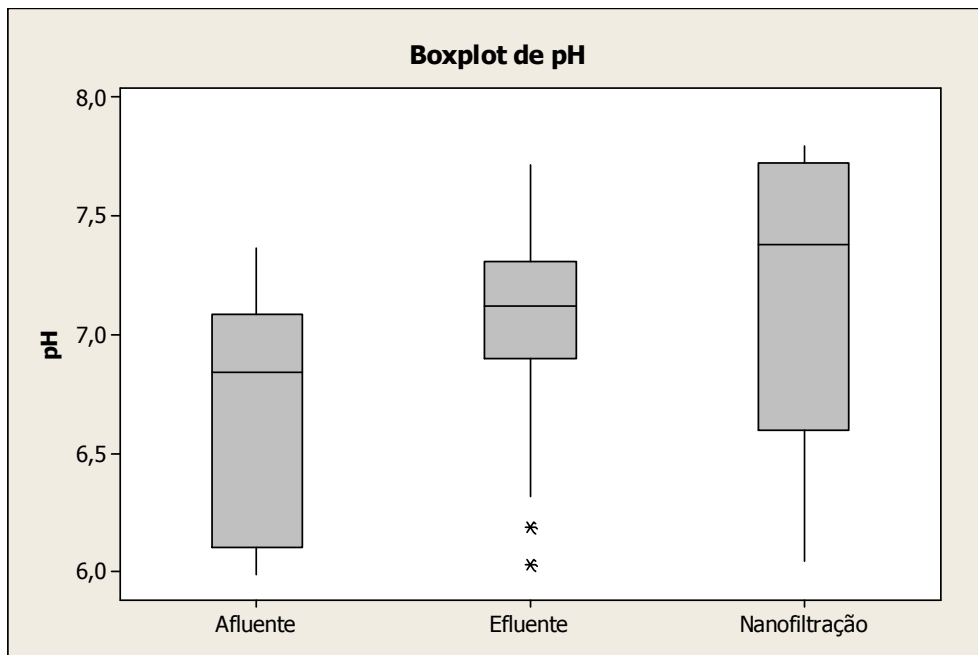


Figura 12 - Bloxpot dos valores de condutividade das amostras do afluente e efluentes wetland e da nanofiltração.

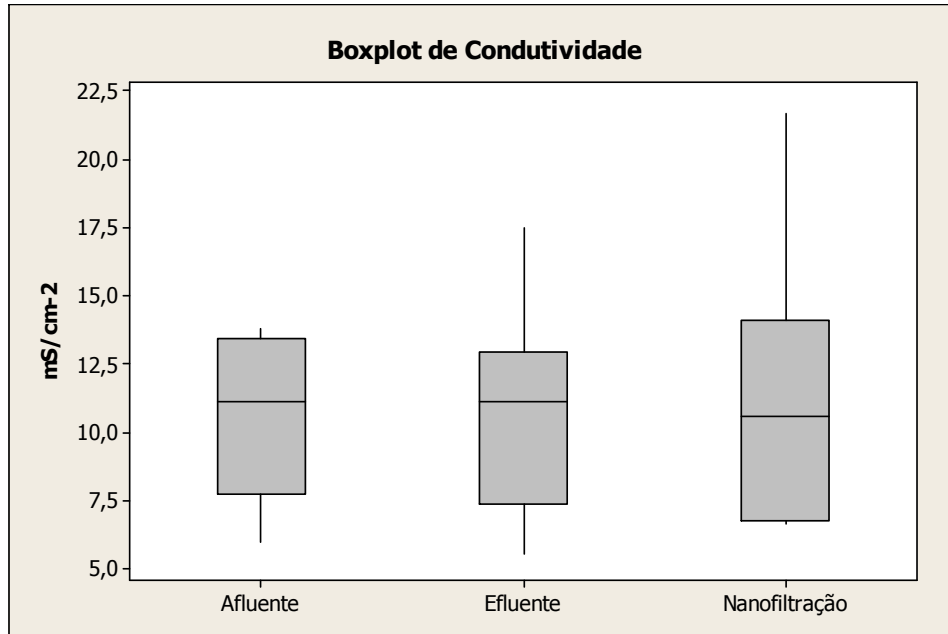


Figura 13 - Bloxpot dos valores de turbidez das amostras do afluente e efluentes wetland e da nanofiltração.

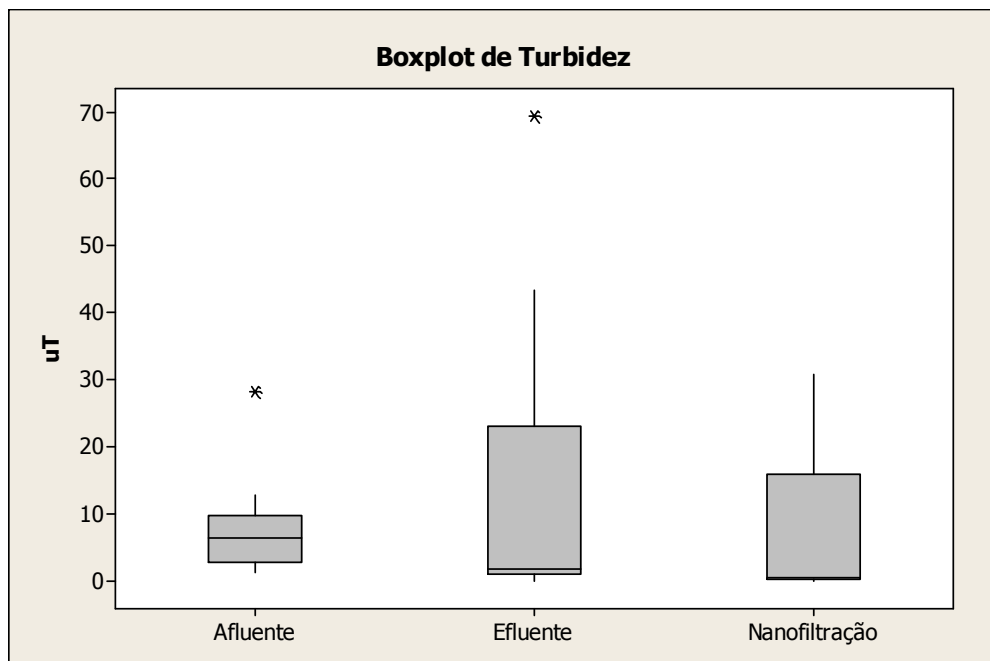


Figura 14 - Bloxpot dos valores de cor verdadeira das amostras do afluente e efluentes wetland e da nanofiltração.

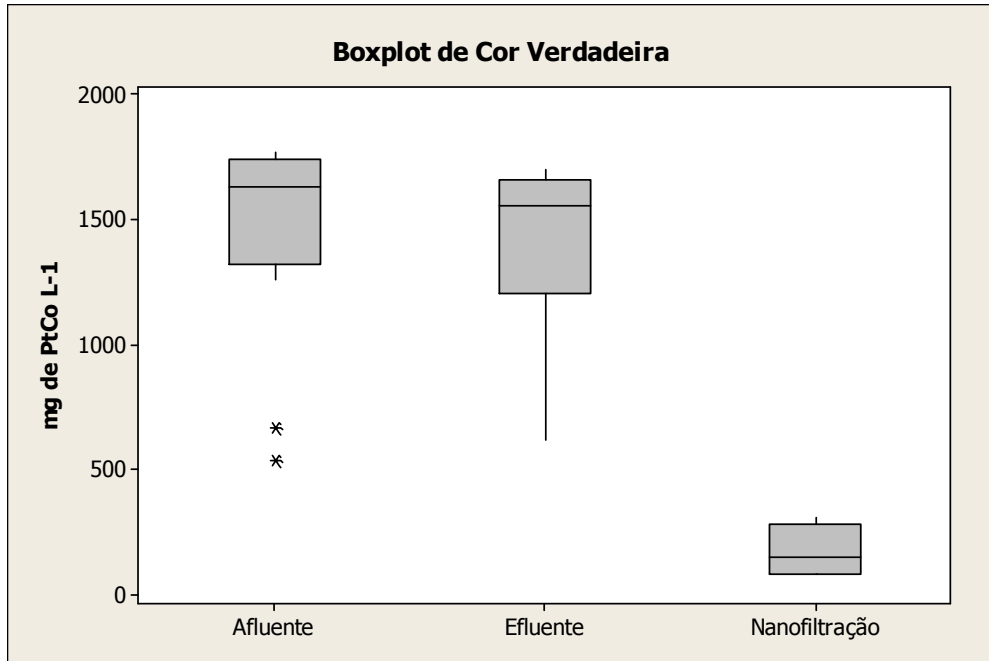


Figura 15 - Bloxpot dos valores de cor aparente das amostras do afluente e efluentes wetland e da nanofiltração.

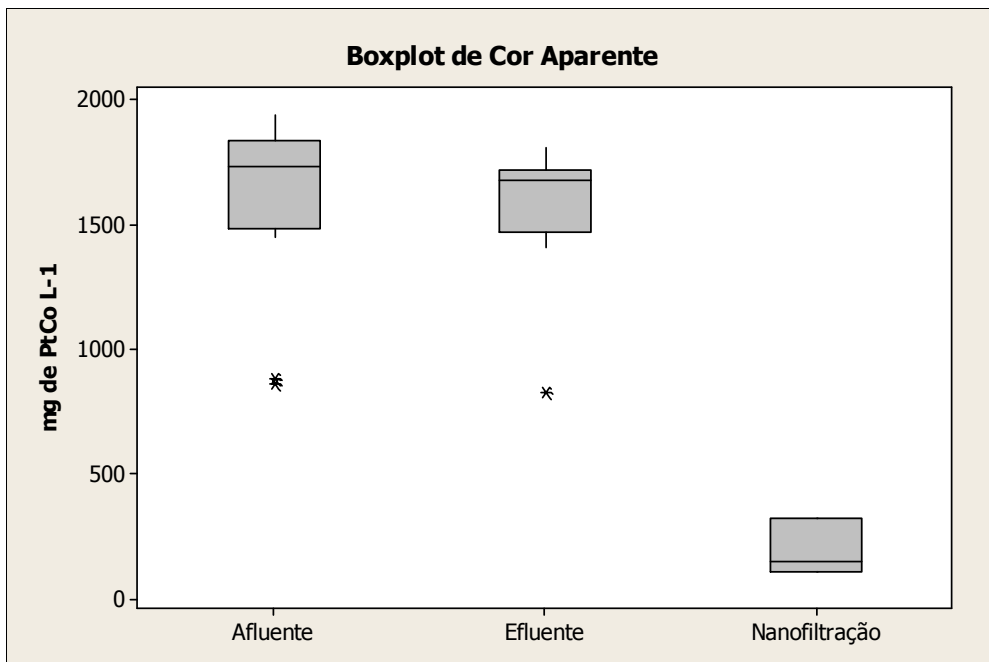


Figura 16 - Bloxpot dos valores de COD das amostras do afluente e efluentes wetland e da nanofiltração.

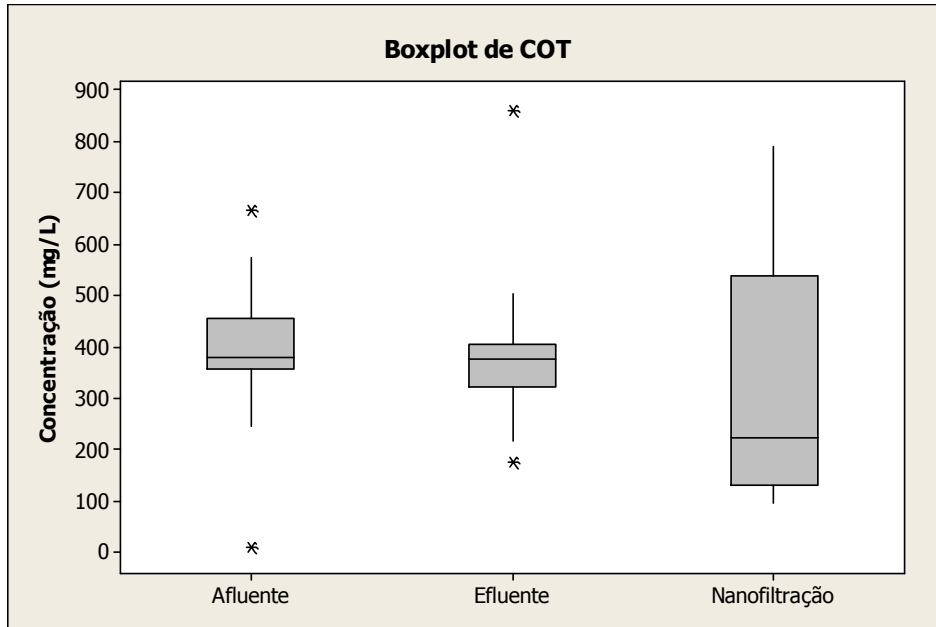
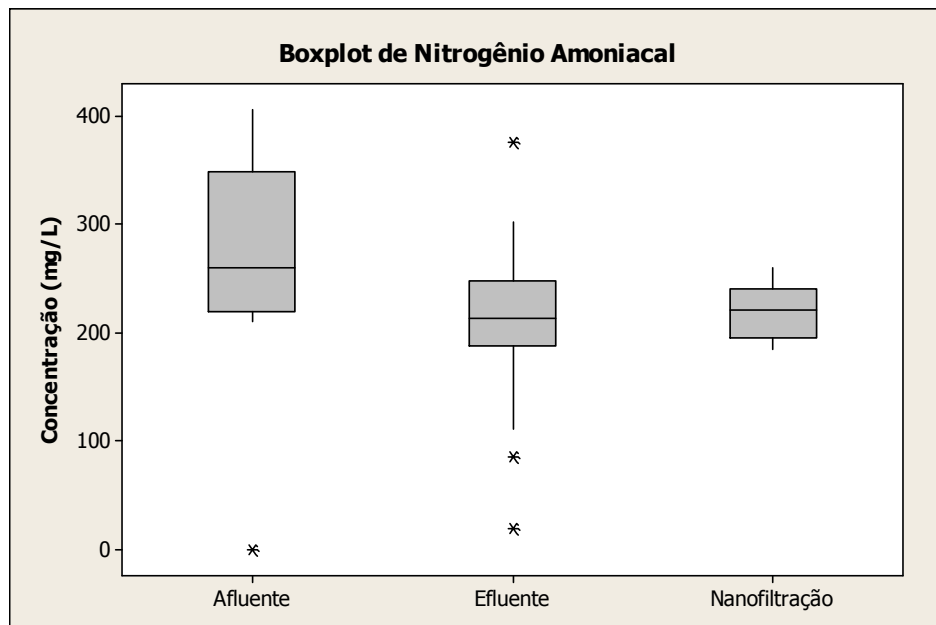


Figura 17 - Bloxpot dos valores de nitrogênio amoniacal das amostras do afluente e efluentes wetland e da nanofiltração.



3.2. Toxicidade com a bactéria luminescente *Aliivibrio fischeri*

Os aterros sanitários liberam uma gama de compostos químicos, devido à degradação de resíduos em todo o ciclo de vida. A lançamento do lixiviado pode introduzir riscos para a saúde pública e ao ambiente envolvido (CHRISTENSEN, T.H, *et. al.*, 2001).

As Tabelas 10 e 11 apresentam os resultados de toxicidade aguda com o organismos-teste *Aliivibrio fischeri* obtidos no afluente e efluente do *wetland*. A Tabela 12 apresenta os resultados de toxicidade aguda com o organismos-teste *Allivibrio fischeri* obtidos no efluente do tratamento de nanofiltração.

Tabela 10 – Valores de CE50 (%) e FT dos ensaios de toxicidade aguda com o organismos-teste *Aliivibrio fischeri* com o afluente do *wetland* (N=9).

Toxicidade - Microtox		
Afluente do <i>wetland</i>		
Data da coleta	CE50 (%)	FT
27/05/2013	88,85	2
03/06/2013	59,70	4
19/06/2013	88,52	2
04/07/2013	96,17	1
16/07/2013	58,11	4
26/07/2013	50,82	8
15/08/2013	11,75	8
09/09/2013	47,23	8
17/09/2013	34,04	8

Tabela 11 - Valores de CE50 (%) e FT dos ensaios de toxicidade aguda com o organismos-teste *Aliivibrio fischeri* com o efluente do *wetland* (N=11).

Toxicidade - Microtox		
Efluente do <i>wetland</i>		
Data da coleta	CE50 (%)	FT
03/05/2013	85,79	2
03/05/2013	NO	1
27/05/2013	NO	1
03/06/2013	NO	1
19/06/2013	NO	1
04/07/2013	73,05	4
27/07/2013	84,83	2
06/08/2013	21,60	8
15/08/2013	69,43	4
10/09/2013	51,52	8
18/09/2013	86,32	2

NO – não observado

Tabela 12 - Valores de CE50 (%) e FT dos ensaios de toxicidade aguda com o organismos-teste *Aliivibrio fischeri* com o efluente da nanofiltração (N=6).

Toxicidade - Microtox		
Efluente da Nanofiltração		
Data da coleta	CE 50 %	FT
15/06/2013	NO	1
08/07/2013	NO	1
12/07/2013	NO	1
06/08/2013	NO	1
11/09/2013	34,04	8
19/09/2013	NO	1

NO – não observado

Ao compararmos os resultados de toxicidade de *Aliivibrio fischeri* é possível observar que esse organismo-teste sofreu maior variação de FT no afluente e efluente do *wetland*, já no efluente da nanofiltração, não houve grandes variações, onde não foi detectada toxicidade aguda na maioria das amostras tratadas.

NOVELLI *et. al.* (2012), afirmaram que a variação da sensibilidade dos organismos depende da espécie a ser estudada, dos fatores biológicos das diferenças genéticas, (disponibilidade de comida, estágio do ciclo de vida) e dos fatores abióticos, como temperatura, pH, dureza e contaminantes em geral.

O organismo-teste *Aliivibrio fischeri* é uma espécie de bactéria que apresenta bioluminescência, a qual está ligada a sua cadeia respiratória que ocorre quando a bactéria é exposta a condições adequadas. Quando exposta a poluentes, a bactéria tem seu efeito luminescente diminuído. (BAUMGARTNER *et. al.*, 2011).

Os afluentes e efluentes dos tratamentos investigados (*wetland* e nanofiltração) encontram-se dentro dos padrões de toxicidade estabelecidos na legislação vigente de Santa Catarina, que para o *Aliivibrio fischeri* é FT=16 (FATMA, 2002)). No Rio de Janeiro, não há padrão de lançamento de toxicidade para esse organismo-teste. Nesse estado, é utilizado o peixe *Danio rerio*, mas, de acordo com a Resolução do CONAMA No. 430 (Brasil, 2011), pelo menos dois organismos-teste de diferentes níveis tróficos devem ser utilizados. Sendo assim, é importante investigar quais organismos-testes seriam mais sensíveis para determinados efluentes.

3.2.1. Carta controle para o organismo *Allivibrio fischeri*

Para garantir a qualidade dos resultados obtidos durante o período de análises deste trabalho, foram necessárias avaliações da sensibilidade do organismo-teste, o *Aliivibrio fischeri*, pela realização de ensaios de sensibilidade segundo metodologia descrita em NBR 15411-3 (ABNT, 2012).

Para elaboração da carta controle do organismo *Allivibrio fischeri*, foram realizados teste de sensibilidade com a substância de referência sulfato de zinco hepta-hidratado ($ZnSO_4 \cdot 7H_2O$), e em cada dia de análise, foram abertos novos lotes de bactérias e novos testes foram realizados.

Os testes de sensibilidade apresentaram valores de efeito gama e porcentagem de inibição de luz da bactéria. A norma NBR 15411-3 (ABNT, 2012) estabelece que o valor de gama deve estar entre 0,6 e 1,8 no controle, e o efeito de inibição entre 20 e 80% para a substância de referência.

O valor do gama é dado pela razão entre o decréscimo na quantidade de luz emitida pelo organismo-teste *Aliivibrio fischeri* e a quantidade de luz remanescente em um determinado período de tempo. Esses valores expressam a diminuição da emissão de luz do organismo teste para cada diluição da amostra testada, e são utilizados no cálculo da determinação dos valores de CE_{50} .

Nos 20 primeiros ensaios, para o valor de gama, a média encontrada foi de 1,06 e o desvio padrão de 0,39. Para a taxa de inibição da luz, a média encontrada foi de 58,34 % e o desvio padrão de 17,02, estes resultados são apresentados nas Figuras 18 e 19.

Figura 18 - Valores de gama dos 20 ensaios preliminares para construção da carta controle para *Aliivibrio fischeri*.

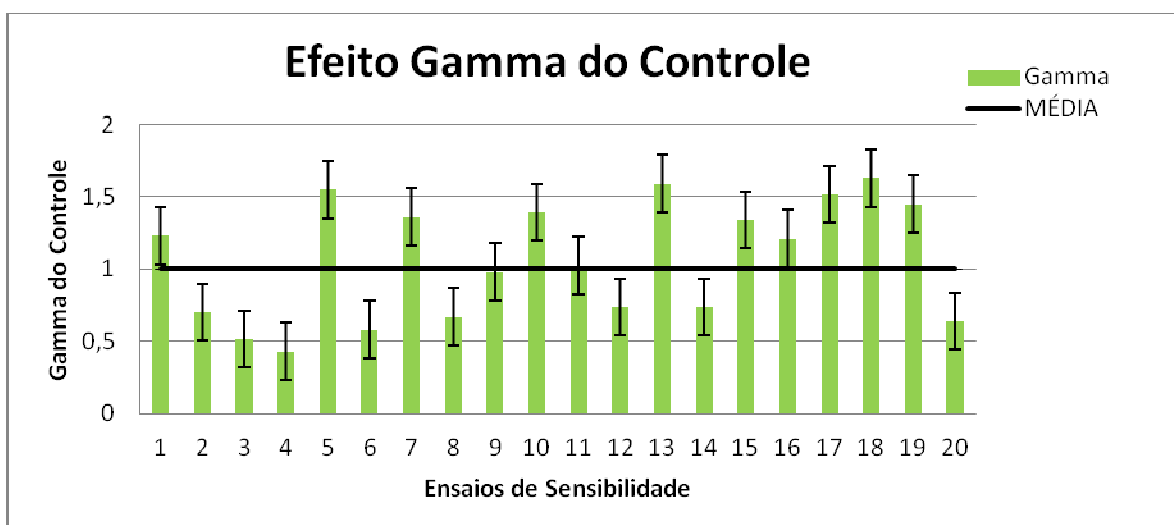
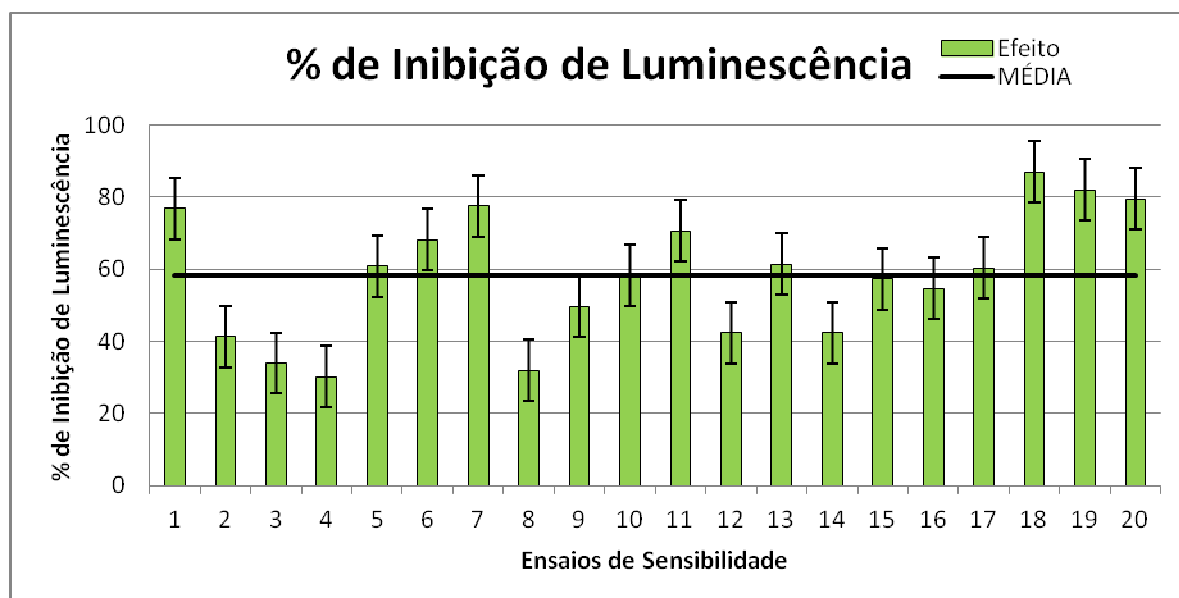


Figura 19 - Resultados de porcentagem de inibição de luminescência dos 20 ensaios preliminares para construção da carta controle para *Aliivibrio fischeri*.



3.3. Toxicidade aguda com o microcrustáceo *Daphnia similis*

As Tabelas 12 e 13 apresentam os resultados de toxicidade aguda com o organismo-teste *Daphnia similis*, para os afluentes e efluentes do *wetland*, a Tabela 14 apresenta os resultados de toxicidade aguda do efluente da nanofiltração.

Tabela 12 - Valores de CE50 (%) e FT dos ensaios de toxicidade aguda com os organismos-teste *Daphnia similis* com o afluente do *wetland* (N=7).

Afluente do wetland

Data de coleta	CE50 (%)	FT
(19/06/2013)	NO	-
(03/06/2013)	25,88	8
04/07/2013)	70,71	8
(06/07/2013)	32,99	4
(22/07/2013)	35,36	8
(26/07/2013)	37,96	4
(31/07/2013)	24,15	8

Tabela 13 - Valores de CE50 (%) e FT dos ensaios de toxicidade aguda com o organismos-teste *Daphnia similis* com o efluente do wetland (N = 4).

<i>Efluente do wetland</i>		
Data de coleta	CE50 (%)	FT
(19/06/2013)	NO	-
(06/07/2013)	70,71	8
(26/07/2013)	27,74	4
(31/07/2013)	19,61	4

NO – Não Observado

Ao compararmos os resultados de toxicidade de *Daphnia similis* é possível observar que o microcrustáceo sofreu uma variação igual de FT no afluente e efluente do *wetland*.

Os afluentes e efluentes aos processos de tratamento investigados encontram-se dentro dos padrões de toxicidade da legislação vigente, que para *Daphnia magna* é 8 (FATMA, 2002). Ressaltando que os testes de toxicidade aguda nesse estudo foram realizados com o *Daphnia similis*, já a Portaria Nº 017/02 (FATMA, 2002) utiliza a *Daphnia magna*

4. CONCLUSÕES

Os dados obtidos neste trabalho indicam a ocorrência de toxicidade aguda para os dois organismos-teste expostos ao lixiviado tratado pelos processos de tratamento investigados. Por este motivo, esses organismos, podem ser considerados e utilizados como indicadores de ecotoxicidade.

Os ensaios de toxicidade aguda com a *Aliivibrio fischeri* apresentaram menor sensibilidade quando comparado ao organismo-teste *Daphnia similis*, todas as amostras do afluente do wetland apresentaram toxicidade aguda com valores de CE50 = 88,85% a CE50 = 11,75%. Porém, no caso do efluente do wetland, de 10 amostras analisadas, 4 não apresentaram toxicidade e as outras apresentaram valores de CE50 = 85,79% a CE50 = 21,6%. Os valores de FT para o organismos-teste *Aliivibrio fischeri* dos lixiviados tratados pelos processos de tratamento investigados neste trabalho estavam dentro dos limites permitidos pela legislação, segunda a Portaria No. 017/02 (FATMA, 2002). Contudo, ainda foi observada toxicidade aguda após os tratamentos investigados. Ressaltando que a toxicidade aguda foi observada em menos amostras do efluente da nanofiltração do que para as amostras do efluente do tratamento por *wetland*.

Já os ensaios com o organismo teste *Daphnia similis* apresentou uma maior sensibilidade aos efluentes investigados. Além disso, todas as amostras (3 para cada efluente) apresentarem toxicidade aguda com valores CE50 = 37,96%) a CE50 = 24,15% para o afluente do wetland a toxicidade aguda foi CE50 = 27,74% a CE50 = 18,95%) para o efluente. Os valores de FT para a *Daphnia similis* dos efluentes investigados estavam dentro do limite de lançamento permitido pela Portaria N°. 017/02 (FATMA, 2002).

Observou-se também uma redução da toxicidade aguda para os organismos teste *Aliivibrio fischeri* e *Daphnia similis*, tanto para o wetland, quanto para o processo de nanofiltração. Contudo, os dois organismos testes apresentaram

diferentes sensibilidades frente aos efluentes analisados, sendo a *Daphnia similis* o organismo mais sensível.

No Brasil a Resolução CONAMA 430 (Brasil, 2011) refere-se que é necessário o uso de dois organismos da cadeia trófica para avaliar um efluente possivelmente tóxico.

Com os resultados deste trabalho é possível concluir que somente os parâmetros físico-químicos sozinhos não podem explicar a toxicidade, pois se manifesta pelas interações entre os compostos que formam o lixiviado.

Para o sucesso das análises avaliamos os resultados ecotoxicológicos com os resultados das análises físico-químicas, buscando mostrar quaisquer interferências de possíveis poluentes que possam causar danos aos organismos expostos pelo lançamento do lixiviado no ambiente.

REFERÊNCIAS

ABREU, M. A., *Evolução Urbana do Rio de Janeiro*, Instituto Pereira Passos, pp.126-129, Rio de Janeiro, 2011.

ASHBY, M. F., CALIJURI, M. do C., CUNHA, D. G. F., *Engenharia ambiental: conceitos, tecnologias e gestão*, Rio de Janeiro: Elsevier, 2013.

ABNT (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS) - ABNT NBR 15411. *Ecotoxicologia Aquática – Determinação do efeito inibitório de amostras de água sobre a emissão de luz de Vibrio fischeri* (Ensaio de bactéria luminescente), 2012.

ABNT (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS) - ABNT NBR 12713. *Ecotoxicologia Aquática – Toxicidade Aguda – Método de Ensaio com Daphnia SP.* (Crustacea, Cladocera), 2009.

ABNT (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS) – ABNT NBR ISO/IEC 17025. *Requisitos gerais para a competência de laboratórios de ensaio e calibração*, 2005.

ABNT (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS) - ABNT NBR 10.004. *Classificação de resíduos sólidos*, 2004.

AHMED, F.N., LAN, C.Q., *Treatment of landfill leachate using membrane ioreactors: A review*, *Desalination*, v. 287, pp.41–54, 2012

ALESSANDRO S., STEFANO M. L., *Nitrogen removal via nitrite in a sequencing batch reactor treating sanitary landfill leachate*, *Bioresource Technology*, v. 100, pp. 609–614, 2009.

ALTINBAS M., YANGIN C., OZTURK I., *Struvite precipitation from anaerobically treated municipal and landfill wastewaters*, *Water Science and Technology*, v. 46, pp. 271–278, 2002.

APHA / *STANDARD methods for the examination of water and Wastewater*. 21st ed. Washington: APHA; AWWA; WEF, 2005.

BAIG, S., THIÉLBLIN, E., ZULIANI, F., LIECHTI, P., COSTE, C., *Treatment of Leachates from Domestic Landfills: Case Studies*, 13^o Ozone World Congress, v. 1, pp. 637-642, Japão, 1997.

BAIRD, C., CANN, M., *Química ambiental*; Tradução. Marco Tadeu Grassi...(et al.); revisão técnica: Grassi, M.T. 4^a. edição. Porto Alegre: Bookmann, 2011.

BARD, S. M., *Ecotoxicology: The Focal Topics*, Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences, *Encyclopedia of Ecology* pp.1194–1195, 2008.

BAUMGARTNER, V., HOHL, C., SCHWACJK, W., *Rolling—A new application technique for luminescent bacteria on high-performance thin-layer chromatography plates*, *Journal of Chromatography A*, v. 1218, 19, pp. 2692–2699, 2011.

BERNARD, C., GUIDO, P., COLIN, J., DÛ-DELEPIERRE, A. L., *Estimation of the hazard of landfills through toxicity testing of leachates—I. Determination of leachate toxicity with a battery of acute tests*, *Chemosphere*, V. 33, . 11, pp. 2303–2320, 1996.

BIRCHLER, D. R., *Landfill leachate treatment by evaporation*, *Journal of Environmental Engineering*, v. 120, pp. 1109-1131, 1994.

BERTOLETTI, E., 2.ed. *Controle ecotoxicológico de efluentes líquidos no estado de São Paulo*, São Paulo : CETESB, 42 p. : il. ; 21 cm, 2008.

BULC, T.G., *Long term performance of a constructed wetland for landfill leachate treatment*, *Ecological Engineering*, v. 26, pp. 365–374, 2006.

BUITRAGO, B. H, MUÑOZ, F. O., RIBÉ,V., LARSSON, M., ENGWALL, M., WOJCIECHOWSKA, E., WAARA, S., *Hazard assessment of sediments from a wetland system for treatment of landfill leachate using bioassays*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*,V. 97, pp. 255–262,2013.

CASSANO, D., ZAPATA, A., BRUNETTI, G., DEL MORO, G., DI IACONI, C., OLEERRC, B., MALATO, S., *Comparison of several combined/integrated biological-AOPs setups for the treatment of municipal landfill leachate: Minimization of operating costs and effluent toxicity*. *Chemical Engineering Journal*, V. 172, 1 , pp. 250-257, 2011.

CASTRO, V.L.; JONSSON, C.M.; SILVA, C.M.M.; MAIA, A.H.N. *Assessing the safety of Pseudomonas putida introduction in the environment: An overview of ecotoxicological tests*. *Regulatory Toxicology and Pharmacology* 56, 300–305, 2010

CAVALCANTI, J.E.W. de A. *Manual de Tratamento de Efluentes Industriais*. Engenho Editora Técnica Ltda, cap.14, 2009.

CHIANG L. C., CHANG J. E., WENT T. C., *Indirect oxidation effect in electro chemical oxidation treatment of landfill leachate*, *Water Research*, v. 29, pp. 671-678, 1995.

CHRISTENSEN, T.H., KJELDEN, P., BJERG, P.L., JENSEN, D.L., CHRISTENSEN, J.B., BAUN, A., ALBRECHTSEN, H.-J., HERON, G., *Biogeochemistry of landfill leachate plumes Applied Geochemistry*, V.16, (7–8), pp. 659–718, 2001.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). *Resolução 430*. Ministério do Meio Ambiente, 2011.

CONSELHO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE (CONSEMA). *Resolução nº 129*. *Critérios e Padrões de Emissão para Toxicidade de Efluentes Líquidos lançados em águas superficiais do Estado do Rio Grande do Sul, RS*, 2006.

COPAM/CERH-MG nº 01, de 05 de maio de 2008. *CONSELHO ESTADUAL DE POLÍTICA AMBIENTAL – COPAM / CONSELHO ESTADUAL DE RECURSOS HÍDRICOS DO ESTADO DE MINAS GERAIS – CERH-MG*, 2008.

COSSU, R., *Drainage and Collection of Leachate. In: Proceedings of International Training Seminar: Management and Treatment of MSW Landfill Leachate*, p. VII-1 a VII-14, CISA, Cagliari, Italy, 1998.

COTMAN, M., GOTVAJN, A.Z., *Comparison of different physico-chemical methods for the removal of toxicants from landfill leachate*, *Journal of Hazardous Materials*, V. 178, (1–3, pp. 298–305, 2010.

DIAMADOPOULOS, E., SAMARAS, P., DABOU, X., SAKELLAROPOULOS, G.P. *Combined Treatment of Landfill Leachate and Domestic Sewage in a Sequencing Batch Reactor*. *Water Science & Technology*, Great Britain, v. 36, p. 61-68, 1997.

DEZOTTI, M., Silva, A C., *Ensaio de Toxicidade, In: Técnicas de Controle Ambiental em Efluentes Líquidos*, Rio de Janeiro, 2004.

DUNN, A. K., *Vibrio fischeri Metabolism: Symbiosis and Beyond*, *Advances in Microbial Physiology* v.61, pp. 37–68, 2012.

EBERT, R. *Estudo de Regulamentos para Recebimento de Efluentes Não Domésticos no Sistema Público de Esgotos*. In: 20º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Rio de Janeiro, Brasil, p. 232-240, 1999.

EHRIG, Hans Jürgen. *Co-treatment in Domestic Sewage Facilities. In: INTERNATIONAL TRAINING SEMINAR “MANAGEMENT AND TREATMENT OF MSW LANDFILL LEACHATE”*, 1998, Venice. Cagliari (Italy): CISA – Sanitary Environmental Engineering Centre, 1998.

FAUZIAH, S. H., NOR IZZATI, M., AGAMUTHU, P. *Toxicity on Anabas Testudineus: A Case Study of Sanitary Landfill Leachate*, Procedia Environmental Sciences, V. 18, pp. 14–19, 2013.

FATMA - FUNDAÇÃO DO MEIO AMBIENTE DE SANTA CATARINA. Portaria nº 017/02 de 18 de abril de 2002. *Limites Máximos de Toxicidade Aguda para Efluentes de Diferentes Origens*. 2002.

GARAJ-VRHOVACA, V., ORESCANIN, V., GAJSKIA, G., GERICÁ, M., RUKC, D., KOLLARB, R., BRKANACD, S. R., CVJETKOD, P., *Toxicological characterization of the landfill leachate prior/after chemical and electrochemical treatment: A study on human and plant cells.*, Chemosphere, V. 93, (6), pp. 939–945, 2013.

GIORDANO, G. *Processos físico-químicos e biológicos associados para tratamento de chorume / VII Simpósio Internacional de Qualidade Ambiental*, Porto Alegre : ABES, 2010.

GOMES, L. P. *Estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras*, Resíduos sólidos urbanos 2. Lixiviado de aterro 3. Tratabilidade 4. Caracterização/ Luciana Paulo Gomes (coordenadora), Projeto PROSAB, Rio de Janeiro: ABES, 2009.

GOTVAJANA, A. Z., ZAGORC-KONČANA, J., COTMANB, M., *Fenton's oxidative treatment of municipal landfill leachate as an alternative to biological process*. Desalination V. 275, 1–3, 15 pp. 269–275, 2011.

HABERT, A. C., PIASEK, B. C., NOBREGA, R., *Processos de separação com membranas*, Escola piloto em engenharia química, Rio de Janeiro: E-papers, pp. 9-17, 2005.

HE, P. J., QU, X., SHAO, L. M., LI, G. J., LEE D. J., *Leachate pretreatment for enhancing organic matter conversion in landfill bioreactor*, Journal of Hazardous Materials, v. 142, pp. 288 – 296, 2007.

INCE, M., SENTURK. E., ONKAL E. G., KESKINLER. B., *Further treatment of landfill leachate by nanofiltration and microfiltration–PAC hybrid process*, Desalination, v. 255, (1–3), pp. 52–60, 2010.

KADLEC, R.H., ZMARTHIE, L.A, *Wetland treatment of leachate from a closed landfill*, Ecological Engineering, v. 36,(7), pp. 946–957, 2010.

KALČÍKOVÁ, G., BABIČ, J., PAVKO, A., GOTVAJN, A. Z.M., *Fungal and enzymatic treatment of mature municipal landfill leachate*, Waste Management, V. 34, 4, pp. 798–803, 2014.

LEI Nº 12.305, *Política Nacional de Resíduos Sólidos*, DE 2 DE AGOSTO DE 2010.

LI H. S., ZHOU S. Q., SUN Y. B., FENG P., LI J. D., *Advanced treatment of landfill leachate by a new combination process in a full scale plant*, Journal of Hazardous Materials, v. 172, pp. 408-415,2009.

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

MANNARINO, C. F., FERREIRA, J. A., MOREIRA, J. C.; BILA, D. M., MAGALHÃES, D. P., *Assessment of Combined Treatment of Landfill UrbanSolid Waste Leachate and Sewage Using Danio rerio and Daphnia similis*. Bull Environ Contam Toxicol 85: 274–278, 2010.

MANNARINO, C. F., FERREIRA, J. A., CAMPOS, J. C., RITTER, E., *Wetlands para tratamento de lixiviado de aterros sanitários - Experiências no Aterro Sanitário de Piraí e no Aterro Metropolitano de Gramacho (RJ).*, V.11. n. 2, 2006.

MONTEIRO, J. H. P. e ZVEIBIL, V. Z. *MGISR - Manual de Gerenciamento Integrado de resíduos sólidos*, Instituto Brasileiro de Administração Municipal. Rio de Janeiro: IBAM, Patrocínio: Secretaria Especial de Desenvolvimento Urbano da Presidência da República – SEDU/PR, 2001.

MOTA, J. A. e ALVAREZ, A. R. *Plano Nacional dos Resíduos Sólidos - Versão Preliminar para Consulta Pública*, Brasília, setembro de 2011.

Estudo de compostos orgânicos em lixiviados de Aterros Sanitários por EFS e GC/MS, Química Nova, v. 24, nº4, pp. 554-556, 2001.

NOVELLI, A.; VIEIRA, B.H.; CORDEIRO, D.; CAPPELINI, L.T. D.; VIEIRA, E.M.; ESPÍNDOLA, E.L.G. *Lethal effects of abamectin on the aquatic organisms Daphnia similis, Chironomus xanthus and Danio rerio*. Chemosphere 86, 36–40, 2012.

NT-213.R-4 - *CRITÉRIOS E PADRÕES PARA CONTROLE DA TOXICIDADE EM EFLUENTES LÍQUIDOS INDUSTRIAIS*, FEEMA, 1990.

OZTURK I., ALTINBAS M., KOYUNCU I., ARIKAN O., GOMEZ-YANGIN C., *Advanced physico-chemical treatment experiences on young municipal landfill leachates*, Waste Management, v. 23, pp. 441–446, 2003.

PI K. W., LI Z., WAN D. J., GAO L. X., *Pretreatment of municipal landfill leachate by a combined process*, Process Safety and Environmental Protection, v. 87, pp. 191-196, 2009.

PIO, M. C. S., ANTONY, L. P., SANTANA, G. P., *Wetlands Construídas (Terras Alagadas): Conceitos, Tipos de perspectivas para remoção de metais potencialmente tóxicos de água contaminada: UMA REVISÃO*. Scientia Amazonia, Revista on-line, V.2, n.1, 28-40, 2013.

PIRES, J. C. de A., *Projeto de tratamento de chorume produzido no Aterro Metropolitano de Gramacho através de Wetland*, Dissertação M.Sc., UERJ, Rio de Janeiro, RJ, Brasil, 2002.

PNRS *Política nacional de resíduos sólidos* [recurso eletrônico]. – 2. ed. – Brasília : Câmara dos Deputados, Edições Câmara, 2012.

RAGHAB, S. M., EL MEGUID, A. M., HEGAZI, H.A., *Treatment of leachate from municipal solid waste landfill*, HBRC Journal, V. 9, 2, pp 187–192, 2013.

REINHART, D.R., B. A. Al-Yousfi, *The Impact of Leachate Recirculation of MSW Landfill Leachate and Gas Characteristics*, Waste Management and Research, V.14, pp 337, 1996.

RENOU, S., POULAIN, S., GIVAUDAN, J. G. AND MOULIN, P., *Treatment process adapted to stabilized leachates: Lime precipitation–prefiltration–reverse osmosis*, Journal of Membrane Science, v. 313, pp. 9-22, 2008.

RUPPERT, E.E. & BARNES, R.D. *Zoologia dos Invertebrados*. Editora Roca, 6ª Edição, capítulo 14, 2005.

SILVA, A. C., DEZOTTI, M., SANT'ANNA JUNIOR, G. L. *Treatment and detoxification of a sanitary landfill leachate*. Chemosphere, V. 55, 2, pp. 207–214, 2003.

SILVA, T. F. C. V., SILVA, M. E. F., CUNHA-QUEDA, A. C., FONSECA Amélia, SARAIVA Isabel, SOUSA, M. A., GONÇALVES, C., ALPENDURADA, M.F., BOAVENTURA ,R. A. R., VILARA, V. J. P., *Multistage treatment system for raw leachate from sanitary landfill combining biological nitrification–denitrification/solar photo-Fenton/biological processes, at a scale close to industrial – Biodegradability enhancement and evolution profile of trace pollutants*, Water Research, V.47, 16, 15, pp. 6167–6186, 2013.

SLACK, R. J., GRONOW, J.R., VOULVOULIS, N., *Household hazardous waste in municipal landfills: contaminants in leachate*, Science of The Total Environment, v. 337, pp.119–137, 2005.

THEEPHARAKSAPAN, S., CHIEMCHAI SRI, C., CHIEMCHAI SRI, W., YAMAMOTO, K., *Removal of pollutants and reduction of bio-toxicity in a full scale chemical*

coagulation and reverse osmosis leachate treatment system, Bioresource Technology, v. 102, (9), pp. 5381-5388, 2011.

TOP, S., SEKMAN, E., HOSVER, S., BILGILI, M.S., *Characterization and electrocoagulative treatment of nanofiltration concentrate of a full-scale landfill leachate treatment plant*, Desalination, v. 268(1–3), pp.158–162, 2011.

TSARPALI, V., KAMILA, M., DAILIANIS, S., *Seasonal alterations of landfill leachate composition and toxic potency in semi-arid regions*. Journal of Hazardous Materials, V. 233–234, pp. 163–171, 2012.

TSILOGEORGIS J., ZOUBOULIS A., SAMARAS P., ZAMBOULIS D., *Application of a membrane sequencing batch reactor for landfill leachate treatment*, Desalination, v. 221, pp. 483 – 493, 2008.

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

VEDRENNEA, M., VASQUEZ-MEDRANO, R., PRATO-GARCIA, D., FRONTANA-URIBEB, B. A., IBANEZ, J. G., *Characterization and detoxification of a mature landfill leachate using a combined coagulation–flocculation/photo Fenton treatment*. Journal of Hazardous Materials, V. 205–206, pp. 208–215, 2012.

XU, Y. D., YUE, D. B., ZHU, Y., NIE, Y. F., *Fractionation of dissolved organic matter in mature landfill leachate and its recycling by ultrafiltration and evaporation combined processes*, Chemosphere, v. 64, pp. 903 – 911, 2006.

YANG Z. Q., ZHOU S. Q., *The biological treatment of landfill leachate using a simultaneous aerobic and anaerobic (SAA) bio-reactor system*, Chemosphere, v. 72, pp. 1751–1756, 2008.

ZAGATTO, P.A. & BERTOLLETTI, E., *Ecotoxicologia Aquática: Princípios e Aplicações*. Rima, São Carlos, São Paulo, pp 486, 2008.

ZHANG T., DING L., REN H., *Pretreatment of ammonium removal from landfill leachate by chemical precipitation*, Journal of Hazardous Materials, v. 166, pp. 911-915, 2009.

ZHENG, Z., HE, P.-J., SHAO, L.-M., LEE, D., *Phthalic acid esters in dissolved fractions of landfill leachates* Water Research, v. 41, pp. 4696-4702, 2007.

ZIYANG, L., e YOUCAI, Z., *Size-fractionation and characterization of refuse landfill leachate by sequential filtration using membranes with varied porosity*, Journal of Hazardous Materials, V. 147, 1–2, pp 257–264, 2007.

ZDYBIEWSKA M. W., KULA B., *Removal of ammonia nitrogen by the precipitation method, on the example of some selected wastewaters*, Water Science and Technology, v. 24, pp. 229–234, 1991.

ZVEIBIL, V. Z. *POLÍTICA E PLANO ESTADUAL DE RESÍDUOS SÓLIDOS*, Rio de Janeiro, 2013.

Site consultados:

CARVALHO, J., *Após 34 anos de funcionamento, o Prefeito fecha o aterro de Gramacho*. <http://g1.globo.com/rio-de-janeiro/noticia/2012/06/apos-34-anos-de-funcionamento-paes-fecha-o-aterro-de-gramacho.html> 03/03/2012.

[HTTP://www.abes-rs.org.br/qualidade/](http://www.abes-rs.org.br/qualidade/)

GIORDANO, G., *VII Simpósio Nacional de Qualidade Ambiental*, Porto Alegre, 2010.

[HTTP://www.akira-sakata.com/daphnia/001_1/001_2/003_3/](http://www.akira-sakata.com/daphnia/001_1/001_2/003_3/) 17/04/2014.

[HTTP://www.rio.rj.gov.br/web/comlurb](http://www.rio.rj.gov.br/web/comlurb) 18/03/2014.

[HTTP://debralynddadd.com/toxic-free-body/when-wholefood-vitamins-arent-made-from-actual-foods](http://debralynddadd.com/toxic-free-body/when-wholefood-vitamins-arent-made-from-actual-foods) 05/03/2014.

[HTTP://www.google.com/maps](http://www.google.com/maps) 28/10/2013.

[HTTP://www.lixo.com.br](http://www.lixo.com.br) 19/04/2013

[HTTP://www.ou.edu/cas/botany-micro/faculty/dunn.html](http://www.ou.edu/cas/botany-micro/faculty/dunn.html) 23/09/2013