



Universidade do Estado do Rio de Janeiro

Centro de Tecnologia e Ciências

Faculdade de Engenharia

Fernando Braile Jr.

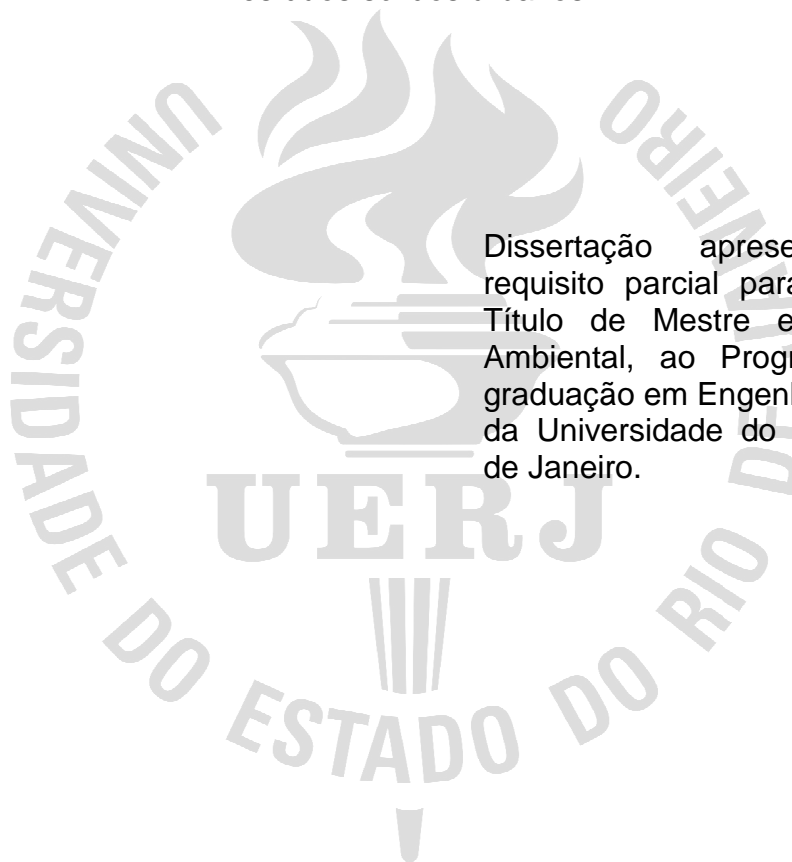
**Construção e Operação de Wetland como Polimento de Lixiviado
de Aterro de Resíduos Sólidos Urbanos**

Rio de Janeiro

2015

Fernando Braile Jr.

Construção e operação de wetland como polimento de lixiviado de aterro de
resíduos sólidos urbanos



Dissertação apresentada, como requisito parcial para obtenção do Título de Mestre em Engenharia Ambiental, ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental da Universidade do Estado do Rio de Janeiro.

Orientador: Professor João Alberto Ferreira, D.Sc.

Coorientadora: Professora Elisabeth Ritter, D.Sc.

Rio de Janeiro

2015

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

B814 Braile Junior, Fernando.

Construção e operação de wetland como polimento de lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos / Fernando Braile Junior. - 2015.

117 f.

Orientador: João Alberto Ferreira.

Coorientador: Elisabeth Ritter.

Dissertação (Mestrado) – Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Faculdade de Engenharia.

1. Engenharia Ambiental. 2. Gestão de zonas úmidas – Dissertações. 3. Lixo - Tratamento - Dissertações. 4. Resíduos sólidos urbanos - Dissertações. I. Ferreira, João Alberto. II. Ritter, Elisabeth. III. Universidade do Estado do Rio de Janeiro. IV. Título.

CDU 628.4

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

Assinatura

Data

Fernando Braille Jr.

Construção e operação de wetland como polimento de lixiviado de aterro de
resíduos sólidos urbanos

Dissertação apresentada, como
requisito parcial para obtenção do
Título de Mestre em Engenharia
Ambiental, ao Programa de Pós-
graduação em Engenharia Ambiental
da Universidade do Estado do Rio
de Janeiro.

Aprovada em

Banca Examinadora:

Prof. João Alberto Ferreira, D.Sc.(Orientador)
Faculdade de Engenharia da UERJ

Prof^a. Elisabeth Ritter, D.Sc (Coorientadora)
Faculdade de Engenharia da UERJ

Prof. Gandhi Giordano, D.Sc.
Faculdade de Engenharia da UERJ

Prof^a. Camille Ferreira Mannarino, D.Sc.
FIOCRUZ - Escola Nacional de Saúde Pública Sergio Arouca

Rio de Janeiro

2015

AGRADECIMENTOS

À minha esposa Adriana e aos meus filhos Raphael e Renata por entender minha ausência e meu mau humor nesse período. Dedico a eles todo o esforço despendido.

Aos meus pais Marisa e Fernando por terem contribuído tão positivamente na minha formação.

Aos professores Beth, Daniele, João, Gandhi e Olavo por todos os conhecimentos transmitidos.

À equipe do aterro principalmente ao Ataíde, Sebastião e Boiadeiro pelo apoio dado.

Às colegas Ana Carolina e Iara pelo empenho em me convencer a entrar nessa empreitada.

Aos integrantes do LES, pelo apoio dado nas análises.

Ao laboratório da TECMA pelo apoio dado nas análises.

À UERJ.

À FINEP pelos recursos disponibilizados.

RESUMO

BRAILE JUNIOR., Fernando. *Construção e operação de wetland como polimento de lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos*. 2015. 117 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Faculdade de Engenharia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2015.

O presente trabalho tem o objetivo de avaliar a metodologia de construção, de plantio, de manutenção, de operação e a eficiência de um sistema de tratamento por wetland construído como etapa de polimento da Estação de Tratamento de Lixiviado (ETC) de Aterro já encerrado de Resíduos Sólidos Urbanos na Região Metropolitana do Rio de Janeiro. Parte do efluente tratado por lodos ativados na ETC foi direcionado e tratado no wetland construído. Foi escolhido o projeto de Fluxo Horizontal Subsuperficial e a vegetação selecionada foi a taboa (*Typha latifolia*) que é nativa da área do aterro. Em média, foram feitas três amostragens mensais do afluente e do efluente do wetland, de maio a outubro de 2013. A eficiência do sistema foi avaliada por meio de parâmetros físico-químicos e de parâmetros coletivos específicos. A eficiência de remoção de Demanda Química de Oxigênio (DQO) foi de 60%, nitrogênio amoniacal de 67%, nitrito de 72% e nitrato de 57%. Outro parâmetro avaliado foi a toxicidade aguda, foram utilizados os organismos teste *Danio rerio* (peixe), a *Daphnia similis* (microcrustáceo) e a *Aliivibrio fischeri* (bactéria luminescente). Durante o período foram coletados diariamente as vazões de entrada e saída, a condutividade elétrica e o índice pluviométrico. Os resultados mostraram que o uso de wetland como etapa de polimento pode ser uma alternativa para o tratamento de lixiviado.

Keywords: Wetlands construídos; Lixiviado; Tratamento de lixiviado.

ABSTRACT

BRAILE JUNIOR, Fernando. *Wetland construction and operation as leachate polishing Municipal Solid Waste Landfill*. 2015. 117 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Faculdade de Engenharia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2015.

This paper aims to evaluate the methodology of construction, planting, maintenance and efficiency of a constructed wetland treatment system as a constructed wetland polishing step of the leachate treatment (ETC) of the closed Landfill station. One amount of the effluent from the activated sludge plant was directed and treated in a constructed wetland. We used an Horizontal Subsurface Flow plant and the selected vegetation was the Cattail (*Typha latifolia*) which is native to the disposal area. Three samples of influent and effluent of the constructed wetland were made on average per month in the period from May up to October 2013. The system efficiency was evaluated by physical-chemical parameters and parameters of specific groups. The COD (chemical oxygen demand) removal efficiency was 60%, ammonia nitrogen was 67%, nitrite and nitrate was 72% and 57%, respectively. It was also evaluated acute toxicity, the test organisms used were: *Danio rerio*, a *Daphnia similis* e a *Aliivibrio fischeri*. It was collected flow rates of input and output, electric conductivity and rainfall daily. The results showed that the use of wetland, as a polishing step, may be an alternative for treatment of leachate.

Keywords: Constructed Wetlands; Leachate; Leachate Treatment.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Detalhes de um aterro sanitário	16
Figura 2. Balanço da DQO da fração orgânica em um aterro sanitário.....	25
Figura 3: Esquema de funcionamento do lodo ativado	28
Figura 4: Tipos de Macrófitas	31
Figura 5: WC de fluxo horizontal sub-superficial	33
Figura 6: Vista e corte do projeto de entrada	44
Figura 7: Vista e corte do projeto de saída.....	45
Figura 8: Representação esquemática de wetland construído com sistema de fluxo horizontal subsuperficial	52
Figura 10: Vista do início da construção: escavação	58
Figura 11: Nivelamento da fundação.....	58
Figura 12: Instalando uma proteção para manta de PEAD	58
Figura 13: Posicionando a geomembrana para a soldagem	59
Figura 14: Detalhe da máquina de solda.....	60
Figura 15: Posicionando a geomembrana no wetland	60
Figura 16: Detalhe da preparação para soldagem da tubulação de saída	61
Figura 17: Vista da manta posicionada e da caixa de saída	61
Figura 18: Lançamento da camada de argila	62
Figura 19: Vista da camada de brita e dos pontos de amostragem	62
Figura 20: Aplicação do composto	63
Figura 21: Detalhe do ponto de amostragem	63
Figura 22: Ponto de captação do efluente.....	64
Figura 23: Detalhe do conduíte e da tubulação chegando na caixa de estocagem/distribuição	65
Figura 24: Detalhe do sistema de controle da vazão de entrada	66
Figura 25: Detalhe do sistema de controle do nível do wetland	66
Figura 26: Taboa (<i>Thypha latifolia</i>).....	67
Figura 27: Fotografia de um corte transversal de um caule de taboa	67
Figura 28: Início do plantio (Fevereiro 2013).....	68
Figura 29: Final do primeiro dia de plantio. (Fevereiro de 2013).....	68
Figura 30: Crescimento irregular das primeiras mudas plantadas (Março 2013)	69

Figura 31: Irregularidade no crescimento (Março 2013).....	70
Figura 32: Planta com crescimento saudável (Abril 2013)	70
Figura 33: Wetland em maio de 2013	71
Figura 34: Wetland florido em Junho de 2013.....	72
Figura 35: Vista geral do Wetland em junho de 2013.....	73
Figura 36: Julho de 2013.....	73
Figura 37: Wetland em novembro de 2013	74
Figura 38: Wetland em dezembro de 2013	75
Figura 39: Taboas em seu ambiente natural (Dezembro 2013)	75
Figura 40: Vista da entrada do wetland (Janeiro 2014).....	76
Figura 41: Vista da saída do wetland (Janeiro 2014)	76
Figura 42: Vista da saída do wetland (Fevereiro 2014).....	77
Figura 43: Wetland completamente ressecado (maio 2014)	77
Figura 44: Taboa na área do aterro (Janeiro 2014).....	79

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Classificação dos resíduos em função de seus riscos	17
Tabela 2: Classificação dos resíduos sólidos em função da sua origem	18
Tabela 3: Destino final dos resíduos sólidos no Brasil – 1989/2008	19
Tabela 4: Destino final dos resíduos sólidos no Brasil - 2013	19
Tabela 5: Fatores que influenciam na formação de lixiviado em aterros de resíduos .	20
Tabela 6: Origem dos íons encontrados em aterros sanitários	22
Tabela 7: Características típicas de lixiviados em aterros sanitários jovens no Mundo.....	23
Tabela 8: Caracterização dos lixiviados dos aterros brasileiros.....	24
Tabela 9: Classificação de lixiviado de aterro de resíduos em função da idade	24
Tabela 10: Transformação do Nitrogênio em wetlands construídos.....	39
Tabela 11: Performance média do tratamento de lixiviado em WCFH.....	41
Tabela 12: Estimativas de custo.....	53
Tabela 13: Dados do período de aclimação das mudas	72
Tabela 14: Valores médios de carga removida	95

LISTA DE FÓRMULAS

(1) : Equação de Kickuth	34
(2) : Tempo de Detenção Hidráulica.....	35
(3) : % de Redução da Concentração	35
(4) : % de Redução de Massa	35
(5) : Carga Hidráulica do Afluente	35
(6) : Remoção de Carga.....	35
(7) : Volume de chuva absorvido no wetland.....	80
(8) : Tempo de retenção hidráulica (TRH).....	80
(9) : Redução percentual de carga	95
(10) : Carga Orgânica Volumétrica (C_v).....	97

LISTA DE GRÁFICOS

Gráfico 1: Evapotranspiração	81
Gráfico 2: Evapotranspiração 1º Semestre	82
Gráfico 3: Evapotranspiração 2º Trimestre.....	83
Gráfico 4: Evapotranspiração 3º Trimestre.....	84
Gráfico 5: Evapotranspiração 4º Trimestre.....	85
Gráfico 6: Concentração de DQO do afluente e do efluente	87
Gráfico 7:Concentração de nitrogênio amoniacal do afluente e do efluente	89
Gráfico 8: Concentração de nitrito do afluente e do efluente	90
Gráfico 9: Concentração de nitrato do afluente e do efluente	91
Gráfico 10: pH na entrada e na saída do wetland	93
Gráfico 11: Condutividade na entrada e na saída do wetland.....	94
Gráfico 12: Gráfico boxplot de toxicidade aguda para <i>Aliivibrio fischeri</i>	98
Gráfico 13: Gráfico boxplot de toxicidade aguda para <i>Daphnia similis</i>	99
Gráfico 14: Gráfico boxplot de toxicidade aguda para <i>Danio rerio</i>	100

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT	Associação brasileira de Normas Técnicas
ABRELPE	Associação Brasileira das Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais
CE50	Concentração efetiva mediana
CL50	Concentração letal mediana
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CEMA	Conselho Estadual do Meio Ambiente
CONSEMA	Conselho Estadual do Meio Ambiente
COT	Carbono Orgânico Total
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
ETC	Estação de Tratamento de Chorume
ETE	Estação de Tratamento de Efluentes
FATMA	Fundação do Meio Ambiente
FT	Fator de Toxicidade
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
INEA	Instituto de Engenharia Ambiental
NH ₃	Amônia
NH ₄ ⁺	Íon amônio
NO ₂ ⁻	Nitrito
NO ₃ ⁻	Nitrato
PEAMB	Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental
pH	Potencial hidrogeniônico
PNSB	Pesquisa Nacional de Saneamento Básico
PVC	Policloreto de Polivinila
RSU	Resíduos Sólidos Urbanos
UERJ	Universidade do Estado do Rio de Janeiro
UT	Unidade Tóxica
WCFH	Wetland Construído de Fluxo Horizontal

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO..	14
1. REVISÃO DA LITERATURA	16
1.1 Lixiviados de Aterros Sanitários	16
1.2 Caracterização de Lixiviados	22
1.3 Tratamento de Lixiviado	25
1.4 Wetlands	28
1.4.1 Wetlands Naturais	29
1.4.2 Wetlands Construídos	32
1.4.3 Tratamento de Efluentes usando Wetlands Construídos.....	36
1.4.4 Tratamento de Lixiviado em Wetlands Construídos.....	40
1.4.5 Aspectos Construtivos e de Manutenção de um Wetland Construído	43
1.4.6 Custos da Implantação e Operação	48
1.5 Legislação	49
2. MATERIAIS E MÉTODOS	51
2.1 Projeto do Wetland	51
2.2 O Processo de Tratamento da ETC X	53
2.3 Pontos de Amostragem	54
2.4 Metodologia Analítica	55
3. RESULTADOS E DISCUSSÕES	57
3.1 A Construção do <i>Wetland</i>	57

3.2	O Plantio das Mudanças	68
3.3	A Operação	77
3.4	Resultados dos parâmetros físico-químicos	79
3.5	Resultados dos testes toxicológicos	97
4.	CONCLUSÃO	101
	REFERÊNCIAS	103
	ANEXOS	110

INTRODUÇÃO

Um dos maiores problemas enfrentados pelo homem atualmente é destinar adequadamente a grande quantidade de rejeitos sólidos por ele gerados. A quantidade de lixo, seja sólido, líquido ou gasoso, produzido no mundo é muito superior à capacidade de degradação e reciclagem no meio ambiente, ou seja, produz-se mais rápido do que se pode reciclar naturalmente. Assim, o destino do Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) e dos seus produtos (ex.: gás metano e lixiviado) passaram a ser uma preocupação (BILA, 2000).

O tratamento dos lixiviados é um dos problemas mais difíceis relacionados a aterros de RSU. Lixiviados são produzidos principalmente quando a água das chuvas percolam e entram em contato com os RSU. Existe uma extensa literatura científica sobre a coleta, armazenamento e tratamento adequado de lixiviados (RENOU et al., 2008).

As técnicas comumente empregadas para tratamento de lixiviado são baseadas em processos físico-químicos e biológicos, que utilizam insumos químicos, requerem mão de obra especializada e têm alto custo. O uso de wetlands como etapa de polimento do efluente secundário de uma estação de tratamento de lixiviado é uma das alternativas para se reduzir os custos de tratamento.

Este trabalho tem o objetivo de avaliar a metodologia de construção, de plantio, de manutenção, de operação e a eficiência de um sistema de tratamento de lixiviado por wetland construído como etapa de polimento da Estação de Tratamento de Chorume (ETC) de um Aterro Metropolitano fechado.

O capítulo 2 apresenta as referências bibliográficas. No que se refere ao lixiviado de aterros de RSU, essa parte do estudo mostra a sua definição, como acontece a sua geração e também as suas características. Além disso, descreve os tipos de tratamento que podem ser aplicados ao lixiviado, introduz o conceito de wetland naturais e construídos, discorre sobre o uso de wetland para tratamento de efluentes e especificamente tratamento de lixiviado, descreve os aspectos

construtivos e de manutenção, avalia os custos de implantação e de operação.

O capítulo 3 refere-se a materiais e métodos, no qual são descritos o projeto do wetland, o processo de tratamento da ETC e a caracterização do efluente secundário da ETC. O capítulo também apresenta os pontos de amostragem e a legislação em vigor.

A descrição da construção do wetland é tema do capítulo 4, que aborda o plantio das mudas e a operação do wetland, além de apresentar os resultados analíticos.

As conclusões do trabalho estão no capítulo 5.

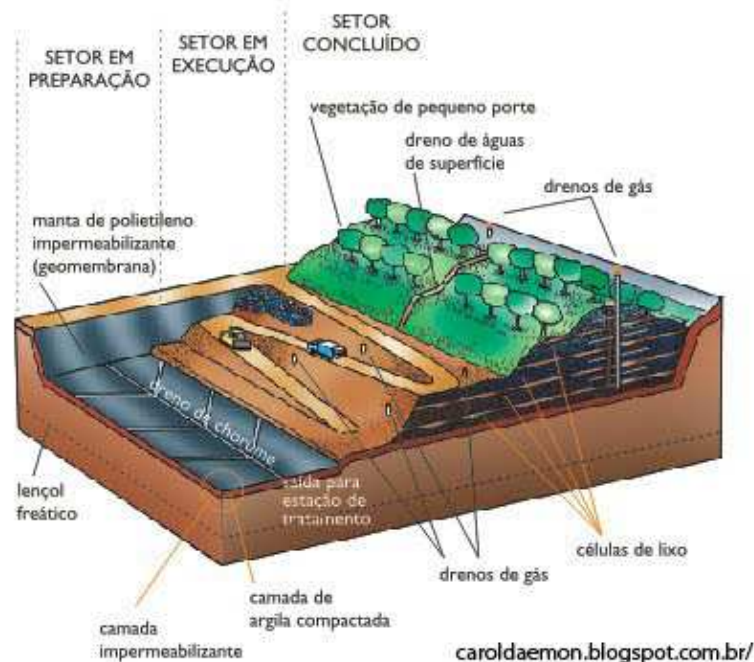
1. REVISÃO DA LITERATURA

1.1 Lixiviados de Aterros Sanitários

A disposição dos resíduos sólidos municipais em aterros sanitários continua sendo um dos principais métodos utilizados devido às suas vantagens econômicas. Estudos comparativos de várias técnicas para eliminar resíduo sólido urbano têm mostrado que o mais econômico, em termos de exploração e custo, é a disposição em aterros (AKINBILI *et al.*, 2010, RENO *et al.* 2008).

A Figura 1 mostra um esquema de aterro sanitário.

Figura 1: Detalhes de um aterro sanitário



Fonte: <http://caroldaemon.blogspot.com.br/2010/06/como-funciona-um-aterro-sanitario.html>

Segundo Aziz *et al.* (2004), cerca de 95% dos resíduos sólidos urbanos recolhidos mundialmente foram dispostos em aterros sanitários, em 2004. No entanto, os aterros sanitários geram grande quantidade de lixiviado que expõe a população, a flora, a fauna, a saúde e os ecossistemas a um risco em potencial. Com o crescimento da população, a geração de resíduos sólidos urbanos também

aumenta, o que torna a gestão dos resíduos sólidos urbanos fundamental (ZAHARI *et al.*, 2010).

A norma NBR 10004 (2004) classifica os resíduos sólidos quanto aos seus riscos à saúde da população e ao meio ambiente. Neste caso, as características destes resíduos podem definir o grau de impacto gerado. A classificação dos resíduos sólidos em função de seus riscos está resumida na Tabela 1.

Tabela 1 - Classificação dos resíduos em função de seus riscos

Classificação		Definição	Exemplo
Classe I	Perigosos	Aqueles cujas propriedades físicas, químicas e/ou infectocontagiosas geram riscos à saúde pública e/ou ao meio ambiente.	Pilhas, baterias e lâmpadas fluorescentes compostas por metais.
Classe II A	Não Perigosos e Não Inertes	Estes resíduos apresentam biodegradabilidade, combustibilidade, e/ou solubilidade em água.	Restos de alimentos, sucata de metais ferrosos e não ferrosos.
Classe II B	Não Perigosos e Inertes	Não apresentam risco à saúde ou ao meio ambiente. Resíduos que não solubilizam seus constituintes em concentrações superiores aos limites definidos pelos padrões de potabilidade de água.	Plástico polimerizado, borracha, madeira e materiais têxteis.

Fonte: adaptado da NBR 10004/ABNT (2004) e BACELAR (2010)

Os resíduos sólidos também podem ser classificados segundo sua natureza ou origem, sendo esta a principal referência para sua caracterização. A Tabela 2 mostra a classificação dos resíduos em função da origem.

Tabela 2 – Classificação dos resíduos sólidos em função da sua origem.

Resíduos	Definição
Residenciais	Resíduos diários produzidos pela população em qualquer tipo de moradia.
Comerciais	Resíduos diários produzidos por todos os estabelecimentos comerciais.
Públicos	Resíduos oriundos dos serviços de varrição de vias públicas, limpeza de praias, galerias, córregos e terrenos, restos de podas de árvores, corpos de animais, etc., limpeza de feiras livres, resíduos deixados irregularmente pela população ou gerados pela própria natureza nas ruas e logradouros públicos.
Domiciliares Especiais	Entulhos de obras retirados regularmente por carretos diversos, lâmpadas fluorescentes, pilhas, baterias e pneus.
Fontes Especiais	Resíduos que precisam de uma atenção especial devido ao risco que eles apresentam à saúde da população e ao meio ambiente. Neste grupo estão os lixos industriais, radioativos, agrícolas, resíduos de serviços de saúde (RSS) e lixos de portos, aeroportos e terminais rodoviários e ferroviários.

Fonte: Adaptado de IBAM (2001) e BACELAR (2010)

Sendo o Brasil um país em desenvolvimento, com escassez de recursos, mas ressaltando-se a sua grande extensão territorial, a disposição de resíduos sólidos em aterros, sem a passagem por processos de redução, vem se tornando uma alternativa bastante eficaz e em determinadas situações, a única alternativa viável tanto em termos ambientais quanto econômicos (*FERREIRA et al., 2001*).

Observando-se a destinação final dos resíduos, os vazadouros a céu aberto (lixões) constituíram o destino final dos resíduos sólidos em 50,8% dos municípios brasileiros, conforme revelou a Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2008 (PNSB). Embora este quadro venha se alterando nos últimos 20 anos, sobretudo nas Regiões Sudeste e Sul do País, tal situação se configura como um cenário de destinação reconhecidamente inadequado, que exige soluções urgentes e estruturais para o setor. A Tabela 3 ilustra a situação da disposição dos resíduos no país. Independente das soluções e/ou combinações de soluções a serem pactuadas, isso certamente irá requerer mudanças social, econômica e cultural da sociedade (IBGE PNSB, 2008).

Tabela 3: Destino final dos resíduos sólidos no Brasil - 1989/2008

Ano	Destino final dos resíduos, por unidade de destino dos resíduos (%)	
	Inadequado	Adequado
1989	97,8	1,1
2000	94,6	17,3
2008	81,3	27,7

Fonte: Adaptado de IBGE, 1989/2008.

Os dados obtidos na pesquisa da ABRELPE 2014, a geração total de RSU no Brasil em 2013 foi de 76.387.200 toneladas, o que representa um aumento de 4,1%, índice que é superior à taxa de crescimento populacional no país no período, que foi de 3,7%. Foram pesquisados 44,3% da população brasileira em 404 municípios. O índice de 58,3 % correspondente à destinação final adequada no ano de 2013 permanece significativo, enquanto a quantidade de RSU destinada inadequadamente, que totalizou 28,8 milhões de toneladas, foi apenas 1% maior do que no ano anterior vide Tabela 4 (ABRELPE, 2014).

Tabela 4: Destino final dos resíduos sólidos no Brasil - 2013

Ano	Destino final dos resíduos, por unidade de destino dos resíduos (%)	
	Inadequado	Adequado
2012	42,02	57,98
2013	41,74	58,30

Fonte: ABRELPE 2014

O objetivo principal para dispor os resíduos sólidos em aterros é estabilizá-los através de vias metabólicas naturais. O lixiviado gerado nessas áreas é tóxico, classificado como efluente problemático e representa uma fonte de poluição perigosa (KJELDSEN *et al.*, 2002).

O lixiviado gerado em aterros sanitários é decorrente da percolação, através das camadas do aterro, de líquidos de origem externa: águas de chuva; escoamento superficial; águas subterrâneas e fontes; da água gerada no processo de decomposição dos resíduos orgânicos e da umidade inicial do resíduo (MANNARINO, 2003; FERREIRA *et al.*, 2001).

Segundo *Ei-Fadel et al.* (2002) o lixiviado de aterro de resíduos é formado quando o teor de umidade dos resíduos excede a sua capacidade de campo, a qual é definida como a umidade máxima que é retida num meio poroso sem produzir

percolação descendente. A retenção de umidade é atribuída principalmente às forças da tensão superficial e à pressão capilar. A percolação ocorre quando a magnitude das forças gravitacionais excede as forças que mantêm a estabilidade. A formação de lixiviados em aterros é influenciada por vários fatores conforme mostrado na Tabela 5.

Tabela 5 - Fatores que influenciam na formação de lixiviado em aterros de resíduos

Fatores Climáticos e Hidrogeológicos	- Chuva
	- Derretimento de Neve
	- Lençol Freático
	- Temperatura
Características do Resíduo	- Irradiação Solar
	- Permeabilidade
	- Idade
	- Tamanho das partículas
	- Densidade
Gerenciamento e Operação	- Umidade inicial do resíduo
	- Pré-tratamento dado ao resíduo
	- Compactação
	- Vegetação
	- Cobertura
	- Material da impermeabilização do solo
	- Irrigação
- Recirculação de lixiviado	
Processos internos	- Co-disposição de resíduos líquidos
	- Acomodação do resíduo
	- Decomposição do resíduo
	- Alterações no teor de umidade
	- Geração e transporte de gás
	- Geração e transporte de calor

Fonte: EI-FADEL et al, 2002.

Williams (2002) apresenta os conceitos e descreve o processo de decomposição dos RSU em aterros sanitários, dividindo-o em cinco fases distintas como se mostra a seguir:

Fase 1: Degradação Aeróbia e Hidrólise. Fase cuja duração é de dias ou de, no máximo, semanas. Sua ocorrência depende da presença de oxigênio;

Fase 2: Hidrólise e Fermentação. Fase em que os microrganismos presentes são facultativos, tolerando o decaimento do teor de oxigênio. Hidrocarbonetos são hidrolisados para açúcares e há a formação de ácidos orgânicos;

Fase 3: Fase Acetogênica. Fase em que os ácidos orgânicos formados na fase anterior são convertidos por microrganismos acetogênicos para ácido acético, dióxido de carbono e hidrogênio;

Fase 4: Fase Metanogênica. Fase mais longa de todo o processo em que ocorre a produção do biogás pelas bactérias mesofílicas e termofílicas. A produção de biogás pode durar até 30 anos após a deposição dos resíduos. Segundo Qian et al. (2002), aterros encerrados em regiões de clima árido podem gerar uma quantidade mínima de gás por um longo tempo, talvez por até 100 anos;

Fase 5: Oxidação. Fase final da degradação orgânica, com baixa produção de biogás e presença de lixiviados com menores concentrações (*BACELAR, 2010*).

Após o fechamento de um aterro de resíduos, a produção de lixiviado continua a ocorrer por cerca de 30 a 50 anos (*NGO H. et al. (SD)*).

1.2 Caracterização de Lixiviados

As características e volume de lixiviados gerados são diferentes de um aterro para outro (*ZOLTEN, 1991*), e variam de acordo com a composição e idade do lixo, a tecnologia de construção e manutenção e o clima da região (*HERNANDEZ et al., 1999; CHRISTENS et al., 2001; KJELDEN et al., 2002 e FERREIRA et al., 2001*). A redução das altas concentrações de nitrogênio amoniacal geradas nas fases

acetogênica e metanogênica é o principal objetivo do tratamento de lixiviado (BULC et al., 1997; ROBINSON et al., 1998; KJELDSEN et al., 2002; BULC, 2005).

Christensen et al. (1994), descreveram o lixiviado de aterros sanitários como sendo formado por metais pesados, compostos orgânicos com diferentes graus de biodegradabilidade, compostos inorgânicos, amônia, sulfatos e íons metálicos.

Bila (2000) em sua dissertação de mestrado listou os íons encontrados em aterros sanitários e suas possíveis fontes, conforme mostra a Tabela 6.

Tabela 6: Origem dos íons encontrados em aterros sanitários

Íons	Fontes
Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+}	Material orgânico, casca de ovo e entulhos de construção
PO_4^{3-} , NO_3^- , CO_3^{2-}	Material orgânico
Al^{3+}	Latas descartáveis, utensílios domésticos, cosméticos, embalagens laminadas em geral
Cu^{2+} , Fe^{2+} , Sn^{2+}	Material eletrônico, latas, tampas de garrafas
Hg^{2+} , Mn^{2+}	Pilhas comuns e alcalinas, lâmpadas fluorescentes
Ni^{2+} , Cd^{2+} , Pb^{2+}	Baterias recarregáveis (celular, telefone sem fio, automóveis)
As^{3+} , Sb^{3+} , Cr^{x+}	Embalagens de tintas, vernizes, solventes orgânicos
Cl^- , Br^- , Ag^+	Tubos de PVC, negativos de filmes e raio-X

Fonte: IPT/Cempre apud Bila, 2000

Lixiviados de aterros ou de células de carga nova de resíduos possuem pH relativamente baixo e Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) alta, enquanto que os lixiviados mais velhos, da fase metanogênica, apresentam uma DBO mais baixa (KJELDSEN et al., 2002). Segundo *Connolly et al.*, (SD), a concentração de N-NH_3 é muito alta em aterros mais antigos, em torno de 5.000 mg/L.

A presença de nitrogênio amoniacal no lixiviado de aterros jovens se deve à desaminação de aminoácidos durante a destruição de compostos orgânicos. Lixiviados de aterros mais velhos são ricos em nitrogênio amoniacal devido à hidrólise e fermentação dos componentes nitrogenados dos substratos

biodegradáveis. As concentrações de nitrogênio amoniacal em lixiviados de aterros diferentes podem variar de dezenas ou centenas de mg N- NH_4^+ / L até mais de 10.000 mg N- NH_4^+ / L (WOJOCIECHOWSKA *et al.*, 2010).

A Tabela 7 reúne informações de alguns aterros sanitários jovens em cinco países em diferentes partes do mundo (BACELAR, 2010).

Tabela 7 – Características típicas de lixiviados em aterros sanitários jovens no mundo.

Aterros Sanitários	pH	DQO (mg/L)	DBO (mg/L)	NH4 (mg/L)	NTK (mg/L)	DBO/DQO
Canadá	5,7	12.760	5.000	179	218	0,39
Uruguai	8,0	18.550	10.500	1.470	1.640	0,57
Turquia	7,5	21.500	13.150	2.160	2.410	0,61
Coréia	7,3	24.400	10.800	1.682	1.766	0,44
Grécia	6,2	70.900	26.800	3.100	3.400	0,38

Fonte: adaptado de (BACELAR, 2010).

Na Tabela 8, Lange e Amaral (2009) caracterizam os lixiviados de aterros brasileiros.

Tabela 8: Caracterização dos lixiviados dos aterros brasileiros

Parâmetro	Faixa máxima	Faixa mais provável
pH	5,7 - 8,6	7,2 - 8,6
Alcalinidade total (mg/L de CaCO₃)	750 - 11.400	750 - 7.100
Dureza (mg/L de CaCO₃)	95 - 3.100	95 - 2.100
Condutividade (µS/cm)	2950 – 25.000	2950 - 17 660
DBO (mg/Lde O₂)	< 20 - 30.000	< 20 - 8.600
DQO (mg/Lde O₂)	190 - 80.000	190 - 22.300
Óleos e graxas (mg/L)	10 - 480	10 - 170
N-amoniaco (mg/L de N)	0,4 - 3.000	0,4 - 1.800
Nitrito (mg/L de N)	0 - 50	0 - 15
Nitrato (mg/L de N)	0 - 11	0 - 3,5

Fonte: Adaptado de Souto e Povinelli (2007).

Os lixiviados também podem ser classificados em função de sua idade, conforme mostra a Tabela 9 (RENOU et al., 2008).

Tabela 9: Classificação de lixiviado de aterro de resíduos em função da idade.

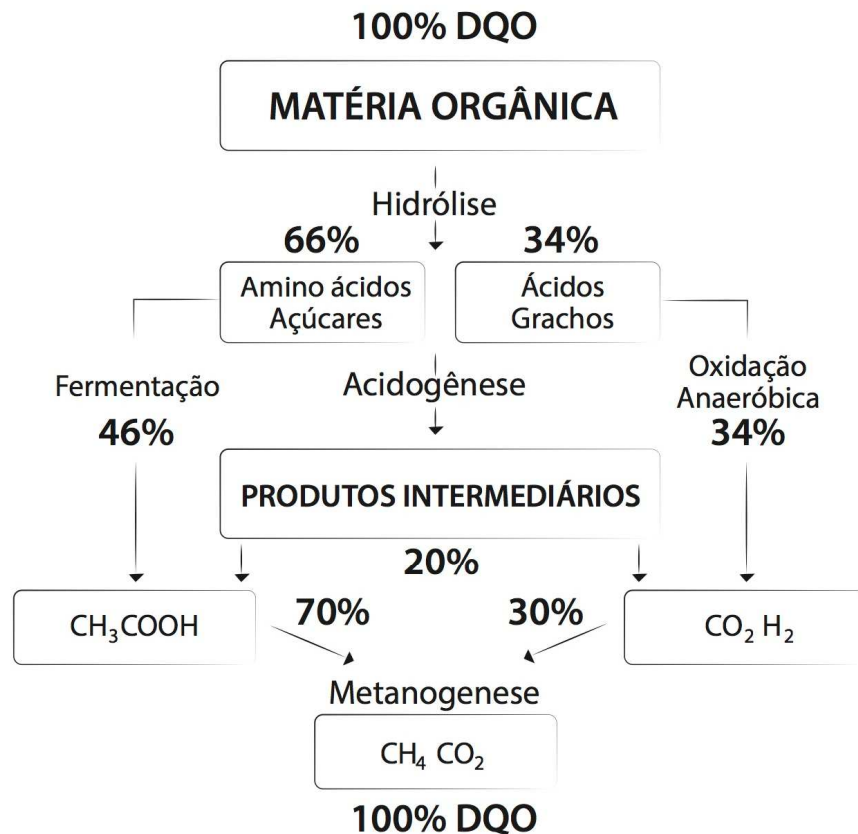
Parâmetro	Novo	Intermediário	Antigo
Idade (anos)	< 5	5-10	> 10
pH	6.5	6.5-7.5	> 7.5
DQO (mg/L)	> 10.000	4.000-10.000	< 4.000
DBO/DQO	> 0,3	0,1-0,3	< 0,1
		5-30% de Ácidos	
Biodegradabilidade	Alta	Intermediária	Baixa

Fonte: Chian et al. (1976) (apud RENOU et al. (2008))

Na Figura 2, *Ketunen et al., 1995 (apud RENOU et al., 2008)* propõem um esquema de degradação anaeróbio do material orgânico em um aterro sanitário. Em aterros jovens, que contêm grandes quantidades de matéria orgânica biodegradável, a fermentação anaeróbia ocorre rapidamente, resultando em ácidos graxos voláteis (AGV) como os principais produtos da fermentação. A fermentação do ácido é acelerada devido a um elevado teor de umidade ou teor de água no resíduo sólido. Esta fase precoce da vida de um aterro é chamada a fase acidogênica, e conduz à libertação de grandes quantidades de AGV, cerca de 95% da matéria orgânica. Com

o amadurecimento do aterro, ocorre a fase metanogênica. Os micro-organismos metanogênicos desenvolvidos nos resíduos, e os AGV são convertidos em biogás (CH_4 , CO_2). A fração orgânica no lixiviado é formada pelos compostos refractários (não-biodegradáveis), tais como substâncias húmicas (RENOU et al., 2008).

Figura 2. Balanço da DQO da fração orgânica em um aterro sanitário



Fonte: Adaptado de Lema et al., 1988 (apud RENOUE et al., 2008)

1.3 Tratamento de Lixiviado

O tratamento de lixiviado de aterro sanitário está se tornando um dos principais problemas ambientais uma vez que as características qualitativas e quantitativas dos lixiviados variam de aterro para aterro (WOJCIECHOWSKA et

al.,2010).

Existem vários processos de tratamento de lixiviado proveniente de aterros sanitários. *Ferreira et al.* (2001) destacam entre os principais processos: o tratamento biológico (aeróbio e anaeróbio); os processos de separação com membranas; os processos oxidativos; o processo eletroquímico e os sistemas naturais, particularmente, os wetlands. E ressaltam que, em alguns casos, utiliza-se uma combinação entre processos, como concluiu *Cammarota et al.* (1994), em virtude da alta recalcitrância à biodegradação do lixiviado. Além disso, um tratamento que muitas vezes é utilizado em conjunto com os outros processos é a recirculação do lixiviado no próprio aterro e o co-tratamento em estações de tratamento de esgoto.

Renou et al., (2001) dividem os tratamentos convencionais de lixiviado em três grandes grupos: (a) Transferência de lixiviados: recirculação e tratamento combinado com esgoto doméstico; (b) Biodegradação: processos aeróbios e anaeróbios, e (c) Físico-químicos: oxidação química, adsorção química, precipitação, coagulação/floculação, sedimentação/flotação, filtração e *air stripping*.

Há alguns anos era comum o tratamento de lixiviado em conjunto com o tratamento de esgoto doméstico. Isso porque essa opção de tratamento possui baixo custo de operação e de manutenção (*AHN et al.*, 2002). No entanto, o tratamento conjunto tem sido cada vez mais questionado devido à presença, no lixiviado, de compostos orgânicos com baixa biodegradabilidade e metais pesados que podem reduzir a eficiência do tratamento e aumentar as concentrações de contaminantes do efluente. Um argumento a favor desta alternativa de tratamento é que o nitrogênio (contido no lixiviado) e o fósforo (contido no esgoto) não precisam ser adicionados à estação de tratamento de esgoto. Alguns autores tentaram otimizar a relação volumétrica de lixiviado nas águas residuais totais. O tratamento combinado foi investigado por *Diamadopoulos et al.* (1996), utilizando um reator SBR (Reator de Batelada Sequencial). Quando a relação de esgoto para os lixiviados era 9/1, foram obtidos no final dos ciclos diários remoções de cerca de 95% de DBO e 50% de nitrogênio. Com o aumento da proporção de lixiviado/esgoto doméstico, houve uma diminuição na redução de DQO e de nitrogênio amoniacal. Outros pesquisadores

estudaram o co-tratamento de lixiviados e de águas residuárias e mostraram resultados semelhantes (RENOU et al., 2007). MCBear et al., 1995; Henry, 1987 (apud FERREIRA et al. 2012), reforçam a ideia de que a relação volumétrica entre o lixiviado e o esgoto, no tratamento combinado de lixiviados com esgoto doméstico, não deve ultrapassar 2%.

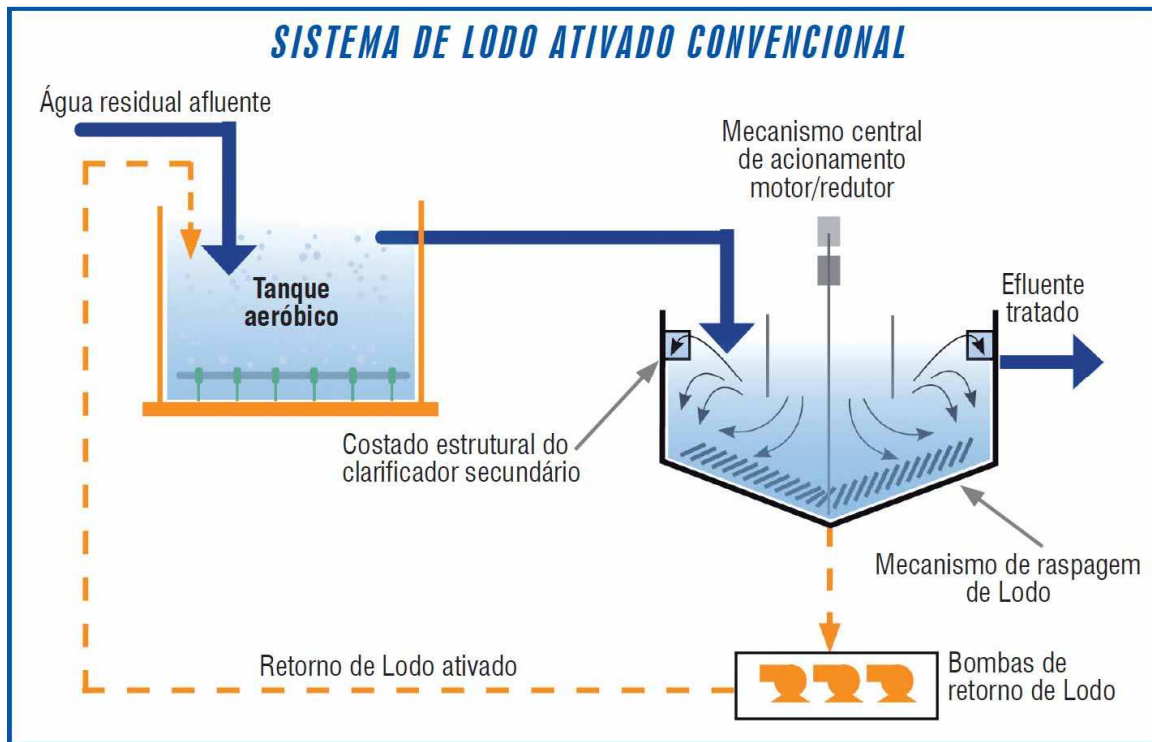
A recirculação do lixiviado no próprio aterro é outra técnica utilizada. Em um estudo realizado por *Bae et al* (1998) (apud *RENOU et al.*, 2007), a recirculação de lixiviados aumentou o teor de umidade em um sistema de reator controlado, permitindo a distribuição de nutrientes e enzimas na metanogênese tendo ocorrido uma significativa queda na produção de metano. Uma recirculação de grandes volumes de lixiviado pode afetar a degradação anaeróbica dos resíduos sólidos. *Ledakowicz e Kaczorek* (2004), observaram que a recirculação de lixiviado pode inibir a metanogênese pois pode produzir elevadas concentrações de ácidos orgânicos (pH <5) que são tóxicos aos microrganismos encontrados nessa fase *Renou et al.*, (2007). Segundo *CHUGH et al.*, (1998), o teor de umidade e o movimento de umidade são variáveis separadas, afetando a metanogênese do aterro. O fluxo de umidade através de um leito de resíduos aumenta a taxa de produção de metano de 25% a 50% em relação ao mesmo teor de umidade, sem fluxo de umidade. Este aumento da taxa metanogênica é atribuído à uma distribuição mais uniforme de nutrientes, aos precursores metanogênicos e ao acerto do pH.

No tratamento biológico, procura-se repetir, em ambiente restrito e em curto espaço de tempo, os mesmos processos que se verificam ao longo da correnteza de um rio, ou na área de um lago, com respeito à autodepuração. Para isso, é necessário que se proporcione ao efluente, na estação de tratamento, as condições ideais que favoreçam a oxidação biológica, condições essas que dizem respeito, principalmente, à proliferação bacteriana – visto serem esses microrganismos os principais responsáveis pela realização da depuração – e à introdução de oxigênio, no caso dos processos de tratamento aeróbio (*MACIEL, 2002*).

No processo de lodos ativados, ilustrado na figura 01, o fluxo do efluente passa por um reator que recebe aeração forçada, sendo após certo tempo de reação encaminhado para um sedimentador, que separa o lodo do efluente tratado. O termo

lodos ativados designa a massa microbiana floculenta que se forma quando esgotos e outros efluentes biodegradáveis são submetidos a aeração. O lodo ativado é composto por bactérias, fungos, protozoários e alguns metazoários.

Figura 3: Esquema de funcionamento do lodo ativado.



Fonte: <http://www.quimica.com.br/>

1.4 Wetlands

O wetland possui uma combinação de vários processos que são verificados em quase todos os sistemas de tratamento existentes. São eles: remoção dos sólidos por sedimentação e filtração; precipitação química; troca iônica; absorção por plantas; transformação de nutrientes em novos compostos; gaseificação de substâncias voláteis; e transformação de substâncias por microorganismos. A vegetação é extremamente importante para a transformação e a transferência dos nutrientes, sendo responsável pelo depósito de várias substâncias (MULAMOOTTIL *et al.*, 1998).

A ação depuradora desses sistemas é devida à: absorção de partículas pelo sistema radicular das plantas; absorção de nutrientes e metais pelas plantas; ação de micro-organismos associados à rizosfera; ao transporte de oxigênio para a rizosfera. O fenômeno da evapotranspiração contribui para a redução do volume produzido (*FERREIRA et al., 2001*).

Wetlands têm propriedades que os tornam únicos entre os principais grupos de ecossistemas da Terra. Muita quantidade de água é importante para a maioria das formas de produtividade biológica, as plantas dos wetlands são adaptadas para aproveitar este abundante suprimento de água e ao mesmo tempo superar a escassez periódica de outros elementos químicos essenciais, tais como oxigênio. Por esta razão, os wetlands estão entre os ecossistemas mais biologicamente produtivos do planeta. Como tal, eles são, com frequência, habitados por uma infinidade de plantas sendo o lar de uma grande variedade de animais, incluindo mamíferos, aves, répteis, anfíbios e peixes que são incomuns em outros ecossistemas (*KADLEC and WALLACE, 2009*).

1.4.1 Wetlands Naturais

Os wetlands naturais são facilmente reconhecidos como as várzeas dos rios, os igapós na Amazônia, os banhados, os pântanos, os manguezais, as formações lacustres de baixa profundidade em parte ou no todo, as grandes ou pequenas áreas com lençol freático muito alto, porém, nem sempre com afloramento superficial, entre outros (*FERREIRA et al., 2001*).

Os ecossistemas encontrados nos wetlands possuem características que os tornam particularmente adequados à purificação de águas residuárias:

1. São sistemas semi-aquáticos que contêm normalmente grandes quantidades de água. A inundação causada pela adição de águas residuais é uma característica normal do sistema.

2. Eles possuem tanto processos de tratamento aeróbicos, quanto anaeróbios e anóxicos, na qual a degradação da matéria orgânica se dá através de vias

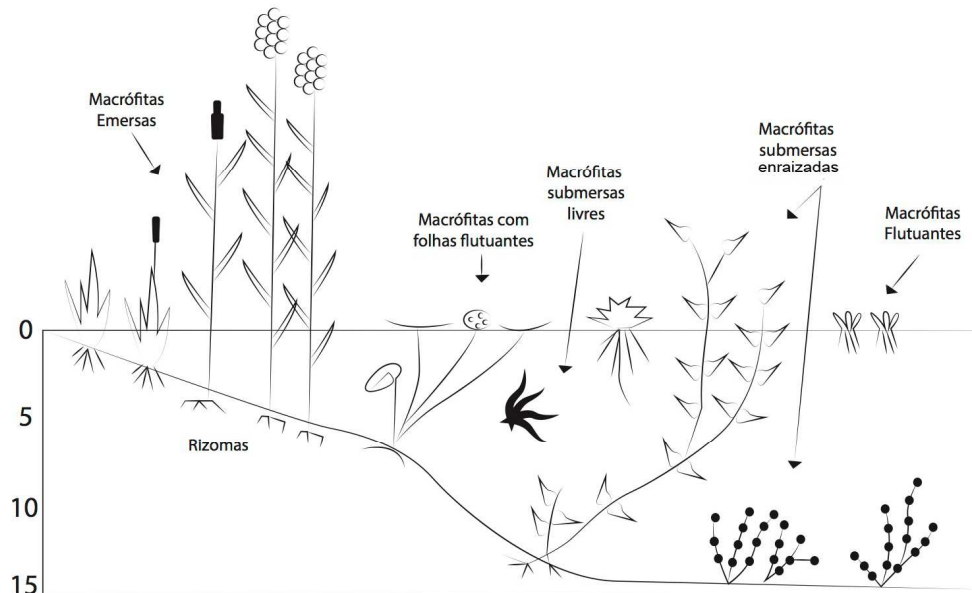
especiais envolvendo elétrons receptores diferentes do oxigênio, por exemplo, nitrato, sulfato e ferro. Como resultado, as dinâmicas de reação tanto do nitrogênio quanto do fósforo são muito diferentes daqueles em ecossistemas que ocorrem na superfície (VERHOEVEN and MEULEMAN, 1999)

Wetlands naturais têm sido utilizados para o tratamento de águas residuais e para polimento de efluentes, mas possuem algumas desvantagens operacionais, tais como o controle hidráulico e o manejo de vegetação (KATAYON et al., 2008). Isso porque os wetlands naturais não possuem um sistema de controle de volume e de vazão e a vegetação ocorre naturalmente.

A flora típica dos wetlands é composta por plantas aquáticas, também conhecidas por macrófitas aquáticas. As macrófitas aquáticas podem ser emersas, com folhas flutuantes, submersas livres, submersas enraizadas e flutuantes, como mostrado na Figura 4. As macrófitas aquáticas possuem adaptações, tanto de natureza anatômica quanto fisiológica, necessárias ao desenvolvimento em solos encharcados, dentre as quais podemos citar: cutícula muito reduzida e estômatos (estrutura foliar que controla as trocas gasosas com o meio ambiente) inexistentes ou não funcionais, reduzindo assim a transpiração; aerênquima (tecido da planta com grandes espaços intercelulares, formando grandes cavidades preenchidas de ar) muito desenvolvido, armazenando os gases produzidos na fotossíntese, assumindo um papel de sustentação e, espaços intercelulares aumentados nos tecidos, aumentando a concentração de gases, que são menos concentrados na água do que no ar (ESTEVES, 1998). Os ambientes de wetlands excluem o crescimento de plantas que não possuem tais adaptações (KADLEC & WALLACE, 2009).

A família de taboa, representada em todo o mundo pelo gênero *Typha*, é uma erva perene aquática com distribuição cosmopolita em habitats de água doce. São cerca de quinze espécies, que alcançam até dois metros de altura, desenvolve uma malha densa de rizomas e de folhas aglomeradas que reduzem a oportunidade de outras plantas se estabelecer. As principais espécies de *Typha* na América do Norte são a *Typha latifolia*, a *Typha angustifolia* e a *Typha domingensis* (APFELBAUM, SD).

Figura 4: Tipos de Macrófitas.



Fonte: Adaptado de http://www.ufscar.br/~probio/perfil_m.jpg acessado em 18 de janeiro de 2015

Os rizomas são caules modificados em forma de raiz, são ricos em reservas energéticas para as plantas do tipo macrófitas emersas, vide Figura 4. Os rizomas são levemente cilíndricos e apresentam crescimento horizontal, paralelo ao solo, podendo ser superficial ou subterrâneo. Possuem gemas ao longo de sua extensão, de onde surgem as brotações. As plantas com rizomas crescem formando touceiras que podem ser separadas para formar novas plantas (<http://www.jardimdeflores.com.br>, 2015). Os rizomas, crescem horizontalmente e verticalmente, com isso são os responsáveis por aberturas no leito, formando caminhos para o efluente (COOPER, 1993).

Na rizosfera (uma pequena área que envolve o rizoma), existe o crescimento de uma grande população de bactérias aeróbicas e anaeróbicas e é onde acontece a quebra das cadeias dos compostos orgânicos (COOPER, 1993).

1.4.2 Wetlands Construídos

Os primeiros experimentos que vislumbraram a possibilidade de tratamento de águas residuais por plantas em wetlands foram realizados por Käthe Seidel, na Alemanha no início dos anos 1950, no Instituto Max Planck, em Plön. Seidel em seguida, realizou inúmeras experiências, visando o tratamento de vários tipos de águas residuárias, incluindo efluentes contaminados com fenol, produtos lácteos dentre outros. A maioria de seus experimentos foi realizada em wetlands construídos tanto com projetos de fluxo horizontal quanto de fluxo vertical subsuperficial (VYMAZAL, 2005).

Wetlands construídos (WC) são projetados para remover poluentes de água contaminada. O uso de WC nos últimos 25 anos se desenvolveu rapidamente e agora são empregados com sucesso para remover um diversificado leque de poluentes provenientes de quase todas as fontes de contaminação (FAULWETTER et al., 2009).

O potencial do wetland construído como uma estrutura hidráulica para o tratamento de águas residuais tem sido reconhecido há algum tempo (BABATUNDE et al., 2008). Wetlands construídos foram criados a partir de um ecossistema não alagado com a finalidade de remoção de poluentes de lixiviado. O sistema de tratamento em wetland é uma alternativa econômica para o tratamento de águas residuais utilizando recursos locais e é uma tecnologia eficiente em termos energéticos (LANGERGRABER, 2007).

Os wetlands construídos podem ser divididos em três principais tipos dependendo do fluxo, o de fluxo horizontal sub-superficial, o de fluxo vertical e os de fluxo superficial (KADLEC e WALLACE, 2009). Os dois tipos principais de WC são: os de fluxo superficial ou horizontal, no qual o efluente flui horizontalmente sobre os sedimentos do WC; e os de fluxo vertical, no qual o efluente flui verticalmente através de um leito permeável coletado em drenos (VERHOEVEN e MEULEMAN, 1999).

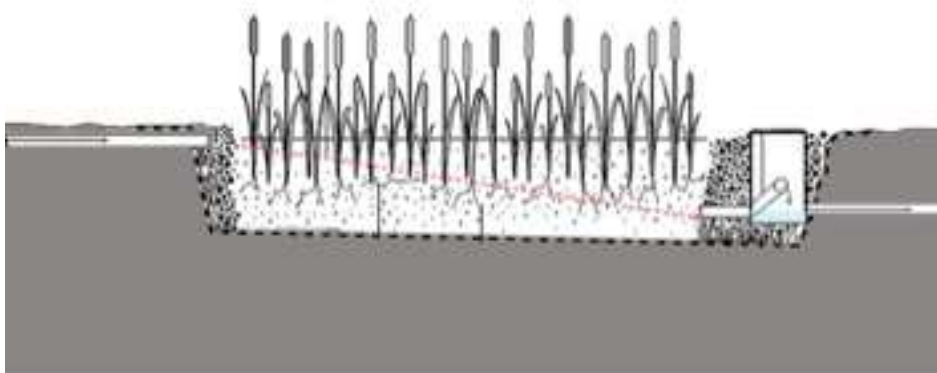
A tecnologia de tratamento de águas residuárias em WC com fluxo horizontal sub-superficial, Figura 5, foi iniciado na Alemanha, nos anos 70, com base em

pesquisa feita por Seidel no início da década de 1960 (VYMAZAL & KRÖPFELOVÁ, 2008).

Os projetos que contemplam fluxo vertical visam obter um sistema de tratamento aeróbico devido à alta transferência de oxigênio (IWA, 2000). A remoção de DBO e a nitrificação são significativamente maiores nos projetos de fluxo vertical, enquanto a desnitrificação é menor (COOPER et al., 1996; VYMAZAL, 2007; LI et al., 2008). Nos WC de fluxo sub-superficial são encontradas áreas com meio aeróbio mas, prevalecem as áreas com meio anóxico (IWA, 2000).

O tipo mais amplamente utilizado de *wetlands* construídos na Europa é o que utiliza o conceito de fluxo horizontal sub-superficial (Figura 5). O design é composto basicamente de uma lagoa retangular forrada com uma membrana impermeável e um leito para fixação da vegetação. O efluente pré-tratado é direcionado para o wetland construído e passa lentamente através do meio de filtração, fazendo um caminho mais ou menos horizontal até alcançar a zona de saída. Durante a passagem do efluente o mesmo entra em contato com áreas aeróbias, anóxicas e anaeróbicas (VYMAZAL 2005).

Figura 5: WC de fluxo horizontal sub-superficial



março 2015.

A maioria dos leitos dos wetlands construídos com solo como meio de crescimento sofre, com uma grande frequência, escoamento superficial devido à baixa velocidade de escoamento do solo. É comum encontrarmos problemas de canalização e lavagem da superfície o que resulta em algumas áreas com falta de água e, portanto, fraco crescimento das plantas. Este fenômeno leva a redução do desempenho do tratamento. Cascalho tem sido utilizado em sistemas de leito para macrófitas em vários países. A ideia era que se utilizassem o cascalho, isto permitiria um bom escoamento de água a partir do início e, se o leito gradualmente começasse a bloquear-se com os sólidos, poderia ser compensado pelo crescimento das raízes e rizomas que abririam o leito permitindo o escoamento. Precisa-se tomar cuidado com o uso de cascalho na hora do plantio, pois ele não possui nutrientes. O recomendado é ter uma camada superficial que contenha nutrientes (COOPER, 1993).

A United Nations Human Settlements Programme (UN-HABITAT, 2008) produziu um manual para construção de wetlands visando o tratamento de esgoto sanitário. O manual sugere um pré-tratamento do esgoto usando uma fossa séptica e para definir o tamanho do wetland usa a equação de Kickuth:

(1)

$$A_h = Q_d (\ln C_i - \ln C_e) / K_{DBO}$$

Onde:

A_h = área superficial do wetland (m²)

Q_d = vazão diária de esgoto (m³/dia)

C_i = DBO do afluente (mg/L)

C_e = DBO do efluente (mg/L)

K_{DBO} = constante (m/dia)

A vazão diária é estimada em função da população, levando-se em conta 80 litros de esgoto por pessoa e a constante K_{DBO} é de 0,15 m/d em wetlands de fluxo horizontal e de 0,20 m/d para wetlands de fluxo vertical.

Um dos fatores que mais influenciam na eficiência de um wetland é o tempo de detenção hidráulica (TDH). Ele pode ser calculado pela expressão:

(2)

$$TDH = C * L * D / Q_{ent}$$

Onde C e L são o comprimento e a largura do wetland (m); D é a profundidade livre (expressa como porosidade x profundidade) e Q_{ent} é a vazão de entrada. Em um wetland subsuperficial a fração do volume livre de água varia de 20 – 40 % (ELLIS et al., 2003)

Kadlec (1999) define o tempo de detenção ou o equivalente taxa de carga hidráulica como sendo a variável de projeto mais importante. Segundo ele, o tempo de detenção varia de 1 a 10 dias nos wetlands em operação.

Para avaliação da eficiência de um wetland sugere as seguintes formas:

% de Redução da Concentração = $100(C_i - C_f)/C_i$	(3)
% de Redução de Massa = $100(Q_i C_i - Q_f C_f) / Q_i C_i$	(4)
Carga Hidráulica do Afluente = $q_i = Q_i/A$	(5)
Remoção de Carga = $(Q_i C_i - Q_f C_f)/A$	(6)

Onde:

Q_i = Vazão de entrada (m^3/dia)

C_i = Concentração de entrada (mg/L)

Q_f = Vazão na saída (m^3/dia)

C_f = Concentração na saída (mg/L)

A = Área superficial do wetland (m^2)

A redução de concentração é a melhor maneira de medir materiais potencialmente tóxicos enquanto que a redução de massa é mais importante para o ecossistema receptor.

1.4.3 Tratamento de Efluentes usando Wetlands Construídos

A compreensão dos mecanismos responsáveis pelo tratamento de efluentes em wetlands tem crescido concomitantemente com o crescimento do uso de WC no tratamento de efluentes. Esse crescimento levou o desenvolvimento de uma grande variedade de configurações de projetos de engenharia visando a remoção de vários tipos de contaminantes. Existe uma variedade de mecanismos de remoção usados pelas plantas, bem documentada, incluindo sedimentação, filtração, precipitação, volatilização, adsorção e absorção (KADLEC e KNIGHT, 1996). O reconhecimento de que a remoção da maioria dos poluentes em WC se deve principalmente à atividade microbiana tem sido uma pedra angular da tecnologia (REDDY e D'ANGELO, 1994; HATANO et al., 1994; KADLEC e KNIGHT, 1996). Enquanto a absorção pelas plantas é um mecanismo de remoção de nitrogênio pouco eficiente, a maior parte da remoção do nitrogênio total (TN) se dá nas transformações microbianas (KADLEC e KNIGHT, 1996).

Wetlands não são capazes de absorver todos os níveis nem todos os poluentes, porque são sistemas biológicos que só podem absorver um determinado grupo de contaminantes potenciais e em determinadas concentrações. Os afluentes podem exigir o pré-tratamento para permitir o funcionamento do ecossistema. Nitrogênio inorgânico de mais de 100-200 mg / L pode representar uma ameaça para a vegetação (KADLEC e WALLACE, 2009).

Dependendo do projeto são criadas condições que favorecem a formação de nichos que permitem o desenvolvimento de biofilmes microbianos que funcionam com vários processos de respiração e remoção de contaminantes (WIESSNER et al., 2005).

O projeto típico de wetland construído com fluxo subsuperficial, possui um

leito de filtração com profundidade entre 0,6m e 0,8 m, o que permite que as raízes possam penetrar em todo o leito e assegurar a oxigenação, através da liberação de oxigênio a partir das raízes. Raízes e rizomas de juncos e todas as outras plantas típicas de wetlands são ocas e contêm canais cheios de ar, que estão ligados ao ambiente para captar oxigênio e transportá-lo para o sistema radicular. A maior parte deste oxigênio é utilizada pelas raízes e rizomas para a respiração, mas como as raízes não são completamente estanques ao gás, parte do oxigênio é perdido para a rizosfera onde ocorre a degradação aeróbia e nitrificação da amônia (BRIX, 1994, BRIX, 1997 in VYMAZAL, 2005). Segundo Wiessner et al. (2002) apud Faulwetter et al. (2009) as maiores taxas de liberação de oxigênio observadas foram na *Typha latifolia* ($1,41 \text{ mg h}^{-1} \text{ planta}^{-1}$), seguida da *Phragmites australis* ($1,0 \text{ mg h}^{-1} \text{ planta}^{-1}$), *Juncus effusus* ($0,69 \text{ mg h}^{-1} \text{ planta}^{-1}$), e *Iris pseudacorus* ($0,34 \text{ mg h}^{-1} \text{ planta}^{-1}$).

De acordo com o princípio de funcionamento de wetland construído com fluxo sub-superficial, a quantidade de oxigênio liberada a partir de raízes e rizomas deveria ser suficiente para atender a demanda necessária para degradação aeróbica de substâncias, bem como para a nitrificação da amônia. No entanto, muitos estudos têm mostrado que a liberação de oxigênio a partir de raízes de diferentes macrófitas é muito menor do que a quantidade necessária para a degradação aeróbia e que a decomposição anaeróbia e anóxica desempenham um papel importante no wetland construído com fluxo sub-superficial (BRIX, 1990; BRIX e SCHIERUP, 1990 apud VYMAZAL, 2005). Como resultado, compostos orgânicos são degradados aerobicamente, bem como anaerobicamente por bactérias aderidas aos órgãos subterrâneos das plantas (ou seja, raízes e rizomas). Na superfície do leito, a remoção de compostos orgânicos é geralmente muito elevada em wetland construído com fluxo sub-superficial (VYMAZAL, 2005).

Respiração e fermentação são os principais mecanismos pelos quais os microrganismos decompõem poluentes orgânicos em dióxido de carbono (CO_2), nitrogênio gasoso (N_2) e água (H_2O). Alguns outros produtos, como sulfeto, gerados por algum tipo de respiração podem favorecer outros mecanismos de remoção de poluentes, como a precipitação e sequestro de metais pesados para o fundo do wetland (DVORAK et al, 1992; MACHEMER e WILDEMAN, 1992, apud

FAULWETTER et al., 2009). Na respiração, o micro-organismo induz a transferência de elétrons de um doador em um nível energético maior, geralmente um carbono orgânico, para um receptor de elétrons de estado energético inferior utilizando o diferencial de energia para o seu crescimento e reprodução. O processo de respiração depende das condições de oxi-redução no ambiente do wetland. Um potencial de redox alto facilita processos aeróbicos como a nitrificação. Por outro lado, baixos potenciais de redox promovem processos anaeróbicos como a redução de sulfato e a metanogênese (*FAULWETTER et al., 2009*).

A degradação aeróbica da matéria orgânica solúvel é regida pelas bactérias heterotróficas aeróbicas. *Cooper et al. (1996)* demonstraram que as bactérias *Nitrobacter* também degradam compostos orgânicos contendo nitrogênio em condições aeróbicas. Ambos os grupos bacterianos, consomem compostos orgânicos, mas a taxa metabólica mais rápida das heterotróficas aeróbicas significa que são as principais responsáveis pela redução da DBO do sistema. O fornecimento insuficiente de oxigênio para este grupo irá reduzir significativamente o desempenho de oxidação biológica aeróbia. No entanto, se o suprimento de oxigênio não é limitado, a degradação aeróbica será regida pela quantidade de matéria orgânica disponível para os organismos. Na maioria dos sistemas construídos para o tratamento de esgotos domésticos ou municipais, a quantidade de matéria orgânica dissolvida é suficiente e a degradação aeróbia é limitada pela disponibilidade de oxigênio (*VYMAZAL 2005*).

O nitrogênio tem um ciclo biogeoquímico complexo com múltiplas transformações bióticas/abióticas envolvendo sete estados de valência (+ 5 a -3). Os compostos incluem uma variedade de formas de nitrogênio inorgânicos e orgânicos que são essenciais para toda a vida biológica. As formas inorgânicas mais importantes de nitrogênio em wetlands são o amônio (NH_4^+), nitrito (NO_2^-) e nitrato (NO_3^-). Nitrogênio gasoso pode existir na forma de N_2 , óxido nitroso (N_2O), óxido nítrico (NO_2 e N_2O_4) e amônia (NH_3) (*VYMAZAL, 2007*).

A nitrificação/desnitrificação é a alternativa, até o momento, mais utilizada na remoção de nitrogênio (*LOPES et al., 2009* apud *HORISAWA, 2013*). Na nitrificação, o nitrogênio amoniacal é oxidado para nitrito (NO_2^-) e, em seguida, à nitrato (NO_3^-) em duas fases tendo o oxigênio (O_2) como aceptor final de elétrons. É um processo

predominantemente aeróbio. Esse processo é realizado por dois grupos de bactérias que utilizam carbono inorgânico para síntese de carbono orgânico e que obtêm energia para o crescimento a partir da oxidação do nitrogênio amoniacal ou nitrito (NO_2^-). Na primeira fase bactérias do gênero *Nitrosomonas* oxidam amônio (NH_4^+) a nitrito (NO_2^-), e na segunda fase bactérias do gênero *Nitrobacter* oxidam nitrito (NO_2^-) a nitrato (NO_3^-) (ESTEVEZ, 1998 apud HORISAWA, 2013). A presença de oxigênio na camada filtrante de *wetlands* horizontais ocorre principalmente por difusão através das raízes das macrófitas aquáticas para a rizosfera (BRIX, 1994; BRIX e SCHIERUP, 1990 apud HORISAWA, 2013).

A remoção de nitrogênio amoniacal é uma das dificuldades encontradas, e altas concentrações do mesmo são fatores limitantes no uso de *wetlands* para tratamento de lixiviados de aterros sanitários. Todavia quando combinado com outros sistemas de tratamento como o de lodos ativados, tem mostrado sucesso no polimento desses efluentes (BARR *et al.*, 1999).

As principais transformações das formas de nitrogênio nos *wetlands* são apresentados na Tabela 10. As várias formas de nitrogênio estão continuamente envolvidas em transformações químicas de compostos inorgânicos para compostos orgânicos e vice-versa a partir da forma orgânica para a inorgânica. Alguns destes processos requerem energia (tipicamente oriunda de uma fonte de carbono orgânico) para acontecer, e outros liberam energia, que é utilizada por organismos para o crescimento e sobrevivência. Todas essas transformações são necessárias para ecossistemas dos *wetlands* funcionarem com êxito, e a maioria das alterações químicas é controlada por meio da produção de enzimas e catalisadores pelos organismos vivos que se beneficiam (VYMAZAL, 2007).

Tabela 10: Transformação do Nitrogênio em *wetlands* construídos

Processo	Transformação
Volatilização	Nitrogênio amoniacal (aq) em nitrogênio amoniacal (gasoso)
Amoniação	N-orgânico em N-amoniacal
Nitrificação	N-amoniacal em nitrito em nitrato

Amonificação de nitrato	Nitrato em N-amoniaco
Desnitrificação	Nitrato em nitrito em N ₂ gasoso e óxido nitroso (N ₂ O)
Captção microbiana e por plantas	Amônia em nitrito em nitrato em nitrogênio orgânico.
ANAMOX (Anaerobic Ammonia Oxidation)	N-amoniaco em N ₂ gasoso

Fonte: VYMAZAL (2007)

Na Austrália, mais especificamente na cidade de Queensland, wetlands construídos com uma diversidade de tipos de macrófitas oferecem o maior potencial para o polimento de efluentes. Wetlands construídos em climas subtropicais nas regiões costeiras e climas áridos nas regiões ocidentais do interior são propícios para elevadas taxas de crescimento de macrófitas e remoção de nutrientes, principalmente nitrogênio, produzindo um efluente adequado para irrigação, para recuperação de alagados e/ou descarte para cursos de água naturais (GREENWAY, 2005).

No que se refere ao tempo de detenção do efluente no wetland, os valores variam enormemente, dependendo do efluente a ser tratado. Nos experimentos de AKINBILE et al. (2012) o melhor tempo de detenção encontrado foi de três semanas, CALHEIROS et al., (SD) usaram 6,8 dias, em seus experimentos, KADLEC e KNIGHT (1996) usaram 24 dias de tempo de detenção.

1.4.4 Tratamento de Lixiviado em Wetlands Construídos

O tratamento de lixiviado em WC teve início no final dos anos 80 e início dos anos 90 (KADLEC e WALLACE, 2008).

Existem muito poucos estudos de wetlands construídos em escala real para tratamento de lixiviado de aterro sanitário, em comparação com os relatórios de estudos em escala piloto e sistemas experimentais (C. H. SIM et al., 2013).

O lixiviado geralmente possui cor acima dos limites de lançamento, baixa concentração de O₂ dissolvido e tem altas concentrações de sólidos dissolvidos totais, DQO, DBO5 (com muito baixa relação DBO / DQO), amônia, mas pouco ou nenhum fósforo (Tabela 10), (MCBEAN e ROVER, (1999) apud VYMAZAL, 2009).

Wetlands construídos de fluxo horizontal (WCFH) têm sido frequentemente utilizados para o tratamento de lixiviados de aterro. O banco de dados da CWA (Constructed Wetland Association UK) (2006) inclui 17 wetlands construídos de fluxo horizontal para tratamento de lixiviado no Reino Unido, com áreas de até 2.800 m². O uso de wetlands construídos de fluxo horizontal também foi relatado por Sanford (1999) de Ithaca, NY, EUA e Sloop *et al.* (1996) de New Hanover County, Carolina do Norte, EUA (VYMAZAL, 2009).

O resumo de desempenho dos sistemas de tratamento de lixiviados (Tabela 11) indicou uma baixa remoção de produtos orgânicos em comparação com outros tipos de águas residuais. Isto é porque os compostos orgânicos presentes no lixiviado consistem frequentemente de compostos que não são facilmente biodegradáveis, como indicado pela elevada relação DQO/DBO (VYMAZAL, 2009).

Tabela 11: Performance média do tratamento de lixiviado em WCFH.

Parâmetro	Concentração (mg/L)		Eficiência de Remoção (%)
	Entrada	Saida	
DBO	155	96	32,8
DQO	933	698	24,9
SST	391	86	54,5
Nitrogênio Total	211	126	33,1
Nitrogênio Amoniacal	162	98	38,7
Fósforo Total	1,7	0,29	66,1

Fonte: Vymazal e Kropfelová, 2008

No trabalho apresentado por Akinbile *et al.* (2012) usando um wetland construído de fluxo subsuperficial para tratar lixiviado, foram encontrados os seguintes resultados. Observou-se que o pH variou de 7,2%-12,35%, e obteve-se

eficiência na remoção de cor variando de 63,5%-86,6% e de 39,3%-86,6% para turbidez. Para SST a remoção variou de 59,7%-98,8% e a DQO de 39,2%-79,9%.

Da mesma forma, as eficiências na remoção de P variaram de 59,8%-99,7%. Segundo Steer et al. (2002) apud Akinbile et al. (2012), a eficácia na redução de P nos wetlands é uma função do poder de adsorção do substrato nele contido. Para a remoção de Nitrogênio, as eficiências variaram de 33,8%-67%, enquanto que para o nitrogênio amoniacal, foi observada remoção de 29,8%-53,8%.

Muitos aterros sanitários na Suécia foram forçados a parar o tratamento combinado com esgoto sanitário e instalar um sistema de tratamento de lixiviado *on-site*. São usados métodos biológicos principalmente bioreatores e bioreatores combinados com wetland construído, que é a opção mais usada (WAARA et al., 2008).

O tratamento de efluentes industriais e domésticos por wetlands contendo plantas como a cana comum (*Phragmites australis*), taboa (*Typha latifolia*), ou outras espécies, tem sido amplamente praticada nos últimos anos, com variados graus de sucesso. Embora muitos pesquisadores tenham demonstrado boa remoção de componentes orgânicos e de sólidos em suspensão de efluentes, há uma má remoção de nitrogênio amoniacal. Essa é uma das razões que se limita o uso de wetlands para o tratamento de lixiviado bruto de aterro de resíduos. Os wetlands têm capacidade considerável para polimento de lixiviados que foram pré-tratados em plantas de tratamento biológico aeróbico e lixiviados com baixa concentração de nitrogênio amoniacal. Esta tecnologia tem sido amplamente utilizada no Reino Unido (BARR e ROBINSON 1999).

Existe uma variedade de plantas que costuma ser utilizada em wetlands construídos para tratamento de lixiviado. Algumas delas são: *Bolbolschoenus maritimus*, *Glyceria maxima*, *Iris pseudacorus*, *Juncus gerardii* spp., *Leymus arenarius*, *Phalaris arundinacea*, *Phragmites austrais*, *Puccinellia capilaris*, *Schenoplectus lacustris*, *Schenoplectus tabernaemontani*, *Thypha latifolia* e *Triglochin maritimum* (BERNARD, 1998; JOHNSON et al, 1998; MAURICE & LAGER, 1999, apud MANNARINO, 2003).

Tratar um efluente que já passou por algum tipo de tratamento biológico anteriormente ao wetland, como por exemplo, um tanque de aeração seguido de decantador ou um filtro biológico, a eficiência de remoção de poluentes apresenta melhores resultados. Para DBO, encontram-se valores de remoção em concentração entre 45%, com cinco dias de residência (SARTAJ et al, 1998 apud MANNARINO, 2003), e 85%, com 30 dias de residência (MÆHLUM et al, 1998 apud MANNARINO, 2003), considerando o sistema biológico mais wetlands.

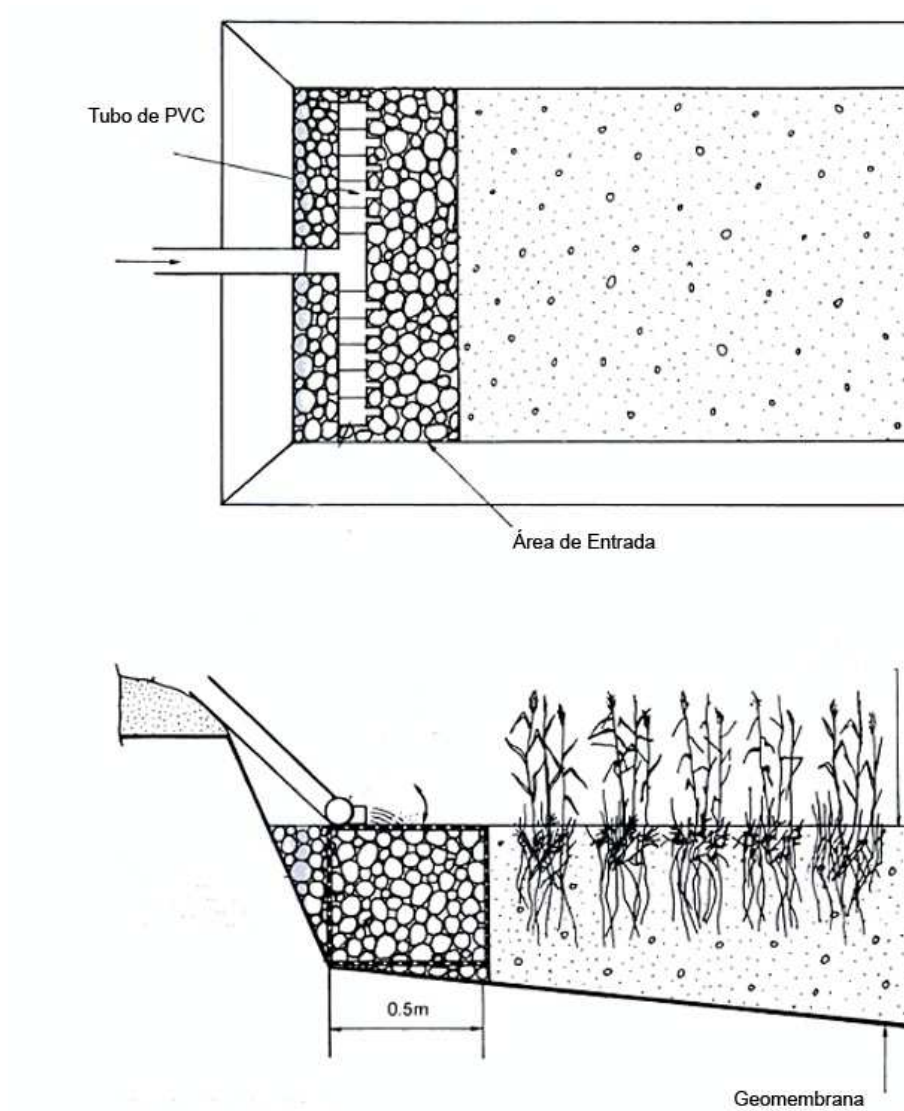
1.4 5 Aspectos Construtivos e de Manutenção de um Wetland Construído

Barr e Robinson (1999) ressaltam que a simplicidade no projeto e a distribuição do afluente em toda a largura do wetland são fatores essenciais para uma operação sem problemas. A utilização de pedras maiores pode ajudar a evitar problemas como crescimento de culturas orgânicas e de curto-circuito ou vascular o que afeta negativamente o crescimento das plantas e conseqüentemente no tratamento. Instalações de saída simples podem ser concebidas para controlar o nível do líquido no wetland para evitar o ataque de vermes e promover o crescimento do rizoma.

Brix (1998) apud Kadlec e Wallace (2009) sugere que se deve ter cuidado no projeto de entrada do efluente. Ele sugere que sejam construídas três ou quatro baias, de maneira que o wetland receba o efluente uniformemente.

É fundamental ter-se uma distribuição do fluxo de entrada do wetland o mais uniforme possível em relação à largura do leito. Uma solução de projeto bom, de baixo custo, é usar tubos de PVC na área de entrada, vide Figura 6 (COOPER, 1993).

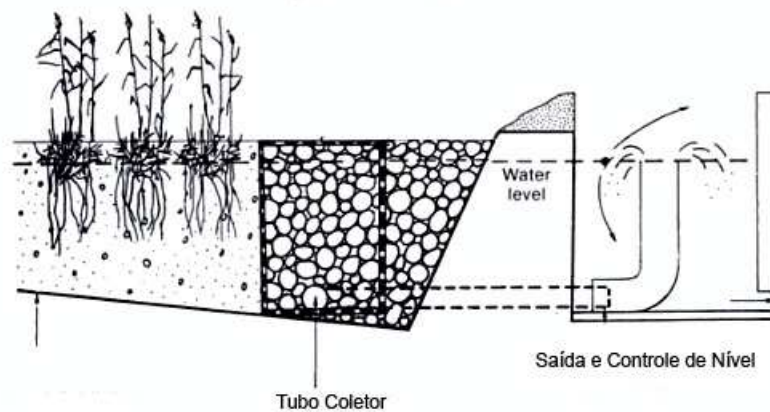
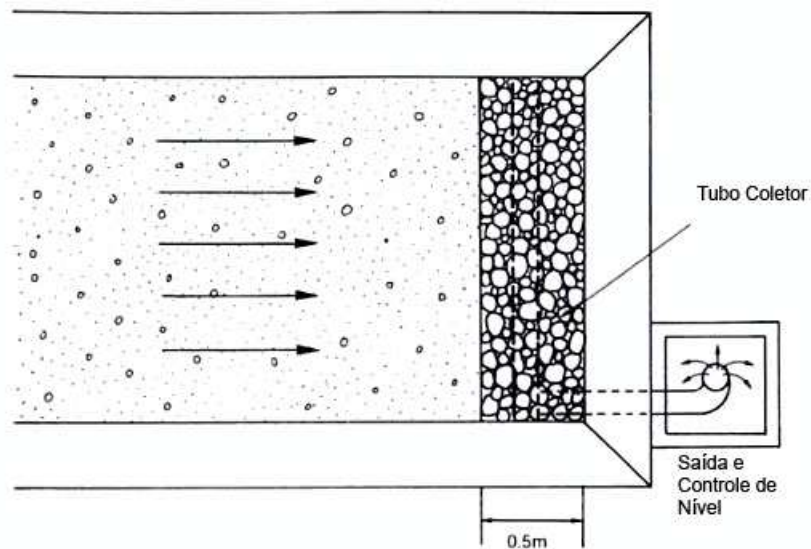
Figura 6: Vista e corte do projeto de entrada.



Fonte: Cooper, 1993.

Na área de saída deve-se ter as mesmas preocupações que se deve ter na área de entrada do wetland. Uma boa solução está na Figura 7.

Figura 7: Vista e corte do projeto de saída.



Fonte: Cooper, 1993.

Um projeto adequado e a manutenção do wetland são essenciais para garantir um bom desempenho. Alguns sistemas foram concebidos sem a aplicação de critérios simples de projeto de tratamento de efluentes e, conseqüentemente, não conseguiram atingir os objetivos esperados (BARR e ROBINSON 1999).

Alguns dos fatores que devem ser considerados durante a construção incluem o substrato que deve ter boa porosidade para evitar entupimento e deve possuir capacidades especiais para absorver poluentes, especialmente o fósforo. O entupimento seria uma ameaça fatal para o bom funcionamento de um wetland

construído de fluxo subsuperficial (AKINBILE et al. 2012; VYMAZAL, 2005; KADLEC e WALLACE, 2009; WOJCIECHOWSKA et al., 2010). A escolha do terreno e a impermeabilização são fatores que devem ser levados em conta (KADLEC e WALLACE, 2009).

Kadlec e Wallace (2009) fazem algumas observações para escolha da profundidade do leito de wetlands de fluxo horizontal sub-superficial:

1. Leitos menos profundos muitas vezes resultam em um melhor tratamento de DBO e amônia;
2. Leitos mais profundos promovem estratificação vertical de fluxo. Isto permite que o fluxo passe abaixo da zona das raízes das plantas (FISHER, 1990;. PILGRIM et al, 1992; MARSTEINER et al., 1996, GARCIA et al., 2004), com impactos negativos sobre o tratamento e desempenho;
3. Leitos mais profundos fornecem uma área de secção transversal maior, o que reduz a carga transversal. Teoricamente reduz a velocidade do fluxo (na ausência de estratificação vertical), o que resulta em menos perda de carga através do leito do wetland, o que torna a manutenção de um perfil uniforme da superfície da água mais fácil;
4. Pode-se especular que leitos mais profundos fornecem um volume adicional para armazenamento de sedimentos (minerais) refratários e não degradáveis. Este aumento do volume de armazenamento, presumivelmente, diminui os intervalos de tempo entre o entupimento e manutenção do leito associado.

A disponibilidade econômica e os projetos locais são os fatores que irão definir o material que será usado para o leito do wetland. Até o momento, têm sido mais comumente usado em wetlands de fluxo horizontal subsuperficial, britas com tamanho variando de 8 a 16 mm (KADLEC e WALLACE, 2009).

A Environmental Protection Agency - EPA (SD) recomenda que, para se ter um bom desempenho, os wetlands devem ser gerenciados. A gestão deve centrar-se sobre os fatores mais importantes no desempenho do tratamento. Além disso, deve-se montar um plano de manutenção, que deve fornecer um cronograma para a rotina de limpeza dos sistemas de distribuição, a roçada e replantio, a inspeção e monitoramento do sistema. O plano deve especificar os indivíduos responsáveis por executar e pagar pela manutenção. O plano deve considerar:

- A criação de todas as oportunidades para o contato do afluente com a comunidade microbiana e com o leito;
- A garantia que o afluente alcançará todas as partes do wetland;
- Manter um ambiente saudável para os micróbios;
- As condições para um crescimento vigoroso da vegetação.
- Definição de estruturas de controle de profundidade da água;
- Um cronograma para a limpeza e manutenção da entrada e as estruturas de saída, válvulas e dispositivos de monitoramento;
- Cronograma para inspecionar danos nos taludes e estruturas;
- Inspecionar a profundidade de acumulação de sedimentos antes que a remoção dos sedimentos seja necessária;
- Controlar os níveis operacionais de água;
- Prever uma fonte de água suplementar a ser utilizada para assegurar níveis adequados durante a implantação e a operação;
- Estabelecer um agendamento de descargas do wetland e para o wetland, visando a reciclagem e redirecionamento dos fluxos do wetland.

Os wetlands devem ser verificados periodicamente para observar as condições gerais e para detectar mudanças adversas, como a erosão ou o crescimento de vegetação indesejável. A vegetação deve ser monitorada periodicamente para avaliar a sua saúde e abundância. A vegetação em wetlands construídos está sujeita a mudanças graduais de ano para ano, assim como nos wetlands naturais. Pode haver a tendência de algumas espécies de desaparecer e ser substituída por outras (EPA, SD).

Ellis et al. (2003) descrevem como sendo as principais ações de manutenção

em um wetland; o monitoramento visando a garantia do estabelecimento das primeiras plantas, a substituição da vegetação morta garantindo pelo menos 35 – 40 % da cobertura, a remoção da vegetação invasora e o monitoramento do acúmulo de sedimentos, removendo os sedimentos periodicamente.

No que tange a vegetação, estudos de campo de longo prazo têm demonstrado a importância da vegetação no desempenho dos wetlands (SARTORIS et al., 2000; SMITH et al., 2000; THULLEN et al., 2002), sendo assim considerações de gerenciamento de vegetação devem ser incorporadas ao projeto básico dos wetlands construídos (THULLEN et al., 2005).

1.4 6 Custos na Implantação e Operação

Com relação ao custo de implantação e operação de wetlands, muitos autores usam como referência a população, no caso de tratamento de esgotos. Como o lixiviado não pode ser relacionado à população, uma boa referência é a área do wetland. Nos estudos de *Barr e Robinson (1999)*, foram encontrados valores que variavam de €43,00 a €78,00 por m², com economia de escala nos sistemas maiores.

Para *Vymazal (2010)*, os custos básicos de investimento para wetlands construídos incluem a terra, avaliação do local, o projeto do sistema, terraplenagem, impermeabilização, mídia, vegetação, estruturas de controle hidráulico e despesas diversas (por exemplo, cercas, estradas de acesso). No entanto, as proporções de custos individuais variam em diferentes partes do mundo. Além disso, sistemas maiores demonstram maiores economias de escala (*WALLACE et al., 2006* apud *VYMAZAL 2010*). Por exemplo, *Vymazal e Kröpfelová (2008)* compilaram dados disponíveis de wetlands de fluxo horizontal subsuperficial nos Estados Unidos, República Tcheca, Espanha e Portugal e concluíram que os custos de escavação variaram entre 7 e 27,4% do custo total do investimento, enquanto cascalho variou entre 27 e 53%, geomembrana (13-33%), plantas (2-12%), tubulação (6-12%),

estruturas de controle (3,1-5,7%) e diversos (1,8-12%). Os custos totais de investimento variaram ainda mais; o custo pode ser tão baixo quanto 29 dólares por m² na Índia ou 33 dólares por m² em Costa Rica, ou tão elevado como 257 euros por m² na Bélgica.

Pelas avaliações de Kadlec e Wallace, 2009 apud Vymazal (2010), wetlands construídos têm baixos custos de operação e manutenção, incluindo a energia consumida no bombeamento (se necessário), o controle do comprimento, manutenção de vias de acesso e bermas, manutenção do pré-tratamento (incluindo a limpeza regular de telas e esvaziamento do tanque séptico ou Imhoff e desarenadores, quando for o caso), a colheita de vegetação (se aplicável) e de substituição e reparos de equipamentos. Além disso, porque os wetlands têm uma maior taxa de atividade biológica do que a maioria dos ecossistemas, eles podem transformar muitos dos poluentes comuns que ocorrem nas águas residuais convencionais em subprodutos inofensivos ou nutrientes essenciais que podem ser utilizadas para a produtividade biológica adicional. Essas transformações são realizadas em virtude da área terrestre do wetland, com as energias ambientais naturais inerentes de sol, vento, solo, plantas e animais. Por causa das energias ambientais naturais no trabalho em wetlands construídos, uma quantidade pequena de energia de combustíveis fósseis e produtos químicos são normalmente necessárias para cumprir os objetivos de tratamento.

1.5 Legislação

No âmbito federal, até a formulação da Resolução CONAMA nº 430 (Brasil, 2011), os lixiviados recebiam tratamento similar ao dispensado aos efluentes de origem industrial, obedecendo aos padrões de lançamento estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357 (Brasil, 2005).

O artigo 16 da Resolução CONAMA nº 430, estabelece para lixiviados os seguintes padrões de lançamento: pH entre cinco a nove, temperatura inferior a 40°C, materiais sedimentáveis até 1 mL/L, remoção mínima de 60% de DBO, nitrogênio amoniacal total de 20,0 mg/L N, entre outros.

Cada unidade da federação possui sua legislação, no Rio de Janeiro, o INEA (Instituto Estadual do Ambiente) possui Normas Técnicas e Diretrizes que regulam o lançamento de efluentes em corpos d'água. Nenhuma delas discorre especificamente sobre lixiviado, este é tratado como um efluente industrial. Portanto, o lançamento de lixiviado tratado é regido, em nível estadual, pelas Normas técnicas NT-202. R-10 (INEA, 1986) que estabelece critérios e padrões físico-químicos e concentrações máximas para diversas substâncias presentes nos efluentes, independente de sua origem, além dar a possibilidade do Estado fazer exigências quanto a redução da toxicidade mesmo que os efluentes estejam dentro dos limites estabelecidos. A DZ-205.R-5 (INEA, 2007) estabelece os critérios para o lançamento de carga orgânica. A NT-213.R-4 (INEA, 1990), estabelece critérios e padrões para controle da toxicidade em efluentes líquidos. Restringindo o lançamento de efluentes líquidos industriais, em qualquer corpo receptor, com uma unidade toxicológica (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 *Allivibrio fischeri* e *Daphnia magna*, Ficam estabelecidos os limites máximos de toxicidade aguda para os dois organismos de fator de toxicidade (FT)=8.

Dentre as legislações estaduais, a legislação mais restritiva no Brasil é a do estado do Rio Grande do Sul, Segundo nº 129 (CONSEMA, 2006), 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.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 O Projeto do Wetland

O projeto do experimento foi elaborado por profissionais do PEAMB, Universidade do Estado do Rio de Janeiro – UERJ.

Em escala de campo, o mesmo previu a operação do wetland para uma vazão de lixiviado de 6 a 9 m³ por dia e tempo de detenção hidráulica de seis a 10 dias. O wetland teria 25 m de comprimento, 10 m de largura e 1,00m de profundidade, devendo os cantos ser arredondados.

O sistema escolhido foi o de fluxo horizontal subsuperficial (Figura 3), que se caracteriza por não possuir afloramento de líquido. Os seguintes itens compõem o wetland, conforme numeração indicada na Figura 8:

1- Área de distribuição

Na área de distribuição de aproximadamente 0,50 m foi especificado o uso da brita 3. A função dela é diminuir o risco de entupimentos e facilitar a distribuição do afluente uniformemente pelo wetland.

2 - Geomembrana

Foi indicada uma geomembrana de PEAD de 2 mm de espessura.

3 - Meio de filtração

O meio de filtração especificado foi composto de mistura de solo argiloso, brita 1 e composto.

4 – Vegetação

A vegetação indicada foi a taboa. As mudas de taboa deveriam, preferencialmente, ser obtidas em áreas da região, devendo ser escolhidas plantas mais novas plantadas na proporção de oito mudas por m².

5 - Nível de líquido

Foi recomendado que o nível do líquido fosse mantido a alguns centímetros da superfície.

6 - Área de saída

Assim como na área de distribuição, foi especificado o uso de brita 3.

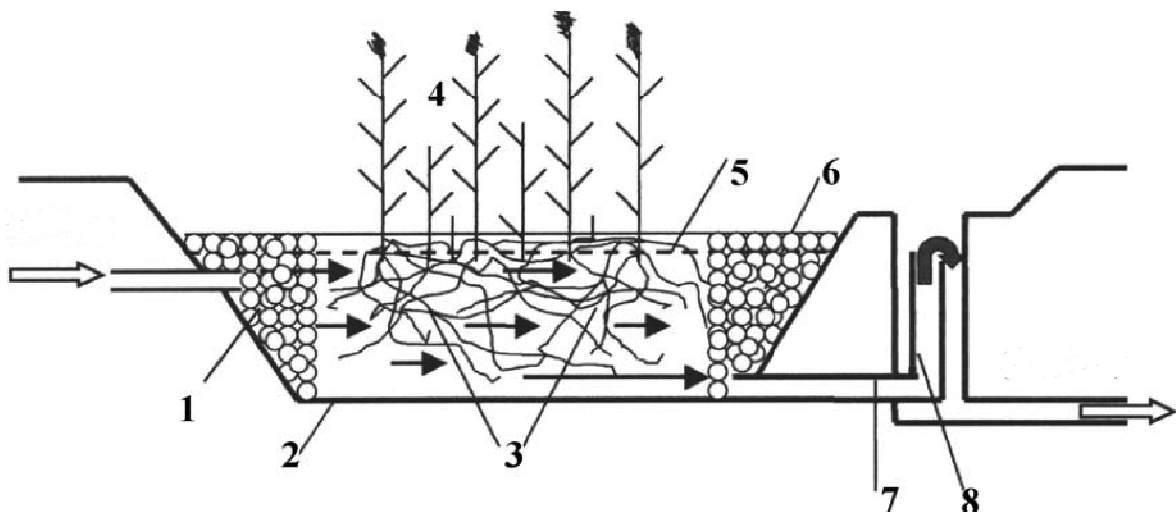
7 - Tubulação de coleta

Foi recomendado que a tubulação de coleta fosse 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 regulação do nível girando no eixo da tubulação de coleta. É muito importante o controle do nível para, por exemplo, eliminar pragas afogando-as.

Figura 8. Representação esquemática de *wetland* construído com sistema de fluxo horizontal subsuperficial



Fonte: VYMAZAL 2005

Os custos previstos no projeto executivo para construção do wetland estão detalhados na Tabela 12.

Tabela 12: Estimativas de custo.

	Descrição	Quant	Unidade	Preço unit. R\$	Total
1	Registro de esfera DN 150mm ref .Deca ou similar	1,00	Unid.	50,00	50,00
2	Registro de gaveta DN 150mm Ref. Deca ou similar	2,00	Unid.	60,00	120,00
3	Brita n3	180,00	m3	68,00	12.240,00
4	Manta para impermeabilização PVC ou PEAD e=1MM	450,00	m2	12,00	5.400,00
5	Conjunto flutuante alimentação caixa d'água	1,00	Unid.	275,00	275,00
6	Tubo de PVC soldável DN 100mm ref.Tigre ou similar	8,50	m	8,81	74,89
7	Tubo de PVC soldável DN 150mm ref.Tigre ou similar	134,00	m	18,90	2.532,60
8	Tubo de PVC soldável DN 200mm ref.Tigre ou similar	50,00	m	29,05	1.452,50
9	Luva Soldável DN 100mm ref. Tigre ou similar	2,00	Unid.	1,38	2,76
10	Luva Soldável DN 200mm ref. Tigre ou similar	2,00	Unid.	2,79	5,58
11	Curva de 45 PB DN 200mm	1,00	Unid.	49,19	49,19
12	Tubo de PVC soldável PERFURADO DN 100mm ref.Tigre ou similar	12,00	m	8,81	105,72
13	Tubo de PVC soldável PERFURADO DN 200mm ref.Tigre ou similar	12,00	m	29,05	348,60
14	Tubo de PVC soldável PERFURADO DN 300mm ref.Tigre ou similar	10,50	m	78,80	827,40
15	Reservatório em PEAD de 10.000L	1,00	Unid.	3.213,00	3.213,00
16	CAP de PVC soldável DN 100mm ref. Tigre ou similar	2,00	Unid.	20,92	41,84
17	CAP de PVC soldável DN 200mm ref. Tigre ou similar	2,00	Unid.	32,00	64,00
18	Argila	50,00	m3	33,00	1.650,00
19	Tubo de FoFo DN 200mm (para proteção mecânica do tubo de PVC) ref. Saint Gobain ou similar	18,00	m	68,53	1.233,54
20	Tubo de FoFo DN 250mm (para proteção mecânica do tubo de PVC) ref. Saint Gobain ou similar	16,00	m	104,85	1.677,60
		1.950,0			
21	Plantio de Mudanças de Taboa (8pés/m2)	0	Unid.	1,00	1.950,00
22	Escavação	447,50	m3	3,73	1.669,18
23	Reaterro	135,00	m3	11,93	1.610,55
24	Tubo Flexível DN 150mm	3,00	m	124,05	372,15
25	Sistema Elétrico do Automático da Bomba	1,00	Unid.	1.000,00	1.000,00
26	Bomba Centrífuga Monobloco mod. B-10/15 – (Q=10m3/h hman= 5m)	2,00	Unid.	1.710,00	3.420,00
27	Vala de drenagem superf. escavada em solo natural	100,00	m	12,86	1.286,00
28	Assentamento de Tubo de PVC	200,00	m	3,00	600,00
29	Instalação elétrica das bombas	1,00	Unidade	600,00	600,00
					43.872,09

2.2 O Processo de Tratamento da ETC X

O processo de tratamento empregado na Estação de Tratamento de Lixiviado que gerou o efluente usado nesse estudo era composto das seguintes etapas: etapa preliminar composta de uma lagoa de equalização e de um tanque de

homogeneização aerado; a etapa primária composta pela coagulação química com adição de cal, tanque clarificador primário e de correção de pH e pelo *stripping* de amônia por ar difuso; a etapa secundária consistia em lodos ativados; a etapa terciária em um sistema de pré-filtragem em filtro de areia e membrana de nanofiltração (GIORDANO et al., 2002).

No diagrama de blocos representado na Figura 9, são apresentadas todas as etapas de tratamento.

Na etapa preliminar, o lixiviado proveniente de várias células do aterro, que possuíam características físico-químicas diferentes, era equalizado. Após a equalização, o lixiviado era aerado e, então, filtrado em filtros, do tipo peneira, de onde seguia para o tratamento primário.

Na etapa primária, o pH era elevado para aproximadamente 12, com suspensão de CaOH. Nessa etapa os metais e alguns compostos orgânicos de cadeia longa eram removidos. Além disso, a elevação do pH propiciava a remoção de nitrogênio amoniacal por *air stripping*. Após o *stripping*, o pH do efluente era rebaixado e, então, era encaminhado para o tratamento secundário.

Na etapa secundária, o efluente do tratamento primário era aerado por aeradores superficiais e recebia nutrientes. O efluente era, então, encaminhado para o decantador secundário. O sobrenadante seguia para o tratamento terciário e o lodo retornava para o tanque de aeração.

O tratamento terciário, onde o efluente era filtrado em filtros de areia, em pré-filtros e finalmente por um sistema de nanofiltração.

2.3 Pontos de Amostragem

A operação de amostragem consistiu em coletar diariamente dados físico-químicos como vazão, pH e condutividade e amostrar efluente na entrada e saída do wetland para análise. Inicialmente foram realizadas coletas em um ponto intermediário, mas como os resultados não eram consistentes, os mesmos foram

descartados e a amostragem nesse ponto foi suspensa.

A vazão era medida tanto na entrada quanto na saída do wetland. A metodologia empregada foi a cubagem. A técnica de cubagem consiste em medir o tempo que o efluente leva para encher um recipiente de volume conhecido. Em cada amostragem foram feitas três medidas. O valor utilizado foi a média das três medidas.

Usou-se o método de coleta instantâneo, as amostras para análise de nitrogênio amoniacal, nitrato e DQO eram preservadas em pH ácido usando-se ácido sulfúrico e mantidas sob refrigeração até o momento da análise.

2.4 Metodologia Analítica

Para a realização dos ensaios físico-químicos e biológicos nas amostras de lixiviado bruto, efluente do tratamento secundário e efluente do wetland, foram utilizados os seguintes métodos relacionados a seguir:

Demanda Química de Oxigênio - Metodologia do Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 1998);

Condutividade – Método 2510 B - Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater – APHA -20^o Edição;

pH – Método 4500 B – Potenciométrico – Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater – APHA -20^o Edição;

Nitrato – Método 8171 (Cadmium Reduction Method) –HACH;

Nitrito –Método 4500 NO₂ – B – Colorimétrico - Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater – APHA -20^o Edição;

Amônia – Método 4500- NH₃ F – Método Indofenol - Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater – APHA -20^o Edição;

Toxicidade 1 – Método ABNT NBR 15088:2011 – Ecotoxicologia aquática - Toxicidade aguda - Método de ensaio com peixes - *Danio rerio*.

Toxicidade 2 – Método ABNT NBR 15411:2012 - Ecotoxicologia aquática — Determinação do efeito inibitório de amostras aquosas sobre a emissão da bioluminescência de *Vibrio fischeri* (ensaio de bactéria luminescente) - *Aliivibrio fischeri*.

Toxicidade 3 – Método ABNT NBR 12713:2009 - Ecotoxicologia aquática - Toxicidade aguda - Método de ensaio com *Daphnia* spp (Crustacea, Cladocera) - *Daphnia similis*.

3. RESULTADOS E DISCUSSÕES

3.1 A Construção do *Wetland*

O wetland, em escala de campo, foi construído em um terreno próximo à Estação de Tratamento de Lixiviado do Aterro que teve sua operação encerrada há alguns anos.

O projeto foi redimensionando de acordo com o espaço, de aproximadamente 600 m², disponibilizado pela empresa operadora do Aterro. Desta forma, o projeto do wetland considerou uma área em forma retangular, com extensão de 30 m x 10m, tendo a profundidade total de 1 m, dos quais 0,5 m foram usados para a formação do leito, o que equivale a um volume de 150 m³. O leito foi composto de 0,15 m de argila, 0,25 m de brita e 0,10 m de composto. Com isso, o wetland passou a ter um volume útil de 67,00 m³.

O cálculo do volume útil foi realizado por cubagem, utilizando-se uma bombona plástica com capacidade de 200 L. Inicialmente foram adicionados 150 L de efluente do tratamento secundário à bombona e, então, foi feita uma marcação interna. O efluente foi descartado e em seguida, foram adicionados, no fundo da bombona, 0,15 m de argila, 0,25 m de brita e 0,10 m de composto, mesma proporção usada no wetland. A etapa seguinte foi identificar o volume de efluente necessário para atingir a marcação inicial. Adicionou-se efluente até atingir a marcação original referente aos 150 L, esperou-se 2,5 horas e completou-se novamente até atingir a marcação de 150 L. O procedimento foi repetido 3 vezes, e a média das medidas foi 67 L.

Os trabalhos começaram pela marcação da área e posterior escavação e conformação dos taludes. Os trabalhos foram feitos com uma escavadeira e levou dois dias para ser concluído. As dimensões são de: 30 m de comprimento e 10 m de largura. A Figura 10 apresenta o Leito recém-escavado com 1 m de profundidade e a conformação do talude.

Figura 10: Vista do início da construção: escavação



Após a escavação do terreno, foi colocada uma camada de aproximadamente 0,1m de solo argiloso, o equivalente a 9 m³, para nivelamento com 1% de inclinação entre a entrada e a saída do wetland, e proteção da geomembrana de PEAD, (vide Figura 11). O trabalho foi executado manualmente e com o auxílio de uma retroescavadeira. Visando a proteção da geomembrana de PEAD, o fundo e as laterais do wetland foram revestidos com geotextil (vide Figura 12).

Figura 11: Nivelamento da fundação



Figura 12: Instalando uma proteção para manta de PEAD



A geomembrana utilizada foi de PEAD com 2 mm de espessura, de fabricação da Maccaferri. Sua instalação foi feita por técnicos especializados em solda de PEAD. A soldagem da manta foi feita próxima ao local de aplicação, (vide Figuras 13 e 14), em seguida foi transferida para o wetland e ancorada nos taludes (vide Figuras 15, 17 e 18).

Figura 13: Posicionando a geomembrana para a soldagem



Figura 14: Detalhe da máquina de solda



Figura 15: Posicionando a geomembrana no wetland.



Como o ponto de saída do wetland fica na cota de mais baixa profundidade, foi preciso soldar a tubulação de saída para evitar vazamento de líquido, que poderia tanto contaminar o solo quanto afetar os dados de vazão de saída, o que influenciaria os cálculos de evaporação, Figura 16.

Figura 16: Detalhe da preparação para soldagem da tubulação de saída



Figura 17: Vista da manta posicionada e da caixa de saída



Após a instalação da manta de PEAD, foi preparado o leito, que era 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 (fonte de nutrientes) conforme mostrado nas Figuras 18 a 20. Os pontos de amostragem foram instalados após a primeira camada, (vide Figuras 19, e 20). O detalhe do ponto de amostragem está apresentado na Figura 21.

Figura 18: Lançamento da camada de argila.



Figura 19: Vista da camada de brita e dos pontos de amostragem.



Figura 20: Aplicação do composto



Figura 21: Detalhe do ponto de amostragem intermediário.



Foram instaladas duas faixas de 0,5 m de brita 4, cobertas com brita 3, nas duas cabeceiras do wetland. A razão de aumentar o diâmetro do substrato nessas regiões é para facilitar uniformidade da distribuição de entrada e de saída (Cooper, 1993; Kadlec & Wallace 2009).

O efluente do tratamento secundário foi captado no tanque pulmão antes dos filtros de areia do tratamento terciário. Para tal, foi instalada inicialmente uma bomba submersível que era acionada por um sistema de boias na caixa de distribuição próxima ao wetland. Em razão das constantes quebras da bomba submersível foi instalada em seu lugar uma bomba centrífuga. Para evitar a perda da escorva, a tubulação de captação possuía uma válvula de pé. O conduíte da parte elétrica e a tubulação de PVC seguiam até a caixa de distribuição juntos, (vide Figuras 22 e 23).

Figura 22: Ponto de captação do efluente



Figura 23: Detalhe do conduíte e da tubulação chegando na caixa de estocagem/distribuição.



O controle da vazão de entrada do wetland foi efetuado com um sistema de boia de captação que permitiu ter uma coluna d'água constante de 0,15 m, que era a distância entre o ponto A e o nível de líquido no tanque (vide Figura 24). Conseqüentemente foi obtida, uma vazão constante. O nível do wetland foi controlado regulando-se a altura da tubulação de saída, girando a mesma no eixo do tubo inferior Figura 25.

É sugerido que seja dada mais atenção ao nivelamento do wetland e que as áreas de entrada e de saída sejam maiores que os 0,5 m do projeto, o ideal seria de 0,8 a 1,0 m. A sugestão de aumentar essas áreas visa facilitar a limpeza quando ocorrer entupimento. Os pontos de amostragem no meio do wetland não apresentaram resultados analíticos significativos em relação aos pontos de entrada e saída, portanto desaconselhamos a instalação dos mesmos, pelo menos em wetlands nas dimensões e projeto hidráulico como o implantado.

Quanto ao projeto de entrada do efluente, visando facilitar a limpeza e possível desobstrução, sugerimos o uso de uma calha no lugar da tubulação de PVC.

Figura 24: Detalhe do sistema de controle da vazão de entrada

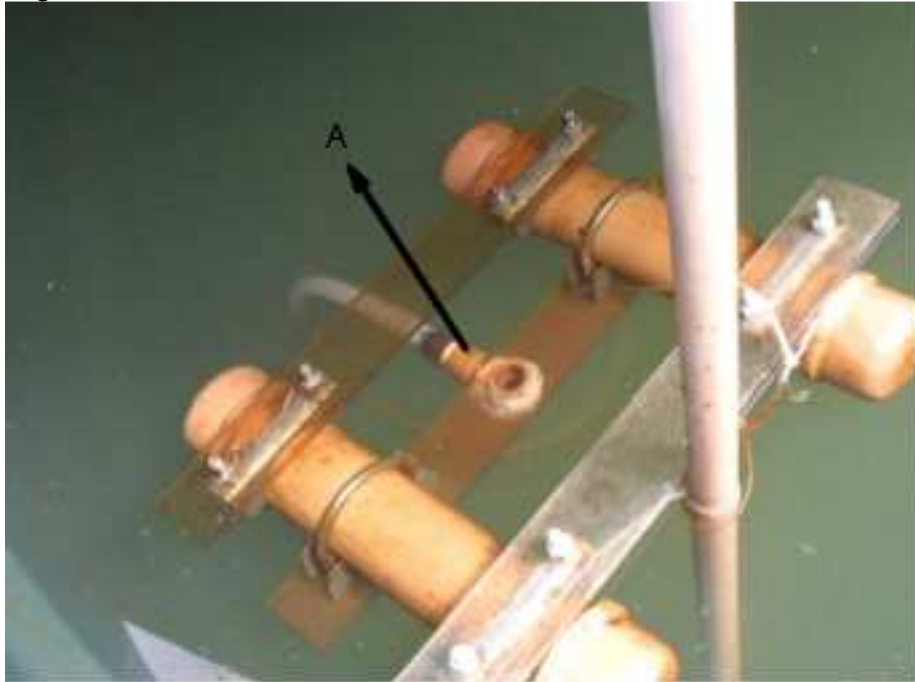


Figura 25: Detalhe do sistema de controle do nível do wetland



A vegetação utilizada foi, conforme a recomendação de projeto, a taboa (*Thypha latifolia*) (Figura 26). Entre os principais fatores que determinaram a escolha destacam-se o fato de a planta ser nativa na região onde foi implantado o wetland, o que favoreceu a obtenção de mudas e, conseqüentemente, a operação e manutenção do wetland. Possui uma boa tolerância à salinidade, que é muito alta no lixiviado tratado. Além disso, a taboa possui uma taxa de evaporação elevada atribuída à geometria do seu caule, contribuindo positivamente no tratamento do

lixiviado. Segundo Bernard (1998), a taboa é ideal para a utilização em wetlands (vide Figura 27). Isso porque a estrutura interna planta é constituída por tecidos que contém espaços abertos (*aerenchyma*) que são importantes para o transporte de oxigênio da atmosfera para as folhas, raízes e rizomas.

Figura 26: Taboa (*Thypha latifolia*).



Fonte: http://www.fotosefotos.com/page_img/23022/taboa_no_pantano

Figura 27: Fotografia de um corte transversal de um caule de taboa



Fonte: Horisawa (2013)

3.2 O Plantio das Mudas

As mudas utilizadas foram coletadas do manguezal do entorno do aterro, às margens da Baía de Guanabara. A primeira colheita ocorreu em 01/02/2013, foram plantadas 415 mudas no mesmo dia, conforme se observa nas Figuras 28 e 29.

Figura 28: Início do plantio (Fevereiro 2013)



Figura 29: Final do primeiro dia de plantio. (Fevereiro de 2013)



Foram coletadas mudas adultas e saudáveis. Elas foram podadas deixando uma sobra de aproximadamente 0,30 m de caule. Foram plantadas aproximadamente oito mudas por m² (Figura 28 e Figura 29). Uma semana após o plantio já se podia verificar o desenvolvimento de somente algumas plantas, o que nos levou a ter que plantar novas mudas em março do mesmo ano, (Figura 30).

Figura 30: Crescimento irregular das primeiras mudas plantadas (Março 2013)



A irregularidade do tamanho das plantas no mês de março de 2013 se deveu à necessidade de se fazer replantios (Figura 31).

Figura 31: Irregularidade no crescimento (Março 2013)



Em abril de 2013, apesar de terem sido replantadas 117 mudas, pode-se vislumbrar plantas saudáveis, de bom tamanho e com brotos surgindo no seu entorno, resultado do crescimento dos rizomas (Figura 32).

Figura 32: Planta com crescimento saudável (Abril 2013)



Em maio de 2013, apesar de alguma irregularidade no tamanho das plantas, a maioria delas já estava adulta, o que influenciou na decisão de iniciar a adição do lixiviado pré-tratado (Figura 33).

Figura 33: Wetland em maio de 2013



Durante este período, foram replantadas 316 mudas em março, outras 117 em abril e 22 em maio. A razão da perda das primeiras mudas foi a falta de atenção no manuseio das mesmas e consequente quebra de alguns rizomas. O rizoma da taboa é muito sensível e quebra com muita facilidade. Rizoma é a parte subterrânea da planta, na qual as células estão em constante crescimento, e de onde também saem as ramificações que dão origem a novas plantas. Toda energia da planta fica concentrada nos rizomas. Portanto, é fundamental ter total atenção na preservação dos rizomas na colheita e no plantio.

Após o período de aclimação de aproximadamente 90 dias durante os quais se adicionou somente água ao wetland, iniciou-se a adição de efluente do tratamento secundário diluído em água a aproximadamente 50% por 11 dias. Somente em 19/05/2013 iniciou-se a adição de 100% de efluente do tratamento secundário.

A Tabela 13 resume os dados do período de aclimação apresentando a quantidade de mudas plantadas, o volume total de líquidos adicionado no wetland

além dos volumes de água potável, de água de chuva e de efluente do tratamento secundário a ser tratado.

Tabela 13: Dados do período de aclimação das mudas.

Data	Volume Total de Líquido (L)	Volume de Efluente Secundário (L)	Volume de Água Potável (L)	Volume de Chuva captada pelo Wetland (L)	Mudas Plantadas (unid.)
fev/13	145.408,00		22.408,00	123.000,00	445
mar/13	39.148,00		5.848,00	33.300,00	316
abr/13	38.104,00		10.204,00	27.900,00	117
mai/13	120.552,00	57.637,50	47.914,50	15.000,00	22
Total	342.212,00	57.637,50	86.374,50	199.200,00	900

Em junho de 2013, um mês após o início da introdução de lixiviado no wetland, as plantas continuaram a crescer saudáveis, atingindo mais de 2 m de altura e florindo, (Figuras 34 e 35).

Figura 34: Wetland florido em Junho de 2013.



Figura 35: Vista geral do Wetland em junho de 2013.



No mês de julho de 2013, o wetland estava sadio apesar de possuir algumas folhas queimadas nas pontas (Figura 36). O mesmo fenômeno ocorreu nas taboas do manguezal de onde foram coletadas as mudas indicando que as folhas queimadas fazem parte do processo natural de evolução da taboa durante as estações do ano. Em especial, neste ano o verão foi seco e, além disso, o inverno geralmente costuma ser um período naturalmente seco.

Figura 36: Julho de 2013



Do mês de julho de 2013 até novembro de 2013, o wetland continuou se desenvolvendo, nascendo novas plantas originadas dos rizomas pré existentes, mas sempre apresentando as folhas cada vez mais secas nas pontas, conforme se verifica na Figura 37 o estado do wetland no mês de novembro.

Figura 37: Wetland em novembro de 2013



No mês de dezembro de 2013, houve uma melhora significativa apesar de ainda apresentar algumas folhas secas (Figura 38), todavia o mesmo estava ocorrendo com as taboas do manguesal, conforme se observa na Figura 39. A melhora foi provocada pela retirada de folhas e plantas mortas, além de espécies indesejadas no wetland.

Figura 38: Wetland em dezembro de 2013



Figura 39: Taboas em seu ambiente natural (Dezembro 2013)



Em janeiro de 2014, o wetland apresentou um comportamento atípico até então não verificado. Na entrada do wetland, as taboas ficaram totalmente ressecadas (Figura 40), enquanto que na saída, apresentavam-se sadias conforme se observa na Figura 41.

Figura 40: Vista da entrada do wetland (Janeiro 2014)



Figura 41: Vista da saída do wetland (Janeiro 2014)



Em fevereiro de 2014, o comportamento apresentado pelo wetland em janeiro do mesmo ano se repetiu, a entrada do wetland com plantas secas e as plantas na área da saída ficaram ainda mais ressecadas (Figura 42).

Figura 42: Vista da saída do wetland (Fevereiro 2014)



Em maio de 2014, o wetland estava todo ressecado, momento em que encerramos nossa pesquisa (figura 43).

Figura 43: Wetland completamente ressecado (maio 2014)



3.3 Operação

A operação consistiu em coletar diariamente dados de vazão, pH e condutividade elétrica do afluente e do efluente do wetland. Foram realizadas em

média três amostragens de efluente na entrada e na saída do wetland por mês de operação. Também houve um trabalho visando o controle de pragas e as manutenções hidráulica e elétrica necessárias.

A vazão de entrada de efluente do tratamento secundário foi mantida constante em 344 L/h (8,26 m³/dia), e a de saída apresentou um valor médio de 215 L/h, os dados estão na Tabela 18 em anexo, .

Como se tratava de efluente do tratamento secundário existia sempre a possibilidade de se encontrar lodo ativado no mesmo. Por essa razão houve um evento de colmatação da tubulação de entrada. A partir daí foi adotada a rotina de limpar a tubulação uma vez por semana para evitar o entupimento da mesma.

A operação iniciou utilizando uma bomba submersível. No entanto este modelo não atendeu às nossas necessidades, pois ocorreram vários eventos de quebra da bomba, instalamos então uma bomba centrífuga de ¾ cv, que funcionou bem até o final dos experimentos.

A retirada do excesso de plantas mortas, conforme mencionado anteriormente e observado nas Figuras 37 e 38, no período em que o fenômeno é verificado é de suma importância para saúde e aparência do wetland.

Os verões de 2013 e 2014 foram atípicos e o índice pluviométrico durante o período foi o menor registrado nos últimos 10 anos. Por esta razão, conforme já mencionado, as taboas ficaram muito ressecadas não só aquelas plantadas no wetland construído, como também as que se encontravam nas demais áreas do Aterro. Conforme se observa na Figura 44.

Figura 44: Taboa na área do aterro (Janeiro 2014)



3.4 Resultados dos parâmetros físico-químicos

O trabalho acompanhou a evolução de seis parâmetros físico-químicos: DQO, nitrogênio amoniacal, nitrito, nitrato, pH e condutividade elétrica. Além de ensaios de toxicologia aguda e coleta de dados pluviométricos. O período de acompanhamento foi de maio de 2013 a maio 2014 (374 dias).

Pluviometria e Evaporação –

Os dados relativos à Pluviometria, apresentados no Gráfico 1, referentes a todo o período do estudo, foram gerados na estação meteorológica do aterro. A

partir dos valores registrados, foi determinada a média pluviométrica diária no período do estudo: 5,4 mm. Este valor equivale a um aumento médio de 1,0 m³/dia na vazão de entrada de efluente. Foi usada a fórmula (7) para calcular o incremento de água que aporta no wetland proveniente da chuva.

$$\text{Onde: } \boxed{V = (A \times C) / 1.000} \quad (7)$$

V = Volume de chuva absorvido no wetland (L)

A = Área do wetland (m²): 300 m²

C = Volume de chuva (mm x 10⁻⁵): 5,4 mm

A vazão de entrada foi regulada em um valor constante de 8,25 m³/dia, que equivale ao tempo de residência hidráulica (TRH) de 8,11 dias, durante todo o experimento. Acrescentando o volume de chuva absorvido pelo wetland a vazão média diária passou a ser 9,25 m³/dia o que fez com que o TRH passasse a ser 7,24 dias. A vazão média de saída foi de 5,15 m³/dia. O cálculo TRH está representado na fórmula (8). Com isso, houve uma diferença entre entrada e saída de 4,10 m³/dia, que equivale a 44% de evapotranspiração.

$$\text{onde: } \boxed{\text{TRH} = V / Q} \quad (8)$$

TRH = Tempo de retenção hidráulica (dia⁻¹)

V = Volume útil do wetland (m³)

Q = Vazão média diária (m³/dia)

Gráfico 1: Evapotranspiração

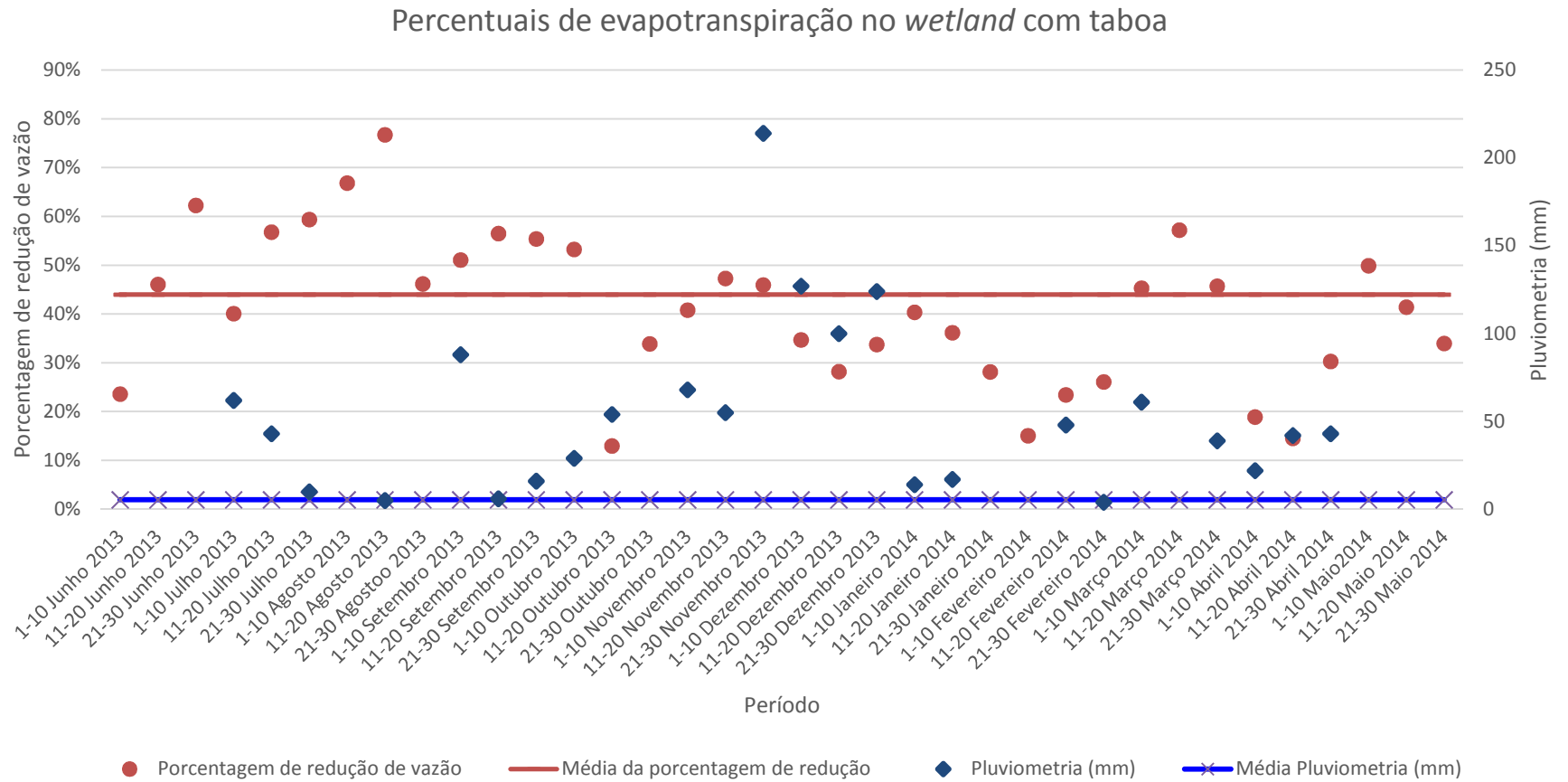


Gráfico 2: Evapotranspiração 1º Semestre

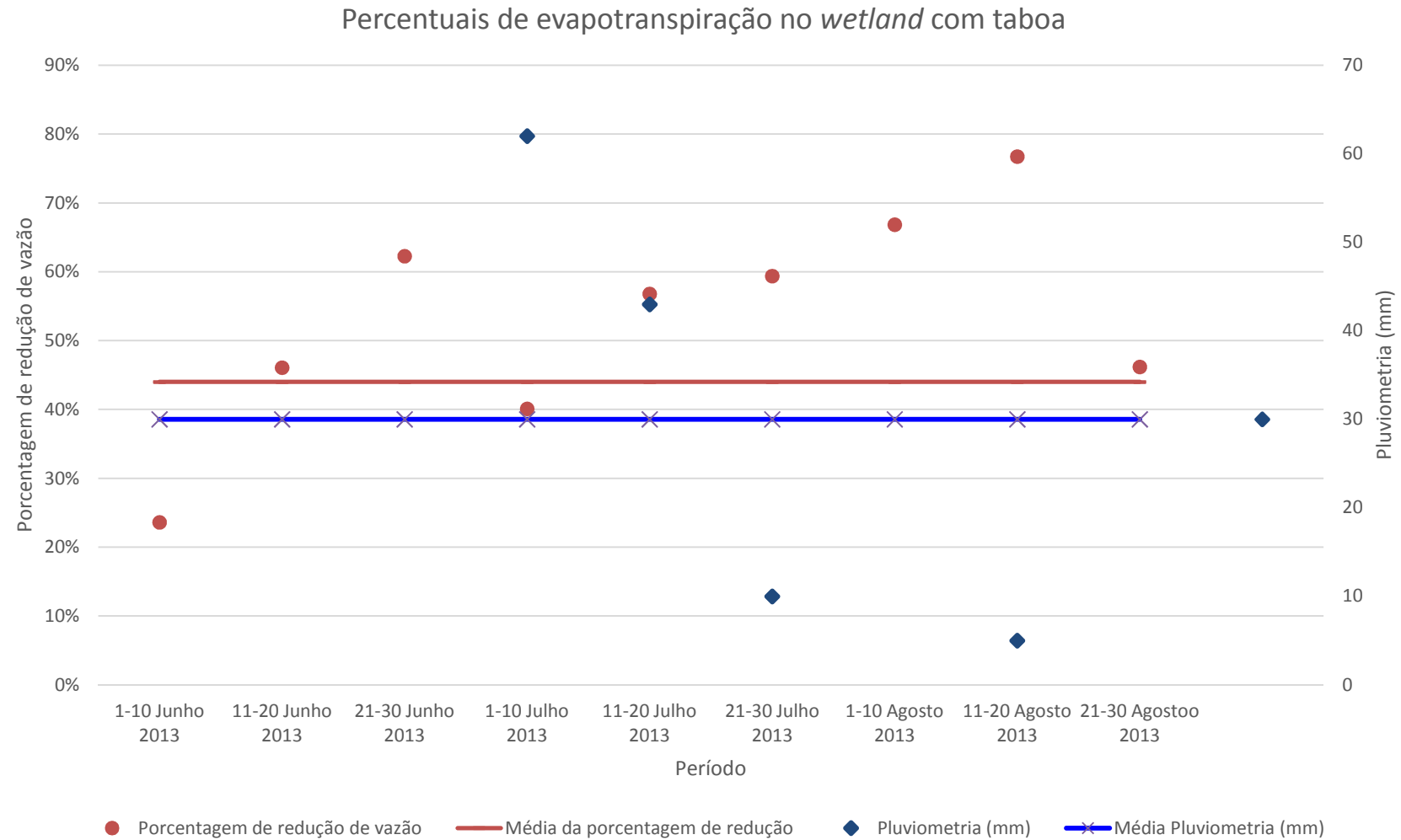


Gráfico 3: Evapotranspiração 2º Trimestre

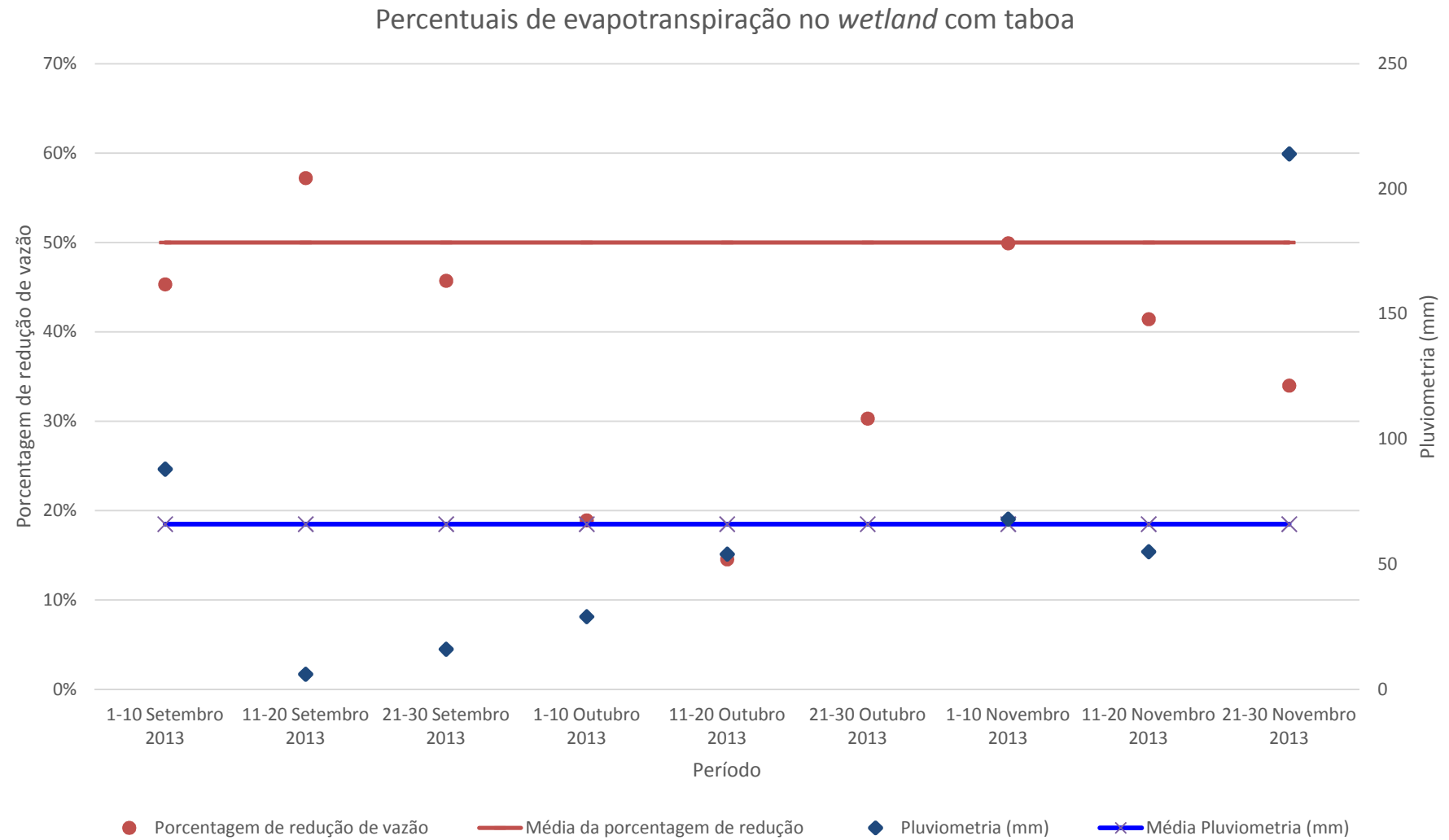


Gráfico 4: Evapotranspiração 3º Trimestre

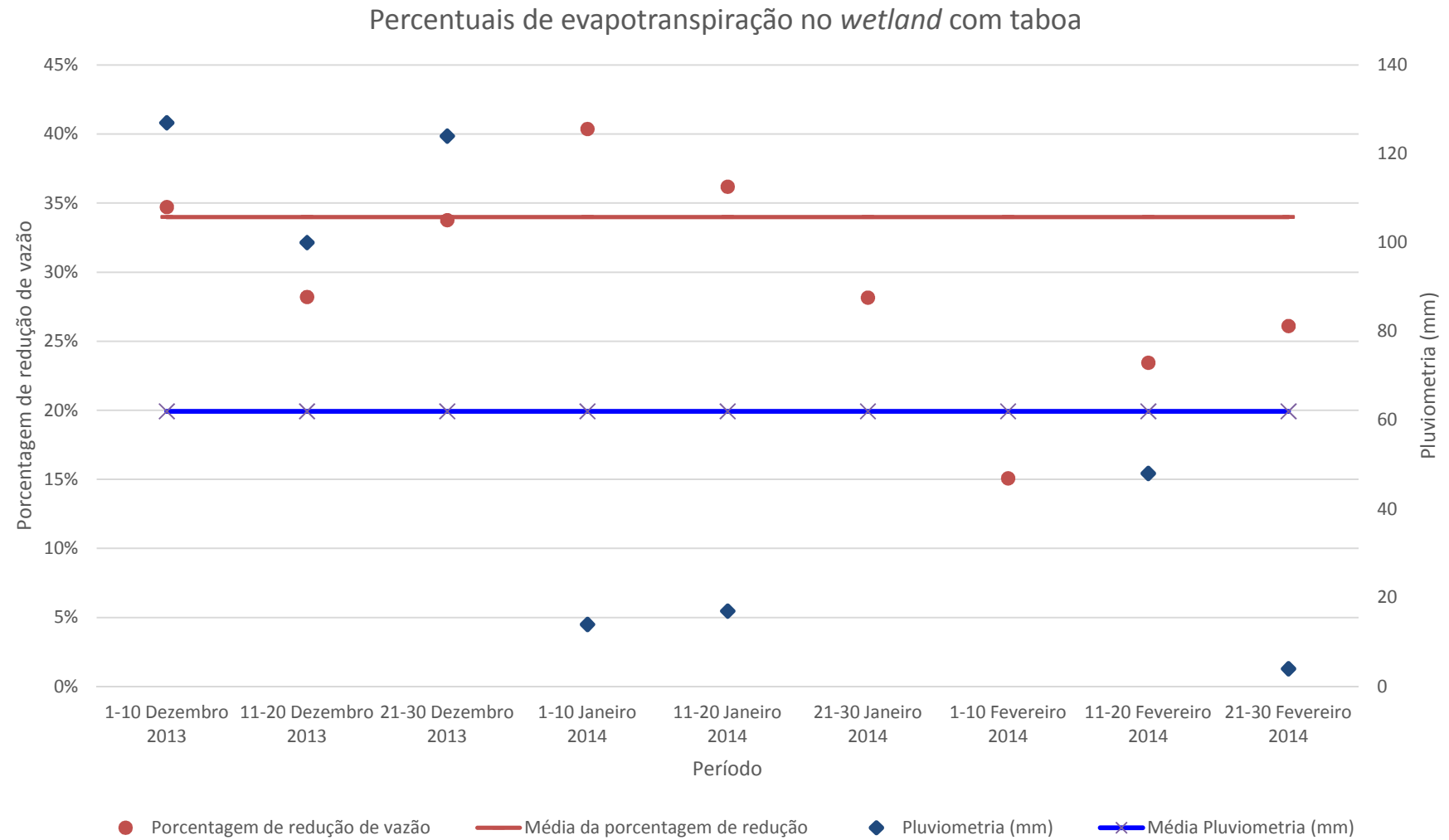
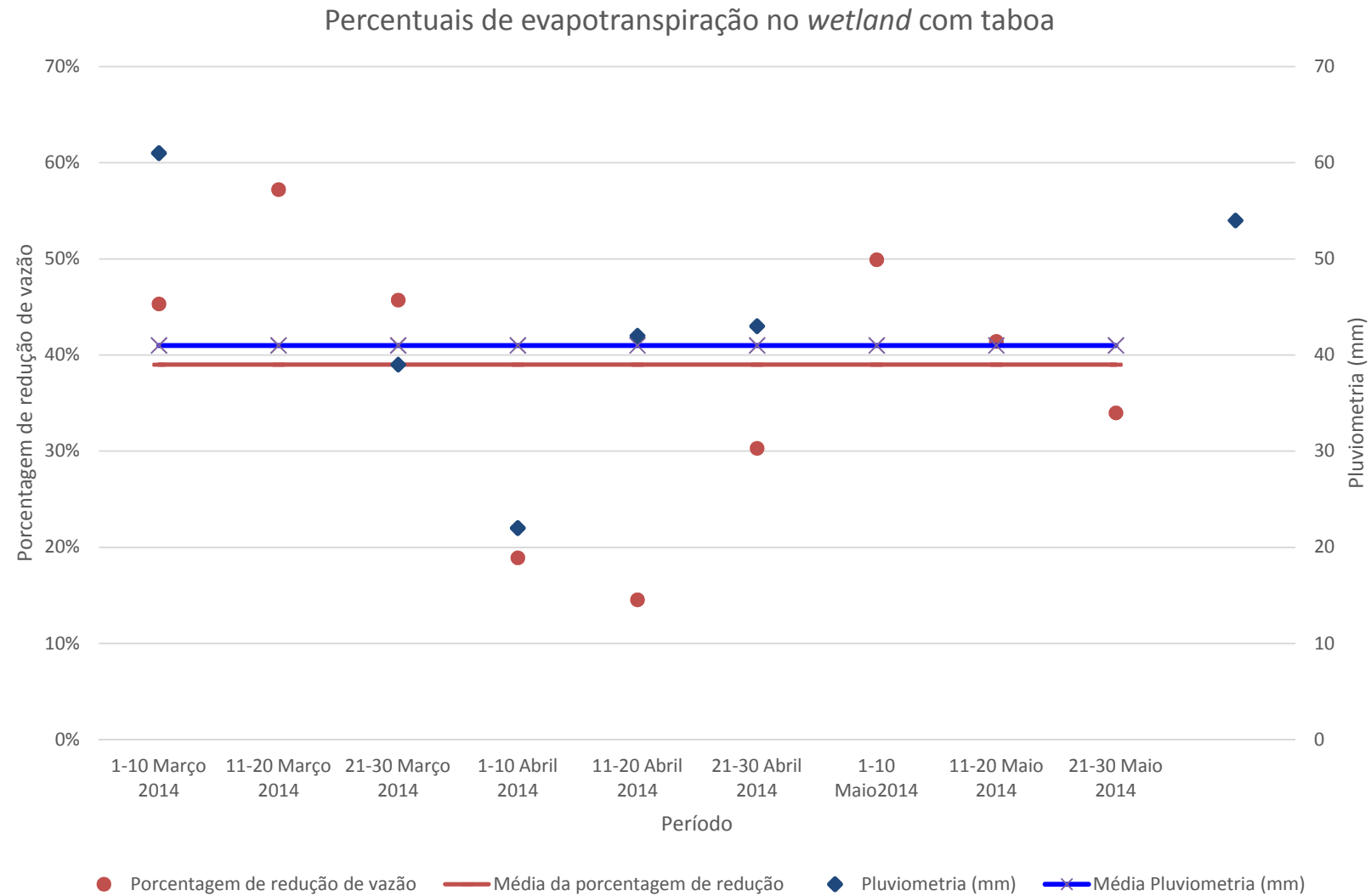


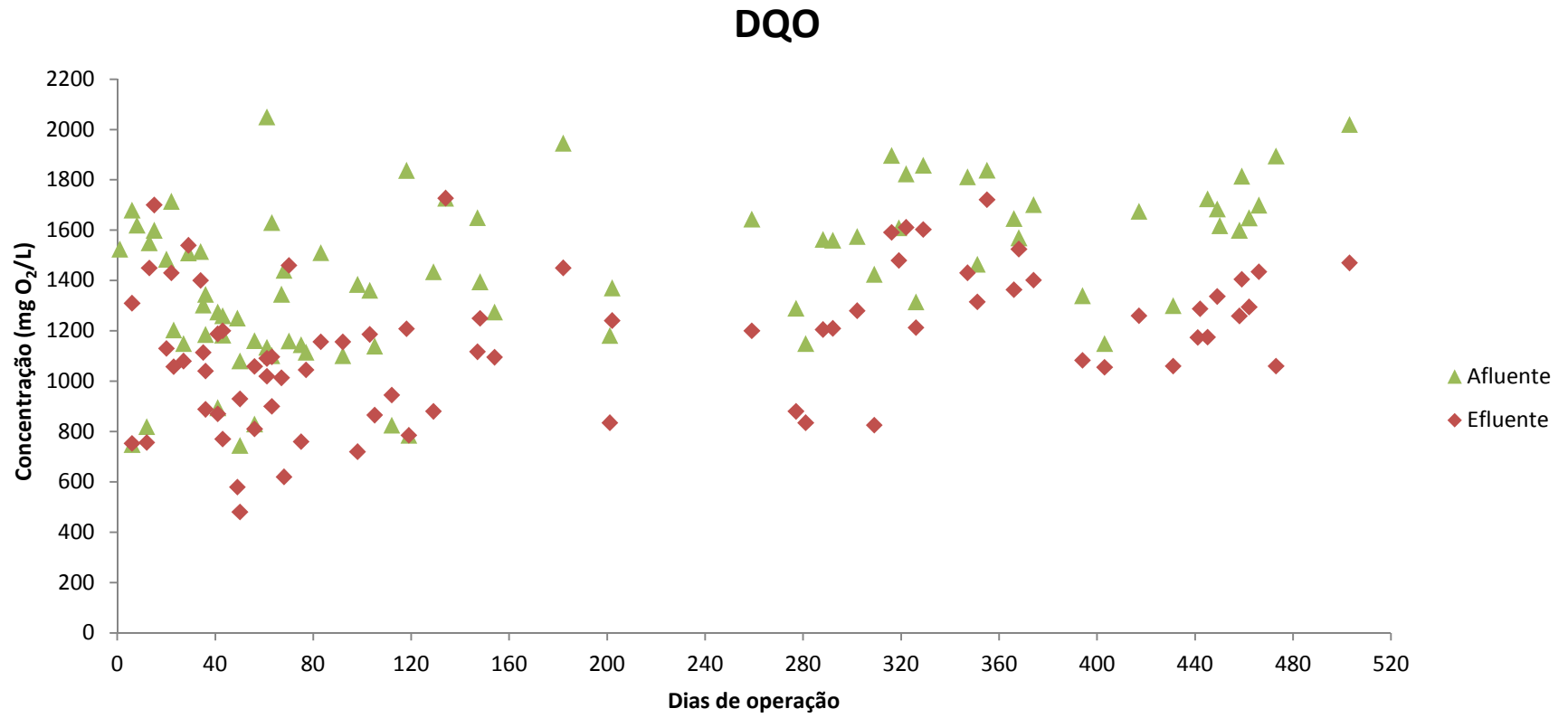
Gráfico 5: Evapotranspiração 4º Trimestre



DQO

A DQO média de entrada foi 1.427,21 mg/L e a de saída, 1.152,54 mg/L resultando em uma eficiência média de remoção de 20,0%, próximo ao valor de 24,9% encontrado por VYMAZAL (2009), valor que reflete a média de wetlands que tratam lixiviado na Inglaterra e nos EUA. Já *AKINBILE et al.*(2012), usando um wetland construído de fluxo subsuperficial para tratar lixiviado na Malásia, obtiveram um valor médio de remoção de 51%. Essa melhor performance pode ser atribuída ao fato do valor de DQO do lixiviado bruto malasiano (923,44 mg/L) ser 35,3% menor que o do nosso estudo. Utilizando um sistema de wetlands misto, vertical e horizontal, para tratar lixiviado de um aterro sloveno que iniciou a operação em 1959 e foi fechado em 1980, BULC (2006) obteve 50% de remoção de DQO. O Gráfico 2, contém os resultados da concentração de DQO em função dos dias de operação.

Gráfico 6: Concentração de DQO do afluente e do efluente



Nitrogênio

Neste trabalho pesquisamos três formas de nitrogênio inorgânico, o amoniacal, o nitrito e o nitrato. Segundo *KADLEC & KNIGHT* (1996), é nas atividades microbianas que o Nitrogênio inorgânico é removido nos wetlands. Contudo valores maiores que 200 mg/L de nitrogênio inorgânico podem ser uma ameaça para a vegetação (*KADLEC & WALLACE*, 2009). *BARR et al.* (1999) também informam que a remoção de N-amoniacal é uma das dificuldades encontradas no tratamento de lixiviado em wetlands principalmente em altas concentrações.

Os valores médios do afluente e do efluente ao wetland do estudo estão na Tabela 18. Obtivemos uma remoção média de 28,35% de N-Amoniacal, 55,2% de Nitrito e 7% de Nitrato.

Em levantamento feito em wetlands de fluxo horizontal na Inglaterra e nos EUA por *Vymazal* (2009), a taxa média de remoção de N-Amoniacal é de 38%, se compararmos com o resultado encontrado no estudo, obtivemos uma eficiência menor. Uma razão pode ser o fato das concentrações do afluente do estudo de *Vymazal* (2009) serem menos da metade do nosso e estarem abaixo de 200,0 mg/L. Utilizando um sistema de wetlands misto em série, vertical e horizontal, para tratar lixiviado de um aterro sloveno que iniciou a operação em 1959 e foi fechado em 1980, *Bulc* (2006) obteve 51% de remoção de N-Amoniacal.

Segundo *Steer et al.* (2002) in *Akinbile et al.*(2012), no que se refere a remoção de Nitrogênio, as eficiências variaram de 33,8%-67%, enquanto que para o nitrogênio amoniacal, foi observada remoção de 29,8%-53,8%.

Gráfico 7: Concentração de nitrogênio amoniacal do afluente e do efluente

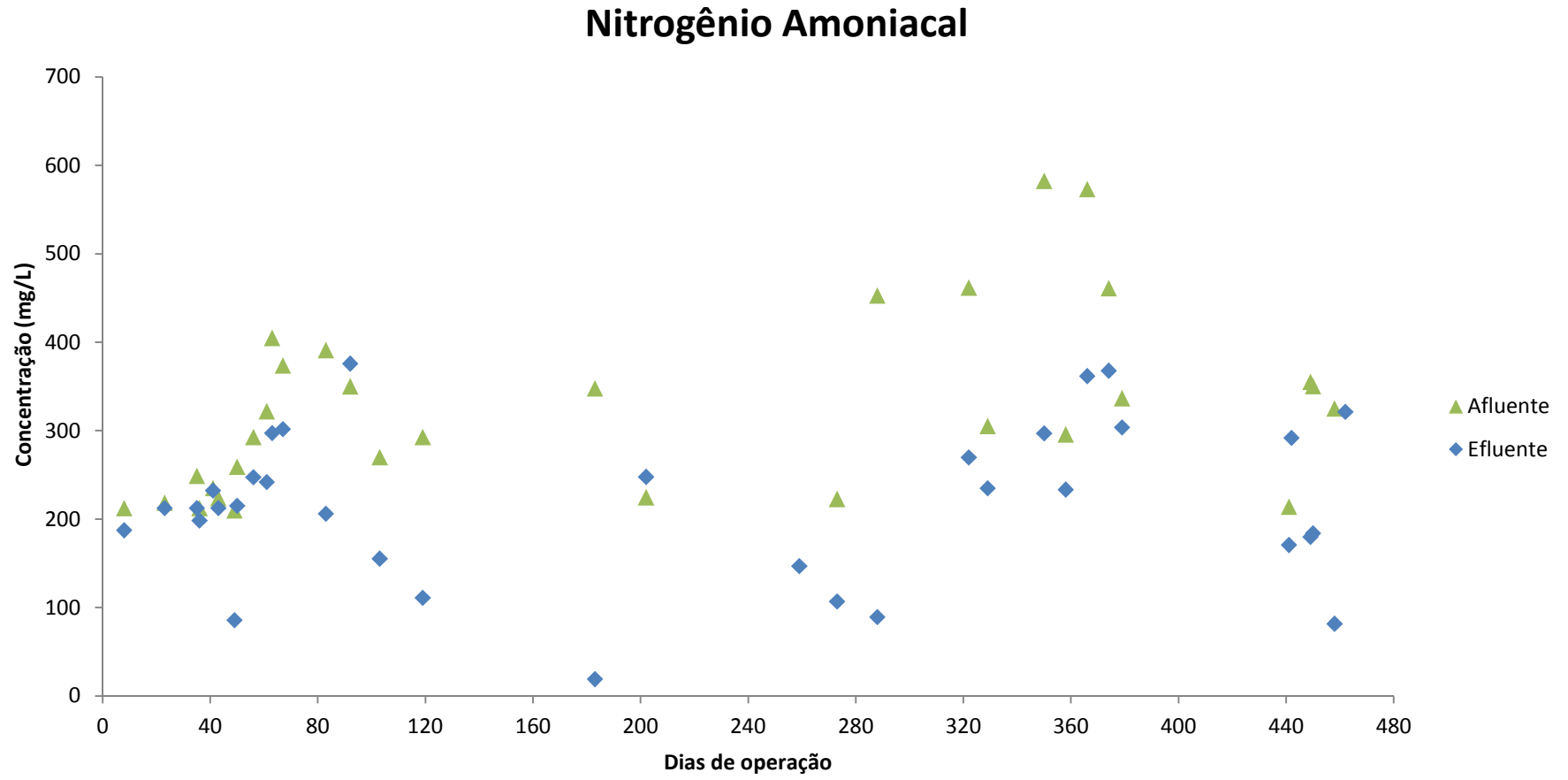


Gráfico 8: Concentração de nitrito do afluente e do efluente

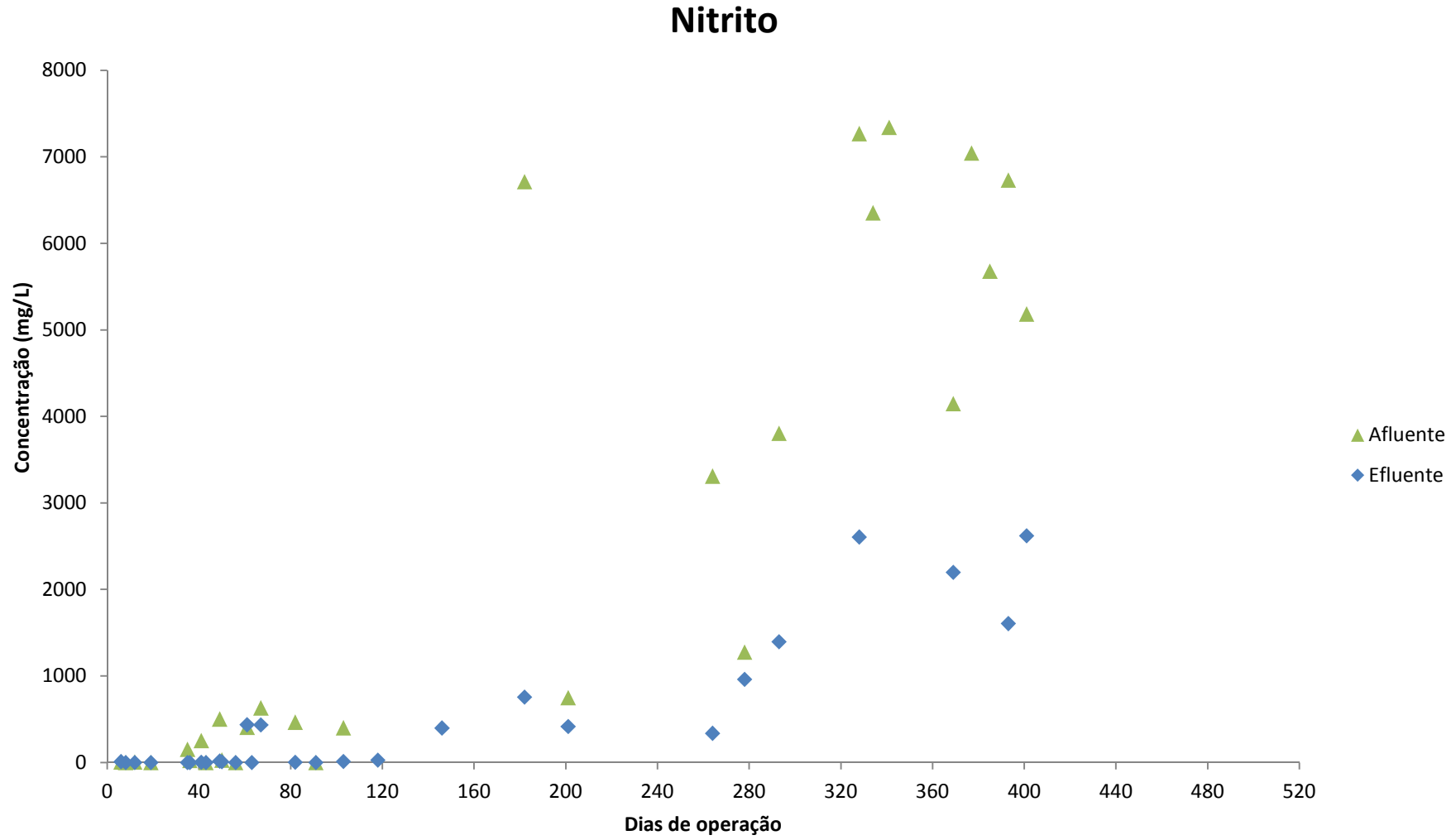
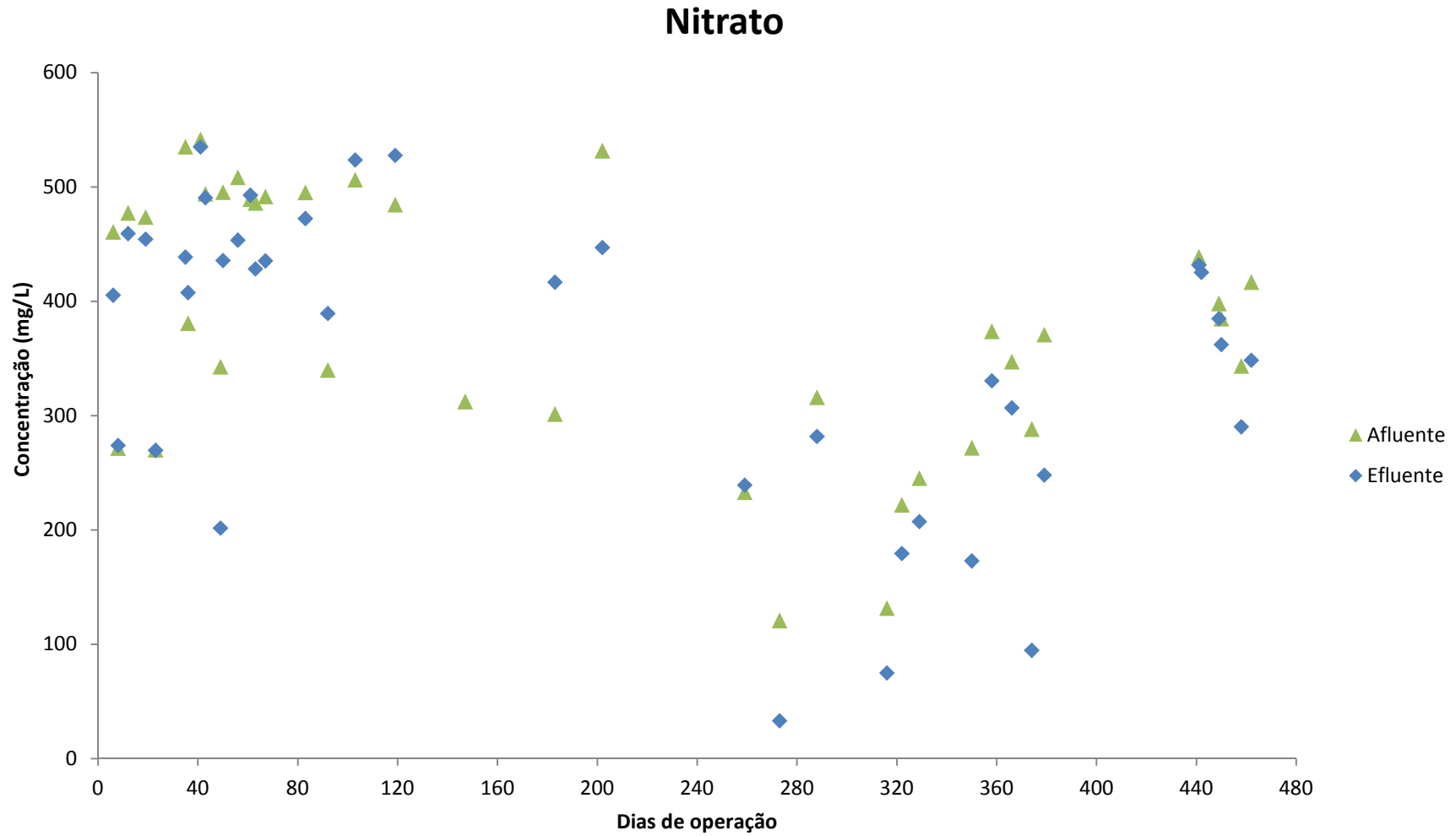


Gráfico 9: Concentração de nitrato do afluente e do efluente



pH e Condutividade

Durante todo o período de operação do wetland, foi medido diariamente (exceto nos finais de semana) o pH, a condutividade e a vazão do efluente do wetland. O pH médio no período de 362 dias foi 7,94 e a condutividade 13,59 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Além das medições diárias, foram feitas amostragens para analisar os outros parâmetros. Os Gráficos 6 e 7 representam os resultados de pH e Condutividade nesses dias específicos. A condutividade média na entrada do wetland foi 12,21 $\mu\text{S}/\text{cm}$ e na saída 12,01 $\mu\text{S}/\text{cm}$ e o pH médio de entrada foi 6,79 e o de saída do wetland foi 7,18.

Gráfico 10: pH na entrada e na saída do wetland

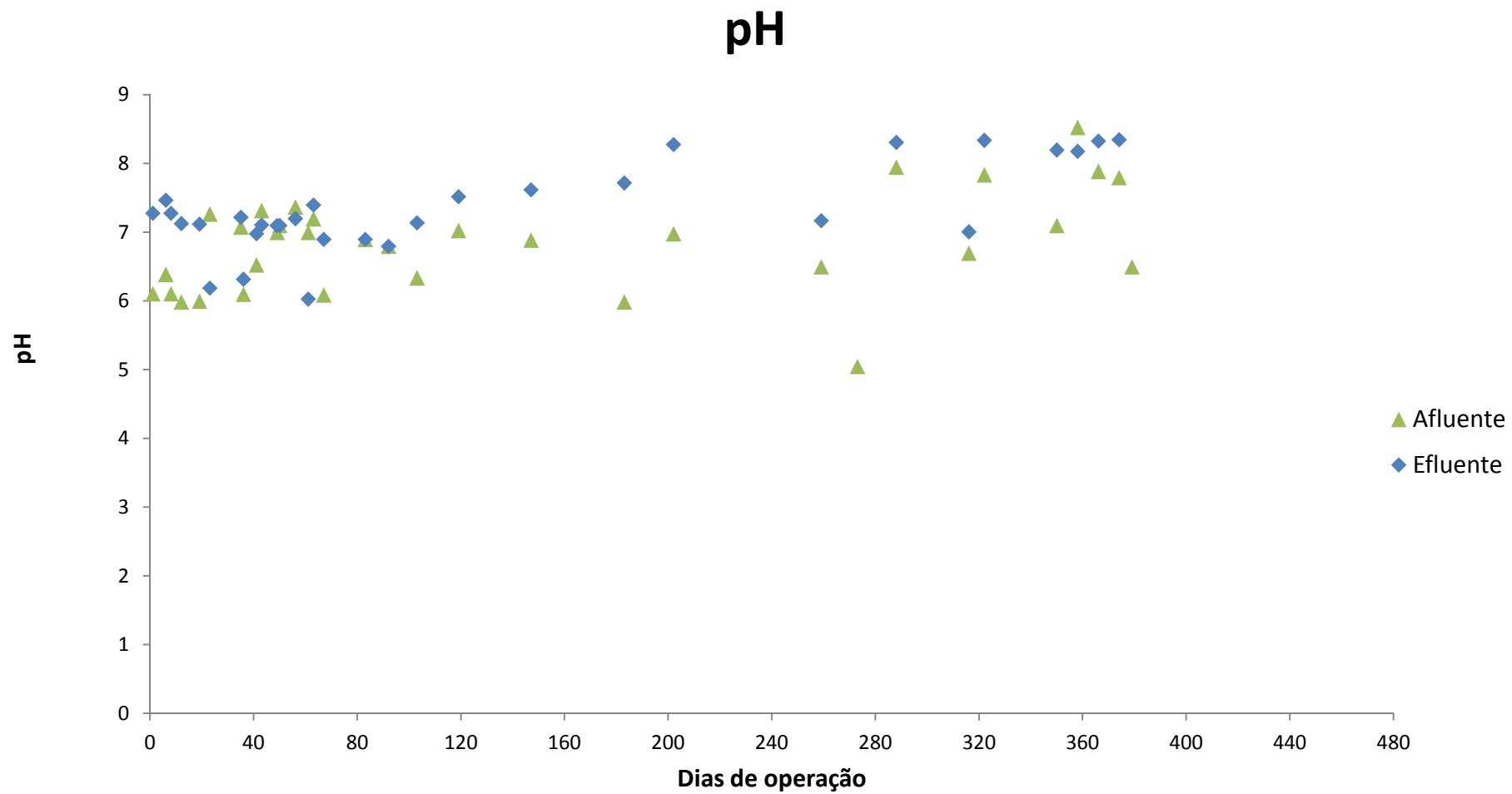
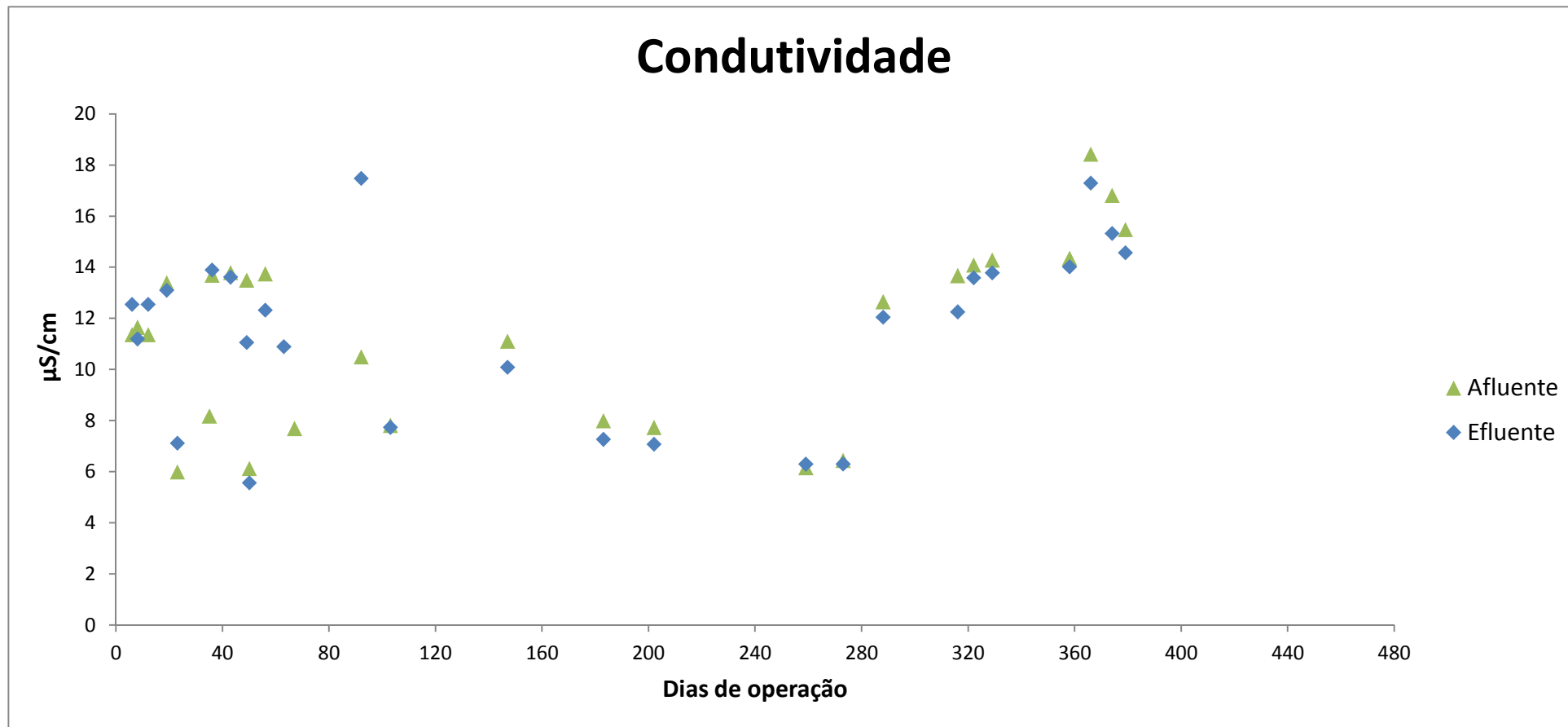


Gráfico 11: Condutividade na entrada e na saída do wetland



Devido ao alto valor da evapotranspiração, também foram considerados os valores referentes à remoção de carga de poluente. A redução dos poluentes em termos de carga poluidora leva em consideração a redução do volume do efluente em relação ao afluente ao wetland. A redução percentual de carga de cada poluente é obtida realizando-se um balanço de massa na alimentação e no efluente final do ensaio, segundo a equação (9):

(9)

$$\text{Redução (\%)} = (V_a C_a - V_e C_e \times 100) \times (V_a C_a)^{-1}$$

Onde: V_a e V_e são as vazões médias do afluente e do efluente; C_a e C_e são as concentrações médias do afluente e do efluente.

A Tabela 14 apresenta os valores médios de carga removida dos parâmetros acompanhados. No Anexo 1 podem ser encontradas as tabelas com todos os resultados.

Tabela 14: Valores médios de carga removida

Parâmetro	n	Concentração Média na Entrada	Concentração Média na Saída	Remoção (%)	Remoção de Carga (%)	Remoção kg/ano
pH	359	6,78	7,11			
Condutividade ($\mu\text{S/cm}$)	302	12	12			
DQO (mg/L)	84	1.427	1.152	19,25	55,03	2.652,79
N-Amoniacal (mg/L)	39	306	219	28,35	60,10	621,49
Nitrato (mg/L)	39	375	348	6,99	48,21	610,75
Nitrito (mg/L)	39	2.283	1.022	55,20	75,05	5.787,86

A Carga Hidráulica do Afluente foi calculada usando a equação (5).

$$q_i = Q_i/A \quad (5)$$

Considerando a água de chuva no cálculo da vazão de entrada:

Vazão Média de entrada: $Q_i = 9,25 \text{ m}^3/\text{dia}$

Área do wetland : $A = 300 \text{ m}^2$

$q_i = 0,03 \text{ m}^3 \times (\text{m}^2 \times \text{dia})^{-1}$

$q_i = 0,03 \text{ m}/\text{dia}$

Considerando somente o efluente do tratamento secundário no cálculo da vazão de entrada:

Vazão Média de entrada $Q_i = 8,25 \text{ m}^3/\text{dia}$

Área do wetland $A = 300 \text{ m}^2$

$q_i = 0,027 \text{ m}^3 \times (\text{m}^2 \times \text{dia})^{-1}$

$q_i = 0,027 \text{ m}/\text{dia}$

A Carga Orgânica Volumétrica (C_v) foi calculada usando-se a equação (10) e foi considerado somente o efluente do tratamento secundário, não consideramos a água de chuva. Foi considerado o volume ocupado pelo suporte como sendo a diferença entre o volume do wetland sem o meio de suporte e o volume livre com o meio de suporte. Foi calculado também considerando o volume livre do wetland.

Volume do wetland sem o suporte são 150 m^3

Volume do wetland com o suporte são 67 m^3 .

Volume ocupado pelo suporte são 83 m^3 .

$$C_v = Q_{\text{méd}} \times S_a \times V^{-1} \quad (10)$$

Onde:

Vazão média afluyente $Q_{\text{méd}} = 8,25 \text{ m}^3 / \text{d}$

Concentração média de DQO do afluyente $S_a = 1,427 \text{ kgDQO/m}^3$

Considerando o volume ocupado pelo meio suporte $V = 83 \text{ m}^3$

$$C_v = 0,14 \text{ kgDQO/m}^3 \cdot \text{dia}$$

Considerando Volume do wetland com o suporte $V = 67 \text{ m}^3$

$$C_v = 0,18 \text{ kgDQO/m}^3 \cdot \text{dia}$$

3.5 Resultados dos ensaios de toxicidade aguda

Para os ensaios de toxicidade aguda, foram utilizados os organismos teste *Danio rerio* (peixe), a *Daphnia similis* (microcrustáceo) e a *Aliivibrio fischeri* (bactéria luminescente).

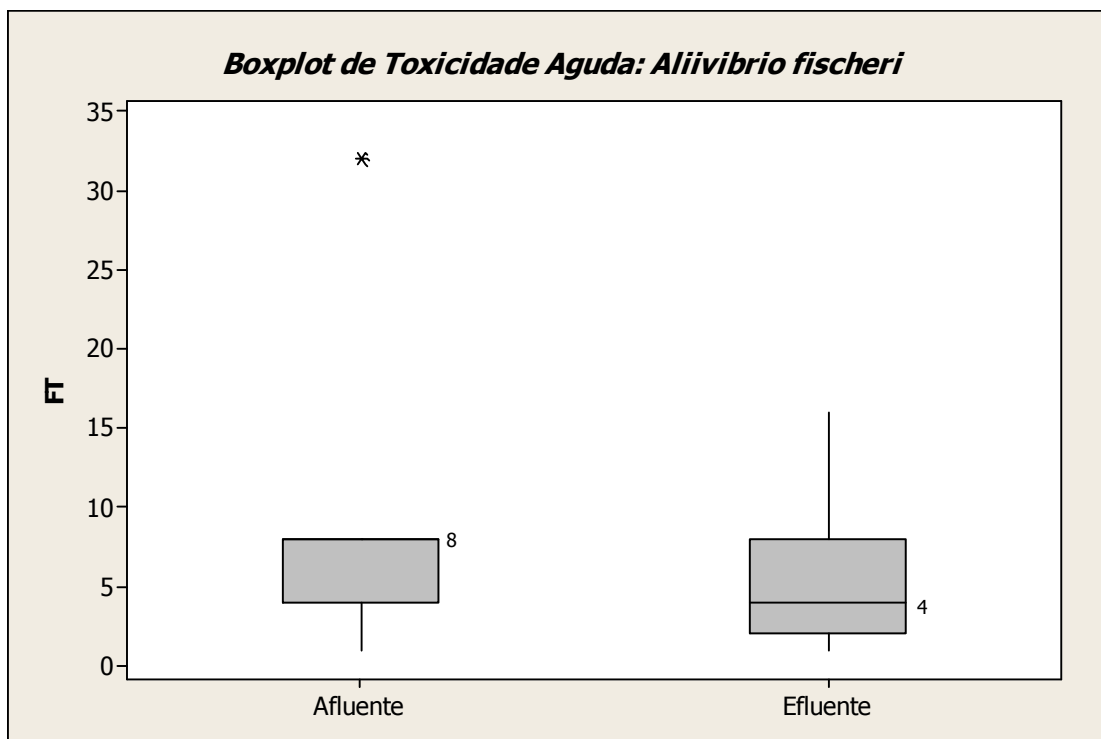
O periodo de coleta de amostras para os ensaios de ecotoxicidade com *Daphnia similis* e *Vibrio fischeri* foi de junho de 2013 a agosto de 2014, e de janeiro de 2014 a agosto de 2014 para *Danio rerio*.

Os resultados foram expressos pelas unidades UT (Unidade de Toxicidade) e FT (Fator 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 causaria letalidade a 10% dos organismos. O FT é equivalente ao fator de diluição, por exemplo, para a bactéria *Vibrio fischeri* é a diluição da amostra que produz inibição da luminescência menor que 20% e para a *Daphnia similis* é o menor valor

de diluição da amostra na qual se observa imobilidade inferior ou igual a 10% dos organismos.

A Gráfico 12 apresenta os resultados dos ensaios realizados com *Aliivibrio fischeri*. O efluente do wetland atendeu a legislação de Santa Catarina (Portaria nº 017/02 – FATIMA), que estabelece o limite máximo de FT = 16. Em relação a legislação do Paraná (Resolução nº 81 – CEMA) que estabelece FT = 8, apenas uma amostra não se enquadrava a legislação. Quanto a legislação do Rio Grande do Sul, que limita o FT a 1 somente duas amostras do efluente do wetland se enquadraram. O Rio de Janeiro não possui legislação para ensaios que utilizam o organismo *Aliivibrio fischeri*.

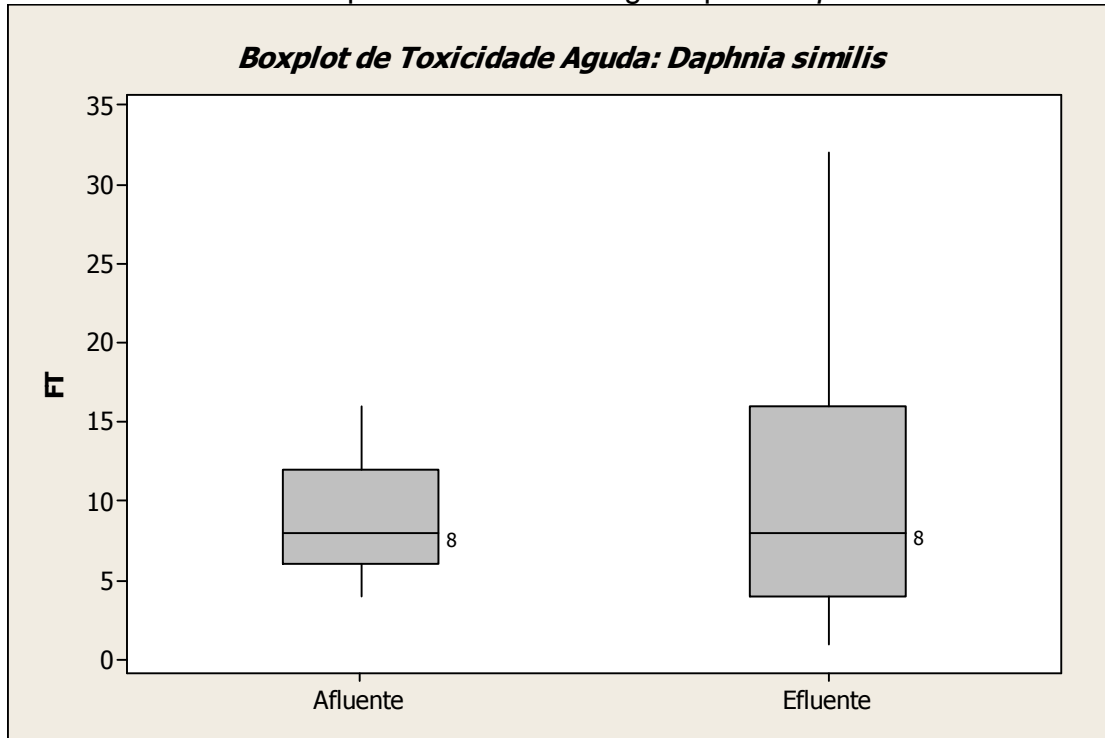
Gráfico 12: Gráfico boxplot de toxicidade aguda para *Aliivibrio fischeri*



Nos testes de toxicidade aguda com *Daphnia similis*, alguns valores observados tanto no afluente quanto no efluente não atenderam à legislação de Santa Catarina (FATMA, 2002) e do Paraná (CEMA, 2010), que para *Daphnia magma* é FT = 8. Nesse estudo foi usado o organismo *Daphnia similis* enquanto que as legislações do Paraná e Santa Catarina se referem a *Daphnia magma*.

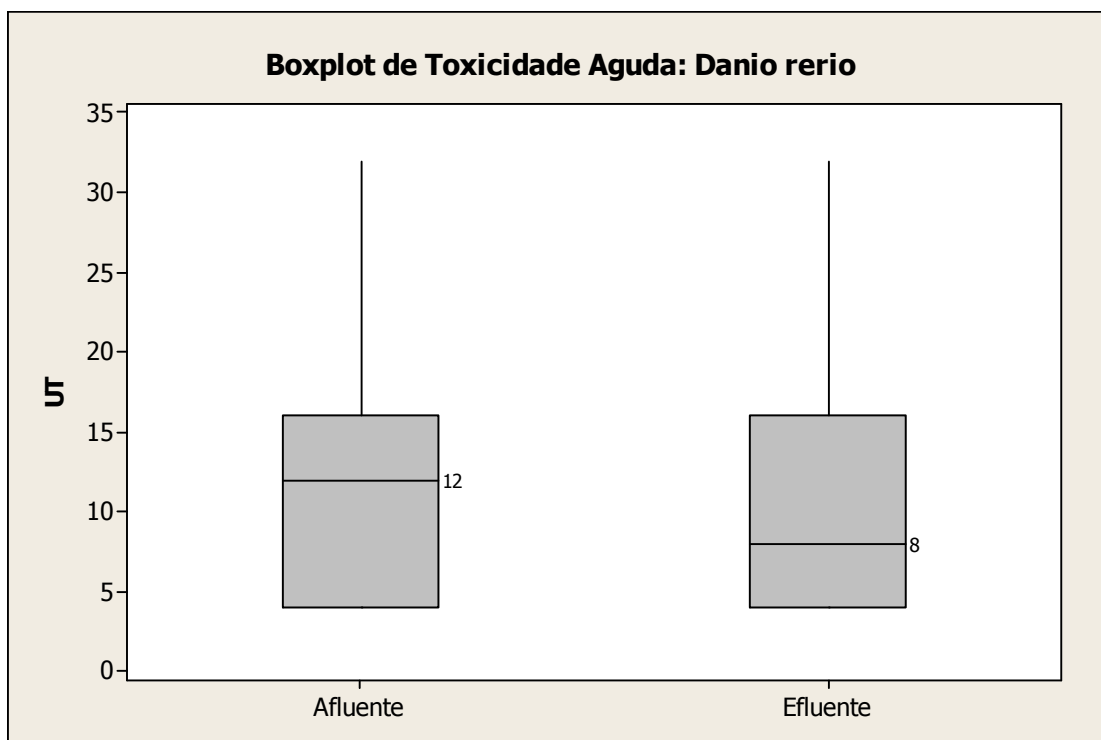
A Gráfico 13 apresenta os resultado de toxicidade aguda usando o organismo *Daphnia similis* obtidos no afluente e efluente do *wetland*.

Gráfico 13 - Gráfico boxplot de toxicidade aguda para *Daphnia similis*



A NT-213 R4 (INEA, 1990), limita o lançamento de efluentes líquidos industriais, em qualquer corpo receptor, com um número de UT superior a 8, obtido em testes de toxicidade aguda realizados com peixes *Danio rerio*. No período de monitoramento, foi observado que 6 da 9 amostras do efluente do *wetland* atenderam a legislação (67%).

A Gráfico 14 apresenta os resultado de toxicidade aguda usando o organismo *Danio rerio* obtidos no afluente e efluente do *wetland*.

Gráfico 14: Gráfico boxplot de toxicidade aguda para *Danio rerio*

4. CONCLUSÃO

O projeto e a construção do wetland alcançaram os objetivos técnicos e de investimentos previstos, não apresentando problemas graves. A mão de obra necessária foi pequena. Em fases específicas como a instalação do geotecido, foi necessário um aumento da mão de obra. Em wetlands nas dimensões e projeto hidráulico como o implantado, sugerimos que seja dada mais atenção ao nivelamento do wetland principalmente nos vértices da área de saída. As áreas de entrada e de saída, poderiam ser maiores que os 0,5 m do projeto e sugerido por vários autores, o ideal seria de 0,8 a 1,0 m. A orientação para se aumentar essas áreas visa facilitar a limpeza quando houver colmatagem. Os pontos de amostragem no meio do wetland não apresentaram resultados analíticos significativos em relação aos pontos de entrada e saída, portanto desaconselhamos a instalação dos mesmos, pelo menos em wetlands nas dimensões e projeto hidráulico como o implantado. Quanto ao sistema de entrada do efluente, visando facilitar a limpeza e possível desobstrução, o ideal seria o uso de uma calha no lugar da tubulação de PVC.

No que se refere ao plantio, como explicamos no capítulo 3.2, o plantio de mudas locais funcionou bem. Nessa fase foi necessário um incremento de mão de obra, somente para a colheita e o plantio. O período de aproximadamente 90 dias para aclimação das plantas, foi suficiente.

A manutenção das plantas precisa de um acompanhamento frequente, pelo menos semanal. Na área superficial do wetland devem ser retiradas as plantas mortas e as pragas (principalmente gramíneas). Uma técnica para se erradicar as pragas em wetlands de fluxo horizontal subsuperficial é subir o nível do wetland de maneira a “afogar” as pragas.

Quanto a operação do wetland, um operador atende às necessidades do dia a dia. Ele pode ser responsável pela limpeza e fazer as medições de vazão e outros dados físico-químicos medidos em campo como temperatura, oxigênio dissolvido e condutividade. Deve ser verificado o bom funcionamento das bombas de recalque e o fluxo de entrada, se estiver colmatado deve ser corrigido.

O wetland apresentou resultados positivos em relação a remoção de contaminantes: 17,7% de DQO, 28,35% de Nitrogênio Amoniacal, 6,99% de Nitrato e 55,2% de Nitrito. Se avaliarmos a remoção de carga, tivemos: 55% ou 2.652 kg DQO / ano, 60% ou 621 kg de Nitrogênio Amoniacal / ano, 48% ou 610 kg de Nitrato /ano e 75% ou 5.787 kg de Nitirito / ano.

Apesar da eficiência no polimento do efluente, as concentrações dos contaminantes do efluente do wetland ultrapassaram os limites impostos pela legislação.

REFERÊNCIAS

A HANDBOOK OF CONSTRUCTED WETLANDS prepared by Luise Davis for the USDA-Natural Resources Conservation Service and the US Environmental Protection Agency-Region III, in cooperation with the Pennsylvania Department of Environmental Resources. (SD)

ABNT NBR 10004, 2004. Resíduos sólidos – Classificação.

AKINBILE, C. O., YUSOFF M. S., ZUKI A.Z. A. Landfill leachate treatment using sub-surface flow constructed wetland by *Cyperus haspan*. . **Elsevier - Journal of waste management** 32 (2012) 1387 – 1393.

APFELBAUM, S. I. **Cattail (*Typha spp.*) Management**. Applied Ecological Services Brodhead, Wisconsin (SD)

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DAS EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS - ABRELPE. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil, 2013**.

AZIZ, H.A., YUSOFF, M.S., ADLAN, M.N., ADNAN, N.H., ALIAS, S., 2004. Physico-chemical removal of iron from semi-aerobic landfill leachate by limestone filter. **Waste Manage.** 24 (4), 353–358. In: Akinbile C. O., Yusoff M. S., Zuki A.Z. A. Landfill leachate treatment using sub-surface flow constructed wetland by *Cyperus haspan*. **Elsevier - Journal of waste management** 32 (2012) 1387 – 1393.

BACELAR, H. A. M. **Tratamento de Lixiviados Produzidos em Aterro de Resíduos Sólidos Urbanos por meio de Evaporação Forçada** – Rio de Janeiro: UFRJ/COPPE, 2010.

BAE, J.-H., CHO, K.-W., BUM, B.-S., LEE S.-J., YOON B.-H., **Effects of leachate recycle and anaerobic digester sludge recycle on the methane production from solid waste**, Water Sci. Technol. 38 (1998) 159– 168. In: RENO S., GIVAUDAN J.G. , POULAIN S. , DIRASSOUYAN F. , MOULIN P.. **Landfill leachate treatment: Review and opportunity**. Elsevier - Journal of Hazardous Materials 150 (2008) 468–493

BILA, D. M. **Aplicação de Processos Combinados no Tratamento do Chorume** COPPE/UFRJ, 2000.

BARR, M.J. e ROBINSON, H.D. **Constructed wetlands for landfill leachate treatment**. **Waste Management & Research** 489 – 504 (1999).

BRIX, H., 1994. Functions of macrophytes in constructed wetlands. Water Sci. Technol. 29, 71–78. In: VYMAZAL J. **Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment**. ELSEVIER Ecological Engineering 25 (2005) 478–490.

BRIX, H., 1997. **Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands?** Water Sci. Technol. 35, 11–17. In VYMAZAL J. □ **Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment.** ELSEVIER Ecological Engineering 25 (2005) 478–490.

BRIX, H., 1990. **Gas exchange through the soil-atmosphere interphase and through dead culms of *Phragmites australis* in a constructed reed bed receiving domestic sewage.** Water Res. 24, 259–266. In VYMAZAL J. □ **Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment.** ELSEVIER Ecological Engineering 25 (2005) 478–490.

BRIX, H., SCHIERUP, H.-H., 1990. **Soil oxygenation in constructed reed beds: the role of macrophyte and soil-atmosphere interface oxygen transport.** In: Cooper, P.F., Findlater, B.C. (Eds.), *Constructed Wetlands in Water Pollution Control*. Pergamon Press, Oxford, UK, pp. 53–66. In VYMAZAL J. □ **Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment.** ELSEVIER Ecological Engineering 25 (2005) 478–490.

BULC, T., VRHOVSĚK, D., KUKANJA, V., 1997. **The use of constructed wetland for landfill leachate treatment.** Water Sci. Technol. 35 (5), 301–306. in: BULC, T 2005. **Long term performance of a constructed wetland for landfill leachate treatment.** ELSEVIER Ecological engineering 26 (2006) 365–374

BULC, T 2005. **Long term performance of a constructed wetland for landfill leachate treatment.** ELSEVIER Ecological engineering 26 (2006) 365–374

CALHEIROS, C. S.C., RANGEL, A.O.S.S., CASTRO, P.M.L. □ **Constructed wetland systems vegetated with different plants applied to the treatment of tannery wastewater** Escola Superior de Biotecnologia, Universidade Católica Portuguesa, Porto, Portugal (SD).

CHAZARENC, F., BURR, M.D., BRISSON, J., CAMPER, A. K., STEIN, O. R. . **Microbial processes influencing performance of treatment wetlands: A review.** ELSEVIER Ecological Engineering 35 (2009) 987–1004

CHIAN, E.S.K., DEWALLE, F.B., Sanitary landfill leachates and their treatment, J. Environ. Eng. Div. (1976) 411–431 □. In RENO S., GIVAUDAN J.G. , POULAIN S. , DIRASSOUYAN, F. , MOULIN, P.. **Landfill leachate treatment: Review and opportunity.** Elsevier - Journal of Hazardous Materials 150 (2008) 468–493

CHRISTENS, T.H., KJELDSEN, P., BJERG, P.L., JENSEN, D.L., CHRISTENS, J.B., BAUN, A., ALBRECHTSEN, H.-J., HERON, G., 2001. **Review: biogeochemistry of landfill leachate plumes.** Appl. Geochem. 16, 695–718. In: BULC, T 2005. **Long term performance of a constructed wetland for landfill leachate treatment.** ELSEVIER Ecological engineering 26 (2006) 365–374

CHUGH, S. et al. Effect of Recirculated Leachate Volume on MSW Degradation. Waste Management & Research, v.16, pp. 564 – 573, 1998. In: Ferreira, J. A., Giordano, G., Ritter, E., Rosso, T. C. A., Campos, J. C., Lima, P. Z. M. **Uma revisão das técnicas de tratamento de chorume e a realidade do estado do rio de janeiro.** 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental (2001).

CONNOLLY, R., ZHAO, Y., SUN, G., ALLEN, S.. **Removal of Ammoniacal-Nitrogen Removal From an Artificial Landfill Leachate in Downflow Reed Beds.** School of Chemical Engineering, Queen's University Belfast, David Keir Building, Stranmillis Road, Belfast BT9 5AG, Northern Ireland, UK

COOPER, P.F. **Chapter 21** The use of Reed Bed Systems to Treat Domestic Sewage: The European Design and Operations Guidelines for Reed Bed Treatment Systems. **Constructed Wetlands for Water Quality Improvement** edited by Gerald A. Moshiri 1993 CRC Press.

COOPER, P.F., JOB, G.D., GREEN, M.B., SHUTES, R.B.E., 1996. **Reed Beds and Constructed Wetlands for Wastewater Treatment.** WRc Publications, Medmenham, Marlow, UK. In VYMAZAL J. □ **Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment.** ELSEVIER Ecological Engineering 25 (2005) 478–490.

DAVE,G.; NILSSON,E. Increased reproductive toxicity of landfill leachate after degradation was caused by nitrite. *Aquatic Toxicology*, v.73, p.11-30, 2005.□In: HORISAWA, J. Y. **Estudo experimental de wetlands construídos como unidade de polimento no tratamento de lixiviados de aterros sanitários.** Dissertação (Mestrado) – Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Faculdade de Engenharia. 2013

DVORAK, D.H., HEDIN, R.S., EDENBORN, H.M., MCINTIRE, P.E., 1992. **Treatment of metal- contaminated water using bacterial sulfate reduction— results from pilot-scale reactors.** *Biotechnol. Bioeng.* 40, 609–616. In: FAULWETTER J. L., GAGNON V., SUNDBERG C., CHAZARENC F., BURR M.D., BRISSON J., CAMPER A. K., STEIN O. R. . **Microbial processes influencing performance of treatment wetlands: A review.** ELSEVIER Ecological Engineering 35 (2009) 987–1004

EL-FADEL, M., BOU-ZEID, E. e CHAHINE, W. **Long term simulations of leachate generation and transport from solid waste disposal at a former quarry site.** *Journal of solid waste technology and management* volume 28, no.2 may 2002

ELLIS, J. B., SHUTES, R.B.E. e REVITT, D.M. **Guidance Manual for Constructed Wetlands** Environment Agency, BRISTOL 2003.

ESTEVES, F.A. **Fundamentos de Limnologia.** 2 ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998.

FAULWETTER, J. L., GAGNON, V., SUNDBERG, C., CHAZARENC, F., BURR, M.D., BRISSON, J., CAMPER, A. K., STEIN, O. R. . **Microbial processes influencing performance of treatment wetlands: A review.** ELSEVIER Ecological Engineering 35 (2009) 987–1004

FERREIRA, J. A., GIORDANO, G., RITTER, E., ROSSO, T. C. A., CAMPOS, J. C., LIMA, P. Z. M. **Uma revisão das técnicas de tratamento de chorume e a realidade do estado do Rio de Janeiro.** 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental (2001).

GIORDANO, G., FERREIRA, J. A., PIRES, J.C.A., RITTER, E., CAMPOS, J. C., ROSSO, T. C. A. Tratamento do chorume do aterro metropolitado de Gramacho – Rio de Janeiro - Brasil 28o Congresso Interamericanos de Engenharia Sanitária e Ambiental, Cancún, México, 2002.

Giordano (2015) - Comunicação pessoal.

GREENWAY M. **The role of constructed wetlands in secondary effluent treatment and water reuse in subtropical and arid Australia.** ELSEVIER Ecological Engineering 25 (2005) 501–509

HERNANDEZ, A.J., ADARVE, M.J., GIL, A., PASTOR, J., 1999. **Soil salination from landfill leachates: effects on the macronutrients content and plant growth of four grassland species.** Chemosphere 38 (7), 1693–1711. In: BULC, T 2005. **Long term performance of a constructed wetland for landfill leachate treatment.** ELSEVIER Ecological engineering 26 (2006) 365–374

<http://caroldaemon.blogspot.com.br/2010/06/como-funciona-um-aterro-sanitario.html>, pesquisado em 2014

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA **IBGE– PESQUISA NACIONAL DE SANEAMENTO BÁSICO 2008.** Ministério das Cidades.

IWA, 2000. **Constructed Wetlands For Pollution Control: Processes, Performance, Design and Operation.** IWA Publications, London, UK, xii, pp. 156. In: FAULWETTER, J. L., GAGNON, V., SUNDBERG, C., CHAZARENC, F., BURR, M.D., BRISSON, J., CAMPER, A. K., STEIN, O. R. . **Microbial processes influencing performance of treatment wetlands: A review.** ELSEVIER Ecological Engineering 35 (2009) 987–1004

KADLEC, R. H. AND WALLACE, S.. **Treatment wetlands 2nd ed.** CRC Press □ Taylor & Francis Group □ (2009)

KADLEC, R.H., KNIGHT, R.L., 1996. **Treatment Wetlands.** Lewis Publishers, Boca Raton, p.893 . In: FAULWETTER J. L., GAGNON V., SUNDBERG C.

KADLEC, R.H. **Comparison of free water and horizontal subsurface treatment wetlands.** *Ecological Engineering.* v.35, p.159-174. 2009.

KATAYON, S., FIONA, Z., NOOR, M.J.M.M., HALIM, G.A., AHMAD, J., 2008. Treatment of mild domestic wastewater using subsurface constructed wetlands in Malaysia. *Inter. J. Environ. Studies,* (1), 87–102.65. □ In: AKINBILE C. O., YUSOFF M. S., ZUKI A.Z. A. **Landfill leachate treatment using sub-surface flow constructed wetland by *Cyperus haspan*.** . Elsevier - *Journal of waste management* 32 (2012) 1387 – 1393.

KJELDSEN, P., BARLAZ, M.A., ROOKER, A.P., BAUM, A., LEDIN, A., CHRISTENSEN, T.H., 2002. **Present and long-term composition of MSW landfill leachate.** *Rev.: Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.* 32 (4), 297–336. In: BULC, T 2005. **Long term performance of a constructed wetland for landfill leachate treatment.** ELSEVIER Ecological engineering 26 (2006) 365–374

KJELDSEN, P., BARLAZ, M.A., ROOKER, A.P., BAUN, A., LEDIN, A., CHRISTENSEN, T.H., 2002. **Present and long-term composition of MSW landfill leachate: a review**. Crit. Rev. Environ. Sci. Technol. 32, 297–336.

LANGE L. C., AMARAL M. C. S.. **Geração e Características do Lixiviado. PROSAB 3 (2009).**

LANGERGRABER, G., 2007. **Modeling of processes in subsurface flow constructed wetlands: a review**. Vadose Zone J. 7, 830–842. In AKINBILE, C. O., YUSOFF M. S., ZUKI A.Z. A. Landfill leachate treatment using sub-surface flow constructed wetland by *Cyperus haspan*. Elsevier - Journal of waste management 32 (2012) 1387 – 1393.

LEDAKOWICZ S., KACZOREK K., **Laboratory simulation of anaerobic digestion of municipal solid waste**, J. Environ. Sci. Health A39 (2004) 859–871. In: RENOU S., GIVAUDAN J.G. , POULAIN S. , DIRASSOUYAN F. , MOULIN P.. **Landfill leachate treatment: Review and opportunity**. Elsevier - Journal of Hazardous Materials 150 (2008) 468–493

LOPES,D.M. et al. Tratamento Biológico de Lixiviado com Remoção de Nitrogênio: Sistemas de Lodos Ativados. In: HORISAWA, J. Y. **Estudo experimental de wetlands construídos como unidade de polimento no tratamento de lixiviados de aterros sanitários**. Dissertação (Mestrado) – Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Faculdade de Engenharia. 2013.

MACIEL, C. B.. **Microbiologia de lodos ativados da empresa Fras-Le**. UNIVERSIDADE DE CAXIAS DO SUL Monografia apresentada para a obtenção do título de Bacharel em Engenharia Química (2002).

MACHEMER, S.D., WILDEMAN, T.R., 1992. **Adsorption compared with sulfide precipitation as metal removal processes from acid-mine drainage in a constructed wetland**. J. Contam. Hydrol. 9, 115–131. In: FAULWETTER J. L., GAGNON V., SUNDBERG C., CHAZARENC F., BURR M.D., BRISSON J., CAMPER A. K., STEIN O. R. . **Microbial processes influencing performance of treatment wetlands: A review**. ELSEVIER Ecological Engineering 35 (2009) 987–1004

MANNARINO, C. F. **Uso de Wetland Sub-Superficial no Tratamento de Efluente de Estação de Tratamento de Chorume Por Lodos Ativados**. Dissertação - Universidade do Estado do Rio de Janeiro - UERJ 2003

MCBEAN, E.A., ROVERS, F., 1999. **Landfill leachate characteristics as inputs for the design of wetlands used as treatment systems**. In: Mulamoottil, G., McBean, E.A., Revers, F. (Eds.), Constructed Wetlands for the Treatment of Landfill Leachates. Lewis Publisher/CRC Press, Boca Raton, pp. 1–16. In: VYMAZAL J. **The use constructed wetlands with horizontal sub-surface flow for various types of wastewater** ELSEVIER Ecological Engineering 35 (2009) 1–17

MONTEIRO, J. H. P., FIGUEIREDO, C. E. M., MAGALHÃES, A. F., MELO, M., A., F., BRITO, J. C. X., ALMEIDA, T., P., F., MANSUR, G. L.. **Manual de Gerenciamento Integrado de resíduos sólidos**. Instituto Brasileiro de Administração Municipal – IBAM, 2001.

NGO H., GUO W. e XING W., **Applied technologies in municipal solid waste landfill leachate treatment**, ©Encyclopedia of Life Support Systems (EOLSS) SD.

PIRES, J. C. A.. **Projeto de Tratamento do Chorume Produzido no Aterro Metropolitano de Gramacho Através de “Wetland”**. Mestrado, Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental FEN/UERJ (2002)

RENOU S., GIVAUDAN J.G. , POULAIN S. , DIRASSOUYAN F. , MOULIN P.. Landfill leachate treatment: Review and opportunity. **Elsevier - Journal of Hazardous Materials** 150 (2008) 468–493

ROBINSON, H.D., HARRIS, G.R., CARVILLE, M.S., BARR, M., LAST, S., 1998. **The use of an engineered reed bed system to treat leachate at Monument Hill landfill site Southern England**. In: MULAMOOTTIL, G., MCBEAN, E.A., ROVERS, F. (Eds.), **Proceedings of the Constructed Wetlands for the Treatment of Landfill Leachates**. CRC Lewis Publishers, NY, USA, pp. 71–98. In: BULC, T 2005. **Long term performance of a constructed wetland for landfill leachate treatment**. ELSEVIER Ecological engineering 26 (2006) 365–374

SIM C. H., QUEK B. S., SHUTES R. B. E. e GOH K. H. **Management and treatment of landfill leachate by a system of constructed wetlands and ponds in Singapore** Water Science & Technology IWA Publishing 2013.

STEER, D., FRASER, L., BODDY, J., SEIBERT, B., 2002. **Efficiency of small constructed wetlands for subsurface treatment of single-family domestic effluent**. Ecol. Eng. 18, 429–440. In: AKINBILE C. O., YUSOFF M. S., ZUKI A.Z. A. Landfill leachate treatment using sub-surface flow constructed wetland by *Cyperus haspan*. Elsevier - Journal of waste management 32 (2012) 1387 – 1393.

THULLEN J. S., SARTORIS J. J., NELSON S. M. **Managing vegetation in surface-flow wastewater-treatment wetlands for optimal treatment performance** ELSEVIER Ecological Engineering 25 (2005) 583–593

Constructed Wetlands Manual. United Nations Human Settlements Programme UN-HABITAT, 2008

VERHOEVEN J.T.A., MEULEMAN A.F.M.. **Wetlands for wastewater treatment: Opportunities and limitations**. ELSEVIER Ecological Engineering 12 (1999) 5–12

VYMAZAL J. □ **Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment**. ELSEVIER Ecological Engineering 25 (2005) 478–490.

VYMAZAL J.. **Removal of nutrients in various types of constructed wetlands**. ELSEVIER Science of the Total Environment 380 (2007) 48–65

VYMAZAL J. **The use constructed wetlands with horizontal sub-surface flow for various types of wastewater** ELSEVIER Ecological Engineering 35 (2009) 1–17

VYMAZAL, J. **Constructed Wetlands for Wastewater Treatment**. *Water* 2010, 2, 530-549; doi:10.3390/w2030530. www.mdpi.com/journal/water.

VYMAZAL, J., KRÖPFLOVÁ, L., 2008. **Wastewater Treatment in Constructed Wetlands with Horizontal Sub-Surface Flow**. Springer, Dordrecht.

WAARA S., WAARA K-O, FORSBERG A. e FRIDOLFSSON M. **Performance of a constructed wetland system for treatment of landfill leachate**. School for Sustainable Development of Society and Technology, Malardalen University, Sweden. (SD)

WIESSNER, A., KAPPELMEYER, U., KUSCHK, P., KÄSTNER, M., 2005. **Influence of the redox condition dynamics on the removal efficiency of a laboratory-scale constructed wetland**. *Water Res.* 39, 248–256. In: FAULWETTER J. L., GAGNON V., SUNDBERG C., CHAZARENC F., BURR M.D., BRISSON J., CAMPER A. K., STEIN O. R. . **Microbial processes influencing performance of treatment wetlands: A review**. ELSEVIER Ecological Engineering 35 (2009) 987–1004

WIESSNER, A., KUSCHK, P., KASTNER, M., STOTTMEISTER, U., 2002. **Abilities of helophyte species to release oxygen into rhizospheres with varying redox conditions in laboratory-scale hydroponic systems**. *Int. J. Phytoremediation* 4, 1–15. In: FAULWETTER J. L., GAGNON V., SUNDBERG C., CHAZARENC F., BURR M.D., BRISSON J., CAMPER A. K., STEIN O. R. . **Microbial processes influencing performance of treatment wetlands: A review**. ELSEVIER Ecological Engineering 35 (2009) 987–1004

WILLIAMS, P. T., **Environmental and Health Impact of Solid Waste Management Activities**. In chapter: Emissions from Solid Waste Management Activities, pp. 141-165, Leeds – UK, 2002. In: BACELAR, H. A. M. □ **Tratamento de Lixiviados Produzidos em Aterro de Resíduos Sólidos Urbanos por meio de Evaporação Forçada** – Rio de Janeiro: UFRJ/COPPE, 2010.

WOJCIECHOWSKA E., GAJEWSKA M., OBARSKA-PEMPKOWIAK H.. **Treatment of Landfill Leachate by Constructed Wetlands: Three Case Studies**. *Polish J. of Environ. Stud.* Vol. 19, No. 3 (2010), 643-650

ZAHARI, M.S., ISHAK, W.M.F.W., SAMAH, M.A.A., 2010. Study on solid waste generation in Kuantan, Malaysia: its potential for energy generation. **Int. Eng. Sci. Technol.** 2 (5), 1338–1344 in: Akinbile C. O., Yusoff M. S., Zuki A.Z. A. Landfill leachate treatment using sub-surface flow constructed wetland by *Cyperus haspan*. . **Elsevier - Journal of waste management** 32 (2012) 1387 – 1393.

ZOLTEN, N.G., 1991. **Leachate treatment in landfills**. *Water Environ. Technol.* 3 (5), 63–66. In: BULC, T 2005. **Long term performance of a constructed wetland for landfill leachate treatment**. ELSEVIER Ecological engineering 2 6 (2 0 0 6) 365–374

ANEXOS

MONITORAMENTO WETLAND

Data	Nitrogênio Amoniacal (mg/L)		Remoção (%)	Nitrito (mg/L)		Remoção (%)	Nitrato (mg/L)		Remoção (%)	pH		Condutividade (ms/cma)		Remoção (%)
	Entrada	Saída		Entrada	Saída		Entrada	Saída		Entrada	Saída	Entrada	Saída	
	02/05/13	0,3		272			1,36	4,2		-208,82	29,93	232,4	-676,48	
21/05/13				9,01	11,5	-27,64	460,8	405,41	12,02	6,11	7,28	11,37	12,55	-10,38
23/05/13	212,64	187,55	11,80	0,27	1,15	-325,93	271,8	274,1	-0,85	6,39	7,47	11,66	11,20	3,95
27/05/13				7,11	0,91	87,20	477,5	459,31	3,81	6,11	7,28	11,37	12,55	-10,38
03/06/13				0,88	1,07	-21,59	473,8	454,4	4,09	5,99	7,13	13,40	13,10	2,24
07/06/13	218,76	212,64	2,80				270,3	269,7	0,22	6,00	7,12	6,00	7,12	-18,67
19/06/13	249,03	212,64	14,61	155,09	1,07	99,31	535,34	438,75	18,04	7,27	6,19	8,18		
20/06/13	212,58	198,62	6,57	25,85	1,98	92,34	380,87	407,72	-7,05	7,08	7,22	13,70	13,90	-1,46
25/06/13	235,3	232,46	1,21	255,68	5,02	98,04	541,63	535,04	1,22	6,10	6,32			
27/06/13	223,91	212,58	5,06	1,48	0,49	66,89	494,1	490,6	0,71	6,53	6,98	13,80	13,62	1,30
04/07/13	210,05	85,84	59,13	505,1	17,62	96,51	342,91	201,76	41,16	7,32	7,11	13,50	11,06	18,07
05/07/13	259,33	215,24	17,00	30,46	9,55	68,65	495,59	435,82	12,06	7,00	7,10	6,13	5,57	9,14
11/07/13	293	248	15,47	0,49	1,4	-185,71	508,6	453,6	10,81	7,10	7,10	13,75	12,33	10,33
16/07/13	322,2	242	24,89	407,7	437,6	-7,33	489,51	492,87	-0,69	7,37	7,20			
18/07/13	405	297	26,59		1,15		486,2	428,5	11,87	7,00	6,03		10,90	
22/07/13	374	302	19,24	633,03	435,4	31,22	491,82	435,44	11,46	7,20	7,40	7,70		
06/08/13	391	206	47,32	468,4	3,5	99,25	495,4	472,5	4,62	6,09	6,90			
15/08/13	350,4	376	-7,31	0,58	0,82	-41,38	340	389,5	-14,56	6,90	6,90	10,50	17,48	-66,48
27/08/13	270	156	42,47	403,36	12,51	96,90	506,5	523,7	-3,40	6,80	6,80	7,82	7,74	1,02
11/09/13	292,9	111,1	62,07		28,32		484,7	527,7	-8,87	6,34	7,14			
09/10/13					400,4		312,5		100,00	7,03	7,52	11,11	10,09	9,18
14/11/13	348	19,2	94,48				301,59	416,74	-38,18	6,89	7,62	8,00	7,27	9,13

Data	Nitrogênio Amoniacal (mg/L)		Remoção (%)	Nitrito (mg/L)		Remoção (%)	Nitrato (mg/L)		Remoção (%)	pH		Condutividade (ms/cma)		Remoção (%)
	Entrada	Saída		Entrada	Saída		Entrada	Saída		Entrada	Saída	Entrada	Saída	
03/12/13	225	248	-10,22	751,63	416,67	44,56	531,88	447,148	15,93	5,99	7,72	7,74	7,08	8,53
28/01/14		147		3312,5	339,2	89,76	233,2	239,3	-2,61	6,98	8,28	6,16	6,30	-2,27
11/02/14	223	107	52,02	1277,6	961,5	24,74	121,0	33,1	72,62	6,50	7,17	6,45	6,31	2,17
26/02/14	453	89,5	80,24	3806,4	1396,1	63,32	316,1	281,9	10,82	5,05	5,06	12,66	12,05	4,82
26/03/14				7270,3	2607,8	64,13	131,7	75,1	43,00	7,95	8,31	13,68	12,26	10,38
01/04/14	462	270	41,56	6355,0	4563,7	28,19	222,1	179,5	19,17	6,70	7,01	14,09	13,59	3,55
08/04/14	305,38	234,96	23,06	7342,8	5880,8	19,91	245,4	207,4	15,47	7,84	8,34	14,29	13,79	3,50
29/04/14	582,6	297,2	48,99	4148,8	2199,5	46,98	272,0	173,0	36,39					
07/05/14	295,97	233,56	21,09	7046,4	4484,7	36,36	374,0	330,5	11,61	7,10	8,20	14,36	14,02	2,37
15/05/14	573,23	361,9	36,87	5679,9	4748,1	16,41	347,3	306,8	11,65	8,53	8,18	18,43	17,30	6,13
23/05/14	461,3	368,01	20,22	6733,6	1606,8	76,14	288,4	94,8	67,13	7,89	8,33	16,82	15,33	8,86
28/05/14	337,0	303,9	9,81	5186,0	2621,0	49,46	371,0	248,1	33,13	7,80	8,35	15,48	14,57	5,88
29/07/14	214,3	170,9	20,25	2387,2	1027,3	56,97	439,0	431,6	1,67	6,50		16,12		
30/07/14		291,9			1409,3			425,3						
06/08/14	355,4	180,1	49,31	3737,2	922,0	75,33	398,3	384,9	3,37	6,59	5,93	17,24	15,61	9,45
07/08/14	350,6	184,2	47,46	4099,4	1218,3	70,28	385,1	362,2	5,94	6,47	5,81	17,13	15,87	7,36
15/08/14	325,3	81,9	74,84				343,5	290,3	15,51	5,58	5,77	16,90	15,08	10,77
19/08/14	70,6	321,6	-355,22	3309,2	72,4	97,81	416,9	348,6	16,40	7,04	5,96	15,09	14,78	2,05
	306,17	219,38	Média	2.283,33	1.023,00	Média	375,08	348,85	Média			12,21	12,01	Média
	28,35		Remoção	55,20		Remoção	6,99		Remoção			1,58		Remoção

Monitoramento Wetland

Data	DQO (mg/L)		Remoção (%)
	Entrada	Saída	
02/05/13		565,0	
21/05/13	747,9	752,6	-1
23/05/13		1.031,0	
27/05/13	819,3	756,1	8
03/06/13		854,0	
07/06/13	1.204,0	1.058,0	12
19/06/13	1.303,0	1.114,0	15
20/06/13	1.186,0	888,0	25
25/06/13	1.275,0	1.188,0	7
27/06/13	1.183,0	1.200,0	-1
04/07/13	1.251,0	579,0	54
05/07/13	1.080,2	929,6	14
11/07/13	1.161,0	1.059,0	9
16/07/13	1.135,0	1.090,5	4
18/07/13	1.102,0	1.097,0	0
22/07/13	1.345,6	1.013,5	25
06/08/13	1.510,9	1.156,4	23
15/08/13	1.102,0	1.156,0	-5
27/08/13	1.361,0	1.186,0	13
11/09/13	1.838,0	1.208,0	34
09/10/13	1.650,0	1.117,0	32
14/11/13	1.946,2	1.450,3	25
03/12/13	1.371,0	1.240,9	9
28/01/14	1.644,0	1.200,5	27
11/02/14	1.126,3	1.205,4	-7
15/02/14	1.290,0	880,0	32
22/02/14	1.150,0	835,0	27
26/02/14	1.563,9	1.205,4	23
01/03/14	1.560,0	1.210,0	22
15/03/14	1.575,0	1.280,0	19
22/03/14	1.425,0	825,0	42
26/03/14	1.897,2	1.591,0	16
29/03/14	1.610,0	1.480,0	8
01/04/14	1.824,3	1.611,3	12
05/04/14	1.315,0	1.213,0	8
08/04/14	1.858,1	1.602,6	14
29/04/14	1.812,0	1.430,8	21
03/05/14	1.465,0	1.315,0	10
07/05/14	1.838,2	1.721,3	6
15/05/14	1.646,5	1.363,3	17
17/05/14	1.570,0	1.525,0	3
23/05/14	1.701,3	1.401,7	18
28/05/14	1.631,4	1.450,5	11
12/06/14	1.340,0	1.083,0	19

Data	DQO (mg/L)		Remoção (%)
	Entrada	Saída	
21/06/14	1.150,0	1.055,0	8
05/07/14	1.675,0	1.260,0	25
19/07/14	1.300,0	1.060,0	18
29/07/14	1.638,5	1.173,7	28
30/07/14		1.287,7	
02/08/14	1.725,0	1.175,0	32
06/08/14	1.684,1	1.336,5	21
07/08/14	1.618,1		
15/08/14	1.600,0	1.259,3	21
16/08/14	1.815,0	1.405,0	23
19/08/14	1.649,2	1.295,0	21
23/08/14	1.700,0	1.435,0	16
30/08/14	1.895,0	1.060,0	44
29/09/14	2.020,0	1.470,0	27
Média	1.479,4	1.182,3	17,7

Evapotranspiração Anual

Período	Vazão de entrada (L/h)	Média da vazão de saída (L/h)	Redução da Vazão (L/h)	Porcentagem de redução de vazão	Pluviometria (mm)	Volume absorvido (L/10 dias)	Média da porcentagem de redução	Média Pluviometria (mm)
1-10 Junho 2013	344	263	81	24%			44%	54
11-20 Junho 2013	344	185	159	46%			44%	54
21-30 Junho 2013	344	130	214	62%			44%	54
1-10 Julho 2013	352	186	166	40%	62	1.860	44%	54
11-20 Julho 2013	349	127	223	57%	43	1.290	44%	54
21-30 Julho 2013	357	139	218	59%	10	3.000	44%	54
1-10 Agosto 2013	344	114	230	67%			44%	54
11-20 Agosto 2013	350	78	273	77%	5	1.500	44%	54
21-30 Agosto 2013	344	185	159	46%			44%	54
1-10 Setembro 2013	454	177	277	51%	88	26.400	44%	54
11-20 Setembro 2013	352	149	202	57%	6	1.800	44%	54
21-30 Setembro 2013	364	153	211	55%	16	4.800	44%	54
1-10 Outubro 2013	380	162	218	53%	29	8.700	44%	54
11-20 Outubro 2013	412	351	60	13%	54	16.200	44%	54
21-30 Outubro 2013	344	227	117	34%			44%	54
1-10 Novembro 2013	429	226	203	41%	68	20.400	44%	54
11-20 Novembro 2013	413	191	221	47%	55	16.500	44%	54
21-30 Novembro 2013	612	232	379	46%	214	64.200	44%	54
1-10 Dezembro 2013	503	284	219	35%	127	38.100	44%	54
11-20 Dezembro 2013	469	309	160	28%	100	30.000	44%	54
21-30 Dezembro 2013	499	289	210	34%	124	37.200	44%	54
1-10 Janeiro 2014	362	210	152	40%	14	4.200	44%	54
11-20 Janeiro 2014	365	227	138	36%	17	5.100	44%	54
21-30 Janeiro 2014	344	247	97	28%			44%	54

Evapotranspiração Anual – Continuação

Período	Vazão de entrada (L/h)	Média da vazão de saída (L/h)	Redução da Vazão (L/h)	Porcentagem de redução de vazão	Pluviometria (mm)	Volume absorvido (L/10 dias)	Média da porcentagem de redução	Média Pluviometria (mm)
1-10 Fevereiro 2014	344	292	52	15%			44%	54
11-20 Fevereiro 2014	404	298	106	23%	48	14.400	44%	54
21-30 Fevereiro 2014	349	257	92	26%	4	1.200	44%	54
1-10 Março 2014	420	202	218	45%	61	18.300	44%	54
11-20 Março 2014	344	147	197	57%			44%	54
21-30 Março 2014	393	195	197	46%	39	11.700	44%	54
1-10 Abril 2014	372	297	74	19%	22	6.600	44%	54
11-20 Abril 2014	397	333	64	15%	42	12.600	44%	54
21-30 Abril 2014	398	264	134	30%	43	12.900	44%	54
1-10 Maio 2014	344	172	172	50%			44%	54
11-20 Maio 2014	344	202	142	41%			44%	54
21-30 Maio 2014	344	227	117	34%			44%	54
Média	386	215	171	44%	54	16.138	44%	54

Evapotranspiração 1º Trimestre

Período	Vazão de entrada (L/h)	Média da vazão de saída (L/h)	Redução da Vazão (L/h)	Porcentagem de redução de vazão	Pluviometria (mm)	Volume absorvido (L/10 dias)	Média da porcentagem de redução	Média Pluviometria (mm)
1-10 Junho 2013	344	263	81	24%			44%	30
11-20 Junho 2013	344	185	159	46%			44%	30
21-30 Junho 2013	344	130	214	62%			44%	30
1-10 Julho 2013	352	186	166	40%	62	1.860	44%	30
11-20 Julho 2013	349	127	223	57%	43	1.290	44%	30
21-30 Julho 2013	357	139	218	59%	10	3.000	44%	30
1-10 Agosto 2013	344	114	230	67%			44%	30
11-20 Agosto 2013	350	78	273	77%	5	1.500	44%	30
21-30 Agosto 2013	344	185	159	46%			44%	30
Média	348	156	191	55%	30	7.650	44%	30

Evapotranspiração 2º Trimestre

Período	Vazão de entrada (L/h)	Média da vazão de saída (L/h)	Redução da Vazão (L/h)	Porcentagem de redução de vazão	Pluviometria (mm)	Volume absorvido (L/10 dias)	Média da porcentagem de redução	Média Pluviometria (mm)
1-10 Setembro 2013	454	177	277	51%	88	26.400	50%	66
11-20 Setembro 2013	352	149	202	57%	6	1.800	50%	66
21-30 Setembro 2013	364	153	211	55%	16	4.800	50%	66
1-10 Outubro 2013	380	162	218	53%	29	8.700	50%	66
11-20 Outubro 2013	412	351	60	13%	54	16.200	50%	66
21-30 Outubro 2013	344	227	117	34%			50%	66
1-10 Novembro 2013	429	226	203	41%	68	20.400	50%	66
11-20 Novembro 2013	413	191	221	47%	55	16.500	50%	66
21-30 Novembro 2013	612	232	379	46%	214	64.200	50%	66
Média	418	208	210	50%	66	19.867	50%	66

Evapotranspiração 3º Trimestre

Período	Vazão de entrada (L/h)	Média da vazão de saída (L/h)	Redução da Vazão (L/h)	Porcentagem de redução de vazão	Pluviometria (mm)	Volume absorvido (L/10 dias)	Média da porcentagem de redução	Média Pluviometria (mm)
1-10 Dezembro 2013	503	284	219	35%	127	38.100	34%	62
11-20 Dezembro 2013	469	309	160	28%	100	30.000	34%	62
21-30 Dezembro 2013	499	289	210	34%	124	37.200	34%	62
1-10 Janeiro 2014	362	210	152	40%	14	4.200	34%	62
11-20 Janeiro 2014	365	227	138	36%	17	5.100	34%	62
21-30 Janeiro 2014	344	247	97	28%			34%	62
1-10 Fevereiro 2014	344	292	52	15%			34%	62
11-20 Fevereiro 2014	404	298	106	23%	48	14.400	34%	62
21-30 Fevereiro 2014	349	257	92	26%	4	1.200	34%	62
Média	404	268	136	34%	62	18.600	34%	62

Evapotranspiração 4º Trimestre

Período	Vazão de entrada (L/h)	Média da vazão de saída (L/h)	Redução da Vazão (L/h)	Porcentagem de redução de vazão	Pluviometria (mm)	Volume absorvido (L/10 dias)	Média da porcentagem de redução	Média Pluviometria (mm)
1-10 Março 2014	420	202	218	45%	61	18.300	39%	41
11-20 Março 2014	344	147	197	57%			39%	41
21-30 Março 2014	393	195	197	46%	39	11.700	39%	41
1-10 Abril 2014	372	297	74	19%	22	6.600	39%	41
11-20 Abril 2014	397	333	64	15%	42	12.600	39%	41
21-30 Abril 2014	398	264	134	30%	43	12.900	39%	41
1-10 Maio 2014	344	172	172	50%			39%	41
11-20 Maio 2014	344	202	142	41%			39%	41
21-30 Maio 2014	344	227	117	34%			39%	41
Média	373	227	146	39%	41	12.420	39%	41

