



Universidade do Estado do Rio de Janeiro

Centro de Tecnologia e Ciências

Faculdade de Engenharia

Amanda Vargas Mansur

**Avaliação da eficiência de *wetland* construído como unidade de polimento
de efluente de tratamento secundário de lixiviado por lodos ativados**

Rio de Janeiro

2015

Amanda Vargas Mansur

Avaliação da eficiência de *wetland* construído como unidade de polimento de efluente de tratamento secundário de lixiviado por lodos ativados

Dissertação apresentada, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre, ao programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Área de concentração: Controle da Poluição Urbana e Ambiental.

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

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

Rio de Janeiro

2015

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

M286 Mansur, Amanda Vargas.
Avaliação da eficiência de wetland construído como unidade de polimento de efluente de tratamento secundário de lixiviado por lodos ativados / Amanda Vargas Mansur. - 2015.
129 f.

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

1. Engenharia Ambiental. 2. Lixo -- Tratamento -- Dissertações. 3. Tratamento de efluentes -- Dissertações. 4. Toxicidade Aguda -- Dissertações. I. Bila, Daniele Maia. II. Ferreira, João Alberto. III. Universidade do Estado do Rio de Janeiro. IV. Título.

CDU 556:628.35

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

Assinatura

Data

Amanda Vargas Mansur

Avaliação da eficiência de *wetland* construído como unidade de polimento de efluente de tratamento secundário de lixiviado por lodos ativados

Dissertação apresentada, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre, ao programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Área de concentração: Controle da Poluição Urbana e Ambiental.

Aprovado em 8 de Abril de 2015.

Banca examinadora:

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

Faculdade de Engenharia - UERJ

Prof. Dr. João Alberto Ferreira (Coorientador)

Faculdade de Engenharia - UERJ

Prof.^a Dra. Juacyara Carbonelli Campos

Escola de Química - UFRJ

Prof.^a Dra. Simone Vendramel

Instituto Federal do Rio de Janeiro

Rio de Janeiro

2015

DEDICATÓRIA

Dedico este trabalho aos meus pais, que sempre me incentivaram a perseguir meus sonhos. Ao Ígor, pelo amor e apoio que me concede a força necessária para seguir em frente. A minha amiga Tatiana, pelos dias maravilhosos e cheios de recordações que carregarei por toda minha vida.

AGRADECIMENTOS

À minha mãe, Sandra, por não medir esforços na concretização dos meus sonhos, por me incentivar em todas as vezes que pensei em desistir e por compreender as dificuldades do caminho que escolhi seguir.

Ao meu pai, Maurício, por acreditar na minha escolha, por todas as vezes que ouvi o orgulho em sua voz a cada conquista minha e por me dar sempre todo o seu amor e carinho a cada dia da minha vida.

À minha irmã, Bruna, por fazer de mim uma pessoa mais forte, por me fazer lutar pelos meus sonhos e por me incentivar a atingir meus objetivos.

Ao meu amado, Ígor, por acreditar na minha capacidade de realização, por me incentivar nos dias difíceis, por ser minha base nos dias de insegurança, por compartilhar meus sonhos e por se fazer presente todos os dias mesmo tão longe.

À minha amiga, Tatiana, por todo carinho e amizade, por compartilhar momentos de alegria, de tristeza e os mais importantes e por transformar os dias difíceis em dias melhores.

À minha orientadora, Daniele, por toda paciência dedicada a mim e por ter dedicado tantas horas a compartilhar comigo seus ensinamentos.

Ao meu coorientador, João, por acreditar na minha capacidade, por me incentivar quando precisei, por entender as dificuldades dessa fase tão complicada da vida e por saber e aplicar tão bem o real sentido da sua profissão.

À professora Juacyara, pelos conselhos, ensinamentos e por servir de exemplo de um profissionalismo que um dia eu gostaria de ter.

À professora Simone, por ter ajudado em um dia decisivo fornecendo ajuda e conhecimentos e por estar sempre disposta a ajudar.

As minhas amigas Carol Teixeira, Joana, Juliana, Renata e Louise pelos momentos ótimos que passamos e os momentos de desabafo também.

Aos professores da UERJ, que dedicaram seu tempo e sabedoria para que minha formação acadêmica fosse acima de tudo um aprendizado de vida.

A todos os integrantes do LES que contribuíram para o meu crescimento tanto profissional como pessoal.

Ao Laboratório de Tratamento de Águas e Reuso de Efluentes (LabTare) da Escola de Química da UFRJ pela análise de fracionamento pelo processo de separação por membranas.

À UERJ pelo apoio financeiro e logístico.

À FINEP pelos recursos.

“A diferença entre o sonho e a realidade é
a quantidade certa de tempo e trabalho.”

William Douglas

RESUMO

MANSUR, Amanda Vargas. *Avaliação da eficiência de wetland construído como unidade de polimento de efluente de tratamento secundário de lixiviado por lodos ativados*. 2015. 129 f. Dissertação (Mestrado Profissional em Engenharia Ambiental) - Faculdade de Engenharia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2015.

Uma das dificuldades a ser enfrentada na implantação de aterros sanitários é o tratamento adequado do lixiviado gerado e seu lançamento no meio ambiente dentro dos padrões estabelecidos pela legislação. O potencial poluidor do lixiviado está ligado principalmente aos altos valores de carga orgânica que promove a redução do oxigênio disponível (utilizado na degradação da matéria orgânica) em cursos d'água, prejudicando a fauna e a flora nesses meios. O objetivo do presente trabalho foi avaliar o sistema de tratamento por *wetland* construído como unidade de polimento do efluente secundário de uma estação de tratamento de lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos na Região Metropolitana do Rio de Janeiro. Além dos parâmetros coletivos específicos e não específicos, também foram empregados o fracionamento pelo processo de separação por membranas e ensaios de toxicidade aguda. Os resultados mostram que o *wetland* tem uma ação positiva como unidade de polimento refletida na redução dos parâmetros turbidez (84%), DQO (19%), amônia (30%) e sólidos totais (3%) reduzindo, assim, os impactos ambientais do lançamento do lixiviado. Contudo, a qualidade do efluente final encontra-se acima dos parâmetros de referência de controle ambiental e mostra a necessidade de um efluente secundário de melhor qualidade. Os resultados mostraram também que altos valores de DQO inerte tanto no afluente (85% em média) quanto no efluente (93,5% em média) do *wetland* indicam que esses lixiviados apresentam natureza refratária confirmada pelos baixos valores de biodegradabilidade no afluente (20,5% em média) e no efluente (5% em média) do *wetland*. O fracionamento com membranas mostrou que o afluente e o efluente do *wetland* possuem maiores contribuições de moléculas na fração >1 kDa. Os ensaios de toxicidade com *Aliivibrio fischeri* mostraram que o afluente e o efluente do *wetland* possuem toxicidade aguda, sendo a mesma menor na faixa com moléculas menores.

Palavras Chaves: Lixiviado; *Wetland* construído; Unidade de polimento; Toxicidade Aguda.

ABSTRACT

MANSUR, Amanda Vargas. *Evaluation of efficiency of constructed wetland as secondary treatment of wastewater polishing unit of activated sludge leachate*. 2015. 129 f. Dissertação (Mestrado Profissional em Engenharia Ambiental) - Faculdade de Engenharia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2015.

One of the challenges in the implementation of landfills is to treat the leachate generated adequately and release it into the environment within the standards established by law. The pollution potential of the leachate is connected mainly to the high organic load values which leads to reduction the available oxygen (used in the degradation of organic matter) into waterways, damaging the fauna and flora in the media. The objective of this study was to evaluate the constructed *wetland* as a polishing treatment system for a secondary effluent of a leachate treatment plant of municipal solid waste landfill in the metropolitan area of Rio de Janeiro. Above the specific and non-specific collective parameters also were performed a fractionation membrane separation process and testing toxicity. The results show that the *wetland* has a positive action as polishing unit reflected in the reduction of turbidity parameters (84%), COD (19%), ammonia (30%) and total solids (3%), reducing the environmental impacts of the leachate. However, the quality of the final effluent is in above the benchmarks of environmental control and shows the need for a secondary effluent of better quality. The results also showed that high inert COD values of both the influent (average of 85%) and in the effluent (average of 93,5%) of *wetland* indicate that these leachates are refractory nature confirmed by low biodegradability values in the influent (average of 20,5%) and effluent (average of 5%) of *wetland*. The fractionation membranes showed that the influent and effluent *wetland* have larger contributions molecules in the fraction > 10 kDa. The toxicity tests with *Aliivibrio fischeri* showed that the influent and effluent of the *wetland* have acute toxicity, which were lower in the range with smaller molecules.

Palavras Chaves: Leachate; *Wetland* construído; Polishing treatment; Acute toxicity.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 - Esquema de classificação de <i>wetlands</i> construídos para o tratamento de águas residuárias.....	36
Figura 2 - Esquema de um <i>wetland</i> com escoamento superficial.....	36
Figura 3 - Esquema de um <i>wetland</i> com escoamento subsuperficial de fluxo horizontal.....	37
Figura 4 - Esquema de um <i>wetland</i> com escoamento subsuperficial de fluxo vertical.....	38
Figura 5 - Esquema da Estação de Tratamento de Efluentes do Aterro.....	45
Figura 6 - <i>Wetland</i> construído no Aterro.....	47
Figura 7 - Representação esquemática de <i>wetland</i> construído.....	48
Figura 8 - Reatores biológicos e aeradores utilizados nos ensaios de biodegradabilidade aeróbica.....	52
Figura 9 - Foto do equipamento de filtração por membranas utilizadas no fracionamento.	55
Figura 10 - Fluxograma de metodologia de fracionamento com membranas.	55
Figura 11 - Esquema da realização das diluições seriadas nos ensaios com <i>Aliivibrio fischeri</i>	60
Figura 12 - Foto do <i>wetland</i> construído em maio de 2013.....	64
Figura 13 - Foto do <i>wetland</i> construído em abril de 2014.	64
Figura 14 - Concentrações de DQO dos afluentes e efluentes do <i>wetland</i> construído durante o período de monitoramento.....	65
Figura 15 - Concentrações de amônia dos lixiviados afluentes e efluentes do <i>wetland</i> construído durante o período de monitoramento.....	65
Figura 16 - Boxplot das concentrações de DQO dos lixiviados afluentes do <i>wetland</i> construído.	66
Figura 17 - Boxplot das concentrações de amônia dos lixiviados afluentes do <i>wetland</i> construído.	67
Figura 18 - Foto do <i>wetland</i> construído em janeiro de 2014.....	68

Figura 19 - Foto da zona afluente do <i>wetland</i> construído em janeiro de 2014.....	68
Figura 20 - Foto da zona efluente do <i>wetland</i> construído em janeiro de 2014.....	69
Figura 21 - Boxplot das concentrações de amônia dos lixiviados afluentes e efluentes do <i>wetland</i> construído.....	70
Figura 22 - Valores de pH dos lixiviados afluentes e efluentes do <i>wetland</i> construído durante o período de monitoramento.....	71
Figura 23 - Valores de alcalinidade dos lixiviados afluentes e efluentes do <i>wetland</i> construído durante o período de monitoramento.....	72
Figura 24 - Valores de nitrato dos lixiviados afluentes e efluentes do <i>wetland</i> construído durante o período de monitoramento.....	72
Figura 25 - Gráfico boxplot e resultados do teste de Mann-Whitney a um nível de significância de 0,05 do afluente e efluente do <i>wetland</i> para DQO.	74
Figura 26 - Gráfico boxplot e resultados do teste de Mann-Whitney a um nível de significância de 0,05 do afluente e efluente do <i>wetland</i> para COD.	75
Figura 27 - Gráfico boxplot e resultados do teste de Mann-Whitney a um nível de significância de 0,05 do afluente e efluente do <i>wetland</i> para sólidos totais.....	77
Figura 28 - Gráfico boxplot e resultados do teste de Mann-Whitney a um nível de significância de 0,05 do afluente e efluente do <i>wetland</i> para fósforo total.	78
Figura 29 - Gráfico boxplot e resultados do teste de Mann-Whitney a um nível de significância de 0,05 do afluente e efluente do <i>wetland</i> para carboidratos.	82
Figura 30 - Gráfico boxplot e resultados do teste de Mann-Whitney a um nível de significância de 0,05 do afluente e efluente do <i>wetland</i> para lipídeos.	84
Figura 31 - Gráfico boxplot e resultados do teste de Mann-Whitney a um nível de significância de 0,05 do afluente e efluente do <i>wetland</i> para proteínas.	85
Figura 32 - Gráfico boxplot e resultados do teste de Mann-Whitney a um nível de significância de 0,05 do afluente e efluente do <i>wetland</i> para substâncias húmicas.	86
Figura 33 - Percentual de DQO inerte e biodegradabilidade do lixiviado afluente e efluente do <i>wetland</i>	88

Figura 34 - Distribuição de massa molar dos lixiviados afluente do <i>wetland</i> empregando membranas de 0,5, 1 e 10 kDa.	90
Figura 35 - Distribuição de massa molar dos lixiviados efluente do <i>wetland</i> empregando membranas de 0,5, 1 e 10 kDa.	90
Figura 36 - Gráfico boxplot de toxicidade aguda para <i>Aliivibrio fischeri</i> e resultados do teste de Mann-Whitney a um nível de significância de 0,05 do afluente e efluente do <i>wetland</i>	96

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Características de lixiviados novos, intermediários e antigos.....	24
Tabela 2 - Metodologias para a realização de ensaios ecotoxicológicos disponíveis pela ABNT.	29
Tabela 3 - Valores de limites de fator de toxicidade para <i>Daphnia magna</i> e <i>Aliivibrio fischeri</i> (FATMA, 2002).	32
Tabela 4 - Organismos-teste para testes ecotoxicológicos recomendados pelo CEMA em efluentes de aterro sanitário de resíduos urbanos com despejo em corpos hídricos de água doce, salobras e salinas.	34
Tabela 5 - Resumo dos principais mecanismos de remoção de poluentes.	38
Tabela 6- Período de coleta e número amostral de todos os parâmetros.....	49
Tabela 7 - Parâmetros físico-químicos e suas respectivas metodologias descritas em APHA (2012).	50
Tabela 8 - Soluções utilizadas no teste de biodegradabilidade.	52
Tabela 9 - Soluções utilizadas no teste de DQO inerte.	54
Tabela 10 - Preparo de soluções para análise do teor de proteínas no lixiviado.	57
Tabela 11 - Metodologias utilizadas na realização de ensaios ecotoxicológicos padronizadas pela Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT).....	59
Tabela 12 - Número amostral, valores de média e mediana, eficiência de remoção e resultado do teste estatístico de Mann-Whitney ($\alpha = 0,05$) dos parâmetros coletivos não específicos. ..	79
Tabela 13 - Número amostral, valores de média e mediana, eficiência de remoção e resultado do teste estatístico de Mann-Whitney ($\alpha = 0,05$) dos parâmetros coletivos não específicos. ..	87
Tabela 14 – Resultados de toxicidade aguda com <i>Aliivibrio fischeri</i> dos permeados no fracionamento de moléculas do afluente e efluente do <i>wetland</i>	92
Tabela 15 - Balanço de massa e eficiência do tratamento do sistema <i>wetland</i> em função da carga por constituinte.....	93

Tabela 16 - Resultados de toxicidade aguda para <i>Aliivibrio fischeri</i> , <i>Daphnia similis</i> e <i>Danio rerio</i> observada no lixiviado de afluente do <i>wetland</i>	94
Tabela 17 - Resultados de toxicidade aguda para <i>Aliivibrio fischeri</i> , <i>Daphnia similis</i> e <i>Danio rerio</i> observada no lixiviado de efluente do <i>wetland</i>	95
Tabela 18 - Concentração de metais nos lixiviados afluente e efluente do <i>wetland</i> construído e respectivos valores máximos permitidos.	98
Tabela 19 - Concentração de metais na raiz dos <i>wetlands</i> natural e construído e no solo do afluente e efluente do <i>wetland</i> construído.	99

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT	Associação brasileira de Normas Técnicas
Ca	Cálcio
Cd	Cádmio
CE50	Concentração efetiva mediana
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
Cl	Cloro
CL50	Concentração letal mediana
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
COXs	Compostos Orgânicos Xenobióticos
Cr	Cromo
Cd	Cádmio
CEMA	Conselho Estadual do Meio Ambiente
COD	Carbono Orgânico Dissolvido
CONSEMA	Conselho Estadual do Meio Ambiente
COT	Carbono Orgânico Total
Cu	Cobre
Da	Dalton
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
ETE	Estação de Tratamento de Efluentes
FATMA	Fundação do Meio Ambiente
Fe	Ferro
FT	Fator de Toxicidade
HCO ₃ ⁻	Íon bicarbonato
K	Potássio
Mg	Magnésio
Mn	Manganês
NH ₃	Amônia
NH ₄ ⁺	Íons amônio
NTK	Nitrogênio Total Kjeldahl

Ni	Níquel
NO_2^-	Nitrito
NO_3^-	Nitrato
Pb	Chumbo
pH	Potencial hidrogeniônico
PO_4^{-3}	Ânion fosfato
SO_4^{2+}	Íonn Sulfato
SVT	Sólidos Voláteis Totais
UT	Unidade Tóxica
Zn	Zinco

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO E OBJETIVOS	19
Objetivo geral	20
Objetivos específicos	20
1. REVISÃO DA LITERATURA	22
1.1. Lixiviado de aterros sanitários	22
1.2. Formação e composição do lixiviado de aterro sanitário	22
1.3. Recalcitrância de lixiviados de aterros sanitários	24
1.4. Caracterização do lixiviado de aterro sanitário	25
1.4.1 <u>Parâmetros coletivos não específicos e específicos</u>	25
1.4.2 <u>Toxicidade</u>	27
1.4.2.1. Toxicidade nos lixiviados	30
1.4.2.2. Legislação	31
1.5. Wetlands	34
1.5.1. <u>Remoção de poluentes nos wetlands construídos</u>	38
1.5.2. <u>Aplicação de wetlands construídos ao tratamento de lixiviados</u>	41
1.6. Área de estudo	44
2. METODOLOGIA	47
2.1. Procedimento de coleta e preservação das amostras	48
2.2. Parâmetros coletivos não específicos ou convencionas	49
2.3. Parâmetros coletivos específicos	50
2.3.1. <u>Biodegradabilidade aeróbia</u>	50
2.3.2. <u>Carboidratos</u>	52
2.3.3. <u>DQO inerte</u>	53
2.3.4. <u>Fracionamento por processos de separação por membranas</u>	54
2.3.5. <u>Lipídios</u>	56
2.3.6. <u>Proteínas</u>	56
2.3.7. <u>Substâncias Húmicas</u>	58
2.4. Toxicidade	59
2.4.1. <u>Ensaio de toxicidade aguda com <i>Aliivibrio fischeri</i></u>	59
2.4.2. <u>Ensaio de toxicidade aguda com <i>Daphnia similis</i></u>	61

2.4.3.	<u>Ensaio de toxicidade aguda com <i>Danio rerio</i></u>	61
2.5.	Metais	62
2.6.	Análise estatística	63
3.	RESULTADOS E DISCUSSÃO	64
3.1.	Aspectos gerais do <i>wetland</i> construído	64
3.2.	Parâmetros coletivos não específicos	69
3.2.1.	<u>Amônia, Nitrito e Nitrato</u>	69
3.2.2.	<u>Demanda Química de Oxigênio e Carbono Orgânico Dissolvido</u>	73
3.2.3.	<u>Sólidos Totais, Sólidos Dissolvidos Totais e Sólidos Suspensos Totais</u>	76
3.2.4.	<u>Fósforo Total</u>	78
3.2.5.	<u>Resumo dos resultados dos parâmetros coletivos não específicos</u>	79
3.3.	Parâmetros coletivos específicos	82
3.3.1.	<u>DQO inerte e biodegradabilidade</u>	87
3.3.2.	<u>Caracterização por processo de separação por membranas (fracionamento de moléculas)</u>	89
3.4.	Redução dos poluentes em termos de carga	92
3.5.	Toxicidade	94
3.6.	Metais presentes no lixiviado	98
4.	CONCLUSÃO	100
	REFERÊNCIAS	102
	APÊNDICE A - Tabela de valores de parâmetros físico-químicos e específicos do lixiviado afluente do <i>wetland</i> construído no ano de 2013.	111
	APÊNDICE B - Tabela de valores de parâmetros físico-químicos e específicos do lixiviado afluente do <i>wetland</i> construído no ano de 2014.	114
	APÊNDICE C - Tabela de valores de parâmetros físico-químicos e específicos do lixiviado efluente do <i>wetland</i> construído no ano de 2013.	118
	APÊNDICE D - Tabela de valores de parâmetros físico-químicos e específicos do lixiviado efluente do <i>wetland</i> construído no ano de 2014.	121
	APÊNDICE E - Teste de Normalidade Shapiro-Wilk de todos os parâmetros analisados dos lixiviados afluente e efluente do <i>wetland</i>	125
	APÊNDICE F - Ensaio do teste de biodegradabilidade.	126
	APÊNDICE G - Ensaio do teste de DQO inerte.....	127

APÊNDICE H	- Volumes de entrada e saída dos lixiviados afluente e efluente do <i>wetland</i> no processo de fracionamento de moléculas para cada filtragem com membranas.	128
-------------------	---	------------

INTRODUÇÃO E OBJETIVOS

O método de aterro sanitário continua a ser amplamente utilizado nos países em desenvolvimento para a disposição final de resíduos sólidos urbanos, devido a fatores econômicos e tecnológicos (WU *et al.*, 2014). Ainda que o aterro sanitário seja considerado umas das maneiras mais seguras de dispor os resíduos, alguns problemas ambientais podem ser observados, entre eles, a formação do lixiviado (AMARAL, 2007).

O lixiviado gerado é decorrente do processo de percolação de líquidos através das camadas de resíduos nos aterros. Durante esse processo, ocorre a solubilização de substâncias orgânicas e inorgânicas, formando o lixiviado de composição bastante variável. Os lixiviados de aterros sanitários representam um grande desafio, tanto em função de sua carga poluidora e riscos que representam para o meio ambiente, como das dificuldades para o seu tratamento, nos padrões estabelecidos pela legislação, sendo este, segundo a maioria dos técnicos da área, o principal problema associado aos aterros (LANGE; AMARAL, 2009). Uma das dificuldades é a presença de DQO recalcitrante, além disso, contaminantes tóxicos remanescentes contidos no efluente final podem causar impactos na biosfera pela sua acumulação por longos períodos (PETERS, 1998). Estas dificuldades exigem a utilização de uma etapa terciária para polimento final do efluente.

Os *wetlands* são amplamente utilizados como alternativas de baixo custo para o tratamento terciário de águas residuárias em todo o mundo. São sistemas artificiais projetados para interceptar efluentes e são empregados com sucesso para remover uma grande variedade de poluentes, antes da descarga em corpos d'água naturais. Eles imitam ecossistemas naturais que combinam processos químicos, físicos e biológicos na remoção de poluentes de forma mais eficiente e mais controlada (HSU *et al.*, 2011).

De forma geral, os sistemas de tratamento estudados mostram significativas reduções do potencial de impacto dos lixiviados tratados, embora nem sempre atinjam a os parâmetros de descarte estabelecidos na legislação. A falta de caracterização mais completa do lixiviado pode ser considerada uma das principais responsáveis por estas dificuldades resultando em projetos de sistemas de tratamento super ou subestimado e com baixa eficiência. A maioria dos estudos de caracterização se limita a determinar a

matéria orgânica no efluente, em forma de DQO e DBO, sem nenhuma preocupação com a descrição da natureza desta matéria orgânica. Uma melhor caracterização do lixiviado auxilia tanto a etapa de concepção do sistema de tratamento quanto à otimização operacional do sistema de tratamento (AMARAL, 2007).

Destaca-se ainda o pouco conhecimento sobre as interferências da composição química dos lixiviados nos processos de tratamento. Surge então, como importante demanda ampliar tal conhecimento, para o que pode contribuir a caracterização de substâncias químicas pelo fracionamento empregando membranas e o uso de avaliações ecotoxicológicas.

Outro aspecto importante, pode ser a determinação da toxicidade provavelmente decorrente da presença de inúmeros contaminantes no lixiviado, seus efeitos sinérgicos ou antagônicos e diferentes propriedades físico-químicas. Os testes de toxicidade são, dessa forma, capazes de fornecer mais informações a respeito da qualidade do lixiviado do que testes físico-químicos isoladamente (MARTTINEN *et al.*, 2002). Assim, a incorporação da avaliação da toxicidade das águas residuárias é de grande importância na proteção dos ambientes aquáticos.

É neste contexto que se insere o presente estudo avaliando a eficiência de um experimento em escala de campo, de *wetland* como unidade de tratamento terciário de lixiviado e caracterizando os afluentes e efluentes tratados de forma a ampliar o conhecimento das características dos lixiviados.

Objetivo geral

Avaliar o sistema de tratamento por *wetland* construído como unidade de polimento de efluente secundário de uma estação de tratamento de lixiviado de Aterro de resíduos sólidos urbanos, encerrado em 2013, situado na Região Metropolitana do Rio de Janeiro.

Objetivos específicos

- Avaliar a composição química dos lixiviados afluente e efluente tratado pelo *wetland* por parâmetros coletivos (biodegradabilidade, carboidratos, DQO

inerte, fracionamento, lipídeos, proteínas e substâncias húmicas) e não específicos tendo em vista a legislação ambiental;

- Investigar a toxicidade aguda dos afluente e efluente do sistema de tratamento por *wetland* utilizando organismos de diferentes níveis tróficos;
- Investigar a composição química do afluente e efluente do sistema de tratamento por *wetland* utilizando o fracionamento pelo processo de separação por membranas

1. REVISÃO DA LITERATURA

1.1. Lixiviado de aterros sanitários

Os lixiviados de aterros sanitários podem ser definidos como o líquido proveniente da umidade natural e da água de constituição presente na matéria orgânica dos resíduos, dos produtos da degradação biológica dos materiais orgânicos e da água de infiltração na camada de cobertura e interior das células de aterramento, somado a materiais dissolvidos ou suspensos que foram extraídos da massa de resíduos (LANGE; AMARAL, 2009)

1.2. Formação e composição do lixiviado de aterro sanitário

O lixiviado é formado pela degradação da matéria orgânica sólida, por ação de exoenzimas produzidas por bactérias. No caso, a função dessas enzimas é a de solubilizar matéria orgânica para que esta possa ser assimilada pelas células bacterianas. A água de chuva precipitada sobre aterros sanitários, bem como águas de nascentes, percolam através dos resíduos sólidos, diluem e carregam os compostos químicos presentes nessa dando origem ao lixiviado. O volume do lixiviado produzido em aterros sanitários depende dos seguintes fatores: precipitação na área do aterro, escoamento superficial e/ou infiltração subterrânea, umidade natural do lixo, grau de compactação, capacidade do solo em reter umidade, entre outros. A umidade tem grande influência na formação do lixiviado já que um alto teor de umidade favorece a decomposição anaeróbia. A produção de lixiviado depende das condições peculiares de cada caso, principalmente da topografia, geologia, regime e intensidade das chuvas (SEGATO; SILVA, 2000).

A composição química e microbiológica do lixiviado é bastante complexa e variável, uma vez que, além de depender das características dos resíduos depositados, é influenciada pelas condições ambientais, pela forma de operação do aterro e, principalmente, pela dinâmica dos processos de decomposição que ocorrem no interior das células (KJELDSEN *et al.*, 2002).

Centrando-se no tipo comum de aterro que recebe uma mistura de resíduos municipais, comerciais e um misto de resíduos industriais, mas excluindo quantidades significativas de resíduos químicos específicos, o lixiviado pode ser caracterizado como uma solução à base de água de quatro grupos de poluentes (CHRISTENSEN *et al.*, 2001):

- Matéria orgânica dissolvida expressa pela DBO, DQO ou pelo COT, incluindo ácidos graxos voláteis e compostos mais refratários como os ácidos húmicos e fúlvicos;
- Macropoluentes inorgânicos tais como: Ca, Mg, K, NH_4^+ , Fe, Mn, Cl, SO_4^{2-} e HCO_3^- ;
- Metais pesados: Cd, Cr, Cu, Pb, Ni e Zn;
- Compostos orgânicos xenobióticos (COXs) presentes em baixas concentrações, incluindo hidrocarbonetos aromáticos, fenóis, e compostos alifáticos clorados.

Outros componentes tais como boro, arsênio, bário, selênio, mercúrio e cobalto, em geral, são encontrados em concentrações muito baixas.

A matéria orgânica dissolvida é o principal componente do lixiviado e consiste em compostos altamente variáveis que incluem simples ácidos graxos voláteis até compostos de elevada massa molar, como hidrocarbonetos aromáticos, fenóis e clorados alifáticos, substâncias húmicas e fúlvicas (ZHANG *et al.*, 2013). Tais como a matéria orgânica dissolvida, as concentrações de alguns dos macrocomponentes inorgânicos em lixiviados dependem dos processos de estabilização no aterro (CHRISTENSEN *et al.*, 2001).

A concentração de metais como Fe, Mn, Zn, Cu, Pb e Cd pode ser elevada em aterros jovens devido ao ambiente ácido que permite a solubilização dos íons metálicos e, com o passar do tempo, o pH tende a aumentar e essas concentrações tendem a diminuir (LANGE; AMARAL, 2009).

Embora a composição de lixiviado possa variar amplamente com as sucessivas fases de estabilização (aeróbia, acetogênica e metanogênica), três tipos de lixiviados foram definidos de acordo com a idade do aterro, conforme apresentado na Tabela 1. A relação existente entre a idade do aterro e a composição da matéria orgânica pode fornecer um critério útil na escolha do processo de tratamento adequado (RENOU *et al.*, 2008).

Tabela 1 - Características de lixiviados novos, intermediários e antigos.

Parâmetros	Novos	Intermediários	Antigos
pH	6,5	6,5 – 7,5	> 7,5
DQO (mg L ⁻¹)	>10000	4.000 – 10.000	≤ 4.000
Compostos orgânicos	80% ácidos voláteis	5-30% ácidos voláteis + ácidos húmicos e fúlvicos	Ácidos húmicos e fúlvicos
Metais pesados	Baixo - médio		Baixo
Biodegradabilidade	Alta	Intermediária	Baixa

Fonte: adaptado de Renou *et al.*, 2008.

É difícil definir um lixiviado típico, pois sua composição varia muito de acordo com as características dos resíduos, condições ambientais, características do aterro e processos internos (hidrólise, biodegradação, adsorção etc.). Além disto, normalmente o lixiviado contém altas concentrações de uma variedade de substâncias que podem causar interferências nas análises, comprometendo a comparação dos resultados. É importante ressaltar também que a composição do lixiviado pode variar consideravelmente de um local para outro dentro de um mesmo aterro, como também em um mesmo local entre diferentes épocas do ano (MORAVIA, 2010).

1.3. Recalcitrância de lixiviados de aterros sanitários

A recalcitrância está relacionada à dificuldade ou impossibilidade que certas substâncias químicas apresentam de serem degradadas na natureza. Desta forma, como os microrganismos são os principais agentes de degradação e reciclagem de nutrientes, sua incapacidade de transformar ou degradar é o indício de sua recalcitrância ou persistência no meio ambiente. Segundo Silva (2002), a dificuldade na ocorrência de biodegradação, pode se dar por diversos fatores, dentre os quais:

- Estrutura química complexa desprovida de grupos funcionais reativos;
- Ação tóxica da molécula sobre a microflora ou inativação de enzimas chaves do metabolismo celular;
- Complexação ou interação da molécula com elementos ou compostos químicos tornando-a pouco acessível às enzimas extracelulares e a posterior metabolização.

Após serem alocados em seu destino final, os resíduos sólidos passam por processos físicos, químicos e biológicos de decomposição. Com o passar do tempo, a ação das bactérias metanogênicas, leva à produção de um lixiviado com características básicas, contendo espécies muito mais recalcitrantes do que as produzidas nas fases preliminares de decomposição. (PACHECO; PERALTA-ZAMORA, 2004). Depois da degradação, o lixiviado é composto prioritariamente por compostos de elevada massa molar como é o caso das substâncias húmicas (KURNIAWAN; LO; CHAN, 2006).

Em lixiviados na fase metanogênica, 33% do carbono orgânico dissolvido são compostos de substâncias com elevada massa molar e baixa biodegradabilidade, correspondente às substâncias húmicas (HARMSEN, 1983 *apud* CHRISTENSEN *et al.*, 1998). Além disso, Tatsi e Zouboulis (2002) e Kurniawan *et al.* (2006) relacionaram os altos valores de cor no lixiviado de aterros sanitários a presença das substâncias húmicas.

As substâncias húmicas são definidas como macromoléculas polifuncionais que possuem estruturas complexas e heterogêneas (em termos de composição elementar, funcionalidade química e distribuição de tamanho molecular), compostas de carbono, oxigênio, hidrogênio e algumas vezes pequenas quantidades de nitrogênio, fósforo e enxofre. Ocorrem nos solos e águas naturais como consequência da decomposição de resíduos de plantas e animais através de processos químicos, físicos e biológicos (JONES; BRYAN, 1998).

As substâncias húmicas podem ser classificadas em três frações de acordo com a solubilidade em soluções extratoras de diferentes valores de pH: ácidos húmicos, ácidos fúlvicos e húmina. A fração de ácidos húmicos se solubiliza em meio alcalino, precipitando na acidificação. A fração de ácidos fúlvicos, após ser dissolvida em meio básico, apresenta solubilidade em qualquer valor de pH, enquanto a fração húmina é insolúvel em qualquer condição de pH. Estruturalmente, as três frações são similares, porém diferem em massa molar e conteúdo de grupos funcionais (CASTRO, 2012).

1.4. Caracterização do lixiviado de aterro sanitário

1.4.1. Parâmetros coletivos não específicos e específicos

Os parâmetros coletivos não específicos ou convencionais são métodos padronizados na literatura e usualmente utilizados na caracterização de lixiviados, tais como, o potencial hidrogeniônico (pH), a demanda bioquímica de oxigênio (DBO), a demanda química de oxigênio (DQO), o nitrogênio total Kjeldahl (NTK) e nitrogênio amoniacal (NH_3), fósforo, cloretos, alcalinidade, série sólidos e metais pesados (MORAVIA, 2010).

Os parâmetros coletivos específicos são métodos de caracterização de lixiviados ainda não padronizados que fornecem informações direcionadas a uma determinada propriedade do efluente, tais como DQO inerte, biodegradabilidade aeróbia, distribuição de massa molar e substâncias húmicas (MORAVIA, 2010).

Neste trabalho foram abordados os seguintes parâmetros coletivos não específicos: DQO inerte, biodegradabilidade, distribuição de massa molar, substâncias húmicas, carboidratos, lipídeos e proteínas.

A DQO inerte ou residual é a fração da DQO que não pode ser removida por biodegradação dentro de um período de tempo relativamente curto. Nesse valor estão incluídos todos os compostos inorgânicos que podem ser oxidados pelo dicromato de potássio e também as substâncias orgânicas efetivamente recalcitrantes como as substâncias húmicas e xenobióticas (SOUTO, 2009). Em um estudo feito por Amaral *et al.* (2008), os autores afirmam que dentre alguns métodos elaborados para determinação de DQO inerte o proposto por Germili *et al.* (1991) é o mais eficaz. Os resultados desse estudo mostraram também que a alta concentração de DQO inerte (aproximadamente 38% a processos aeróbios e 42% a processos anaeróbios) encontrada no lixiviado justifica a baixa biodegradabilidade representada pelos baixos valores de biodegradabilidade aeróbia (53%) e anaeróbia (67%).

Os compostos biodegradáveis são aqueles susceptíveis à decomposição pela ação dos microrganismos os quais podem usar estes compostos como fonte de energia ou de carbono (ANGELIDAKI; SANDERS, 2004). Segundo Moravia (2010), estes compostos podem ser classificados em relação à facilidade de degradação em rapidamente, moderadamente ou lentamente biodegradáveis. Os compostos rapidamente biodegradáveis consistem em moléculas relativamente simples que podem ser utilizadas diretamente pelas bactérias heterotróficas, enquanto que os compostos moderadamente e lentamente biodegradáveis consistem de moléculas mais complexas, demandando o

processo de hidrólise. Já os compostos recalcitrantes são aqueles que resistem à biodegradação e tendem a persistir e acumular no ambiente.

Kjeldsen *et al.* (2002) demonstraram que o lixiviado de aterros jovens geralmente contém substâncias com baixa massa molar, principalmente sob a forma de ácidos graxos voláteis, que são biologicamente degradáveis. Segundo o autor, durante a fase acidogênica, o lixiviado pode apresentar baixos valores de pH e concentrações elevadas de compostos orgânicos facilmente degradáveis, como ácidos graxos voláteis. Conforme a idade do aterro avança, a composição do lixiviado torna-se menos biodegradável, uma vez que contém predominantemente substâncias com estruturas muito complexas, tais como substâncias húmicas. Além disso, o aumento da concentração de amônia e a forte cor escura inibem a proliferação de microrganismos (MÜLLER *et al.*, 2015).

A análise de distribuição de massa molar tem sido utilizada com o objetivo de caracterizar o massa molar dos compostos orgânicos presentes no lixiviado bruto e tratados (WANG; SMITH; GAMAL EL-DIN, 2006). Segundo Li *et al.* (2009), o tamanho da fração da matéria orgânica varia de acordo com a idade do aterro. A matéria orgânica com baixa massa molar (<0,5 kDa), como os ácidos graxos voláteis, estão presentes nos lixiviados de aterros novos com menos de 5 anos. Em contraste, a matéria orgânica de média e alta massa molar (0,5-10 kDa e 10-100 kDa), composta principalmente de ácidos húmicos e fúlvicos, é responsável por uma proporção considerável em lixiviados de aterros antigos com idade superior a 10 anos.

Todas as plantas, tais como as macrófitas, requerem nutrientes para seu crescimento e reprodução. Estudos sobre a variação mensal ou sazonal da composição química de macrófitas têm mostrado que, em relação a alguns elementos como o fósforo, nitrogênio e compostos como carboidratos, proteínas e lipídios, as concentrações variam constantemente. Estas variações estão ligadas à dinâmica da comunidade de macrófitas, à disponibilidade de nutrientes do meio e a fatores climáticos, que possibilitem estocá-los, metabolizá-los, translocá-los ou mesmo excretá-los para o meio ambiente (ESTEVES, 1998 apud PHILIPPI; SEZERINO, 2004).

1.4.2. Toxicidade

Toxicologia é o estudo dos efeitos adversos de substâncias xenobióticas sobre os organismos vivos que engloba detecção, ocorrência, propriedades, efeitos e regulação de substâncias tóxicas. A toxicologia desempenha um papel importante na sociedade aconselhando como mitigar, controlar ou prevenir os efeitos deletérios das substâncias tóxicas (COSTA; TEIXEIRA, 2014)

A ecotoxicologia é um ramo da toxicologia que, segundo Zagatto e Bertolleti (2008), estuda os efeitos tóxicos de agentes químicos e físicos sobre organismos vivos, particularmente sobre populações e comunidades em seus ecossistemas, incluindo suas formas de transporte e interações com o meio ambiente. A ecotoxicologia permite avaliar a sensibilidade relativa dos organismos teste e sua tolerância a determinados poluentes, o modo de atuação e os efeitos que uma substância química pode causar no ambiente, atuando, dessa forma, no estabelecimento de limites de parâmetros físico-químicos para o lançamento de efluentes em corpos hídricos (METCALF; EDDY, 2003).

A ecotoxicologia aquática tem como objetivo avaliar o efeito de substâncias químicas tóxicas sobre organismos representativos do ecossistema aquático e envolve o transporte, a distribuição, a transformação e o destino final dos contaminantes no ambiente aquático. Os ecossistemas aquáticos constituem os principais receptáculos de contaminantes, sejam eles lançados diretamente nos corpos d'água por meio das descargas de efluentes, emitidos no ar ou depositados nos solos (COSTA *et al.*, 2008).

A fim de melhorar a qualidade da água e garantir a sobrevivência de todas as espécies de organismos aquáticos, a biodiversidade dos ecossistemas deve ser protegida, e, portanto, a qualidade em relação às características ecotoxicológicas também é exigida (SILVA *et al.*, 2009), uma vez que, as análises físico-químicas tradicionalmente realizadas não são suficientes para avaliar as interações entre os produtos químicos e integrar os efeitos biológicos de todos os constituintes do lixiviado (KJELDSEN *et al.*, 2002). Para tanto, utiliza-se de organismos teste, previamente selecionados e padronizados por normas nacionais e internacionais, e seu principal foco são os riscos potenciais que essas substâncias apresentam ao meio ambiente e impacto ambiental associado (FOTH, 1999; ROCHA *et al.*, 2010 *apud* REIS, 2014).

No Brasil, os protocolos de testes de toxicidade são desenvolvidos pela Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT). A Tabela 2 mostra alguns

exemplos de organismos amplamente utilizados nos testes de toxicidade de efluentes líquidos, seus códigos e títulos.

Tabela 2 - Metodologias para a realização de ensaios ecotoxicológicos disponíveis pela ABNT.

Código	Título	Espécie
ABNT NBR 15499:2015	Ecotoxicologia aquática - Toxicidade crônica de curta duração - Método de ensaio com peixes	<i>Danio rerio</i> <i>Pimephales promelas</i>
ABNT NBR 15411:2012	Ecotoxicologia aquática — Determinação do efeito inibitório de amostras aquosas sobre a emissão da bioluminescência de <i>Vibrio fischeri</i> (ensaio de bactéria luminescente)	<i>Aliivibrio fischeri</i>
ABNT NBR 15350:2012	Ecotoxicologia aquática — Toxicidade crônica de curta duração — Método de ensaio com ouriço-do-mar (Echinodermata: Echinoidea)	<i>Lytechinus variegatus</i>
ABNT NBR 12648:2011	Ecotoxicologia aquática - Toxicidade crônica - Método de ensaio com algas (Chlorophyceae)	<i>Chlorella vulgaris</i> <i>Scenedesmus subspicatus</i> <i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>
ABNT NBR 13373:2010	Ecotoxicologia aquática - Toxicidade crônica - Método de ensaio com <i>Ceriodaphnia spp</i> (Crustacea, Cladocera)	<i>Ceriodaphnia dubia</i> <i>Ceriodaphnia silvestrii</i>
ABNT NBR 12713:2009	Ecotoxicologia aquática - Toxicidade aguda - Método de ensaio com <i>Daphnia spp</i> (Crustacea, Cladocera)	<i>Daphnia similis</i> <i>Daphnia magna</i>

O sistema de teste de toxicidade ambiental ideal é constituído por um produtor primário (por exemplo, uma alga), um consumidor primário (por exemplo, um artrópode aquático), um consumidor secundário (por exemplo, um peixe) e, talvez, um

consumidor terciário (por exemplo, um pássaro), a fim de representar o sistema aquático típico. Assim, o impacto do lançamento de efluentes na natureza deve incluir testes com diferentes espécies de organismos, uma vez que cada um pode ter uma sensibilidade diferente (SILVA *et al.*, 2009).

1.4.2.1. Toxicidade nos lixiviados

É necessário compreender o potencial de toxicidade do lixiviado antes de sua liberação para os corpos d'água devido a sua carga elevada de compostos orgânicos e inorgânicos, amônia e metais pesados que, combinados ou individualmente, apresentam elevados níveis de toxicidade (CLÉMENT ; BOUVET, 1993).

A presença de metais pesados nos lixiviados pode causar toxicidade e bioacumulação em organismos aquáticos o que pode levar a biomagnificação de metais pesados ao longo das cadeias tróficas (FAUZIAH; IZZATI; AGAMUTHU, 2013).

A amônia é um dos principais componentes tóxicos do lixiviado e sua toxicidade pode ocultar a toxicidade de quaisquer outras substâncias tóxicas presentes em concentrações mais baixas (DAVE; NILSSON, 2005). Em um estudo conduzido por Osada *et al.* (2011) a contribuição da toxicidade da amônia na toxicidade total do lixiviado foi calculada em 58,7 vol%, enquanto que outras substâncias tóxicas, mascaradas pela toxicidade da amônia, contribuíram com 41,3 vol% da toxicidade total do lixiviado de aterro. Testes ecotoxicológicos com o peixe (*Danio rerio*), peixes de água doce (*Sarotherodon mossambicus*), *Daphnia magna* e bactérias luminescentes confirmaram que, com uma concentração superior a 100 mg L⁻¹, a nitrogênio amoniacal é altamente tóxica para os organismos aquáticos (FAUZIAH; IZZATI; AGAMUTHU, 2013).

Para avaliar a toxicidade do lixiviado, têm sido utilizados organismos de diferentes níveis tróficos. Os organismos mais frequentemente utilizados são peixes (geralmente *Oncorhynchus mykiss* ou *Pimephales promelas*), crustáceos (dáfrias) e bactérias luminescentes comercialmente disponíveis como kits de teste Microtox (KJELDSEN *et al.*, 2002).

Estudos ecotoxicológicos de lixiviados tratados e não tratados indicam que os lixiviados não tratados são muitas vezes tóxicos, embora o grau de toxicidade dependa da natureza do lixiviado, do organismo-teste e do sistema de tratamento empregado. Por

outro lado, lixiviados adequadamente tratados, geralmente apresentam baixa ou nenhuma toxicidade (WAARA, 2013 *apud* HUERTA BUITRAGO *et al.*, 2013).

Dave e Nilsson (2005) testaram a toxicidade aguda e crônica de lixiviado com *Ceriodaphnia dubia*, antes e após o tratamento, com (inoculado) ou sem adição de microrganismos de lodos ativados. Em ambas as ocasiões, a toxicidade aguda diminuiu após o tratamento e a causa da queda foi explicada principalmente pela diminuição das concentrações de amônia. Já a toxicidade crônica diminuiu após tratamento com inóculo, mas aumentou após do tratamento sem inóculo. Os autores também realizaram uma série de testes agudos e reprodutivos com amônia, nitrito e nitrato em *C. Dubia*. Os resultados mostram que a reprodução é mais sensível do que a sobrevivência tanto para nitrito e nitrato o que implica que a toxicidade crônica e reprodutiva de nitrito e nitrato no zooplâncton pode de fato aumentar os efeitos da eutrofização. Nesse estudo, a toxicidade do lixiviado bruto foi dominada por amônia, porém, após o tratamento, a concentração de nitrito aumentou, e especialmente a toxicidade crônica do lixiviado tratado foi dominada pela toxicidade do nitrito.

1.4.2.2. Legislação

Ensaio ecotoxicológicos são utilizados no controle do lançamento de efluentes industriais para assegurar a manutenção das condições e padrões de qualidade previamente estabelecidos para um determinado corpo d'água. Os ensaios ecotoxicológicos com organismos aquáticos fazem parte das exigências da legislação federal e estadual na avaliação da qualidade ambiental visando à preservação da vida aquática (JACOB, 2014).

A utilização de ensaios ecotoxicológicos está prevista pela legislação federal por meio da Resolução CONAMA nº430 (BRASIL, 2011) que dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes. De acordo com o Artigo 18 desta resolução, “o efluente não deverá causar ou possuir potencial para causar efeitos tóxicos aos organismos aquáticos no corpo receptor, de acordo com os critérios de ecotoxicidade estabelecidos pelo órgão ambiental competente”. Ainda de acordo com o Artigo 18, o § 1º desta resolução esclarece que os critérios de ecotoxicidade devem se basear em resultados de ensaios ecotoxicológicos aceitos pelo órgão ambiental, realizados no efluente, utilizando organismos aquáticos de pelo menos dois níveis tróficos diferentes.

Vale mencionar que as orientações contidas nos parágrafos do Artigo 18 se aplicam aos corpos d'água classificados pela Resolução CONAMA nº 357 (BRASIL, 2005) como águas doces, águas salinas e águas salobras de classe 1 e 2 as quais incluem restrições de toxicidade a organismos.

Em relação à legislação estadual, apenas alguns estados e autoridades ambientais competentes estabeleceram critérios de toxicidade aquática. Entre elas, o INEA no Rio de Janeiro, a FATMA em Santa Catarina e o CONSEMA no Rio Grande do Sul.

No estado do Rio de Janeiro, o Instituto Estadual do Meio Ambiente do Rio de Janeiro (INEA), por meio da Norma Técnica 213 R.04 (INEA, 1990), estabeleceu critérios e padrões para controle da toxicidade em efluentes líquidos industriais, utilizando testes de toxicidade com organismos aquáticos vivos, de modo a proteger os corpos d'água da ocorrência de toxicidade aguda ou crônica. Segundo a NT 213 R. 04 (INEA, 1990), não é permitido o lançamento de efluentes líquidos industriais, em qualquer corpo receptor, com uma UT superior a 8 (oito), obtida em ensaios de toxicidade aguda realizados com peixes *Danio rerio*.

A legislação do estado de Santa Catarina, Portaria nº 017/02 (FATMA, 2002), estabelece limites máximos de toxicidade aguda para efluentes de diferentes origens utilizando os organismos *Aliivibrio fischeri* e *Daphnia magna*, como pode ser observado na Tabela 3. Para as atividades não inseridas na Tabela 3 ficam estabelecidos os limites máximos de toxicidade aguda para os dois organismos de FT=8.

Tabela 3 - Valores de limites de fator de toxicidade para *Daphnia magna* e *Aliivibrio fischeri* (FATMA, 2002) (continua).

Origem dos efluentes	Subcategoria	Limites Máximos de Toxicidade Aguda (FT)	
		<i>Daphnia magna</i>	<i>Aliivibrio fischeri</i>
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		I	4
Resíduos urbanos	Efluentes de Aterros Sanitários	8	16

Papel e celulose	2	4
Couros, peles e produtos similares	4	6

Tabela 4 - Valores de limites de fator de toxicidade para *Daphnia magna* e *Aliivibrio fischeri* (FATMA, 2002) (conclusão).

Origem dos efluentes	Subcategoria	Limites Máximos de Toxicidade Aguda (FT)	
		<i>Daphnia magna</i>	<i>Aliivibrio fischeri</i>
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

Legenda: FdD - Fator de Diluição para *Daphnia magna*. FDbI - Fator de Diluição para *Vibrio fischeri*. FD = 1 – amostra bruta não tóxica. Fonte: FATMA, 2002.

O Fator de Diluição (FD) representa a primeira de uma série de diluições de uma amostra na qual não mais se observa efeitos tóxicos agudos aos organismos-teste (FATMA, 2002).

No estado do Rio Grande do Sul, a Resolução nº 129 (CONSEMA, 2006) dispõe sobre a definição de critérios e padrões de emissão para toxicidade de efluentes líquidos lançados em águas superficiais do Estado do Rio Grande do Sul. Segundo essa resolução, os efluentes líquidos a serem lançados no meio ambiente não devem apresentar toxicidade aguda (FT=1) quando submetidos a testes de toxicidade utilizando organismos-teste de, pelo menos, três níveis tróficos distintos. Dentre as legislações estaduais, essa é a legislação mais restritiva no Brasil.

A Resolução nº 81 (CEMA, 2010) dispõe sobre Critérios e Padrões de ecotoxicidade para o controle de efluentes líquidos lançados em águas superficiais no Estado do Paraná. Essa resolução fixa critérios e padrões de emissão relativos a ecotoxicidade de efluentes líquidos, inclusive lixiviados de aterro sanitário, para as fontes geradoras que lancem seus efluentes em águas doces, salinas e salobra. Os limites máximos de emissão de toxicidade exigidos para o lançamento de efluentes em corpos hídricos de ecotoxicidade é de FT = 8 e as atividades licenciadas deverão atender às

metas progressivas de redução da ecotoxicidade aguda com melhoria da qualidade alcançando FT = 2 a partir do oitavo ano da publicação dessa Resolução. A Tabela 4 apresenta os organismos-teste para os testes ecotoxicológicos agudos e crônicos em efluentes de aterro sanitário de resíduos urbanos (acima de 3000 habitantes) com despejo em corpos hídricos de água doce, salobras e salinas.

Tabela 5 - Organismos-teste para testes ecotoxicológicos recomendados pelo CEMA em efluentes de aterro sanitário de resíduos urbanos com despejo em corpos hídricos de água doce, salobras e salinas.

Despejo	Organismos para testes agudos	Organismos para testes crônicos
Corpos hídricos de água doce	<i>Aliivibrio fischeri</i> <i>Daphnia magna</i>	<i>Ceriodaphnia dubia</i> <i>Scenedesmus subspicatus</i>
Corpos hídricos de água salobras e salinas	<i>Aliivibrio fischeri</i> ou Misidáceos (<i>Misidopsis juniae</i> / <i>M. gracile</i>)	<i>Echinometra lucunter</i> ou <i>Lytechinus variegatus</i> <i>Skeletonema costatum</i>

1.5. *Wetlands*

Wetland (área alagada) pode ser definido como o elo de transição entre ecossistemas terrestres e aquáticos onde inúmeros processos e agentes interagem na transformação e armazenagem da matéria orgânica, nutrientes e metais (ARROYO *et al.*, 2015). Estes nutrientes servem de suporte a uma abundância de macro e micro espécies de organismos fotossintetizantes que convertem compostos inorgânicos em compostos orgânicos utilizados como alimento para animais e microrganismos (PHILIPPI ; SEZERINO, 2004).

Wetlands construídos são cópias feitas pelo homem das áreas alagadas naturais projetados para utilizar melhor os processos naturais que envolvem plantas aquáticas, solos e suas populações variadas de microrganismos para auxiliar no tratamento de águas residuárias (VYMAZAL, 2014). As macrófitas aquáticas possuem uma alta produtividade primária tendo, portanto uma importância na ciclagem dos nutrientes, como o nitrogênio, o fósforo e compostos como carboidratos, proteínas e lipídeos (ESTEVES, 1998). O solo, quando empregado no controle da poluição, promove a remoção de compostos orgânicos e inorgânicos através de processos físicos - filtração e sedimentação, processos químicos - adsorção de compostos orgânicos dissolvidos e

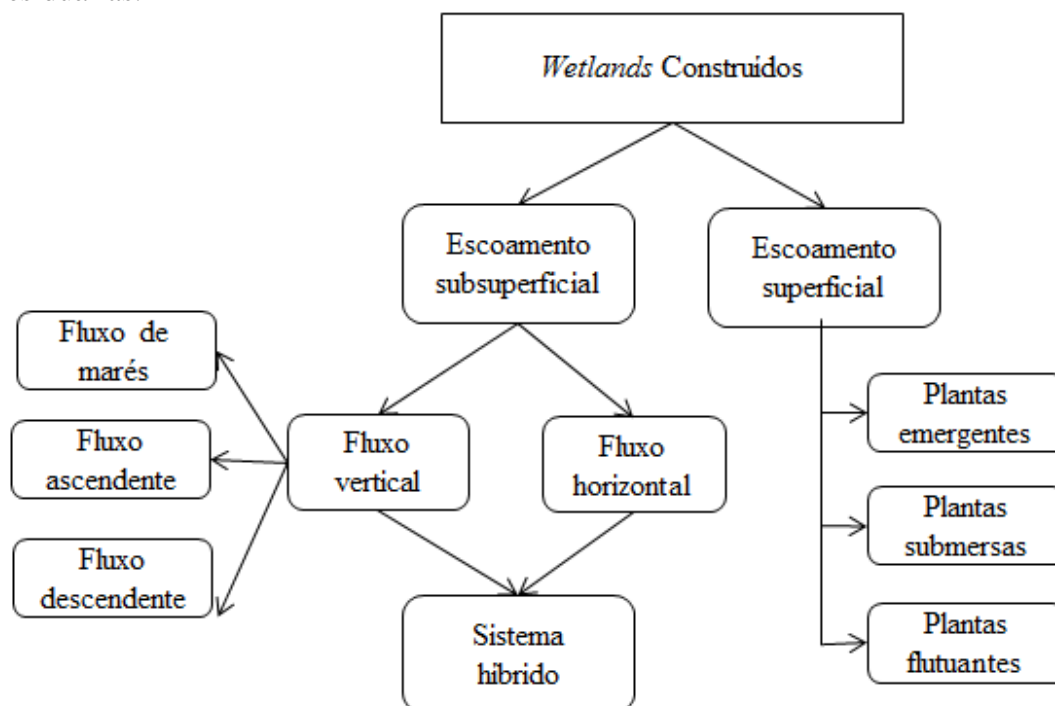
processos biológicos - transformações bioquímicas e bioacumulação de elementos químicos (PHILIPPI; SEZERINO, 2004). As atividades das comunidades bacterianas possuem um papel crucial nos fluxos de energia e transformação de nutrientes no solo das áreas alagadas naturais. Além disso, a remoção de poluentes e a atividade bacteriana estão intimamente ligadas ao ciclo do carbono, nitrogênio e enxofre nos *wetlands* contruídos (ARROYO *et al.*, 2015).

A maneira pela qual os *wetlands* construídos se diferem das áreas alagadas naturais é pelo fato de que alguns desses processos podem ter seus efeitos otimizados no ambiente controlado dos *wetlands* construídos, a fim de maximizar a remoção de poluentes ou, pelo menos, de um conjunto específico de contaminantes (DORDIO; CARVALHO, 2013).

As técnicas sustentáveis de tratamento de águas residuais são cada vez mais importantes devido ao aumento dos problemas ambientais e ao desejo de menor consumo de energia. Os *wetlands* contruídos são alternativas de tratamento sustentável já que são eficientes em termos energéticos, simples de operar e são sistemas de baixo custo para tratamento de efluentes domésticos e industriais, águas residuárias agrícolas e águas superficiais poluídas de rios e lagos (NAZ *et al.*, 2009).

Os *wetlands* construídos para o tratamento de água residuárias podem ser classificadas com base no tipo de vegetação utilizada e no tipo de escoamento de água implementado (VYMAZAL, 2007), conforme representado na Figura 1.

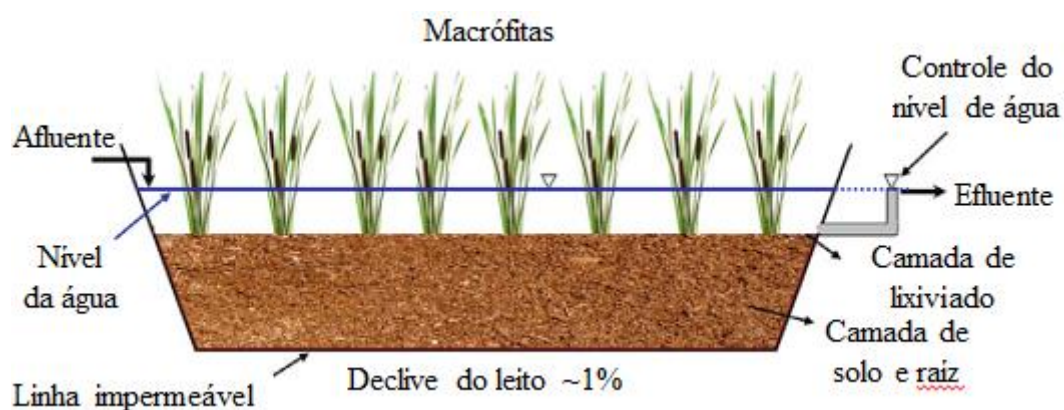
Figura 1 - Esquema de classificação de *wetlands* construídos para o tratamento de águas residuárias.



Fonte: adaptado de Stefanakis, Akratos e Tsihrintzis, 2014.

Dependendo do tipo de escoamento implementado, os *wetlands* construídos podem ser de dois tipos: sistemas de escoamento superficial e sistemas de escoamento subsuperficial. A Figura 2 apresenta um esquema de *wetland* construído com escoamento superficial.

Figura 2 - Esquema de um *wetland* com escoamento superficial.



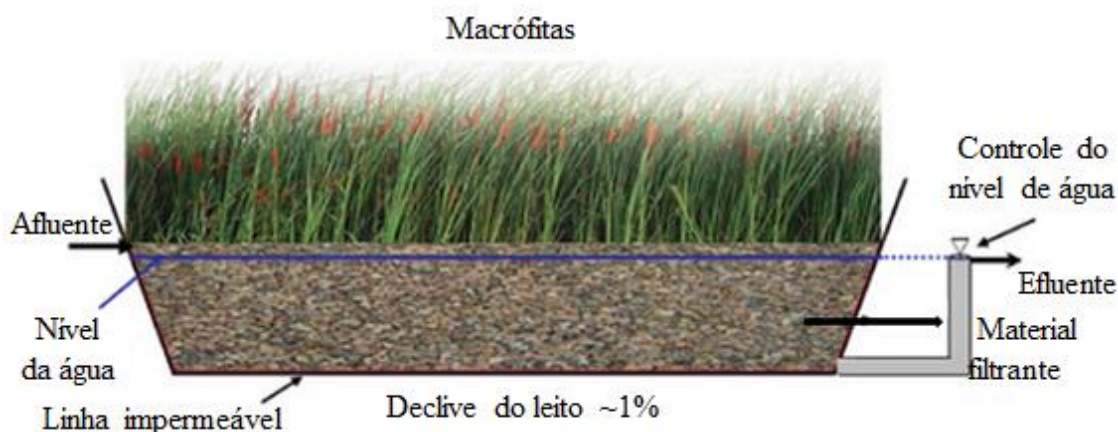
Fonte: adaptado de Stefanakis, Akratos e Tsihrintzis 2014.

Em *wetlands* construídos de escoamento superficial, a água flui lentamente acima do substrato criando uma coluna de água de poucos centímetros (STEFANAKIS; AKRATOS; TSIHRINTZIS, 2014).

Em comparação, *wetlands* de escoamento subsuperficial são projetados para criar um fluxo de subsuperfície através de um meio permeável, mantendo a água a ser tratada abaixo da superfície, contribuindo assim para evitar o desenvolvimento de odores e outros problemas incômodos (US EPA, 1993 apud NAZ *et al.*, 2009). Dependendo da direção do escoamento implementado no sistema, os *wetlands* construídos de escoamento subsuperficial podem ser subdivididos em fluxo horizontal e fluxo vertical.

Em *wetlands* construídos de escoamento subsuperficial e fluxo horizontal, o efluente é disposto na porção inicial do leito (zona de entrada) e flui lentamente através do material filtrante sob a superfície do leito até atingir a zona de saída onde é coletado. Durante esta passagem, o efluente entra em contacto com zonas aeróbias, anóxicas e anaeróbias. As zonas aeróbias ocorrem em torno das raízes e rizomas que vazam oxigênio para o substrato (VYMAZAL, 2014). A Figura 3 apresenta um esquema de *wetland* construído com escoamento subsuperficial e fluxo horizontal.

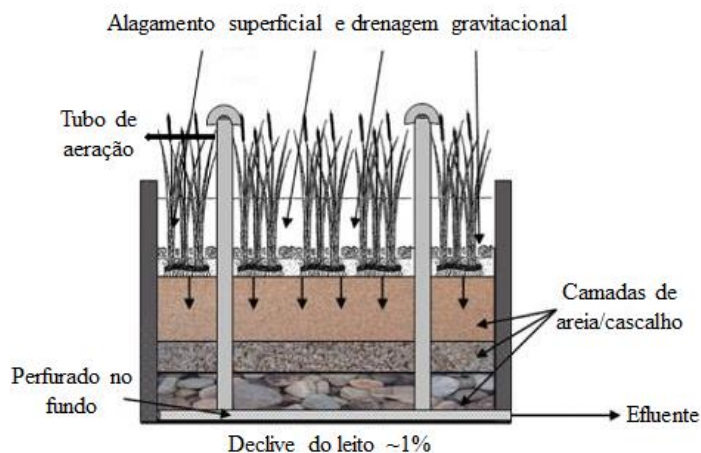
Figura 3 - Esquema de um *wetland* com escoamento subsuperficial de fluxo horizontal.



Fonte: adaptado de Stefanakis, Akrotos e Tsihrintzis, 2014.

Em *wetlands* construídos com escoamento subsuperficial e fluxo vertical, o efluente a ser tratado é disposto, intermitentemente, sob toda a superfície do leito inundando-o e percolando verticalmente ao longo do material filtrante, sendo coletado no fundo por meio de um sistema de drenagem, conforme representado na Figura 4.

Figura 4 - Esquema de um *wetland* com escoamento subsuperficial de fluxo vertical.



Fonte: adaptado de Stefanakis, Akrotos e Tsihrintzis, 2014.

1.5.1. Remoção de poluentes nos *wetlands* construídos

Os processos de remoção que ocorrem nos *wetlands* construídos podem ser abióticos (físicos e químicos) ou bióticos (realizados por organismos vivos como os microrganismos e as plantas). Os *wetlands* são capazes de remover os sólidos suspensos nos efluentes por sedimentação. O processo químico que resulta na retenção de contaminantes a curto ou longo prazo é o processo de sorção o qual inclui os processos combinados de adsorção e absorção. Os processos de remoção biológica, como a biodegradação e absorção pelas plantas, podem ser considerados a via mais importante para a remoção de contaminantes. Os mecanismos de remoção biológica incluem: respiração microbiana aeróbia, fermentação microbiana anaeróbia e metanogênese, absorção pelas plantas, reações enzimáticas intra e extracelulares e predação microbiana. Muitas das transformações químicas dos poluentes ocorrem nas águas, detritos e nas zonas de solo/raízes e são o resultado da elevada atividade microbiana que ocorre nos solos dos *wetlands*. Os principais mecanismos de remoção de contaminantes encontram-se resumidos na Tabela 5 (ITRC, 2003).

Tabela 6 - Resumo dos principais mecanismos de remoção de poluentes.

Contaminante ou Parâmetros de qualidade da água	Mecanismo		
	Físico	Químico	Biológico
Sólidos suspensos totais	Sedimentação		Biodegradação

Demanda de oxigênio: • DBO • DQO	Sedimentação Sedimentação	Oxidação	Biodegradação
Compostos de nitrogênio • Nitrogênio orgânico, NH_3 , NH_4^+ , NO_3^{-2} , NO_2^-	Sedimentação	Sorção	desnitrificação - nitrificação Absorção pela planta
Compostos de fósforo • Fósforo orgânico, PO_4^{-3}	Sedimentação	Precipitação Adsorção	Microrganismos Absorção pela planta

Fonte: adaptado de ITRC (2003).

Em *wetlands*, a produção de sólidos suspensos ocorre devido à morte de invertebrados, fragmentação de detritos de plantas, crescimento de microrganismos anexados ao leito e a superfície de plantas. Em *wetlands* de fluxo subsuperficial, os mecanismos de remoção dos sólidos suspensos incluem sedimentação, filtração, e adsorção sobre o biofilme aderido às pedras e as raízes. O entupimento do filtro formado pelo meio tem sido de grande preocupação, especialmente com efluentes com altas cargas de sólidos suspensos. (TONIATO, 2005)

Os *wetlands* construídos são relativamente efetivos na remoção de sólidos suspensos por conta da relativa baixa velocidade do fluxo e alta área superficial no leito do sistema (TONIATO, 2005). Segundo Akinbile *et al.* (2012), a concentração de sólidos suspensos reduz significativamente em leitos com baixo tempo de detenção hidráulica, mas quando o tempo de detenção hidráulica aumenta a diferença na concentração de sólidos suspensos totais no afluente e efluente tornam-se insignificantes devido à remobilização desses sólidos.

Os compostos orgânicos podem ser removidos por decomposição microbiana aeróbia e anaeróbia, absorção pelas plantas, volatilização, fotólise, hidrólise química, sorção e enterramento no solo (REDDY; D'ANGELO, 1997). A biodegradação de produtos orgânicos está principalmente associada com bactérias heterotróficas e certas bactérias autotróficas, fungos, incluindo basidiomicetos e leveduras, e protozoários específicos (DORDIO; CARVALHO, 2013). Em *wetlands* com fluxo horizontal e escoamento subsuperficial, a biodegradação pode ocorrer em condições aeróbias e anaeróbias, sedimentação e filtração da matéria orgânica particulada. Devido à contínua

saturação do leito de filtração prevalecem os processos de anoxia/anaeróbicas enquanto que os processos aeróbios são restritos a pequenas zonas adjacentes às raízes e rizomas (perda de oxigênio radial) e a fina camada superficial, onde a difusão do oxigênio da atmosfera pode ocorrer (VYMAZAL, 2014).

O nitrogênio é um nutriente essencial que pode ser removido por meio de absorção pelas plantas e pela transformação dos compostos de nitrogênio. O íon amônio e o nitrato absorvidos pelas plantas são armazenados na forma orgânica na vegetação dos *wetlands*. Os processos envolvidos na transformação do nitrogênio são amonificação, nitrificação, desnitrificação, fixação de nitrogênio e a assimilação de nitrogênio. Amonificação é a conversão microbiana de nitrogênio orgânico em amônia. A nitrificação consiste em dois passos em que há a conversão de nitrogênio amoniacal em nitrito pelas bactérias *Nitrosomonas* seguida pela oxidação de nitrito a nitrato pelas bactérias *Nitrobacter*. A remoção do nitrato ocorre pelo processo de desnitrificação biológica por *Bacillus*, *Enterobacter*, *Micrococcus*, *Pseudomonas*, e *Spirillum* que envolve a conversão de nitrato em gás nitrogênio, proporcionando, assim, a remoção completa de nitrogênio inorgânico por meio dos *wetlands* (ITRC, 2003).

Em *wetlands* com fluxo horizontal e escoamento subsuperficial, o nitrogênio é removido principalmente por nitrificação e desnitrificação. No entanto, a nitrificação é limitada pela ausência de oxigênio no leito de filtração devido a sua submersão contínua e, por conseguinte, são pouco eficazes na remoção de amônia. Por outro lado, condições anóxicas ou anaeróbicas são adequadas para a desnitrificação (VYMAZAL, 2014).

Os valores de pH têm impactos significativos sobre a remoção de nitrogênio em *wetlands* construídos. Valores de pH maiores que 8,5 (KADLEC; WALLACE, 2008) e menores que 5,8 podem inibir os processos de nitrificação (HENZE *et al.*, 1995 apud TANNER *et al.*, 2012). A volatilização da amônia é geralmente insignificante quando os valores de pH estão abaixo de 7,5-8. A faixa ideal de pH para o processo de amonificação é 6,5-8,5 (SAEED; SUN, 2012).

A remoção de fósforo em *wetlands* ocorre através de adsorção, absorção pelas plantas, complexação e precipitação (LAVROVA; KOUMANOVA, 2010). Em *wetlands* com fluxo horizontal e escoamento subsuperficial, o fósforo é removido por adsorção e precipitação. No entanto, os materiais de filtração normalmente utilizados tais como cascalho ou pedra britada não proporcionam elevada capacidade de sorção. A fim de melhorar a remoção de fósforo é necessário selecionar materiais com alta

capacidade de adsorção de fósforo, a qual depende das propriedades químicas e físicas. Tais materiais podem incluir minerais com hidróxidos ou grupos de óxidos de ferro e alumínio reativo sobre as suas superfícies, ou materiais calcários que podem promover a precipitação de Ca-fosfato (VYMAZAL, 2014).

1.5.2. Aplicação de *wetlands* construídos ao tratamento de lixiviados

Alguns autores relataram o uso de *wetlands* construídos para tratar lixiviados de aterros sanitários.

- Białowiec *et al.* (2014) apresentaram um exemplo da importância da evapotranspiração em *wetlands* construídos com fluxo vertical e escoamento de subsuperfície. Os autores compararam os diferentes métodos de cálculos de eficiência de tratamento e discutiram a influência da evapotranspiração nas eficiências de remoção. O método escolhido foi o uso de cana por sua alta capacidade de transpiração e por ser um método barato e eficaz. Em um período de dois anos, foi avaliado a eficácia de tratamento de lixiviados em dois tipos de sistemas de *wetlands* construídos com fluxo vertical e escoamento de subsuperfície: um com areia, e o segundo com uma combinação de duas camadas de lodo de esgoto e areia. O estudo utilizou dois métodos de cálculo da eficiência de remoção: o primeiro com base nas concentrações de DQO dos lixiviados afluente e efluente e o segundo com base na determinação do balanço de massa. Os resultados mostraram que a eficiência de remoção calculada como uma comparação entre a concentração inicial e final é significativamente menor, do que o esperado a partir do balanço de massa, especialmente, quando foram aplicadas maiores taxas de aplicação hidráulica.
- Chiemchaisri *et al.* (2009) investigaram a eficiência de remoção de compostos orgânicos e nitrogenados utilizando *wetland* construído de fluxo horizontal subsuperficial plantado com taboa (*Typha augustifolia*) para o tratamento de lixiviados de aterros novos e parcialmente estabilizados. As eficiências de remoção foram avaliadas em diferentes tempos de detenção hidráulica. Em relação à matéria orgânica, a eficiência de remoção para DQO foi de 94, 97 e 96%, com tempo de detenção hidráulica de 28, 10 e 5

dias respectivamente, para lixiviados de aterros novos. Essas eficiências de remoção foram substancialmente maiores quando comparadas as eficiências observadas para lixiviados parcialmente estabilizados (58, 42, 63%). Em relação à remoção de nitrogênio orgânico total, as eficiências de remoção de lixiviados de aterros novos e parcialmente estabilizados, foram de 46, 41 e 20% e 43, 36 e 8%, nos tempos de detenção hidráulica de 28, 10 e 5 respectivamente. De acordo com os autores, apesar da maior eficiência de remoção de nitrogênio orgânico total no tempo de detenção hidráulica de 28 dias nos lixiviados parcialmente estabilizados, foi observada a morte de algumas plantas no aflente do *wetland* o que causou entrada excessiva de amônia.

- Justin e Zupančič (2009) investigaram a combinação do pré-tratamento de lixiviados em *wetlands* construídos e sua posterior reutilização na irrigação da vegetação de uma parte fechada do aterro. Os resultados mostraram que o pré-tratamento dos lixiviados em *wetlands* construídos contribuiu para a redução de nutrientes. Embora o lixiviado pré-tratado ainda apresentasse altas concentrações de vários poluentes e nutrientes, a irrigação da cobertura vegetal (em média 400m³ por mês por hectare) não resultou em um acúmulo excessivo de sais, metais pesados, ou nutrientes, o que poderia afetar negativamente as propriedades do solo e o crescimento da vegetação. Além disso, por causa da entrada adicional de água e nutrientes presentes no lixiviado, o crescimento das plantas na área irrigada foi melhor em comparação com a vegetação circundante; isto indica que a cobertura vegetal no aterro contribuiu para uma remoção adicional do excesso de componentes e do volume de lixiviados provenientes do sistema.
- Nivala *et al.* (2007) compararam a eficiência de remoção de DQO e amônia de lixiviados tratados por um sistema *wetland* construído com e sem aeração. Os resultados mostraram que sem aeração suplementar, o desempenho do tratamento era inconsistente e muito pobre, muitas vezes resultando em remoção zero. Em relação à matéria orgânica, a eficiência de remoção de DQO sem aeração suplementar era intermitente e pobre (0 - 53%) mas

melhorou e tornou-se consistente quando o sistema foi aerado (35 - 60%). Segundo os autores, provavelmente uma parcela significativa de DQO no lixiviado continha produtos orgânicos que não eram prontamente biodegradável já que o aterro estava nos últimos estágios de geração de lixiviado. Como resultado, uma fração considerável de DQO fluiu com o lixiviado pelo *wetland* e saiu junto com o efluente de saída. Em relação ao amônia, a eficiência de remoção variou de 14% e 40% sem aeração e com a aeração a eficiência de remoção foi consistentemente alta (93 - 98%).

- Bulc (2006) desenvolveu um sistema piloto de *wetland* construído em um aterro sanitário antigo. O sistema consistia de três leitos interligados, dois de fluxo vertical e um de fluxo horizontal. A eficiência desse sistema foi avaliada em um período de sete anos por meio de parâmetros físico-químicos. Os resultados mostraram que a eficiência de remoção foi de 50% para DQO, 59% para DBO₅, 51% para amônia, negativa para nitrato, 53% para fósforo total, negativa para sulfatos, 49% para sulfetos, 35% para cloretos e 84% para ferro. Os resultados também mostraram que as concentrações médias de sólidos suspensos, DQO, DBO₅, nitrato, fósforo total, sulfatos, sulfetos, e ferro ficaram abaixo dos limites legais da República da Eslovênia após o tratamento. A relação entre nitrogênio e fósforo mostrou um nível limitado de fósforo para os processos biológicos. Além disso, os resultados mostraram que o sistema de *wetlands* construídos, como um sistema de tratamento terciário ou como um sistema independente, poderia ser uma alternativa de baixo custo para o tratamento de lixiviado de aterros antigos.
- Mannarino *et al.* (2006) desenvolveram experimentos com *wetlands* construídos no Aterro Metropolitano de Gramacho e no Aterro Sanitário de Pirai ambos no estado do Rio de Janeiro: Os resultados mostraram que, no Aterro Sanitário de Pirai, houve remoções, em termos de concentração de poluentes, de 41% de DQO e 51% de amônia. Os resultados obtidos no Aterro Metropolitano de Gramacho apresentam redução, em termos de carga de poluição, de 86% de DQO e 89% de amônia. Segundo os autores, os

sistemas implantados mostraram-se boas alternativas no tratamento de lixiviados, sobretudo em regiões de clima tropical, onde as elevadas temperaturas potencializam a evapotranspiração.

- Yalcuk e Ugurlu (2009) estudaram o tratamento de DQO, amônia e metais pesados presentes no lixiviado através da utilização de *wetlands* construídos e quantificaram o efeito do modo de alimentação. O estudo foi realizado em escala piloto de *wetlands* construídos subsuperficiais operados no modo vertical e horizontal. Os sistemas foram plantados com taboa (*Typha latifolia*) e operados com diferentes tempo de detenção hidráulica: 8 e 11 dias em dois *wetlands* verticais e 12,5 dias em um *wetland* horizontal. Os resultados mostraram melhor eficiência de remoção de amônia nos *wetlands* verticais (48,9% e 62,3%) quando comparados a eficiência no *wetland* horizontal (38,3%). Em contraste, o sistema horizontal foi mais eficaz na remoção de DQO (35,7) quando comparado aos sistemas verticais (30,6 e 24,3%).

1.6. Área de estudo

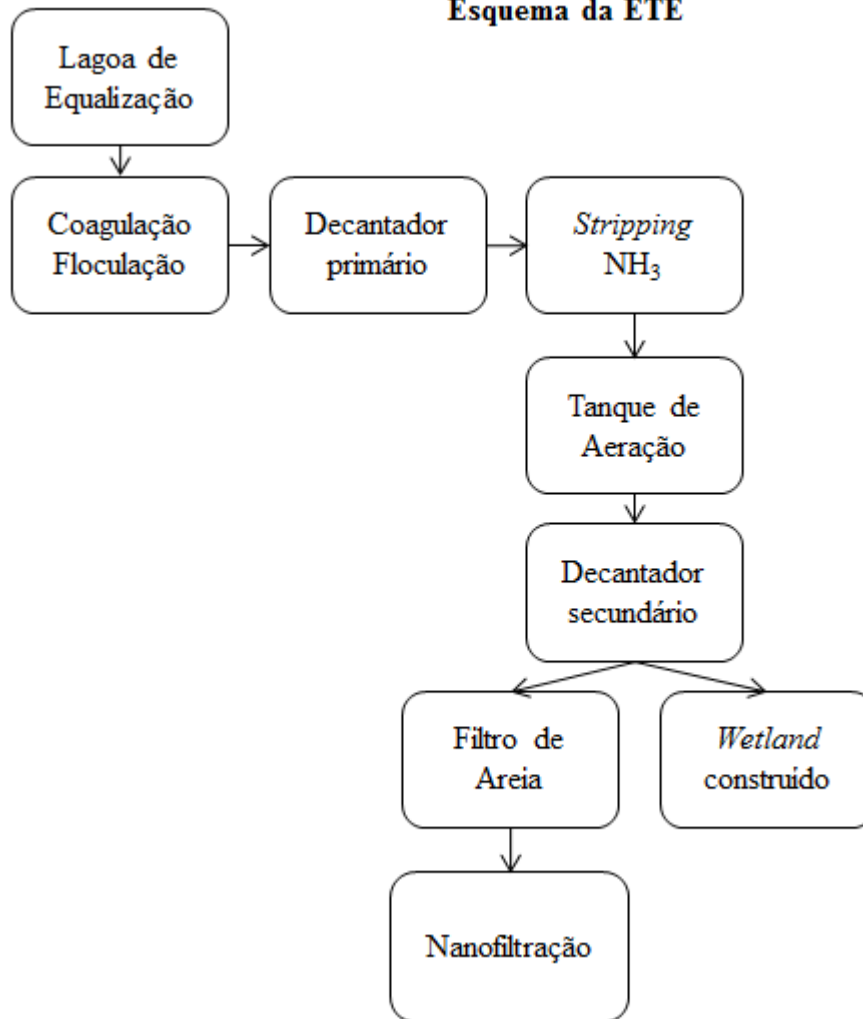
O experimento foi realizado em *wetland* construído como unidade de polimento de efluente de estação de tratamento de lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos na região metropolitana do Rio de Janeiro, encerrado em 2013, tendo operado por cerca de 30 anos. O fluxo da estação de tratamento está apresentado na Figura 5.

O tratamento do lixiviado se inicia com a coleta do mesmo através de um canal de drenagem periférico ao aterro, que o encaminha para uma lagoa de equalização. Esta tem função de reservatório para absorver as grandes variações de vazão do lixiviado ocasionadas pela precipitação pluviométrica na área do aterro. O lixiviado estocado na lagoa é bombeado para uma peneira mecânica que retira a espuma e remove os materiais sólidos grosseiros, e em seguida, alimenta o tanque de homogeneização. Após a equalização e homogeneização, o efluente é bombeado para um tanque de mistura no qual recebe o tratamento físico-químico, com a adição de suspensão de hidróxido de cálcio para coagulação da matéria orgânica, que auxilia na clarificação do lixiviado e arraste da amônia. Depois de coagulada, a mistura é sedimentada em três tanques em série, e segue para o decantador primário, onde ocorre a sedimentação do lodo não

retido nas etapas anteriores. Após a clarificação o efluente passa por um tanque para a retirada de amônia por arraste de ar (*stripping*). Depois disso, o pH é corrigido para a faixa inferior a 9, a fim de compatibiliza-lo com o tratamento biológico subsequente.

Após a correção do pH, o efluente é encaminhado para o tanque de aeração, onde ocorre o tratamento por via biológica aeróbia. O processo por lodos ativados reduz a quantidade de matéria orgânica presente no efluente, em presença de oxigênio e nutrientes. Em seguida o efluente vai para um decantador secundário, onde os flocos biológicos são separados da fase líquida. A fase líquida é encaminhada para a etapa terciária e o lodo retorna ao tanque de aeração. Durante o experimento, uma parte do efluente tratado pelo processo biológico era desviada para o sistema de tratamento por *wetland* construído experimental e o restante é bombeado através de uma série de filtros de areia para um tanque pulmão, de onde segue para o sistema de membranas de nanofiltração.

Figura 5 - Esquema da Estação de Tratamento de Efluentes do Aterro.

Esquema da ETE

2. METODOLOGIA

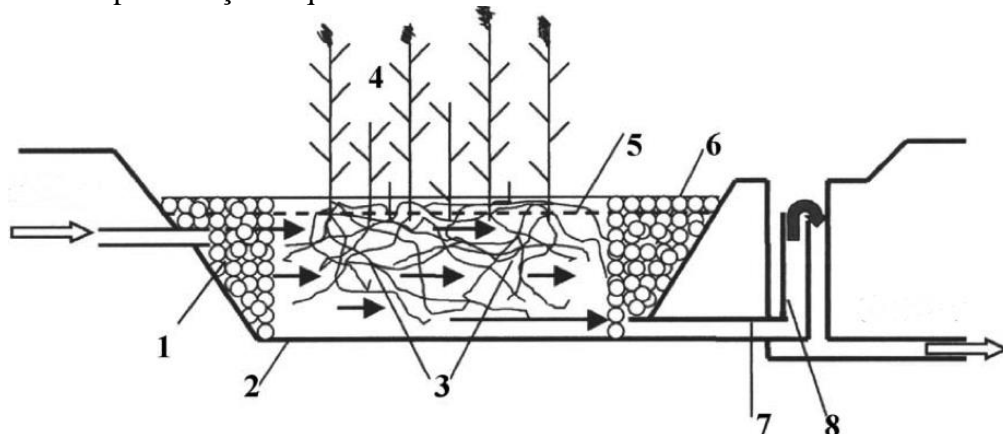
A metodologia do trabalho foi baseada na análise da eficiência na remoção de poluentes por meio de *wetland* construído em escala de campo empregado como unidade de polimento. O *wetland* com sistema de fluxo horizontal subsuperficial foi construído em um terreno próximo à Estação de Tratamento de Efluentes do Aterro. O *wetland* construído apresenta-se de forma retangular, com extensão de 30 m x 10 m, sendo a profundidade total de 1 m e 0,5 m para o leito. A vegetação utilizada no projeto foi taboa (*Typha latifolia*) originária do entorno do Aterro. O controle da vazão de entrada foi feito com um sistema de boia de captação que permitiu ter uma coluna d'água constante e, por consequência, uma vazão constante ($8 \text{ m}^3 \text{ dia}^{-1}$). O tempo de detenção hidráulica é de 8 dias. O leito é composto por três camadas, a primeira de argila com 0,15 m, a segunda de 0,25 m de brita 3 e a terceira com 0,10 m de material de compostagem. A Figura 6 apresenta o *wetland* construído para o experimento empregado como etapa de polimento.

Figura 6 - *Wetland* construído no Aterro.



A Figura 7 apresenta a representação esquemática de *wetland* construído com sistema de fluxo horizontal subsuperficial.

Figura 7 - Representação esquemática de *wetland* construído.



Fonte: VYMAZAL, 2005.

Os seguintes itens compõem o *wetland*, conforme numeração indicada na Figura 7:

- 1 - Área de distribuição: aproximadamente 0,50 m foi especificado o uso da brita 3.
- 2 - Geomembrana: PEAD de 2 mm de espessura.
- 3 - Meio de filtração: composto de mistura de solo argiloso, brita 1 e composto.
- 4 - Vegetação: As mudas de taboa foram obtidas na área de entorno do aterro, foram escolhidas plantas mais novas plantadas na proporção de oito mudas por m².
- 5 - Nível de líquido: alguns centímetros da superfície.
- 6 - Área de saída: foi especificado o uso de brita 3.
- 7 - Tubulação de coleta: a tubulação de coleta foi soldada à manta, no fundo do *wetland* e direcionada para o sistema de controle de nível.
- 8 - Sistema de controle do nível do *wetland*: foi projetado para controle de nível do *wetland* um sistema no qual a tubulação que fosse encaixada à tubulação de coleta com uma conexão tipo joelho de 90° que possibilitasse a regulagem do nível girando no eixo da tubulação de coleta.

2.1. Procedimento de coleta e preservação das amostras

Foram coletadas amostras de lixiviado afluyente e efluente do sistema de tratamento por *wetland*. O período de amostragem ocorreu de maio de 2013 a agosto de 2014.

As amostras coletadas para a realização dos testes de toxicidade, a caracterização físico-química e a determinação de parâmetros coletivos específicos

foram armazenadas em frascos de plástico e transferidas para o Laboratório de Engenharia Sanitária (LES-UERJ), onde foram preservadas em temperatura inferior a 4°C.

Na Tabela 6 é apresentado o período de coleta no *wetland* e o número amostral dos parâmetros pH, condutividade, turbidez, cor verdadeira, cor aparente, alcalinidade, cloreto, DQO, COD, nitrato, nitrito, amônia, sólidos totais, sólidos dissolvidos totais, sólidos suspensos totais, carboidratos, lipídios, proteínas, substâncias húmicas, fracionamento, biodegradabilidade aeróbia e DQO inerte.

Tabela 7- Período de coleta e número amostral de todos os parâmetros.

Parâmetros	Período de coleta	Afluente do <i>Wetland</i>	Efluente do <i>Wetland</i>
pH	Maio de 2013 a agosto de 2014	37	35
Condutividade		32	30
Turbidez		23	19
Cor verdadeira		25	22
Cor aparente		24	22
Alcalinidade		15	16
Cloreto		11	10
COD		28	28
Nitrato		38	38
Nitrito		33	33
Amônia		32	34
DQO		Maio de 2013 a setembro de 2014	81
Sólidos totais	Janeiro a agosto de 2014	14	16
Sólidos dissolvidos totais		14	16
Sólidos suspensos totais		15	16
Carboidratos	Maio de 2013 a agosto de 2014	23	23
Lipídeos		25	27
Proteínas		31	28
Substâncias húmicas		29	29
Fracionamento	Abril a agosto de 2014	5	5
Biodegradabilidade	Julho a agosto de 2014	2	2
DQO inerte		2	2

2.2. Parâmetros coletivos não específicos ou convencionas

Para a caracterização das amostras coletadas foram selecionados os parâmetros físico-químicos apresentados na Tabela 7 com as respectivas metodologias empregadas. As metodologias utilizadas para as análises foram realizadas em conformidade com as descritas em APHA (2012).

Tabela 8 - Parâmetros físico-químicos e suas respectivas metodologias descritas em APHA (2012).

Parâmetros	Métodos
pH	4500 - H ⁺ B
Carbono orgânico dissolvido (mg L ⁻¹)	5310 B
Condutividade (mS/cm)	2510 B
Alcalinidade (mg L ⁻¹)	2320 B
Série sólidos (mg L ⁻¹)	2540 B, 2540 C, 2540 D, 2540 E, 2540 F, 2540 G
DQO (mg O ₂ L ⁻¹)	5220 D
Fósforo Total (mg L ⁻¹)	4500 - P E
Nitrato (mg L ⁻¹)	4500 NO ₃ ⁻ - D
Nitrito (mg L ⁻¹)	4500-NO ₂ ⁻ - B
Amônia (mg NH ₃ L ⁻¹)	4500-NH ₃ D
Turbidez (NTU)	2130 B
Cor verdadeira e aparente (UC)	2120 D

Legenda: Série sólidos: Sólidos Totais, sólidos dissolvidos totais e sólidos suspensos totais.

2.3. Parâmetros coletivos específicos

2.3.1. Biodegradabilidade aeróbia

A biodegradabilidade aeróbia das amostras foi determinada pelo método de Zahn-Wellens (OECD, 1995) que consiste na determinação da biodegradabilidade inerente do efluente quando este é exposto a altas concentrações microbianas. Uma mistura contendo lixiviado, nutrientes minerais e uma quantidade de lodo ativado é agitada e aerada, mantendo-se o pH entre 6,5 e 8, a 20-25 °C na ausência de luz por 28 dias. Um controle, contendo apenas lodo ativado e nutrientes minerais, é processado em paralelo. A biodegradabilidade é avaliada em função da diminuição do teor de matéria

orgânica, por determinação do teor da DQO com periodicidade de aproximadamente dois dias. A porcentagem de biodegradação no tempo (t) é calculada com a equação abaixo. Essa porcentagem plotada contra o tempo permite determinar a curva de biodegradação.

$$D_t = \left[1 - \frac{C_t - C_B}{C_A - C_{BA}} \right] \times 100,$$

Na qual:

D_t = degradação percentual no tempo t;

C_A = concentração (em mg L^{-1}) de DQO do teste com efluente após $3\text{h} \pm 30\text{min}$ de incubação;

C_t = concentração (em mg L^{-1}) de DQO do teste com efluente no tempo t;

C_{BA} = concentração (em mg L^{-1}) de DQO do branco após $3\text{h} \pm 30\text{min}$ de incubação e;

C_B = concentração (em mg L^{-1}) de DQO do branco no tempo t.

Para a preparação dos reatores aeróbios (Figura 8), foi utilizado lodo ativado proveniente do tanque de aeração da ETE do Aterro. No laboratório, o lodo biológico permaneceu em repouso; o sobrenadante foi retirado e o decantado foi centrifugado. Após a centrifugação, foi determinado o SVT da biomassa para o cálculo da quantidade de lodo biológico a ser adicionada nos reatores.

Antes do início da preparação dos reatores, foi necessário conhecer os valores de DQO das amostras a serem testadas. Foi adicionado em erlenmeyers de 2L, 500 mL de meio mineral e uma quantidade apropriada de amostra e lodo ativado que atinjissem, respectivamente, valores finais entre 100 a 1000 mg L^{-1} de DQO e 0,2-1,0 g L^{-1} de SVT. Nesses experimentos utilizou-se um valor de DQO próximo a 1000 mg L^{-1} e uma concentração de SVT do lodo ativado de 1 g.L^{-1} .

A primeira coleta de amostra foi realizada a 3 horas e 30 minutos após a adição da amostra no reator, para avaliar a interferência da adsorção no lodo ativado. Depois, foi retirado de cada reator, com periodicidade de aproximadamente dois dias, uma amostra para a determinação de DQO. Os reatores foram operados até a atividade biológica se apresentar constante.

Figura 8 - Reatores biológicos e aeradores utilizados nos ensaios de biodegradabilidade aeróbica.



O meio mineral foi preparado com as soluções descritas na Tabela 8.

Tabela 9 - Soluções utilizadas no teste de biodegradabilidade.

Solução (a)	Hidrogenofosfato de potássio – 8,5g Fosfato de potássio dibásico – 21,75g Fosfato de sódio dibásico dihidratado – 33,4g Cloreto de amônio– 0,5g
Solução (b)	Cloreto de cálcio anidro - 27,5g
Solução (c)	Sulfato de magnésio heptahidratado – 22,5g
Solução (d)	Cloreto de ferro (III) hexahidratado – 0,25g

Cada solução foi dissolvida em água deionizada até completar o volume de 1 L em balão volumétrico. O meio mineral foi obtido adicionando-se 10 mL da solução (a) e 1 mL das soluções (b), (c) e (d) a 800mL de água destilada e deionizada e completando-se o volume para 1 L.

2.3.2. Carboidratos

As análises de carboidratos foram realizadas de acordo com o método de Dubois (1956). A adição dos reagentes, fenol e ácido sulfúrico, a amostras que contenham carboidrato resulta em coloração laranja. A absorção foi lida a 488nm em espectrofotômetro HACH DR2800. A concentração de carboidratos presentes nas amostras foi determinada através de uma curva padrão previamente construída para glicose (0, 10, 25, 50, 75, 100, 250, 500, 750, 1000 mg L⁻¹).

Todo o procedimento foi realizado em triplicata em capela de exaustão. Adicionou-se 0,5 mL da amostra e 0,5 mL da solução de Fenol 5% m/V a um tubo de ensaio. Adicionou-se 2,5 mL de ácido sulfúrico concentrado diretamente à superfície do líquido contido no tubo. Homogeneizou-se bem.

Os tubos permaneceram em repouso por 10 minutos à temperatura ambiente. Após esse período, as amostras nos tubos foram novamente homogeneizadas e os tubos foram deixados em banho-maria à temperatura de 25 a 30°C por 15 minutos. Homogeneizaram-se vigorosamente os tubos e deixou-se novamente em repouso à temperatura ambiente por mais 30 minutos. Realizou-se a leitura das absorvâncias no espectrofotômetro.

2.3.3. DQO inerte

A DQO inerte das amostras foi determinada pelo método de Germili *et al.* (1991) que consiste no monitoramento de dois reatores de 2L em paralelo, sendo um alimentado com lixiviado com concentração de DQO conhecida e outro alimentado com solução de glicose de concentração equivalente. Os reatores sob condições aeróbias foram alimentados com 100 mg L⁻¹ de inóculo (lodo ativado proveniente da ETE do aterro) e 100 mL de solução de nutrientes e aerados com compressores de ar (bombas de aquário).

Ambos os reatores permaneceram sob abrigo da luz, temperatura entre 20-25°C e foram monitorados através do pH e DQO com periodicidade de aproximadamente dois dias até que a atividade biológica fosse encerrada. O pH foi checado em todos os dias de coletas de amostras e mantido entre 6,5 e 8,0 utilizando soluções de NaOH (40g L⁻¹) e H₂SO₄ (50g L⁻¹).

O valor da fração de DQO inerte é obtida pela diferença entre o valor da DQO final do reator alimentado com lixiviado e o valor da DQO final do reator alimentado com solução de glicose.

Para a realização do ensaio, foram preparadas duas soluções para compor o meio mineral que alimentaram os reatores. Os reagentes que compõem cada uma das soluções e suas respectivas quantidades estão descritos na Tabela 9.

Tabela 10 - Soluções utilizadas no teste de DQO inerte.

Solução concentrada de macronutrientes	Hidrogenofosfato de potássio – 1,5g Fosfato de potássio dibásico – 6,5g Cloreto de amônio – 5,0g Sulfeto de sódio nonohidratado – 0,5g Cloreto de cálcio anidro – 1,0g Cloreto de magnésio -1,0g
Solução concentrada de micronutrientes	Cloreto de ferro (III) – 2,0g Cloreto de zinco – 0,05g Cloreto de cobre dihidratado – 0,03g Cloreto de manganês tetrahidratado – 0,5g Molibdato de amônio tetrahidratado – 0,05g Cloreto de níquel hexahidratado – 0,05g Cloreto de alumínio – 0,05g Cloreto de cálcio hexahidratado – 2,0g Ácido bórico – 0,01g Ácido clorídrico concentrado – 1mL

Cada solução foi dissolvida em água deionizada até completar o volume de 1 L em balão volumétrico. O preparo da solução de nutrientes foi feito adicionando 2 mL da solução de micronutrientes, 200mL da solução de macronutrientes e água deionizada para completar o volume de um balão volumétrico de 1L.

2.3.4. Fracionamento por processos de separação por membranas

O fracionamento das amostras foi realizado no Laboratório de Tratamento de Águas e Reúso de Efluentes (LabTare) localizado na Escola de Química da UFRJ.

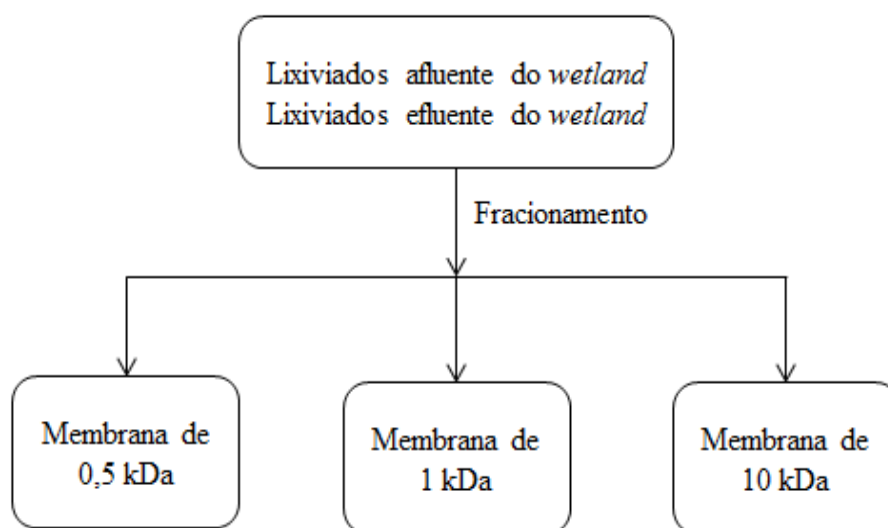
Para avaliar as faixas de massa molar das amostras foi utilizado um módulo de membrana em batelada adquirida da empresa PAM Membranas Seletivas Ltda., conforme mostra a Figura 9. O equipamento operou durante todo o fracionamento com pressão de 10 bar e foi utilizado o gás nitrogênio (N₂) para regular a pressão no módulo de filtração. Uma placa agitadora foi utilizada para a homogeneização da amostra no interior da câmara de filtração para diminuir as incrustações. A permeação foi realizada empregando membranas com massa molar de corte 0,5, 1 e 10 kDa.

Figura 9 - Foto do equipamento de filtração por membranas utilizadas no fracionamento.



Primeiramente as membranas foram lavadas com água destilada e após filtrar aproximadamente 1L de água destilada o equipamento foi alimentado com as amostras previamente filtradas em um filtro de fibra de vidro AP40. A permeação é realizada individualmente para os diversos cortes de membrana. A metodologia de fracionamento utilizada foi a proposta por Wang *et al.* (2006). A Figura 10 apresenta a metodologia utilizada para este ensaio.

Figura 10 - Fluxograma de metodologia de fracionamento com membranas.



Fonte: adaptado de Wang *et al.*, 2006.

Após o fracionamento dos lixiviados afluente e efluente do *wetland*, foram analisados os seguintes parâmetros para cada fração obtida: DQO, COD, carboidratos, lipídeos, substâncias húmicas e proteínas. Os valores de cada faixa de massa molar são obtidos por balanço de massa. Os volumes de entrada e saída dos lixiviados afluente e efluente do *wetland* utilizados no processo de fracionamento de moléculas para cada filtragem com membranas estão apresentados no Apêndice H.

2.3.5. Lipídios

As análises de lipídeos foram realizadas empregando o método da sulfofosfovanilina (POSTMA; STROES, 1968). O método consiste na adição de ácido sulfúrico concentrado, ácido fosfórico concentrado e solução de vanilina, os quais na presença de lipídeos resultam em uma cor rosa. A absorbância foi lida em 537 nm em espectrofotômetro HACH DR2800. A concentração de lipídeos presentes nas amostras foi determinada através de uma curva padrão previamente contruída para óleo de soja Soya.

Para as amostras foi necessário um volume de 2,0 mL de amostra que foram transferidas para um tubo de ensaio. Os tubos permaneceram na estufa modelo 219 e marca Fabbe-primar a 100 °C até a secagem da amostra. Em cada tubo com as amostras secas, adicionou-se 0,1 mL de água destilada e 2,0 mL de ácido sulfúrico concentrado. Os tubos foram aquecidos por 10 minutos em banho-maria à 100°C.

Um branco foi preparado utilizando-se 0,1 mL de água destilada e 2,0 mL de ácido sulfúrico concentrado. Pipetou-se 0,1 mL da solução formada e transferiu-se para um novo tubo de ensaio. Adicionou-se nos tubos 2,0 mL de ácido fosfórico e 0,5 mL de solução de vanilina. Os tubos foram agitados e deixados em repouso por 15 minutos em banho-maria à 37°C.

2.3.6. Proteínas

Para a determinação de proteínas presentes nas amostras, foi empregado o método de Lowry *et al.* (1951). O princípio do método baseia-se numa mistura contendo molibdato, tungstato e ácido fosfórico (reagente Folin-Ciocalteau), que sofre uma redução ao reagir com as proteínas, em meio alcalino e na presença do catalisador cobre

(II), produzindo um composto azul escuro, com absorvância máxima no comprimento de onda de 750 nm.

A concentração de proteínas nas amostras foi determinada através de uma curva padrão previamente construída para proteína de soro de albumina bovina (BSA), variando-se a concentração da BSA em 0, 10, 25, 50, 75, 100, 250, 500, 750 e 1000 mg L⁻¹.

Para a realização do teste, foram preparadas cinco soluções como descrito na Tabela 10.

Tabela 11 - Preparo de soluções para análise do teor de proteínas no lixiviado.

Solução A	Pesar 20 g de carbonato de sódio e 4g de hidróxido de sódio. Transferir para um béquer de 100 mL. Solubilizar com água destilada ou deionizada e transferir para balão volumétrico de 1000 mL. Completar o volume e homogeneizar a solução.
Solução B	Pesar 2 g de sulfato de cobre pentahidratado. Transferir para béquer de 100 mL. Solubilizar com água destilada ou deionizada e transferir para balão volumétrico de 100 mL. Completar o volume e homogeneizar a solução.
Solução C	Pesar 2 g de tartarato de sódio e potássio. Transferir para béquer de 100 mL. Solubilizar com água destilada ou deionizada e transferir para balão volumétrico de 100 mL de água. Completar o volume e homogeneizar a solução.
Solução “D com cobre”	Medir, com uso de micropipeta automática, 1 mL da solução B e 1 mL da solução C. Transferir diretamente para um balão volumétrico de 100 mL. Completar o volume com 98 mL da solução A e homogeneizar.
Solução Folin 1N	Diluir o reagente Folin-ciocalteau na proporção 1:2 com água deionizada

Para a determinação do teor de proteínas foi adicionado 0,5 mL de amostra e 5 mL de solução “D com cobre” em um tubo de ensaio. Após a homogeneização do meio, os tubos permaneceram em repouso por 10 minutos. Acrescentou-se 0,5 ml da solução de Folin, os tubos foram homogeneizados e em seguida deixados em repouso por 30

minutos. A leitura das absorvâncias foi realizada no espectrofotômetro HACH DR2800 no comprimento de onda de 550 nm.

2.3.7. Substâncias Húmicas

Para a determinação do teor de substâncias húmicas no lixiviado, foi utilizado o método de Lowry modificado, pelo qual a concentração de substâncias húmicas em função da absorvância foi determinada através da construção das curvas padrão para a proteína BSA e substâncias húmicas, variando-se a concentração de proteína (BSA) em 0, 20, 40, 70, 100 e 120 mg L⁻¹ e empregando padrões previamente preparados de ácido húmico comercial 0, 17, 52 e 101 mg L⁻¹ como água de diluição. Posteriormente, foram realizadas as leituras de absorvâncias de cada padrão preparado, com e sem a adição de CuSO₄ e a partir de então, foram confeccionadas duas curvas de calibração para o BSA e os ácidos húmicos, nos comprimentos de onda de 550 nm e de 750 nm.

Para a determinação do teor de substâncias húmicas nas amostras de lixiviado, foi necessário diluir a amostra de lixiviado 10 vezes. Todo o processo foi realizado em duplicata e à temperatura ambiente. Foram adicionados 5 mL de solução “D com cobre” em cada tubo de ensaio para os ensaios com cobre e 5 mL de solução “D sem cobre” em cada tubo de ensaio para os ensaios comparativos sem cobre. Todos os tubos foram homogeneizados e permaneceram em repouso por 10 minutos. Após esse período, acrescentou-se 0,5 ml da solução de Folin e novamente os tubos foram homogeneizados e deixados em repouso por 30 minutos. Em seguida, realizou-se a leitura das absorvâncias no espectrofotômetro marca Hach e modelo DR 2800 nos comprimentos de onda 550 nm e 750 nm. Foi determinada a absorvância dissociada de substâncias húmicas para o comprimento de onda $\lambda = 550$ nm e $\lambda = 750$ nm, com base nas curvas de calibração construídas.

A escolha da curva de calibração a ser utilizada, dependeu exclusivamente da concentração de substâncias húmicas no lixiviado estudado. Para valores maiores que 25 mg L⁻¹, foi adotada a absorvância no comprimento de onda 550 nm, já nos casos em que a concentração de substâncias húmicas foi menor que 25 mg L⁻¹, deveria ser adotado o comprimento de onda 750 nm.

2.4. Toxicidade

Foram realizados ensaios ecotoxicológicos com três organismos de níveis tróficos diferentes: o peixe *Danio rerio*, o microcrustáceo *Daphnia similis* e a bactéria luminescente *Aliivibrio fischeri*. A Tabela 11 apresenta as metodologias utilizadas na realização de ensaios ecotoxicológicos.

Tabela 12 - Metodologias utilizadas na realização de ensaios ecotoxicológicos padronizadas pela Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT).

Código	Título	Espécie
ABNT NBR 15088:2011	Ecotoxicologia aquática - Toxicidade aguda - Método de ensaio com peixes	<i>Danio rerio</i>
ABNT NBR 15411:2012	Ecotoxicologia aquática — Determinação do efeito inibitório de amostras aquosas sobre a emissão da bioluminescência de <i>Vibrio fischeri</i> (ensaio de bactéria luminescente)	<i>Aliivibrio fischeri</i>
ABNT NBR 12713:2009	Ecotoxicologia aquática - Toxicidade aguda - Método de ensaio com <i>Daphnia</i> spp (Crustacea, Cladocera)	<i>Daphnia similis</i>

2.4.1. Ensaio de toxicidade aguda com *Aliivibrio fischeri*

Para a realização dos ensaios com *Aliivibrio fischeri* foi utilizada a Norma Técnica NBR 15411 (ABNT, 2012).

Foi determinada a taxa de inibição metabólica de bactérias marinhas liofilizadas (cepa padronizada NRRL B11177) a diferentes diluições de uma amostra durante determinado período. Uma vez que a cadeia respiratória dessa bactéria está ligada à emissão de bioluminescência, a produção de luz é diretamente proporcional à atividade metabólica desses organismos e qualquer inibição da atividade enzimática, que pode se dar pela ação tóxica de contaminantes, causa decréscimo da bioluminescência (REIS, 2014).

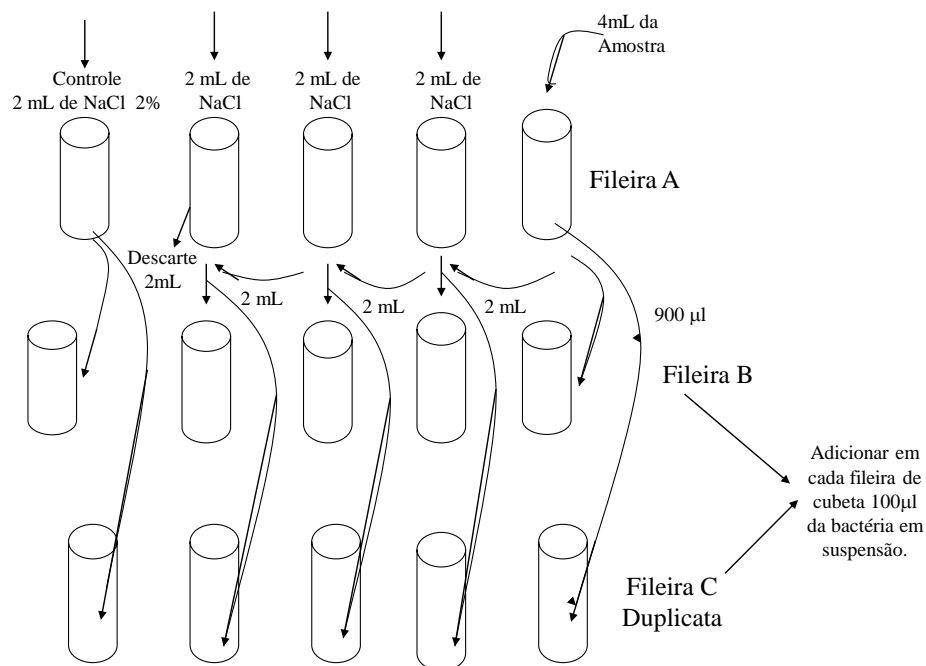
O teste de toxicidade com *A. fischeri* foi realizado no equipamento Microtox[®], marca SDI, modelo 500 Analyser que possui um luminômetro que quantifica a emissão de bioluminescência e possui um controle de temperatura, no qual os poços com as diluições ficam a 15° C e um compartimento separado para reconstituição da bactéria a 3-5° C. Esse equipamento é acompanhado de um software (MICROTOX OMNI 4.1)

que orienta a realização dos testes, recebe resultados em tempo real e calcula a resposta, que é dada pela CE50 (%) (concentração que a bioluminescência é diminuída 50% em relação ao controle). Para determinar o efeito tóxico da amostra, o software faz a comparação com a amostra-controle em função da luz emitida, que será menor quanto maior for a toxicidade da amostra. Logo, a toxicidade relativa da amostra é expressa como a porcentagem de inibição comparada ao controle (STOLTE *et al.*, 2012). Os resultados de toxicidade também foram expressos em valores de FT que, para *Aliivibrio fischeri*, é a primeira diluição onde a porcentagem de inibição da luminescência é inferior a 20%.

No teste, mediu-se primeiramente a leitura da luminescência das bactérias no tempo zero sem a presença da amostra. Após essa primeira leitura, a amostra bruta e as suas diluições foram transferidas para as cubetas onde houve a leitura na presença das bactérias no período de 5, 15 e 30 minutos antes e depois da exposição da bactéria à amostra, havendo uma redução da luz emitida entre a 1^o e a 2^o leitura.

A Figura 11 apresenta um esquema da diluição em série utilizada para as amostras no ensaio com a bactéria *Aliivibrio fischeri*.

Figura 11 - Esquema da realização das diluições seriadas nos ensaios com *Aliivibrio fischeri*.



2.4.2. Ensaio de toxicidade aguda com *Daphnia similis*

As condições do ensaio com *Daphnia similis* foram baseadas no método estabelecido pela norma técnica ABNT NBR 12713 (2009).

Os organismos foram cultivados em incubadora com controle de temperatura ($20 \pm 2^\circ\text{C}$) e luminosidade de aproximadamente 500 lux com fotoperíodo de 16 horas de luz e 8 horas de escuro. Os organismos foram mantidos em béqueres de 2L contendo água de diluição com os ajustes necessários de pH, condutividade, oxigênio dissolvido e dureza. Os organismos foram retirados dos frascos de cultivo 6 horas antes da exposição dos organismos às amostras. Durante o ensaio, dois béqueres 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.

O ensaio com *Daphnia similis* permitiu determinar a toxicidade aguda através da concentração das amostras que causou ou não imobilidade ou incapacidade natatória a 50% (CE 50) dos organismos jovens de 6 até 24 horas de idade, expostos por um período de 48 horas. Também foi determinado o FT para *Daphnia similis*. O FT é o menor valor de diluição da amostra na qual se observa imobilidade inferior ou igual a 10% dos organismos.

Para realização do ensaio, as amostras foram submetidas a diferentes diluições e para cada diluição foram adicionados um total de 20 indivíduos jovens inclusive para o controle, distribuídos em número de cinco organismos em cada uma das quatro réplicas. Após um período de 48 horas mantidos em incubadora a uma temperatura de $20 \pm 2^\circ\text{C}$, sem alimentação e em fase escura, foram observados e registrados o número de organismos imóveis nas réplicas de cada concentração. Para controle de qualidade do cultivo foram realizadas leituras iniciais e finais do ensaio os quais foram obtidos os valores de pH, oxigênio dissolvido, condutividade e dureza de cada concentração da amostra.

2.4.3. Ensaio de toxicidade aguda com *Danio rerio*

O ensaio com peixes *Danio rerio* foi realizado segundo metodologia descrita na norma NBR 15088 (ABNT, 2011). Esse método consiste em colocar indivíduos jovens

da espécie *Danio rerio* expostos a diferentes concentrações de amostras líquidas, sem que ocorra a renovação das soluções, por um período contínuo de 48 horas, sob condições controladas de temperatura, oxigênio dissolvido e fotoexposição.

Antes da realização dos ensaios de ecotoxicidade, os organismos passaram por um período de sete dias de aclimação e aprovação do lote comprado em água preparada, com parâmetros ajustados de pH, oxigênio dissolvido, condutividade e dureza, com todas as condições ideais para sobrevivência. Assim, era observada a presença ou não de mortalidade nesse período a fim de descarte ou uso do novo lote de peixes.

Após a aprovação do lote, foram colocados 10 peixes, com média de tamanho 2 cm, no controle e em béqueres com diferentes concentrações obtidas através da diluição da amostra com água reconstituída completando um volume total de 1000 mL em béqueres de 4000 mL. As diluições das amostras utilizadas no teste foram: 100%, 50%, 25%, 12,5%, 6,25% e 3,125%. O teste foi mantido em temperatura ambiente (23°C a 27°C) por 48 horas, em fotoperíodo de 16 horas de luz e 8 horas de escuro e os parâmetros pH, oxigênio dissolvido e condutividade foram medidos em 0, 24 e 48 horas. Os peixes não foram alimentados durante o teste.

Para o *Danio rerio*, os resultados de toxicidade foram expressos em valores de CL50 (%), que é a concentração letal a 50% dos organismos, e também foram expressos através da UT (Unidade de Toxicidade). A UT é calculada como 100 vezes o inverso da porcentagem de diluição da amostra que possa causar danos inferior ou igual a 10% dos organismos, por exemplo, no caso do peixe *Danio rerio* a UT seria a diluição que causa a letalidade a 10% dos organismos.

2.5. Metais

A análise de metais das amostras de lixiviado, solo e raiz foi realizada pela empresa CAF Química. Foram selecionados os seguintes metais: Cádmio total, Chumbo total, Cobre, Cromo total, Ferro, Manganês, Níquel e Zinco. As metodologias utilizadas para as análises foram realizadas em conformidade com as descritas em APHA (2012), método 3030E.

2.6. Análise estatística

Os resultados obtidos nas análises das amostras de lixiviado durante o período de monitoramento do *wetland* passaram por análise estatística utilizando o software Minitab 16.

A primeira etapa da análise estatística constituiu da identificação e eliminação dos *outliers*. O método de identificação utilizado foi o boxplot.

A segunda etapa consistiu da análise descritiva (mediana, média, desvio padrão, mínimo e máximo) e teste de normalidade Ryan-Joiner (similar ao Shapiro-Wilk) utilizando nível de significância de 5% ($\alpha = 0,05$) para verificar o comportamento simétrico ou assimétrico dos dados. Dependendo do comportamento dos dados, optou-se por testes paramétricos ou não paramétricos.

Na terceira etapa, avaliou-se a eficiência do tratamento, comparando os resultados encontrados para os todos os parâmetros do afluente e efluente do *wetland*. Para isso, utilizou-se o teste de T de Student (paramétrico) ou teste U de Mann-Whitney (não paramétrico), ambos utilizando nível de significância de 5%.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1. Aspectos gerais do *wetland* construído

O desenvolvimento das plantas no *wetland* construído sofreu alteração, durante o período de monitoramento de maio de 2013 a setembro de 2014. As taboas plantadas no *wetland* em escala de campo apresentaram uma boa adaptação e crescimento no período de maio a dezembro de 2013, conforme apresentadas na Figura 12. A partir de janeiro de 2014, as plantas começaram a apresentar problemas de crescimento e morreram ao final do experimento, conforme apresentadas na Figura 13.

Figura 12 - Foto do *wetland* construído em maio de 2013.



Figura 13 - Foto do *wetland* construído em abril de 2014.



As Figuras 14 e 15 apresentam respectivamente as concentrações de DQO e amônia dos afluentes e efluentes do *wetland* construído ao longo de todo o período de monitoramento. As concentrações de DQO no afluente do *wetland* construído variaram de 745 a 2050 mg O₂ L⁻¹, enquanto que as concentrações no efluente do *wetland* variaram 480 a 1728 mg O₂ L⁻¹. As concentrações de amônia no afluente do *wetland* construído oscilaram entre 210 e 582 mg NH₃ L⁻¹, enquanto que as concentrações no efluente do *wetland* oscilaram entre 19,2 e 376 mg NH₃ L⁻¹.

Figura 14 - Concentrações de DQO dos afluentes e efluentes do *wetland* construído durante o período de monitoramento.

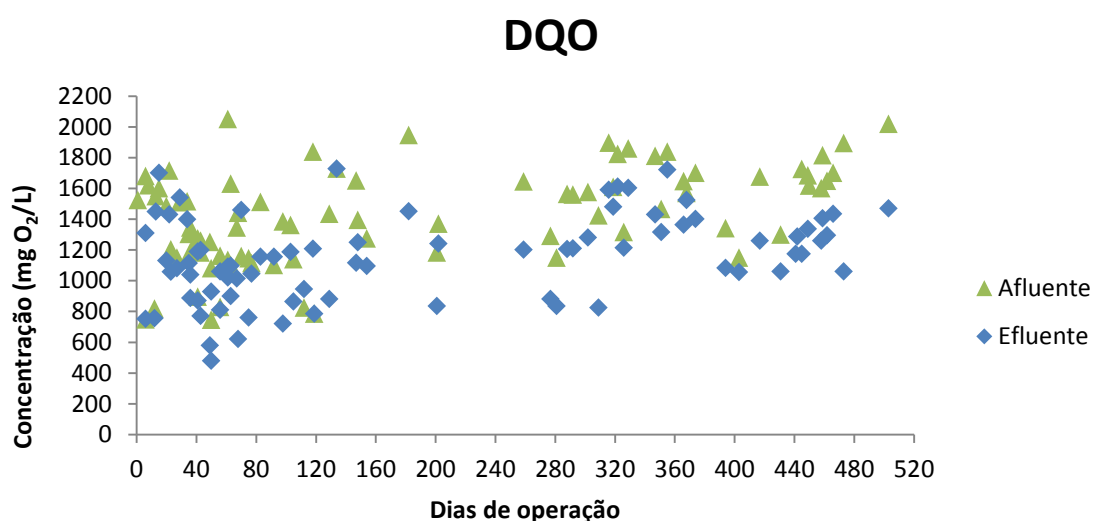
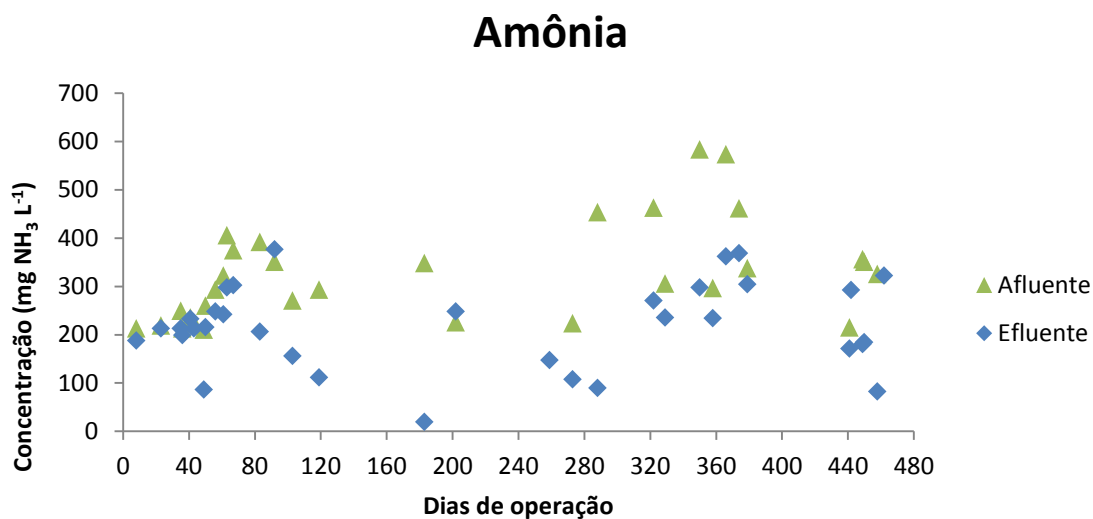


Figura 15 - Concentrações de amônia dos lixiviados afluentes e efluentes do *wetland* construído durante o período de monitoramento.



Durante o período de monitoramento, o comportamento do *wetland* apresentou alterações quando comparados os anos de 2013 e 2014. O verão de 2014 foi atípico, com o menor índice pluviométrico dos últimos dez anos. Tal ocorrência provocou um grande ressecamento das taboas (inclusive nas taboas do *wetland* natural na área do entorno do aterro), entre os meses de janeiro e abril de 2014. Além disso, a estação de tratamento biológico por lodos ativados do aterro apresentou problemas operacionais durante o período da pesquisa gerando um efluente (que é o afluente de entrada do *wetland*) com concentrações elevadas de DQO e amônia.

As Figuras 16 e 17 apresentam os gráficos boxplot das concentrações de DQO e amônia respectivamente, a mediana e os resultados (valores de p) dos testes de Mann-Whitney dos afluentes dos anos de 2013 e 2014 do *wetland* construído para os parâmetros DQO e amônia, respectivamente.

Figura 16 - Boxplot das concentrações de DQO dos lixiviados afluentes do *wetland* construído.

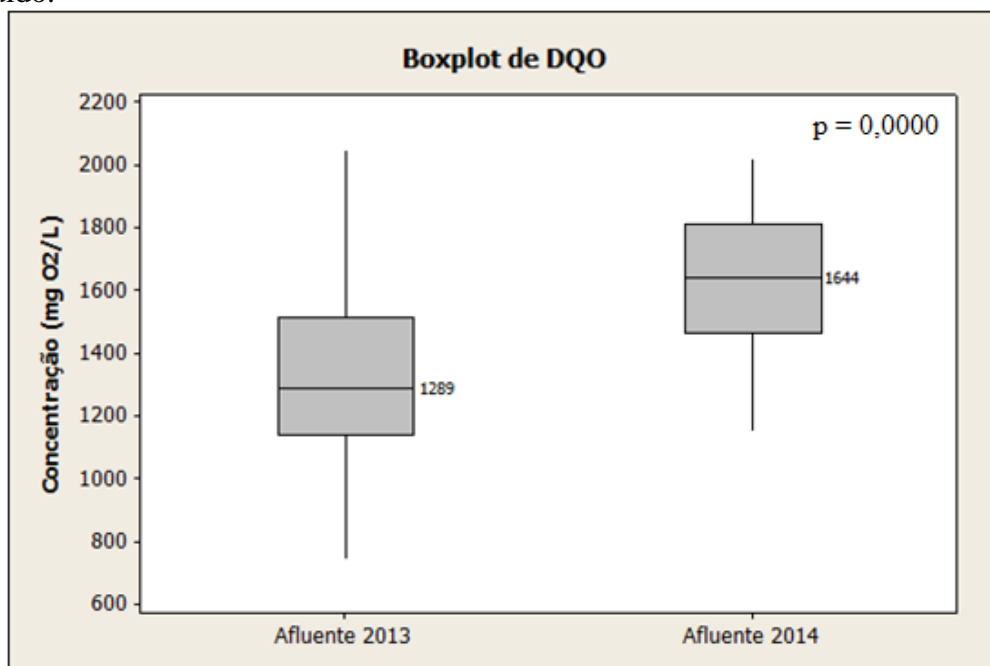
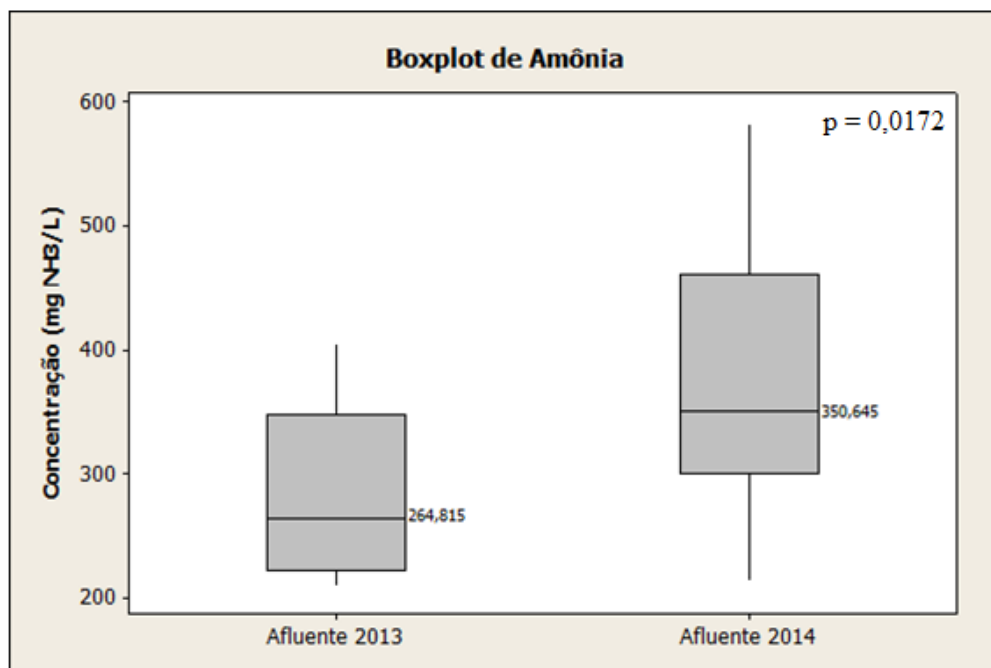


Figura 17 - Boxplot das concentrações de amônia dos lixiviados afluentes do wetland construído.



De acordo com o teste estatístico de Mann-Whitney, o lixiviado afluente no período de monitoramento de 2013 e o lixiviado afluente no período de monitoramento de 2014 se diferenciam nos parâmetros DQO ($p = 0,0000$) e amônia ($p = 0,0172$). Observa-se que houve um aumento de 27,5% na concentração de DQO no período de 2014 em relação ao período de 2013. O mesmo ocorreu para o parâmetro amônia, com um aumento de 32,4%.

Segundo Clarke e Baldwin (2002), as plantas dos *wetlands* construídos podem ser afetadas adversamente pelas altas concentrações de amônia do efluente o que pode limitar a eficiência do sistema. Os resultados desse estudo mostraram que as espécies afetadas apresentaram respostas semelhantes de inibição ao aumento da concentração de amônia, mas importantes diferenças foram observadas entre as espécies. Os autores investigaram os efeitos da amônia (0, 50, 100, 200 and 400 mg L⁻¹) em cinco espécies de plantas utilizadas em *wetlands* construídos. Os resultados mostraram que a concentração de 200 mg L⁻¹ de amônia inibiu o crescimento de *Juncus effusus*, *Sagittaria latifolia* e *Typha latifolia* e a concentração de 100 mg L⁻¹ inibiu o crescimento de *S. tabernaemontani*. O crescimento para *T. angustifolia* não foi significativamente afetado pela concentração de amônia o que pode ser devido à elevada tolerância de amônia desta espécie.

A espécie utilizada neste estudo foi *Typha latifolia* encontrada na área de entorno do aterro. É possível que a morte das plantas esteja associada ao aumento das concentrações de amônia no afluente do *wetland* no ano de 2014. As Figuras 18, 19 e 20 mostram as plantas mais amareladas com menor crescimento na zona afluente quando comparadas a zona efluente do *wetland*, a zona de entrada com plantas amareladas e a zona de saída com as plantas mais verdes e com maior crescimento, respectivamente.

Figura 18 - Foto do *wetland* construído em janeiro de 2014.



Figura 19 - Foto da zona afluente do *wetland* construído em janeiro de 2014.



Figura 20 - Foto da zona efluente do *wetland* construído em janeiro de 2014.



3.2. Parâmetros coletivos não específicos

O monitoramento dos parâmetros coletivos não específicos dos lixiviados foi realizado através de análises laboratoriais de amostras coletadas no efluente do tratamento por lodos ativados que corresponde ao afluente do *wetland* e no efluente do *wetland*. Os Apêndices A, B, C e D apresentam as concentrações dos parâmetros analisados nas amostras de lixiviado coletadas entre maio de 2013 e setembro de 2014.

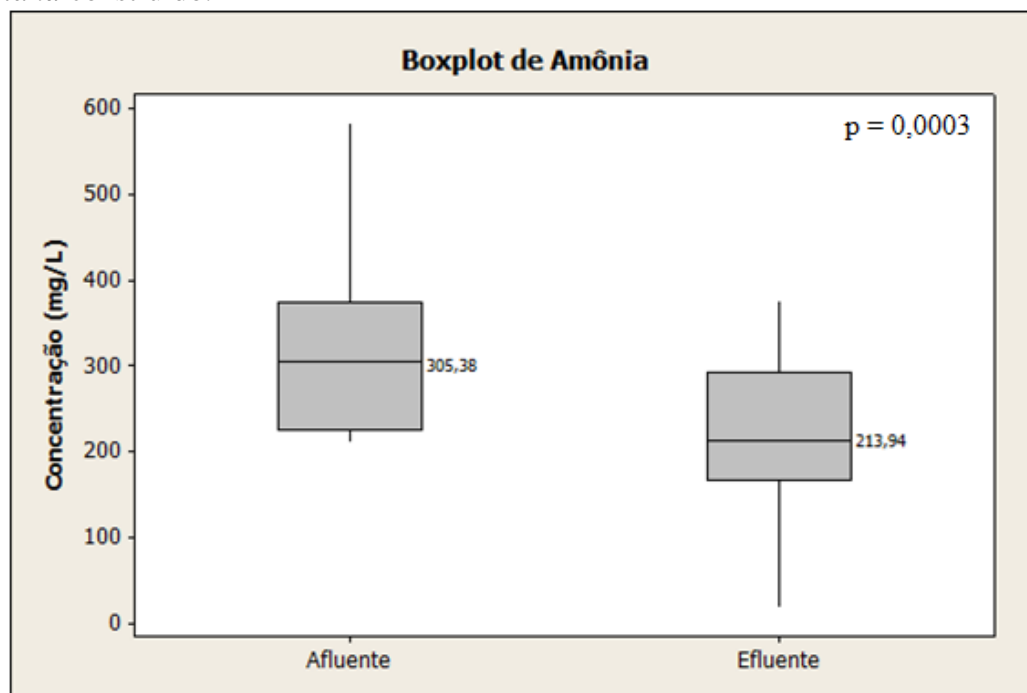
O presente estudo foi realizado baseando-se nos valores das medianas. Quando as distribuições são assimétricas, como é o caso da maioria dos parâmetros analisados nesse trabalho, a mediana situa-se numa posição mais próxima do valor mais observado, podendo por isso ter mais sentido a sua utilização como medida da tendência central. Porém, buscando a comparação com outros trabalhos, os valores das médias também foram apresentados.

3.2.1. Amônia, Nitrito e Nitrato

É de grande interesse a redução da concentração de nitrogênio nos lixiviados de aterros sanitários. Elevadas concentrações de nitrogênio podem afetar negativamente os corpos hídricos receptores contribuindo para o aparecimento do fenômeno da eutrofização e assim diminuindo a concentração de oxigênio dissolvido a níveis insuficientes para a biota aquática (ITRC, 2003).

Observa-se que o sistema de tratamento por *wetland* apresentou uma eficiência de remoção de 30% de amônia. A Figura 21 apresenta o gráfico boxplot das distribuições das concentrações de amônia, a mediana e resultado (valores de p) do teste de Mann-Whitney dos lixiviados afluentes e efluentes do *wetland* construído.

Figura 21 - Boxplot das concentrações de amônia dos lixiviados afluentes e efluentes do *wetland* construído.

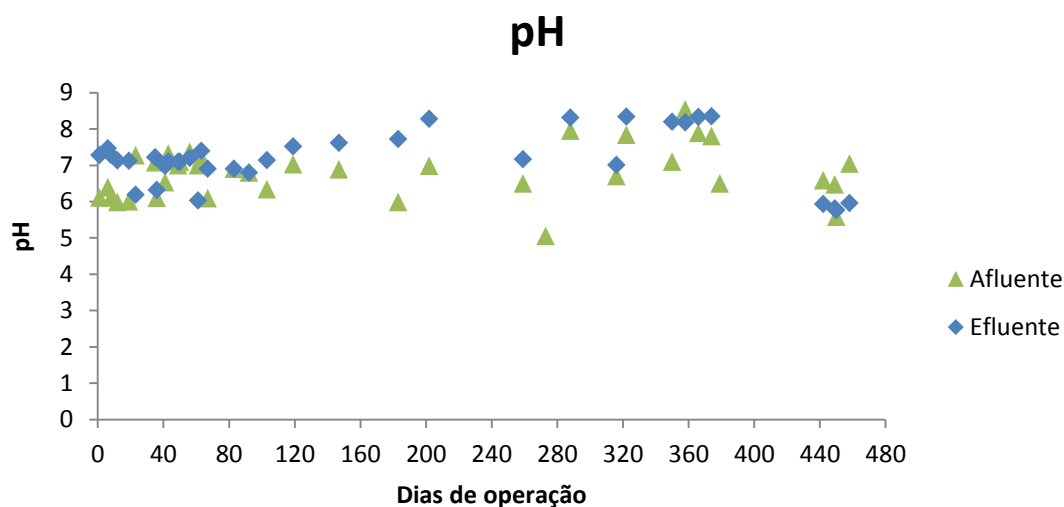


Como dito anteriormente (seção 1.1.6), o nitrogênio é removido principalmente por nitrificação e desnitrificação em *wetlands* com fluxo horizontal e escoamento subsuperficial. Esses sistemas promovem boas condições para o processo de desnitrificação, mas a habilidade de nitrificar a amônia é bem limitada devido à ausência de oxigênio no leito de filtração (VYMAZAL, 2007).

Os resultados obtidos no presente estudo foram semelhantes aos alcançados por Yalcuk e Ugurlu (2009) e Nivala *et al.* (2007). O primeiro estudo apresentou reduções médias de 38,3% de concentração de amônia em lixiviados tratados em *wetland* com escala piloto e escoamento horizontal. Nivala *et al.* (2007) apresentaram uma eficiência de remoção de amônia que variou entre 14% e 40% em um *wetland* de escala piloto sem aeração forçada. Segundo Nivala *et al.* (2007), sem aeração suplementar, o desempenho do tratamento era inconsistente e muito pobre, muitas vezes resultando em remoção zero.

Além da disponibilidade de oxigênio, outro fator que afeta a eficiência de remoção de nitrogênio por *wetlands* são os valores de pH maiores que 8,5 e menores que 5,8 que podem inibir os processos de nitrificação, como dito anteriormente (seção 1.1.6). No presente trabalho, durante o período de monitoramento de maio de 2013 a agosto de 2014, apenas em dois dias de coleta foram encontrados valores de pH menores que 5,8 no afluente do *wetland*. Assim, pode-se dizer que o pH no afluente não foi um fator limitante ao processo de nitrificação. A Figura 22 apresenta os valores de pH obtidos durante todo o período de monitoramento. Os valores de pH nos lixiviados afluentes ao sistema de tratamento por *wetland* apresentaram variação de 5,1 a 8,5 com valor mediano de 6,89. Os valores de pH no lixiviado efluente oscilaram na faixa de 5,8 a 8,4 e apresentaram valor mediano de 7,14. O efluente do *wetland* atendeu aos limites estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357 (Brasil, 2005) que é de 5 a 9 para pH.

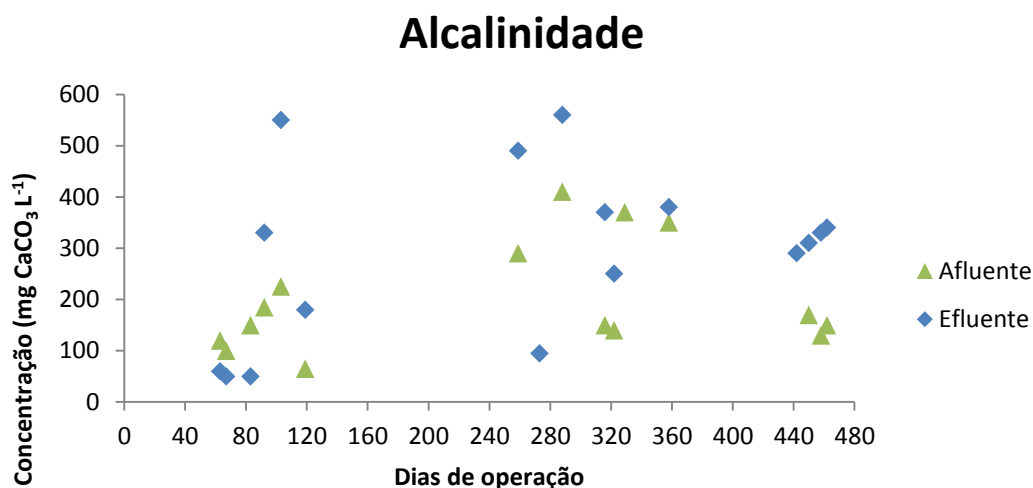
Figura 22 - Valores de pH dos lixiviados afluentes e efluentes do *wetland* construído durante o período de monitoramento.



Assim como os valores de pH, os valores de alcalinidade também são limitantes ao processo de nitrificação. Segundo Biesterfeld *et al.* (2003), $45 \text{ mg CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$ é a alcalinidade mínima necessária para dar suporte a nitrificação. Os valores de alcalinidade nos lixiviados do *wetland* foram monitorados de julho de 2013 a agosto de 2014, conforme apresentado na Figura 23. Durante o período de monitoramento do *wetland*, as concentrações de alcalinidade no afluente do *wetland* variaram entre 65 e $410 \text{ mg CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$ com valor mediano de $150 \text{ mg CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$, não podendo ser considerado um fator limitante ao processo de nitrificação. Os lixiviados efluentes

apresentaram concentrações de alcalinidade que oscilaram na faixa de 50 a 560 mg $\text{CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$ e apresentaram valor mediano de 320 mg $\text{CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$.

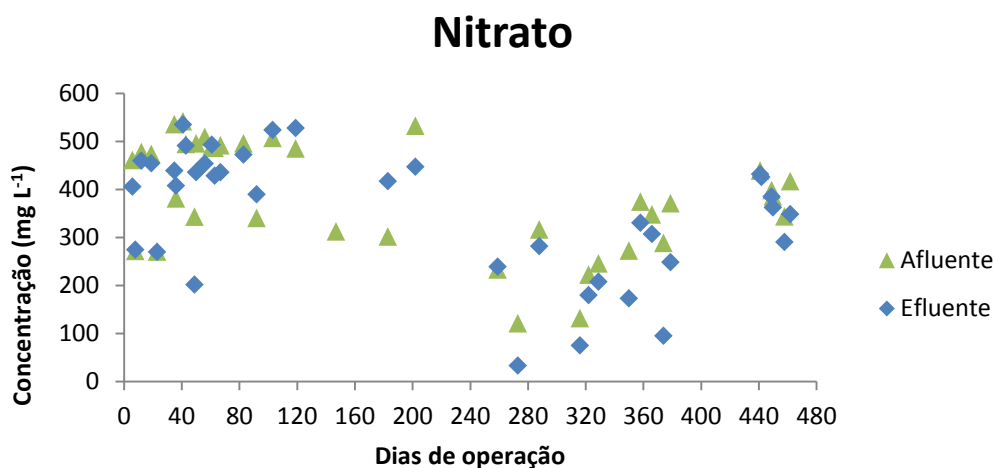
Figura 23 - Valores de alcalinidade dos lixiviados afluentes e efluentes do *wetland* construído durante o período de monitoramento.



Apesar da redução de 30% da concentração de amônia no efluente do *wetland*, tal redução não foi suficiente para que a concentração de amônia no efluente do *wetland* atingisse valores iguais ou inferiores a 20 mg L^{-1} estabelecida na Resolução CONAMA n°430 (BRASIL, 2011) para lançamento de efluentes.

As concentrações de nitrito e nitrato também foram analisadas com a finalidade de um melhor entendimento dos processos que estavam ocorrendo no *wetland* construído. Os valores de nitrato nos lixiviados afluentes e efluentes do *wetland* foram monitorados de maio de 2013 a agosto de 2014, conforme apresentado na Figura 24.

Figura 24 - Valores de nitrato dos lixiviados afluentes e efluentes do *wetland* construído durante o período de monitoramento.



O comportamento do *wetland* em relação às concentrações de nitrato não foi constante, como observado na Figura 24. A mediana das concentrações de nitrato no afluente e efluente do *wetland* não apresentou diferença significativa. A redução da concentração de nitrato pode ter ocorrido em função do processo de desnitrificação e assimilação pelas plantas, porém, devido à morte e a não retirada dessas plantas mortas o nitrogênio incorporado à biomassa pode ter retornado ao meio devido à decomposição dos seus tecidos (PHILIPPI; SEZERINO, 2004). Em um estudo conduzido por Tanner *et al.* (2002), a retirada de nitrogênio pelas plantas variou de 24 – 40 %, e pela desnitrificação entre 60 – 84 % reforçando a importância das plantas na remoção de nitrogênio.

Foram realizadas determinações de nitrito no efluente e afluente do *wetland*, porém, a partir de um determinado período (julho de 2013), a análise apresentou alguma interferência e, assim, os resultados foram considerados inconclusivos. As concentrações de nitrito dos lixiviados afluente e efluente do *wetland* constam nos Apêndices A, B, C e D.

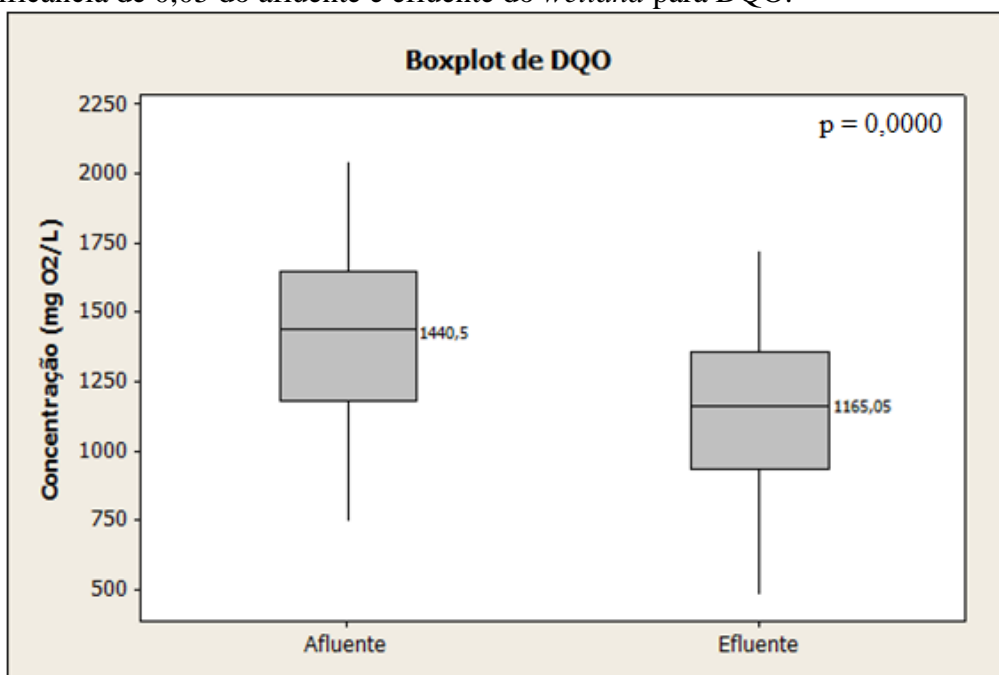
3.2.2. Demanda Química de Oxigênio e Carbono Orgânico Dissolvido

Os parâmetros DQO e COD são utilizados para quantificar a matéria orgânica dissolvida no lixiviado (KJELDSEN *et al.*, 2002).

Os valores de concentração de DQO dos lixiviados afluentes e efluentes do *wetland* foram monitorados de maio de 2013 a setembro de 2014 e os valores de COD foram monitorados de maio de 2013 a agosto de 2014.

As concentrações de DQO no afluente do *wetland* construído variaram de 745 a 2050 mg O₂ L⁻¹, apresentando valor mediano de 1440,5 mg O₂ L⁻¹. As concentrações no efluente do *wetland* variaram entre 480 e 1728 mg O₂ L⁻¹, apresentando valor mediano de 1165,5 mg O₂ L⁻¹. A diferença das medianas das concentrações do lixiviado afluente e efluente tem diferença significativa ($p < 0,05$) de acordo com o teste estatístico de Mann-Whitney, conforme ilustrado na Figura 25.

Figura 25 - Gráfico boxplot e resultados do teste de Mann-Whitney a um nível de significância de 0,05 do afluente e efluente do *wetland* para DQO.



O sistema de tratamento por *wetland* construído propiciou uma redução de 19% de DQO no efluente.

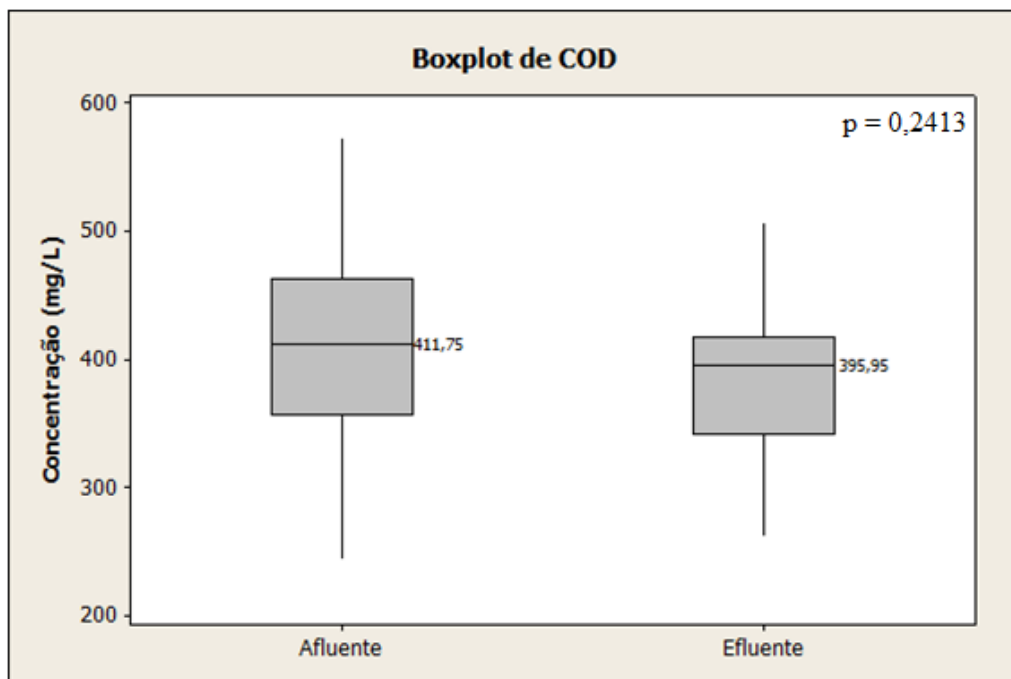
Uma redução de DQO de 35% alcançada por Yalcuk e Ugurlu (2009) em lixiviados de aterro antigo foi maior que o resultado encontrado no presente estudo. Yalcuk e Ugurlu (2009) compararam a eficiência de três *wetlands* (dois verticais e um horizontal) e associaram a maior eficiência de redução de DQO ao maior tempo de detenção hidráulica, de 12,5 dias, enquanto que a presente pesquisa operou com tempo de detenção hidráulica de 8 dias. O tempo de detenção influencia no tempo em que os microrganismos ficam em contato com o efluente fazendo a decomposição da matéria orgânica; portanto influencia na eficiência do tratamento por *wetlands* (KADLEC, 1998).

O resultado alcançado no presente estudo foi semelhante aos resultados encontrados por Nivala *et al.* (2007) que obtiveram reduções de 17% em média em lixiviado de aterro antigo. Segundo Nivala *et al.* (2007), os baixos valores encontrados nos resultados provavelmente são devidos a uma parcela significativa de DQO no lixiviado que continha produtos orgânicos que não eram prontamente biodegradáveis já que o aterro estava nos últimos estágios de geração de lixiviado.

O fato do presente estudo também ter trabalhado com um lixiviado de aterro antigo pode ser uma das explicações para a baixa redução de concentração de DQO no efluente do *wetland* construído. A não remoção de COD pode ser decorrente da maior fração do COD nos lixiviados efluentes ao tratamento biológico consistir em substâncias húmicas, compostos associados à recalcitrância em lixiviados (TATSI; ZOUBOULIS, 2002) e também pela degradação de matéria orgânica pela morte das plantas. Provavelmente, seria necessário a utilização de um *wetland* construído com maior tempo de detenção hidráulica para que acontecesse a remoção do COD por meio da adsorção no substrato e da biodegradação das substâncias de lenta degradação. A análise da concentração de substâncias húmicas será apreentada na seção 3.3.

As concentrações de COD no afluente do *wetland* construído variaram de 244,9 a 574,1 mg L⁻¹, apresentando valor mediano de 411,8 mg L⁻¹. As concentrações no efluente do *wetland* variaram 262,5 a 507,5 mg L⁻¹, apresentando valor mediano de 396 mg L⁻¹. De acordo com o teste estatístico de Mann-Whitney o valor das medianas das concentrações do lixiviado afluente e efluente não tem diferença significativa ($p < 0,05$) para COD, conforme ilustrado na Figura 26.

Figura 26 - Gráfico boxplot e resultados do teste de Mann-Whitney a um nível de significância de 0,05 do afluente e efluente do *wetland* para COD.

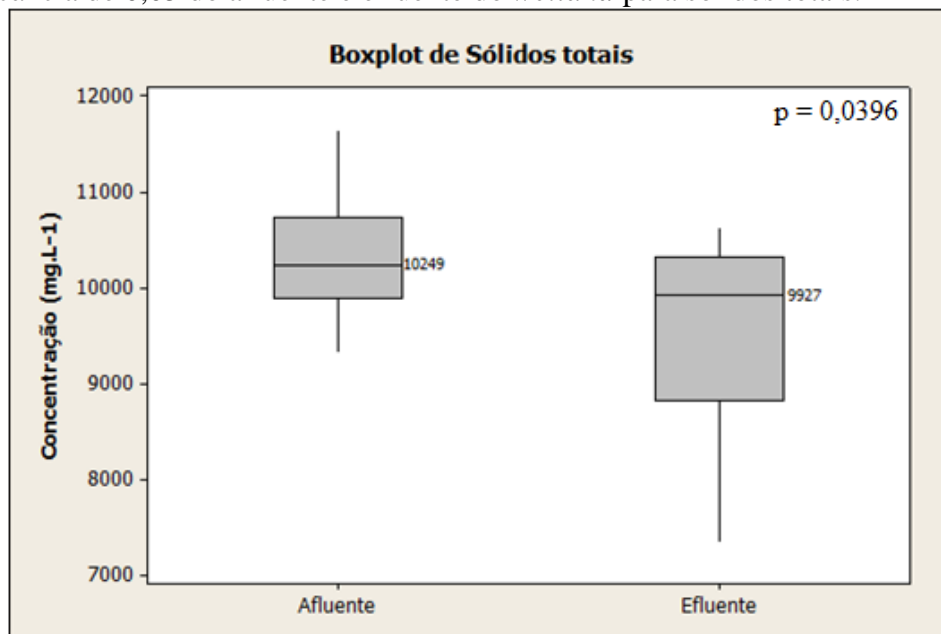


A legislação federal não contempla o parâmetro DQO para lançamentos de efluentes em corpos aquáticos, porém, no estado do Rio de Janeiro, a Diretriz 205 R-6 (INEA, 2007) estabelece limites inferiores a $200 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ de DQO para percolados de aterro industrial. Considerando essa diretriz, apesar de haver remoção por parte do *wetland* as concentrações de DQO no efluente ainda ficaram acima do limite estabelecido apresentando valor mediano de $1165 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$.

3.2.3. Sólidos Totais, Sólidos Dissolvidos Totais e Sólidos Suspensos Totais

Observando-se as medianas dos parâmetros sólidos totais, sólidos dissolvidos totais e sólidos suspensos totais, observou-se uma leve diferença nos lixiviados afluentes e efluentes do *wetland* para os sólidos totais. Apesar de ter havido uma baixa eficiência de remoção (3%) essa eficiência é confirmada pelo teste estatístico de Mann-Whitney ($p = 0,0396$), conforme apresentado na Figura 27.

Figura 27 - Gráfico boxplot e resultados do teste de Mann-Whitney a um nível de significância de 0,05 do afluente e efluente do *wetland* para sólidos totais.



Von Sperling (1996) e Jordão e Pessoa (1995) relacionaram diretamente sólidos suspensos com turbidez, este último parâmetro analisado durante o período de monitoramento de maio de 2013 a agosto de 2014, obteve uma remoção de 84% ($p=0,0005$). Porém, para os sólidos suspensos não houve remoção pelo *wetland*.

Diversos estudos mostraram que os *wetlands* construídos são relativamente efetivos na remoção de sólidos suspensos (COMEAU *et al.*, 2001 apud VYMAZAL, 2014; MICHAEL, 2003; SOROKO, 2007). Como dito anteriormente, a remoção de sólidos ocorre principalmente através de mecanismos de filtração e sedimentação no interior do leito filtrante.

O grande problema relacionado aos sólidos em *wetlands* é o acúmulo dos sólidos que reduzem e bloqueiam os poros do leito filtrante (colmatação) o que pode conduzir a alterações na condição de escoamento no sistema, criando problemas tais como redução do tempo de detenção hidráulica e redução considerável na eficiência do tratamento. Além disso, o tempo de vida útil dos *wetlands* pode ser significativamente reduzido (HUA *et al.*, 2013).

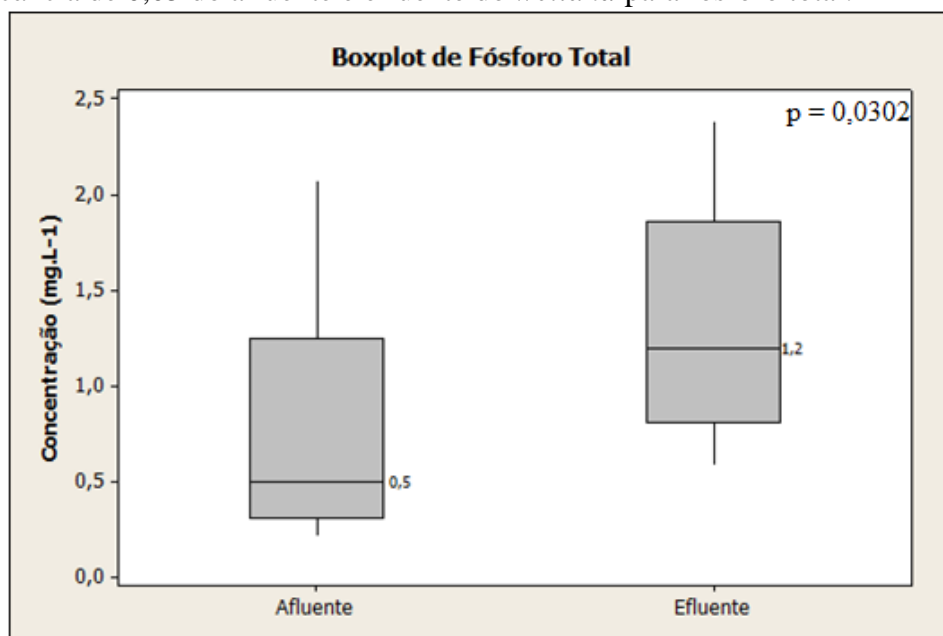
Wetlands construídos com escoamento horizontal de fluxo subsuperficial são mais bem aplicados para efluentes com concentrações relativamente baixas de sólidos, para prevenir a colmatação do substrato (PAOLI, 2010). Devido aos altos valores de sólidos encontrados nos lixiviados do presente estudo pode ter ocorrido algum

entupimento do filtro formado pelo meio em vista ao baixo valor de eficiência de remoção obtida pelo sistema de tratamento.

3.2.4. Fósforo Total

Os valores de concentração de fósforo total do afluente e efluente do *wetland* foram monitorados de janeiro a agosto de 2014. Como pode ser observado na Tabela 12, há um aumento da concentração de fósforo total no efluente do *wetland*. A diferença das medianas das concentrações do afluente e do efluente do *wetland* tem diferença estatística ($p < 0,05$) no teste estatístico de Mann-Whitney, conforme ilustrado na Figura 28.

Figura 28 - Gráfico boxplot e resultados do teste de Mann-Whitney a um nível de significância de 0,05 do afluente e efluente do *wetland* para fósforo total.



A remoção de fósforo em *wetlands* de fluxo subsuperficial é baseada no ciclo biogeoquímico desse elemento e pode envolver vários processos. Pode-se dizer que esse elemento não tem nenhuma fase gasosa relevante em seu ciclo biogeoquímico, em contraste com outros poluentes principais, como carbono e nitrogênio (DORNELAS, 2008).

A ciclagem devida ao crescimento, à morte e ao processo de decomposição da matéria da planta faz com que a maioria dos fosfatos retorne para o meio. Ao morrer os tecidos das plantas dos *wetlands* irão se decompor e liberar este nutriente novamente ao ambiente. Segundo Paoli (2010), essa liberação ocorre pela parte foliar, pelo caule,

rizoma e raízes que podem conter grande quantidade de fósforo translocado quando a planta atinge sua maturação e tende a morrer. Portanto, a simples poda e retirada do material vegetal não garante, nesse caso específico do fósforo, a remoção do nutriente utilizado no metabolismo das macrófitas.

Como dito anteriormente, a partir de janeiro de 2014 as plantas começaram a apresentar problemas de crescimento e morreram ao final do experimento. As coletas das amostras de lixiviado para as análises de fósforo total foram iniciadas justamente nesse período. Assim, pode-se dizer que provavelmente o aumento das concentrações de fósforo total pode estar associado ao período de morte das plantas do *wetland*.

Além disso, condições de inundação do solo afetam negativamente a absorção de nutrientes nas raízes das plantas do *wetland* devido à deficiência de suprimento de oxigênio para as raízes. Essa deficiência inibe a absorção de nutrientes e pode resultar em acúmulo de fitotoxina que causa danos à raiz e morte. A nutrição mineral das plantas em resposta a inundação depende das espécies de plantas. Em *Lepidium latifolium* ocorre à diminuição da concentração, transporte e acúmulo de fósforo. Em *Typha domingensis* a absorção de fósforo nas raízes ocorre mais rapidamente, mediante processos aeróbicos do que em condições de deficiência de oxigênio (CHEN; ZAMORANO; IVANOFF, 2013).

3.2.5. Resumo dos resultados dos parâmetros coletivos não específicos

A Tabela 12 apresenta o número amostral, os valores de média e mediana dos parâmetros coletivos não específicos estudados, bem como a eficiência de remoção, quando existente, dos lixiviados afluente e efluente do sistema de tratamento por *wetland* construído e o resultado do teste estatístico de Mann-Whitney. Os valores de $p < 0,05$ estão destacados em negrito.

Tabela 13 - Número amostral, valores de média e mediana, eficiência de remoção e resultado do teste estatístico de Mann-Whitney ($\alpha = 0,05$) dos parâmetros coletivos não específicos (continua).

Parâmetros	Número amostral	Média	Mediana	Eficiência de remoção	Valores de p
pH					

Afluente do <i>Wetland</i>	37	6,8	6,9	-	0,0200
Efluente do <i>Wetland</i>	35	7,2	7,1	-	
Condutividade (mS cm⁻¹)					
Afluente do <i>Wetland</i>	32	12,2	13,5	-	0,7353
Efluente do <i>Wetland</i>	30	12,0	12,6	-	
Turbidez (NTU)					
Afluente do <i>Wetland</i>	23	8,5	5,6	84%	0,0005
Efluente do <i>Wetland</i>	19	2,2	0,9		
Cor verdadeira (UC)					
Afluente do <i>Wetland</i>	25	1668	1670	-	0,9151
Efluente do <i>Wetland</i>	22	1693	1665	-	
Cor aparente (UC)					
Afluente do <i>Wetland</i>	24	1790	1785	-	0,5094
Efluente do <i>Wetland</i>	22	1847	1815	-	

Tabela 14 - Número amostral, valores de média e mediana, eficiência de remoção e resultado do teste estatístico de Mann-Whitney ($\alpha = 0,05$) dos parâmetros coletivos não específicos (conclusão).

Parâmetros	Número amostral	Média	Mediana	Eficiência de remoção	Valores de p
Alcalinidade (mg L⁻¹)					
Afluente do <i>Wetland</i>	15	200,3	150,0	-	0,1951
Efluente do <i>Wetland</i>	16	289,7	320,0	-	
Cloreto (mg L⁻¹)					
Afluente do <i>Wetland</i>	11	3739	3810	-	0,7248
Efluente do <i>Wetland</i>	10	3669	3764	-	
DQO (mg O₂ L⁻¹)					
Afluente do <i>Wetland</i>	81	1427	1441	19%	0,0000
Efluente do <i>Wetland</i>	80	1153	1165		
COD (mg L⁻¹)					
Afluente do <i>Wetland</i>	28	409,7	411,8	-	0,2413
Efluente do <i>Wetland</i>	28	388,4	396,0	-	
Nitrato (mg L⁻¹)					
Afluente do <i>Wetland</i>	38	384,2	383,0	-	0,2731
Efluente do <i>Wetland</i>	38	351,9	397,5	-	
Nitrito (mg L⁻¹)					
Afluente do <i>Wetland</i>	11	90	9	90%	0,2505
Efluente do <i>Wetland</i>	11	4	1,4		
Amônia (mg NH₃ L⁻¹)					
Afluente do <i>Wetland</i>	31	323,6	305,4	30%	0,0003
Efluente do <i>Wetland</i>	34	217,8	213,9		

Sólidos totais (mg L⁻¹)					
Afluente do <i>Wetland</i>	14	10362	10249		
Efluente do <i>Wetland</i>	16	9523	9927	3%	0,0396
Sólidos dissolvidos totais (mg L⁻¹)					
Afluente do <i>Wetland</i>	14	10255	10150		
Efluente do <i>Wetland</i>	16	9579	9850	-	0,0586
Sólidos suspensos totais (mg L⁻¹)					
Afluente do <i>Wetland</i>	15	107	114		
Efluente do <i>Wetland</i>	16	85	83	-	0,0969
Fósforo total (mg L⁻¹)					
Afluente do <i>Wetland</i>	11	0,8	0,5		
Efluente do <i>Wetland</i>	11	1,3	1,2	Negativo	0,0302

Os valores de pH das amostras coletadas no afluente do *wetland* refletem as variações que atingiram o sistema de lodos ativados. O afluente do *wetland* atendeu aos limites estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357 (BRASIL, 2005) que é de 5 a 9 de pH.

Em relação às concentrações de cloreto, os valores observados nos lixiviados após a etapa de tratamento por lodos ativados são muito elevados devido à adição de ácido clorídrico, para correção do pH do lixiviado, antes de sua entrada no tanque de aeração. A concentração de cloreto foi invariável após o tratamento pelo *wetland* construído.

A pequena diferença entre os valores de cor aparente e verdadeira indicam que a cor do lixiviados afluente e efluente do *wetland* está associada às substâncias dissolvidas, afirmação essa reforçada pela relativa baixa concentração de sólidos suspensos totais e presença de substâncias húmicas (MORAVIA, 2010). Essa afirmação também é reforçada principalmente pelo fato da turbidez ter reduzido no efluente do *wetland* construído e a cor aparente não ter apresentado redução.

As concentrações de DQO presentes no efluente do *wetland* não atendem ao limite máximo para descarte de 200 mg O₂ L⁻¹ de DQO estabelecido para percolados de aterro industrial na Diretriz 205 R-6 (INEA, 2007). Deve-se ressaltar que os valores de DQO encontrados no afluente do *wetland* correspondem ao efluente da etapa de tratamento por lodos ativados, o qual o objetivo é promover a estabilização da matéria orgânica biodegradável.

O valor mediano obtido para a concentração de amônia no afluente do *wetland* foi de 305 mg L⁻¹, já reduzido nos tratamentos anteriores ao *wetland*. Ainda assim, o limite de lançamento estabelecido pela Resolução CONAMA nº 430 (BRASIL, 2011) fixado em 20 mg L⁻¹, é largamente ultrapassado, devido sobretudo às altas concentrações iniciais desse poluente.

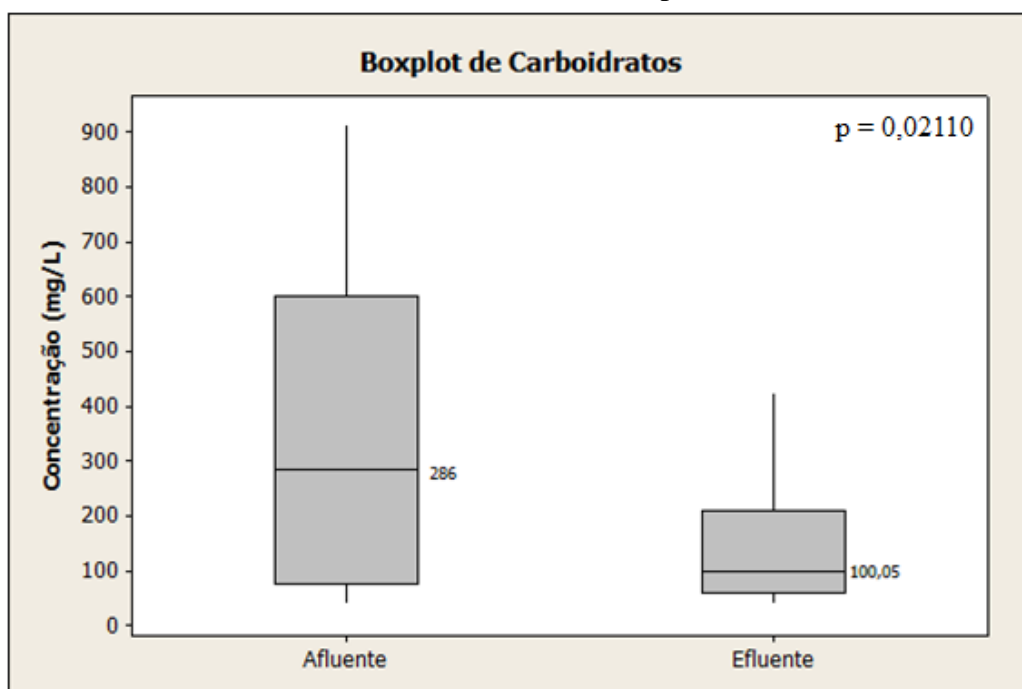
3.3. Parâmetros coletivos específicos

A caracterização empregando parâmetros coletivos específicos fornecem informações práticas na compreensão dos fenômenos que ocorrem ao longo das etapas e dos processos de tratamento de lixiviados, possibilitando o aprimoramento e o aperfeiçoamento das tecnologias e dos procedimentos operacionais (MORAVIA, 2010).

Nesse trabalho foram avaliados os seguintes parâmetros coletivos específicos: biodegradabilidade aeróbia, carboidratos, DQO inerte, lipídeos, proteínas e substâncias húmicas.

Em relação aos parâmetros coletivos específicos apresentados na Tabela 13, foi observado uma remoção de 65% de carboidratos do lixiviado afluente do *wetland*. A Figura 29 apresenta o gráfico boxplot e resultados (valores de p) do teste de Mann-Whitney do afluente e efluente do *wetland* para carboidratos.

Figura 29 - Gráfico boxplot e resultados do teste de Mann-Whitney a um nível de significância de 0,05 do afluente e efluente do *wetland* para carboidratos.

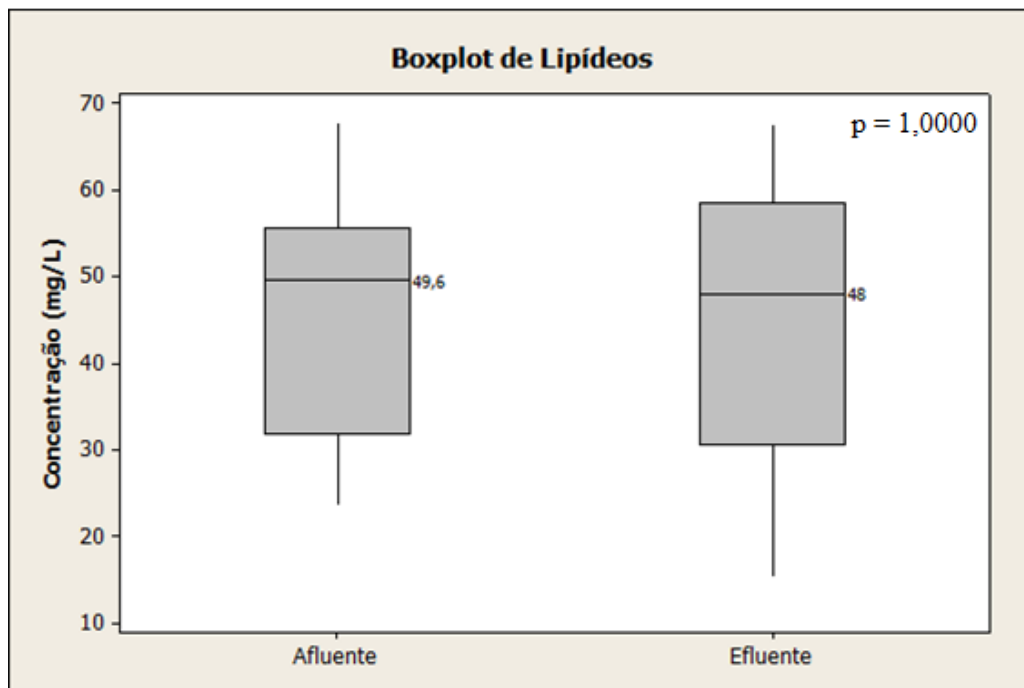


A redução da concentração de carboidratos no lixiviado efluente pode ser explicada pelo fato das plantas dos *wetlands*, na condição de inundação, tenderem a acumular carboidratos, que constituem as reservas de energia prontamente disponíveis para o crescimento, desenvolvimento e reprodução das plantas. Devido às condições anóxicas causadas pela inundação, uma maior quantidade de reservas de carboidratos também é necessária para gerar energia suficiente através de fermentação anaeróbica, a fim de dar suporte ao metabolismo celular. Assim, a capacidade de armazenamento de carboidratos em órgãos subterrâneos, em certa medida, determina a capacidade das plantas dos *wetlands* sobreviverem em sedimentos com baixa concentração de oxigênio (CHEN; ZAMORANO; IVANOFF, 2013)

Em relação aos lipídeos e proteínas, de acordo com o teste estatístico de Mann-Whitney, o valor das medianas das concentrações do lixiviado afluente e efluente não apresentam diferença significativa ($p < 0,05$), conforme apresentado nas Figuras 30 e 31 respectivamente.

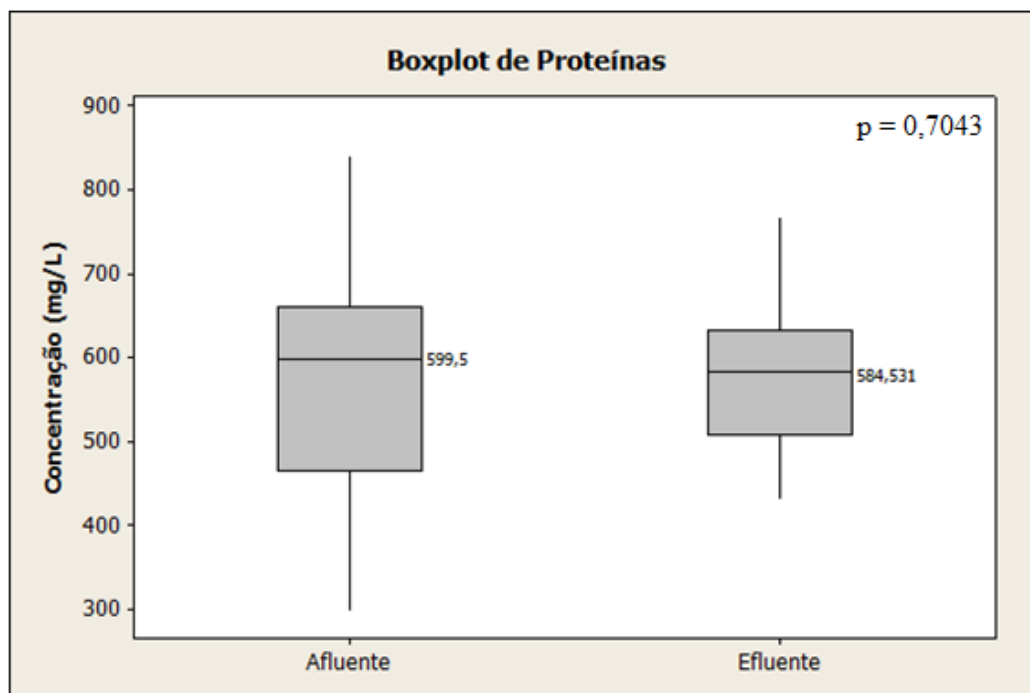
As concentrações de lipídios no afluente do *wetland* construído variaram de 23,6 a 67,8 mg L⁻¹, apresentando valor mediano de 49,6 mg L⁻¹. As concentrações no efluente do *wetland* variaram de 15,3 a 67,5 mg L⁻¹, apresentando valor mediano de 48 mg L⁻¹.

Figura 30 - Gráfico boxplot e resultados do teste de Mann-Whitney a um nível de significância de 0,05 do afluente e efluente do *wetland* para lipídeos.



As concentrações de proteínas no afluente do *wetland* construído variaram de 298,6 a 841,6 mg L⁻¹, apresentando valor mediano de 599,5 mg L⁻¹. As concentrações no efluente do *wetland* variaram de 430,9 a 769,2 mg L⁻¹, apresentando valor mediano de 584,5 mg L⁻¹. De acordo com o teste estatístico de Mann-Whitney o valor das medianas das concentrações do líquido afluente e efluente não tem diferença significativa ($p < 0,05$) para lipídeos e proteínas.

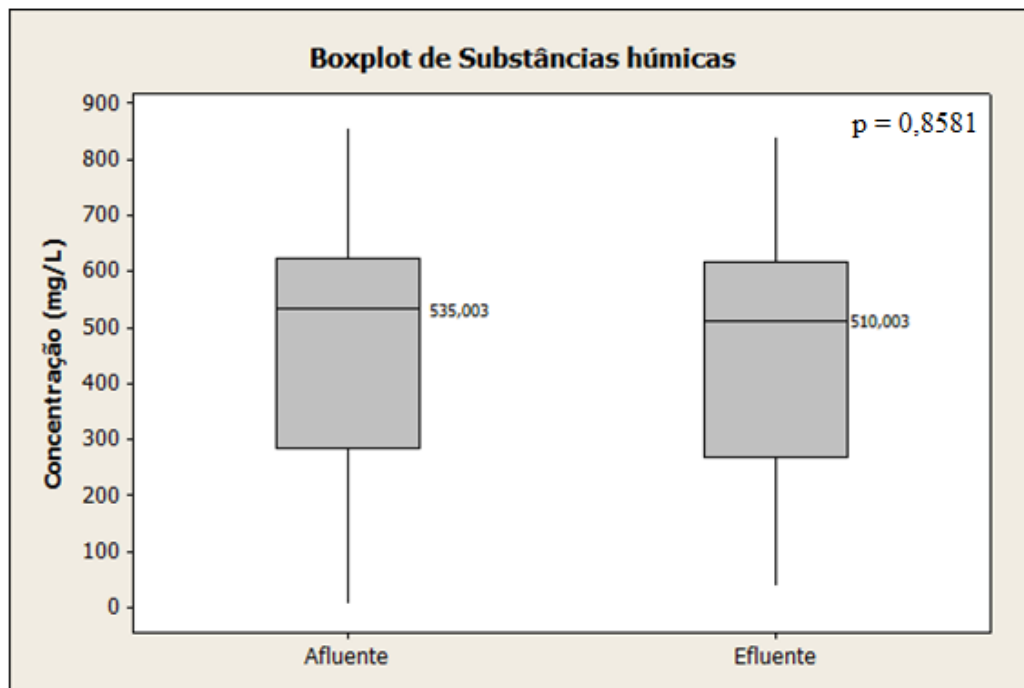
Figura 31 - Gráfico boxplot e resultados do teste de Mann-Whitney a um nível de significância de 0,05 do afluente e efluente do *wetland* para proteínas.



Como dito anteriormente (seção 1.4), no caso de lixiviado de aterro sanitário, a recalcitrância pode ser associada a presença de compostos de elevada massa molar com estruturas muito complexas, como é o caso das substâncias húmicas.

As concentrações de substâncias húmicas no afluente do *wetland* construído variaram de 6,6 a 856,7 mg L⁻¹, apresentando valor mediano de 535 mg L⁻¹. As concentrações no efluente do *wetland* variaram entre 39,9 e 838,2 mg L⁻¹, apresentando valor mediano de 510 mg L⁻¹. De acordo com o teste estatístico de Mann-Whitney o valor das medianas das concentrações do lixiviado afluente e efluente não tem diferença significativa ($p < 0,05$) para as substâncias húmicas, conforme apresentado na Figura 32.

Figura 32 - Gráfico boxplot e resultados do teste de Mann-Whitney a um nível de significância de 0,05 do afluente e efluente do *wetland* para substâncias húmicas.



O tratamento biológico convencional, como o processo de lodos ativados, é uma maneira econômica para remover os compostos orgânicos biodegradáveis no lixiviado. No entanto, lixiviados de aterro antigos contêm quantidades significativas de compostos orgânicos persistentes, tais como as substâncias húmicas, que não podem ser eficazmente removidas por meio de tratamento biológico convencional. Portanto, os lixiviados efluentes ao processo de tratamento por lodos ativados geralmente contêm quantidades consideráveis de poluentes orgânicos refratários, que podem oferecer riscos ao meio ambiente (WANG *et al.*, 2012). As altas concentrações de substâncias húmicas encontradas no afluente do *wetland* provavelmente são devido ao fato dessas substâncias não terem sido removidas no tratamento por lodos ativados. Já as elevadas concentrações de substâncias húmicas no efluente do *wetland* podem ser consequência da decomposição de resíduos de plantas do *wetland*.

A Tabela 13 apresenta o número amostral, os valores de média e mediana dos parâmetros carboidratos, lipídios, proteínas e substâncias húmicas, bem como a eficiência de remoção, quando existente, dos lixiviados afluente e efluente do sistema de tratamento por *wetland* construído e o resultado do teste estatístico de Mann-Whitney. Os valores de $p < 0,05$ estão destacados em negrito.

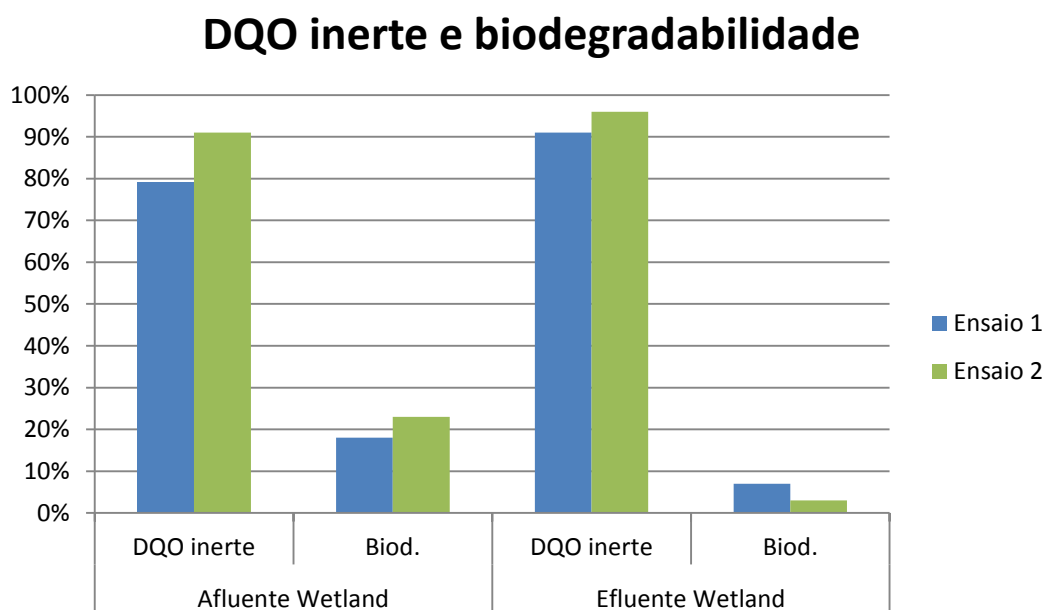
Tabela 15 - Número amostral, valores de média e mediana, eficiência de remoção e resultado do teste estatístico de Mann-Whitney ($\alpha = 0,05$) dos parâmetros coletivos não específicos.

Parâmetros	Número amostral	Média	Mediana	Eficiência de remoção	Valores de p
Carboidratos (mg L⁻¹)					
Afluente do <i>Wetland</i>	23	351	286	65%	0,0211
Efluente do <i>Wetland</i>	23	156,9	100,1		
Lipídios (mg L⁻¹)					
Afluente do <i>Wetland</i>	25	45,18	49,6	-	1,0000
Efluente do <i>Wetland</i>	27	45,27	48		
Proteínas (mg L⁻¹)					
Afluente do <i>Wetland</i>	31	577,7	599,5	-	0,7073
Efluente do <i>Wetland</i>	28	575,2	584,5		
Substâncias Húmicas (mg L⁻¹)					
Afluente do <i>Wetland</i>	29	458	535	-	0,8581
Efluente do <i>Wetland</i>	29	457,6	510		

3.3.1. DQO inerte e biodegradabilidade

A Figura 33 apresenta os valores de DQO inerte e biodegradabilidade das amostras de lixiviado afluente e efluente do *wetland* quando submetidos à degradação aeróbia.

Figura 33 - Percentual de DQO inerte e biodegradabilidade do lixiviado afluente e efluente do *wetland*.



Como observado na Figura 35, a fração de DQO inerte do lixiviado afluente do *wetland* foi igual a 79 e 91% enquanto que a fração de DQO inerte do efluente do *wetland* apresentou 91 e 96%. Não foi possível observar uma diferença significativa de fração de DQO inerte após o tratamento, sugerindo assim que tanto o lixiviado afluente quanto o lixiviado efluente do *wetland* apresentam elevadas concentrações de compostos refratários, sendo atribuídas, principalmente, às substâncias húmicas (TATSI, 2001 apud MORAVIA, 2010).

A elevada DQO inerte nos lixiviados efluente do *wetland* também pode estar associada ao período de morte das plantas. Thomaz e Bini (2003) estudaram o conteúdo dos detritos estimados a partir da degradação de macrófitas aquáticas em diferentes condições ambientais. Os resultados mostraram que a família *Typhaceae* apresentou 21,4% de teor médio de matéria orgânica particulada lábil/solúvel (carboidratos, glicosídeos, polifenóis etc.) e 78,6% de teor médio de matéria orgânica refratária das frações particuladas.

Em relação à biodegradabilidade, o lixiviado afluente do *wetland* apresentou 18 e 23% de biodegradabilidade ao passo que o efluente do *wetland* apresentou uma sensível redução de biodegradabilidade com valores de 3 e 7%. Pode-se atribuir os baixos valores de biodegradabilidade no afluente do *wetland* por esse ser um lixiviado

efluente ao processo de tratamento por lodos ativados já que os compostos biodegradáveis servem como fonte de energia para os microrganismos.

Como dito anteriormente na seção 1.6.1, a matéria orgânica é removida em *wetlands* construídos com fluxo subsuperficial horizontal por processos de biodegradação, por sedimentação e filtração da matéria orgânica particulada. Com base nos baixos valores de biodegradabilidade observados no efluente e em vista que ocorre 19% de redução de DQO no efluente, provavelmente os processos de remoção que atuaram no *wetland* construído foram a sedimentação e a filtração da matéria orgânica particulada.

3.3.2. Caracterização por processo de separação por membranas (fracionamento de moléculas)

As Figuras 35 e 36, respectivamente, apresentam as caracterizações das frações das amostras de lixiviado afluente e efluente do *wetland* obtidas no fracionamento de moléculas por processo de separação por membranas de 0,5, 1 e 10 kDa. Os resultados obtidos são referentes à média dos ensaios realizados. As figuras apresentam, para cada fração de massa molar, o percentual de carboidratos, lipídeos, proteínas, substâncias húmicas, DQO e COD. A apresentação dos resultados dessa forma permite avaliar a contribuição relativa destas classes de compostos em cada fração de tamanho resultante do fracionamento do lixiviado.

Os valores apresentados nas Figuras 34 e 35 levaram em consideração o tempo de detenção hidráulica de 8 dias do *wetland*. Assim, os resultados dos ensaios de fracionamento dos lixiviados afluente e efluente do *wetland* são correspondentes.

Figura 34 - Distribuição de massa molar dos lixiviados afluente do *wetland* empregando membranas de 0,5, 1 e 10 kDa.

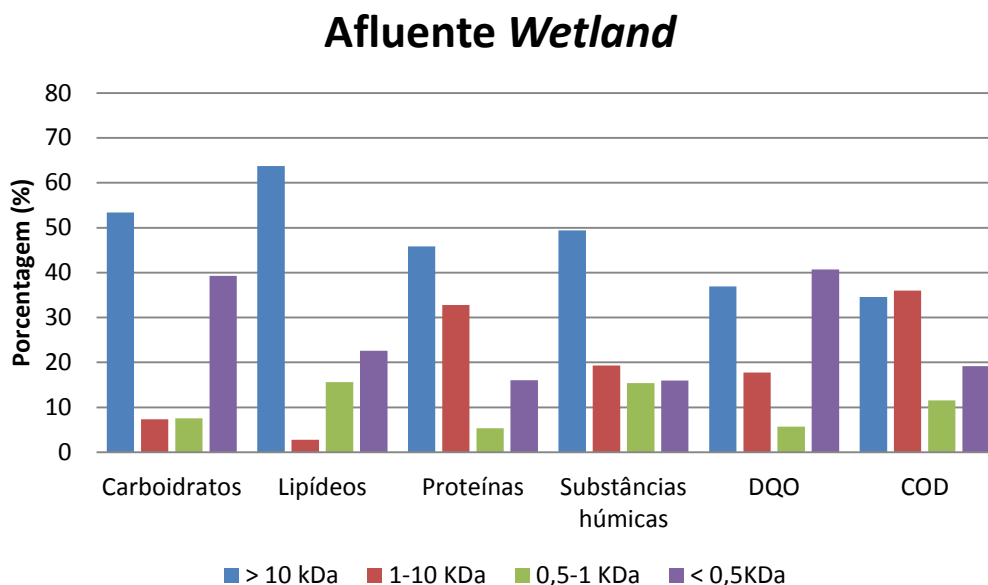
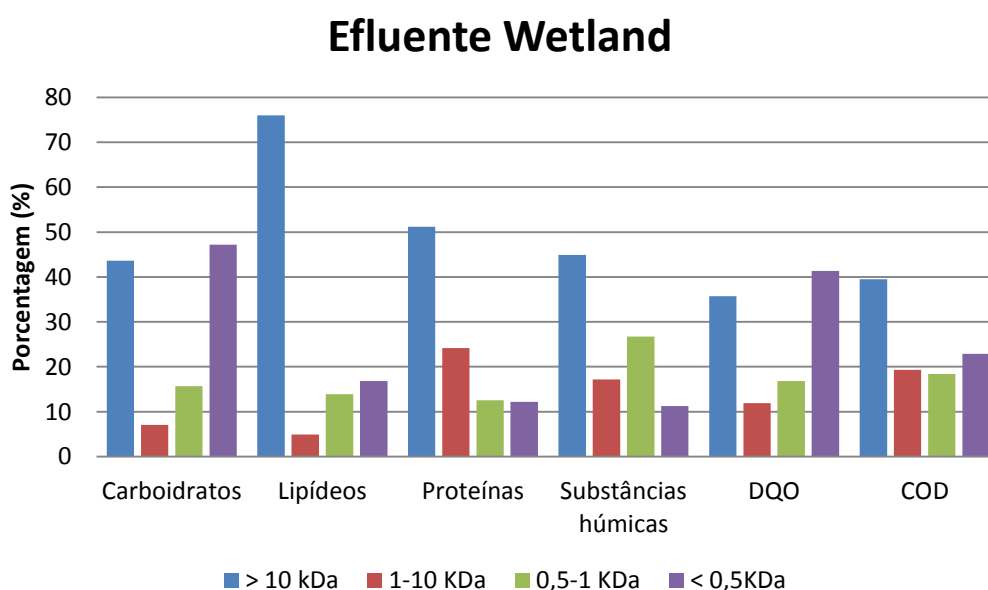


Figura 35 - Distribuição de massa molar dos lixiviados efluente do *wetland* empregando membranas de 0,5, 1 e 10 kDa.



A matéria orgânica presente nos lixiviados afluente e efluente do *wetland*, na forma de COD, foi constituída principalmente pela fração coloidal (1kDa < tamanho < 0,45 μ m). Não foi possível observar uma diferença significativa na porcentagem de matéria orgânica da fração coloidal após o tratamento pelo *wetland*. A fração coloidal no lixiviado afluente correspondeu a 71% enquanto que no lixiviado efluente correspondeu a 59%. Os valores encontrados na presente pesquisa foram superiores aos

encontrados por Li *et al.* (2009) que apresentaram cerca de 50% da matéria orgânica (COT) na forma de fração coloidal para lixiviados biologicamente tratados de aterro antigo. Segundo o autor, a proporção da alta massa molar aumenta com a idade do aterro, então, os maiores valores encontrados no presente estudo pode ser explicado pelo fato de que o aterro estudado apresenta idade superior a 20 anos enquanto que o aterro estudado por Li *et al.* (2009) apresenta 11 anos.

Segundo Li *et al.* (2009), a matéria orgânica com baixa massa molar (<0,5 kDa), como os ácidos graxos voláteis, estão presentes nos lixiviados de aterros novos com menos de 5 anos. Em contraste, a matéria orgânica de média e alta massa molar (0,5-10 kDa e 10-100 kDa), composta principalmente de ácidos húmicos e fúlvicos, é responsável por uma proporção considerável de lixiviados de aterros antigos com idade superior a 10 anos. A matéria orgânica de média e alta massa molar corresponde a 82 e 77% nos lixiviados afluente e efluente, respectivamente.

Comparando os lixiviados afluente e efluente pode-se perceber uma leve redução da presença de carboidratos na faixa de massa molar >10 kDa em relação aos demais compostos que pode ser explicada pelo fato de que estes compostos são facilmente degradados.

A distribuição das substâncias húmicas nas faixas apresentadas já era esperado. Conforme reportado na literatura as espécies: ácidos fúlvicos, ácidos húmicos e huminas apresentam massa molar na faixa menor do que 5 kDa, entre 10 e 100 kDa e maior do que 100 kDa respectivamente (MCBRIDE, 1994 apud MORAVIA, 2010).

Foram realizados testes de toxicidade aguda com a bactéria *Aliivibrio fischeri* para as frações das amostras de lixiviados afluentes e efluentes do *wetland*. A Tabela 14 apresenta os resultados de CE50 (%) e UT no tempo de 30 minutos para os lixiviados afluentes e efluentes do *wetland* obtidas no fracionamento de moléculas por processo de separação por membranas de 0,5, 1 e 10 kDa.

Tabela 16 – Resultados de toxicidade aguda com *Aliivibrio fischeri* dos permeados no fracionamento de moléculas do afluente e efluente do *wetland*.

	CE50 (%)		UT	
	Afluente <i>Wetland</i>	Efluente <i>wetland</i>	Afluente <i>Wetland</i>	Efluente <i>wetland</i>
Amostra não fracionada	37,44	40,89	3	2
	46,03	44,4	2	2
	48,72	36,74	2	3
	54,25	35,8	2	3
	21,08	82,63	5	1
< 10 kDa	43,67	64,08	2	2
	58,71	90,06	2	1
	54	72,79	2	1
	64	52,65	1	2
	56,52	42,99	2	2
< 1 kDa	21,91	52,73	5	2
	54,91	NO	2	1
	28,63	97,4	3	1
	57,68	42,78	2	2
	74,88	60,39	1	2
< 0,5 kDa	34,05	50,07	3	2
	NO	NO	1	1
	NO	43,51	1	2
	94,09	99,65	1	1
	43,15	74,92	2	1

Legenda: NO: não observado.

Como pode ser observado na Tabela 14, as frações obtidas para o afluente e efluente do *wetland* apresentaram toxicidade por todas as faixas de tamanho de moléculas. Pode ser observado também que a toxicidade nos lixiviados reduziu com a redução da faixa de tamanho, com algumas amostras já não apresentaram toxicidade na faixa < 0,5kDa. Assim, pode-se dizer que provavelmente as maiores faixa de tamanho de moléculas concentram moléculas que podem causar algum efeito tóxico ao organismo-teste.

3.4. Redução dos poluentes em termos de carga

A taxa de evapotranspiração exercida pelas plantas possui forte influência nos sistemas de tratamento por *wetland*. Para complementar a análise de eficiência de

sistemas de *wetlands* construídos, é feito um balanço de massa por constituinte do lixiviado. Para encontrar os valores em carga do afluente e efluente de cada parâmetro no *wetland* utiliza-se as vazões afluente e efluente ao *wetland* e os valores médios da concentração dos parâmetros analisados no presente estudo.

Os resultados apresentados são referentes ao período de monitoramento de setembro a dezembro de 2013 (período de chuvas) e são mostrados na Tabela 15.

Tabela 17 - Balanço de massa e eficiência do tratamento do sistema *wetland* em função da carga por constituinte.

Parâmetro	Valor médio afluente (mg L ⁻¹)	Vazão afluente (L h ⁻¹)	Carga afluente (g h ⁻¹)	Valor médio efluente (mg L ⁻¹)	Vazão efluente (L h ⁻¹)	Carga efluente (g h ⁻¹)	Remoção (%)
DQO	1402,7	430	603,2	1139,4	229	260,9	57
COD	483,2	430	207,8	391,5	229	89,7	57
Nitrato	407,7	430	175,3	463,9	229	106,2	39
Nitrito	3733,7	430	1605,5	400,9	229	91,8	94
Amônia	288,6	430	124,1	126,1	229	28,9	77
Sólidos totais	10180,7	430	4377,7	9767,3	229	2236,7	49
Carboidratos	214,3	430	92,1	117,6	229	26,9	71
Lipídeos	36,3	430	15,6	29,5	229	6,8	57
Proteínas	508,2	430	218,5	495,1	229	113,4	48
Substâncias húmicas	395,6	430	170,1	615,8	229	141,0	17

Como pode ser observado na Tabela 15, há um aumento significativo de eficiência quando comparado à análise dos resultados feita em função somente da concentração como mostrado nos itens anteriores.

Alguns estudos mostraram a importância da taxa de evaporação durante os períodos quentes em *wetlands* construídos. A taxa de evaporação pode afetar a eficiência de tratamento de *wetlands* construídos devido ao fato de que quando o volume de efluente flui pelo sistema ele é reduzido como resultado da perda de água. Levando em conta a evapotranspiração, a concentração de compostos dissolvidos aumenta devido à redução do volume de água, por consequência, a eficiência de remoção calculada com e sem o balanço de água não são as mesmas (BIAŁOWIEC; ALBUQUERQUE; RANDERSON, 2014).

Na avaliação do potencial poluidor de um efluente, a legislação não considera as reduções em termos de carga, apenas considera a concentração dos poluentes no efluente. Contudo, efluentes com baixa concentração de poluentes e grandes vazões podem lançar cargas significativas no corpo receptor e causar efeitos deletérios no mesmo.

3.5. Toxicidade

Foram realizados ensaios ecotoxicológicos com três organismos de níveis tróficos diferentes: o peixe *Danio rerio*, o microcrustáceo *Daphnia similis* e a bactéria luminescente *Aliivibrio fischeri*.

Os valores apresentados nas Tabelas 16 e 17 não levaram em consideração o tempo de detenção hidráulica de 8 dias do *wetland*. Assim, os resultados dos ensaios de toxicidade dos afluentes e efluentes do *wetland* não são correspondentes.

O período de coleta de amostras para os ensaios de ecotoxicidade com *Aliivibrio fischeri* foi de junho de 2013 a agosto de 2014, com *Daphnia similis* foi de junho de 2013 a agosto de 2014 e com *Danio rerio* foi de janeiro de 2014 a agosto de 2014. As Tabelas 16 e 17 apresentam os resultados de toxicidade aguda com os três organismos-teste obtidos no afluente e efluente do *wetland*, respectivamente.

Tabela 18 - Resultados de toxicidade aguda para *Aliivibrio fischeri*, *Daphnia similis* e *Danio rerio* observada no lixiviado de afluente do *wetland* (continua).

Data da coleta	<i>Aliivibrio fischeri</i>		<i>Daphnia similis</i>		<i>Danio rerio</i>	
	CE50 (%)	FT	CE50 (%)	FT	CL50 (%)	UT
03/06/2013	59,7	4	25,88	8	-	-
19/06/2013	88,52	2	-	-	-	-
04/07/2013	96,17	1	32,99	4	-	-
22/07/2013	35,75	8	37,96	4	-	-
06/08/2013	52,58	8	24,15	8	-	-
06/09/2013	11,75	32	-	-	-	-
14/11/2013	47,23	8	-	-	-	-
03/12/2013	34,04	8	-	-	-	-
28/01/2014	93,09	4	16,37	16	37,89	4
11/02/2014	50,23	4	16,61	8	23,32	8
26/02/2014	55,61	4	34,12	4	8,21	16
26/03/2014	63,57	4	14,20	16	-	-
01/04/2014	36,67	8	14,03	16	15,37	16

Tabela 19 - Resultados de toxicidade aguda para *Aliivibrio fischeri*, *Daphnia similis* e *Danio rerio* observada no lixiviado de afluente do *wetland* (conclusão).

Data da coleta	<i>Aliivibrio fischeri</i>		<i>Daphnia similis</i>		<i>Danio rerio</i>	
	CE50 (%)	FT	CE50 (%)	FT	CL50 (%)	UT
08/04/2014	47,63	8	27,18	8	32,98	4
29/04/2014	34,4	8	42,04	8	5,04	32
07/05/2014	-	-	18,99	8	-	-
23/05/2014	NO	4	-	-	8,21	16
15/08/2014	56	8	27,74	8	35,35	4

Legenda: NO: não observado.

Tabela 20 - Resultados de toxicidade aguda para *Aliivibrio fischeri*, *Daphnia similis* e *Danio rerio* observada no lixiviado de efluente do *wetland*.

Data da coleta	<i>Aliivibrio fischeri</i>		<i>Daphnia similis</i>		<i>Danio rerio</i>	
	CE50 (%)	FT	CL50 (%)	FT	CL50 (%)	UT
03/06/2013	NO	1	NO	1	-	-
19/06/2013	NO	1	70,71	8	-	-
04/07/2013	NO	1	-	-	-	-
22/07/2013	84,83	2	27,74	4	-	-
06/08/2013	21,6	16	19,61	4	-	-
06/09/2013	69,43	2	-	-	-	-
14/11/2013	53,54	8	-	-	-	-
03/12/2013	79,98	4	-	-	-	-
28/01/2014	61,34	8	34,94	8	11,64	16
11/02/2014	NO	2	17,37	8	32,99	4
26/02/2014	86,15	2	55,48	4	-	-
26/03/2014	NO	4	15,64	16	35,35	4
01/04/2014	40,86	8	14,73	16	17,68	8
08/04/2014	92,16	8	7,25	32	18,95	8
07/05/2014	-	-	8,84	16	8,8	16
29/04/2014	48,04	8	21,22	8	16,68	8
23/05/2014	75,64	8	17,68	8	5,04	32
15/08/2014	-	-	42,04	4	-	-

Legenda: NO: não observado.

Nos ensaios de toxicidade com a bactéria *Aliivibrio fischeri*, as amostras do afluente do *wetland* apresentaram valores de FT que variou entre 1 e 32 com valor mediano de 8 e amostras do efluente do *wetland* com valores de FT que variaram entre 0 e 16 com valor mediano de 4.

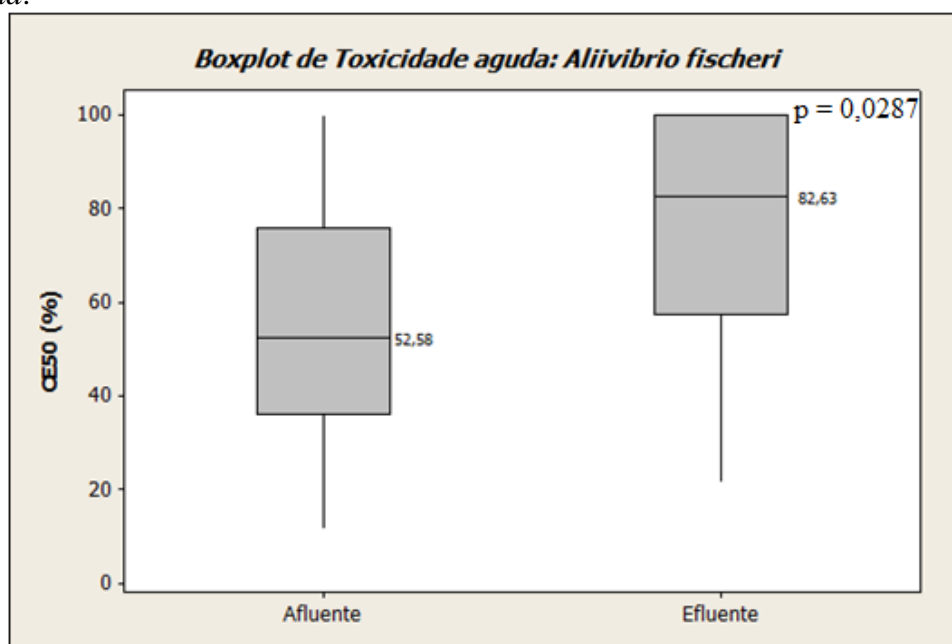
A legislação do estado de Santa Catarina, Portaria nº 017/02 (FATMA, 2002), estabelece limites máximos de FT = 16 para lixiviados de aterros sanitários utilizando os organismos *Aliivibrio fischeri*. Observa-se que todas as amostras de lixiviados efluente do *wetland* atendem essa legislação, já nos lixiviados afluente apenas uma amostra não atendeu o valor exigido pela legislação.

A legislação do estado do Paraná, Resolução nº 81 (CEMA, 2010) estabelece FT = 8 para *Aliivibrio fischeri* como limite máximo de toxicidade exigido para o lançamento de efluentes em corpos hídricos. De acordo com a Tabela 17, observa-se que apenas uma amostra do efluente do *wetland* não se enquadrou na legislação.

Em relação à legislação do estado do Rio Grande do Sul, a Resolução nº 129 (CONSEMA, 2006) estabelece que os efluentes não devem apresentar toxicidade aguda (FT=1) quando submetidos a testes de toxicidade utilizando organismos-teste de, pelo menos, três níveis tróficos distintos. Apenas duas amostras do efluente do *wetland* nos testes de toxicidade com *Aliivibrio fisheri* atenderam o limite exigido por esta legislação. Dentre as legislações estaduais, essa é a legislação mais restritiva no Brasil.

As medianas dos valores de CE50 (%) das amostras de lixiviado afluente e efluente do *wetland* tem diferença significativa de acordo com o teste estatístico de Mann-Whitney, conforme ilustrado na Figura 36.

Figura 36 - Gráfico boxplot de toxicidade aguda para *Aliivibrio fischeri* e resultados do teste de Mann-Whitney a um nível de significância de 0,05 do afluente e efluente do *wetland*.



Nos testes de toxicidade com *Daphnia similis*, as amostras do afluente do *wetland* apresentaram valores de FT que variaram entre 4 e 16 e as amostras do efluente do *wetland* com valores de FT que variaram entre 1 e 32. Os lixiviados afluente e efluentes apresentaram valores medianos iguais (FT = 8).

Nos testes de toxicidade com *Daphnia similis*, alguns valores observados tanto nos lixiviados afluente quanto nos efluentes não atenderam os valores exigidos pelas legislações de Santa Catarina (FATMA, 2002) e do Paraná (CEMA, 2010), que para *Daphnia magna* é FT = 8. Ressaltando que os testes de toxicidade aguda nesse estudo foram realizados com o *Daphnia similis*, já a Portaria N° 017/02 (FATMA, 2002) e a Resolução n° 81 (CEMA, 2010) utiliza a *Daphnia magna*. Apenas uma amostra do efluente do *wetland* atendeu o limite exigido pela legislação do Rio Grande do Sul (CONSEMA, 2006).

Como dito anteriormente, as taboas plantadas no *wetland*, a partir de janeiro de 2014, começaram a apresentar problemas de crescimento e morreram ao final do experimento, e, além disso, a estação de tratamento biológico por lodos ativados do aterro apresentou problemas operacionais durante o período da pesquisa gerando um efluente com concentrações elevadas de DQO e amônia. Os maiores valores de UT e FT (16 e 32) para *Daphnia similis* observados tanto no afluente quanto no efluente foram observados a partir de Janeiro de 2014.

Nos testes de toxicidade com *Danio rerio*, as amostras do afluente e efluente do *wetland* apresentaram valores de UT que variaram entre 4 e 32. Os lixiviados afluentes apresentaram valor mediano de UT = 12 enquanto que as amostras do efluente do *wetland* apresentaram valor mediano de UT = 8. Porém, as medianas não apresentam diferenças significativas ($p = 0,8474$) de acordo com o teste estatístico de Mann-Whitney.

De acordo com a NT-213 R4 (INEA, 1990), não é permitido o lançamento de efluentes líquidos industriais, em qualquer corpo receptor, com valores de UT superior a 8, obtido em testes de toxicidade aguda realizados com o peixe *Danio rerio*. No período de monitoramento, foi observado que alguns vezes o efluente do *wetland* atendeu o valor exigido pela legislação.

Alves *et al.* (2011) associaram a redução da toxicidade em lixiviados, aos organismos *Danio rerio* e *Daphnia similis*, à redução das concentrações de amônia

juntamente com reduções nos valores de DQO. Como dito anteriormente, a partir de janeiro de 2014, o efluente gerado no processo de tratamento por lodos ativados apresentaram concentrações elevadas de DQO e amônia devido a problemas de operação. As coletas para os ensaios com *Danio rerio* foram iniciadas justamente nesse período.

3.6. Metais

Na Tabela 18, são apresentadas as concentrações dos metais Cádmio total (Cd total), Chumbo total (Pb total), Cobre (Cu), Cromo total (Cr total), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Níquel (Ni) e Zinco (Zn) encontradas nos lixiviados afluente e efluente do *wetland* construído. Nessa mesma tabela também são apresentados os valores máximos exigidos pela Resolução CONAMA nº 430 (BRASIL, 2011).

Tabela 21 - Concentração de metais nos lixiviados afluente e efluente do *wetland* construído e respectivos valores máximos permitidos.

Matriz	Elementos (concentração expressada em mg L ⁻¹)							
	Cd total	Pb total	Cu	Cr total	Fe total	Mn	Ni	Zn
Lixiviado afluente do <i>wetland</i> construído	<0,02	<0,04	<0,009	0,08	0,57	<0,02	0,31	<0,13
Lixiviado efluente do <i>wetland</i> construído	<0,02	<0,04	0,043	0,07	0,89	0,07	0,3	<0,13
Limite Resolução CONAMA nº 430/2011	0,2	0,5	1,0	-	-	1,0	2,0	5,0

Quanto aos metais analisados nas amostras dos lixiviados afluente e efluente do *wetland* os valores encontrados estão dentro dos limites máximos estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 430 (BRASIL, 2011).

Na Tabela 19, são apresentadas as concentrações dos metais Cádmio (Cd), Chumbo total (Pb total), Cobre (Cu), Cromo total (Cr total), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Níquel (Ni) e Zinco (Zn) encontradas nas raízes e solos dos *wetlands* natural e construído.

Tabela 22 - Concentração de metais na raiz dos *wetlands* natural e construído e no solo do afluente e efluente do *wetland* construído.

Matriz	Amostragem	Elementos (concentração expressada em mg kg ⁻¹)							
		Cd total	Pb total	Cu	Cr total	Fe total	Mn	Ni	Zn
Raiz do <i>wetland</i> natural	I	<0,2	0,96	8,04	2,4	4232	144	6	84
	II	< 0,2	0,85	10,8	< 0,37	425	88,1	< 0,29	53,4
Raiz do <i>wetland</i> construído	I	<0,2	3,68	21,6	<0,37	465	62,6	2,45	128
	II	< 0,2	3,87	18,6	2,19	1621	87,6	2,06	79,9
Solo do afluente <i>wetland</i> construído	I	0,34	50,7	45,4	11,8	5408	118	11,6	163
	II	0,31	394	501	76,9	5001	105	17,1	359
Solo do efluente <i>wetland</i> construído	I	0,16	21	21	7,8	4726	63,5	6,21	65,4
	II	0,39	40,3	79,1	12,2	3479	148	78,8	287

Como se pode observar nas Tabelas 18 e 19, as amostras de lixiviado, raiz e solo apresentaram baixas concentrações de metais. Segundo Kjeldsen *et al.*, (2002), em geral, a concentração de metais no lixiviado é baixa (microgramas ou poucos miligramas por litro) e estima-se que uma fração menor que 0,02% dos metais tóxicos presentes nos resíduos são lixiviados dos aterros, mesmo depois de 30 anos de operação.

4. CONCLUSÃO

O experimento mostra que o *wetland* tem uma ação positiva como unidade de polimento refletida na redução dos parâmetros turbidez, DQO, amônia, nitrito e sólidos totais reduzindo, assim, nos impactos ambientais do lixiviado.

Em relação à matéria orgânica, foi reduzida durante o processo de tratamento cerca de 19% de DQO e 65% de carboidratos. Se levarmos em conta a perda de água dos sistema em função da diferença em termos de carga no afluente e efluente do *wetland*, a redução atinge valores de 57% para DQO, 71% para carboidratos, 57% para COD, 57% para lipídeos, 48% para proteínas e 17% para substâncias húmicas.

Os dados apresentados nesse estudo mostraram que o pH e a alcalinidade não foram os fatores limitantes para a remoção dos compostos nitrogenados. Assim, a presença de oxigênio no leito pode ter sido insuficiente para o processo de nitrificação, que juntamente com a desnitrificação, são as principais vias de remoção de nitrogênio em *wetland*.

A remoção de fósforo foi negativa durante o período de amostragem. Este fato pode estar associado ao período de morte das plantas do *wetland* e a saturação do material do leito, já que esses são os principais mecanismos na retenção dos compostos de fósforo.

Contudo, a qualidade do efluente final encontra-se acima dos padrões da Resolução CONAMA nº430 e mostra a necessidade de um efluente secundário de melhor qualidade.

Os altos valores de DQO inerte e os baixos valores de biodegradabilidade tanto no afluente quanto no efluente do *wetland* indicam que esses lixiviados apresentam natureza refratária.

O fracionamento com membranas mostrou que o afluente e efluente do *wetland* possuem maiores contribuições de moléculas na fração >1 kDa. Os ensaios de toxicidade mostraram que o afluente e efluente do *wetland* possuem toxicidade aguda nas faixas de tamanho de moléculas, sendo a mesma menor na faixa com moléculas menores.

Os dados obtidos neste trabalho indicam a ocorrência de toxicidade aguda para os três organismos-teste expostos as amostras de lixiviado afluente e efluente do

wetland. Assim, esses organismos podem ser considerados e utilizados como indicadores de ecotoxicidade. Em relação ao organismo-teste *Aliivibrio fischeri*, foi observado que alguns valores de FT nos lixiviados afluentes não atenderam ao valor exigido pela legislação de Santa Catarina (FATMA, 2002). Contudo, ao passar pelo tratamento com *wetland* todas as amostras de lixiviados efluentes se enquadraram na legislação reforçando a ação positiva do mesmo como unidade de polimento.

Alguns aspectos merecem ser mais bem estudados e poderiam ser objeto de novas pesquisas: o tratamento de um efluente de tratamento secundário com melhor padrão de desempenho assegurando um afluente mais adequado para uma unidade de polimento; variações no tempo de detenção hidráulica para avaliar seu efeito na qualidade do efluente e também a utilização de *wetland* superficial para se comparar com o subsuperficial.

É importante que se ampliem estudos de substâncias recalcitrantes para maior conhecimento de lixiviados que ainda representam desafios para um tratamento adequado a custos compatíveis com a realidade dos municípios brasileiros.

REFERÊNCIAS

- 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 15088. Ecotoxicologia Aquática – Toxicidade aguda – *Método de ensaio com peixes*, 2011.
- ABNT (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS) - ABNT NBR 12648. Ecotoxicologia Aquática – Toxicidade crônica – *Método de ensaio com algas* (Chlorophyceae), 2011.
- ABNT (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS) - ABNT NBR 13373. Ecotoxicologia Aquática – Toxicidade crônica – *Método de ensaio com Ceriodaphnia spp* (Crustacea, Cladocera), 2010.
- ABNT (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS) - ABNT NBR 15350. Ecotoxicologia Aquática – Toxicidade crônica de curta duração – *Método de ensaio com ouriço do mar* (Echinodermata: Echinoidea), 2012.
- ABNT (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS) - ABNT NBR 15499. Ecotoxicologia Aquática – Toxicidade crônica de curta duração – *Método de ensaio com peixes*, 2015.
- AKINBILE, C. O.; YUSOFF, M. S.; AHMAD ZUKI, A. Z. *Landfill leachate treatment using sub-surface flow constructed wetland by Cyperus haspan*. Waste Management, v. 32, n. 7, p. 1387–1393, 2012.
- ALVES, S. D.; GIORDANO, G.; FILHO, O. B. Estudos ecotoxicológicos com chorume utilizando como organismos-testes o microcrustáceo *Daphnia similis* e o peixe *Danio rerio*. In: *Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, 26. ABES, 2011. p. 1 - 8.
- AMARAL, M. C. S. *Caracterização de lixiviados empregando parâmetros coletivos e identificação de compostos*. 2007. 211 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.
- ANGELIDAKI, I.; SANDERS, W. *Assessment of the anaerobic biodegradability of macropollutants*. Reviews in Environmental Science and Bio/Technology, v. 3, p. 117–129, 2004.

APHA; AWWA; WEF. *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater*. 21^a ed. American Public Health Association, Washington, D. C, 2005.

ARROYO, P. *et al.* *Influence of environmental variables on the structure and composition of soil bacterial communities in natural and constructed wetlands*. *Science of the Total Environment*, v. 506-507, p. 380–390, 2015.

BIAŁOWIEC, A.; ALBUQUERQUE, A.; RANDERSON, P. F. *The influence of evapotranspiration on vertical flow subsurface constructed wetland performance*. *Ecological Engineering*, v. 67, p. 89–94, 2014.

BIESTERFELD, S. *et al.* *Effect of alkalinity type and concentration on nitrifying biofilm activity*. *Water Environ. Res.*, v. 75, p. 196–204, 2003.

BULC, T. G. *Long term performance of a constructed wetland for landfill leachate treatment*. *Ecological Engineering*, v. 26, n. 4, p. 365–374, 2006.

CASTRO, A. P. DE. *Influência da adição de polieletrólito no processo de floculação como pós-tratamento de lixiviado de aterro sanitário visando á remoção de carga orgânica recalcitrante*. 2012. 132f. Dissertação (Mestre em Engenharia de Edificações e Saneamento) - Centro de Tecnologia e Urbanismo, Universidade Estadual de Londrina.

CHEN, H.; ZAMORANO, M. F.; IVANOFF, D. *Effect of deep flooding on nutrients and non-structural carbohydrates of mature *Typha domingensis* and its post-flooding recovery*. *Ecological Engineering*, v. 53, p. 267–274, abr. 2013.

CHIEMCHAISRI, C. *et al.* *Leachate treatment and greenhouse gas emission in subsurface horizontal flow constructed wetland*. *Bioresource Technology*, v. 100, n. 16, p. 3808–3814, 2009.

CHRISTENSEN, J. B. *et al.* *Characterization of the dissolved organic carbon in landfill leachate-polluted groundwater*. *Water Research*, v. 32, n. 1, p. 125–135, 1998.

CHRISTENSEN, T. H. *et al.* *Biogeochemistry of landfill leachate plumes*. *Applied Geochemistry*, v. 16, p. 659–718, 2001.

CLARKE, E.; BALDWIN, A. H. *Responses of wetland plants to ammonia and water level*. *Ecological Engineering*, v. 18, p. 257–264, 2002.

CLÉMENT, B.; BOUVET, Y. *Assessment of landfill leachate toxicity using the duckweed *Lemna minor**. *Science of The Total Environment*, v. 134, p. 1179–1190, 1993.

COMEAU, Y. *et al.* *Phosphorus removal from trout farm effluents by constructed wetlands*. *Water Science and Technology*, v. 44, p. 55–60, 2001.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). Resolução nº357, de 17 de março de 2005. *DOU*, n. 53, p. 58-63, 18 de março de 2005.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). Resolução nº430, de 13 de maio de 2011. *DOU*, n. 92, p. 89, 16 de maio de 2011.

CONSELHO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE (CONSEMA). Resolução nº 129, de 24 de novembro de 2006. *DOE*. Porto Alegre, 7 de dezembro de 2006.

CONSELHO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE (CEMA). Resolução nº 81. *Diário Oficial*. Paraná, 19 de outubro de 2010.

COSTA, C. R. *et al.* *A toxicidade em ambientes aquáticos: Discussão e métodos de avaliação*. *Química Nova*, v. 31, n. 7, p. 1820–1830, 2008.

COSTA, S.; TEIXEIRA, J. P. *Encyclopedia of Toxicology*. Elsevier, 2014. p. 718–720.

DAVE, G.; NILSSON, E. *Increased reproductive toxicity of landfill leachate after degradation was caused by nitrite*. *Aquatic Toxicology*, v. 73, p. 11–30, 2005.

DORDIO, A. V.; CARVALHO, A. J. P. *Organic xenobiotics removal in constructed wetlands, with emphasis on the importance of the support matrix*. *Journal of Hazardous Materials*, v. 252-253, p. 272–292, 2013.

DORNELAS, F. L. *Avaliação do desempenho de wetlands horizontais subsuperficiais como pós-tratamento de efluentes de reatores UASB*. 2008. 101f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Universidade Federal de Minas Gerais.

DUBOIS, M. *et al.* *Colorimetric method for determination of sugars and related substances*. *Analytical Chemistry*, v. 28, p. 350–356, 1956.

ESTEVEZ, F.A. 1998. *Fundamentos de limnologia*. 2ª ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998. 602p.

FAUZIAH, S. H.; IZZATI, M. N.; AGAMUTHU, P. *Toxicity on Anabas Testudineus: A Case Study of Sanitary Landfill Leachate*. *Procedia Environmental Sciences*, v. 18, p. 14–19, 2013.

FOTH, H. *Ecotoxicology*. Institute of Environmental Toxicology. Martin Luther University of Halle. Chapter 45, p. 1067-1085, 1999.

FUNDAÇÃO DO MEIO AMBIENTE DE SANTA CATARINA (FATMA). Portaria nº 17, de 18 de abril de 2002. *DO SC*, Santa Catarina, 23 de abril de 2002.

GERMILI, E.; ORHON, D.; ARTAN, N. *Assessment of the initial inert soluble COD in industrial wasterwaters*. *Water Science and Technology*, 1991. p. 1077-1086.

HARMSSEN, J. *Identification of organic compounds in leachate from a waste tip*. *Water Research*, v. 17, p. 699–705, 1983.

HENZE, M., HARREMOES, P., LA COUR JANSEN, J. *Wastewater Treatment: Biological and Chemical Processes*. Springer-Verlag, Berlin, 1995.

HSU, C. B. *et al.* *Biodiversity of constructed wetlands for wastewater treatment*. *Ecological Engineering*, v. 37, n. 10, p. 1533–1545, 2011.

HUA, G. F. *et al.* *An integrated model of substrate clogging in vertical flow constructed wetlands*. *Journal of environmental management*, v. 119, p. 67–75, 2013.

Instituto Estadual do Ambiente (INEA). NT – 213.R-4 - Critérios e padrões para controle da toxicidade em efluentes líquidos industriais, de 18 de outubro de 1990. *DOERJ*, Rio de Janeiro.

Instituto Estadual do Ambiente (INEA). DZ-205.R-6 - Diretriz de controle de carga orgânica em efluentes líquidos de origem industrial, de 25 de setembro de 2007. *DOERJ*, Rio de Janeiro, 08 de novembro de 2007.

ITRC. *Technical and regulatory guidance document for constructed treatment wetlands Technology*. 2003. p. 128. Relatório técnico.

JACOB, R. S. *Avaliação ecotoxicológica por aliivibrio fischeri de amostras contaminadas com sulfato de gentamicina e norfloxacino brutas e tratadas*. 2014. 91f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Universidade Federal de Minas Gerais.

JONES, M. N.; BRYAN, N. D. *Colloidal properties of humic substances*. *Advances in Colloid and Interface Science*, v. 78, p. 1–48, 1998.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. *Tratamento de esgotos domésticos*. 3ª ed. Rio de Janeiro: ABES, 1995. 720p.

JUSTIN, M. Z.; ZUPANČIČ, M. *Combined purification and reuse of landfill leachate by constructed wetland and irrigation of grass and willows*. *Desalination*, v. 246, n. 1-3, p. 157–168, 2009.

KADLEC, R., WALLACE, S. *Treatment Wetlands*. 2ª ed. Boca Raton: CRC Press, 2008.

KADLEC, R. H. *Constructed wetlands for treating landfill leachate*. In: *Constructed wetlands for the treatment of landfill leachates*. MULAMOOTTIL, G; MC BEAN, E. A.; ROVERS, F. Boca Raton, Flórida: Lewis Publishers, 1998, p. 17 – 32.

KJELDSEN, P. *et al.* *Present and Long-Term Composition of MSW Landfill Leachate: A Review*. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, v. 32, n. 4, p. 297–336, 2002.

KURNIAWAN, T. A.; LO, W. H.; CHAN, G. Y. S. *Physico-chemical treatments for removal of recalcitrant contaminants from landfill leachate*. *Journal of hazardous materials*, v. 129, n. 1-3, p. 80–100, 2006.

LANGE, L. C.; AMARAL, M. C. S. Geração e características de lixiviado. In: PROSAB. *Resíduos sólidos: estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras*. 1ª ed. Rio de Janeiro: ABES; 2009. p. 26-60.

LAVROVA, S.; KOUMANOVA, B. *Influence of recirculation in a lab-scale vertical flow constructed wetland on the treatment efficiency of landfill leachate*. *Bioresource technology*, v. 101, n. 6, p. 1756–61, 2010.

LI, R. *et al.* *Size fractionation of organic matter and heavy metals in raw and treated leachate*. *Waste Management*, v. 29, n. 9, p. 2527–2533, 2009.

LOWRY, O.H. *et al.* *Protein measurement with the folin phenol reagent*. *Journal of Biological Chemistry*, v.193, p.265-275, 1951.

MANNARINO, C. F. *et al.* *Wetlands para tratamento de lixiviados de aterrossanitários – experiências no aterro sanitário de pirai e no aterro metropolitano de gramacho (RJ)*. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 11, p. 108–112, 2006.

MARTTINEN, S. K. *et al.* *Screening of physical-chemical methods for removal of organic material, nitrogen and toxicity from low strength landfill leachates*. *Chemosphere*, v. 46, n. 6, p. 851–8, 2002.

MCBRIDE, M.B. *Environmental chemistry of soils*. New York: Oxford University Press, 1994. 406 p.

METCALF e EDDY. *Wastewater Engineering, Treatment, Disposal, and Reuse*. New York: McGraw-Hill International Editions, 1991. 920 p.

MICHAEL, J. H. *Nutrients in salmon hatchery wastewater and its removal through the use of a wetland constructed to treat off-line settling pond effluent*. *Aquaculture*, v. 226, n. 1-4, p. 213–225, 2003.

MORAVIA, W. G. *Avaliação do tratamento de lixiviado de aterro sanitário através de processo oxidativo avançado conjugado com sistema de separação por membranas*. 2010. 237 f. Tese (Doutorado em em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.

MÜLLER, G. T. *et al.* *The effect of sanitary landfill leachate aging on the biological treatment and assessment of photoelectrooxidation as a pre-treatment process*. *Waste management*, v. 36, p. 177–83, 2015.

NAZ, M. *et al.* *Side-by-side comparison of horizontal subsurface flow and free water surface flow constructed wetlands and artificial neural network (ANN) modelling approach*. *Ecological Engineering*, v. 35, n. 8, p. 1255–1263, 2009.

NIVALA, J. *et al.* *Treatment of landfill leachate using an aerated, horizontal subsurface-flow constructed wetland*. *Science of the Total Environment*, v. 380, p. 19–27, 2007.

Orientações relativas a ensaios ecotoxicológicos com efluentes industriais em atendimento a legislação. São Paulo: CETESB. [Acesso em 6 setembro 2014]. Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br/userfiles/file/laboratorios/faq/ecotox-efluentes.pdf>.

OSADA, T. *et al.* *Analysis of Ammonia Toxicity in Landfill Leachates*. ISRN Toxicology, v. 2011, p. 1–6, 2011.

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

PAINTER, HA. *OECD Guidelines for the testing of chemicals: Detailed review paper on biodegradability testing*. Paris: OECD, 1995.

PAOLI, A. C. DE. *Análise de desempenho e comportamento de wetlands horizontais de fluxo subsuperficial baseado em modelos hidráulicos e cinéticos*. 2010. 148 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) Universidade Federal de Minas Gerais, 2010.

PETERS, T. A. *Purification of landfill leachate with membrane filtration*. Filtration & Separation, v. 35, n. 1, p. 33–36, 1998.

PHILIPPI, L. S.; SEZERINO, P. H. *Aplicação de sistemas tipo wetlands no tratamento de águas residuárias: utilização de filtros plantados com macrófitas*. 1ª Edição. Florianópolis, 2004. 144 p.

POSTMA, T. & STROES, J.A. *Lipid screening in clinical chemistry*. Clinica Chimica Acta, v. 22, n. 4, p. 569-578, 1968.

REDDY, K. R.; D'ANGELO, E. M. *Biogeochemical indicators to evaluate pollution removal efficiency in constructed wetlands*. Water Science and Technology, v. 35, p. 1–10, 1997.

REIS, B. G. *Avaliação da eficiência de processos avançados na remoção de toxicidade de lixiviado de aterro sanitário*. 2014. 152f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais.

RENOU, S. *et al.* *Landfill leachate treatment: Review and opportunity*. Journal of hazardous materials, v. 150, n. 3, p. 468–93, 2008.

ROCHA, P.S.; AZAB, E.A.; SCHMIDT, B.; STORCH, V.; HOLLERT, H.; BRAUNBECK, T. *Changes in toxicity and dioxin-like activity of sediments from the Tietê River (São Paulo, Brazil)*. Ecotoxicology and Environmental Safety, v. 73, 550-558, 2010.

SAEED, T.; SUN, G. *A review on nitrogen and organics removal mechanisms in subsurface flow constructed wetlands: Dependency on environmental parameters*,

operating conditions and supporting media. Journal of Environmental Management, v. 112, p. 429–448, 2012.

SILVA, A. *et al.* *Ecotoxicity tests using the green algae Chlorella vulgaris - A useful tool in hazardous effluents management*. Journal of Hazardous Materials, v. 167, p. 179-185, 2009.

SILVA, A. C. *Tratamento do percolado de aterro sanitário e avaliação da toxicidade do efluente bruto e tratado*. 2002. 111 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – COPPE, Universidade Federal do Rio de Janeiro.

SOROKO, M. *Treatment of wastewater from small slaughterhouse in hybrid constructed wetlands systems*. **Ecohydrology & Hydrobiology**, v. 7, n. 3-4, p. 339-343, 2007.

SOUTO, G. D. B. *Lixiviado de aterros sanitários brasileiros: estudo de remoção do nitrogênio amoniacal por processo de arraste com ar (“stripping”)*. 2009. 371f. Tese (Doutorado em Engenharia) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

STEFANAKIS, A.; AKRATOS, C. S.; TSIHRINTZIS, V. A. *Vertical Flow Constructed Wetlands*. Elsevier, 2014. p. 392.

TANNER, C. C. *et al.* *Nitrogen processing gradients in subsurface-flow treatment wetlands - Influence of wastewater characteristics*. Ecological Engineering, v. 18, p. 499–520, 2002.

TANNER, C. C. *et al.* *Constructed wetlands and denitrifying bioreactors for on-site and decentralised wastewater treatment: Comparison of five alternative configurations*. Ecological Engineering, v. 42, p. 112–123, maio 2012.

TATSI, A.; ZOUBOULIS, A. *A field investigation of the quantity and quality of leachate from a municipal solid waste landfill in a Mediterranean climate (Thessaloniki, Greece)*. Advances in Environmental Research, v. 6, n. 3, p. 207–219, set. 2002.

THOMAZ, S. M.; BINI, L. M. *Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas*. Maringá: Universidade Estadual de Maringá, 2003.

TONIATO, J. V. *Avaliação de um wetland construído no tratamento de efluentes sépticos – estudo de caso Ilha Grande, Rio de Janeiro, Brasil*. 2005. 95f. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Escola Nacional de Saúde Pública, Fundação Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro.

USEPA. *Constructed wetlands for wastewater treatment and wildlife habitat: 17 Case Studies*. EPA/832/R-93/005. Washington, DC, 1993.

VON SPERLING, M. *Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias: Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos*. Belo Horizonte:

Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais 1996.

WAARA, S. Landfill leachate toxicity. In: FERARD, J.F., BLAISE, C. *Encyclopedia of Aquatic Ecotoxicology*. Springer Verlag, 2013.

WANG, F.; SMITH, D. W.; GAMAL EL-DIN, M. *Aged raw landfill leachate: membrane fractionation, O₃ only and O₃/H₂O₂ oxidation, and molecular size distribution analysis*. *Water research*, v. 40, n. 3, p. 463–74, 2006.

WANG, Y. et al. *Electro-Fenton treatment of concentrates generated in nanofiltration of biologically pretreated landfill leachate*. *Journal of Hazardous Materials*, v. 229-230, p. 115–121, 2012.

WU, C. et al. *Influence of aeration modes on leachate characteristic of landfills that adopt the aerobic-anaerobic landfill method*, *Waste management*, v. 34, n. 1, p. 101–11, 2014.

VYMAZAL, J. *Removal of nutrients in various types of constructed wetlands*. *Science of the Total Environment*, v. 380, p. 48–65, 2007.

VYMAZAL, J. *Constructed wetlands for treatment of industrial wastewaters: A review*. *Ecological Engineering*, v. 73, p. 724–751, 2014.

YALCUK, A.; UGURLU, A. *Comparison of horizontal and vertical constructed wetland systems for landfill leachate treatment*. *Bioresource technology*, v. 100, n. 9, p. 2521–2526, 2009.

ZHANG, Q. Q. et al. *Investigation on characteristics of leachate and concentrated leachate in three landfill leachate treatment plants*. *Waste management*, v. 33, n. 11, p. 2277–86, 2013.

ZAGATTO, P. A.; BERTOLLETI, E. *Ecotoxicologia Aquática: Princípios e Aplicações*. São Paulo, 2008. p. 486.

APÊNDICE A - Tabela de valores de parâmetros físico-químicos e específicos do lixiviado afluyente do *wetland* construído no ano de 2013 (continua).

Amostragens	pH	Condutividade (mS cm ⁻¹)	Turbidez (NTU)	Cor verdadeira (UC)	Cor aparente (UC)	COD (mg L ⁻¹)	Proteínas (mg L ⁻¹)	Substâncias húmicas (mg L ⁻¹)
21/05/2013	6,11	11,37	-	-	-	376,3	-	635,0
23/05/2013	6,39	11,66	12,7	-	-	244,9	660,9	586,7
27/05/2013	6,11	11,37	-	-	-	376,5	450,4	521,6
03/06/2013	5,99	13,40	-	-	-	377,7		535,0
07/06/2013	6,00	6,00	-	-	-	275,9	298,6	506,6
19/06/2013	7,27	8,18	-	-	-	352,4	636,7	480,0
20/06/2013	7,08	13,70	-	-	-	360,9	582,8	95,0
25/06/2013	6,10	-	-	1770	1940	356,8	-	856,7
27/06/2013	6,53	13,80	-	1630	1580	-	599,5	-
04/07/2013	7,32	13,50	-	670	860	392,9	611,7	-
05/07/2013	7,00	6,13	2,68	1670	1780	416,6	564,3	-
11/07/2013	7,10	13,75	28,17	540	880	574,1	649	-
16/07/2013	7,37	-	-	-	-	406,9	-	-
18/07/2013	7,00	-	6,71	1610	1870	-	507	-
22/07/2013	7,20	7,70	-	1640	1690	454,3	664	73,3
06/08/2013	6,09	-	-	-	-	379,7	466	
15/08/2013	6,90	10,50	6,26	1760	1780	666,1	413,7	189,9
27/08/2013	6,80	7,82	1,34	1260	1450	417,3	448	6,6
11/09/2013	6,34	-	-	-	-	485,3	438,7	-
09/10/2013	7,03	11,11	6,71	1720	1590	481	-	35,0
14/11/2013	6,89	8,00	3,13	1750	1790	-	580,662	610,0
03/12/2013	5,99	7,74	2,68	1510	1850	-	505,326	541,7

APÊNDICE A - Tabela de valores de parâmetros físico-químicos e específicos do lixiviado afluente do wetland construído no ano de 2013 (continuação).

Amostragens	Lipídeos (mg L ⁻¹)	Carboidratos (mg L ⁻¹)	Nitrogênio amoniacoal (mg NH ₃ L ⁻¹)	Nitrito (mg L ⁻¹)	Nitrato (mg L ⁻¹)	Alcalinidade (mg CaCO ₃ L ⁻¹)	Sólidos totais (mg L ⁻¹)	Sólidos dissolvidos totais (mg L ⁻¹)	Sólidos suspensos totais (mg L ⁻¹)
21/05/2013	32,2	66,4	-	9,0	460,8	-	-	-	-
23/05/2013	57,7	75,1	212,6	0,3	271,8	-	-	-	-
27/05/2013	29,2	76,8	-	7,1	477,5	-	-	-	-
03/06/2013	54,7	73,7	-	0,9	473,8	-	-	-	-
07/06/2013		82,3	218,8	-	270,3	-	-	-	-
19/06/2013	43,3	107,2	249,0	155,1	535,3	-	-	-	-
20/06/2013	-	-	212,6	25,9	380,9	-	-	-	-
25/06/2013	56,8	117,2	235,3	255,7	541,6	-	-	-	-
27/06/2013	-	-	223,9	1,5	494,1	-	-	-	-
04/07/2013	-	-	210,1	505,1	342,9	-	-	-	-
05/07/2013	-	-	259,3	30,5	495,6	-	-	-	-
11/07/2013	25,3	74,5	292,9	0,5	508,6	-	-	-	-
16/07/2013	-	-	322,2	407,7	489,5	-	-	-	-
18/07/2013	-	-	405,1	-	486,2	120	-	-	-
22/07/2013	-	-	373,9	633,0	491,8	100	-	-	-
06/08/2013	-	-	391,4	468,4	495,4	150	-	-	-
15/08/2013	-	-	350,4	0,6	340,0	185	-	-	-
27/08/2013	23,6	372,3	270,3	403,4	506,5	225	-	-	-
11/09/2013	-	-	292,9	-	484,7	65	-	-	-
09/10/2013	31,7	192,9	-	-	312,5	-	9902	9824	78
14/11/2013	36,6	286,0	348,0	6715,7	301,6	-	10146	10064	82
03/12/2013	40,6	164,0	225,0	751,6	531,9	-	10494	10414	80

APÊNDICE A - Tabela de valores de DQO do lixiviado afluyente do *wetland* construído no ano de 2013 (conclusão)

Amostragens	DQO (mg O ₂ L ⁻¹)	Amostragens	DQO (mg O ₂ L ⁻¹)
16/05/2013	1525	16/07/2013	2050
21/05/2013	1680	16/07/2013	1135
21/05/2013	748	18/07/2013	1630
23/05/2013	1620	18/07/2013	1102
27/05/2013	819	22/07/2013	1346
28/05/2013	1550	23/07/2013	1441
30/05/2013	1600	25/07/2013	1160
04/06/2013	1485	30/07/2013	1145
06/06/2013	1715	01/08/2013	1115
07/06/2013	1204	06/08/2013	1511
11/06/2013	1150	15/08/2013	1102
13/06/2013	1510	22/08/2013	1385
18/06/2013	1515	27/08/2013	1361
19/06/2013	1303	29/08/2013	1140
20/06/2013	1186	05/09/2013	825
20/06/2013	1345	11/09/2013	1838
25/06/2013	1275	12/09/2013	785
25/06/2013	895	21/09/2013	1435
27/06/2013	1183	26/09/2013	1727
27/06/2013	1260	03/10/2013	1182
04/07/2013	1251	09/10/2013	1650
05/07/2013	1080	10/10/2013	1395
05/07/2013	745	17/10/2013	1275
11/07/2013	830	14/11/2013	1946
11/07/2013	1161	03/12/2013	1371

APÊNDICE B - Tabela de valores de parâmetros físico-químicos e específicos do lixiviado afluyente do *wetland* construído no ano de 2014 (continua).

Amostragens	pH	Condutividade (mS cm ⁻¹)	Turbidez (NTU)	Cor verdadeira (UC)	Cor aparente (UC)	COD (mg L ⁻¹)
28/01/2014	7,0	6,2	83,2	1650	2640	292,1
11/02/2014	6,5	6,5	25,5	1620	1380	351,5
26/02/2014	5,1	12,7	11,0	1160	1300	443,6
26/03/2014	8,0	13,7	1,7	1480	1620	453,2
01/04/2014	6,7	14,1	2,2	1780	1870	465,8
08/04/2014	7,8	14,3	0,6	1400	1660	418,5
29/04/2014	-	-	-	-	-	447,2
07/05/2014	7,1	14,4	5,6	1950	1930	492,2
15/05/2014	8,5	18,4	2,4	1750	1720	352,6
23/05/2014	7,9	16,8	16,4	2270	2630	-
28/05/2014	7,8	15,5	5,1	2140	2490	-
29/07/2014	6,5	16,1	20,0	1856	1985	541,5
30/07/2014	-	-	-	1624	1756	-
06/08/2014	6,6	17,2	18,4	1584	2015	-
07/08/2014	6,5	17,1	3,3	1932	1915	482,8
15/08/2014	5,6	16,9	7,2	1792	1980	-
19/08/2014	7,0	15,1	5,0	1673	1888	-

APÊNDICE B - Tabela de valores de parâmetros físico-químicos e específicos do lixiviado afluyente do *wetland* construído no ano de 2014 (continuação).

Amostragens	Proteínas (mg L ⁻¹)	Substâncias húmicas (mg L ⁻¹)	Lipídeos (mg L ⁻¹)	Carboidratos (mg L ⁻¹)	Amônia (mg NH ₃ L ⁻¹)	Nitrito (mg L ⁻¹)
28/01/2014	-	673,3	27,1	440,9	-	3312,5
11/02/2014	367,3	245,7	27,0	39,6	223,0	1277,6
26/02/2014	465,4	279,4	44,9	460,6	453,0	3806,4
26/03/2014	662,0	363,1	53,8	-	-	7270,3
01/04/2014	611,8	384,3	49,6	-	462,0	6355,0
08/04/2014	671,4	562,7	41,9	-	305,4	7342,8
29/04/2014	1142,7	707,0	52,1	572,4	582,6	4148,8
07/05/2014	704,6	321,1	51,9	913,9	296,0	7046,4
15/05/2014	546,0	668,8	67,8	879,9	573,2	5679,9
23/05/2014	781,7	636,2	-	799,5	461,3	6733,6
28/05/2014	606,2	670,3	-	662,1	337,0	5186,0
29/07/2014	841,6	606,3	51,7	374,5	214,3	2387,2
30/07/2014	-	-	-	-	-	-
06/08/2014	754,4	611,2	50,1	601,5	355,4	3737,2
07/08/2014	643,6	591,5	56,3	640,7	350,6	4099,4
15/08/2014	495,7	287,0	61,7	-	325,3	-
19/08/2014	679,6	-	61,8	-	70,6	3309,2

APÊNDICE B - Tabela de valores de parâmetros físico-químicos e específicos do lixiviado afluyente do *wetland* construído no ano de 2014 (continuação).

Amostragens	Nitrato (mg L ⁻¹)	Alcalinidade (mg CaCO ₃ L ⁻¹)	Sólidos totais (mg L ⁻¹)	Sólidos dissolvidos totais (mg L ⁻¹)	Sólidos suspensos totais (mg L ⁻¹)	Fósforo total (mg L ⁻¹)	Cloreto (mg L ⁻¹)
28/01/2014	233,2	290	7792	7470	322	3,1	2890,3
11/02/2014	121,0	-	6842	6724	118	1,3	3443,1
26/02/2014	316,1	410	9320	9168	152	-	3565,4
26/03/2014	131,7	150	-	-	-	0,6	3810,0
01/04/2014	222,1	140	9818	9736	82	0,3	3810,0
08/04/2014	245,4	370	9902	9860	42	0,3	3858,9
29/04/2014	272,0	2050	10026	9886	140	-	3810,0
07/05/2014	374,0	350	10114	10014	100	0,2	3907,8
15/05/2014	347,3	-	10352	10236	116	0,3	4005,7
23/05/2014	288,4	-	10580	10432	148	1,4	3962,9
28/05/2014	371,0	-	-	-	-	1,0	4060,8
29/07/2014	439,0	-	-	-	-	2,1	2332,6
30/07/2014	-	-	-	-	-	-	-
06/08/2014	398,3	-	10810	10696	114	0,3	-
07/08/2014	385,1	170	11226	11068	158	0,5	4168,9
15/08/2014	343,5	130	10722	10636	86	-	3672,6
19/08/2014	416,9	150	11650	11536	114	-	3970,4

APÊNDICE B - Tabela de valores de DQO do lixiviado afluyente do *wetland* construído no ano de 2014 (conclusão).

Amostragem	DQO (mg O ₂ L ⁻¹)
28/01/2014	1644
11/02/2014	-
15/02/2014	1290
22/02/2014	1150
26/02/2014	1564
01/03/2014	1560
15/03/2014	1575
22/03/2014	1425
26/03/2014	1897
29/03/2014	1610
01/04/2014	1824
05/04/2014	1315
08/04/2014	1858
29/04/2014	1812
03/05/2014	1465
07/05/2014	1838
15/05/2014	1647
17/05/2014	1570
23/05/2014	1701
28/05/2014	-
12/06/2014	1340
21/06/2014	1150
05/07/2010	1675
19/07/2014	1300
29/07/2014	-
30/07/2014	-
02/08/2014	1725
06/08/2014	1684
07/08/2014	1618
15/08/2014	1600
16/08/2014	1815
19/08/2014	1649
23/08/2014	1700
30/08/2014	1895
29/09/2014	2020

APÊNDICE C - Tabela de valores de parâmetros físico-químicos e específicos do lixiviado efluente do *wetland* construído no ano de 2013 (continua).

Amostragens	pH	Condutividade (mS cm ⁻¹)	Turbidez (NTU)	Cor verdadeira (UC)	Cor aparente (UC)	COD (mg L ⁻¹)	Proteínas (mg L ⁻¹)	Substâncias húmicas (mg L ⁻¹)
21/05/2013	7,3	12,6	-	-	-	332,3	-	555,0
23/05/2013	7,5	11,2	2,8	-	-	262,5	578,4	465,0
27/05/2013	7,3	12,6	-	-	-	372,1	430,9	564,9
03/06/2013	7,1	13,1	-	-	-	346,2	-	510,0
07/06/2013	7,1	7,1	-	-	-	280,3	503,9	496,6
19/06/2013	6,2	-	-	-	-	322,8	557,7	566,7
20/06/2013	7,2	13,9	-	-	-	341,6	-	-
25/06/2013	6,3	-	-	1670	1810	408,1	-	501,7
27/06/2013	7,0	13,6	-	1660	1730	-	600,5	286,7
04/07/2013	7,1	11,1	-	-	-	175,2	164,0	48,3
05/07/2013	7,1	5,6	0,9	1520	1630	320,4	503,5	39,9
11/07/2013	7,1	12,3	43,4	620	830	-	642,4	-
16/07/2013	7,2	-	-	-	-	404,4	583,9	-
18/07/2013	6,0	10,9	0,9	1700	1710	-	584,0	56,3
22/07/2013	7,4	-	-	-	-	406,3	635,5	39,9
06/08/2013	6,9	-	-	-	-	378,0	633,3	-
15/08/2013	6,9	17,5	69,3	920	1710	502,8	517,4	56,6
27/08/2013	6,8	7,7	1,8	1300	1490	413,6	526,9	-
11/09/2013	7,1	-	-	-	-	394,6	432,9	-
09/10/2013	7,5	10,1	0,9	1310	1410	860,4	-	-
14/11/2013	7,6	7,3	0,0	1600	1650	397,3	585,1	655,0
03/12/2013	7,7	7,1	2,2	1630	1700	382,7	467,3	576,7

APÊNDICE C - Tabela de valores de parâmetros físico-químicos e específicos do lixiviado efluente do *wetland* construído no ano de 2013 (continuação).

Amostragens	Lipídeos (mg L-1)	Carboidratos (mg L-1)	Amônia (mg NH ₃ L-1)	Nitrito (mg L-1)	Nitrato (mg L-1)	Alcalinidade (mg CaCO ₃ L-1)	Sólidos totais (mg L-1)	Sólidos dissolvidos totais (mg L-1)	Sólidos suspensos totais (mg L ⁻¹)
21/05/2013	29,0	47,0	-	11,5	405,4	-	-	-	-
23/05/2013	58,4	53,7	187,6	1,2	274,1	-	-	-	-
27/05/2013	48,0	49,7	-	0,9	459,3	-	-	-	-
03/06/2013	50,3	58,8	-	1,1	454,4	-	-	-	-
07/06/2013	40,8	62,1	212,6	-	269,7	-	-	-	-
19/06/2013	64,2	72,0	212,6	1,1	438,8	-	-	-	-
20/06/2013	-	-	198,6	2,0	407,7	-	-	-	-
25/06/2013	59,8	82,6	232,5	5,0	535,0	-	-	-	-
27/06/2013	-	-	212,6	0,5	490,6	-	-	-	-
04/07/2013	-	-	85,8	17,6	201,8	-	-	-	-
05/07/2013	-	-	215,2	9,6	435,8	-	-	-	-
11/07/2013	23,0	59,3	247,6	1,4	453,6	-	-	-	-
16/07/2013	-	-	242,0	437,6	492,9	-	-	-	-
18/07/2013	-	-	297,4	1,2	428,5	60	-	-	-
22/07/2013	-	-	302,0	435,4	435,4	50	-	-	-
06/08/2013	-	-	206,2	3,5	472,5	50	-	-	-
15/08/2013	-	-	376,0	0,8	389,5	330	-	-	-
27/08/2013	23,9	94,0	155,5	12,5	523,7	550	-	-	-
11/09/2013	-	-	111,1	28,3	527,7	180	-	-	-
09/10/2013	33,4	100,2	-	400,4	-	-	9820	9766	54
14/11/2013	30,7	152,7	19,2	758,2	416,7	-	10228	10176	52
03/12/2013	24,5	100,1	248,0	416,7	447,1	-	9254	9208	46

APÊNDICE C - Tabela de valores de DQO do lixiviado efluente do *wetland* construído no ano de 2013 (conclusão).

Amostragens	DQO (mg O ₂ L ⁻¹)	Amostragens	DQO (mg O ₂ L ⁻¹)
16/05/2013	2680,00	16/07/2013	1020,00
21/05/2013	1310,00	16/07/2013	1090,51
21/05/2013	752,60	18/07/2013	900,00
23/05/2013	2440,00	18/07/2013	1097,00
27/05/2013	756,10	22/07/2013	1013,46
28/05/2013	1450,00	23/07/2013	620,00
30/05/2013	1700,00	25/07/2013	1460,00
04/06/2013	1130,00	30/07/2013	760,00
06/06/2013	1430,00	01/08/2013	1045,00
07/06/2013	1058,00	06/08/2013	1156,44
11/06/2013	1080,00	15/08/2013	1156,00
13/06/2013	1540,00	22/08/2013	720,00
18/06/2013	1400,00	27/08/2013	1186,00
19/06/2013	1114,00	29/08/2013	865,00
20/06/2013	888,00	05/09/2013	945,00
20/06/2013	1040,00	11/09/2013	1208,00
25/06/2013	1188,00	12/09/2013	785,00
25/06/2013	870,00	21/09/2013	880,00
27/06/2013	1200,00	26/09/2013	1727,50
27/06/2013	770,00	03/10/2013	835,00
04/07/2013	579,00	09/10/2013	1117,00
05/07/2013	929,56	10/10/2013	1250,00
05/07/2013	480,00	17/10/2013	1095,00
11/07/2013	810,00	14/11/2013	1450,30
11/07/2013	1059,00	03/12/2013	1240,90

APÊNDICE D - Tabela de valores de parâmetros físico-químicos e específicos do lixiviado efluente do wetland construído no ano de 2014 (continua).

Amostragens	pH	Condutividade (mS cm ⁻¹)	Turbidez (NTU)	Cor verdadeira (UC)	Cor aparente (UC)	COD (mg L ⁻¹)	Proteínas (mg L ⁻¹)
28/01/2014	8,3	6,3	41,6	2050	2450	337,6	-
11/02/2014	7,2	6,3	4,5	1610	1760	375,4	441,6
26/02/2014	5,1	12,1	0,7	1100	1320	400,4	505,0
26/03/2014	8,3	12,3	0,5	2250	2260	418,8	637,9
01/04/2014	7,0	13,6	0,7	1680	1960	404,7	608,4
08/04/2014	8,3	13,8	0,8	1570	1820	-	-
29/04/2014	-	-	-	-	-	453,6	-
07/05/2014	8,2	14,0	3,9	2400	2130	464,8	1172,7
15/05/2014	8,2	17,3	1,6	2190	1910	507,5	663,2
23/05/2014	8,3	15,3	7,7	2920	3010	366,7	1116,0
28/05/2014	8,4	14,6	3,2	2880	2930	-	769,2
29/07/2014	-	-	-	1980	2425	-	569,7
30/07/2014	-	-	-	-	-	-	-
06/08/2014	5,9	15,6	18,9	1816	1944	430,0	616,3
07/08/2014	5,8	15,9	0,5	1556	1936	449,8	634,4
15/08/2014	5,8	15,1	7,5	1816	1948	-	606,2
19/08/2014	6,0	14,8	0,5	1916	1940	-	645,9

APÊNDICE D - Tabela de valores de parâmetros físico-químicos e específicos do lixiviado efluente do *wetland* construído no ano de 2014 (continuação).

Amostragens	Substâncias húmicas (mg L ⁻¹)	Lipídeos (mg L ⁻¹)	Carboidratos (mg L ⁻¹)	Amônia (mg NH ₃ L ⁻¹)	Nitrito (mg L ⁻¹)	Nitrato (mg L ⁻¹)
28/01/2014	643,3	15,3	84,6	147,0	339,2	239,3
11/02/2014	215,4	26,3	40,0	107,0	961,5	33,1
26/02/2014	249,1	46,1	-	89,5	1396,1	281,9
26/03/2014	428,6	55,2	406,5	-	2607,8	75,1
01/04/2014	389,2	46,6	416,5	270,0	4563,7	179,5
08/04/2014	478,3	50,7	-	235,0	5880,8	207,4
29/04/2014	591,5	49,0	328,9	297,2	2199,5	173,0
07/05/2014	666,5	66,9	690,0	233,6	4484,7	330,5
15/05/2014	1374,8	67,5	733,1	361,9	4748,1	306,8
23/05/2014	787,3	-	287,2	368,0	1606,8	94,8
28/05/2014	839,2	-	425,3	303,9	2621,0	248,1
29/07/2014	776,4	42,9	145,2	170,9	1027,3	431,6
30/07/2014	-	54,0	210,6	291,9	1409,3	425,3
06/08/2014	552,5	59,4	128,1	180,1	922,0	384,9
07/08/2014	563,5	62,3	205,0	184,2	1218,3	362,2
15/08/2014	669,5	43,3	-	81,9	-	290,3
19/08/2014	-	50,7	-	321,6	72,4	348,6

APÊNDICE D - Tabela de valores de parâmetros físico-químicos e específicos do lixiviado efluente do *wetland* construído no ano de 2014 (continuação).

Amostragens	Alcalinidade (mg CaCO ₃ L ⁻¹)	Sólidos totais (mg L ⁻¹)	Sólidos dissolvidos totais (mg L ⁻¹)	Sólidos suspensos totais (mg L ⁻¹)	Fósforo total (mg L ⁻¹)	Cloreto (mg L ⁻¹)
28/01/2014	490	7352	7270	82	2,3	3076,2
11/02/2014	95	9018	8938	80	1,5	3663,2
26/02/2014	560	8758	8610	148	0,8	-
26/03/2014	370	-	-	-	2,4	3516,4
01/04/2014	250	7352	9520	84	0,8	3907,8
08/04/2014	-	9786	9750	36	1,2	3663,2
29/04/2014	1200	8432	8366	66	-	3174,0
07/05/2014	380	10182	10102	80	1,0	3907,8
15/05/2014	-	10460	10370	90	0,6	3907,8
23/05/2014	-	10034	9934	100	1,9	4011,9
28/05/2014	-	-	-	-	1,5	3865,1
29/07/2014	-	-	-	-	-	1191,1
30/07/2014	290,0	-	-	-	0,6	-
06/08/2014	-	10430	10286	144	-	-
07/08/2014	310	10640	10522	118	-	3672,6
15/08/2014	330	10344	10260	84	-	3275,6
19/08/2014	340	10286	10184	102	-	4119,3

APÊNDICE D - Tabela de valores de DQO do lixiviado efluente do *wetland* construído no ano de 2014 (conclusão).

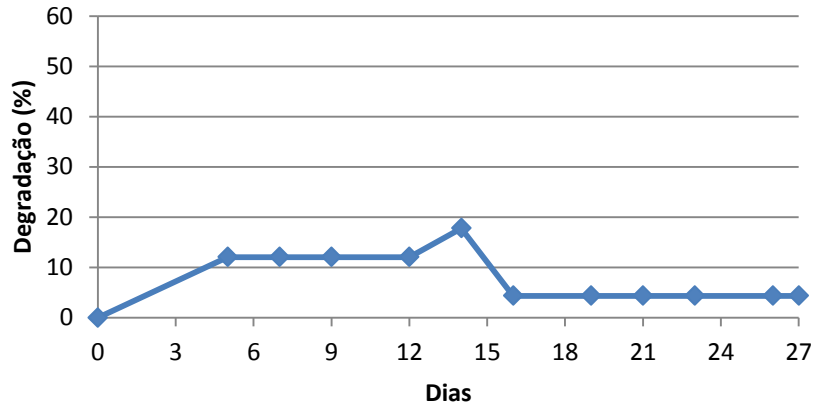
Amostragem	DQO (mg O ₂ L ⁻¹)
28/01/2014	1200
11/02/2014	-
15/02/2014	880
22/02/2014	835
26/02/2014	1205
01/03/2014	1210
15/03/2014	1280
22/03/2014	825
26/03/2014	1591
29/03/2014	1480
01/04/2014	1611
05/04/2014	1213
08/04/2014	1603
29/04/2014	1431
03/05/2014	1315
07/05/2014	1721
15/05/2014	1363
17/05/2014	1525
23/05/2014	1402
28/05/2014	-
12/06/2014	1083
21/06/2014	1055
05/07/2010	1260
19/07/2014	1060
29/07/2014	1174
30/07/2014	1288
02/08/2014	1175
06/08/2014	1337
07/08/2014	-
15/08/2014	1259
16/08/2014	1405
19/08/2014	1295
23/08/2014	1435
30/08/2014	1060
29/09/2014	1470

APÊNDICE E - Teste de Normalidade Shapiro-Wilk de todos os parâmetros analisados dos lixiviados afluente e efluente do *wetland*.

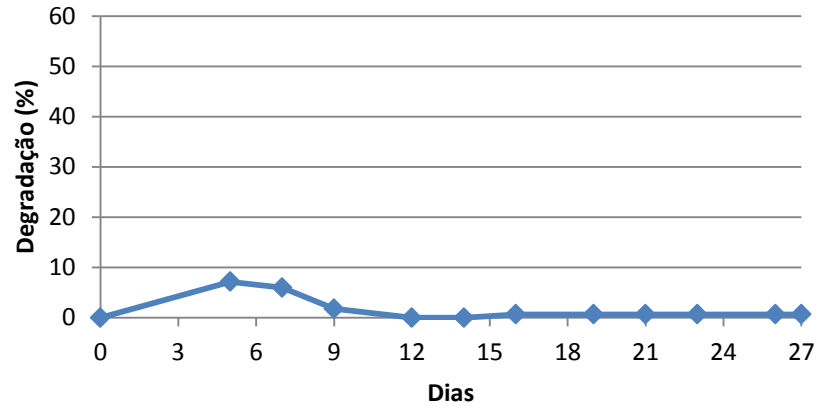
Parâmetros	Valores de p	
	Afluente	Efluente
pH	0,029	0,078
Condutividade (mS cm ⁻¹)	0,062	> 0,1
Turbidez (NTU)	0,02	< 0,01
Cor verdadeira (UC)	< 0,01	> 0,1
Cor aparente (UC)	0,03	> 0,1
DQO (mg O ₂ L ⁻¹)	> 0,1	> 0,1
COT (mg L ⁻¹)	> 0,1	> 0,1
Proteínas (mg L ⁻¹)	> 0,1	> 0,1
Substâncias Húmicas (mg L ⁻¹)	0,045	0,034
Lipídios (mg L ⁻¹)	> 0,1	> 0,1
Carboidratos (mg L ⁻¹)	< 0,01	0,065
Amônia (mg L ⁻¹)	0,047	> 0,1
Nitrito (mg L ⁻¹)	< 0,01	< 0,01
Nitrato (mg L ⁻¹)	< 0,01	0,024
Sólidos dissolvidos totais (mg L ⁻¹)	> 0,1	> 0,1
Sólidos suspenso totais (mg L ⁻¹)	0,071	0,062

APÊNDICE F – Ensaios do teste de biodegradabilidade.

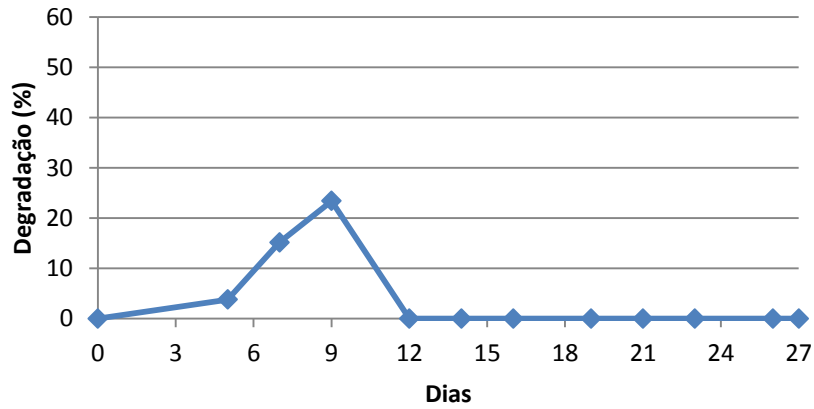
Biodegradabilidade - Ensaio 1 (afluente)



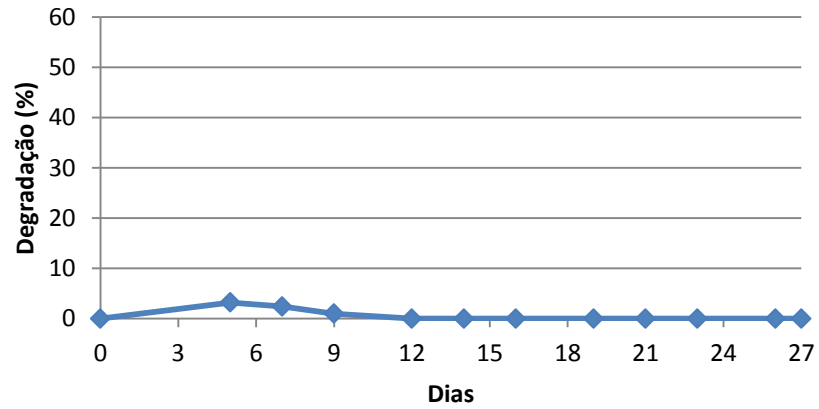
Biodegradabilidade - Ensaio 1 (efluente)



Biodegradabilidade - Ensaio 2 (afluente)

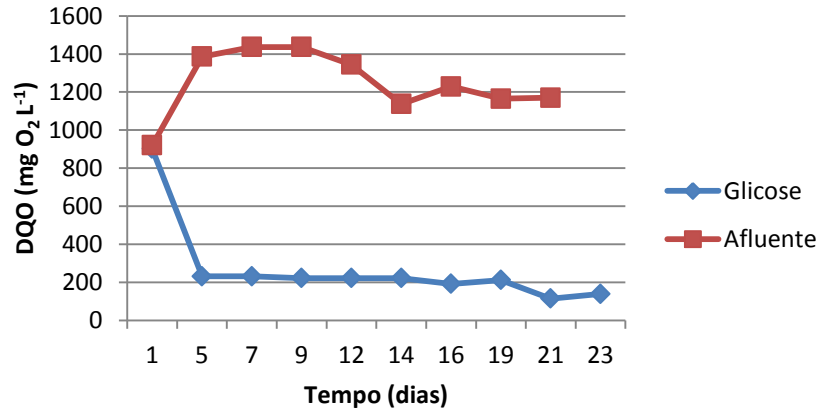


Biodegradabilidade - Ensaio 2 (efluente)

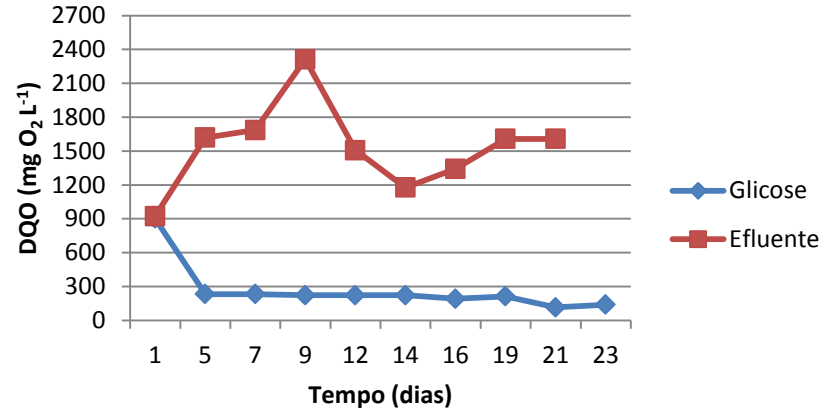


APÊNDICE G – Ensaios do teste de DQO inerte.

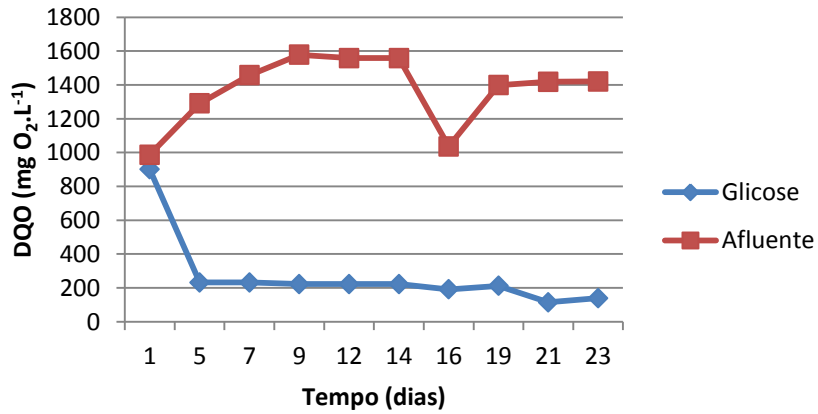
DQO inerte - Ensaio 1



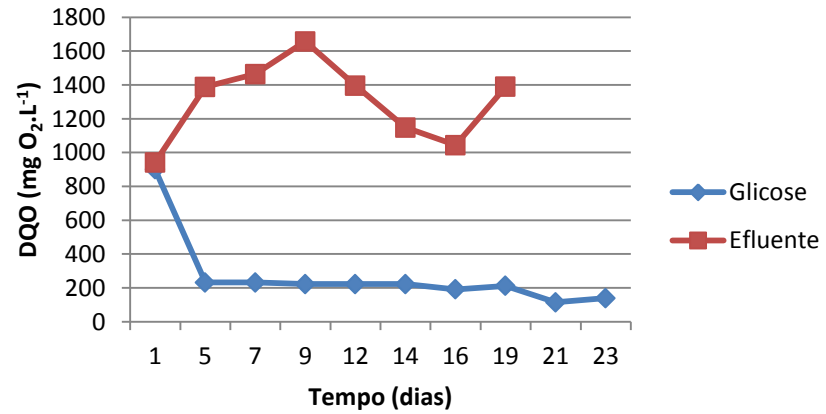
DQO inerte - Ensaio 1



DQO inerte - Ensaio 2



DQO inerte - Ensaio 2



APÊNDICE H – Volumes de entrada e saída dos lixiviados afluente e efluente do *wetland* no processo de fracionamento de moléculas para cada filtragem com membranas.

Ensaio	Membranas (kDa)	Volume de entrada (mL)	Volume de Saída (mL)
Ensaio 1			
	10	400	320
Afluente do <i>wetland</i>	1	440	310
	0,5	440	370
	10	340	270
Efluente do <i>Wetland</i>	1	350	280
	0,5	400	320
Ensaio 2			
	10	400	320
Afluente do <i>wetland</i>	1	500	390
	0,5	500	440
	10	400	250
Efluente do <i>wetland</i>	1	500	375
	0,5	500	350
Ensaio 3			
	10	400	310
Afluente do <i>Wetland</i>	1	500	375
	0,5	400	350
	10	400	310
Efluente do <i>wetland</i>	1	440	375
	0,5	400	350
Ensaio 4			
	10	285	230
Afluente do <i>wetland</i>	1	280	225
	0,5	280	195
	10	265	220
Efluente do <i>wetland</i>	1	250	210
	0,5	275	220
Ensaio 5			
	10	265	220
Afluente do <i>wetland</i>	1	250	210
	0,5	275	220
	10	260	215
Efluente do <i>wetland</i>	1	275	240
	0,5	275	230