

UTFPR - UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA E TECNOLOGIA AMBIENTAL

DÉBORA DE MELLO

**AVALIAÇÃO DO USO DE SISTEMAS DE *WETLANDS*
CONSTRUÍDAS NO TRATAMENTO DE ESGOTOS SANITÁRIOS**

DISSERTAÇÃO

CURITIBA
2016

DÉBORA DE MELLO

**AVALIAÇÃO DO USO DE SISTEMAS DE *WETLANDS*
CONSTRUÍDAS NO TRATAMENTO DE ESGOTOS SANITÁRIOS**

Dissertação apresentada como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre em Ciência e Tecnologia Ambiental, do Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Área de concentração: Tecnologias e Processos Ambientais.

Orientador: Profa. Dra. Karina Querne de Carvalho

Co-orientador: Prof. Dr. Flavio Bentes Freire

CURITIBA

2016

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação

M527a Mello, Débora de
2015 Avaliação do uso de sistemas de Wetlands construídas
no tratamento de esgotos sanitários / Débora de Mello.--
2016.
161 f.: il.; 30 cm

Texto em português, com resumo em inglês.

Dissertação (Mestrado) - Universidade Tecnológica
Federal do Paraná. Programa de Pós-Graduação em Ciência
e Tecnologia Ambiental, Curitiba, 2016.

Bibliografia: f. 127-146.

1. Biomassa. 2. Macrófitas aquáticas. 3. Aguapé (Botânica).
4. Nitrogênio. 5. Fósforo. 6. Tecnologia ambiental
- Dissertações. I. Carvalho, Karina Querne de. II. Universidade
Tecnológica Federal do Paraná - Programa de Pós-graduação
em Ciência e Tecnologia Ambiental. III. Título.

CDD: 363.7

: 22.

TERMO DE APROVAÇÃO

Título da Dissertação nº 060

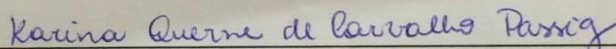
**AVALIAÇÃO DO USO DE SISTEMAS DE WETLANDS CONSTRUÍDOS NO
TRATAMENTO DE ESGOTOS SANITÁRIOS**

por

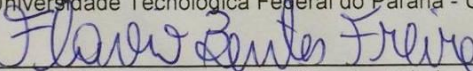
DÉBORA DE MELLO

Dissertação apresentada às 09 horas do dia 24 de fevereiro de 2016, como requisito parcial para obtenção do título de MESTRE EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS, na área de concentração Tecnologias e Processos Ambientais, linha de pesquisa Controle e Monitoramento Ambiental, da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Campus Curitiba. A candidata foi arguida pela Banca Examinadora composta pelos professores abaixo assinados. Após deliberação, a Banca Examinadora considerou o trabalho aprovado.

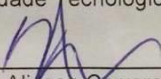
Banca examinadora:



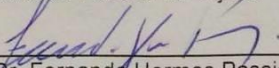
Prof.ª. Dr.ª. Karina Querne de Carvalho Passig (Orientadora)
Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental
Universidade Tecnológica Federal do Paraná - UTFPR



Prof. Dr. Flávio Bentes Freire (Co-orientador)
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil
Universidade Tecnológica Federal do Paraná - UTFPR

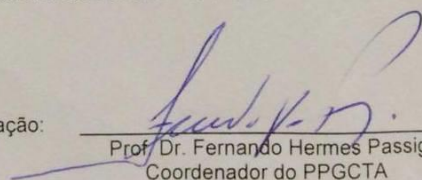


Prof. Dr. Alisson Carraro Borges
Departamento de Engenharia Agrícola
Universidade Federal de Viçosa - UFV



Prof. Dr. Fernando Hermes Passig
Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental
Universidade Tecnológica Federal do Paraná - UTFPR

Visto da Coordenação:



Prof. Dr. Fernando Hermes Passig
Coordenador do PPGCTA

Dedico este trabalho a pessoa que me
Incentivou e lutou para eu chegar até aqui.
Minha querida irmã Dulcemar de Mello.

AGRADECIMENTOS

A Deus, por tudo que tenho e sou. *“O SENHOR disse a Samuel: Não atentes para a sua aparência, nem para a grandeza da sua estatura, porque o tenho rejeitado; porque o SENHOR não vê como vê o homem, pois o homem vê o que está diante dos olhos, porém o SENHOR olha para o coração”* (Salmo: I Samuel 16:7).

À Maria Santíssima, Nossa mãe, que acolhe a todos que recorrem a vossa intercessão. Obrigada pela minha proteção e pela proteção da minha família nos momentos difíceis que passamos no ano de 2015.

Aos meus pais, Delires Zanchet de Mello e Osvaldo de Mello, meus irmãos Odimar de Mello e Diomar de Mello e minha querida irmã Dulcemar de Mello, que me incentivaram, me apoiaram e me ajudaram para que este sonho se torna-se realidade.

Ao meu amor, Matheus Carli, que esteve presente nos piores e melhores momentos desta jornada. Meu melhor amigo e companheiro de aventuras. Obrigada pela paciência e amor.

A minha orientadora Dra. Karina Querne de Carvalho Passig, a quem eu sou imensamente grata e tenho muito carinho. Obrigada por todo o conhecimento transmitido, pela amizade, confiança, incentivo, e toda ajuda e horas de dedicação com meu trabalho, sem as quais essa dissertação não teria sido desenvolvida.

Ao meu co-orientador Dr. Flavio Bentes Freire por todo conhecimento transmitido tanto em questões de ordem prática e teórica ao longo da realização desta pesquisa.

Ao Professor Dr. Fernando Hermes Passig por todos ensinamentos, auxílio na construção no aparato experimental, palavras de apoio e as importantes sugestões feitas nessa pesquisa.

Ao professor Dr. Alisson Carraro Borges pela sugestões feitas nessa pesquisa e também por compor a banca mesmo com um curto espaço de tempo entre a entrega do trabalho e a defesa.

Ao técnicos de laboratório do Departamento de Engenharia Civil, Gustavo Macioski, que me ajudou na fase de incorporação da biomassa nos blocos de concreto, e auxiliaram em tudo que foi necessário para a realização desta pesquisa.

Ao técnico do Departamento Acadêmico de Mecânica Alexandre José Gonçalves pelo auxílio com a microscopia ótica de varredura (MEV) e espectrometria de difração de raio – X (EDS).

Aos professores do PPGCTA pelos ensinamentos nestes dois anos de mestrado e aos servidores da UTFPR que contribuíram na construção do aparato experimental.

A minha grande amiga Jéssica Luiza Bueno Trevizani, que sempre esteve ao meu lado, me incentivou a fazer o mestrado, me acompanhou durante toda a pesquisa, e é presença constante em minha vida. Minha eterna gratidão a você.

A Suria Loyola por ter me acolhido em Curitiba com muito carinho e dividido comigo seu espaço no início de tudo.

A Maria Aparecida Porfírio pela amizade que cresceu cada vez mais, pelo carinho, orações e por ouvir e me ajudar sempre com meus problemas.

Aos meus eternos amigos e companheiros de jornada, Daiane Cristina de Freitas, Mariana Irene Hoppen, Ellen Caroline Baettker, Raphael Augusto Ferreira Gatti e Aldria Diana Belini, pelas noites de estudos, pelos auxílios no laboratório, no texto e na vida em Curitiba. Serei eternamente grata a vocês.

As minhas parceiras de trabalho Gabriela Ribeiro Marcelino e Bruna Cardoso Orsi, que me acompanharam e me auxiliaram nas tarefas diárias. Criamos laços que foram além das bancadas de laboratório. Tenho orgulho de vocês meninas!

A Thamara Passini e Jhenifer Mesquita pelo auxílio com os desenhos deste trabalho e pelos laços de amizades que criamos.

A todos os meus colegas de laboratório: André Guilherme Portela de Paula, Felipe Amaral, Fernanda Feltrim, Ana Roberta Soares, Daniel Ikeno, Gustavo Kampa, Bruna Pavoni da Silva, Jayson Pereira Godinho, Nayara Cristina Romano, Thiago Castanho, Mayara Coletti, que me ajudaram de forma direta ou indireta.

A Universidade Tecnológica Federal do Paraná - UTFPR Câmpus Curitiba pelos equipamentos e espaço físico cedido; a CAPES pela concessão da bolsa de mestrado, e aos demais que, mesmo não citados, colaboraram de alguma maneira ao longo desses anos de pesquisa, minha sincera gratidão.

“O essencial é invisível aos olhos”
Antoine de Saint-Exupéry (1900 – 1944)

RESUMO

MELLO, D de. **Avaliação do uso de *wetlands* construídas no tratamento de esgoto sanitário** 2016. 164f. Dissertação de Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental (PPGCTA) - Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Curitiba, 2016.

Neste trabalho foi avaliado o comportamento de diferentes configurações de sistemas de *wetlands* construídas na remoção de matéria carbonácea, nitrogenada e fosforada de esgotos sanitários. Foram construídos três sistemas de tratamento em caixas retangulares de polipropileno com 55 cm de largura, 95 cm de comprimento e 58 cm de altura (cada), com volume útil de 0,10 m³. Os sistemas foram operados com tempos de detenção hidráulica (TDH) de 24 h, 48 h e 72 h e mantidos a temperatura ambiente. Estes foram classificados como sistema de *wetlands* construída (SWC 1) preenchida com areia, brita e mudas da macrófita aquática (*Eichhornia crassipes*), sistema de *wetlands* construída (SWC 2) preenchido com areia e brita (controle) e sistema de lâmina livre (SLL) com mudas da macrófita no esgoto sanitário. A caracterização físico-química dos materiais filtrantes foi realizada com determinação do pH, massa específica aparente, densidade relativa, teor de umidade, teor de cinzas e granulometria. Os parâmetros pH, temperatura do líquido, demanda química de oxigênio (DQO), fósforo total, nitrogênio total Kjeldahl (NTK), nitrogênio amoniacal, nitrito, nitrato, sólidos totais e suspensos totais foram determinados em amostras do afluente e efluente de cada sistema. Na análise do crescimento e da composição das macrófitas foram aferidos o comprimento e a largura de cada indivíduo e determinado os teores de fósforo e nitrogênio total no tecido vegetal. Para determinação de sólidos totais e totais voláteis no biofilme formado nos materiais filtrantes foram coletadas amostras de brita e areia dos sistemas. Análises da biomassa da macrófita para incorporação em blocos de concreto foram também realizadas. Na caracterização dos materiais suporte foi observado que os mesmos estão de acordo com os recomendados para este tipo de tratamento. O afluente utilizado na alimentação dos SWCs foi caracterizado como esgoto sanitário e classificado como fraco para DQO e SST e médio para ST. As melhores eficiências de remoção para fósforo, nitrogênio amoniacal e NTK foram obtidos no SLL com 38% (TDH de 72 h), 35% (TDH de 48 h) e 47% (TDH de 72 h), respectivamente. Para DQO a melhor eficiência de remoção foi verificada no SWC 2 com 80% no TDH de 48 h. Os resultados de absorção de NTK e fósforo total pela *Eichhornia crassipes*, mostraram que as macrófitas possuem capacidade de absorção destes nutrientes. Na absorção de fósforo, o SLL apresentou maior porcentagem de incorporação pela planta de 1,56% no TDH de 72 h (135° dia), coincidindo com o TDH de melhor eficiência de remoção obtida na análise físico-química de 38%. O melhor resultado da porcentagem de incorporação da fibra vegetal da macrófita em blocos de concreto foi de 2%.

Palavras-chave: Biomassa. Macrófita Aquática. *Eichhornia crassipes*. Nitrogênio. Fósforo.

ABSTRACT

MELLO, D de. **Evaluation of use of constructed wetlands in the sanitary sewage treatment.** 2016. 164p. Dissertation (Master degree in Science and Environmental Technology) – Graduate Program in Science and Environmental Technology – Federal Technological University of Paraná. Curitiba, 2016.

The behavior of different configurations of constructed wetlands was evaluated in the removal of carbonaceous, nitrogenous and phosphorous matter of sanitary sewage. There treatment systems were set up in rectangular box of polypropylene with 55 cm of width, 95 cm of length and 58 cm of height (each) with total volume of 0.10 m³. The systems were operated with hydraulic retention time (HRT) of 24 h, 48 h and 72 h and kept at room temperature. These were classified as constructed wetlands system (CWS 1) filled with sand, gravel and seedlings of aquatic macrophyte (*Eichhornia crassipes*), constructed wetlands system (CWS 2) filled with sand and gravel (control) and free-water-surface (FWS) with macrophyte seedlings in the sanitary sewage. The physical-chemical characterization of the support materials was carried out with determination of pH, bulk density, relative density, moisture content, ash content and particle size. The parameters pH, liquid temperature, chemical oxygen demand (COD), total phosphorus, total Kjeldahl nitrogen (TKN), ammonia nitrogen, nitrite, nitrate, total and total suspended solids were measured in samples of the influent and effluent of each system. In the macrophyte growth and composition survey, the length and width of each individual were measured and phosphorus and total nitrogen in the plant tissue were determined. Samples of gravel and sand were collect from the systems to determine the concentrations of total and total volatile solids in the biofilm formed in the support materials. Analysis of macrophyte biomass for incorporation into concrete blocks were also performed. In the characterization of supported materials it was observed that the same are consistent with recommended for this type of treatment. The affluent used in feeding the SWCs was characterized as sewage and classified as weak to COD and TSS and medium to ST. The best efficiency for phosphorus, ammonia nitrogen and NTK was obtained in 38% SLL (HRT of 72 hours), 35% (HDT of 48 h) and 47% (HDT 72 h), respectively. To the best COD removal efficiency was observed in the SWC 2 to 80% in the HDT 48 h. The results NTK absorption and total phosphorus by *Eichhornia crassipes*, macrophytes have shown that absorptive capacity of these nutrients. In phosphorus absorption, the SLL had a higher percentage of incorporation by 1.56% in the plant TDH 72 h (135 th day), coinciding with the TDH best removal efficiency obtained in the physical and chemical analysis of 38%. The best result of the percentage of incorporation of vegetable fiber macrophyte in concrete blocks was 2%.

Keywords: Biomass. Aquatic Macrophyte. *Eichhornia crassipes*. Nitrogen. Phosphorus.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Desenho esquemático de um sistema de escoamento superficial.....	25
Figura 2 - Desenho esquemático de um sistema vertical.....	27
Figura 3 - Desenho esquemático de um sistema horizontal.....	27
Figura 4 - <i>Eichhornia crassipes</i> (Mart.) Solms.....	31
Figura 5 - Armazenamentos de nitrogênio nos sistemas de <i>wetlands</i>	41
Figura 6 - Transformações do nitrogênio nos sistemas de <i>wetlands</i>	42
Figura 7 - Localização dos sistemas de <i>wetlands</i> construídas e de lâmina livre ao lado do Laboratório de Saneamento da UTFPR, câmpus Curitiba, sede Ecoville.....	52
Figura 8 - Sistemas de <i>wetlands</i> construídas, com tanque de armazenamento de esgoto e pelos sistemas de <i>wetlands</i> construídas no início da operação.....	53
Figura 9 - Desenhos esquemáticos dos sistemas de <i>wetlands</i> construídas na pesquisa.....	56
Figura 10 - Montagem dos sistemas de <i>wetlands</i>	57
Figura 11 - Local da coleta das mudas da macrófita <i>Eichhornia crassipes</i> no Parque Náutico, Curitiba, Paraná.....	58
Figura 12 - A: Mudas da macrófita aquática <i>Eichhornia crassipes</i> ; B: Macrófitas limpas antes de serem colocadas nos sistemas.....	59
Figura 13 - Córrego que atravessa a UTFPR, câmpus Curitiba, sede Ecoville e represa improvisada.....	60
Figura 14 - Alimentação dos sistemas.....	61
Figura 15 - Triagem dos indivíduos coletados nos sistemas e acompanhamento do crescimento da macrófita.....	65
Figura 16 - Detalhe da fibra vegetal utilizada na incorporação dos blocos de concreto.....	68
Figura 17 - Curva granulométrica da areia utilizada nos sistemas de <i>wetlands</i> SWC 1 e SWC 2.....	72
Figura 18 - Curva granulométrica da Brita utilizada nos sistemas de <i>wetlands</i> 1 e 2.....	72
Figura 19 - Variação do pH nas amostras do afluente e efluente dos SWCs e SLL no perfis de 24, 48 e 72 h.....	81
Figura 20 - Variação do OD nas amostras do afluente e efluente dos SWCs e SLL no perfis de 24, 48 e 72 h.....	83
Figura 21 - Variação da concentração de matéria orgânica em termos de DQO nas amostras do afluente e efluente dos SWCs e SLL no perfis de 24, 48 e 72 h.....	85
Figura 22 - Variação do NTK e N-Amon nas amostras do afluente e efluente dos SWCs e SLL no perfis de (a) 24, (b) 48 e (c) 72 h.....	88
Figura 23 - Variação do fósforo nas amostras do afluente e efluente dos SWCs e SLL no perfis de 24, 48 e 72 h.....	90
Figura 24 - Valores obtidos no teste estatístico de U Mann-Whitney para a eficiência de remoção de DQO: (a) SWC 1 (amostra 1) e SWC 2 (amostra 2); (b) SWC 1 (amostra 1) e SLL (amostra 2); (c) SWC 2 (amostra 1) e SLL (amostra 2).....	97
Figura 25 - Valores obtidos no teste estatístico de U Mann-Whitney para a eficiência de remoção de DQO: (a) TDH 24 h (amostra 1) e TDH	

	48 h (amostra 2); (b) TDH 24 h (amostra 1) e TDH 72 h (amostra 2); (c) THD 48 h (amostra 1) e TDH 72 h (amostra 2).	98
Figura 26	- Valores obtidos no teste estatístico de U Mann-Whitney para a eficiência de remoção de NTK: (a) SWC 1 (amostra 1) e SWC 2 (amostra 2); (b) SWC 1 (amostra 1) e SLL (amostra 2); (c) SWC 2 (amostra 1) e SLL (amostra 2).	100
Figura 27	- Valores obtidos no teste estatístico de U Mann-Whitney para a eficiência de remoção de NTK: (a) TDH 24 h (amostra 1) e TDH 48 h (amostra 2); (b) TDH 24 h (amostra 1) e TDH 72 h (amostra 2); (c) THD 48 h (amostra 1) e TDH 72 h (amostra 2).	101
Figura 28	- Valores obtidos no teste estatístico de U Mann-Whitney para a eficiência de remoção de P: (a) SWC 1 (amostra 1) e SWC 2 (amostra 2); (b) SWC 1 (amostra 1) e SLL (amostra 2); (c) SWC 2 (amostra 1) e SLL (amostra 2).	105
Figura 29	- Valores obtidos no teste estatístico de U Mann-Whitney para a eficiência de remoção de P: (a) TDH 24 h (amostra 1) e TDH 48 h (amostra 2); (b) TDH 24 h (amostra 1) e TDH 72 h (amostra 2); (c) THD 48 h (amostra 1) e TDH 72 h (amostra 2).	106
Figura 30	- Variação da largura e do comprimento das folhas, caules e raízes da macrófita <i>Eichhornia crassipes</i> em cm, durante 135 dias de monitoramento	113
Figura 31	- Fotomicrografia eletrônica de varredura das cinzas da biomassa da macrófita <i>Eichhornia crassipes</i> (com aproximação de 10 kX).	120
Figura 32	- Fotomicrografia eletrônica de varredura das cinzas da biomassa da macrófita <i>Eichhornia crassipes</i> (com aproximação de 2,0 kX).	121
Figura 33	- Fotomicrografia eletrônica de varredura nas cinzas da biomassa da macrófita <i>Eichhornia crassipes</i> (com aproximação de 0,5 kX).	121
Figura 34	- Deformação com momento de colapso (ruptura) dos corpos de prova: (a) Ensaio de Compressão; (b) Ensaio de Flexão.	125
Figura 35	- Valores obtidos no teste estatístico T pareado para os dados de crescimento das plantas dos dois sistemas (SWC 1 e SLL).	159
Figura 36	- Valores obtidos no teste estatístico T pareado para os dados da comparação entre o SWC 1 (plantado) e SWC 2 (não plantado) para verificar se a concentração de ST ou STV na areia e na brita depende da presença das macrófitas.	161
Figura 37	- Valores obtidos no teste estatístico T pareado para comparação de absorção de água entre o bloco de referência e os blocos com adição de 2%, 4% e 6% de fibra vegetal.	164

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Estudos utilizando sistemas de <i>wetlands</i> construídas no Brasil.	21
Tabela 2 - Função das macrófitas nas <i>wetlands</i> construídas.	30
Tabela 3 - Valores de permeabilidade para alguns tipos de solo.....	33
Tabela 4 - Papel dos microrganismos no tratamento de efluentes em SWC.	35
Tabela 5 - Mecanismos predominante na remoção de poluentes nos sistemas de <i>wetlands</i> construídas.....	38
Tabela 6 - Influência de parâmetros no processo de nitrificação.	44
Tabela 7 - Parâmetros, unidades e normas utilizadas para caracterização dos materiais filtrantes.	62
Tabela 8 - Etapas de operação dos sistemas.	63
Tabela 9 - Parâmetros, métodos de análise e referências utilizadas nas análises físico-químicas para monitoramento dos SWC e SLL.	64
Tabela 10 - Características dos materiais utilizados como meio suporte nos SWC.	74
Tabela 11 - Resultados das análises físico-químicas da caracterização da areia média e da brita número 1.....	75
Tabela 12 - Características físico-químicas do afluente utilizado na alimentação dos sistemas.	79
Tabela 13 - Valores médios obtidos nas análises físico-químicas dos perfis de TDH de 24 h.	92
Tabela 14 - Valores médios obtidos nas análises físico-químicas dos perfis de TDH de 48 h.	93
Tabela 15 - Valores médios obtidos nas análises físico-químicas dos perfis de TDH de 72 h.	94
Tabela 16 - Média dos resultados obtidos com as avaliações de crescimento das macrófitas do SWC 1 e SLL no 45o, 90o e 135o dia de operação.....	111
Tabela 17 - Valores obtidos com o teste estatístico T pareado aplicado na análise de comparação de crescimento das macrófitas no SWC 1 e SLL durante 45o, 90o e 135o dias de operação.....	112
Tabela 18 - Concentrações de nitrogênio total e fósforo total em relação à matéria seca da macrófita, nos SWC 1 e SLL, no 45o, 90o e 135o dia de operação.....	115
Tabela 19 - Valores médios de sólidos totais (ST) e sólidos totais voláteis (STV) aderidos nos materiais filtrantes utilizados nos sistemas de <i>wetlands</i> construídas após 140 dias de operação.....	118
Tabela 20 - Valores obtidos no teste estatístico T pareado aplicado na análise de comparação entre o SWC 1 e SWC 2 para verificar a concentração de sólidos totais (ST) e sólidos totais voláteis (STV) na areia e na brita.	118
Tabela 21 - Elementos químicos encontrados na análise de cinzas da biomassa da macrófita <i>Eichhornia crassipes</i> utilizada nos sistemas SWC 1 e SLL.....	122
Tabela 22 - Valores médios de absorção de água, força aplicada na compressão e na flexão e resistência na compressão e à tração na flexão.....	123
Tabela 23 - Valores obtidos no teste estatístico T pareado aplicado na análise de comparação de absorção de água entre o bloco de referência e os blocos com adição de 2%, 4% e 6% de fibra vegetal.....	124
Tabela 24 - Série de peneiras Tyler para os materiais filtrantes utilizadas.	154

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	14
2 OBJETIVOS	16
2.1 OBJETIVO GERAL	16
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	16
3. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	18
3.1 WETLANDS	18
3.1.1 Wetlands Naturais	18
3.1.2 Wetlands Construídas	19
3.2 CLASSIFICAÇÃO DAS WETLANDS CONSTRUÍDAS	24
3.2.1 Sistema de Escoamento Superficial (Lâmina Livre)	24
3.2.2 Sistema de Escoamento Sub-Superficial	26
3.3 ELEMENTOS ATUANTES NOS WETLANDS	28
3.3.1 Macrófitas	28
3.3.1.1 <i>Eichhornia crassipes</i>	31
3.3.2 Material Filtrante	32
3.3.3 Microrganismos Decompositores	34
3.4 MECANISMOS DE TRANSFERÊNCIA DE OXIGÊNIO	36
3.5 MECANISMOS DE REMOÇÃO DE POLUENTES	38
3.5.1 Remoção da Matéria Carbonácea	39
3.5.2 Remoção de Sólidos Suspensos	40
3.5.3 Remoção e Transformação da Série Nitrogenada	41
3.5.4 Retenção e Remoção do Fósforo	47
3.6 DESTINO PARA O RESÍDUO BIOMASSA DA MACRÓFITA AQUÁTICA	49
4 MATERIAL E MÉTODOS	51
4.1 DESCRIÇÃO DO LOCAL DA PESQUISA	51
4.2 SISTEMAS DE WETLANDS CONSTRUÍDAS	51
4.3 MACRÓFITAS AQUÁTICAS	57
4.4 AFLUENTE	59
4.5 CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DO MATERIAL FILTRANTE	61
4.6 OPERAÇÃO E MONITORAMENTO DOS SISTEMAS	62
4.7 ANÁLISE DO CRESCIMENTO E DA COMPOSIÇÃO DAS MACRÓFITAS	64
4.8 ANÁLISE DE DETERMINAÇÃO DE SÓLIDOS NO BIOFILME	66
4.9 ANÁLISE DA BIOMASSA DA MACRÓFITA PARA INCORPORAÇÃO EM BLOCOS DE CONCRETO	67
4.10 ANÁLISE ESTATÍSTICA	68
5 RESULTADOS E DISCUSSÕES	71
5.1 CARACTERIZAÇÃO DO MATERIAL FILTRANTE	71
5.2 CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DO AFLUENTE	78
5.3 MONITORAMENTO DOS SISTEMAS SUBMETIDOS A DIFERENTES CONDIÇÕES OPERACIONAIS	81
5.4 ANÁLISE DO CRESCIMENTO E COMPOSIÇÃO DA MACRÓFITA	109
5.5 ANÁLISE DE DETERMINAÇÃO DE SÓLIDOS NO BIOFILME	117
5.6 INCORPORAÇÃO DA BIOMASSA DA MACRÓFITA EM BLOCOS DE CONCRETO	119
7 CONCLUSÃO	127
REFERÊNCIAS	129
APÊNDICE A – Metodologia para caracterização físico-química dos materiais filtrantes	149
APÊNDICE B – Figuras dos valores obtidos no teste estatístico T pareado	154

1 INTRODUÇÃO

Em dados reportados no Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS), no Brasil, o índice total de tratamento dos esgotos gerados é de 40,8% e o índice total de tratamento dos esgotos coletados é de 70,9%. O volume de esgotos tratado saltou de 3,624 bilhões de m³ em 2013 para 3,764 bilhões de m³ em 2014, correspondendo a um incremento de 3,9% (BRASIL, 2014).

Em vista disso, o saneamento básico é essencial para promoção da qualidade de vida. Desta forma a coleta e tratamento dos esgotos gerados devem ser priorizados, a fim de evitar danos a população e ao ambiente. E para definir o processo de tratamento que será utilizado, é necessário considerar aspectos como eficiência, confiabilidade, área de implantação, impactos ambientais e custos de operação e implantação (SPERLING, 2014).

Com os dados apresentados anteriormente, é possível observar que é grande a parcela da população brasileira não atendida com infra-estrutura básica, o que reforça o crescente estudo e aplicação de sistemas de tratamentos descentralizados ou unifamiliares, capazes de atender lugares distantes, sendo muitas vezes a única solução viável.

Neste contexto destacam-se os sistemas naturais nos quais estão presentes muitos dos processos de remoção de poluentes que ocorrem nos sistemas convencionais, porém com taxas mais lentas e com menor requerimento de energia elétrica, comparados a sistemas convencionais como o de lodos ativados (OLIJNYK, 2008).

Um exemplo é o sistema de *wetlands* construída (SWC) que possui flexibilidade de configuração e operação, menores custos de implantação, instalação e operação, simplicidade operacional, baixa demanda energética, estabilidade no processo, baixa ou nenhuma produção de lodo e de maus odores para tratamento de esgotos sanitários e efluentes industriais (SOUSA *et al.*, 2000; KORKUSUZ E BEKLIOGU, 2004; BECCATO, 2004; SEZERINO, 2006; ZANELLA, 2008; BEGOSSO, 2009; LOHMANN, 2011; PELISSARI, 2013).

No SWC são utilizadas espécies de plantas associadas à microbiota que melhoram a qualidade das águas poluídas e auxiliam no tratamento. Bactérias aeróbias, presentes nas raízes das macrófitas, recebem oxigênio conduzido pelas

plantas, e em troca, decompõem a matéria orgânica presente nos esgotos, transformando-a em nutrientes necessários para as plantas (KADLEC e KNIGHT, 1996)

Diversas espécies de macrófitas tem sido utilizadas em sistemas de *wetlands* construídas como *Juncus* sp. (SOUSA *et al.*, 2000), *Eichhornia crassipes* (ZACARKIM *et al.*, 2014), combinações de duas espécies *Typha orientalis* e *Arundo donax var. versicolor* (SWC 1); *Canna indica* e *Pontederia cordata* (SWC 2) (CHANG *et al.*, 2012), *Typha domingensis* (PELISSARI, 2013); *Typha latifolia* e *Chrysopogon zizanioides* Borges *et al.* (2015); e policultura de flores ornamentais (*Canna flaccida*, *Zantedeschia aethiopica*, *Canna indica*, *Agapanthus africanus* e *Watsonia borbonica*) (CALHEIROS *et al.*, 2015).

No Brasil, estes sistemas tem demonstrado boa adaptação aos mais variados cenários, apresentando-se como sistemas naturalmente integrados ao ambiente e também atrativos para manter aspectos paisagísticos do meio rural. Porém, estes sistemas apresentam desvantagens tais como requerimento por materiais filtrantes e a possível colmatção destes, além da necessidade de manejo e disposição adequada da biomassa das plantas e da necessidade de maiores áreas para sua implantação (BECCATO, 2004).

A escolha da espécie é fator relevante na implantação destes sistemas e deve-se optar por macrófitas nativas da região e não exóticas para que não ocorra a proliferação descontrolada da espécie. Plantas exóticas com potencial de invasoras não encontram competidores, predadores ou parasitas, por isso se desenvolvem de forma rápida e descontrolada, o que afeta o funcionamento natural do ecossistema e tira o espaço das plantas nativas (INSTITUTO HÓRUS, 2001).

A granulometria dos materiais filtrantes também é critério de influência, pois a utilização de um material com granulometria não recomendada pela literatura, acelera o processo de colmatção e reduz a capacidade de infiltração do efluente (PELISSARI, 2013).

Diante disto, é importante avaliar diferentes arranjos tecnológicos de sistemas de *wetlands* construídas, contemplando diferentes espécies, sentido do escoamento e granulometria do material filtrante, para otimizar os processos, minimizar o requerimento por área e estabelecer critérios de dimensionamento para que estes sistemas possam atender comunidades que não tem acesso à rede coletora e ao tratamento de esgotos sanitários e efluentes industriais.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar o comportamento de diferentes configurações de *wetlands* construídas (SWC) submetidas a variações da carga hidráulica na remoção de matéria carbonácea, nitrogenada e fosforada de esgotos sanitários.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Para alcance do objetivo geral, foram propostos os seguintes objetivos específicos:

- Caracterizar os materiais filtrantes utilizados nos sistemas de *wetlands* construídas, por meio de ensaios granulométricos;
- Caracterizar os esgotos sanitários usados na alimentação dos SWC por meio de determinação de parâmetros físico-químicos;
- Comparar o comportamento do SWCs sub-superficial com macrófita aquática *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms (vegetado) com o SWC controle (apenas com materiais filtrantes) por meio de determinação de parâmetros físico-químicos;
- Comparar o comportamento dos SWCs sub-superficial vegetado e controle com o Sistema de lâmina livre (SLL), (somente com *Eichhornia crassipes*) por meio de determinação dos parâmetros físico-químicos;
- Verificar a influência da variação do tempo de detenção hidráulico (TDH) e da taxa de carregamento orgânico (TCO), no comportamento dos SWCs e SLL por meio de determinação de parâmetros físico-químicos;
- Avaliar a influência da macrófita aquática *Eichhornia crassipes* no SWC vegetado e SLL por meio de determinação de nitrogênio e fósforo;
- Avaliar a capacidade da macrófita aquática *Eichhornia crassipes* em absorver nutrientes por meio de determinação de nitrogênio e fósforo e;

- Avaliar a incorporação de fibras vegetais dos resíduos da macrófita *Eichhornia crassipes* na produção de blocos de concreto.

3. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

3.1 WETLANDS

Wetland é um termo em inglês utilizado no mundo para denominar qualquer ecossistema alagado ou em transição entre o terrestre e aquático. No Brasil estes ecossistemas são conhecidos também como brejos, banhados, pântanos, várzeas, igapós, manguezais, dentre outros, que ficam parcial ou totalmente inundados durante o ano (SALATI, 2003; PHILIPPI e SEZERINO, 2004).

Estas áreas alagadas são ecossistemas produtivos, capazes de transformar poluentes presentes em águas residuárias, em produtos inofensivos ou em nutrientes para a comunidade biológica local (KADLEC e KNIGHT, 1996).

A partir da observação destas áreas, decidiu-se fazer arranjos tecnológicos para reciclar os nutrientes presentes em águas poluídas e contaminadas, e as *Wetlands* foram então classificadas em naturais ou construídas.

3.1.1 *Wetlands* Naturais

Wetlands naturais são biomas de transição entre ambientes aquáticos e terrestres que sazonalmente estão inundados ou saturados pela água (HAMMER, 1998; WELSCH *et al.*, 1995).

Segundo estes autores, estas áreas possuem agentes recicladores de nutrientes, como plantas, animais e o próprio solo, e por meio de enxurradas, esses locais recebem carregamentos de matéria orgânica, utilizados como fonte de nutrientes pela biota local.

Welsch *et al.* (1995) destacam que estes sistemas promovem melhoramento da qualidade da água, auxiliam na redução das inundações e protegem as margens de lagos e áreas da costa de ações erosivas e enchentes. Estes autores verificaram que os processos biogeoquímicos ocorrem naturalmente em áreas alagadas e são influenciados pelo nível da água presente no meio.

A melhoria da qualidade da água nos *wetlands* irá depender da coluna de água, do substrato, das macrófitas (vegetação local), da população de microrganismos associados e dos animais vertebrados e invertebrados (HAMMER, 1998).

Os *wetlands* naturais são consideradas vitais na manutenção da biodiversidade do planeta, pois estão inseridas nos maiores ecossistemas naturais responsáveis pela reciclagem do nitrogênio, fósforo, carbono e até de metais (PIO; ANTONY e SANTANA, 2013).

Alguns *wetlands* naturais são utilizadas indiretamente pelo homem para purificação de águas contaminadas, o que transforma ou destrói os sistemas, principalmente pela contaminação química e excesso de sedimentos e nutrientes de acordo com a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA, 2000).

Segundo Cunha (2006), ainda são poucos os trabalhos publicados no Brasil em relação às áreas alagadas naturais, sendo que a maioria das linhas de pesquisas concentram-se na observação da eficiência de remoção de determinadas variáveis e nas propostas de manejo para aperfeiçoar estes sistemas para filtros controlados (*wetlands* artificiais), também chamados de sistemas de *wetlands* construídas.

3.1.2 *Wetlands* Construídas

Os sistemas de *wetlands* construídas (SWC) são variações artificiais dos *wetlands* naturais que reproduzem as condições ótimas de tratamento, além de possuírem flexibilidade de construção em diversos locais, e dependendo do efluente, serem aplicados como nível de tratamento primário, secundário e terciário (IWA, 2000).

Os SWC destacam-se dentre as formas de tratamento de águas residuárias consideradas de baixo custo de implantação e operação. O tratamento de águas residuárias em SWC está baseado em processos de filtração, degradação microbiana da matéria orgânica, absorção de nutrientes e adsorção no solo, dentre outros (EUSTÁQUIO JÚNIOR *et al.*, 2010).

Os principais elementos constituintes dos SWC são o material filtrante, macrófitas aquáticas e microrganismos (BRIX, 1987).

Estes sistemas são conhecidos no Brasil também como zona de raízes, leito de raízes, terras úmidas artificiais, terras úmidas construídas, áreas alagadas construídas, leitos cultivados com macrófitas, fito-estações de tratamento de águas residuárias (fito-ETARs), jardins filtrantes.

Os SWC são sistemas projetados com utilização de plantas cultivadas em substratos (solo, areia, brita ou cascalho) ou sobre a lâmina de água. Nestes sistemas ocorre proliferação de biofilmes que agregam os microrganismos e por meio de processos conhecidos como biogeoquímicos, tratam as águas residuárias em condições ambientais adequadas (MATOS *et al.*, 2010).

De acordo com Brix (1994) e Mazzola, Roston e Valentim (2005), chineses e egípcios provavelmente foram os primeiros a usar as macrófitas no tratamento de águas residuárias. Mas somente em 1904, os cientistas alemães Hiltner e Stormer descobriram que poderiam tratar águas poluídas, através de processo rizosférico, a partir da observação da depuração das águas estancadas em certos tipos de solo (KICKUTH, 1998).

Segundo Kickuth (1998), os estudos efetuados por estes cientistas não tiveram continuidade na época, devido à Revolução Industrial, mas em 1943, novos estudos para tratamento de efluentes foram desenvolvidos, utilizando a macrófita aquática *Eichhornia* sp. Posteriormente, outros autores utilizaram esta espécie no polimento de efluentes de estações de tratamento em regiões de clima quente.

Entretanto, o trabalho aceito cientificamente como pioneiro foi realizado na Alemanha em 1952 pela pesquisadora Seidel, que utilizou macrófitas aquáticas e materiais filtrantes (brita) na remoção de fenol. Após este estudo, diversos outros estudos foram realizados utilizando sistemas de *wetlands* com macrófitas emergentes *Phragmites australis*, *Iris* sp., *Schoenoplectus* sp., *Typha* sp. e com brita como material filtrante (BRIX, 1994; KICKUTH, 1998; VALENTIM, 2003; MAZZOLA; ROSTON e VALENTIM, 2005).

Anos mais tarde, os relatos sobre a utilização de sistemas de *wetlands* construídas começaram a crescer no Brasil, conforme pode ser verificado na Tabela 1 na qual são apresentados referências, efluente tratado e espécies de macrófitas usadas nos sistemas.

Tabela 1 - Estudos utilizando sistemas de *wetlands* construídas no Brasil.

Referência	Efluente	Macrófita	Escoamento	TDH	Área superficial (m ²)	Plantas por m ²	Eficiência máxima de remoção (%)				
							DQO	DBO _{5,20}	Nitrogênio Total	Nitrogênio Amoniacal	Fósforo Total
Campos <i>et al.</i> (2002)	Chorume de aterro e água	<i>Typha</i> spp.	Sub	5 d	0,154	-	98	-	-	-	95
Van Kaick (2002)	Efluente sanitário	<i>Cladium mariscus</i>	-	-	5	-	82	84	23	17	-
Feijó, Pinheiro e Simionatto (2003)	Efluente sanitário	<i>Zizaniopsis bonariensis</i> , <i>Heleocharis interstincta</i> e <i>Zizaniopsis microstachya</i>	Sub	-	10	-	91	94	-	-	-
Nogueira (2003)	Efluente de tanque séptico	<i>Oriza sativa</i> e <i>Eichhornia crassipes</i>	Sub e Sup	-	-	-	86	89	75	-	80
Valentim (2003)	Efluente de um tanque séptico modificado	<i>Typha</i> sp, <i>Eleocharis</i> sp. e <i>Scirpus</i> sp.	Sub	4 d	4	-	91	-	-	-	-

(Continua)

(Continuação)

Referência	Efluente	Macrófita	Escoamento	TDH	Área superficial unitária (m ²)	Plantas por m ²	Eficiência máxima de remoção (%)				
							DQO	DBO _{5,20}	Nitrogênio Total	Nitrogênio Amoniacal	Fósforo Total
Sousa <i>et al.</i> (2004)	Efluente de reator tipo UASB	<i>Juncus</i> spp.	Sub	6 h	10	25	86	-	60	-	86
Reidel <i>et al.</i> (2005)	Efluente de lagoa de polimento final de frigorífico de abate de suínos e aves	<i>Eichhornia crassipes</i>	LV	10 d	1,2	-	87	-	96	98	81
Sousa <i>et al.</i> (2005)	Efluente de reator tipo UASB	<i>Juncus</i> spp.	Sub	7 d	10	25	-	-	46	40	57
Cunha (2006)	Área de um lago	<i>Eichhornia crassipes</i> , <i>Salvinia auriculata</i> , <i>Pistia stratioides</i> , <i>Typha angustifolia</i> e <i>Oryza sativa</i>	Sup	-	-	-	-	64	-	84	68

(Continua)

(Conclusão)

Referência	Efluente	Macrófita	Escoamento	TDH	Área superficial unitária (m ²)	Plantas por m ²	Eficiência máxima de remoção (%)				
							DQO	DBO _{5,20}	Nitrogênio Total	Nitrogênio Amoniacal	Fósforo Total
Henry-Silva e Camargo (2008)	Efluente de viveiro de camarões	<i>Eichhornia crassipes</i> e <i>Pistia stratiotes</i>	-	17 h	2	-	-	-	-	-	72
Calheiros <i>et al.</i> (2015)	Esgoto doméstico	<i>Canna flaccida</i> , <i>Zantedeschia aethiopica</i> , <i>Canna indica</i> , <i>Agapanthus africanus</i> e <i>Watsonia borbonica</i>	Sub	-	40,5	4	90	90	-	84	92
Souza <i>et al.</i> (2015)	Esgoto doméstico	<i>Zantedeschia aethiopica</i>	-	-	-	-	62	-	0,75	-	30

Fonte: adaptado de ABRANTES (2009).

Legenda: Sub = sub-superficial; Sup = superficial; LV = Lâmina livre; h = horas; d = dias; L1 = Sistema 1; L2 = sistema 2.

Com o avanço dos estudos sobre os SWC no Brasil, pode-se observar e definir algumas características destes sistema tais como, facilidade na implantação e na manutenção, não requerimento por mão de obra qualificada, utilização de materiais de baixo custo para composição do meio filtrante e de plantas nativas, baixa ou nenhum requerimento de energia elétrica, necessidade de poda das plantas durante o ano todo, substituição dos materiais filtrantes a cada cinco anos e requerimento de grandes áreas para implantação do sistema (USEPA, 2000; BRIX, 2003; SALATI, 2003; NAIME e GARCIA, 2005).

Estas características são fatores positivos que incentivam a aplicação destes sistemas no tratamento de águas residuárias (SI *et al.*, 2011), como por exemplo em Araruama, Rio de Janeiro, em que a estação de tratamento de esgoto da cidade possui uma lagoa com macrófitas flutuantes como tratamento terciário.

3.2 CLASSIFICAÇÃO DOS WETLANDS CONSTRUÍDAS

As *wetlands* construídas são divididas em dois grupos em função do tipo de escoamento, sendo: sistemas de escoamento superficial (também chamados de lâmina livre) e sistemas de escoamento sub-superficial (Sezerino *et al.*, 2015), sendo este último dividido em função da direção do líquido, em horizontal e vertical.

3.2.1 Sistema de Escoamento Superficial (Lâmina Livre)

Nos sistemas de *wetlands* construídas com escoamento superficial, o efluente esco sobre a superfície, sendo possível observar a lâmina de água (Figura 1).



Figura 1 - Desenho esquemático de um sistema de escoamento superficial.
Fonte: SALATI (2000).

Estes sistemas são mais rasos e não possuem materiais filtrantes, na superfície da lâmina de água. O ambiente geralmente é aeróbio e tende a condições anóxicas em direção ao fundo do sistema, com características semelhantes às das lagoas facultativas, nas quais as zonas mais profundas tendem a ser dominadas por processos anaeróbios. Esta peculiaridade é importante para auxiliar na remoção de nitrogênio do efluente (PIO; ANTONY; SANTANA, 2013; IWA, 2000).

Nestes sistemas, a depuração do efluente ocorre pela absorção de nutrientes por meio das macrófitas, transporte de oxigênio para a rizosfera e pela ação de microrganismos associados. Uma das espécies mais estudadas neste tipo de sistema é a *Eicchornia crassipes*, conhecida como aguapé, por sua capacidade de resistir a águas altamente poluídas, com variação de temperatura, nutrientes, pH e metais pesados (SALATI, 2000).

Philippi e Sezerino (2004) e Lohmann (2011) subdividem os sistemas de escoamento superficial de acordo com a predominância de macrófitas e/ou com o propósito de relacionar às finalidades de usos em:

- Sistema de escoamento superficial com macrófitas emergentes, no qual as macrófitas são fixas e as folhas, caule e flores ficam acima do nível da água;
- Sistema de escoamento superficial ou de lâmina livre com macrófitas flutuantes;
- Sistema de escoamento superficial com macrófitas flutuantes de raízes fixas no solo;
- Sistema de escoamento superficial com material flutuante, no qual novas espécies podem crescer sobre o emaranhado de matéria e;
- Sistema de escoamento superficial com macrófitas submersas, que está associado a macrófitas que permanecem suspensas na massa líquida e que podem ou não estar enraizadas no sedimento.

3.2.2 Sistema de Escoamento Sub-Superficial

Os sistemas de escoamento sub-superficial são sistemas conhecidos como filtros plantados por utilizarem materiais filtrantes, como areia e brita para fixação da planta.

O escoamento nestes sistemas é denominado sub-superficial pelo fato da coluna de água ou do efluente não aparecer na superfície do sistema, ou seja, estar abaixo da primeira camada dos materiais filtrantes.

Nos sistemas sub-superficial, o processo de depuração e transformação dos componentes físicos, químicos e biológicos dos efluentes ocorre por meio da combinação de elementos e mecanismos, e o princípio básico é a formação de biofilme aderido ao material filtrante e às raízes das plantas (PIO; ANTONY; SANTANA, 2013).

Nestes sistemas, a depuração da matéria orgânica, nitrificação e desnitrificação são realizadas por microrganismos aeróbios e anaeróbios, e o oxigênio exigido no sistema é suprido pelas macrófitas e pela troca gasosa de ar com a atmosfera (VYMAZAL e ŠVEHLA, 2013). Estas características fizeram com que esses sistemas fossem muito utilizados para remover contaminantes orgânicos (VYMAZAL, 2011).

Este sistema é classificado como horizontal, vertical e/ou sistema híbrido, de acordo com o sentido do líquido ou da associação destes sistemas.

Os sistemas vertical são de superfície plana, preenchidos com materiais inertes (comumente areia e brita), no qual os esgotos são lançados sobre toda a superfície e posteriormente são drenados gradual e verticalmente pelo meio filtrante até atingirem a parte inferior onde são coletados (Figura 2). Neste sistema, prevalece a entrada de ar, carregado através do efluente, e conseqüentemente maior presença de zonas aeróbias (PHILIPPI e SEZERINO, 2004; OLIJNYK, 2008).



Figura 2 - Desenho esquemático de um sistema vertical.

Fonte: OLIJNYK (2008).

Nas *wetland* sub-superficial horizontal, o efluente é adicionado na entrada do sistema, e percolado lentamente pelos poros do material filtrante em um caminho horizontal até a zona de saída (Figura 3).

Ao percorrer o sistema, o efluente tem contato com zonas aeróbias, anóxicas e anaeróbias. As zonas aeróbias estão presentes próximas às raízes das plantas e as zonas anaeróbias e anóxicas nas regiões mais profundas do sistema. A degradação do efluente ocorre durante sua passagem pela rizosfera pela ação dos microrganismos e pelos processos físicos e químicos (IWA, 2000).

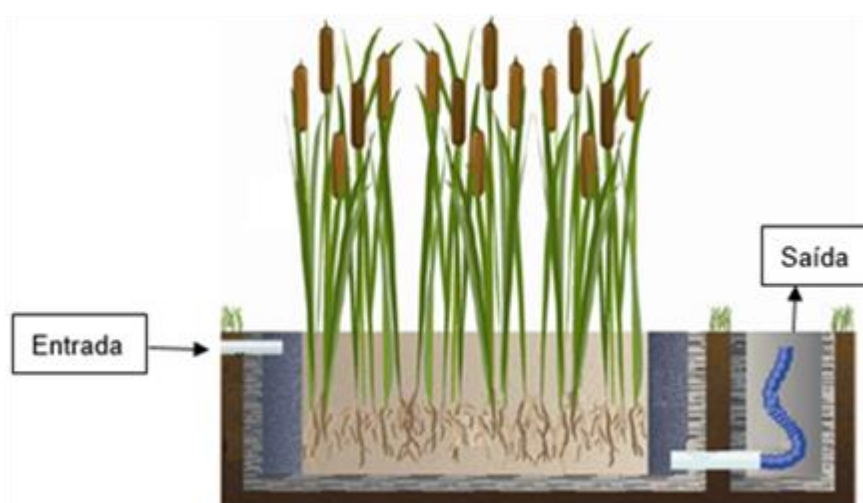


Figura 3 - Desenho esquemático de um sistema horizontal.

Fonte: OLIJNYK (2008).

Os sistemas híbridos ou combinados correspondem à associação dos sistemas vertical e horizontal, ou seja, um sistema horizontal seguido de um sistema vertical ou vice-versa, para buscar melhorias da eficiência do processo (PHILIPPI e SEZERINO, 2004; OLIJNYK, 2008).

A configuração mais comum é composta por um sistema vertical seguido de um horizontal, que vem sendo bastante aplicada, principalmente na Europa, devido aos altos requisitos de remoção de amônia (KADLEC e WALLACE, 2009).

Uma outra alternativa para sistemas de *wetlands* híbridos é a construção de um sistema horizontal seguido de um sistema vertical com recirculação. A célula horizontal remove primeiramente o material orgânico e os sólidos suspensos e em seguida a célula vertical promove a nitrificação da amônia em nitrato e uma parte da fase líquida é recirculada para a célula horizontal para promover a desnitrificação e a remoção total do nitrogênio em muitos casos. É um sistema mais complexo em que há necessidade de promover maior controle operacional e maior demanda por energia elétrica para a recirculação (OLIJNK, 2008).

Independentemente da configuração adotada nos sistemas de *wetlands* construídas, há fatores que influenciam no comportamento destes sistemas.

3.3 ELEMENTOS ATUANTES NOS WETLANDS

3.3.1 Macrófitas

Segundo Tundisi e Tundisi (2008), macrófita aquática é a denominação de organismos que vivem em ambientes úmidos ou saturados de água, incluindo desde organismos flutuantes de pequenas dimensões até grandes árvores.

As macrófitas são geralmente classificadas nos seguintes grupos (ESTEVES, 1998):

a) macrófitas aquáticas emersas ou emergentes: enraizadas, porém com folhas fora da água. Ex: *Eleocharis*, *Typha*;

b) macrófitas aquáticas com folhas flutuantes: enraizadas e com folhas que flutuam na superfície da água. Ex: *Nymphaea*, *Nymphoides*;

c) macrófitas aquáticas submersas enraizadas: enraizadas, que crescem totalmente submersas na água. Ex: *Egeria*, *Mayaca*;

d) macrófitas aquáticas submersas livres: permanecem flutuando submergidas na água. Geralmente prendem-se aos pecíolos, talos e caules de outras macrófitas. Ex: *Utricularia*;

e) macrófitas aquáticas flutuantes: flutuam na superfície da água. Ex: *Lemna*, *Azolla*.

Para Zanella (2008), embora as macrófitas aquáticas encontrem os nutrientes que necessitam para seu crescimento e reprodução nos esgotos, na escolha das plantas devem ser consideradas a capacidade de tolerar elevadas concentrações de cargas orgânicas, tolerar os mais variados poluentes e as espécies devem ser preferencialmente nativas, para facilitar sua adaptação.

Segundo Sezerino *et al.* (2015), o plantio das macrófitas nos sistemas de tratamento não segue uma regra geral, porém é recomendada troca constante de indivíduos que não vingaram após o processo de transplante do ambiente natural para o SWC. Ao se tratar da retirada de macrófitas de seu ambiente natural e o replantio para o filtro, em alguns casos de plantas com raízes fixas, é recomendada que seja feita escavação manual para colocação das raízes e que o caule esteja pelo menos, a quatro dedos acima da superfície do meio filtrante (PHILIPPI e SEZERINO, 2004).

A fase inicial da implantação de um novo sistema de *wetlands* construída é considerada crítica, pois nela ocorre a seleção e o transplante das plantas para o sistema e é um momento no qual o substrato, as plantas e os microrganismos se ajustam às novas condições impostas (CUNHA, 2006).

Após a adaptação ao sistema, as macrófitas desempenham as funções de reduzir a velocidade da água, criar condições para sedimentação dos sólidos suspensos, aumentar o tempo de contato entre os esgotos e a superfície da área de contato da planta, e prevenir as obstruções no substrato (BRIX, 1997; GOPAL, 1999). Estas e outras atribuições das macrófitas nos SWC são apresentadas na Tabela 2.

Tabela 2 - Função das macrófitas nas *wetlands* construídas.

Propriedade das macrófitas	Ação no tratamento de efluentes
Parte aérea (folhas, flores e caule)	<ul style="list-style-type: none"> - Atenuação da luminosidade = redução do crescimento de fitoplâncton - Redução da velocidade do vento - Potencial estético = embelezamento paisagístico - Armazenamento de nutrientes
Parte inferior em contato com o efluente (caule e raiz)	<ul style="list-style-type: none"> - Promoção da filtração - Redução da velocidade do escoamento = aumento da taxa de sedimentação - Aderência de microrganismos - Liberação de oxigênio = Aumento da degradação aeróbia - Retirada de nutrientes
Parte inferior em contato com o material filtrante (caule e raiz)	<ul style="list-style-type: none"> - Prevenção contra erosão - Prevenção contra colmatação - Liberação de oxigênio = auxílio na degradação aeróbia e na nitrificação - Retirada de nutrientes

Fonte: Adaptado de BRIX (1997).

Segundo Abrantes (2009), as raízes das plantas utilizadas no sistema devem prover superfície para fixação das bactérias aeróbias e fornecer-lhes oxigênio, retirar nutrientes da solução e absorver montantes de água.

De acordo com publicação da IWA (2000), as macrófitas são a principal fonte de tratamento nos sistemas de *wetlands* através da assimilação de poluentes. Porém ainda existem controvérsias sobre sua influência, e autores como Tanner; Clayton; Upsdell (1995), não detectaram diferenças significativas entre sistemas plantados e não plantados em termos de remoção de sólidos e coliformes fecais, mas observaram diferenças na remoção de DBO, DQO, nitrogênio e fósforo.

As plantas presentes no sistema requerem nutrientes para seu crescimento e reprodução, e os nutrientes presentes nos esgotos são assimilados por elas e convertidos em biomassa das macrófitas que podem ser posteriormente colhidas. Caso não seja feita a colheita, os nutrientes que foram incorporados à planta retornam à água pelos processos de decomposição do tecido vegetal (ABRANTES, 2009).

3.3.1.1 *Eichhornia crassipes*

A *Eichhornia crassipes* é uma planta nativa da região Amazônica e foi difundida pelo mundo devido à beleza ornamental das suas flores (SZYMANSKI, 2011). Atualmente essa macrófita é encontrada em quase toda a extensão do território brasileiro.

A *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms pertence à família botânica *Pontederiaceae*, e é conhecida popularmente como “aguapé” ou “jacinto d’água” no Brasil (Souza e Lorenzi, 2005). Esta espécie é constituída de 95% de água e possui aerênquimas em toda a sua estrutura.

Segundo estes autores, o peso específico da *Eichhornia crassipes* é inferior a 1,0 g/cm³ e por isto, ela permanece suspensa sobre o lago ou fixa em solo onde a água é mais rasa (Figura 4).

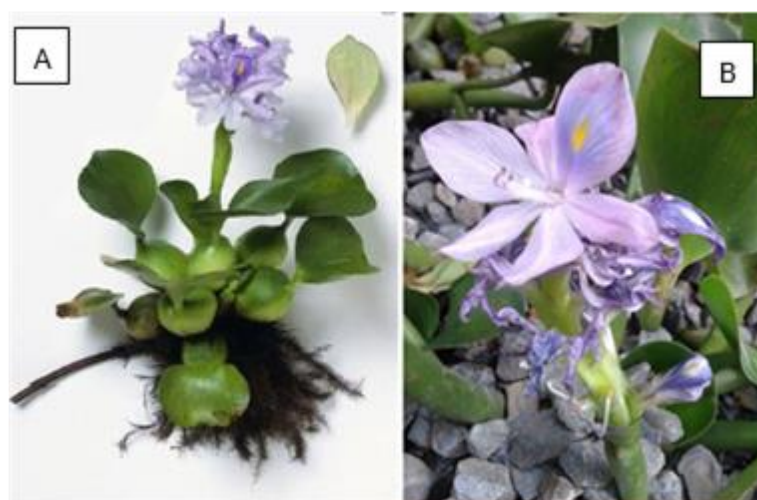


Figura 4 - *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms.
Legenda: A – Macrófita; B – Macrófita plantada no SWC.
Fonte: A – SZYMANSKI (2011); B – AUTOR (2014).

A reprodução desta macrófita ocorre principalmente de forma sexuada através das sementes, tendo início na época da floração em outubro, e continua no verão, mas as flores permanecem abertas somente por dois dias e em seguida murçam (SZYMANSKI, 2011).

A *Eichhornia crassipes* pode se propagar também formando estalões na base do seu pecíolo, e assim surgirem novas plantas principalmente em regiões de clima quente, como no Brasil. Este processo prevalece sobre a reprodução sexuada nestas regiões (MARTINS, 2005).

Esta espécie se prolifera rapidamente em águas com elevadas concentrações de nutrientes, utilizados em seu metabolismo, além de ter a capacidade de remover metais pesados e outros contaminantes (MARTINS, 2005; GONÇALVES JÚNIOR *et al.* 2008).

A *Eichhornia crassipes* se destaca por apresentar capacidade de incorporar elevadas concentrações de nutrientes em seus tecidos vegetais (MEDEIROS *et al.*, 1999; OLIVEIRA *et al.*, 2001). Estas características são atribuídas por Gonçalves Júnior *et al.* (2008) como incentivo para a maior aplicação destas espécies no tratamento de efluentes.

Sipaúba-Tavares *et al.* (2001) e Henry-Silva e Camargo (2008) utilizaram a *Eichhornia crassipes* no tratamento de diferentes tipos de efluentes, provando que a utilização desta espécie está em constante avanço no tratamento de efluentes.

3.3.2 Material Filtrante

Segundo Borges (2007), o material filtrante utilizado no sistema, como a brita, areia, cascalho, argila e material orgânico, tem como principal função servir de filtro na depuração dos poluentes, além de auxiliar na fixação das plantas.

A permeabilidade dos materiais filtrantes deve ser levada em conta para que possa permitir o escoamento da massa líquida, a maior capacidade de troca catiônica e a atividade microbiológica (LOHMANN, 2011).

Buscam-se então, materiais capazes de manter boas condições de escoamento do líquido por longos períodos e que possuam capacidade de adsorção de compostos inorgânicos, como amônia (NH₄) e ortofosfato (PO₄) (SEZERINO, 2006). Segundo o mesmo autor, os materiais filtrantes mais utilizados ainda são areia e brita nas *wetlands* construídas para tratamento direto dos esgotos sanitários ou para os níveis secundário e terciário de tratamento.

Areia e solo possuem melhor aderência das plantas em sistemas de escoamento superficial; e material que permita facilidade na manutenção e dificulte a colmatação é mais indicado para sistema com escoamento sub-superficial (ZANELLA, 2008).

Sezerino (2006) recomenda que sempre deve ser feita caracterização dos materiais para conhecer suas propriedades e estimar a capacidade de retenção, pois, areia possui ótimo potencial de filtração, mas pouca capacidade adsorptiva, enquanto que argila possui alto potencial de adsorção, mas menor permeabilidade.

Na Tabela 3 são apresentados valores de permeabilidade para alguns tipos de materiais filtrantes ou tipo de solo (CAPUTO, 1996).

Tabela 3 - Valores de permeabilidade para alguns tipos de solo.

Material filtrante ou tipo de solo	K (cm/s)
Pedregulho	$10^2 - 10^{-1}$
Areia	$10^{-1} - 10^{-3}$
Areia muito finas e siltes, mistura de ambos e argila	$10^{-3} - 10^{-7}$
Argila	$10^{-7} - 10^{-10}$

Fonte: Adaptado de CAPUTO (1996).

É necessário determinar também o diâmetro efetivo (d_{10}) e (d_{60}), definido como o diâmetro que corresponde a 10% e 60% em peso total das partículas menores que ele, respectivamente segundo NBR 13969 (CAPUTO, 1996; ABNT, 1997), e por meio de ensaios granulométricos, pode-se determinar o coeficiente de uniformidade (U). Desta forma, quanto menor o coeficiente de uniformidade, mais uniforme será o material (CAPUTO, 1996).

Segundo Sezerino (2006), a areia é o material mais utilizado nos sistemas de *wetlands* e também o mais pesquisado. Na literatura são encontradas recomendações quanto à granulometria e índices físicos da areia (CONLEY; DICK e LIOW, 1991; COOPER, SMITH e MAYNARD. 1996; PLATZER, 1999; ARIAS, DEL BUBBA e BRIX. 2001; SEZERINO, 2006; VYMAZAL e KROPFELOVÁ, 2008), sendo:

- Diâmetro efetivo (d_{10}) superior ou igual a 0,20 mm;
- Coeficiente de uniformidade (U) menor ou igual a 5 unidades;

- Coeficiente de permeabilidade ou condutividade hidráulica saturada (K_s) maior ou igual a 10^{-4} m/s ($\geq 10^{-2}$ cm/s ou $\geq 0,36$ m/h).

Por meio destes ensaios específicos, pode-se prever a capacidade de adsorção e o tempo de saturação dos sistemas, possibilitando definir a aplicação dos esgotos e os períodos de descanso do sistema (SEZERINO, 2006).

As características químicas do material filtrante segundo Philippi & Sezerino (2004), podem exercer um papel importante na adsorção de compostos inorgânicos, tais como a amônia (NH_3) e ortofosfato (PO_4^{3-}). Ainda, estes mesmos autores citam que o potencial intrínseco de adsorção dos materiais de recheio não está ainda bem definido na literatura especializada, devido aos diversos fatores que influenciam neste potencial.

3.3.3 Microrganismos Decompositores

Nos *wetlands* construídas é verificada atuação da microfauna, representada pelos protozoários e micrometazoários (SEZERINO, 2006) e de bactérias, fungos e protozoários, que são os principais envolvidos no tratamento dos esgotos (LOHMANN, 2011). As bactérias desempenham papel fundamental na oxidação da matéria carbonácea, nitrificação e desnitrificação (PHILIPPI e SEZERINO, 2004).

Na Tabela 4 são apresentadas a comunidade microbiana e suas respectivas funções nos SWC de acordo com Philippi e Sezerino (2004).

Tabela 4 - Papel dos microrganismos no tratamento de efluentes em SWC.

Microrganismos	Função
Bactérias/Arquéias	- Digestão da matéria carbonácea - Nitrificação e desnitrificação
Protozoários	- Clarificação do efluente - Degradação da matéria orgânica; - Produção de polissacarídeos, contribuindo na floculação do material suspenso - Mantêm o equilíbrio ecológico do sistema - Redução da produção do lodo através da ingestão de bactérias floculadas - Indicação da qualidade do efluente final
Micrometazóarios	- Contribuem para manutenção da população de bactérias saudáveis - Diminuem a turbidez do efluente - Atuam na recirculação de nutrientes - Aumentam a penetração do oxigênio - Contribuem na biofloculação - Auxiliam na redução de DBO - Favorecem o balanço ecológico do sistema

Fonte: PHILIPPI e SEZERINO (2004).

Os microrganismos encontrados nos *wetlands* estão presentes no efluente, aderidos ao meio filtrante e na rizosfera das plantas, e com o passar do tempo formarão o biofilme, no qual ocorrerá a degradação da matéria orgânica (PELISSARI, 2013).

Com o crescimento dos microrganismos, há aumento da espessura da camada biológica e consumo do oxigênio, antes que esta camada atinja maior profundidade, formando assim ambiente anaeróbico próximo da superfície do meio filtrante (OLIJNYK, 2008).

Segundo Sperling (1996), cada porção do biofilme tem um papel importante na depuração do efluente nos sistemas, pois ocorre oxidação do nitrogênio amoniacal a nitrito e em seguida a nitrato nas regiões aeróbicas, desnitrificação nas camadas anóxicas e formação de ácidos orgânicos e redução de sulfatos nas regiões anaeróbicas.

De acordo com Olijnyk (2008), a matéria orgânica é metabolizada antes de alcançar os microrganismos que ficam aderidos ao meio filtrante dos sistemas, e estes participam de uma fase endógena de crescimento e perdem sua habilidade de aderência por não terem qualquer fonte externa de carbono. Assim, o líquido que passa, conforme a velocidade de percolação, lava a camada biológica e uma nova

camada passa a se formar, selecionando os microrganismos de maior capacidade metabólica.

3.4 MECANISMOS DE TRANSFERÊNCIA DE OXIGÊNIO

Os mecanismos de transporte de oxigênio nos sistemas de *wetlands* são convecção, difusão atmosférica e transferência via macrófitas aquáticas (IWA, 2000; COOPER, 2005; KAYSER e KUNST, 2005; VYMAZAL, 2005).

O transporte de oxigênio (O₂) via convecção ocorre devido à existência de um gradiente de pressão entre o ar e o material filtrante (PLATZER, 1999; KAYSER e KUNST, 2005). Em sistemas de *wetlands* vertical, este gradiente é resultante da aplicação dos esgotos durante a alimentação do sistema, e após sua percolação através do material filtrante. O próprio sistema permite a reentrada de ar novamente (SEZERINO, 2006).

A entrada de oxigênio via convecção é função da taxa hidráulica aplicada. Como o ar contém 300 mgO₂.L⁻¹, a entrada de oxigênio via convecção pode ser estimada por meio da Equação 1 segundo Platzter (1999).

$$O_{2 \text{ convecção}} \text{ (g/d)} = 0,3 \text{ (gO}_2\text{/L)} \times V \text{ (m}^3\text{/d)} \times 1000 \text{ (L/m}^3\text{)} \quad \text{(Equação 1)}$$

Em que: V corresponde ao volume de esgotos aplicado (m³/d).

Segundo Platzter (1999), a entrada de oxigênio por difusão atmosférica se dá pela função da área superficial do filtro (A_{sup}) e do número de aplicações diárias de esgoto (N_{aplicações}).

Este número de alimentações está relacionado ao fato de que por um período de cerca de 1,5 horas após a aplicação dos esgotos, não ocorre entrada de oxigênio via difusão devido à saturação dos poros (a difusa atmosférica é menor na água do que ar) (Equação 2).

$$O_{2 \text{ difusão}} \text{ (g/d)} = 1 \text{ (gO}_2\text{/m}^2\text{.h)} \times A_{\text{sup}} \text{ (m}^2\text{)} \times [24 \text{ (h)} - 1,5 \text{ (h)} \times N_{\text{aplicações}}] \quad \text{(Equação 2)}$$

O modelo de balanço de oxigênio proposto por Platzer (1999) para sistemas de *wetlands* vertical pode ser empregado se for considerada que a soma das entradas de oxigênio (desprezando-se a entrada via macrófitas) deve ser superior a demanda, a qual é resultante da soma das demandas para a decomposição da matéria carbonácea e para o processo de nitrificação. Este balanço em g/d pode ser verificado na Equação 3.

$$O_2 \text{ entrada via difusão} + O_2 \text{ entrada via convecção} - O_2 \text{ demanda} > 0 \quad (\text{Equação 3})$$

Para desenvolvimento da equação da demanda de oxigênio, Platzer (1999) utilizou dados previamente estabelecidos por outros pesquisadores para:

- a) demanda de oxigênio para degradação da DQO = 0,7 gO₂/gDQO;
- b) demanda de oxigênio para nitrificação = 4,3 gO₂/gNTK;
- c) recuperação do oxigênio devido ao processo de desnitrificação e considerando capacidade de desnitrificação de pelo menos 10% = 0,1 x 2,9 gO₂/gNO₃-N desnitrificado.

Com estas informações e considerando eficiência de 85% de DQO, Platzer (1999) previu a demanda de oxigênio em SWC vertical, conforme apresentado na Equação 4.

$$O_2 \text{ demanda (g/d)} = 0,85 \times 0,7 \times DQO_{\text{afluente}} + 4,3 \times NTK_{\text{afluente}} - 0,1 \times 2,9 \times NTK_{\text{afluente}} \quad (\text{Equação 4})$$

A transferência do oxigênio através da macrófita acontece pelo transporte de O₂ das folhas para as partes inferiores destas plantas e serve não apenas para suprir a demanda respiratória dos tecidos das raízes, mas também para oxigenar sua rizosfera (ABRANTES, 2009).

Segundo Brix (1987), o escape de oxigênio das raízes, associado às condições anóxicas presentes no sistema, criam condições de oxidação que estimulam a decomposição aeróbia do material orgânico, crescimento de bactérias nitrificantes e o equilíbrio das atividades fúngicas.

Fatores como clima, escolha da espécie de macrófita, tipo de sistema e retirada das plantas mortas de maneira incorreta do sistema de *wetlands*, influenciam na concentração interna, demanda média de oxigênio no sistema e na

permeabilidade da raiz da planta, afetando diretamente a liberação de oxigênio pelas raízes das plantas (VALENTIM, 2003).

3.5 MECANISMOS DE REMOÇÃO DE POLUENTES

Nos sistemas de *wetlands* construídas, os microrganismos, as plantas e o meio filtrante são os responsáveis pelo processo de degradação do efluente por meio de processos físicos, químicos e biológicos.

Para Philippi e Sezerino (2004), os sistemas de *wetlands* construídas podem ser operados tanto em condições aeróbias quanto anaeróbias, nas quais inúmeros mecanismos ocorrem simultaneamente.

Na Tabela 5 são demonstrados os mecanismos predominantes na remoção de poluentes nos sistemas de *wetlands* construídas, mas somente os mecanismos mais relevantes para o presente trabalho serão discutidos.

Tabela 5 - Mecanismos predominante na remoção de poluentes nos sistemas de *wetlands* construídas.

Constituintes dos efluentes	Mecanismos de remoção
Sólidos suspensos	- Sedimentação e Filtração
Matéria orgânica	- Decomposição microbiana – aeróbia e anaeróbia
Nitrogênio	- Amonificação seguida de Nitrificação e Desnitrificação microbiana; Adsorção; Volatilização da amônia; Retirada pela planta
Fósforo	- Adsorção; Retirada pela planta
Metais	- Complexação; Precipitação; Retirada pela planta; Oxidação/Redução microbiana
Patógenos	- Sedimentação; Precipitação; Filtração

Fonte: adaptado de COOPER, SMITH e MAYNARD (1996).

A seguir serão abordados alguns dos mecanismos mais relevantes para o presente trabalho.

3.5.1 Remoção da Matéria Carbonácea

A matéria carbonácea presente nos efluentes é geralmente quantificada em termos de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e Demanda Química de Oxigênio (DQO).

Para Kadlec e Knight (1996), o oxidante químico reage com um amplo grupo de compostos, e portanto os resultados de DQO são mais elevados do que os de DBO, sendo esta consumida assim que o efluente percorre os sistemas.

Nos sistemas de *wetlands* construídas, a matéria orgânica pode ser degradada pelos microrganismos tanto na presença de oxigênio (fase aeróbia), quanto na ausência de oxigênio (fase anaeróbia) (KADLEC e WALLACE, 2009). A degradação acontece devido às necessidades dos microrganismos de obter energia e fonte de carbono para seu metabolismo e reprodução (PHILIPPI e SEZERINO, 2004).

Segundo Pelissari (2013), estas fontes de energia e carbono são obtidas por meio de reações de oxi-redução dos compostos orgânicos e inorgânicos presentes nos efluentes.

A degradação aeróbia é realizada na região da rizosfera e no material filtrante pelas bactérias aeróbias, e o oxigênio requerido para a degradação é fornecido pelas raízes das macrófitas e pela interface ar/água (PHILIPPI e SEZERINO, 2004).

Estes autores evidenciam que a degradação aeróbia é mais rápida que degradação anaeróbia, mas é limitada pelo fator oxigênio. Segundo Kadlec *et al.* (2000), a concentração insuficiente de oxigênio dissolvido no efluente pode diminuir a oxidação e prejudicar a eficiência de remoção de matéria orgânica do sistema, predominando a degradação anaeróbia.

Na degradação anaeróbia ocorre conversão da matéria orgânica em ácidos e álcoois por bactérias formadoras de ácidos como primeira etapa; e a conversão da matéria orgânica à metano e dióxido de carbono por arqueias produtoras de metano na segunda etapa (SPERLING, 1996; PELISSARI, 2013).

Além da degradação da matéria orgânica pelos microrganismos, existe a possibilidade de sua incorporação pelas plantas, mas Watson *et al.* (1989) ressaltam

que esta assimilação pelas plantas é baixa quando comparada à degradação microbiana.

3.5.2 Remoção de Sólidos Suspensos

Segundo Philippi e Sezerino (2004), a concentração de sólidos nos esgotos está relacionada com os poluentes presentes no efluente, tais como matéria orgânica, metais pesados e alguns compostos químicos orgânicos.

Nos sistemas de *wetlands* de escoamento sub-superficial, os sólidos suspensos são retirados por meio da filtração e da sedimentação (COOPER, SMITH e MAYNARD, 1996), que estão relacionados às baixas velocidades de percolação dos efluentes nos sistemas, associadas à presença de macrófitas e ao meio filtrante (KADLEC e KNIGHT, 1996).

Segundo Olijnyk (2008), a colmatação do sistema ocorre devido a retenção de sólidos e ao crescimento do biofilme aderido ao meio filtrante, reduzindo a percolação do líquido no sistema. Além disto, a colmatação pode ocorrer pelo desenvolvimento das raízes das macrófitas, e principalmente pela carga de sólidos aplicada de acordo com Knowles *et al.* (2011).

Knowles *et al.* (2011) afirmam ainda que a colmatação ocorre apenas nos primeiros 15 cm do material filtrante nos SWC vertical. Isto foi verificado por Tietz *et al.* (2007) em sistemas verticais, em que a atividade microbiana foi mais abundante nos primeiros centímetros do material filtrante, sendo, maior a formação de biofilme nestas regiões.

3.5.3 Remoção e Transformação da Série Nitrogenada

Nos ambientes aquáticos, o nitrogênio é encontrado na forma orgânica como aminoácidos, ureia, ácidos úricos, purinas e pirimidinas ou inorgânica como amônia, nitrito, nitrato, óxido nítrico, óxido nitroso e nitrogênio gasoso (KADLEC e KNIGHT, 1996; PELISSARI, 2013). Segundo Sperling (1996), o nitrogênio orgânico é resultante de excretas, urina, fezes ou da morte de seres vivos presentes no meio líquido.

Nos sistemas de *wetlands*, os compostos nitrogenados estão presentes na massa seca das macrófitas, nos sedimentos, no material filtrante e na comunidade microbiana, sendo que a concentração pode variar conforme o sistema e sua configuração (Pelissari, 2013). Kadlec e Wallace (2009) destacam uma ideia geral do armazenamento de nitrogênio nos diferentes componentes dos sistemas de *wetlands*.

Na Figura 5 é possível observar a concentração de nitrogênio nos diferentes elementos atuantes nos sistemas de *wetlands*.

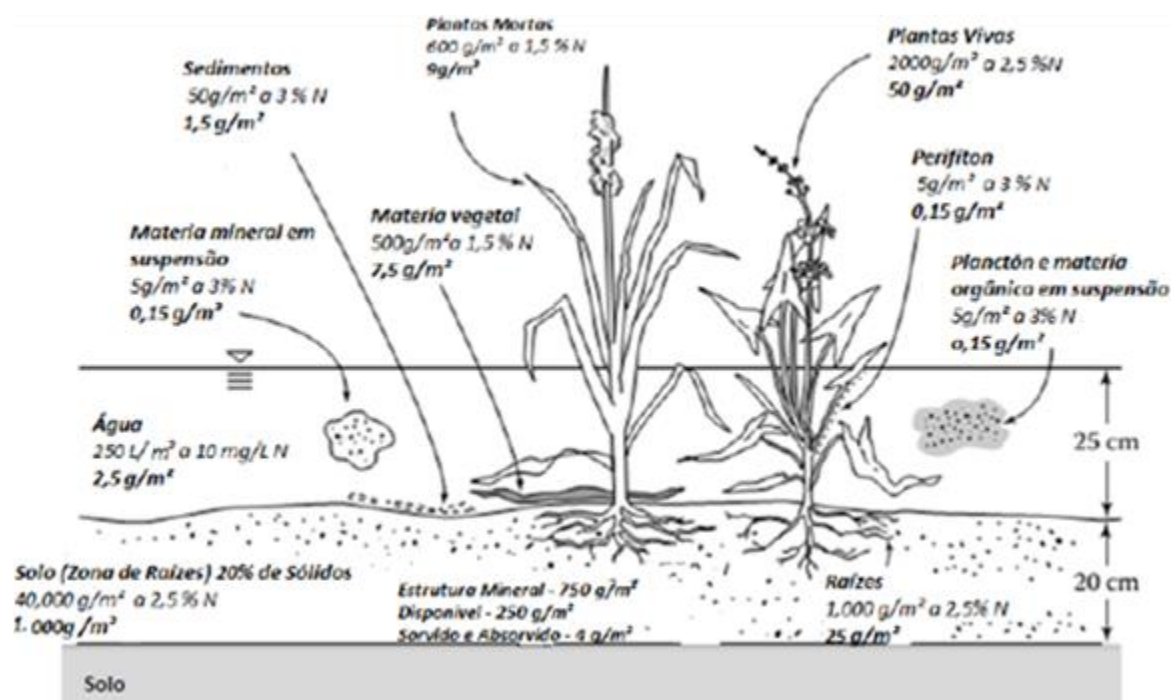


Figura 5 - Armazenamentos de nitrogênio nos sistemas de *wetlands*.

Fonte: Adaptado de KADLEC E WALLACE (2009).

A remoção de nitrogênio ocorre nestes sistemas por meio de processos biológicos e físico-químicos, como amonificação, nitrificação, desnitrificação, volatilização, assimilação pelas plantas e adsorção pelo material filtrante como pode ser observado na Figura 6.

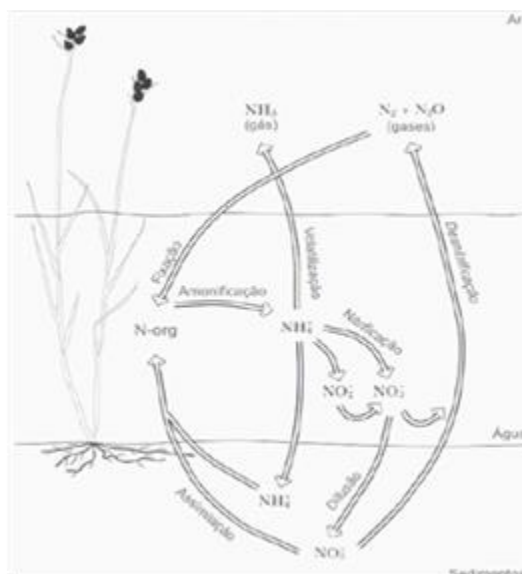


Figura 6 - Transformações do nitrogênio nos sistemas de *wetlands*.
Fonte: IWA (2000).

Estes processos são extremamente significativos para retenção, transformação e eliminação das formas nitrogenadas nos sistemas de *wetlands* construídas.

De acordo com publicações da IWA (2000), os processos de amonificação, nitrificação e desnitrificação, realizados pelas bactérias, são importantes para transformação e eliminação das formas nitrogenadas, e os autores Reed, Crites e Middlebrooks (1995), relatam que a volatilização da amônia e a assimilação pelas plantas (se for feito o corte das partes aéreas das macrófitas) são também métodos de remoção de nitrogênio nos sistemas de *wetlands* construídas.

- **Amonificação**

A amonificação é um processo no qual o nitrogênio orgânico é convertido a nitrogênio inorgânico, especialmente em nitrogênio amoniacal. Segundo Sezerino (2006), as taxas de conversão do nitrogênio orgânico à nitrogênio amoniacal são rápidas em zonas aeróbias e decrescem em zonas facultativas e anaeróbias.

O nitrogênio orgânico pode ser convertido a íon amônio (NH_4^+) ou amônia (NH_3), dependendo do pH, sendo que em pH próximo da neutralidade, prevalece o surgimento do íon amônio e dióxido de carbono, bem como do íon hidroxila que pode afetar a acidez do meio (ESTEVES, 1998; PELISSARI, 2013).

Segundo dados da USEPA (1999), o pH ótimo para o processo de amonificação varia de 6,5 a 8,5 e a porcentagem de amônia não ionizada é de aproximadamente 0,6% em pH 7,0 a temperatura de 25 °C.

A amonificação nos sistemas de *wetlands* construídas é dependente do pH, temperatura, razão carbono/nitrogênio (C/N) residual, nutrientes disponíveis no meio e também da textura e estrutura do solo (VYMAZAL e KROPFELOVÁ, 2008).

- **Nitrificação**

A oxidação da amônia a nitrato através de bactérias nitrificantes em condições aeróbias é denominada nitrificação, e tem como produto intermediário o nitrito. Este processo é mediado, basicamente, pelos gêneros de microrganismos *Nitrossomonas* e *Nitrobacter* (LOBÃO *et al.*, 1998; VYMAZAL e KROPFELOVÁ, 2008).

O nitrito não é um composto estável, devido as suas condições energéticas, e é encontrado em condições muito baixas nos sistemas de *wetlands* construídas (KADLEC e WALLACE, 2009).

O nitrito formado é convertido a nitrato por meio das bactérias do gênero *Nitrobacter* (LOBÃO *et al.*, 1998; MADIGAN, MARTINKO e PARKER, 2010).

Os fatores intervenientes temperatura, pH, microbiota, concentração de oxigênio dissolvido e amônia influenciam no processo de nitrificação (VYMAZAL, 1995; PHILIPPI e SEZERINO, 2004). Os valores ótimos para estes parâmetros segundo a literatura citada são apresentados na Tabela 6.

Tabela 6 - Influência de parâmetros no processo de nitrificação.

Parâmetros	Recomendações
pH	Faixa ótima entre 7,5 e 8,6.
Temperatura	Faixa ótima de 25 a 35 °C.
Oxigênio	Aproximadamente 4,3 mg de O ₂ por mg de N-amoniaco
Umidade	A umidade afeta o regime de aeração do solo (ou material filtrante), influenciando na difusão do oxigênio afetando diretamente na produção de NO ₃ .
População microbiana	As bactérias nitrificantes são sensíveis e suscetíveis a uma gama de inibidores, incluindo grande concentração de N-amoniaco

Fonte: Adaptado de VYMAZAL (1995); PHILIPPI e SEZERINO (2004); SEZERINO (2006).

Valores altos de pH inibem o processo de nitrificação, pois elevada concentração de amônia livre é tóxica para as bactérias *Nitrossomonas* (SEZERINO, 2006). Segundo o mesmo autor, a temperatura afeta a taxa de conversão da amônia a nitrito e nitrato, tornando-se um fator de inibição do processo.

A taxa de crescimento das bactérias nitrificantes, principalmente as *Nitrossomonas* sp., é lenta e inferior as bactérias heterotróficas responsáveis pela remoção da matéria orgânica. As bactérias *Nitrobacter* sp. têm taxa de crescimento mais rápida, razão pela qual, dificilmente ocorre acúmulo de nitrito nos sistemas de tratamento (SPERLING, 1997).

Segundo Olijnyk (2008), os *wetlands* vertical são mais empregadas para nitrificação devido a maior incorporação de oxigênio em relação ao horizontal. Segundo Sezerino (2006), este fenômeno ocorre devido à descontinuidade de aplicação do efluente, em que durante a alimentação o efluente tende a promover um arraste de O₂ atmosférico, que cria assim um gradiente de convecção.

Para Cunha (2006), como os processos anaeróbios praticamente dominam os sistemas de *wetlands* construídas, a nitrificação somente irá ocorrer através da utilização do oxigênio liberado pelas raízes das plantas, ou se forem introduzidas zonas abertas para transferência de oxigênio atmosférico por meio da interface ar/água.

- **Desnitrificação**

A desnitrificação é um processo anaeróbio, no qual microrganismos (bactérias quimioheterotróficas) reduzem o nitrato à óxido nítrico, óxido nitroso e,

finalmente, nitrogênio gasoso, sob condições anóxicas (ESTEVES, 1998; OLIJNYK, 2008; PHILIPPI e SEZERINO, 2004).

Um dos fatores indispensáveis para que ocorra a desnitrificação é a disponibilidade de carbono orgânico, que é usado como fonte de energia pelas bactérias desnitrificantes (PHILIPPI e SEZERINO, 2004).

Segundo Esteves (1998), a desnitrificação ocorre no sedimento que possui baixas condições de oxigenação e disponibilidade de substrato orgânico que é utilizado para a decomposição anaeróbia.

Para que a desnitrificação ocorra, o pH ótimo deve variar de 7,0 à 8,0, as temperaturas ótimas devem estar entre 25 e 65°C, e outro fator indispensável nesse processo é a disponibilidade de carbono orgânico, utilizado como fonte de energia pelas bactérias desnitrificantes (PHILIPPI e SEZERINO, 2004; VYMAZAL, 1995; KADLEC *et al.*, 2000).

A desnitrificação ocorre em duas fases: a primeira é a conversão do nitrato a nitrito e a segunda fase é a redução do nitrito originado à óxido nítrico, óxido nitroso e por fim nitrogênio gasoso. Os três últimos produtos são gases e escapam para a atmosfera (COOPER, SMITH e MAYNARD 1996).

Sistemas horizontais são mais utilizados para obter a desnitrificação, pois o material filtrante e a rizosfera permanecem inundados o que impede a entrada de O₂ atmosférico no sistema, e torna o ambiente anóxico e/ou anaeróbio (OLIJNYK, 2008).

- **Assimilação pelas plantas**

O nitrogênio pode ser assimilado pela planta, incorporado à biomassa e liberado na forma de nitrogênio orgânico, após a decomposição (CUNHA, 2006).

A assimilação é a forma de incorporação do nitrogênio na biomassa das plantas, e este processo refere-se a outros processos biológicos que convertem formas inorgânicas do nitrogênio para compostos orgânicos. Estes compostos servem de reserva para as células e os tecidos das plantas. E as formas de nitrogênio utilizadas são a amônia e o nitrato (KADLEC e KNIGHT, 1996).

Para Sezerino (2006), este processo é importante em ambientes com elevadas concentrações de nitrato e amônia, pois a assimilação pela planta poderá ser inibida e o nitrato não ser assimilado.

Kadlec e Wallace (2009) relatam que a porcentagem de nitrogênio no tecido vegetal das macrófitas (baseado no peso seco da planta) pode variar de acordo com a espécie em *wetlands* naturais em: emergentes, de 0,9 a 2,6%; plantas de folhas flutuantes e raízes fixas, de 1,96 a 3,8% e flutuantes, de 2,4 a 2,6%.

Segundo os mesmos autores, as concentrações de nitrogênio no tecido vegetal tendem a ser mais elevadas no início do crescimento, porém, com o começo da senescência (morte da planta), o valor de assimilação tende a reduzir.

Segundo Brix (1994) a maioria dos nutrientes que foram incorporados ao tecido vegetal, retorna ao sistema após o processo de decomposição da planta, se não for feito o manejo do sistema de *wetlands* e não for realizada corretamente a poda das macrófitas.

Vymazal (2005) relata o potencial de retirada do nitrogênio de até 10% do total dos nutrientes removidos no sistema em condições de clima tropical e subtropical via assimilação pelas macrófitas e a subsequente poda. Fia *et al.* (2012) observaram assimilação de nitrogênio pelas plantas na faixa de 443 a 540 kg.ha⁻¹.d⁻¹.

- **Adsorção no material filtrante**

A amônia não ionizada pode ser removida através de reações de adsorção no material filtrante nos sistemas de *wetlands* construída (KADLEC E KNIGHT, 1996). Porém, a capacidade de troca iônica da amônia com os minerais do meio filtrante não é permanente, pois a mesma pode novamente ser liberada quando as condições químicas da água ou efluente variarem (IWA, 2000; COOPER, SMITH e MAYNARD 1996).

Segundo Kadlec e Knight (1996), a amônia adsorvida pode ser oxidada a nitrato nos SWC vertical, quando o meio filtrante for submetido à alimentação intermitente e devido aos períodos de repouso. Para Cooper, Smith e Maynard (1996), apenas sistemas com alimentação intermitente mostram rápidas remoções da amônia do meio líquido devido à adsorção no material filtrante.

Reddy e D'Angelo (1994) reportam que a eficiência de remoção pode ser reduzida, resultando até em taxas negativas de remoção em sistemas que recebem efluentes com baixa concentração de nitrogênio, pois a produção interna e a liberação de nitrogênio são maiores que a assimilação.

A eficiência de remoção do nitrogênio pode ser reduzida também em função do surgimento de condições limitantes como baixo tempo de detenção hidráulica, baixas temperaturas, condições de pH muito ácidas ou básicas (inibição do processo de nitrificação ou desnitrificação), concentração de oxigênio insuficiente para processos de nitrificação e fonte de carbono insuficiente para suportar o processo de nitrificação e desnitrificação (WATSON *et al.*, 1989; ESTEVES, 1998; KADLEC *et al.*, 2000; ELIAS, 2003).

3.5.4 Retenção e Remoção do Fósforo

O fósforo é encontrado nos efluentes na forma orgânica (presente nas proteínas, lipídios e aminoácidos) e na forma inorgânica (ortofosfato e polifosfatos) (SPERLING, 1996).

Para Philippi e Sezerino (2004), os processos de retenção do fósforo são físicos (filtração e sedimentação), químicos (adsorção, complexação e troca iônica) e biológicos (degradação microbiológica aeróbia e anaeróbia, predação e retirada de nutrientes pelas macrófitas), e ocorrem tanto no material filtrante quanto na rizosfera.

Lohmann (2011) cita também os processos de remoção de:

- mineralização, no qual o fósforo orgânico é transformado em ortofosfato por enzimas fosfatases;
- assimilação, no qual o fósforo é incorporado por macromoléculas celulares;
- precipitação, que devido a presença de alguns íons como Ca^{2+} , Mg^{2+} , Fe^{3+} e Al^{3+} e o pH do meio, controla a solubilidade do ortofosfato. Compostos insolúveis formam precipitados;
- solubilização microbiológica de fósforo insolúvel, no qual compostos antes precipitados, são solubilizados devido as atividades metabólicas dos microrganismos.

As reações de adsorção e precipitação são os principais mecanismos de remoção do fósforo, quando o efluente tem oportunidade de entrar em contato com uma parte significativa do solo ou sedimento (REED, CRITES e MIDDLEBROOKS, 1995). Estas reações ocorrem também quando há presença de minerais no material

filtrante como cálcio, alumínio e ferro, e são controladas pela interação do pH e potencial redox com os minerais presentes, bem como da área superficial dos grãos (ARIAS, DEL BUBBA e BRIX, 2001).

Segundo Kadlec e Wallace (2009), a absorção e adsorção quando realizadas pelas macrófitas e pelo material filtrante tem capacidade limitada de remoção de fósforo, pois em um primeiro momento as macrófitas e o material filtrante tendem absorver e adsorver fósforo em maior quantidade até atingir o estágio de saturação. Mas a capacidade de assimilação pela planta é reduzida com o aumento da concentração de fosfato nos tecidos (ELIAS, 2003).

A vegetação armazena os nutrientes em seu tecido temporariamente durante o seu crescimento, mas se a vegetação não for coletada, a maioria destes nutrientes acaba voltando ao sistema quando as plantas entram em decomposição (WATSON *et al.*, 1989; KADLEC *et al.*, 2000). Segundo Esteves (1998), as macrófitas apresentam ritmos diários de excreção de fosfato, e deste modo, uma parte do fosfato assimilado é devolvido ao ambiente por meio dos exsudatos excretados ativamente pelas plantas.

Grande quantidade de nutriente é absorvida pelo sistema radicular, mas somente uma pequena parte permanece na vegetação, e esta parte é armazenada como parte das fibras do colmo ou material de rizoma por longo prazo (WATSON *et al.*, 1989; KADLEC *et al.*, 2000).

3.6 DESTINO PARA O RESÍDUO BIOMASSA DA MACRÓFITA AQUÁTICA

A utilização de sistemas de *wetlands* construídas composto por macrófitas aquáticas no tratamento de efluentes, necessita de manejo periódico da planta utilizada, pois a absorção dos nutrientes pela planta favorece seu rápido crescimento, e para manter a integridade do sistema e evitar que os contaminantes retornem ao ambiente, deve ser realizada a remoção das plantas que estão entrando em decomposição (BREGUNCE *et al.*, 2011; LU *et al.*, 2010).

Esse resíduo do manejo das macrófitas, também chamado de biomassa, deve ter uma destinação correta para não poluir o meio ambiente.

Esta destinação pode ser os aterros sanitários ou ainda o aproveitamento da biomassa, como por exemplo, transformação da planta em adubo para o solo, ração animal, uso da planta na geração de energia (biogás ou queima direta), ou na fabricação de papel, uso da planta para extração de proteínas ou substâncias que estimulam o crescimento de outras plantas, ou ainda transformação das plantas em fibras vegetais para artesanato ou agregação em tijolos e materiais de construção (MADDISON *et al.*, 2009a).

O emprego da biomassa como adubo para o solo, é realizado por meio da compostagem, onde os resíduos da planta devem ser separados e homogeneizados, dispostos em montes em sistema aberto, e de 60 a 120 dias acontece a fermentação e a digestão desse composto, e neste tipo de sistema, existe a desvantagem da ocupação de grandes áreas e da possibilidade de geração de odores (GUIMARÃES, 2000). Segundo o mesmo autor, o material orgânico deverá estar isento de contaminação, pois elevados teores de materiais pesados inviabilizam o uso do composto.

Em estudo desenvolvido por Oliveira *et al.* (2004), os autores comentam de maneira geral, que a macrófita aquática auxilia na digestibilidade da matéria orgânica, dos carboidratos totais e das frações de fibras das rações, mas não deve ser servida como dieta única, pois seu elevado teor de água, normalmente causa diarreia nos animais, mas pode ser utilizada como componente na ração diária, desde que não apresente altas quantidades de ferro, cádmio e manganês, que são prejudiciais à saúde animal.

Para a formação de biogás, a biomassa é adicionada ao biodigestor e fica armazenada até o fim da produção de gás, após o término da produção, o digestor é aberto e a biomassa restante pode ser utilizada como fertilizante natural (POMPÊO, 2008).

Existe algumas experiências com o uso da biomassa de *Typha* sp. na construção civil. Segundo Maddison *et al.* (2009b), os brotos e folhas dessa planta quando usados em blocos cerâmicos, misturados com argila, tornando o material leve e com bom isolamento térmico. A fibra dessa macrófita é utilizada também como reforço em materiais de construção, pois auxilia a não formação de fissuras do material, como estudado por Ferreira e Beraldo (2003), que utilizaram fibras de *Typha* sp. e cimento Portland CII-E32 e CPV-ARI, para construção de blocos de concreto.

Segundo autores como Cheng *et al.* (2002) e Bregunce *et al.* (2011), a valorização desta biomassa produzida, tem sido apontado por diversos autores como potencial produto útil, mas o uso da biomassa excedente dos sistemas de *wetlands* construídas, constituem benefícios adicionais com potencial econômico ainda inexplorados no Brasil.

4 MATERIAL E MÉTODOS

Neste capítulo é descrita a metodologia aplicada no desenvolvimento da dissertação de mestrado para cumprimento dos objetivos propostos. A parte experimental da dissertação compreendeu as etapas de projeto, confecção, montagem, instalação e operação dos sistemas de *wetlands* construídas e do sistema de lâmina livre, e de seu sistema de alimentação e realização dos ensaios experimentais.

4.1 DESCRIÇÃO DO LOCAL DA PESQUISA

A área de estudo desta pesquisa está localizada na Universidade Tecnológica Federal do Paraná, campus Curitiba, sede Ecoville, entre as coordenadas geográficas 25°26'39" de latitude Sul e 49°21'16" de longitude Oeste.

O município de Curitiba localiza-se no primeiro planalto paranaense, com altitude média de 934,6 m do nível médio do mar. Segundo classificação de Köppen (1948), o clima é temperado subtropical úmido do tipo *Cfb*, sem estação seca, com verões frescos e invernos com geadas frequentes. As temperaturas médias do município são de 22 °C no verão e 10 °C no inverno, com valor médio anual de precipitação de 1.450 mm e 81% de umidade relativa do ar (IAPAR, 2000; SEED, 2008).

4.2 SISTEMAS DE WETLANDS CONSTRUÍDAS

A confecção e montagem dos sistemas de *wetlands* construídas tiveram início em junho de 2014. Os sistemas de *wetlands* construídas foi instalado ao lado do Laboratório de Saneamento, bloco IJ, próximo ao córrego contaminado da Rua Rogério Pereira de Camargo do qual foi retirado o afluente para alimentação dos sistemas (Figura 7).



Figura 7 - Localização dos sistemas de wetlands construídas e de lâmina livre ao lado do Laboratório de Saneamento da UTFPR, câmpus Curitiba, sede Ecoville.

Fonte: Google Earth, 2015.

Os sistemas de *wetlands* construídas (SWC) foram mantidos à temperatura ambiente. No SWC 1, de escoamento sub-superficial, foram realizados o plantio das macrófitas sobre os materiais filtrantes; no SWC 2, foram inseridos apenas os materiais filtrantes (controle); no SLL, de escoamento superficial – lâmina livre, foram colocadas apenas as macrófitas flutuando sobre os esgotos (Figura 8).

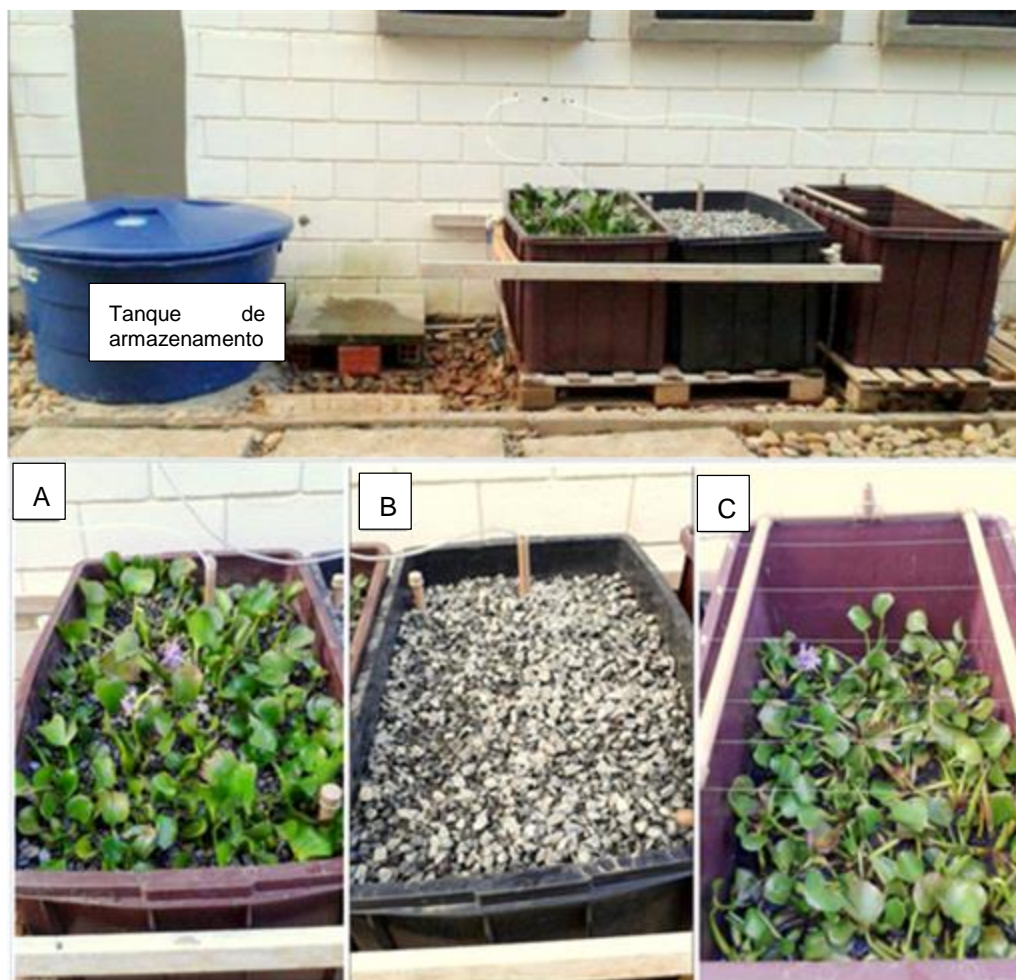
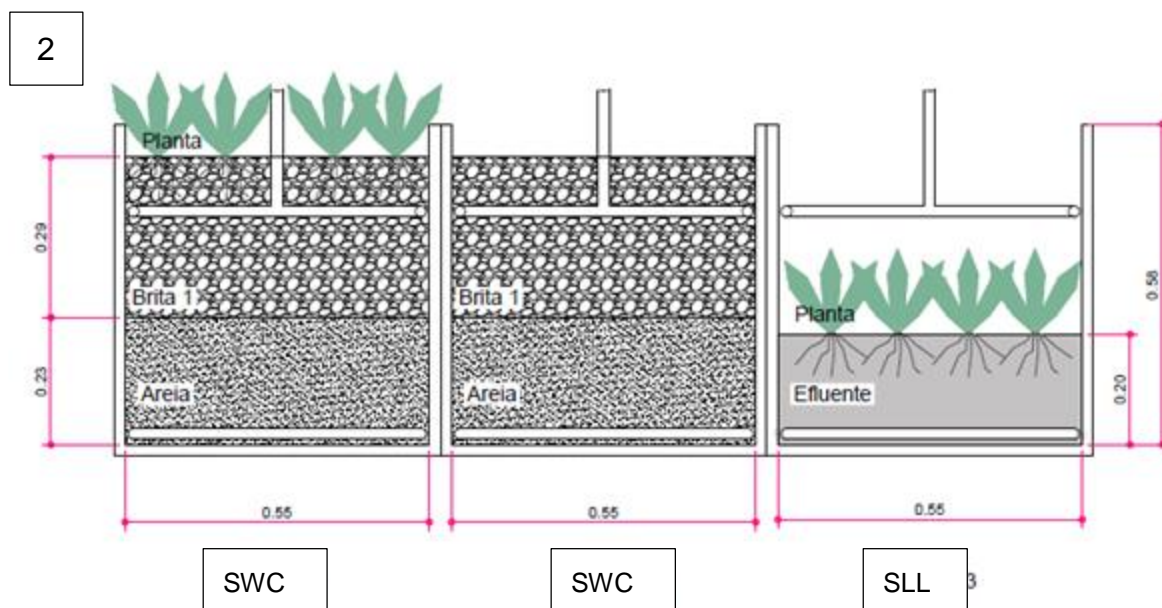
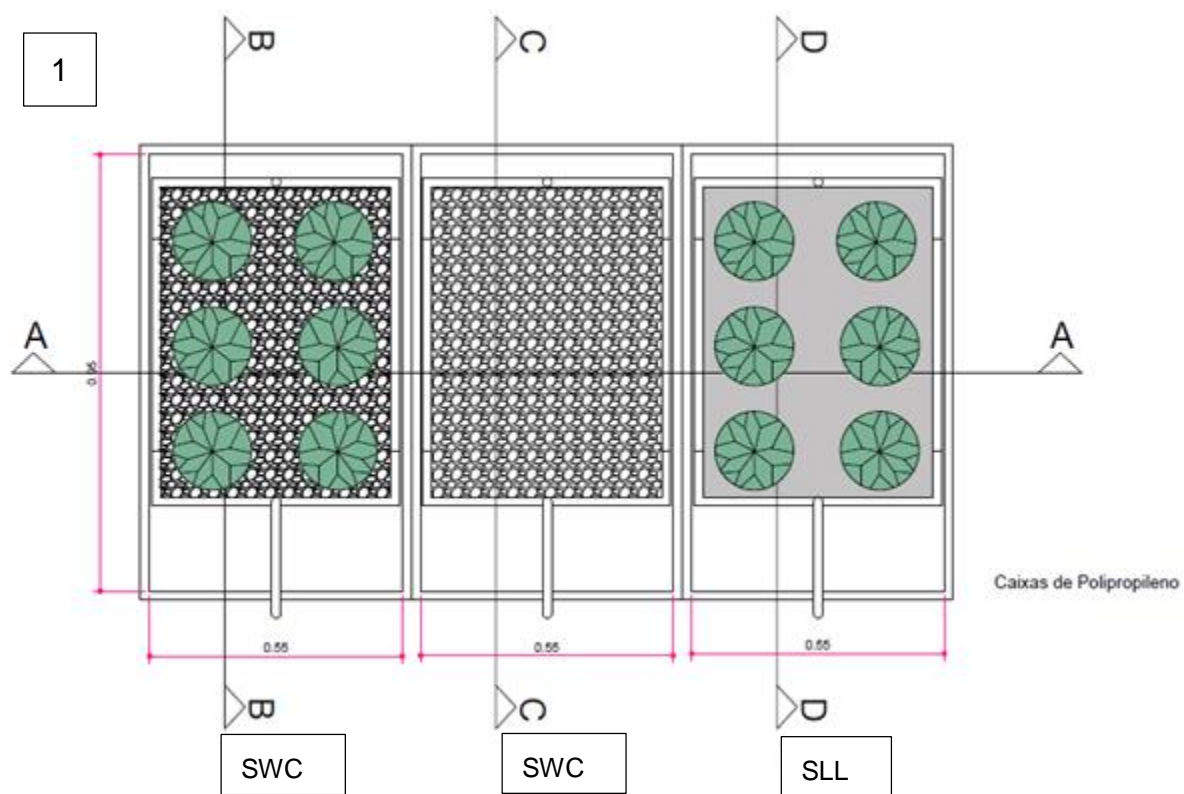


Figura 8 - Sistemas de wetlands construídas com tanque de armazenamento de esgoto e pelos sistemas de *wetlands* construídas no início da operação.

Legenda: A) SWC 1: sistema vertical plantado de escoamento sub-superficial; B) SWC 2: sistema vertical não plantado de escoamento sub-superficial; C) SLL: sistema de escoamento superficial com macrófitas em lâmina livre.

Os sistemas de *wetlands* foram construídos em caixas plásticas retangulares (iguais) de polipropileno, com 55 cm de largura, 95 cm de comprimento e 58 cm de altura, totalizando área de 0,5225 m², volume total de 0,3030 m³ e volume útil de 0,100 m³ (em cada sistema). Foi feito ajuste no volume do efluente para que os sistemas tivessem o mesmo volume útil.

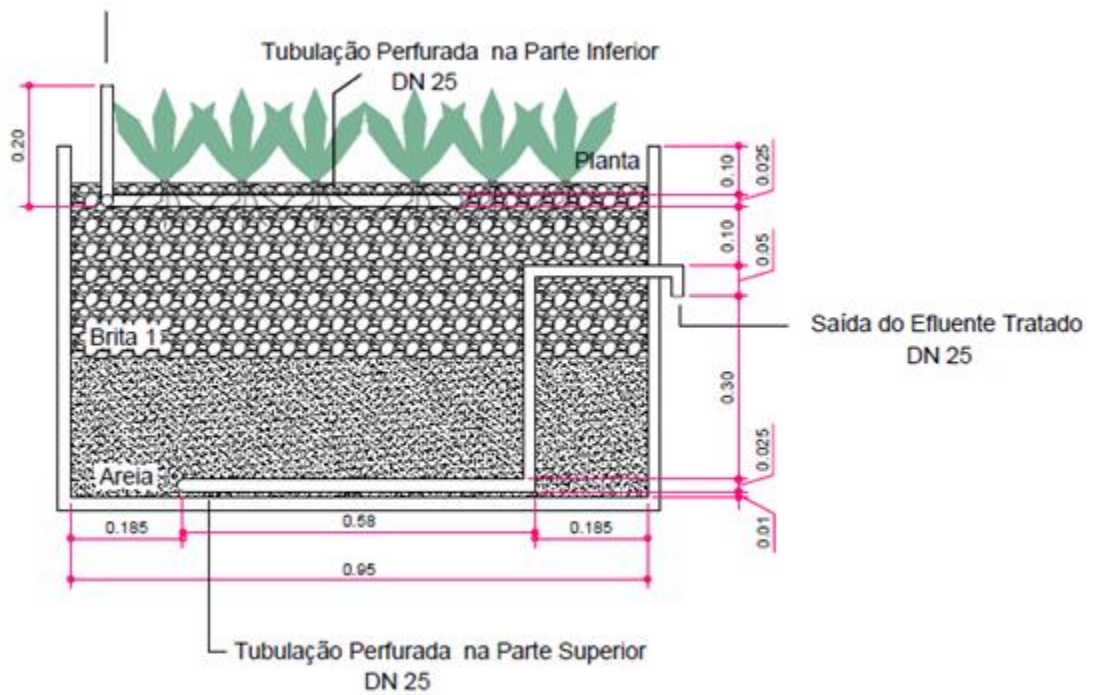
Os SWC 1 e SWC 2 foram preenchidos por materiais filtrantes, com uma camada de 23 cm de areia média, sobreposta por uma camada de 29 cm de brita número 1, e o SLL não possui material filtrante, como apresentados nos desenhos esquemáticos da Figura 9.



CORTE AA

3

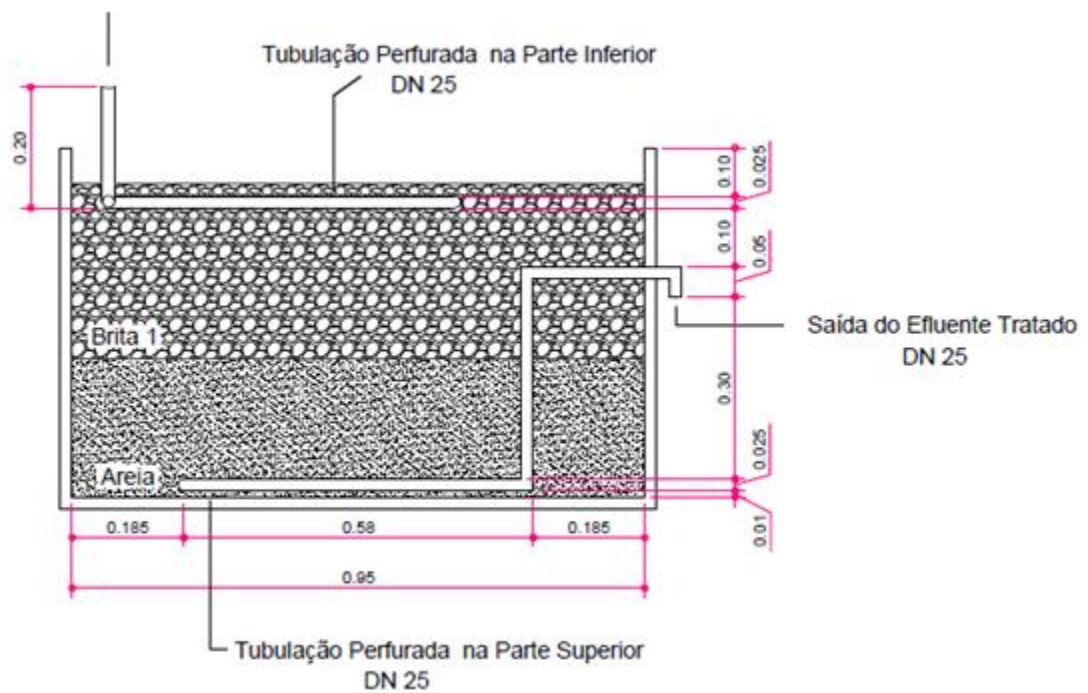
Entrada do Efluente Bruto



CORTE BB

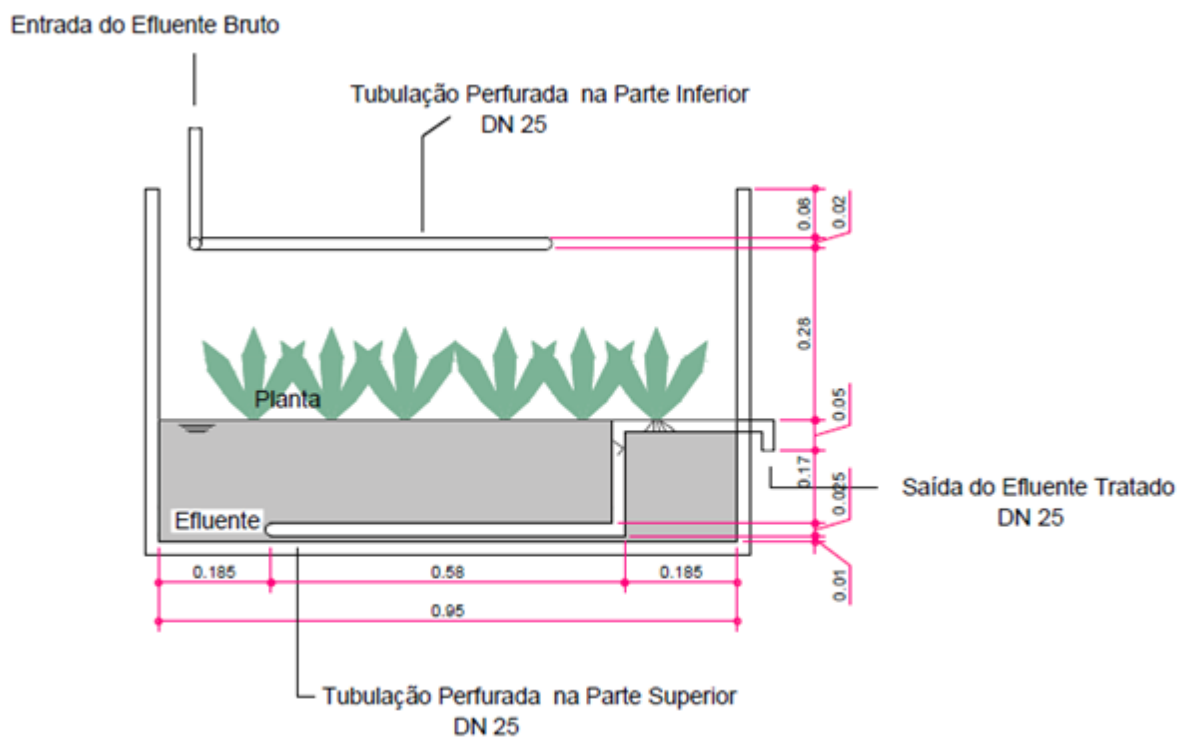
4

Entrada do Efluente Bruto



CORTE CC

5



CORTE DD

Figura 9 - Desenhos esquemáticos dos sistemas de *wetlands* construídas na pesquisa.

Legenda: 1: Planta baixa; 2: Corte transversal; 3: Corte longitudinal SWC 1; 4: Corte longitudinal SWC 2; 5: Corte longitudinal SLL (Unidades em metros).

A alimentação e a coleta do efluente tratado em cada SWC foram realizadas por um conjunto de tubulações de policloreto de polivinila (PVC), e cada conjunto possui 25 mm de diâmetro, 58 cm de comprimento, 54 cm de largura e com orifícios de 5 mm. Para que as tubulações de coleta do efluente tratado não entupissem, as mesmas foram recobertas com uma tela de proteção (sombrite) (Figura 10).

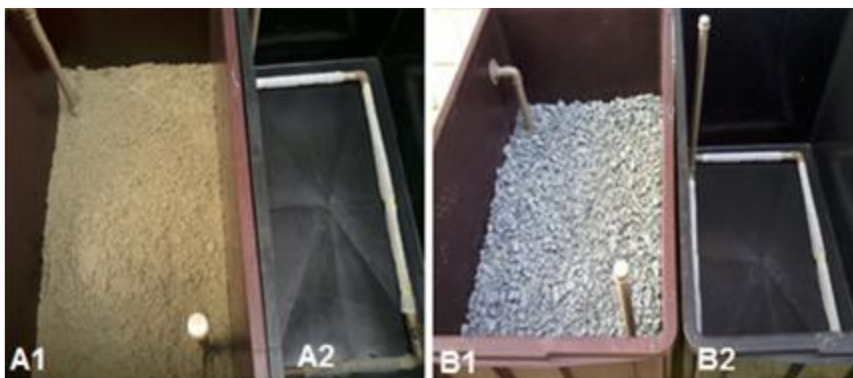


Figura 10 - Montagem dos sistemas de *wetlands*.

Legenda: A1: Camada de areia, A2: Conjunto de tubulações de coleta envoltos com sombrite; B1: Camada de brita sobreposta a camada de areia, B2: Conjunto de tubulações de coleta envoltos com sombrite.

4.3 MACRÓFITAS AQUÁTICAS

As macrófitas utilizadas nos sistemas foram coletadas no Parque Náutico, no bairro Alto Boqueirão, do município de Curitiba, estado do Paraná (Figura 11). Antes do plantio, alguns indivíduos possuíam flores, o que juntamente com o guia para identificação baseado na APG II (2003), ajudou na identificação da espécie *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms pertencente à família botânica *Pontederiaceae* (Souza e Lorenzi, 2005), popularmente conhecida como aguapé.

Essa macrófita foi escolhida devido ao seu rápido desenvolvimento em águas com matéria orgânica, tolerância a ambientes poluídos e pela abundância nos parques de Curitiba – PR, facilitando assim a coleta desta planta.

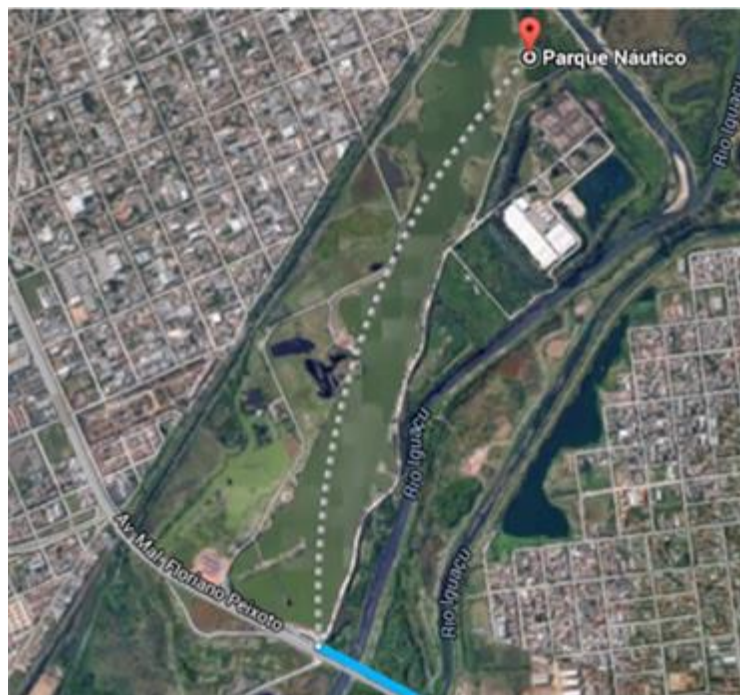


Figura 11 - Local da coleta das mudas da macrófita *Eichhornia crassipes* no Parque Náutico, Curitiba, Paraná.

Fonte: Google Earth, 2015.

Antes de serem plantadas nos sistemas, as macrófitas coletadas foram lavadas com água potável para remoção de possível material aderente (detritos orgânicos e partículas inorgânicas) (Figura 12). Após a lavagem, 45 mudas foram plantadas em cada sistema, diretamente sobre os materiais filtrantes no SWC 1 e dispostas sobre os esgotos no SLL, totalizando 86 mudas/m² em cada sistema plantado.

O plantio na macrófita no sistema, não segue uma regra geral, apenas recomenda-se a troca das mudas que não se adaptarem a nova condição.



Figura 12 - A: Mudanças da macrófita aquática *Eichhornia crassipes*; B: Macrófitas limpas antes de serem colocadas nos sistemas.

4.4 AFLUENTE

O afluente utilizado na alimentação dos sistemas de *wetlands* construídas e de lâmina livre foi proveniente de águas de um córrego existente próximo ao Laboratório de Saneamento na UTFPR, campus Curitiba, sede Ecoville. Este córrego recebe contribuições clandestinas de tubulações provenientes de residências da Rua Rogério Pereira de Camargo.

Foi verificado que as águas deste córrego possuíam caracterização físico-química similar ao de esgotos sanitários, o que justificou sua utilização como afluente na alimentação contínua dos sistemas. Para isto possibilitar esta utilização, foi necessário improvisar a construção de uma pequena represa (Figura 13).



Figura 13 - Córrego que atravessa a UTFPR, câmpus Curitiba, sede Ecoville e represa improvisada.

As águas do córrego (esgotos) foram conduzidas da represa improvisada até os sistemas, através de uma bomba de água submersa Ferrari, modelo XKS-401 PW, e armazenadas em um tanque de Polietileno com capacidade total de 500 L.

Deste reservatório, os esgotos eram encaminhados para um divisor de vazão, por meio de uma bomba dosadora eletromagnética de diafragma ProMinent, modelo gamma, com vazão de 19 L.h^{-1} . No divisor de vazão era feita divisão do volume equitativamente para os três SWC (Figura 14).

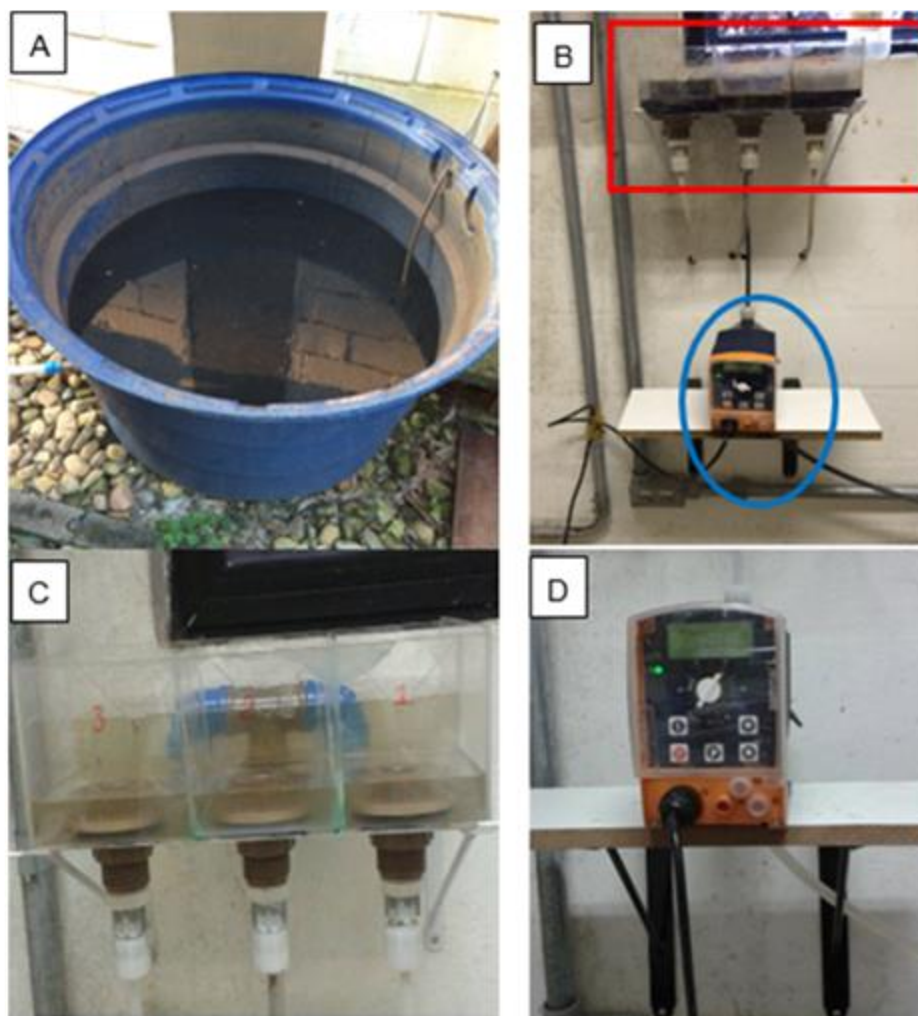


Figura 14 - Alimentação dos sistemas.

Legenda: A) Tanque de armazenamento do afluente; B) Bomba dosadora e divisor de vazão; C) Detalhe do divisor de vazão; D) Bomba dosadora.

4.5 CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DO MATERIAL FILTRANTE

A caracterização físico-química dos materiais filtrantes foi realizada antes da montagem dos sistemas, com o objetivo de correlacionar as características de cada material com a capacidade de aderência dos microrganismos e remoção da matéria orgânica.

Como mencionado anteriormente, foram utilizados areia média e a brita número 1 nos sistemas na composição do material filtrante. Foram determinados pH, massa específica aparente, densidade relativa (massa unitária), teor de umidade, teor de cinzas e distribuição granulométrica na caracterização físico-química destes materiais em triplicata no Laboratório de Materiais da UTFPR, câmpus Curitiba, sede

Ecoville. Na Tabela 7 são apresentados os parâmetros, suas respectivas unidades e as normas utilizadas para a caracterização dos materiais utilizados.

Tabela 7 - Parâmetros, unidades e normas utilizadas para caracterização dos materiais filtrantes.

Parâmetro	Unidade	Equipamentos	Norma
pH	-	Banho maria Nova Ética (314 DN) pHmetro pHTEK, (pHS-3E)	ASTM D 3838-80/1999
Massa específica aparente	g.cm ⁻³	Mufla Zezimaq balança de precisão Marconi (AUW220D)	NBR NM 52/2009
Densidade relativa da areia	g.cm ⁻³	Estufa Medclave (2) balança de precisão Marconi (AUW220D)	NBR-NM 23/2000
Densidade relativa brita n° 1	g.cm ⁻³	Estufa Medclave (2) balança hidrostática Marte (1020)	NBR-NM 53/2003
Teor de umidade	%	Estufa Medclave (2) balança de precisão Marconi (AUW220D)	ASTM D 2867/2004
Teor de cinzas	%	Mufla Zezimaq balança de precisão Marconi (AUW220D)	ASTM D 2866-94/1999
Granulometria	mm	Balança de precisão Marconi (AUW220D) estufa Medclave (2) Peneiras Tyler	NBR NM 248/2003

Os procedimentos para determinação das características físico-químicas apresentadas na Tabela 7 estão detalhados no Apêndice A.

4.6 OPERAÇÃO E MONITORAMENTO DOS SISTEMAS

A operação dos SWC e SLL foi dividida em 3 etapas de duração de 45 dias (cada) para facilitar a apresentação e compreensão dos resultados. Na Tabela 8 é apresentado um resumo das etapas de operação dos sistemas.

Tabela 8 - Etapas de operação dos sistemas.

Sistema	Volume útil	Área superficial	Quantidade de plantas	Etapa	TDH	Vazão	Taxa de aplicação superficial
	(L)	(m ²)	(mudas/m ²)		(h)	(L.h ⁻¹)	(m ³ .m ⁻² .d ⁻¹)
SWC 1 Vegetado	100	0,5225	86	I	24	4,16	7,97
				II	48	2,08	3,98
				III	72	1,38	2,65
SWC 2 não vegetado	100	0,5225	0	I	24	4,16	7,97
				II	48	2,08	3,98
				III	72	1,38	2,65
SLL lâmina livre	100	0,5225	86	I	24	4,16	7,97
				II	48	2,08	3,98
				III	72	1,38	2,65

O início da operação do sistema ocorreu em novembro de 2014, e todas as análises físico-químicas deste trabalho foram realizadas no Laboratório de Saneamento da UTFPR, câmpus Curitiba, sede Ecoville.

Nas etapas I, II e III, o comportamento dos sistemas foi avaliado por determinações dos parâmetros físico-químicos em amostras do afluente e efluente de acordo com procedimentos descritos no *Standard Métodos for the Examination of Water and Wastewater* (EATON *et al.*, 2005) em duplicata (Tabela 9) durante 108 dias, do dia 21 de janeiro de 2014 ao dia 08 de maio de 2014. A mesma frequência para realização das análises de monitoramento foi adotada em todas as etapas de operação.

O início das coletas foi realizado às 8 horas da manhã em todos os perfis de amostragem temporal (3), com intervalos de 3 horas entre as coletas, em período total de 24 h.

Tabela 9 - Parâmetros, métodos de análise e referências utilizadas nas análises físico-químicas para monitoramento dos SWC e SLL.

Parâmetros	Método de Análise	Número do método	Referência
T (°C)	-	-	-
pH	Potenciométrico	4500-H ⁺ B	Eaton <i>et al.</i> (2005)
OD (mg.L ⁻¹)	Polarográfico	4500-O B	Eaton <i>et al.</i> (2005)
DQO (mg.L ⁻¹)	Espectrofotométrico	5220 D	Eaton <i>et al.</i> (2005)
Alc. total e a bicarbonato (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	Titulométrico	-	Ripley, Boyle e Converse (1986)
Ácidos voláteis (mgHAc.L ⁻¹)	Titulométrico	-	Dillalo e Albertson (1961)
P Total (mgPO ₄ ³⁻ .L ⁻¹)	Espectrofotométrico	4500-P I	Eaton <i>et al.</i> (2005)
NTK (mg N-NTK.L ⁻¹)	Titulométrico	4500-N _B ^{org}	Eaton <i>et al.</i> (2005)
N-NH ₃ (mg N-NH ₄ ⁺ .L ⁻¹)	Titulométrico	4500-NH ₃ _D	Eaton <i>et al.</i> (2005)
N-NO ₂ ⁻ (mg N-NO ₂ ⁻ .L ⁻¹)	Colorimétrico	4500-NO ₂ ⁻ _B	Eaton <i>et al.</i> (2005)
N-NO ₃ ⁻ (mg N-NO ₃ ⁻ .L ⁻¹)	Colorimétrico	4500-NO ₃ ⁻ _E	Eaton <i>et al.</i> (2005)
ST (mg.L ⁻¹)	Gravimétrico	2540 B	Eaton <i>et al.</i> (2005)
SST (mg.L ⁻¹)	Gravimétrico	2540 D	Eaton <i>et al.</i> (2005)

Legenda: T = Temperatura; pH = Potencial Hidrogeniônico; OD = Oxigênio Dissolvido; DQO = Demanda Química de Oxigênio; P Total = Fósforo Total; NTK = Nitrogênio Total Kjeldahl; NH₄⁺ = Nitrogênio Amoniacoal; NO₂⁻ = Nitrito; NO₃⁻ = Nitrato; ST = Sólidos Totais; SST = Sólidos Suspensos Totais.

O intervalo adotado entre a mudança da condição operacional (TDH e vazão) era de 10 a 15 dias, e neste período era feito monitoramento com determinação das mesmas análises físico-químicas apresentadas na Tabela 9.

4.7 ANÁLISE DO CRESCIMENTO E DA COMPOSIÇÃO DAS MACRÓFITAS

Após o término de cada perfil, três mudas de macrófitas eram coletadas do SWC 1 e SLL e lavadas em água potável. Após lavagem e secagem natural, foram aferidas medidas aproximadas e estimativas do comprimento e da largura de cada indivíduo com auxílio de paquímetro de metal para acompanhar seu crescimento. Após a determinação destas medidas, as folhas, caules e raízes das macrófitas

foram separados por triagem para posterior utilização nas análises da composição do seu tecido vegetal (Figura 15).



Figura 15 - Triagem dos indivíduos coletados nos sistemas e acompanhamento do crescimento da macrófita.

Para determinar os teores de fósforo e nitrogênio total no tecido vegetal da macrófita, os indivíduos foram levados a estufa à temperatura de 60 °C, com circulação de ar por 72 h para atingir massa constante. Em seguida, as amostras foram trituradas com triturador de facas em *inox* para posterior utilização nas determinações dos teores de:

- Nitrogênio total de acordo com metodologia da Embrapa (1999), na qual é recomendada retirada de 0,3 a 0,5 g de amostra da planta, seguida de adição de 0,3 g de ácido salicílico e digestão do Nitrogênio Total Kjeldahl. Após a primeira etapa da secagem, é recomendada separação de 0,3 a 0,5 g de amostra novamente, que devem ser mantidas na estufa a 105 °C por uma hora para correção final da matéria seca.

- Fósforo total – de acordo com método reportado por Pompêo e Moschini-Carlos (2003), Após a etapa previamente descrita de determinação das porcentagens de cinzas e de matéria orgânica, as cinzas foram retiradas com lavagens com ácido clorídrico 1 N, e em seguida o líquido resultante destas lavagens era aquecido em placa aquecedora por 15 min e posteriormente padronizada a primeira diluição em balão volumétrico de 100 mL. As próximas diluições, eram realizadas diretamente em tubos de ensaio de 7 mL, seguida da

adição de 1,5 mL de reagente misto composto por 25 mL da solução de molibdato de amônio; 62,5 mL da solução de ácido sulfúrico; 25 mL da solução de ácido ascórbico e 12,5 mL da solução de tartarato de antimônio e potássio. As leituras foram feitas espectrofotômetro HACH UV-vis, DR 5000, com comprimento de onda de 882 nm.

4.8 ANÁLISE DE DETERMINAÇÃO DE SÓLIDOS NO BIOFILME

Para caracterização e distribuição dos sólidos presentes ao longo do meio filtrante do SWC 1 e SWC 2, foram amostrados três pontos, (tanto para brita quanto para areia), e essa coleta foi realizada mês de julho de 2015.

A amostragem foi realizada com coleta da brita próximo à entrada do afluente bruto no sistema, para o primeiro ponto, enquanto que para o segundo ponto, a coleta foi realizada bem ao centro do sistema e para o terceiro ponto, a coleta foi realizada próximo a saída do efluente tratado. As coletas foram a 10 cm de profundidade da superfície de cada sistema.

Para a amostragem da areia, as coletas foram realizadas nos mesmos pontos onde ocorreu a coleta da brita, mas a 30 cm de profundidade da superfície do sistema.

Foram coletados aproximadamente 0,5 L de material contendo biomassa aderida e em suspensão juntamente com alíquota do efluente presente do sistema.

As análises foram realizadas no laboratório de saneamento, baseada na metodologia reportada por Vela (2006). As amostras foram lavadas três vezes com água destilada, com volume de aproximadamente 50 mL, seguida de agitação manual constante por 5 minutos, para desprender a biomassa aderida. Após este procedimento, a água de lavagem foi colocada em cápsulas de porcelana, previamente identificadas, calcinadas e com seu peso aferido.

A quantificação e caracterização dos sólidos foi realizada de acordo com o metodologia descrito no *Standard Métodos for the Examination of Water and Wastewater* (EATON *et al.*, 2005) para determinação das concentrações de sólidos totais (ST) e sólidos totais voláteis (STV).

4.9 ANÁLISE DA BIOMASSA DA MACRÓFITA PARA INCORPORAÇÃO EM BLOCOS DE CONCRETO.

As macrófitas que estavam morrendo, era retiradas dos sistemas (SWC 1 e SLL) e secas em estufa de circulação de ar (Nova ética – 410D) a 60°C por 72 horas. Após essa secagem, uma pequena amostra foi levada para mufla Zezimaq, a 700 °C por 15 minutos para transformação do material seco em cinzas, que posteriormente foi levado para análise em microscopia eletrônica de varredura (MEV), que utiliza o microscópio Carl Zeiss, modelo EVO/MA15 e também a microanálise de espectrometria de energia dispersiva de raio-x (EDS) com *software* INCA 5.04 *Oxford Instruments*, que está acoplado ao MEV, para verificar pontualmente os componentes químicos.

As análises foram realizadas no Laboratório do Departamento Acadêmico de Mecânica da UTFPR, câmpus Curitiba.

Antes de ser analisada em MEV e EDS, a amostra foi fixada no *stubs* (pequenos discos de metal) com fitas adesivas de dupla face de carbono e em seguida foi metalizada no metalizador Quorum modelo Q150RES.

A análise da cinza das macrófitas, foi realizada para verificar a presença de sílica no material, que possui poder aglomerante na presença de água em temperatura ambiente e, reage com o hidróxido de cálcio formado na hidratação do cimento, caracterizando uma reação pozolânica, segundo descrito na NBR 12653 (ABNT,1992).

Como a porcentagem de material silicioso analisada foi baixa, decidiu-se transformar a biomassa da macrófita em fibras vegetais, para possibilitar sua incorporação em blocos de concreto. A fibra da macrófita pode ser utilizada como reforço no bloco de concreto, pois ajuda a conter a formação de fissuras no material.

As fibras da biomassa seca da macrófita *Eichhornia crassipes*, foram retiradas manualmente com auxílio de pinça histológica (Figura 16).



Figura 16 - Detalhe da fibra vegetal utilizada na incorporação dos blocos de concreto.

Para a confecção dos corpos de prova, além da fibra vegetal, foram utilizados o cimento Portland de alta resistência (CP V-ARI), água de torneira e areia média. Os corpos de prova foram feitos em triplicata, com porcentagem de incorporação de fibras de 2%, 4% e 6% (em relação ao volume total do molde para o corpo de prova), e referência (sem adição da fibra), de acordo com a NBR 13276 (ABNT, 2005).

Os corpos de prova foram confeccionados em molde metálico retangular, de 120 mm de largura, com base de 25 mm e altura de 40 mm. As quantidades utilizadas foram de 152,9 g de cimento, 73,4 g de água de torneira e 458,6 g de areia média, totalizando volume de 299,07 cm³ para a triplicata e descontando perda de 10%.

Após a confecção, os corpos de prova foram mantidos secando ao ar livre por 28 dias (tempo de cura), e após este período, foram realizadas análises para determinação da densidade em balança hidrostática Marte, modelo 1020 de acordo com procedimentos descritos na NBR-NM 53 (ABNT, 2003) e ensaios de flexão e compressão, utilizando a máquina universal prensa Emic DL 30000N com *software* TESC.

4.10 ANÁLISE ESTATÍSTICA

Os testes de Kolmogorov-Smirnov e Shapiro-Wilk foram aplicados para os dados obtidos nas determinações físico-químicas de concentração de matéria orgânica em termos de DQO, e de NTK e P de amostras do efluente dos sistemas SWC 1, SWC 2 e SLL, para comparar as eficiências de remoção destes poluentes no TDH de 24 h, 48 h e 72 h, e verificar diferenças no comportamento destes sistemas quanto ao crescimento das macrófitas, presença de sólidos nos materiais filtrantes, presença das macrófitas na concentração de sólidos e incorporação da fibra vegetal no bloco de concreto.

Estes testes foram aplicados após a verificação da normalidade (p -valor $> 0,05$) dos dados experimentais, sendo esta considerada como hipótese nula.

Para os dados com distribuição normal, foi utilizado o teste estatístico paramétrico T pareado, sendo rejeitada a hipótese nula H_0 para p -valor $< 0,05$.

As hipóteses consideradas para a análise do crescimento das macrófitas foram:

- H_0 : Não há diferença de crescimento das macrófitas entre os sistemas SWC 1 e SLL.
- H_1 : Há diferença de crescimento das macrófitas entre os sistemas SWC 1 e SLL.

As hipóteses consideradas para a análise de sólidos totais e sólidos voláteis totais quanto à influência da presença das macrófitas na concentração de sólidos nos sistemas:

- H_0 : A relação ST/STV para a areia e brita independe da presença das macrófitas no sistema.
- H_1 : A relação ST/STV para a areia e brita depende da presença das macrófitas no sistema.

As hipóteses consideradas para análise da incorporação da fibra vegetal no bloco de concreto foram:

- H_0 : A quantidade de água absorvida pelo bloco independe da quantidade de fibra vegetal acrescida nele.
- H_1 : A quantidade de água absorvida pelo bloco depende da quantidade de fibra vegetal acrescida nele.

O teste não paramétrico U de Mann-Whitney foi escolhido para os dados em que não foi verificada distribuição normal. Neste trabalho, a distribuição não normal foi verificada para os dados de concentração de DQO, NTK e P nos sistemas.

Assim, o teste foi aplicado nas hipóteses de eficiência de remoção de DQO, NTK e P nos sistemas e a hipótese nula (H_0) sendo rejeitada a hipótese nula H_0 para $p\text{-valor} < 0,05$.

As hipóteses consideradas para este teste foram:

- H_0 : A eficiência de remoção de DQO/NTK/P independe do tipo de sistema (SWC 1, SWC 2 e SLL) e do TDH (24 h, 48 h e 72 h) utilizados.

- H_1 : A eficiência de remoção de DQO//NTK/P depende do tipo de sistema (SWC 1, SWC 2 e SLL) e do TDH (24 h, 48 h e 72 h) utilizados.

As análises estatísticas foram realizadas com auxílio do *software* Biostat®, versão 5.0, com 95% de confiança, e os testes estatísticos seguiram segundo descrito em Ayres *et al.* (2007).

5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Neste capítulo são descritos os resultados e discussões mencionados no capítulo Material e Métodos para cada etapa descrita na operação dos sistemas de *wetlands* construídas.

Os resultados e discussões correspondem a operação dos sistemas, onde foram realizados a caracterização físico-química dos materiais que compõem o meio filtrante; caracterização físico-química do afluente; monitoramento físico-químico dos sistemas; análise do crescimento e composição das macrófitas; análise de determinação de sólidos no biofilme e incorporação da biomassa da macrófita em blocos de concreto.

Não foi calculada a evapotranspiração ocasionada pelas plantas nos sistemas de *wetlands* construídas, então a perda do líquido residente nos sistemas por este processo, não será levada em conta em nenhuma das análises realizadas.

Para todos os dados dos parâmetros avaliados, foram utilizados valores médios.

5.1 CARACTERIZAÇÃO DO MATERIAL FILTRANTE

Conforme descrito no capítulo Material e Métodos, os materiais utilizados como meio suporte foram caracterizados antes da construção dos sistemas de *wetlands* construídas.

Esta caracterização é um dos elementos do projeto de sistemas de *wetlands* construídas que merecem atenção, devido à capacidade de filtração e adsorção de cada material, ou seja, a escolha e caracterização do material estão condicionadas às finalidades do tratamento no sistema.

Na Figura 17 é apresentada a variação da porcentagem de material passante (%) em função da variação do diâmetro dos grãos da areia utilizada como material suporte nos sistemas de *wetlands* construídas.

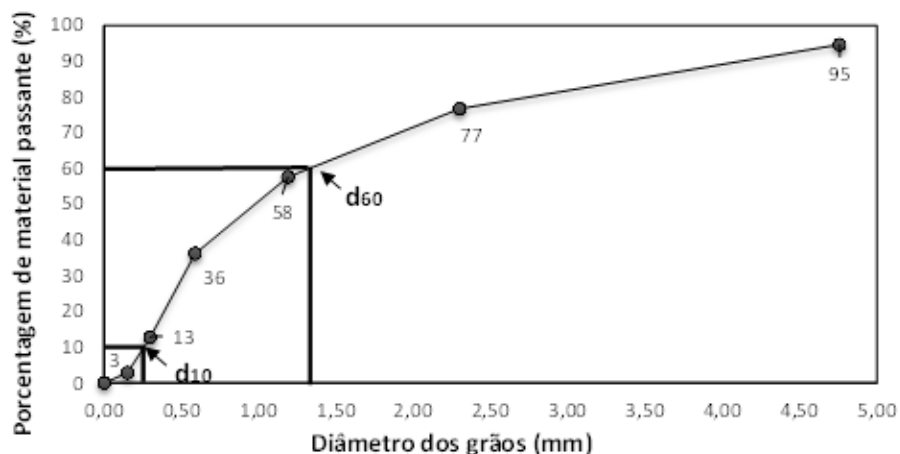


Figura 17 - Curva granulométrica da areia utilizada nos sistemas de *wetlands* SWC 1 e SWC 2.

Com base nos resultados obtidos na curva granulométrica, é possível verificar variação do diâmetro dos grãos da areia de 0,15 a 4,76 mm, com maior porcentagem retida nas peneiras de 0,30 a 2,3 mm (18% a 23%).

De acordo com Caputo (1996), a areia é classificada como média com diâmetro dos grãos variando de 0,42 a 1,2 mm e como grossa com diâmetro dos grãos variando de 1,20 a 4,80 mm, o que permite classificar a areia utilizada neste trabalho como areia média.

No presente trabalho, as variações das porcentagens de areia grossa, média e fina resultaram em 5% a 18%, 19% a 21% e 10% a 23% respectivamente.

Na Figura 18 é apresentada a variação da porcentagem de material passante (%) em função da variação do diâmetro da brita utilizada como material suporte nos sistemas de *wetlands* construídas.

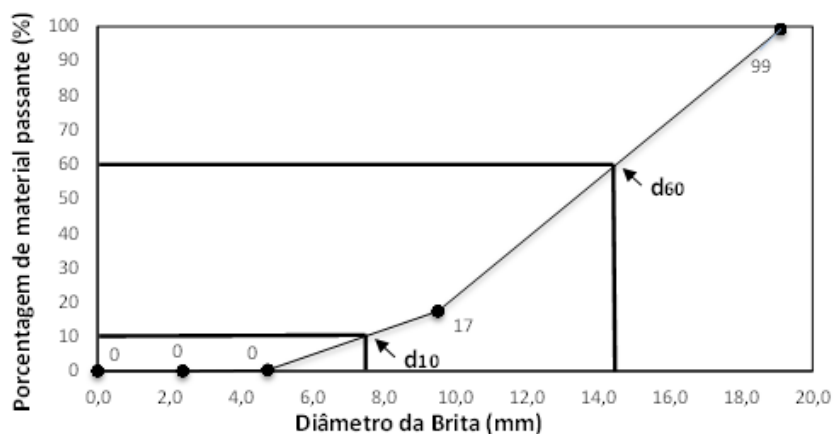


Figura 18 - Curva granulométrica da Brita utilizada nos sistemas de *wetlands* 1 e 2.

Para a brita, foi observada variação do diâmetro de 2,4 a 19,1 mm, sendo a maior porcentagem retida nas peneiras de 9,5 mm (82%).

Valores obtidos da granulometria neste trabalho foram similares aos reportados por outros autores em estudos de sistemas de *wetlands* construídas utilizando areia e/ou brita.

Souza *et al.* (2000) verificaram granulometria para areia grossa de 2,8 a 4,8 mm e para cascalho de 15 a 20 mm como materiais suporte em um SWC usado como pós-tratamento de efluente de reator tipo UASB.

Paterniani *et al.* (2011) utilizaram pedregulho com granulometria variável de 3,2 a 31,0 mm como material suporte de um filtro usado no polimento de efluente doméstico tratado em um SWC.

Chen *et al.* (2015) operaram um SWC plantado e um sistema não plantado preenchidos com brita de diâmetro variável de 8 a 13 mm no tratamento de águas residuárias.

Segundo Langergraber *et al.* (2003), filtros compostos por materiais com granulometria de 1 a 4 mm são capazes de suportar maiores taxas hidráulicas e filtros compostos por materiais com granulometria de 0,06 a 4 mm, apresentam melhor desempenho em termos de nitrificação, devido a menor velocidade do efluente no material suporte e, conseqüentemente, maior tempo de contato do efluente com os microrganismos.

A utilização da brita como material filtrante nos *wetlands* está vinculada aos sistemas de escoamento sub-superficial nos quais são observadas diferentes velocidades de percolação (Sezerino, 2006).

Segundo o mesmo autor, caso haja necessidade de reduzir as concentrações de sólidos suspensos no afluente de sistemas de *wetlands*, é recomendada a aplicação de sistemas verticais, com recheio composto por material grosseiro, como brita 1, com diâmetros variando de 4,8 a 12,5 mm.

No Reino Unido há sistemas de *wetlands* construídas com escoamento sub-superficial nos quais são utilizados brita e/ou cascalho, com diâmetro dos grãos variando de 4 a 16 mm (IWA, 2000).

Cooper, Smith e Maynard (1996) reportaram remoções médias de 80% de DQO, 76% de SS e 29% de N-NH₄⁺ em um sistema de *wetland* construída horizontal de escoamento sub-superficial e preenchido com cascalho lavado com diâmetro dos grãos variando de 5 a 10 mm.

Mazzola, Roston e Valentim (2005) obtiveram remoção de 80% para DQO e 78% para SS em sistemas de *wetlands* construídas vertical preenchidos com brita número 2, com diâmetro dos grãos variando de 24 a 35 mm, no pós-tratamento de efluente de reatores anaeróbios.

De acordo com a NBR 13969 (ABNT, 1997) e Caputo (1996), o diâmetro efetivo d_{10} (mm) é definido como o diâmetro correspondente a 10% em peso total das partículas menores que ele, e o diâmetro d_{60} (mm) corresponde a 60% em peso total de todas as partículas com diâmetro menor que este valor. Com base na relação entre d_{10} e d_{60} é possível determinar o coeficiente de uniformidade (adimensional) pela relação $U = d_{60}/d_{10}$.

Na Tabela 10 são apresentados os resultados obtidos para os diâmetros d_{10} e d_{60} e U da areia média e da brita número 1 utilizadas como material filtrante nos sistemas de *wetlands* construídas.

Tabela 10 - Características dos materiais utilizados como meio suporte nos SWC.

Materiais	Diâmetro d_{10} (mm)	Diâmetro d_{60} (mm)	Coefficiente de uniformidade (U)
Areia Média	0,25	1,31	5,24
Brita n° 1	7,5	14,4	1,92

Os valores apresentados na Tabela 10 são similares aos reportados por Conley, Dick e Liow (1991), Cooper, Smith e Maynard (1996), Platzer (1999), Arias, Del Bubba e Brix (2001), Sezerino (2006) e Vymazal e Kropfelová (2008) que indicaram materiais com diâmetro d_{10} igual ou superior a 0,2 mm e coeficiente de uniformidade menor ou igual a 5,0 como ideais para material suporte em sistemas que se baseiam no princípio da filtração e crescimento de biofilme aderido a um material filtrante.

Philippi e Sezerino (2004) indicam diâmetro efetivo d_{10} de 0,2 a 0,5 mm como ideal para areias e cascalhos utilizados em sistemas de *wetlands* construídas. Neste caso, somente a areia atende as especificações recomendadas.

Segundo Caputo (1996), quanto menor o coeficiente de uniformidade, mais uniforme será o material e a granulometria é considerada muito uniforme quando com $U < 5,0$, o que foi observado nos resultados obtidos.

Alguns autores reportaram valores de d_{10} e de coeficiente de uniformidade semelhantes aos encontrados neste trabalho ao caracterizarem materiais usados como material suporte em sistemas de *wetlands* construídas.

Philippi *et al.* (2006) utilizaram areia com d_{10} de 0,2 mm, com coeficiente de uniformidade de 4,9.

Suliman *et al.* (2006) recomendam materiais com variações de d_{10} entre 0,10 a 1,5 para *wetlands* com alimentação contínua, que foi encontrado para a areia utilizada neste trabalho.

Garcia *et al.* (2005) destacam que sistemas de *wetlands* plantados preenchidos com materiais de menor granulometria apresentam resultados de estabilidade melhores em relação aos filtros plantados com maior granulometria. Segundo estes autores, isto ocorre porque estes materiais promovem melhor crescimento das macrófitas e aumentam a quantidade de poluentes retidos na biomassa.

Sobre a caracterização dos materiais filtrantes, pode-se dizer que os materiais utilizados neste trabalho estão de acordo com as recomendações da literatura para tratamento do esgoto sanitário e aderência do biofilme.

Além dos ensaios granulométricos, foram realizadas determinações do pH, densidade relativa, teor de umidade, e teor de cinzas nos materiais utilizados.

Na Tabela 11 é apresentado um resumo dos resultados médios e dos valores do desvio padrão da caracterização físico-química de amostras da areia média e da brita número 1.

Tabela 11 - Resultados das análises físico-químicas da caracterização da areia média e da brita nº 1.

Parâmetros	Número de amostras	Areia média	Brita nº 1
pH	3	6,70 ± 1,05	8,80 ± 0,14
Massa específica aparente (g.cm ⁻³)	3	2,61 ± 0,01	2,92 ± 0,04
Densidade Relativa (g.cm ⁻³)	3	2,61 ± 0,01	2,92 ± 0,42
Teor de Umidade (%)	3	2,30 ± 0,10	7,80 ± 2,75
Teor de cinzas (%)	3	1,11 ± 0,11	3,15 ± 0,05

Valores próximos ao valor de densidade da areia utilizada neste trabalho foram observados por outros autores em sistemas de *wetlands* construídas. Ormonde (2012) obteve densidade de 2,66 g.cm⁻³ na caracterização da areia como

material filtrante no pós-tratamento de efluente de lagoas de maturação. Sezerino (2006) verificou densidade de $2,62 \text{ g.cm}^{-3}$ na caracterização da areia usada como material filtrante no pós-tratamento de efluente de lagoa de estabilização.

Segundo Santos (2005), a massa específica aparente do material filtrante refere-se a estrutura do filtro biológico, e a densidade do material filtrante está relacionada à área de contato entre o líquido e o biofilme formado.

Devido à falta de trabalhos reportados na literatura sobre análises de pH, densidade, teor de umidade, e de cinzas em materiais como areia e brita utilizados nos sistemas, as características destes materiais serão comparadas com outros materiais comumente utilizados em filtros ou outras unidades de tratamento de águas residuárias ou na adsorção de poluentes.

Alcântara *et al.* (2008) verificaram densidade de 1,8 a $3,5 \text{ g.cm}^{-3}$ para diferentes cerâmicas de argila. Han *et al.* (2009) obtiveram valor de densidade de $1,89 \text{ g.cm}^{-3}$ para cerâmica de argila comercial. Mesmo com materiais diferentes, estes autores verificaram valores próximos aos obtidos neste trabalho.

Bansal e Goyal (2005) relatam que a superfície básica ou ácida do material pode determinar as propriedades adsorptivas dos materiais e também suas reações de decomposição.

É possível observar os valores médios de pH de 6,7 para areia média e de 8,8 para brita número 1. Valores similares foram notados por Garg *et al.* (2004) na faixa de 6,5 a 7,5 para carvão de casca de coco na remoção de corante de águas residuárias sintéticas por adsorção; Dabare e Skinka (2014) na faixa de 6,2 a 10,2 na caracterização de 4 tipos de cerâmica de argila porosa; e Sovik e Klove (2005) de 8,6 para areia formada pela deposição de moluscos e mariscos em filtro para remoção de fósforo de esgotos sanitários.

De acordo com o conceito descrito na NBR 12076 (ABNT, 1991), a massa específica aparente é definida como a relação entre a massa do material no recipiente e o volume deste recipiente, considerando, portanto, os vazios entre os grãos.

Sendo assim, o valor da massa específica do material pode auxiliar na determinação da quantidade de material necessária para preenchimento de uma unidade de tratamento, como os sistemas de *wetlands* construídas. Portanto, a massa e o volume dos grãos, incluindo os poros, podem auxiliar na formação do biofilme.

Para a massa específica aparente foram obtidos valores de $2,61 \text{ g.cm}^{-3}$ para areia média e de $2,92 \text{ g.cm}^{-3}$ para brita número 1. Valor similar foi verificado por Han *et al.* (2009) que obtiveram massa específica aparente de $2,51 \text{ g.cm}^{-3}$ para cerâmica de argila.

Segundo Caputo (1996), somente o ensaio de granulometria não caracteriza determinados solos ou materiais filtrantes, pois as propriedades plásticas dependem do teor de umidade, forma das partículas e composição mineralógica do material.

Com teores de umidade baixos, os materiais se comporta de forma sólida, podendo até absorver o líquido que escoar entre eles, e com teores elevados, apresentam comportamentos em que o líquido flui facilmente (BRAJA, 2013).

Além disto, o crescimento bacteriano inicia quando os teores de umidade e percentuais de matéria orgânica presentes nos materiais filtrantes são elevados (BITTON, 1994).

Neste trabalho, o teor de umidade foi baixo para a areia média, de 2,3 % e elevado para a brita número 1, de 7,8 %.

Valores similares foram observados por Zago (2010) de 7,86 a 10,96% em amostras de carvões vegetais aplicados na adsorção de saxitoxinas, próximos ao valor do teor de umidade encontrado para brita número 1.

Avaliando o uso de borracha de pneu como meio suporte para desenvolvimento de biofilme em um reator anaeróbio de leito expansível, Niciura (2005) obteve teor de umidade de 1,02%. Garg *et al.* (2004) notaram teor de umidade de 3% no carvão de casca de coco utilizado para remoção de corante. Estes valores são similares aos valores do teor de umidade obtido para areia média de 2,3% deste trabalho.

Outra análise realizada nos materiais foi o teor de cinzas, segundo Brandão (2006), esta análise fornece indicação do teor de matéria orgânica, pois as substâncias voláteis que se decompõem são eliminadas por meio do calor, e a matéria orgânica é transformada em CO_2 , H_2O e outros compostos.

O teor de cinzas deste trabalho resultou em 1,11% para areia média e 3,15% para brita número 1.

Valores para diferentes materiais foram reportados por Loureiro (2012) que obteve 11,03% em amostras de carvão ativado; Baettker (2015) que observou 5,89% e 0,31% para carvão ativado e cerâmica de argila, respectivamente, na avaliação do desempenho de filtros anaeróbios com diferentes materiais filtrantes; e

Garg *et al.* (2004) que notaram 2,5% para carvão de casca de coco na remoção de corante de águas residuárias sintéticas por meio de adsorção.

Estes autores encontraram características próximas aos valores encontrados neste trabalho, aplicados a materiais diferentes, mas com o mesmo intuito de tratamento por filtração e/ou adsorção.

Em SWC os materiais comumente utilizados são areia e brita, mas pesquisadores buscam cada vez mais um material capaz de manter as condições de escoamento do líquido, e remover compostos de difícil eliminação, como o nitrogênio e fósforo.

Contudo, esta associação não se dá com facilidade, pois existe ainda uma deficiência de remoção destes compostos, por este motivo, é importante aprofundar os estudos na aplicação de materiais filtrantes que possuam capacidade ou composição química para retenção ou precipitação destes nutrientes.

5.2 CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DO AFLUENTE

A caracterização físico-química das águas do córrego usadas na alimentação dos sistemas SWCs e SLL foi baseada nos resultados experimentais obtidos no monitoramento dos sistemas durante 108 dias, no período de 21 de janeiro de 2015 a 20 de maio de 2015. Conforme descrito no capítulo Materiais e Métodos, o afluente utilizado na alimentação dos SWCs e SLL foi coletado de um córrego que atravessa o câmpus universitário.

Na Tabela 12 é apresentado um resumo dos valores médios obtidos na caracterização físico-química do afluente utilizado para alimentação dos sistemas de *wetlands* construídas e do sistema de lâmina livre.

Tabela 12 - Características físico-químicas do afluente utilizado na alimentação dos sistemas.

Parâmetros	N	Média	DP	Min	Máx
T (°C)	54	20,4	2,44	15,8	25,4
pH	54	7,3	0,24	6,7	7,8
DQO bruta (mg.L ⁻¹)	54	244	119	54	682
NTK (mg.L ⁻¹)	54	36,1	10,4	14	65
P (mg.L ⁻¹)	54	14,6	5,29	4,9	27,5
ST (mg.L ⁻¹)	54	759	139	36	9828
SST (mg.L ⁻¹)	54	152	79	12	316

Legenda: T = Temperatura do líquido; NTK = Nitrogênio total Kjeldahl; P = Fósforo total; ST = Sólidos totais; SST = Sólidos suspensos totais; N = Número de amostras; Média = Média Aritmética dos valores; Min = Valor mínimo; Máx = Valor máximo; DP = Desvio padrão.

De acordo com Sezerino (2006) e Jordão e Pessôa (2005) a temperatura do líquido influencia na taxa de crescimento dos microrganismos e na saturação do oxigênio dissolvido. Segundo estes autores, a faixa ótima de temperatura varia de 25 a 35 °C.

Segundo Sezerino (2006) a temperatura afeta a taxa de conversão da amônia a nitrito e deste a nitrato, ou seja, pode ser um fator de inibição do processo. O decréscimo da temperatura afeta mais as bactérias formadoras de nitrato - *Nitrobacter* do que as formadoras de nitrito - *Nitrossomonas*.

Neste trabalho, o valor médio da temperatura do afluente usado na alimentação dos sistemas foi de 20,4 °C, e resultou inferior aos valores recomendados, entretanto, não influenciou negativamente no tratamento.

De acordo com Jordão e Pessôa (2005) o pH indica as características ácidas e básicas do esgoto, sendo que normalmente seu valor varia entre 6,5 e 7,5.

O valor médio de pH do afluente encontrado foi de 7,30, e está de acordo com a faixa indicada pelo autor.

Valores próximos ao encontrado neste trabalho foram reportados por Chang *et al.* (2012) com pH de 7,21 na caracterização de esgoto doméstico sintético usado na alimentação de SWC; e por Souza *et al.* (2015) com pH de 7,4 em esgoto doméstico usado na alimentação de SWC como pós-tratamento de efluente de tanque séptico, tanque de microalgas e filtro anaeróbio, em um campus universitário.

Segundo Metcalf e Eddy (2003), os esgotos sanitários são classificados para o parâmetro DQO em fraco (250 mg.L⁻¹), médio (430 mg.L⁻¹) e forte (800 mg.L⁻¹). Neste trabalho os esgotos podem ser classificados como fraco, pois as concentrações de matéria orgânica expressas em termos de DQO bruta variaram de

54 mg.L⁻¹ a 682 mg.L⁻¹, com média de 244 mg.L⁻¹, de acordo com dados da Tabela 12.

Mazzola, Roston e Valentim (2005) utilizaram sistemas de *wetlands* construídas verticais alimentados com efluente de um reator anaeróbio que trata esgoto doméstico, e obtiveram valor médio de DQO de 223 mg.L⁻¹, similar ao reportado neste trabalho.

O valor médio do Nitrogênio total Kjeldahl foi de 36,1 mg.L⁻¹ no afluente, próximo ao valor reportado por Chang *et al.* (2012) de 30,6 mg.L⁻¹ em esgoto doméstico sintético. Mendonça (2012) obteve valor de NTK próximo, com média de 29,1 mg.L⁻¹ na caracterização de água residuária de laticínio, utilizada na alimentação de SWC's.

O valor da concentração média de fósforo no afluente foi de 14,6 mg.L⁻¹, com valor mínimo de 4,9 mg.L⁻¹ e máximo de 27,5 mg.L⁻¹. Valores próximos foram reportados por Calheiros *et al.* (2015), com média de 19,1 mg.L⁻¹, na caracterização de esgoto sanitário pós-fossa séptica antes da alimentação dos sistemas de *wetlands* construídas.

Quanto à concentração de sólidos totais, os esgotos sanitários são classificados em fraco com 390 mg.L⁻¹, médio com 720 mg.L⁻¹ e forte com 1230 mg.L⁻¹ e de sólidos suspensos totais em fraco com 120 mg.L⁻¹, médio com 210 mg.L⁻¹ e forte com 400 mg.L⁻¹ de acordo com Metcalf & Eddy (2003).

Na caracterização do afluente, as concentrações de sólidos totais variaram de 36 mg.L⁻¹ a 9.828 mg.L⁻¹, com média de 759 mg.L⁻¹. As concentrações médias de sólidos suspensos totais variaram de 12 mg.L⁻¹ a 316 mg.L⁻¹, com média de 152 mg.L⁻¹. Mazzola, Roston e Valentim (2005) obtiveram valor próximo de SST, com valor médio de 197 mg.L⁻¹ na caracterização do efluente de um Reator Anaeróbio Compartimentado (RAC), tratando esgotos sanitários de origem doméstica, a ser utilizado na alimentação de SWC.

Com base nos resultados da caracterização físico-química foi possível concluir que o afluente utilizado na alimentação dos sistemas possui características similares aos esgotos sanitários “fraco” em termos de DQO e SST e “médio” em termos de ST, com características similares aos afluentes utilizados por autores em tratamentos de sistemas se *wetlands* construídas.

5.3 MONITORAMENTO DOS SISTEMAS SUBMETIDOS A DIFERENTES CONDIÇÕES OPERACIONAIS

Para avaliação dos diferentes arranjos tecnológicos e do desempenho dos SWC no tratamento de esgoto sanitário, foram realizados perfis de amostragem temporal, totalizando 9 perfis, com determinação de parâmetros físico-químicos, e variações de tempo de detenção hidráulico (TDH) em 24 h, 48 h e 72 h.

Os dados de pH, Oxigênio Dissolvido (OD), Demanda química de Oxigênio (DQO), Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK), Nitrogênio Amoniacal (Namon) e Fósforo Total (P) dos perfis de amostragem temporal foram apresentados em gráficos boxplot para que seja possível observar a tendência central e a variabilidade dos dados amostrais.

Nestes gráficos, foram incluídos a mediana (percentil 50%), os quartis inferior (1 Q - percentil 25%) e superior (3 Q - percentil 75%) e a medida da dispersão dos dados, com os valores mínimos e máximos.

Na Figura 19 é apresentada a variação do pH nas amostras do afluente e efluentes dos sistemas SWC 1, SWC 2 e SLL, para os perfis de amostragem temporal com TDH de 24 h, 48 h e 72 h.

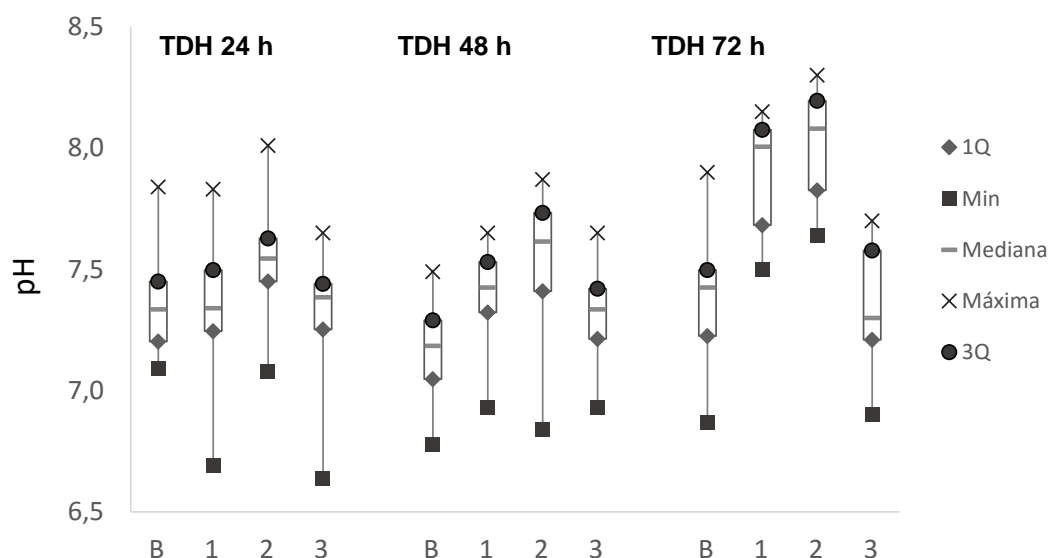


Figura 19 - Variação do pH nas amostras do afluente e efluentes dos SWCs e SLL no perfis de 24, 48 e 72 h.

Legenda: B = Esgoto bruto; 1 = SWC 1; 2 = SWC 2; 3 = SLL.

O pH é um fator abiótico e de grande importância nos processos biológicos que ocorrem nos sistemas de *wetlands* construídas. Segundo Ormonde (2012) a concentração de íons de hidrogênio nos SWC pode afetar os processos biogeoquímicos que acontecem nos sistemas, além da solubilidade de gases e substâncias sólidas presentes em solução.

Os valores do pH das amostras do efluente dos *wetlands* na operação com TDH de 24 h resultaram em 75% das amostras inferior a 7,50, 7,63 e 7,44 para SWC 1, SWC 2 e SLL, respectivamente. Para a operação com TDH de 48 h, 75% das amostras foram inferiores a 7,53, 7,73, e 7,42 para SWC 1, SWC 2 e SLL, respectivamente, e para TDH de 72 h, 75% das amostras foram inferiores a 8,08, 8,20 e 7,58 para SWC 1, SWC 2 e SLL, respectivamente.

Para a operação com TDH de 24 h, 25% das amostras foram superiores a 7,25, 7,45 e 7,25 para SWC 1, SWC 2 e SLL, respectivamente. Na operação com TDH de 48 h, 25% das amostras foram superiores a 7,32, 7,41, 7,21 para SWC 1, SWC 2 e SLL, respectivamente, e para TDH de 72 h, 25% das amostras foram superiores a 7,68, 7,83 e 7,21 para SWC 1, SWC 2 e SLL, respectivamente, 50% das amostras na faixa de 7,34 a 8,08.

Valores similares foram reportados por Souza *et al.* (2015) de 7,36 no efluente de um SWC com mudas de copo-de-leite (*Zantedeschia aethiopica* L) tratando esgotos sanitários; Chang *et al.* (2012) obtiveram valor de pH de 7,20 e 7,23 no efluente de sistemas de *wetlands* construídas verticais com combinações das espécies *Typha orientalis* e *Arundo donax var. versicolor* e *Canna indica* e *Pontederia cordata*, respectivamente.

Colares e Sandri (2013) obtiveram pH próximo ao reportado neste trabalho, com valor de 7,39 no efluente de sistemas de *wetlands* construídas composto por brita número 2, operados com TDH de 24 h no pós-tratamento de efluente de tanques sépticos.

A faixa de pH, estabelecida pela resolução do CONAMA (Brasil, 2011), é de 5,0 a 9,0 para lançamento de efluentes, o que é atendido pelos sistemas propostos nesta pesquisa.

Na Figura 20 é apresentada a variação do OD nas amostras do afluente e efluentes dos sistemas SWC 1, SWC 2 e SLL, com valores mínimos, máximos e média, e quartis inferior e superior para os perfis de 24 h, 48 h e 72 h.

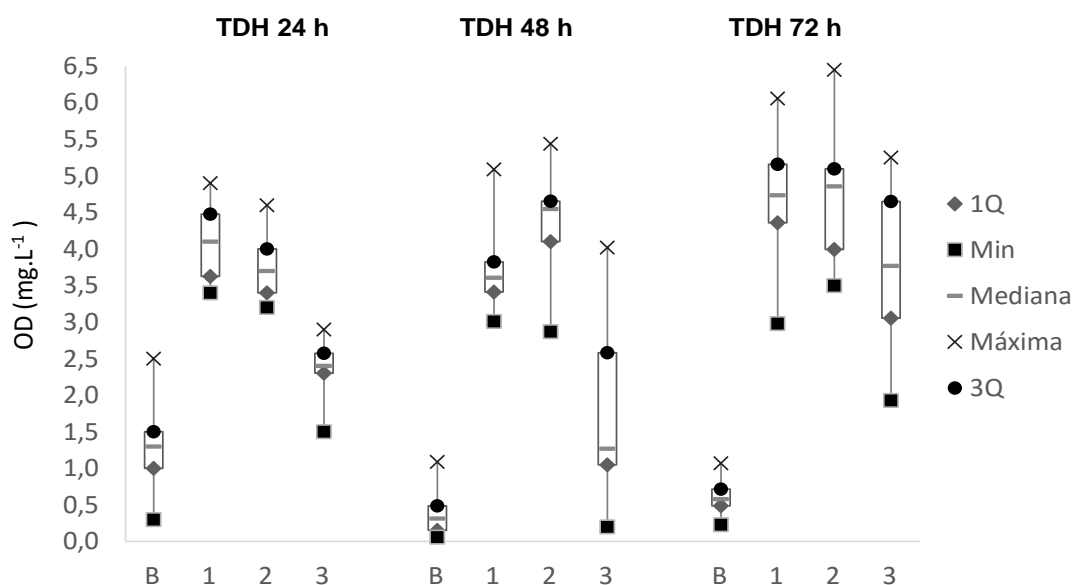


Figura 20 - Variação da concentração de OD nas amostras do afluente e efluente dos SWCs e SLL no perfis de 24, 48 e 72 h.

Legenda: B = Esgoto bruto; 1 = SWC 1; 2 = SWC 2; 3 = SLL.

Na Figura 20 é possível notar aumento da concentração de OD ao comparar as amostras do esgoto bruto em relação as amostras dos efluentes de 68%, 65% e 46% para os sistemas SWC 1, SWC 2 e SLL operados com TDH de 24 h, 91%, 93% e 75% para os sistemas operados com TDH de 48 h e de 88%, 88% e 85% para os sistemas operados com TDH de 72 h, respectivamente.

A entrada de oxigênio nos sistemas acontece pelo transporte de oxigênio das folhas para as partes inferiores das plantas, e pela troca gasosa entre o ar e o afluente (ABRANTES, 2009; VYMAZAL e ŠVEHLA, 2013).

O oxigênio presente nos sistemas, é de grande importância para que ocorra a degradação da matéria orgânica. Segundo Philippi e Sezerino (2004) esta degradação é realizada na região da rizosfera e nos materiais filtrantes devido a liberação de oxigênio pelas raízes das macrófitas e pela interface ar e água.

Segundo Kadlec *et al.* (2000), a concentração insuficiente de oxigênio dissolvido no efluente pode diminuir a oxidação e prejudicar a eficiência de remoção de matéria orgânica do sistema.

De acordo com Hammer (1998), as macrófitas aumentam o oxigênio dissolvido na água e solo, por meio da presença de câmaras armazenadoras de ar distribuídas nas raízes, e da liberação de oxigênio em seu processo de crescimento,

o que pode justificar o aumento do oxigênio dissolvido do afluente para o efluente dos SWC 1 e SLL.

Williams e Boorman (2012) comentam sobre a liberação de oxigênio dissolvido na água por meio das macrófitas aquáticas, em seu trabalho com a aplicação de modelo de qualidade da água de um rio na cidade de Marlborough, Massachusetts, EUA.

Pode-se notar também, que no SLL, as concentrações de oxigênio dissolvido foram menores que no SWC 1, provavelmente devido à ausência do material filtrante que contribuiu para a entrada de ar no sistema, justificando também o aumento de oxigênio no SWC 2, pois a utilização de materiais filtrantes, favorece a troca gasosa de ar com a atmosfera (VYMAZAL e ŠVEHLA, 2013).

Os valores do OD das amostras do efluente dos *wetlands* SWC 1, SWC 2 e SLL resultaram em 75% das amostras inferior a 4,48 mg.L⁻¹, 4,00 mg.L⁻¹ e 2,58 mg.L⁻¹, respectivamente, quando operados com TDH de 24 h; 75% das amostras foram inferiores a 3,38 mg.L⁻¹, 4,66 mg.L⁻¹ e 2,58 mg.L⁻¹, respectivamente, quando operados com TDH de 48 h; 75% das amostras foram inferiores a 5,16 mg.L⁻¹, 5,10 mg.L⁻¹ e 4,65 mg.L⁻¹, respectivamente, quando operados com TDH de 72 h.

Nos sistemas SWC 1, SWC 2 e SLL, 25% das amostras foram superiores a 3,63 mg.L⁻¹, 3,40 mg.L⁻¹ e 2,30 mg.L⁻¹ para TDH de 24 h, respectivamente; 25% das amostras foram superiores a 3,41 mg.L⁻¹, 4,10 mg.L⁻¹ e 1,05 mg.L⁻¹ para TDH de 48 h, respectivamente; 25% das amostras foram superiores a 4,36 mg.L⁻¹, 4,00 mg.L⁻¹ e 3,06 mg.L⁻¹ para TDH de 72 h, respectivamente, e 50% das amostras estavam na faixa de 1,27 a 4,86 mg.L⁻¹.

Souza *et al.* (2015) obtiveram concentração de OD similar a observada neste trabalho, de 1,80 mg.L⁻¹ no afluente e de 2,35 mg.L⁻¹ no efluente após passar por um SWC com mudas de copo-de-leite (*Zantedeschia aethiopica* L) no tratamento de esgoto sanitário.

Zacarkim *et al.* (2014) também obtiveram valores próximos a este trabalho. Os autores verificaram aumento na concentração de oxigênio dissolvido com 4 dias de TDH, de 4,27 mg.L⁻¹ do afluente para 5,40 mg.L⁻¹ no efluente, e uma diminuição após 6 dias de TDH, para 2,87 mg.L⁻¹ no efluente após passar pelo sistema de

lâmina livre contendo somente *Eichhornia crassipes* no pós-tratamento de efluente de curtume.

Na Figura 21 é apresentada a variação da concentração de matéria orgânica expressa em termos de DQO, nas amostras do afluente e efluentes dos sistemas SWC 1, SWC 2 e SLL, com valores mínimos, máximos e média, e quartis inferior e superior para os perfis de 24 h, 48 h e 72 h.

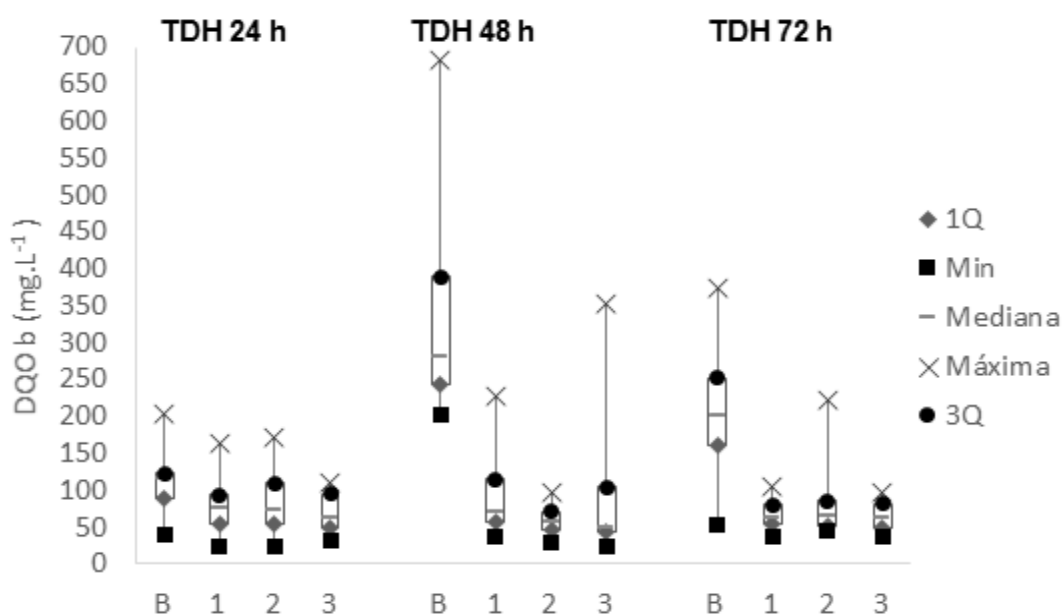


Figura 21 - Variação da concentração de matéria orgânica em termos de DQO bruta nas amostras do afluente e efluente dos SWCs e SLL no perfis de 24, 48 e 72 h.

Legenda: B = Esgoto bruto; 1 = SWC 1; 2 = SWC 2; 3 = SLL.

Conforme observado na Figura 21, a DQO nos efluentes dos *wetlands* SWC 1, SWC 2 e SLL, resultou em valores com 75% das amostras inferiores a 94 mg.L⁻¹, 109 mg.L⁻¹ e 96 mg.L⁻¹, respectivamente, para TDH de 24 h; 115 mg.L⁻¹, 71 mg.L⁻¹ e 104 mg.L⁻¹, respectivamente, para TDH de 48 h; e 80 mg.L⁻¹, 85 mg.L⁻¹ e 82 mg.L⁻¹, respectivamente, para TDH de 72 h.

Ainda em relação a DQO nos efluentes dos *wetlands* SWC 1, SWC 2 e SLL, 25% das amostras foram superiores a 54 mg.L⁻¹, 54 mg.L⁻¹ e 50 mg.L⁻¹, respectivamente, para TDH de 24 h; a 58 mg.L⁻¹, 48 mg.L⁻¹ e 45 mg.L⁻¹, respectivamente, para TDH de 48 h; e a 54 mg.L⁻¹, 52 mg.L⁻¹ e 49 mg.L⁻¹, respectivamente, para TDH de 72 h, sendo que 50% das amostras estão na faixa de 50 a 75 mg.L⁻¹.

Estes valores de concentração de matéria orgânica expressa em termos de DQO encontrados nas análises do efluente dos sistemas, são inferiores aos determinados na resolução SEMA 021/09, e estão de acordo com a resolução, que estabelece valores de até 225 mg.L⁻¹ para lançamento de efluentes em corpos de água (PARANÁ, 2009).

Com os valores da matéria orgânica expressa em termos de DQO, foi possível também calcular as taxas de carregamento orgânico (TCO) aplicados em cada perfil de amostragem temporal, que variaram em função da composição do substrato.

Os valores das taxas de carregamento orgânico aplicada (TCO) sobre a DQO variaram de 20,64 g.m⁻².d⁻¹ a 108,71 g.m⁻².d⁻¹, com média de 37,87 g.m⁻².d⁻¹ para TDH de 24 h; de 19,30 g.m⁻².d⁻¹ a 65,15 g.m⁻².d⁻¹, com média de 31,41 g.m⁻².d⁻¹ para TDH de 48 h e de 0,14 g.m⁻².d⁻¹ a 16,39 g.m⁻².d⁻¹, com média de 1,41 g.m⁻².d⁻¹ para TDH de 72 h.

Sarmento, Borges e Matos (2012) utilizaram a TCO em relação à matéria orgânica expressa em termos de DQO em estudo de SWC com a macrófita *Cyperus* sp. no tratamento de efluente de suinocultura, com TDH de 72 h, de 17 g.m⁻².d⁻¹, próximo ao TCO máximo encontrado neste trabalho para o TDH de 72 h.

Outros autores também utilizaram TCO em relação a matéria orgânica expressa em DQO com valores próximos aos encontrados neste trabalho. Zhao *et al.* (2010) e Prochaska, Zouboulis e Eskridge (2007) obtiveram TCO de 15 g.m⁻².d⁻¹ aplicado a um SWC no tratamento de esgoto doméstico com a macrófita *Lythrum salicaria* e TCO de 26 g.m⁻².d⁻¹ em um SWC com a macrófita *Phragmites australis* no tratamento de esgoto sintético, respectivamente.

Por meio dos valores e TCO aplicado, pode-se calcular a eficiência de remoção de TCO em cada sistema de *wetland* construída.

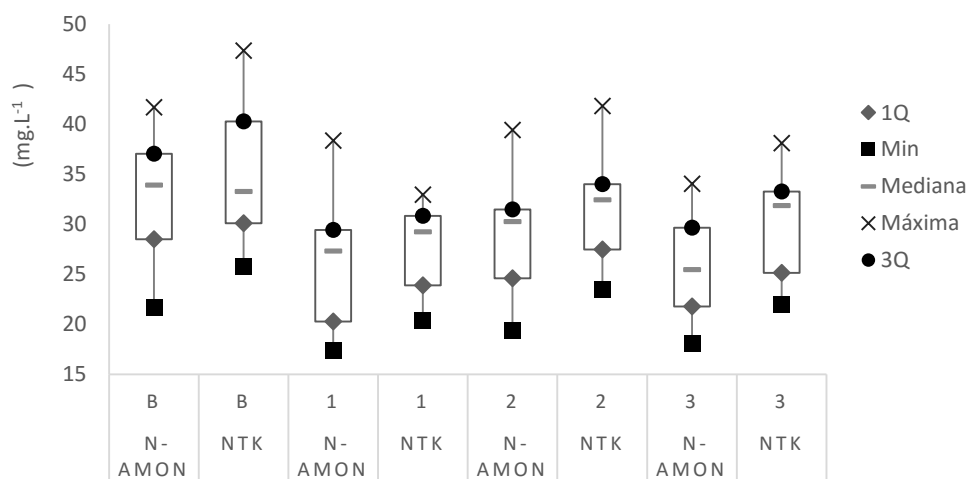
Para a TCO média de 37,87 g.m⁻².d⁻¹ (TDH de 24 h), a média de remoção foi de 52% para SWC 1, 48% para SWC 2 e 58% para SLL. Para a TCO média de 31,41 g.m⁻².d⁻¹ (TDH de 48 h), a média de remoção foi de 73% no SWC 1, 80% no SWC 2 e 76% no SLL, e para a TCO média de 1,41 g.m⁻².d⁻¹ (TDH de 72 h), a média de remoção foi de 62% no SWC 1, 49% no SWC 2 e 58% no SLL.

Eficiências médias de remoção de 87, 81 e 84% foram alcançadas para SWC 1, SWC 2 e SLL, respectivamente, mesmo com a aplicação de elevada TCO de 108,7 g.m⁻².d⁻¹.

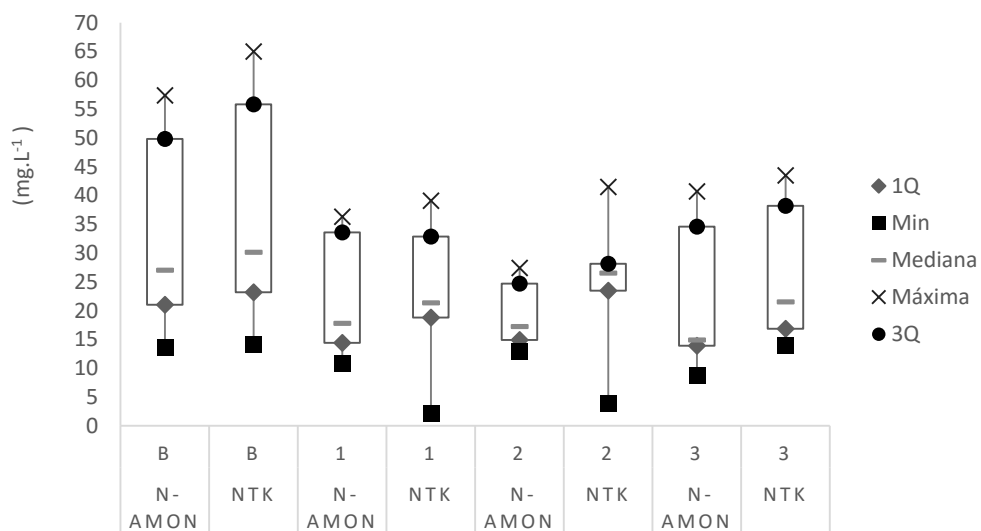
Chang *et al.* (2012) obtiveram remoções de TCO próximas as obtidas neste trabalho, de 60% para um SWC 1 plantado com as macrófitas *Typha orientalis* e *Arundo donax* e 63% para um SWC 2 plantado com as macrófitas *Canna indica* e *Pontederia cordatae* com taxa de carregamento orgânico de 72,2 g.m⁻².d⁻¹, tratando esgotos sanitários de origem doméstica.

Lim, Wong e Lim (2001) obtiveram remoção de 54% em um sistema não plantado com TCO de 119 g.m⁻².d⁻¹ e 62% em um sistema plantado com TCO de 127 g.m⁻².d⁻¹ em sistemas de *wetlands* com lâmina líquida superficial. Para os sistemas sub-superficiais, os autores obtiveram remoção de 72% em sistema não plantado, submetido a TCO de 72 g.m⁻².d⁻¹ e 76% em um sistema plantado submetido a TCO de 61 g.m⁻².d⁻¹. Estes valores também foram similares aos valores encontrados neste trabalho.

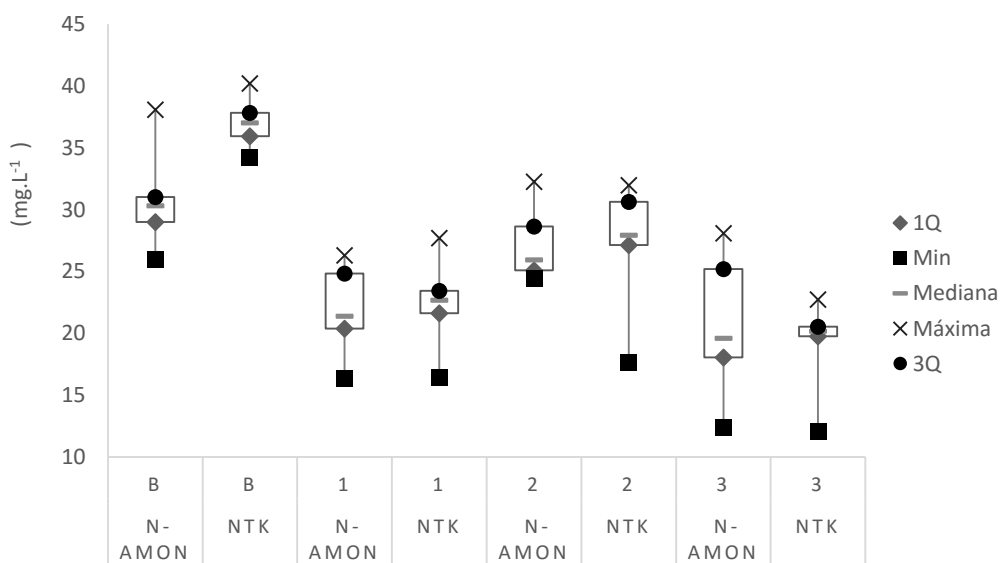
Na Figura 22 é apresentada a variação do NTK e nitrogênio amoniacal nas amostras do afluente e efluentes dos sistemas SWC 1, SWC 2 e SLL, com valores mínimos, máximos e média, e quartis inferior e superior para os perfis de 24 h, 48 h e 72 h, respectivamente.



(a)



(b)



(c)

Figura 22 - Variação do NTK e N-Amon nas amostras do afluente e efluente dos SWCs e SLL no perfis de (a) 24, (b) 48 e (c) 72 h.

Legenda: B = Esgoto bruto; 1 = SWC 1; 2 = SWC 2; 3 = SLL; (a) TDH 24; (b) TDH 48; (c) TDH 72.

Em relação à concentração do NTK nos efluentes dos *wetlands* SWC 1, SWC 2 e SLL, os valores obtidos nas amostras resultaram em 75% das amostras inferiores a 31 mg.L⁻¹, 34 mg.L⁻¹ e 33 mg.L⁻¹, respectivamente, para TDH de 24 h; 75% das amostras inferiores a 33 mg.L⁻¹, 28 mg.L⁻¹ e 38 mg.L⁻¹, respectivamente, para TDH de 48 h; 75% das amostras inferiores a 23 mg.L⁻¹, 31 mg.L⁻¹ e 21 mg.L⁻¹ para TDH de 72 h, respectivamente.

Ainda em relação à concentração do NTK nos efluentes dos *wetlands* SWC 1, SWC 2 e SLL, 25% das amostras foram superiores a 24 mg.L⁻¹, 27 mg.L⁻¹ e 25 mg.L⁻¹, respectivamente, para TDH de 24 h; 25% das amostras foram superiores a 19 mg.L⁻¹, 23 mg.L⁻¹ e 17 mg.L⁻¹, respectivamente para TDH de 48 h; 25% das amostras foram superiores a 22 mg.L⁻¹, 27 mg.L⁻¹ e 20 mg.L⁻¹, respectivamente, para TDH de 72 h e 50% das amostras estão na faixa de 20 mg.L⁻¹ a 32 mg.L⁻¹.

Valores similares foram reportados por Pelissari *et al.* (2014) que obtiveram 28 mg.L⁻¹ de NTK em sistema de *wetland* construída horizontal e 20 mg.L⁻¹ de NTK em sistema de *wetland* vertical aplicados no tratamento de efluente de laticínio, utilizando a macrófita *Typha domingensis*.

Neste trabalho, a concentração de nitrogênio amoniacal no efluente dos *wetlands* SWC 1, SWC 2 e SLL resultaram em 75% das amostras inferiores a 29 mg.L⁻¹, 31 mg.L⁻¹ e 30 mg.L⁻¹, respectivamente, para TDH de 24 h; 75% das amostras foram inferiores a 34 mg.L⁻¹, 25 mg.L⁻¹ e 35 mg.L⁻¹, respectivamente para TDH de 48 h; e 75% das amostras inferiores a 25 mg.L⁻¹, 29 mg.L⁻¹ e 25 mg.L⁻¹ para TDH de 72 h.

Em relação a este mesmo parâmetro nos sistemas SWC 1, SWC 2 e SLL, concentrações superiores a 20 mg.L⁻¹, 25 mg.L⁻¹ e 22 mg.L⁻¹, respectivamente, foram verificadas em 25% das amostras para TDH de 24 h; concentrações superiores a 14 mg.L⁻¹, 15 mg.L⁻¹ e 14 mg.L⁻¹, respectivamente, foram verificadas em 25% das amostras para TDH de 48 h; concentrações superiores a 20 mg.L⁻¹, 25 mg.L⁻¹ e 18 mg.L⁻¹ foram verificadas em 25% das amostras, respectivamente, para TDH de 72 h e 50% das amostras na faixa de 15 mg.L⁻¹ a 30 mg.L⁻¹.

Pelissari *et al.* (2014) obtiveram valores próximos aos encontrados neste trabalho, com concentração média de 23 mg.L⁻¹ de nitrogênio amoniacal no efluente de um SWC horizontal e 11 mg.L⁻¹ no efluente de um SWC vertical.

Chang *et al.* (2012) também obtiveram valores de concentrações de nitrogênio amoniacal similares aos deste trabalho, com 23 mg.L⁻¹ no efluente de um

SWC 1 plantado com *Typha orientalis* e *Arundo donax* e de um SWC 2 plantado com *Canna indica* e *Pontederia cordatae*.

O valor de nitrogênio amoniacal estabelecido pela legislação do Conama (Brasil, 2011) para lançamento de efluentes é de até 20 mg.L^{-1} , e neste trabalho, os valores obtidos são maiores do que o recomendado.

Uma possível explicação para este resultado seria de que os valores de pH foram próximos à neutralidade, e com isto, a amônia existente nos esgotos não pôde ser liberada via volatilização (ABRANTES, 2009).

Ainda segundo o mesmo autor, outro fator que pode justificar os valores de nitrogênio amoniacal acima do estabelecido na resolução, é a baixa transferência de oxigênio da atmosfera para o sistema alagado por meio das raízes das plantas, nas quais o oxigênio é utilizado pelas bactérias nitrificantes para oxidar o nitrogênio amoniacal durante o processo de nitrificação.

Na Figura 23 é apresentada a variação do fósforo nas amostras do afluente e efluentes dos sistemas SWC 1, SWC 2 e SLL, com valores mínimos, máximos e média, e quartis inferior e superior para os perfis de 24 h, 48 h e 72 h.

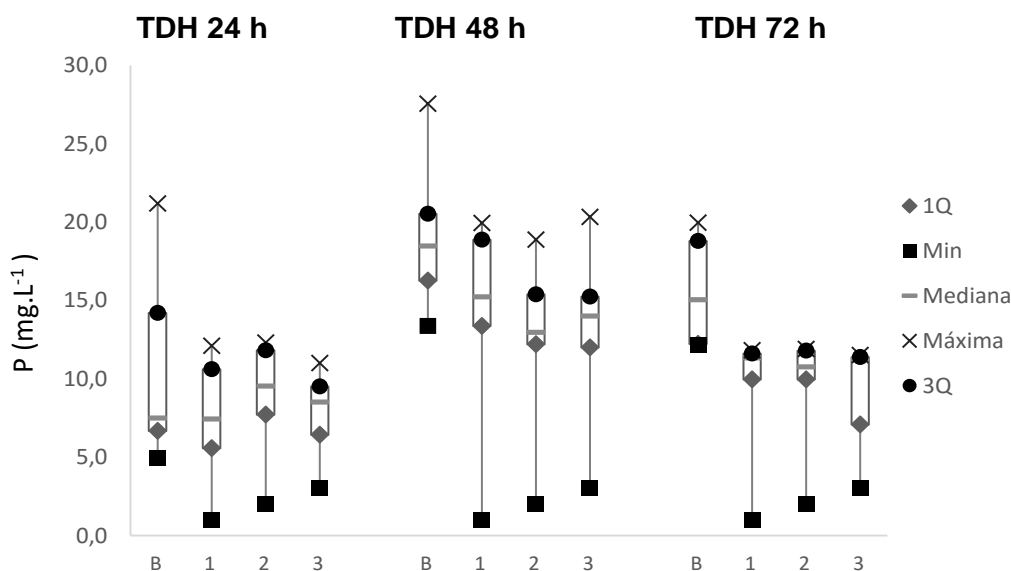


Figura 23 - Variação do fósforo nas amostras do afluente e efluentes dos SWCs e SLL no perfis de 24, 48 e 72 h.

Legenda: B = Esgoto bruto; 1 = SWC 1; 2 = SWC 2; 3 = SLL.

Em relação à concentração do fósforo total nos efluentes dos *wetlands* SWC 1, SWC 2 e SLL, os valores obtidos nas amostras resultaram em 75% das amostras inferiores a 11 mg.L⁻¹, 12 mg.L⁻¹ e 10 mg.L⁻¹, respectivamente, para TDH de 24 h; 75% das amostras inferiores a 19 mg.L⁻¹, 15 mg.L⁻¹ e 15 mg.L⁻¹, respectivamente, para TDH de 48 h; 75% das amostras inferiores a 12 mg.L⁻¹, 12 mg.L⁻¹ e 11 mg.L⁻¹, para TDH de 72 h, respectivamente.

Em relação a este mesmo parâmetro nos sistemas SWC 1, SWC 2 e SLL, concentrações superiores a 6 mg.L⁻¹, 8 mg.L⁻¹ e 6 mg.L⁻¹, respectivamente, foram verificadas em 25% das amostras para TDH de 24 h; concentrações superiores a 13 mg.L⁻¹, 12 mg.L⁻¹ e 12 mg.L⁻¹, respectivamente, foram verificadas em 25% das amostras para TDH de 48 h; concentrações superiores a 10 mg.L⁻¹, 10 mg.L⁻¹ e 7 mg.L⁻¹ foram verificadas em 25% das amostras, respectivamente, para TDH de 72 h e 50% das amostras na faixa de 7 mg.L⁻¹ a 15 mg.L⁻¹.

Souza *et al.* (2015) obtiveram valores similares aos verificados neste trabalho, com concentração de fósforo total de 14 mg.L⁻¹ no efluente de SWC tratando esgotos sanitários.

Para o lançamento de efluentes tratados, é estabelecida concentração de fósforo de 0,050 mg.L⁻¹ na Resolução 430/2011 do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) (Brasil, 2011), o que não foi atendido pelos sistemas propostos.

Para cada tempo de detenção hidráulico estudado (24 h, 48 h e 72 h), foram realizados três perfis de amostragem temporal, e em cada perfil, a duração das análises era de 24 horas, com coletas a cada 3 h. Destes três perfis de cada TDH, foram calculadas médias dos resultados das análises, que serão apresentados na sequência.

Na Tabela 13 são apresentados os valores das médias aritmética das concentrações, desvio padrão, coeficiente de variação, valor mínimo e máximo, e eficiência de remoção que foram obtidos nos perfis de amostragem temporal dos sistemas operados com TDH de 24 h.

Tabela 13 - Valores médios obtidos nas análises físico-químicas dos perfis de TDH de 24 h.

	Parâmetros	Méd	DP	CV (%)	Min	Max	EF (%)
Bruto	Temperatura (°C)	21,95	2,07	9,42	16,20	25,40	--
	DQO bruta (mg.L ⁻¹)	198	105	53	108	569	--
	P Total (mgPO ₄ ³⁻ .L ⁻¹)	10,02	4,70	47	4,92	21,20	--
	NTK (mgN-NTK.L ⁻¹)	35	6	17	26		--
	N-amon (mg N-NH ₄ ⁺ .L ⁻¹)	33	5	16	22	42	--
	Nitrito (mg N-NO ₂ ⁻ .L ⁻¹)	0,04	0,01	34	0,02	0,07	--
	Nitrato (mg N-NO ₃ ⁻ .L ⁻¹)	6,00	4,54	76	1,73	21,43	--
	ST (mg.L ⁻¹)	1052	272	26	36	9828	--
	SST (mg.L ⁻¹)	159	98	61	12	302	--
SWC 1	Temperatura (°C)	21,72	1,53	7,06	19,50	24,90	--
	DQO bruta (mg.L ⁻¹)	84	34	41	46	188	52
	P Total (mgPO ₄ ³⁻ .L ⁻¹)	8,02	2,49	31	4,40	12,10	14
	NTK (mgN-NTK.L ⁻¹)	28	5	17	20	33	20
	N-amon (mg N-NH ₄ ⁺ .L ⁻¹)	26	6	23	18	38	20
	Nitrito (mg N-NO ₂ ⁻ .L ⁻¹)	0,02	0,01	46	0,00	0,04	49
	Nitrato (mg N-NO ₃ ⁻ .L ⁻¹)	3,19	1,64	51	0,66	3,76	37
	ST (mg.L ⁻¹)	655	155	24	10	6570	38
	SST (mg.L ⁻¹)	49	41	84	6	152	69
SWC 2	Temperatura (°C)	21,97	1,52	6,92	19,60	25,10	--
	DQO bruta (mg.L ⁻¹)	92	38	41	52	189	48
	P Total (mgPO ₄ ³⁻ .L ⁻¹)	9,60	2,17	23	5,61	12,30	**
	NTK (mgN-NTK.L ⁻¹)	31	4	14	23	42	8
	N-amon (mg N-NH ₄ ⁺ .L ⁻¹)	29	6	19	19	39	12
	Nitrito (mg N-NO ₂ ⁻ .L ⁻¹)	0,02	0,01	58	0,01	0,05	51
	Nitrato (mg N-NO ₃ ⁻ .L ⁻¹)	2,10	0,81	39	0,66	3,76	57
	ST (mg.L ⁻¹)	592	108	18	24	4080	44
	SST (mg.L ⁻¹)	69	42	62	14	190	57
SLL	Temperatura (°C)	21,58	1,84	8,54	18,80	25,40	--
	DQO bruta (mg.L ⁻¹)	75	16	21	51	105	58
	P Total (mgPO ₄ ³⁻ .L ⁻¹)	8,21	1,74	21	5,12	11,00	9
	NTK (mgN-NTK.L ⁻¹)	31	5	18	22	38	13
	N-amon (mg N-NH ₄ ⁺ .L ⁻¹)	26	5	20	18	34	20
	Nitrito (mg N-NO ₂ ⁻ .L ⁻¹)	0,02	0,01	46	0,01	0,05	38
	Nitrato (mg N-NO ₃ ⁻ .L ⁻¹)	3,92	2,82	72	0,90	10,42	26
	ST (mg.L ⁻¹)	685	148	22	24	6552	35
	SST (mg.L ⁻¹)	81	73	90	24	280	49

Legenda: N = Número de amostras = 18; Méd = Média aritmética; DP = Desvio padrão; CV = Coeficiente de variação; Min = Valor mínimo; Max = Valor máximo; EF = eficiência média de remoção; DQO = Demanda Química de Oxigênio; P Total = Fósforo Total; NTK = Nitrogênio Total Kjeldahl; N-amon = Nitrogênio Amoniacal; ST = Sólidos Totais; SST = Sólidos Suspensos Totais. ** = Valores acima da concentração do afluente inicial.

Na Tabela 14 são apresentados os valores das concentrações (média aritmética), desvio padrão, coeficiente de variação, valor mínimo e máximo, e eficiência de remoção que foram obtidos nos perfis de amostragem temporal dos sistemas operados com TDH de 48 h.

Tabela 14 - Valores médios obtidos nas análises físico-químicas dos perfis de TDH de 48 h.

	Parâmetros	Méd	DP	CV (%)	Min	Max	EF (%)
Bruto	Temperatura (°C)	21,62	1,40	6,46	19,60	24,10	--
	DQO bruta (mg.L ⁻¹)	329	121	37	202	682	--
	P Total (mgPO ₄ ³⁻ .L ⁻¹)	18,60	3,97	21	12,28	27,56	--
	NTK (mgN-NTK.L ⁻¹)	37	17	47	65	17	--
	N-amon (mg N-NH ₄ ⁺ .L ⁻¹)	33	15	47	13	57	--
	Nitrito (mg N-NO ₂ ⁻ .L ⁻¹)	0,13	0,20	157	0,01	0,78	--
	Nitrato (mg N-NO ₃ ⁻ .L ⁻¹)	4,84	4,76	98	0,18	13,82	--
	ST (mg.L ⁻¹)	806	517	64	243	1903	--
	SST (mg.L ⁻¹)	137	50	37	88	306	--
SWC 1	Temperatura (°C)	20,96	1,62	7,73	18,90	24,30	--
	DQO bruta (mg.L ⁻¹)	89	46	52	37	227	73
	P Total (mgPO ₄ ³⁻ .L ⁻¹)	15,61	3,43	22	10,16	19,95	16
	NTK (mg N-NTK.L ⁻¹)	24	10	41	2	39	26
	N-amon (mg N-NH ₄ ⁺ .L ⁻¹)	22	9	42	11	36	29
	Nitrito (mg N-NO ₂ ⁻ .L ⁻¹)	0,01	0,00	23	0,01	0,02	61
	Nitrato (mg N-NO ₃ ⁻ .L ⁻¹)	1,75	0,95	54	0	3,93	7
	ST (mg.L ⁻¹)	132	100	76	20	377	84
	SST (mg.L ⁻¹)	36	33	93	0	98	74
SWC 2	Temperatura (°C)	20,80	1,70	8,19	18,60	24,10	--
	DQO bruta (mg.L ⁻¹)	60	18	29	29	98	80
	P Total (mgPO ₄ ³⁻ .L ⁻¹)	14,16	2,56	18	11,15	18,87	22
	NTK (mg N-NTK.L ⁻¹)	26	9	35	4	41	13
	N-amon (mg N-NH ₄ ⁺ .L ⁻¹)	19	5	27	13	28	36
	Nitrito (mg N-NO ₂ ⁻ .L ⁻¹)	0,01	0,00	34	0,00	0,01	70
	Nitrato (mg N-NO ₃ ⁻ .L ⁻¹)	0,94	0,72	76	0	2,80	67
	ST (mg.L ⁻¹)	141	125	89	17	393	82
	SST (mg.L ⁻¹)	36	38	104	0	126	74
SLL	Temperatura (°C)	20,86	1,61	7,73	18,60	24,20	--
	DQO bruta (mg.L ⁻¹)	81	75	92	24	353	76
	P Total (mgPO ₄ ³⁻ .L ⁻¹)	13,91	2,33	17	10,09	20,33	23
	NTK (mg N-NTK.L ⁻¹)	25	10	42	14	43	23
	N-amon (mg N-NH ₄ ⁺ .L ⁻¹)	22	12	53	9	41	35
	Nitrito (mg N-NO ₂ ⁻ .L ⁻¹)	0,07	0,07	102	0,00	0,26	**
	Nitrato (mg N-NO ₃ ⁻ .L ⁻¹)	1,79	2,34	130	0	10,13	30
	ST (mg.L ⁻¹)	217	100	46	13	327	73
	SST (mg.L ⁻¹)	74	47	63	8	148	46

Legenda: N = Número de amostras = 18; Méd = Média aritmética; DP = Desvio padrão; CV = Coeficiente de variação; Min = Valor mínimo; Max = Valor máximo; EF = eficiência média de remoção; DQO = Demanda Química de Oxigênio; P Total = Fósforo Total; NTK = Nitrogênio Total Kjeldahl; N-amon = Nitrogênio Amoniacal; ST = Sólidos Totais; SST = Sólidos Suspensos Totais. ** = Valores acima da concentração do afluente inicial.

Na Tabela 15 são apresentados os valores das médias das concentrações (aritmética), desvio padrão, coeficiente de variação, valor mínimo e máximo, e eficiência de remoção que foram obtidos nos perfis de amostragem temporal dos sistemas operados com TDH de 72 h.

Tabela 15 - Valores médios obtidos nas análises físico-químicas dos perfis de TDH de 72 h.

	Parâmetros	Méd	DP	CV (%)	Min	Max	EF (%)
Bruto	Temperatura (°C)	17,78	1,01	5,69	15,80	19,30	--
	DQO bruta (mg.L ⁻¹)	204	83	41	53	373	--
	P Total (mgPO ₄ ³⁻ .L ⁻¹)	15,21	3,14	21	12,11	19,96	--
	NTK (mg N-NTK.L ⁻¹)	37	1	4	34	40	--
	N-amon (mg N-NH ₄ ⁺ .L ⁻¹)	30	3	8	26	38	--
	Nitrito (mg N-NO ₂ ⁻ .L ⁻¹)	0,04	0,01	28	0,02	0,07	--
	Nitrato (mg N-NO ₃ ⁻ .L ⁻¹)	7,56	2,80	37	1,30	13,04	--
	ST (mg.L ⁻¹)	420	150	36	53	650	--
	SST (mg.L ⁻¹)	162	86	53	30	316	--
SWC 1	Temperatura (°C)	16,91	1,25	7,39	14,50	18,70	--
	DQO bruta (mg.L ⁻¹)	66	19	29	38	106	60
	P Total (mgPO ₄ ³⁻ .L ⁻¹)	10,83	0,93	9	8,89	11,81	27
	NTK (mg N-NTK.L ⁻¹)	23	3	12	16	28	38
	N-amon (mg N-NH ₄ ⁺ .L ⁻¹)	22	3	13	16	26	27
	Nitrito (mg N-NO ₂ ⁻ .L ⁻¹)	0,01	0,00	41	0,00	0,02	75
	Nitrato (mg N-NO ₃ ⁻ .L ⁻¹)	1,83	1,18	65	0,00	4,70	59
	ST (mg.L ⁻¹)	203	123	60	3	480	52
	SST (mg.L ⁻¹)	63	52	81	0	132	58
SWC 2	Temperatura (°C)	16,71	1,44	8,60	13,80	19,60	--
	DQO bruta (mg.L ⁻¹)	81	46	57	46	223	47
	P Total (mgPO ₄ ³⁻ .L ⁻¹)	10,77	1,09	10	8,87	11,90	27
	NTK (mg N-NTK.L ⁻¹)	28	3	13	18	32	25
	N-amon (mg N-NH ₄ ⁺ .L ⁻¹)	27	2	9	24	32	11
	Nitrito (mg N-NO ₂ ⁻ .L ⁻¹)	0,01	0,00	41	0,00	0,02	77
	Nitrato (mg N-NO ₃ ⁻ .L ⁻¹)	1,06	0,76	72	0,00	3,39	74
	ST (mg.L ⁻¹)	251	151	60	77	534	40
	SST (mg.L ⁻¹)	47	47	99	0	124	69
SLL	Temperatura (°C)	16,71	1,57	9,41	13,40	19,40	--
	DQO bruta (mg.L ⁻¹)	64	19	30	38	96	57
	P Total (mgPO ₄ ³⁻ .L ⁻¹)	9,50	2,35	25	5,54	11,51	38
	NTK (mg N-NTK.L ⁻¹)	19	2	15	12	23	47
	N-amon (mg N-NH ₄ ⁺ .L ⁻¹)	21	5	22	12	28	32
	Nitrito (mg N-NO ₂ ⁻ .L ⁻¹)	0,10	0,07	71	0,00	0,20	**
	Nitrato (mg N-NO ₃ ⁻ .L ⁻¹)	1,37	0,96	70	0,00	3,51	70
	ST (mg.L ⁻¹)	219	236	108	20	887	48
	SST (mg.L ⁻¹)	62	51	81	0	136	59

Legenda: N = Número de amostras = 18; Méd = Média aritmética; DP = Desvio padrão; CV = Coeficiente de variação; Min = Valor mínimo; Max = Valor máximo; EF = eficiência média de remoção; DQO = Demanda Química de Oxigênio; P Total = Fósforo Total; NTK = Nitrogênio Total Kjeldahl; N-amon = Nitrogênio Amoniacal; ST = Sólidos Totais; SST = Sólidos Suspensos Totais. ** = Valores acima da concentração do afluente inicial.

As temperaturas das amostras do efluente dos sistemas variaram de 21 a 22°C, 20 a 22 °C e de 16 a 18 °C quando operados com TDH de 24 h, 48 h e 72 h, respectivamente. A menor faixa da temperatura é justificada devido a etapa III (TDH 72h) ter ocorrido no mês de maio no qual foram verificadas temperaturas no ambiente mínima de 15 °C e máxima de 25 °C de acordo com dados do Simepar (2015), enquanto que na etapa II, a temperatura foi mais elevada, com mínima de 19 °C e a máxima de 29 °C; corroborando Toniato (2005) que reporta a variação da

temperatura dos esgotos nos sistemas de *wetlands* em função das mudanças climáticas que ocorrem no ambiente em sistemas abertos, e ainda relata que temperaturas médias mais alta favorecem o aumento da atividade microbológica nos sistemas.

As faixas de temperatura obtidas na saídas dos SWC e SLL deste trabalho, estão de acordo com o valor estabelecido na Resolução 430/2011 (BRASIL, 2011) que estabelece valores inferiores a 40 °C para efluentes lançados em corpo hídrico.

Valores próximos foram reportados por Sousa *et al.* (2002), que obtiveram temperatura de 22 °C em efluente de SWC sub-superficial no tratamento de esgoto sanitário, utilizando a macrófita *Juncus* sp.

Toniato (2005) também verificou temperatura próxima a obtida neste trabalho, com valor médio de 23 °C no efluente de um sistema de *wetland* construída de escoamento sub-superficial alimentado com efluente de tanque séptico.

A análise de temperatura do líquido é importante, pois este fator está diretamente relacionado com o metabolismo dos microrganismos presentes em qualquer sistema de tratamento biológico (Eaton *et al.*, 2005), o que também se aplica a sistemas de *wetlands* construídas.

Os valores de Demanda Química de Oxigênio (DQO), indicados na Tabela 13, resultaram em 84 mg.L⁻¹, 92 mg.L⁻¹ e 75 mg.L⁻¹ para SWC 1, SWC 2 e SLL, operados com TDH de 24 h, o que acarretou nas eficiências de remoção de 52%, 48% e 58%, respectivamente.

Colares e Sandri (2013) obtiveram eficiência de remoção similares para SWCs horizontais operados com TDH de 24 h no tratamento de esgoto sanitário, sendo de 56% no SWC composto por cascalho natural, 58% no SWC composto por brita número 2 e 57% no SWC composto por cascalho lavado. Nos sistemas foram plantadas mudas da macrófita *Typha* sp. Por meio de análise de variância, os autores não observaram diferenças significativas entre os valores obtidos nos SWC preenchidos com diferentes materiais.

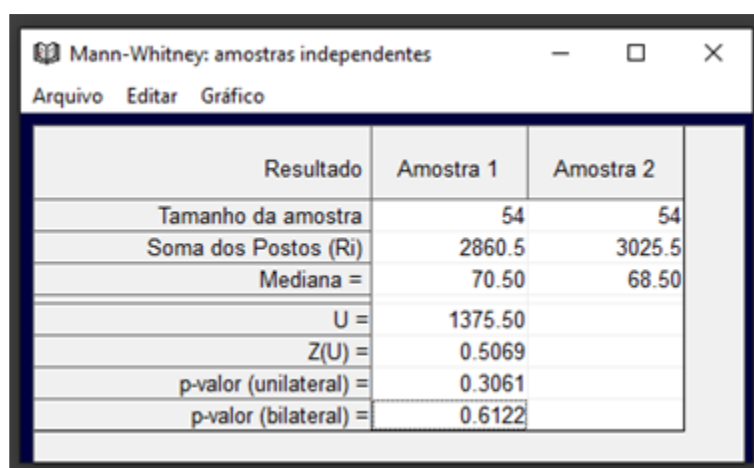
Na Tabela 14 são apresentados os valores médios da DQO em amostras brutas e a eficiência de remoção obtidos no monitoramento dos sistemas operados com TDH de 48 h, que foram de 89 mg.L⁻¹ e 76% para o SWC 1, 60 mg.L⁻¹ e 80% para o SWC 2 e 81 mg.L⁻¹ e 73% para o SLL (Tabela 14).

Na Tabela 15, são apresentados os valores médios da DQO em amostras brutas e a eficiência de remoção dos sistema operados com TDH de 72 h, sendo de 66 mg.L⁻¹ e 60% no SWC 1, 81 mg.L⁻¹ e 47% no SWC 2 e 64 mg.L⁻¹ e 57% no SLL.

Sarmento, Borges e Matos (2012) obtiveram eficiências médias de remoção de DQO próxima aos valores encontrados neste trabalho, de 68% em SWC plantado e 66% em SWC não plantado, utilizando a macrófita *Cyperus* sp. no tratamento de efluente de suinocultura em TDH de 72 h.

Kantawanichkul *et al.* (2001) obtiveram maior remoção de DQO (98%) em um SWC com *Cyperus flabelliformis* no tratamento de águas residuárias de suinocultura, e atribuíram esta remoção à profundidade (0,8 m) do material filtrante utilizado (areia) e a maior quantidade de oxigênio condicionada ao sistema devido à alimentação de forma intermitente (batelada).

Ao aplicar o teste estatístico U de Mann-Whitney para verificar se a eficiência de remoção de matéria orgânica expressa em termos de DQO depende da configuração do sistema de *wetland* utilizado, foi verificado que o p-valor resultou maior que o nível de decisão alfa de 0,05 ao comparar o SWC 1 e SWC 2 (p-valor = 0,6122); SWC 1 e SLL (p-valor = 0,3121) e SWC 2 e SLL (p-valor = 0,6383), conforme é apresentado na Figura 24.



Resultado	Amostra 1	Amostra 2
Tamanho da amostra	54	54
Soma dos Postos (Ri)	2860.5	3025.5
Mediana =	70.50	68.50
U =	1375.50	
Z(U) =	0.5069	
p-valor (unilateral) =	0.3061	
p-valor (bilateral) =	0.6122	

(a)

Resultado	Amostra 1	Amostra 2
Tamanho da amostra	54	54
Soma dos Postos (Ri)	2778.5	3107.5
Mediana =	70.50	70.50
U =	1293.50	
Z(U) =	1.0108	
p-valor (unilateral) =	0.1561	
p-valor (bilateral) =	0.3121	

(b)

Resultado	Amostra 1	Amostra 2
Tamanho da amostra	54	54
Soma dos Postos (Ri)	2866.5	3019.5
Mediana =	68.50	70.50
U =	1381.50	
Z(U) =	0.4701	
p-valor (unilateral) =	0.3192	
p-valor (bilateral) =	0.6383	

(c)

Figura 24 - Valores obtidos no teste estatístico de U Mann-Whitney para a eficiência de remoção de DQO: (a) SWC 1 (amostra 1) e SWC 2 (amostra 2); (b) SWC 1 (amostra 1) e SLL (amostra 2); (c) SWC 2 (amostra 1) e SLL (amostra 2).

Os resultados confirmam que a eficiência de remoção de matéria orgânica, expressa em termos de DQO, não depende da configuração do sistema utilizado, ou seja, a hipótese nula é aceita.

O mesmo teste estatístico foi aplicado para verificar se a eficiência de remoção da matéria orgânica, expressa em termos de DQO, depende do TDH utilizado. O p-valor resultou menor que o nível de decisão alfa de 0,05 ao comparar TDH 24 h e TDH 48 h (p-valor < 0,0001); TDH 24 h e TDH 72 h (p-valor = 0,0060) e TDH 48 h e TDH 72 h (p-valor < 0,001), conforme é apresentado na Figura 25.

Mann-Whitney: amostras independentes		
Arquivo Editar Gráfico		
Resultado	Amostra 1	Amostra 2
Tamanho da amostra	54	54
Soma dos Postos (Ri)	1860.0	4026.0
Mediana =	53.00	80.00
U =	375.00	
Z(U) =	6.6544	
p-valor (unilateral) =	< 0.0001	
p-valor (bilateral) =	< 0.0001	

(a)

Mann-Whitney: amostras independentes		
Arquivo Editar Gráfico		
Resultado	Amostra 1	Amostra 2
Tamanho da amostra	54	54
Soma dos Postos (Ri)	2496.0	3390.0
Mediana =	53.00	70.50
U =	1011.00	
Z(U) =	2.7466	
p-valor (unilateral) =	0.0030	
p-valor (bilateral) =	0.0060	

(b)

Mann-Whitney: amostras independentes		
Arquivo Editar Gráfico		
Resultado	Amostra 1	Amostra 2
Tamanho da amostra	54	54
Soma dos Postos (Ri)	3640.5	2245.5
Mediana =	80.00	70.50
U =	760.50	
Z(U) =	4.2858	
p-valor (unilateral) =	< 0.0001	
p-valor (bilateral) =	< 0.0001	

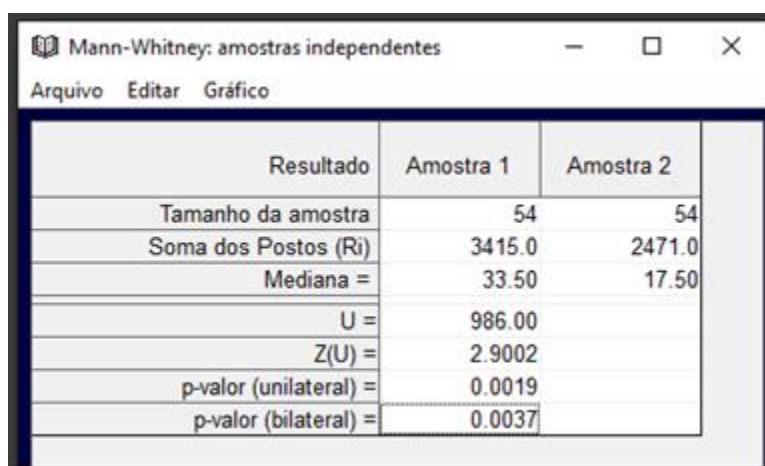
(c)

Figura 25 - Valores obtidos no teste estatístico de U Mann-Whitney para a eficiência de remoção de DQO: (a) TDH 24 h (amostra 1) e TDH 48 h (amostra 2); (b) TDH 24 h (amostra 1) e TDH 72 h (amostra 2); (c) THD 48 h (amostra 1) e TDH 72 h (amostra 2).

Com os resultados obtidos confirma-se que existe diferença significativa entre as eficiências de remoção de DQO nos sistemas operados com diferentes TDH's, ou seja, a hipótese nula é rejeitada.

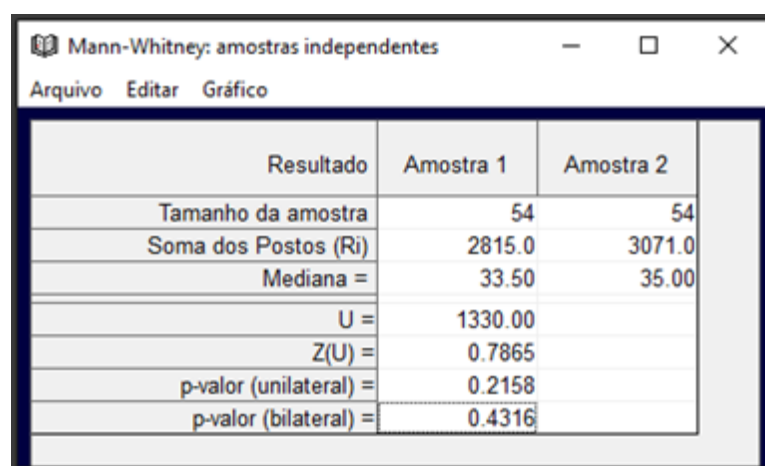
Segundo Mazzola, Roston e Valentim (2005), o aumento do TDH aplicado no SWC vertical melhora a eficiência de remoção da matéria orgânica (expressa em termos de DQO), o que também foi observado neste trabalho.

Na Figura 26 são apresentados os valores de p-valor para o teste estatístico U de Mann-Whitney realizado para verificar se a eficiência de remoção de NTK depende da configuração do sistema utilizado.



Resultado	Amostra 1	Amostra 2
Tamanho da amostra	54	54
Soma dos Postos (Ri)	3415.0	2471.0
Mediana =	33.50	17.50
U =	986.00	
Z(U) =	2.9002	
p-valor (unilateral) =	0.0019	
p-valor (bilateral) =	0.0037	

(a)



Resultado	Amostra 1	Amostra 2
Tamanho da amostra	54	54
Soma dos Postos (Ri)	2815.0	3071.0
Mediana =	33.50	35.00
U =	1330.00	
Z(U) =	0.7865	
p-valor (unilateral) =	0.2158	
p-valor (bilateral) =	0.4316	

(b)

Resultado	Amostra 1	Amostra 2
Tamanho da amostra	54	54
Soma dos Postos (Ri)	2538.0	3348.0
Mediana =	17.50	35.00
U =	1053.00	
Z(U) =	2.4885	
p-valor (unilateral) =	0.0064	
p-valor (bilateral) =	0.0128	

(c)

Figura 26 - Valores obtidos no teste estatístico de U Mann-Whitney para a eficiência de remoção de NTK: (a) SWC 1 (amostra 1) e SWC 2 (amostra 2); (b) SWC 1 (amostra 1) e SLL (amostra 2); (c) SWC 2 (amostra 1) e SLL (amostra 2).

No teste estatístico foi possível obter valor de nível de decisão inferior a 0,05 para o SWC 1 comparado com o SWC 2 (p -valor = 0,0037) e para o SWC 2 comparado com o SLL (p -valor = 0,0128), comprovando estatisticamente a diferença significativa entre os sistemas quanto à remoção de NTK, ou seja, é refutada a hipótese nula.

Para o SWC 1 e SLL, o p -valor foi maior que o nível de decisão (p -valor = 0,4316), confirmando que não há diferença significativa na eficiência de remoção de NTK entre estes sistemas, ou seja, é aceita a hipótese nula.

Na Figura 27 são apresentados os valores de p -valor para o teste estatístico U de Mann-Whitney realizado para verificar se a eficiência de remoção de NTK depende do TDH utilizado.

Resultado	Amostra 1	Amostra 2
Tamanho da amostra	54	54
Soma dos Postos (Ri)	2452.0	3434.0
Mediana =	16.50	34.00
U =	967.00	
Z(U) =	3.0169	
p-valor (unilateral) =	0.0013	
p-valor (bilateral) =	0.0026	

(a)

Resultado	Amostra 1	Amostra 2
Tamanho da amostra	54	54
Soma dos Postos (Ri)	1824.5	4061.5
Mediana =	16.50	39.50
U =	339.50	
Z(U) =	6.8726	
p-valor (unilateral) =	< 0.0001	
p-valor (bilateral) =	< 0.0001	

(b)

Resultado	Amostra 1	Amostra 2
Tamanho da amostra	54	54
Soma dos Postos (Ri)	2719.0	3167.0
Mediana =	34.00	39.50
U =	1234.00	
Z(U) =	1.3764	
p-valor (unilateral) =	0.0844	
p-valor (bilateral) =	0.1687	

(c)

Figura 27 - Valores obtidos no teste estatístico de U Mann-Whitney para a eficiência de remoção de NTK: (a) TDH 24 h (amostra 1) e TDH 48 h (amostra 2); (b) TDH 24 h (amostra 1) e TDH 72 h (amostra 2); (c) THD 48 h (amostra 1) e TDH 72 h (amostra 2).

Foi comprovado que a eficiência de remoção de NTK depende do TDH aplicado nos sistemas, quando comparados TDH de 24 h e TDH de 48 h (p -valor = 0,0026); e 24 h e 72 h (p -valor < 0,0001), rejeitando-se a hipótese nula.

Para a comparação entre TDH de 48 h e 72 h, o p -valor foi maior que o nível de decisão de 0,05 (p -valor = 0,1687), aceitando-se a hipótese nula de que a eficiência de remoção de NTK independe da utilização destes TDH's testados.

Apesar dos resultados estatísticos mostrarem que não existe diferença na comparação de remoção de NTK entre o TDH de 48 e 72 h, pelos resultados das análises físico-químicas apresentados nas Tabelas 13, 14 e 15, foi verificado aumento da eficiência de remoção de NTK em função do aumento do TDH nos sistemas SWC 1, SWC 2 e SLL, respectivamente, com valores de 20%, 8% e 13%

quando estes foram operados com TDH de 24 h; 26%, 13% e 23% quando operados com TDH de 48 h; e 38%, 25% e 47% quando operados com TDH de 72 h, respectivamente.

Brasil (2005) e Calijuri *et al.* (2009) também verificaram maiores remoções de NTK com o aumento do TDH.

Brasil (2005) obteve eficiência de remoção de 33% no TDH de 1,9 dias e 57% no TDH de 3,6 dias em um SWC composto por brita número 0 e *Typha* sp. no tratamento de esgoto sanitário de origem doméstica proveniente de tanque séptico.

Calijuri *et al.* (2009) obtiveram eficiência de remoção de 22% a 67% no TDH de 1,3 a 3,2 dias, respectivamente, em ambos os sistemas, com *Typha* sp. e *Brachiaria* sp. no tratamento de esgoto sanitário de origem doméstica tratado por reator tipo UASB. Estes autores obtiveram ciclos de queda e ganho de desempenho, a atribuem essa tendência de remoção inicial elevada seguida de queda, supostamente, ao ciclo vegetativo das plantas, as quais, na fase de envelhecimento, não absorvem nutrientes na mesma proporção da fase de crescimento.

Para o nitrogênio amoniacal, foi verificado aumento da eficiência de remoção nos sistemas em função do aumento do TDH de 24 h para 48 h, com porcentagens de 20% para SWC 1 e SLL e de 12% para SWC 2 operados com TDH de 24 h, para 29% no SWC 1, 36% no SWC 2 e 35% no SLL operados com TDH de 48 h.

Este aumento da eficiência de remoção, principalmente nos sistemas plantados, se deve ao fato das raízes das macrófitas servirem como meio de transporte de oxigênio e aderência para os microrganismos promoverem a degradação microbiana (LIM, WONG e LIM, 2001).

Na Tabela 15 são apresentadas as eficiências de remoção de nitrogênio amoniacal para os sistemas operados com TDH de 72 h de 27% no SWC 1, 11% no SWC 2 e 32% no SLL.

Resultados similares foram reportados por Vich *et al.* (2013) com 10% de eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal no sistema plantado com *Heliconia* sp. e no sistema controle com TDH de 5 dias. Os autores verificaram aumento desta eficiência de remoção para 64% nos wetlands com *Heliconia* sp. e 48% no sistema controle com TDH de 21 dias no tratamento de lixiviado de aterro sanitário.

Lim, Wong e Lim (2001) notaram valores similares, com eficiências de remoção de 47% em sistemas de lâmina livre e de 31% em sistemas de escoamento

sub-superficial, contendo 44 propágulos de *Thypha angustifolia* por m² e operados com TDH de 0,6 a 8,5 dias no tratamento de esgoto sanitário.

Para nitrito, a eficiência de remoção foi de 49%, 51% e 38% para o SWC 1, SWC 2 e SLL, respectivamente, operados com TDH de 24 h. Para TDH de 48 h, foram verificadas eficiências de remoção de 61% para SWC 1 70% para SWC 2 e acúmulo de nitrito de 98% para SLL. Para TDH de 72 h, as eficiências de remoção foram de 75% e 77% para SWC 1 e SWC 2, respectivamente. Por outro lado, também foi verificado acúmulo de 153% de nitrito no SLL.

Salaro Junior (2008) e De Araújo Almeida, Oliveira e Kliemann (2007) também observaram aumento na concentração de nitrito no efluente de sistemas SWC.

Salaro Junior (2008) verificou aumento de nitrito, de 0,33 mg.L⁻¹ no afluente bruto para 1,34 mg.L⁻¹ no efluente tratado de um SWC plantado com *Juncos sellovianus*, para 4,1 mg.L⁻¹ no efluente tratado de um SWC plantado com *Vetiveria zizanoides*, e para 2,15 no SWC controle, no pós-tratamento de efluente de estação de tratamento de esgoto sanitário. O autor justifica o aumento de nitrito no efluente pelo processo de nitrificação da amônia e do nitrogênio orgânico presentes nos esgotos sanitários de origem doméstica.

De Araújo Almeida, Oliveira e Kliemann (2007) observaram aumento médio de 162% em relação ao valor médio do afluente em ambos os SWC plantados com *Typha* sp., *Hedychium coronarium*, *Coix lacryma-jobi* ou *Urochloa mutica*, no tratamento de esgoto sanitário. Estes autores justificaram que o valor no efluente refere-se ao nitrito formado a partir do nitrogênio amoniacal, excluindo o nitrito convertido a nitrato, e que o nitrogênio permanece na forma de nitrito por períodos de tempo muito pequenos, sendo de pouca importância sua quantificação.

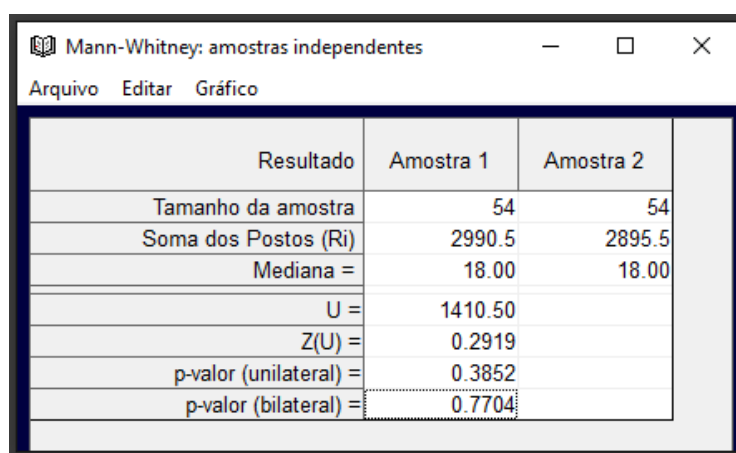
De acordo com Sperling (1997) e Kadlec *et al.* (2000), o acúmulo de nitrito pode estar relacionado à maior taxa de crescimento das bactérias *Nitrobacter* sp. e ao fato de não ter sido mantida a faixa ótima da temperatura (25 a 65 °C) para desnitrificação quando os sistemas foram operados com TDH de 48 h e de 72 h.

Vale lembrar que as concentrações de nitrito possuem limite de detecção de 0,003 mg.L⁻¹, em função do método de determinação escolhido neste trabalho, e que as concentrações obtidas foram baixas, mesmo para o afluente (esgoto bruto), sendo algumas destas próximas ao limite de detecção.

Foram verificadas eficiências de remoção de nitrato no SWC 1, SWC 2 e SLL, respectivamente, de 37%, 57% e 26% SLL, quando operados com TDH de 24 h indicados na Tabela 13. Para o TDH de 48 h (Tabela 14), os valores de eficiência de remoção foram de 7%, 67% e 30%, para o SWC 1, SWC 2 e SLL respectivamente. E para o TDH de 72 h, na Tabela 15 estão indicadas as eficiências de remoção de nitrato de 59% no SWC 1, 74% no SWC 2 e 70% no SLL.

Mazzola, Roston e Valentim (2005) também observaram aumento de nitrato em dois sistemas de *wetlands* construídas verticais, preenchidos com brita número 2 e plantados com *Typha* sp. Os autores obtiveram eficiências de remoção de 6%, 34% e 64% para o sistema plantado e operado com TDH de 24, 48 e 72 h, respectivamente, e de 26%, 43% e 49% para o sistema controle nas mesmas condições operacionais, no pós-tratamento de efluente de reator anaeróbio de tratando esgoto sanitário.

Ao aplicar o teste estatístico U de Mann-Whitney para verificar se a eficiência de remoção de fósforo depende da configuração do sistema de *wetland* utilizado foi verificado que o p-valor resultou maior que o nível de decisão alfa de 0,05 ao comparar o SWC 1 e SWC 2 (p-valor = 0,7704); SWC 1 e SLL (p-valor = 0,0899) e SWC 2 e SLL (p-valor = 0,0580), conforme é apresentado na Figura 28.



Resultado	Amostra 1	Amostra 2
Tamanho da amostra	54	54
Soma dos Postos (Ri)	2990.5	2895.5
Mediana =	18.00	18.00
U =	1410.50	
Z(U) =	0.2919	
p-valor (unilateral) =	0.3852	
p-valor (bilateral) =	0.7704	

(a)

Resultado	Amostra 1	Amostra 2
Tamanho da amostra	54	54
Soma dos Postos (Ri)	2667.0	3219.0
Mediana =	18.00	25.00
U =	1182.00	
Z(U) =	1.6959	
p-valor (unilateral) =	0.0450	
p-valor (bilateral) =	0.0899	

(b)

Resultado	Amostra 1	Amostra 2
Tamanho da amostra	54	54
Soma dos Postos (Ri)	2634.5	3251.5
Mediana =	18.00	25.00
U =	1149.50	
Z(U) =	1.8956	
p-valor (unilateral) =	0.0290	
p-valor (bilateral) =	0.0580	

(c)

Figura 28 - Valores obtidos no teste estatístico de U Mann-Whitney para a eficiência de remoção de P: (a) SWC 1 (amostra 1) e SWC 2 (amostra 2); (b) SWC 1 (amostra 1) e SLL (amostra 2); (c) SWC 2 (amostra 1) e SLL (amostra 2).

Os resultados confirmam que não há diferença significativa entre as eficiências de remoção nos sistemas e a hipótese nula de que a eficiência de remoção de fósforo não depende da configuração do sistema utilizado é aceita.

O mesmo teste estatístico foi aplicado para verificar se a eficiência de remoção de fósforo depende do TDH utilizado, e o p-valor resultou inferior ao nível de decisão alfa de 0,05 ao serem comparados TDH de 24 h e TDH de 48 h (p-valor = 0,0005); TDH de 24 h e TDH de 72 h (p-valor < 0,0001) e TDH de 48 h e TDH de 72 h (p-valor < 0,0001), conforme apresentado na Figura 29.

Mann-Whitney: amostras independentes		
Arquivo Editar Gráfico		
Resultado	Amostra 1	Amostra 2
Tamanho da amostra	54	54
Soma dos Postos (Ri)	2376.5	3509.5
Mediana =	6.50	22.00
U =	891.50	
Z(U) =	3.4808	
p-valor (unilateral) =	0.0002	
p-valor (bilateral) =	0.0005	

(a)

Mann-Whitney: amostras independentes		
Arquivo Editar Gráfico		
Resultado	Amostra 1	Amostra 2
Tamanho da amostra	54	54
Soma dos Postos (Ri)	2000.5	3885.5
Mediana =	6.50	30.50
U =	515.50	
Z(U) =	5.7912	
p-valor (unilateral) =	< 0.0001	
p-valor (bilateral) =	< 0.0001	

(b)

Mann-Whitney: amostras independentes		
Arquivo Editar Gráfico		
Resultado	Amostra 1	Amostra 2
Tamanho da amostra	54	54
Soma dos Postos (Ri)	2292.0	3594.0
Mediana =	22.00	30.50
U =	807.00	
Z(U) =	4.0000	
p-valor (unilateral) =	< 0.0001	
p-valor (bilateral) =	< 0.0001	

(c)

Figura 29 - Valores obtidos no teste estatístico de U Mann-Whitney para a eficiência de remoção de P: (a) TDH 24 h (amostra 1) e TDH 48 h (amostra 2); (b) TDH 24 h (amostra 1) e TDH 72 h (amostra 2); (c) THD 48 h (amostra 1) e TDH 72 h (amostra 2).

Com os resultados obtidos confirma-se que existe diferença significativa entre as eficiências de remoção de fósforo com os diferentes TDH's aplicados nos

sistemas e a hipótese nula é rejeitada, ou seja, a eficiência de remoção de fósforo depende do TDH aplicado.

Na Tabela 13 são apresentados os resultados do fósforo para os sistemas operados com TDH de 24 h e TCO de 37,87 g.m⁻².d⁻¹. A maior eficiência de remoção observada foi de 14% no SWC 1 e 9% no SLL. A concentração de fósforo no efluente do sistema SWC 2, que possui apenas os materiais filtrantes, foi superior àquela obtida no afluente, gerando acúmulo deste poluente no sistema.

Os maiores valores de concentração observados no efluente quando comparados aos do afluente podem indicar a ocorrência de liberação do fósforo durante o tratamento nos sistemas. Segundo Salaro Junior (2008), a liberação de elementos químicos, como o fósforo, pode ocorrer por meio do substrato utilizado (como areia, brita, pedregulho, dentre outros materiais), pelo tempo de detenção hidráulica insuficiente para redução do fósforo no efluente e pela perda de água por evaporação, uma vez que o sistema é operado a céu aberto, concentrando o elemento poluente.

De acordo com Marques (1999), a perda de água por evaporação acentuada nos meses mais quentes, acarreta na diminuição do volume de água contido no sistema e, conseqüentemente, aumenta a concentração dos poluentes.

A liberação do fósforo pelo substrato explicaria o aumento de sua concentração somente no SWC 2, que é composto apenas dos materiais filtrantes.

Acréscimos na concentração do fósforo total também foram observados por Souza (2003) de 5,57% em um SWC 1 composto por brita e de 5,72% em um SWC 2 composto por brita e pneu triturado, plantados com *Typha* sp. e aplicados no tratamento de esgoto sanitário de origem doméstica.

Este autor justifica a baixa eficiência na remoção de fósforo, devido à mortalidade das macrófitas nos SWC.

Salaro Junior (2008) também observou acréscimo na concentração de fósforo de 6,4% no SWC plantado com a macrófita *Juncus sellowianus*; 7,8% no SWC plantado com *Brachiaria arrecta*; 7,6% no SWC plantado com *Vetiveria zizonoide*s e 4,6% no sistema controle. Os sistemas eram compostos por camada de brita número 1, sobreposta com camada de pedregulho e uma camada de areia misturada com palha de café na proporção de 2/1.

Com o aumento do TDH, foi possível observar a melhoria da eficiência de remoção de fósforo no SWC 1, SWC 2 e SLL de 16%, 22% e 23%, respectivamente,

operados com TDH de 48 h e de 27%, 27% e 38%, respectivamente, operados com TDH de 72 h (Tabela 14, Tabela 15).

Melhoria da eficiência de remoção de fósforo também foi verificada por Mazzola, Roston e Valentim (2005) de até 20% no TDH de 48 h e de até 30% com o aumento do TDH para 72 h, em um SWC vertical preenchido com brita número 2 e plantado com *Typha* sp. (SWC 1) e *Eleocharis* sp. (SWC 2) no pós-tratamento de efluente de reator anaeróbio tratando esgoto sanitário.

Estes autores atribuem a melhoria da remoção de fósforo à absorção pela planta, diante da observação de crescimento das macrófitas e da remoção média de 8,55% do SWC 3, não vegetado.

Os resultados observados nos sistemas operados com TDH de 48 h e 72 h foram similares à eficiência mínima obtida por Calijuri *et al.* (2009) de 25% no pós-tratamento de efluente de reator tipo UASB por um sistema de *wetland* construída tratando esgoto sanitário.

Os autores justificam que os valores de eficiência mais elevados ocorreram nos meses mais quentes, principalmente nas unidades com maior TDH, o que também é observado neste trabalho. Eles relatam ainda que o desenvolvimento mais intenso das macrófitas, somado à maior atividade microbiana, são prováveis explicações para o melhor desempenho do sistema nos meses mais quentes.

Henry-Silva e Camargo (2008) verificaram remoção de fósforo de 72% no sistema de lâmina livre com a macrófita *Eichhornia crassipes* e 42% no sistema controle, no tratamento de efluentes gerados por um viveiro de camarão, e atribuem esta remoção à combinação de mecanismos físicos, biológicos e químicos, como sedimentação, absorção pela planta e transformação por microrganismos.

As eficiências de remoção de sólidos totais (ST) foram de 38% no SWC 1, 44% no SWC 2 e 35% no SLL, operados com TDH de 24 h (Tabela 13); 84% no SWC 1, 82% no SWC 2 e 73% no SLL, operados com TDH de 72 h (Tabela 14); e de 52% no SWC 1, 40% no SWC 2 e 48% no SLL, operados com TDH de 48 h (Tabela 15).

Com eficiências de remoção similares as observadas neste trabalho, Colares e Sandri (2013) obtiveram eficiências de remoção de ST de 51% em um SWC preenchido com cascalho natural; 53% em um SWC preenchido com brita número 2 e 51% em um SWC preenchido com cascalho lavado, plantados com a macrófita *Typha* sp. no tratamento de esgoto sanitário.

As eficiências de remoção de sólidos suspensos totais (SST) foram de 69%, 57% e 49% no SWC 1, SWC 2 e SLL, respectivamente, operados com TDH de 24 h (Tabela 13); 74% para o SWC 1 e SWC 2 e de 46% para o SLL, operados com TDH de 48 h (Tabela 14); e de 58%, 69% e 59% no SWC 1, SWC 2 e SLL, respectivamente, operados com TDH de 72 h (Tabela 15).

Estes autores notaram eficiências de remoção de SST similares as obtidas neste trabalho, sendo de 75%, 76% e 77% nos SWC horizontais plantados com *Typha* sp. e preenchidos com cascalho natural, brita número 2 e cascalho lavado, respectivamente, no tratamento de esgotos sanitários.

Pode-se perceber que a aplicação do TDH de 24 h não foi satisfatória para remoção dos poluentes analisados. Com o aumento do TDH para 48 h, foi verificado aumento na eficiência de remoção de alguns parâmetros, tais como nitrogênio amoniacal de 29% para 36% e DQO de 73% para 80%.

Estes resultados diminuíram com o aumento do TDH para 72 h, mas em compensação, foi verificado aumento das eficiências de remoção de fósforo e NTK de 27% para 38% e de 25% a 47%, respectivamente.

Estes números indicam que, no caso deste estudo, a eficiência de remoção de determinados compostos, depende do TDH escolhido, pois parâmetros como o fósforo, estão limitados a maior tempo de contato com o sistema para serem eliminados. Por outro lado, a eficiência de remoção da matéria orgânica expressa em termos de DQO, é prejudicada.

Outro fator que deve ser levado em consideração, é que ambos os sistemas foram eficientes e suportaram elevadas taxas de carregamento orgânico.

5.4 ANÁLISE DO CRESCIMENTO E COMPOSIÇÃO DA MACRÓFITA

Após o término de cada perfil, três mudas da macrófita aquática *Eichhornia crassipes* foram coletas do SWC 1 e SLL para análise de crescimento e de incorporação de nutrientes (fósforo e nitrogênio) em seu tecido foliar.

Na análise de crescimento, foram aferidos comprimento e largura da folha, do caule e da raiz dos indivíduos, a fim de obter média do crescimento em cada sistema plantado (SWC 1 e SLL). Esta média foi obtida em relação aos maiores e

aos menores comprimento e largura das partes analisadas dos indivíduos componentes de um mesmo sistema.

Essa análise de crescimento das macrófitas foi realizada para correlacionar os resultados obtidos com a incorporação dos nutrientes.

Na Tabela 16 são apresentados os resultados das médias obtidas na análise de crescimento das macrófitas dos sistemas SWC 1 e SLL, no 45º, 90º e 135º dia após o início da operação dos sistemas.

Tabela 16 - Média dos resultados obtidos com as avaliações de crescimento das macrófitas do SWC 1 e SLL no 45°, 90° e 135° dia de operação.

Sistemas	Período (D)	TDH (D)	N°	Méd C.F. (cm)	Méd Á.F. (cm ²)	Média C.C. (cm)	Méd Á.C. (cm ²)	Méd C.R. (cm)	Méd Á.R. (cm ²)
SWC 1	45°	24	3	5,0	25,6	9,7	4,8	13,8	23,4
	90°	48	3	10,7	100,7	31,7	34,8	14,0	60,2
	135°	72	3	14,8	211,6	48,6	92,3	15,3	68,8
SLL	45°	24	3	5,5	31,9	10,2	6,12	13,9	44,4
	90°	48	3	10,7	115,0	33,5	50,2	14,6	64,2
	135°	72	3	16,2	223,6	49,1	98,2	15,1	72,4

Legenda: N° = Número de indivíduos coletados; Méd C.F. = média do comprimento foliar; Méd Á.F. = média da área foliar; Méd C.C. = média do comprimento do caule; Méd Á.C. = média da área do caule; Méd C.R. = média do comprimento da raiz; Méd Á.R. = média da área da raiz.

Com as médias dos resultados obtidos na análise do crescimento das macrófitas nos sistemas plantados, é possível observar o crescimento de cada parte da planta (folha, caule e raiz) com o passar do tempo de operação, e um maior crescimento da macrófita no SLL comparado ao SWC.

Sezerino (2006) obteve valores médios de área foliar da macrófita *Typha* sp. similares aos valores encontrados neste trabalho, variando de 77,2 cm² a 155,9 cm² em SWC de diferentes configurações no tratamento de esgoto sanitário.

O comprimento foliar da macrófita *Typha* sp. estudada pelo autor variou de 72 cm a 155 cm, valores superiores aos observados neste trabalho. Vale ressaltar que a macrófita *Typha* sp. possui largura padrão de 1 cm e crescimento em comprimento (altura) foliar, enquanto que a macrófita *Eichhornia crassipes* possui formato da folha circular e crescimento em largura foliar proporcionalmente igual com seu comprimento foliar.

As análises de crescimento das macrófitas nos sistemas são feitas geralmente de forma visual por meio de fotografias e gráficos, e por este motivo, é difícil encontrar estudos numéricos para comparação de crescimento das plantas, principalmente para a macrófita *Eichhornia crassipes*.

Na Tabela 17 são apresentados os valores de p-valor encontrado por meio do teste T pareado para os dados de crescimento das plantas dos dois sistemas (SWC 1 e SLL). Os resultados obtidos no teste estatístico são apresentados no Apêndice B.

Tabela 17 - Valores obtidos com o teste estatístico T pareado aplicado na análise de comparação de crescimento das macrófitas no SWC 1 e SLL durante 45°, 90° e 135° dias de operação.

Análise	Período (D)	TDH (D)	p-valor
SWC 1/SLL (AF)	45°	24	-1,2517
	90°	48	-1,2676
	135°	72	-0,4645
SWC 1/SLL (AC)	45°	24	-1,0843
	90°	48	-1,5500
	135°	72	-0,6428
SWC 1/SLL (AR)	45°	24	0,6110
	90°	48	-0,2942
	135°	72	-0,0653

Legenda: SWC 1/SLL (AF) = área foliar do SWC 1 comparado com SLL; SWC 1/SLL (AC) = área do caule do SWC 1 comparado com SLL; SWC 1/SLL (AR) = área da raiz do SWC 1 comparado com SLL.

Para a maioria dos dados analisados, o p-valor foi inferior ao nível de decisão alfa 0,05, comprovando estatisticamente, que existe diferença de crescimento da planta entre os sistemas analisados (SWC 1 e SLL), e rejeita-se a hipótese nula. Entretanto na análise de crescimento da área da raiz com 45 dias de operação, o p-valor foi superior ao nível de decisão, comprovando que não existe diferença de crescimento da macrófita entre os sistema SWC 1 e SLL.

Para melhor visualização do crescimento da macrófita aquática *Eichhornia crassipes* nos sistemas SWC e SLL, foram gerados gráficos de variação de comprimento e largura da planta.

Na Figura 30 é apresentada a variação do comprimento e da largura das folhas, dos caules e raízes das mudas coletadas do sistema SWC1 e SLL no final de cada perfil de 24 h, 48 h e 72 h durante 135 dias de monitoramento.

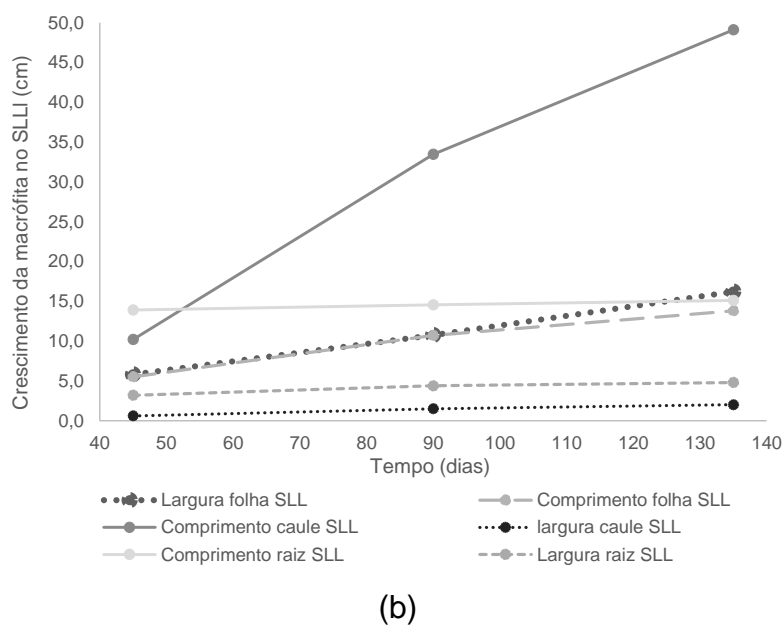
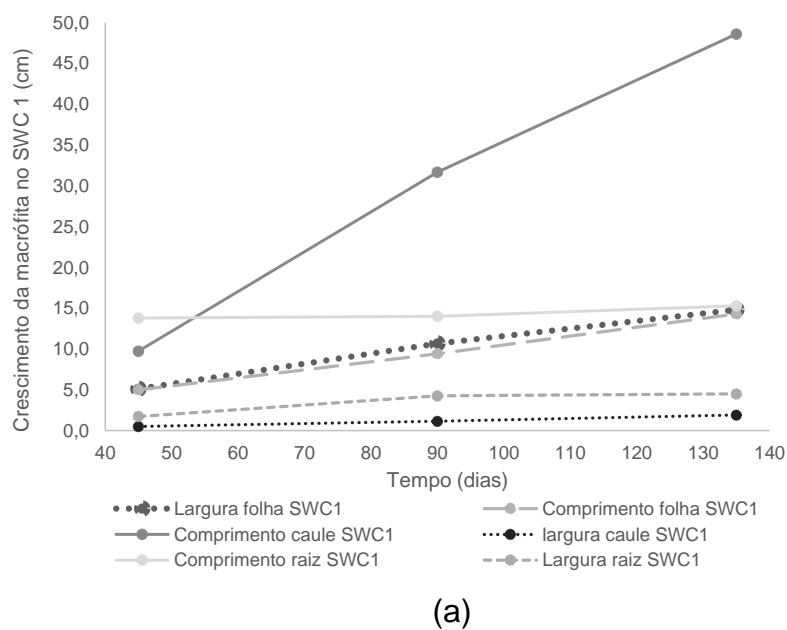


Figura 30 - Variação da largura e do comprimento das folhas, caules e raízes da macrófita *Eichhornia crassipes* em cm, durante 135 dias de monitoramento
Legenda: (a) = macrófitas do SWC 1; (b) = macrófitas do SLL.

Pode-se notar o crescimento das macrófitas em ambos os sistemas SWC 1 e SLL pela Figura 30.

A partir dos dados de crescimento foi determinada a porcentagem de crescimento das partes das plantas a partir dos resultados de crescimento do 45º dia de operação, pois as medidas não foram aferidas no dia primeiro dia de operação.

Ao comparar os dados de crescimento no 45° dia e no 90° dia de operação foi verificado crescimento de 53% no SWC 1 e 49% no SLL da folha; 69% no SWC 1 e 70% no SLL do caule e de 1% no SWC 1 e 5% no SLL da raiz.

Ao comparar os dados do 90° dia de operação com os do 135° dia de operação, a porcentagem de crescimento foi menor, sendo de 28% no SWC 1 e 34% no SLL para crescimento foliar; 35% no SWC 1 e 32% no SLL para crescimento do caule e de 8% no SWC1 e 3% no SLL para crescimento da raiz.

Ferreira e Saron (2013) e Valentim (2003) relatam que o crescimento das macrófitas nos sistemas de *wetlands* construídas ocorre devido ao consumo de nutrientes pelas plantas. Para corroborar com esta ideia, foram determinadas as concentrações de nitrogênio (NTK) e fósforo na macrófita utilizada nos SWC e SLL.

Na interpretação da análise de nutrientes na planta, comumente a unidade utilizada é dag.kg^{-1} , correspondente a porcentagem do nutriente expresso em material seco (%).

Para determinar os teores de fósforo e nitrogênio total no tecido vegetal das macrófitas, foram determinadas as porcentagens destes nutrientes em relação à matéria seca ($\text{dag.kg}^{-1} = \% \text{ em relação à matéria seca}$) nas folhas, caules e raízes após 45° 90° e 135° dia de operação (Tabela 18).

Tabela 18 - Concentrações de nitrogênio total e fósforo total em relação à matéria seca da macrófita, nos SWC 1 e SLL, no 45º, 90º e 135º dia de operação.

Dia de operação	Sistemas	Parte da planta	NTK (%)	P total (%)
45º	SWC 1	Folha	-	0,36
		Caule	-	0,35
		Raiz	-	0,48
		Total	-	1,19
	SLL	Folha	-	0,34
		Caule	-	0,51
		Raiz	-	0,61
		Total	-	1,46
90º	SWC 1	Folha	-	0,14
		Caule	-	0,18
		Raiz	-	0,26
		Total	-	0,58
	SLL	Folha	-	0,47
		Caule	-	0,58
		Raiz	-	0,39
		Total	-	1,44
135º	SWC 1	Folha	3,2	0,22
		Caule	2,5	0,30
		Raiz	2,6	0,26
		Total	8,3	0,78
	SLL	Folha	3,7	0,52
		Caule	2,6	0,50
		Raiz	2,7	0,54
		Total	9,0	1,56

Devido à necessidade de reparo no destilador de nitrogênio, só foi possível determinar o nitrogênio total na biomassa seca das macrófitas no 135º dia de operação.

A média da porcentagem de nitrogênio total na biomassa seca da macrófita nas folhas, caule e raízes foi de 3,2%, 2,5% e 2,6%, respectivamente, com total de 8,3% no SWC 1 e de 3,7%, 2,6% e 2,7% no SLL, respectivamente, totalizando 9,0%.

É possível observar similaridade dos resultados médios da porcentagem de acúmulo pelas partes das macrófitas no SWC 1 e SLL.

Avelar *et al.* (2015) obtiveram resultados similares no tecido foliar da macrófita *Mentha aquatica* com variações de 3,3% a 4,5% em diferentes SWC no tratamento de esgoto sanitário.

Fia *et al.* (2011) observaram variação da porcentagem de nitrogênio na análise foliar de 2,9% a 3,2% para a macrófita *Typha latifolia* e de 4,3% a 4,7% para a macrófita *Cynodon* spp., similares as porcentagens verificadas neste trabalho.

Por esta análise não ter sido realizada nos perfis de 24 h e 48 h, apenas no perfil de 72 h, as comparações entre os perfis ficam limitadas. Porém ao comparar

os valores de incorporação com os valores de remoção de NTK no efluente (Tabelas 13, 14 e 15), a melhor eficiência de remoção foi obtida no TDH de 72 h para ambos os sistemas, possivelmente, auxiliada pela retenção de nitrogênio na planta de 8,3% e 9,0%.

Esta remoção de nitrogênio pelas macrófitas pode ser considerada pequena quando comparada à remoção pelos microrganismos, mas demonstra a importância da macrófita na absorção de nutrientes, dentre outras funções já discutidas anteriormente.

Na determinação de fósforo total, pode-se verificar que as maiores porcentagens na planta foram de 1,19% no SWC 1 operado com TDH de 24 h (45° dia) e de 1,56% no SLL operado com TDH de 72 h (135° dia).

Os valores médios de fósforo total em relação à biomassa total da macrófita (parte aérea e submersa) variaram de 0,35% a 0,48% e de 0,34% a 0,61% no SWC1 e SLL, respectivamente, no 45° dia de operação; 0,14% a 0,26% e de 0,39% a 0,58% no 90° dia de operação; 0,22% a 0,30% e de 0,50% a 0,54% no 135° dia de operação.

Henry Silva e Camargo (2002) obtiveram valor similar ao reportado neste trabalho, com média de eficiência de fósforo total de 0,24% em relação ao peso seco da biomassa total da planta, em um sistema de lâmina livre com *Eichhornia crassipes* no tratamento de efluente proveniente de viveiro de peixes.

Mazzola, Roston e Valentim (2005) notaram remoção de fósforo de 8,55% pela absorção das plantas *Typha* sp. e *Eleocharis* sp. em um SWC vertical preenchido com brita número 2 no pós-tratamento de reator anaeróbio tratando esgoto sanitário.

Borges (2007) verificou faixas de porcentagens de fósforo total similares as porcentagens encontradas neste trabalho, de 0,27% a 0,40% na parte aérea da planta (folhas e caule) e de 0,30% a 0,40% na parte subterrânea (raiz) da biomassa seca da macrófita *Typha latifolia* de um SWC usado no tratamento de agroquímicos.

Fia *et al.* (2011) também obtiveram valores similares aos reportados neste trabalho, com porcentagens de fósforo total que variaram de 0,20% a 0,32% na biomassa seca da macrófita *Typha latifolia* em sistemas SWC no tratamento de efluente de suinocultura.

Comparando o resultado do SWC 1 de porcentagem de incorporação de fósforo pela planta com a eficiência de remoção obtida nas análises físico-químicas

(Tabela 13, 14 e 15), não foi obtida melhor incorporação pela planta no mesmo TDH do que foi verificado a melhor eficiência de remoção.

Entretanto para o SLL, o valor obtido de maior porcentagem de incorporação pela planta, de 1,56% no TDH de 72 h (135° dia), coincide com o TDH de melhor eficiência de remoção obtida na análise físico-química, que foi de 38% de remoção.

Segundo Silva (2007), a concentração absorvida pelas plantas é pequena em relação à adsorção do material filtrante e à degradação pelos microrganismos.

Entretanto, qualquer forma de remoção de nutrientes deve ser considerada, quando se tem em vista a qualidade do efluente tratado. E por isto é importante investigar a contribuição da macrófita aquática no sistema na remoção dos nutrientes como nitrogênio e fósforo.

De acordo com Li *et al.* (2015) cada vez mais deve ser investigado o acúmulo de contaminantes em plantas aquáticas, principalmente para uso e comercialização de plantas ornamentais, e assim permitir benefício adicional de valor comercial.

Para Maddison *et al.* (2009a, b), a utilização do SWC com cultivo de plantas de alta produtividade de crescimento pode apresentar o potencial atrativo do cultivo de vegetação fibrosa para ser usada em pasta de papel, papel cartão, e até com alguns materiais de construção, além do tratamento de efluentes.

5.5 ANÁLISE DE DETERMINAÇÃO DE SÓLIDOS NO BIOFILME

A quantificação de sólidos aderidos nos materiais filtrantes (brita e areia) foi realizada após o 140° do início da operação dos sistemas (SWC 1 e SWC 2). Esta quantificação foi realizada no líquido proveniente da lavagem destes materiais, em mg de sólidos do biofilme por grama do material analisado.

Na Tabela 19 são apresentados os resultados médios das análises de sólidos para os sistemas SWC 1 e SWC 2 com brita e areia como materiais filtrantes.

Tabela 19 - Valores médios de sólidos totais (ST) e sólidos totais voláteis (STV) aderidos nos materiais filtrantes utilizados nos sistemas de *wetlands* construídas após 140 dias de operação.

Sistema	Brita			areia		
	ST (mg.g ⁻¹)	STV (mg.g ⁻¹)	STV/ST	ST (mg.g ⁻¹)	STV (mg.g ⁻¹)	STV/ST
SWC 1	4,492	0,171	0,038	43,218	0,774	0,017
SWC 2	5,682	0,221	0,038	70,679	0,719	0,010

Analisando os valores obtidos, pode-se observar que na areia, a quantidade de sólidos foi maior que a quantidade encontrada na brita o que corrobora com o resultado apresentado no item 5.1 em que a areia possui coeficiente de uniformidade próximo ao ideal para crescimento e aderência do biofilme.

Outro fato que possível de ser observado, é que o SWC 2 (controle) dispõe de maior concentração de sólidos totais e sólidos totais voláteis do que o SWC 1, composto de materiais filtrantes e macrófitas aquáticas, exceto para a análise de sólidos totais voláteis na areia.

Com a aplicação do teste estatístico T pareado na comparação entre o SWC 1 (plantado) e SWC 2 (não plantado) para verificar se a concentração de ST ou STV na areia e na brita depende da presença das macrófitas, foi verificado p-valor inferior ao nível de decisão alfa 0,05, para as comparações de ST na areia entre o SWC 1 e SWC 2 (p-valor = -1,1008); ST na brita entre o SWC 1 e SWC 2 (p-valor = -0,6177) e STV na brita entre o SWC 1 e SWC 2 (p-valor = 0,8944), conforme apresentado na Tabela 20.

Para comparação de STV na areia entre o SWC 1 e SWC 2, o p-valor resultou superior a 0,05 (p-valor = 0,4999) (Tabela 20) e as Figuras dos valores obtidos nos testes estatísticos estão no Apêndice B.

Tabela 20 - Valores obtidos no teste estatístico T pareado aplicado na análise de comparação entre o SWC 1 e SWC 2 para verificação da concentração de sólidos totais (ST) e sólidos totais voláteis (STV) na areia e na brita.

Sólidos	Comparação	p-valor
ST	Areia SWC 1 com SWC 2	-1,1008
	Brita SWC 1 com SWC 2	-0,6177
STV	Areia SWC 1 com SWC 2	0,4330
	Brita SWC 1 com SWC 2	-0,8944

Os valores da comparação de ST na areia entre o SWC 1 e SWC 2; ST na brita entre o SWC 1 e SWC 2 e STV na brita entre o SWC 1 e SWC 2 foram inferiores ao nível de decisão alfa de 0,05 e confirmam estatisticamente que a concentração de ST e STV nestes casos, depende da presença de plantas no sistema, ou seja, a hipótese nula é rejeitada.

Para a análise de comparação de STV na areia entre o SWC 1 e SWC 2, o p-valor resultou superior a 0,05, confirmando que a concentração de STV não depende da presença de plantas, aceitando-se a hipótese nula.

Knowles *et al.* (2011) afirmam que a colmatação dos sistemas ocorre entre os primeiros 10 a 15 cm dos SWC's verticais plantados, justificando a presença de biofilme ali formado. Isto também foi verificado por Tietz *et al.* (2007) em sistemas verticais, em que a atividade microbiana foi abundante somente nos primeiros centímetros do sistema plantado, tratando esgoto sanitário.

As macrófitas auxiliam na percolação do líquido pelo sistema, que faz com que a colmatação demore mais para ocorrer, por este motivo, em sistemas compostos somente por materiais filtrantes, a colmatação ocorre com mais frequência, devido a retenção de sólidos e ao crescimento do biofilme aderido ao meio filtrante (OLIJNYK, 2008).

Nos sistemas de *wetlands* construídas, a prática de quantificação do biofilme em termos de sólidos totais e sólidos totais voláteis não é usual, mas é importante que em estudos futuros se verifique a presença do biofilme nos materiais filtrantes utilizados, pois segundo Sperling (1996) é na região aeróbia do biofilme que o nitrogênio amoniacal deve ser convertido a nitrito e, posteriormente, a nitrato.

5.6 INCORPORAÇÃO DA BIOMASSA DA MACRÓFITA EM BLOCOS DE CONCRETO

Há várias vantagens na reciclagem de resíduos, independentemente do seu tipo, em relação à utilização de recursos naturais, tais como redução de matérias-primas, preservação dos recursos naturais e redução da destruição da paisagem, da fauna e da flora (MENEZES, NEVES e FERREIRA, 2002).

Para manter o aspecto paisagístico e evitar que os contaminantes absorvidos pelas plantas sejam devolvidos ao sistema, é necessário fazer o manejo das macrófitas assim que as folhas estiverem com coloração amarela. Além do manejo, é indispensável dar destinação final a esta biomassa retirada do sistema, para minimizar a poluição do ambiente.

Para isso, foram realizadas análises das cinzas das macrófitas aquáticas em microscopia eletrônica de varredura (MEV) para verificar a presença de cristais e espectrometria de energia dispersiva de raio-x (EDS) para verificar a presença de silício no material para possível transformação da biomassa (resíduo) da macrófita em cinzas e ter potencial para agregar ao bloco de cimento.

Nas Figuras 31, 32 e 33 são apresentadas fotomicrografias eletrônicas de varredura realizadas no MEV, da biomassa carbonificada (cinzas) das macrófitas, respectivamente, com aproximação de 10 kX, 2,0 kX e 0,5 kX da amostra, onde é possível observar a formação de cristais onde são encontrados os elementos químicos presente na amostra.

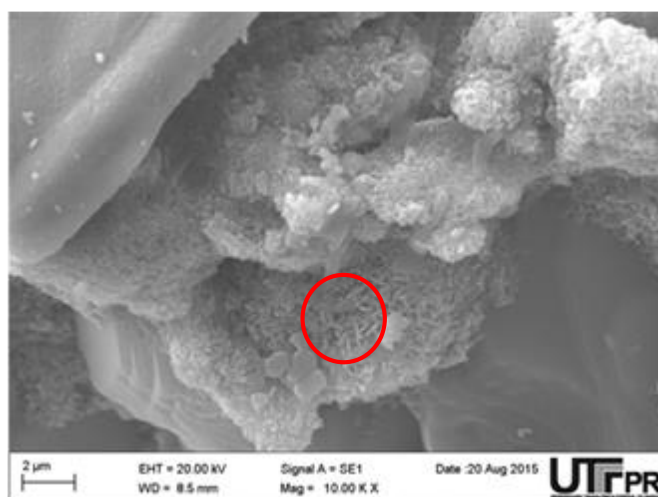


Figura 31 - Fotomicrografia eletrônica de varredura das cinzas da biomassa da macrófita *Eichhornia crassipes* (com aproximação de 10 kX).

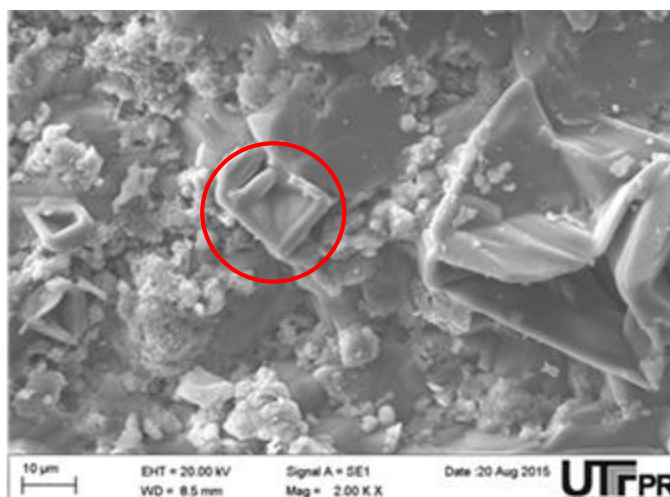


Figura 32 - Fotomicrografia eletrônica de varredura das cinzas da biomassa da macrófita *Eichhornia crassipes* (com aproximação de 2,0 kX).

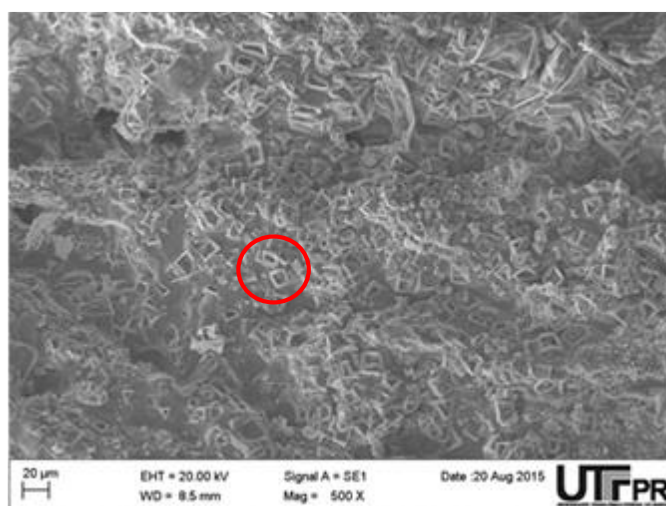


Figura 33 - Fotomicrografia eletrônica de varredura nas cinzas da biomassa da macrófita *Eichhornia crassipes* (com aproximação de 0,5 kX).

Após a realização da MEV, foi realizada a EDS nas amostras para verificar a presença de silício, composto importante em reações pozolânicas, que indica a reatividade de um material para uso como adição ao cimento ou concreto (GEYER, 2001).

Na Tabela 21 são apresentados os compostos químicos encontrados na EDS das cinzas da macrófita *Eichhornia crassipes* e suas respectivas porcentagens.

Tabela 21 - Elementos químicos encontrados na análise de cinzas da biomassa da macrófita *Eichhornia crassipes* utilizada nos sistemas SWC 1 e SLL.

Elementos	Porcentagem (%)
C	11,66
O	36,94
Na	1,96
Mg	1,15
Al	0,65
Si	1,39
P	0,51
S	0,52
Cl	11,77
K	13,35
Ca	19,31
Mn	0,43
Fe	0,36
Total	100

Legenda: C (carbono); O (oxigênio); Na (sódio); Mg (magnésio); Al (alumínio); Si (silício); P (fósforo); S (enxofre); Cl (cloro); K (potássio); Ca (cálcio); Mn (manganês); Fe (ferro).

É possível notar que a porcentagem de silício na amostra resultou em 1,39%, que não é suficiente para adição em blocos de concreto, visto que não trará benefício ao bloco e não agregará valor ao cimento, justificando a não transformação da biomassa das macrófitas em cinzas.

Partindo do princípio de agregar valor ao bloco de concreto, a biomassa da macrófita foi então transformada em fibra vegetal, pois a fibra serve como reforço no material, ajudando a conter as fissuras formadas com o tempo e exposição ao sol.

As fibras foram retiradas manualmente com auxílio de uma pinça metálica e usadas na confecção dos blocos de concreto, que posteriormente foram submetidos as análises de absorção de água e de resistência à compressão e flexão.

Na Tabela 22 são apresentados os valores médios da absorção de água, das forças aplicadas nos testes de compressão e flexão e da resistência na compressão e à tração de flexão na flexão para os corpos de prova de concreto.

Tabela 22 - Valores médios de absorção de água, força aplicada na compressão e na flexão e resistência na compressão e à tração na flexão.

Corpos de prova	Absorção de água (%)	Força aplicada na compressão (N)	Resistência na compressão (MPA)	Força aplicada na flexão (N)	Resistência à tração na flexão (MPA)
R (referência)	10	34402,61	34,402	706,26	8,062
2% da fibra	13	22220,14	22,220	512,12	6,121
4% da fibra	14	17880,79	17,880	346,43	4,464
6% da fibra	19	2108,73	2,108	92,39	1,098

Na NBR 6136 (ABNT 2007) é estabelecido que a absorção de água deve ser menor ou igual a 10% para blocos estruturais de concreto. Os valores obtidos nos ensaios realizados neste trabalho são superiores a este limite máximo permitido, sendo que somente o corpo de prova sem fibra (referência) está de acordo com o estabelecido na norma.

Resultados similares foram reportados por Izquierdo (2011) que obteve 10,17% e 10,61% de absorção de água em blocos com adição de 0,5% de fibras de sisal e 10% e 8,91% de absorção de água em blocos com adição de 1% de fibras de sisal. Entretanto, no estudo deste autor, os valores de absorção de água estão de acordo com o estabelecido na referida norma, com absorção de água menor ou igual a 10% .

Além disto, a absorção de água mostrou tendência de aumento em função do aumento da quantidade de fibra vegetal incorporada em suas formulações.

Isto indica que os corpos de prova de concreto não são ideais para fins estruturais quando foi feita incorporação de 2%, 4% e 6% da fibra da macrófita *Eichhornia crassipes*.

Lima, Souza e Albuquerque (2015) também notaram que a absorção de água é maior quanto maior o incremento de biomassa seca incorporado, com valores entre 24% e 25% para a incorporação de 5% de biomassa e de 26% a 28% de água para incorporação de 10% de biomassa.

Estes autores fizeram incorporação da biomassa seca da macrófita à massa cerâmica e justificam essa maior absorção de água, provavelmente, à formação de vazios que são gerados quando da eliminação da matéria orgânica durante a secagem dos blocos. Eles utilizaram *Pontederia parviflora*, que encontrava-se em solução com concentração de íons cobre e argila para confecção de bloco cerâmicos.

Com a aplicação do teste estatístico T pareado na comparação de absorção de água entre o bloco de referência e os blocos com adição de 2%, 4% e 6% de fibra vegetal, foi obtido p-valor inferior a 0,05 para todas as porcentagens de incorporação, como é apresentado na Tabela 23. Os resultados obtidos nos testes estatísticos são apresentados no Apêndice B.

Tabela 23 - Valores obtidos no teste estatístico T pareado aplicado na análise de comparação de absorção de água entre o bloco de referência e os blocos com adição de 2%, 4% e 6% de fibra vegetal.

Comparação	p-valor	Comparação	p-valor
R/2%	-2,1166	2%/4%	-1,0707
R/4%	-3,9607	2%/6%	-5,4139
R/6%	-8,4387	4%/6%	-8,3262

Com os valores de p-valor obtidos, rejeita-se a hipótese nula e comprova-se estatisticamente de que a quantidade de água absorvida pelos blocos de concreto depende da quantidade de fibra vegetal acrescida.

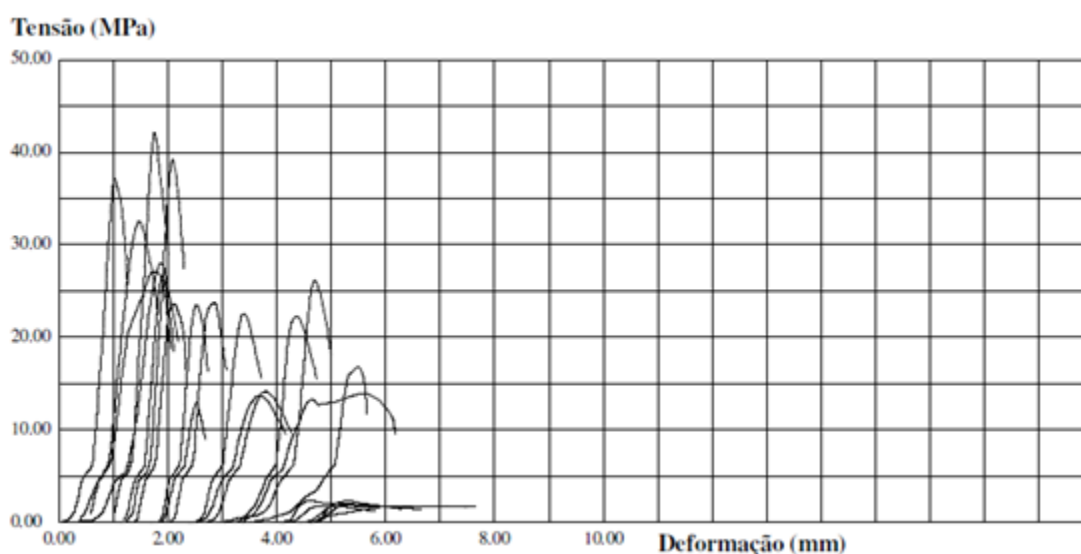
Para os valores de resistência e força aplicada nos corpos de prova, foi observado que quanto maior a porcentagem de fibras, menor é a força aplicada e menor a resistência à compressão e na flexão do corpo de prova. Isto foi verificado para os corpos de prova com 4% e 6% de incorporação da fibra, que apresentaram menor resistência a compressão e flexão.

Segundo a NBR 7170 (ABNT, 1983), a resistência à compressão para tijolo maciço de alvenaria deve ser superior a 1,5 MPa para ser classificado na categoria A; 2,5 Mpa para categoria B e de 4,0 Mpa para categoria C.

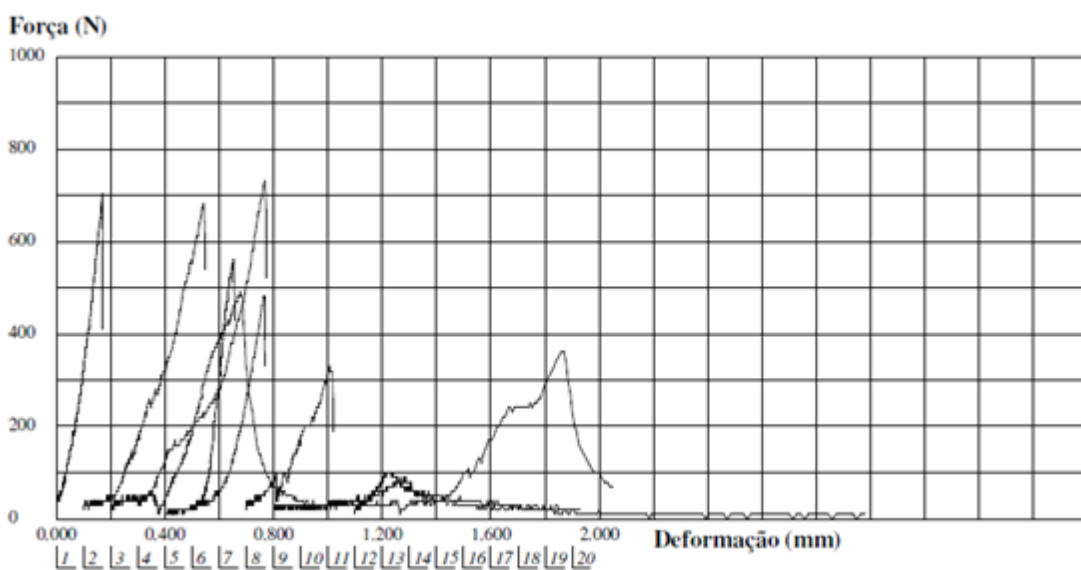
Com base nos valores obtidos, foi possível verificar que os corpos de prova, inclusive com adição de 6% se enquadram na categoria A e atendem a esta norma técnica.

Porém para confecção de um material que atende a finalidade final do produto desejado, deve-se levar em conta também a capacidade de diminuir a formação de fissuras.

A partir dos ensaios de compressão e flexão, foi possível gerar o gráfico de deformação da tensão (Mpa) e da força (N) aplicada nos corpos de prova, conforme pode ser observado na Figura 34.



(a)



(b)

Figura 34 - Deformação com momento de colapso (ruptura) dos corpos de prova: (a) Ensaio de Compressão; (b) Ensaio de Flexão.

Foi observado colapso instantâneo no corpo de prova sem adição de fibras nos ensaios de compressão e de flexão, que segundo Izquierdo (2011) é produto da maior resistência à compressão ou resistência na flexão, que promove quebra mais rápida do corpo de prova sem incorporação da fibra.

Por outro lado, os corpos de prova com adição de fibras apresentam rachaduras, mas levam mais tempo para quebrar por total do corpo de prova.

Foi verificado que as partes dos corpos de prova com incorporação da fibra mantiveram-se unidas pela fibra, mesmo quando rompidos.

Segundo autores como Agopyan, Savastano Jr. e Jhon (2005) e Lopes (2010), a finalidade do emprego de fibras vegetais é melhorar as propriedades de um material de construção pois estas diminuem as fissuras de materiais frágeis após seu rompimento.

Ferreira e Beraldo (2003) também observaram que com a maior porcentagem de incorporação de fibras (10%) em blocos de concreto, não ocorreu formação de fissuras. Estes autores avaliaram o comportamento de argamassas com substituição total do agregado miúdo por fibras de taboa (*Typha* sp.).

Bezerra, Silva e Lopes (2007) adicionaram 1%, 2% e 5% de biomassa da macrófita *Egeria densa* à argila na fabricação de tijolo de adobe, e também observaram que com maiores porcentagens de biomassa adicionada (5%) ocorreu maior resistência destes tijolos.

Com as análises realizadas neste presente trabalho, observa-se que com 2% de incorporação de biomassa, os resultados demonstraram-se mais satisfatório em relação a resistência, e com 4% e 6% não ocorreu colapso instantâneo na hora da quebra.

Por isto, uma sugestão para melhorar a resistência dos blocos utilizando as fibras da biomassa da macrófita *Eichhornia crassipes*, é de incorporar menores porcentagens de fibras, ou mudar o comprimento e/ou formato do molde ou utilizar estas fibras na confecção de painéis, para explorar a capacidade de minimizar as fissuras, agregando valor ao material confeccionado.

Segundo Cheng *et al.* (2002) e Bregunce *et al.* (2011), a valorização da biomassa produzida pelas macrófitas aquáticas tem sido apontada como produto de potencial útil por diversos autores e estudada para diversos fins, pois possui benefícios adicionais com potencial econômico.

7 CONCLUSÃO

Com base nos resultados obtidos por ensaios, análises e determinações ao longo do período de operação dos sistemas de *wetlands* construídas e do sistema de lâmina livre pode ser concluído que:

A granulometria da brita e areia usadas como materiais suporte nos sistemas está de acordo com os limites recomendados para este tipo de tratamento e o coeficiente de uniformidade da areia foi considerado como ideal para material suporte em sistemas que se baseiam no princípio da filtração e crescimento de biofilme aderido a um material filtrante.

Menores valores de teor de umidade, como o encontrado para areia, indicam absorção do líquido que escoar neste material. Por outro lado, maiores valores de teor de umidade, como o verificado para brita, indicam que este material é propício ao crescimento bacteriano.

Na caracterização do afluente utilizado na alimentação dos SWCs, o substrato utilizado foi caracterizado como esgoto sanitário “fraco” para DQO e SST e “médio” para ST, com características similares às aquelas reportadas na literatura científica para sistemas de tratamentos com *wetlands*.

As melhores eficiências de remoção para os parâmetros fósforo, nitrogênio amoniacal e NTK foram verificadas no SLL de 38% (TDH de 72 h), 35% (TDH de 48 h) e 47% (TDH de 72 h), respectivamente. A melhor eficiência de remoção de DQO foi notada no SWC 2 com 80% para TDH de 48 h.

Portanto, a eficiência de remoção de determinados compostos depende do tempo de detenção hidráulico aplicado na operação dos sistemas operados neste trabalho, visto que a remoção do fósforo foi limitada pelo tempo de residência do afluente no sistema.

Os sistemas suportaram a aplicação de taxa de carregamento orgânico que variou de 0,14 g.m⁻².d⁻¹ até 108,71 g.m⁻².d⁻¹, e mantiveram eficiência média superior a de 48%.

A influência da macrófita aquática *Eichhornia crassipes* é significativa para os parâmetros fósforo, nitrogênio amoniacal e NTK, pois as melhores eficiências de remoção foram observadas no SLL. Para DQO, foi verificada melhor eficiência de

remoção no sistema não plantado (controle), indicando que esta planta não teve influência significativa na remoção deste parâmetro.

A macrófita aquática *Eichhornia crassipes* contribui para absorção de NTK e fósforo total, mesmo que com menor participação quando comparada as eficiências de remoção verificadas nos sistemas como um todo.

Na absorção de fósforo, foi verificada maior porcentagem de incorporação pela planta no SLL de 1,56% no TDH de 72 h (135° dia), coincidindo com o TDH de melhor eficiência de remoção obtida no monitoramento físico-químico de 38%.

Na verificação da incorporação da fibra vegetal da macrófita nos blocos de concreto foi possível verificar aumento da absorção de água em função do aumento da massa de fibra vegetal incorporada em suas formulações, indicando que os corpos de prova de concreto não são ideais para fins estruturais quando foi feita incorporação de 2%, 4% e 6% da fibra da macrófita *Eichhornia crassipes*.

Foi possível concluir que quanto maior a porcentagem de fibras (4% e 6%), menor é a força aplicada e menor a resistência à compressão e na flexão do corpo de prova de concreto. Por outro lado, os corpos de prova com adição de fibras apresentaram rachaduras, mas levam mais tempo para quebrar por total.

Diante dos resultados e conclusões obtidos, sugere-se para trabalhos futuros:

- Buscar materiais filtrantes com capacidade ou composição química para retenção ou precipitação de compostos de difícil eliminação, como o nitrogênio e fósforo, e ao mesmo tempo manter as condições de escoamento do líquido necessário para o sistema.

- Testar diferentes variações de TDH e carga orgânica, para verificar a eficiência de remoção de matéria orgânica do esgoto sanitário.

- Testar menores teores de fibras de macrófita aquática, na incorporação de blocos de concreto, para melhorar a resistência; ou alterar o comprimento e/ou o formato do molde utilizado; ou utilizar as fibras para confecção de painéis, e explorar a capacidade de minimização de fissuras, agregando valor ao material confeccionado.

REFERÊNCIAS

ABRANTES, Lorena L. M. **Tratamento de esgoto sanitário em sistemas alagados construídos utilizando *Typha angustifolia* e *Phragmites australis***. 2009. 141 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Meio Ambiente) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia do Meio Ambiente, Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2009.

AGOPYAN, V.; SAVASTANO Jr., H.; JOHN, V. M., CINCOTTO, M. A. Developments on vegetable fibre – cement based materials in São Paulo: an overview. **Cement and Concrete Composites**, v. 27, p. 527 – 536, 2005.

ALCÂNTARA, Ana Cecilia S.; BELTRÃO, M.S.S.; OLIVEIRA, H.A.; GIMENEZ, I.F.; BARRETO, L.S. Characterization of ceramic tiles prepared from two clays from Sergipe — Brazil, **Applied Clay Science**, v. 39, n. 3–4, p. 160-165. 2008.

ARIAS, Carlos. A.; DEL BUBBA, Massimo; BRIX, Hans. Phosphorus removal by sands for use as media in subsurface flow constructed reed beds. **Water Research**, v. 35, n. 5, p. 1159-1168, Apr. 2001.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 7170**: Tijolo Maciço Cerâmico para Alvenaria, Especificações. Rio de Janeiro, 1983.

_____**NBR12076**: Carvão ativado pulverizado - Determinação da massa específica aparente - Método de ensaio. Rio de Janeiro, 1991.

_____**NBR 12653**: Materiais pozolânicos – Especificação. Rio de Janeiro, 1992.

_____**NBR13969**: Projeto, construção e operação de unidades de tratamento complementares e disposição final dos efluentes de tanques sépticos: procedimentos. Rio de Janeiro, 1997.

_____**NBR NM 23**: Cimento Portland e outros materiais em pó – Determinação da densidade absoluta. Rio de Janeiro, 2000.

_____**NBR NM 53**: Agregado graúdo – Determinação de massa específica, massa específica aparente e absorção de água. Rio de Janeiro, 2003.

_____**NBR NM 248:** Agregados – Determinação da composição granulométrica. Rio de Janeiro, 2003.

_____**NBR13276:** Argamassa para assentamento e revestimento de paredes e tetos-Preparo da mistura e determinação do índice de consistência. Rio de Janeiro, 2005.

_____**NBR 6136:** Blocos vazados de concreto simples para alvenaria - Requisitos. Rio de Janeiro, 2008.

_____**NBR NM 52:** Agregados miúdos – Determinação de massa específica e massa específica aparente. Rio Janeiro, 2009.

ASTM - AMERICAN SOCIETY OF TESTING AND MATERIALS. D 3838-1980: Standard Test Method for pH of Activated Carbon. 1999.

_____. D 2866-1994: Standard Test Method for Total Ash Content of Activated Carbon. 1999.

_____. D 2867-2004: Standard Test Method for Moisture in Activated Carbon. 2004.

AVELAR, Fabiana. F., MATOS, Antonio. T., LEITE JÚNIOR, Alvimar. R., PORTES, Matheus. R., GUALHANO, Daniel. S. Agronomic performance of *Mentha aquatica* cultivated in constructed wetlands subject to different organic loading rates. **Engenharia Agrícola**, v. 35, n. 2, p. 322-330, 2015.

AYRES, Manuel.; AYRES JÚNIOR, Manuel.; AYRES, Daniel. L.; SANTOS, Alex. A. S. **Aplicações estatísticas nas áreas das ciências Bio-Médicas**. Instituto Mamirauá, Belém. 5. ed. Belém, 2007.

BAETTKER, Ellen C. **Avaliação do desempenho de filtros anaeróbios preenchidos com diferentes meios suportes no tratamento de água residuária sintética**. 2015. 136 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba, 2015.

BANSAL, Roop C; GOYAL, Meenakshi. **Activated carbon adsorption**. Boca Raton: Taylor & Francis Group, 2005.

BECCATO, Maria. A. B. **Elaboração Participativa de uma Proposta de Reestruturação do Sistema de Tratamento de Esgoto da Comunidade do Maruja – Parque Estadual da Ilha do Cardoso/SP**. 2004. 292 f. Tese (Mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental) Programa de Pós-Graduação em Ciências da Engenharia Ambiental. Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004

BEGOSSO, Larissa. **Determinação de parâmetros de projeto e critérios para dimensionamento e configuração de wetlands construídas para tratamento de água cinza**. 2009. 43f. Dissertação (Mestrado em Tecnologias Ambientais) – Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Ambientais. Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande, 2009.

BEZERRA, Thales Pacífico; SILVA, Cristiano Pereira; LOPES, José Patrocínio. Utilização da macrófita aquática *Egeria densa Planchon, 1849 (Hydrocharitaceae)* na produção de tijolos para construção civil. **Revista Brasileira de Engenharia de Pesca**, v. 2, n. 1, p. 114-127, 2007.

Bitton, G. **Wastewater microbiology**. New York: John Wiley & Sons. 1994. 478p.

BORGES, Alisson C. **Avaliação da remoção e transporte do herbicida ametrina em sistemas alagados construídos**. 2007.164 f. Tese (Doutorado em Engenharia Hidráulica e Saneamento). Programa de Pós-Graduação em Hidráulica e Saneamento. Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, São Carlo, 2007.

BORGES, Alisson C.; ZAPAROLI, Benatti R.; MATOS, Antonio T. de.; MIRANDA, Suymara T.; MOREIRA, Amanda R.; RANIERI, Ezio. Potential for denitrification in sequencing batch constructed wetlands cultivated with *T. latifolia* and *C. zizanioides*. **Desalination and Water Treatment**, p.1-9, 2015.

BRANDÃO, Poliana. C. **Avaliação do Uso do Bagaço de Cana como Adsorvente para a Remoção de Contaminantes, Derivados do Petróleo, de Efluentes**. 2006. 160 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química. Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2006.

BRASIL, Mozart da. S. **Desempenho de sistema alagado construído para tratamento de esgoto doméstico**. 2005. 160 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) Departamento de Engenharia Agrícola da Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2005.

BRASIL. **Conselho Nacional de Meio Ambiente** – CONAMA. Resolução n.º 430. Condições e padrões de lançamento de efluentes. Presidente do conselho Izabella Teixeira. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente. 13 de maio de 2011.

BRASIL. Ministério das Cidades. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. (2012) **Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: diagnóstico dos serviços de água e esgotos** – Brasília: MCIDADES. SNSA, 448 p. 2012.

BREGUNCE, Denise. T., VEIGA, Bruno. V., MARANHO, Leila. T., CUBAS, Selma. A.. Avaliação de sistema de leito cultivado com a macrófita *Sagittaria montevidensis* Cham. e Schldl. para tratamento de águas urbanas poluídas. **Revista Brasileira de Biociências**, v. 9, p. 86-95, 2011.

BRIX, Hans. Treatment of Wastewater in the Rhizosphere of Wetland Plants –The Root Zone Method. **Water. Science and. Technology**. vol. 19. n. 1/2, p. 107-118, 1987.

BRIX, Hans. Function of macrophytes in constructed wetlands. **Water Science and Technology**. v. 29, n. 4, p. 71-78, 1994.

BRIX, Hans. Do Macrophytes Play a Role in Constructed Treatment Wetlands?. **Water Science and Technology**. v. 35. n5. P. 11-17.1997

BRIX, Hans. Danish experiences with wastewater treatment in constructed wetlands. In: 1st International Seminar on the use of Aquatic Macrophytes for Wastewater Treatment in Constructed Wetlands, 2003, Lisboa, Portugal. **Anais...**Lisboa, Portugal. 2003. 37 p.

CALHEIROS, Cristina S. C.; BESSA, Vânia S.; MESQUITA, Raquel B. R.; BRIX, Han.; RANGEL, Antônio O. S. S.; CASTRO, Paula M. L. Constructed wetland with a polyculture of ornamental plants for wastewater treatment at a rural tourism facility. **Ecological Engineering**, v. 79, p. 1-7, 2015.

CALIJURI, Maria L.; BASTOS, Rafael K. X.; MAGALHÃES, Tiago de B.; CAPELETE, Bruna C.; DIAS, Edgard H. O. Domestic Wastewater Treatment in UASB-Horizontal Flow Constructed Wetlands Systems: Organic Matter, Solids, Nutrients and Coliforms Removal. **Engenharia Sanitária Ambiental**, Viçosa, v. 14, n. 3, p. 421-430, 2009.

CAMPOS, Juacyara. C.; FERREIRA, João. A.; MANNARINO, Camile. F.; SILVA, Héilton. R.; BORBA, Silvia. M. P. Tratamento do chorume do aterro sanitário de Pirai (RJ) utilizando wetland. VI Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2002, Vitória, ES. **Anais...** Vitória, ES. CD-ROM.

CAPUTO, Homero. P. **Mecânica dos Solos e suas Aplicações: Fundamentos.** 6 ed., v. 1. Rio de Janeiro: LTC, 1996.

CHANG, Jun J.; WU, Su. Q.; DAI, Yan R.; LIANG, Wei.; WU, Zhen. B. Treatment performance of integrated vertical-flow constructed wetland plots for domestic wastewater. **Ecological Engineering**, v.44, p. 152-159, 2012.

CHENG, Jiayang.; BERGMANN, Ben. A.; CLASSEN, John. J.; HOWARD, James. W. Nutrient recovery from swine lagoon water by *Spirodela punctata*. **Bioresource Technology**, v. 81, n 1, p. 81–85, 2002.

COLARES, Carla J.G.; SANDRI, Delvio. Eficiência de tratamento de esgoto com tanques sépticos seguidos de leitos cultivados com diferentes meio suporte. **Revista Ambiente & Água**, v. 8, n. 1, p.172-185, 2013.

CONLEY, Lucy .M.; DICK, Richard .I.; LIOW, Leonard .W. An assessment of the root zone method of wastewater treatment. **Research Journal of the WPCF**, v. 63, n. 3, p. 239-247. 1991.

COOPER, Paul; SMITH, Mark; MAYNARD, Henrietta. The design and performance of a nitrifying vertical-flow reed bed treatment system. **Water Science and Technology**, v. 35, n. 5, p. 215-221, 1996.

COOPER, Paul. The performance of vertical flow constructed wetland systems with special reference to the significance of oxygen transfer and hydraulic loading rates. **Water Science and Technology**, v. 51, n. 9, p. 81-90, 2005.

CUNHA, Caroline de A. G. da. **Análise da eficiência de um sistema combinado de alagados construídos na melhoria da qualidade das águas.**2006. 157 f. Dissertação (Ciências da Engenharia Ambiental) – Programa de Pós-Graduação em Ciências da Engenharia Ambiental, Escola de Engenharia de São Carlos, São Carlos, 2006.

DABARE, Liga; SKINKA, Ruta. Characterization of porous ceramic pellets from Latvian Clays. **Chemija**, v. 25, n. 2, p. 82-88, 2014.

BRAJA, Das. M. **Fundamentos de engenharia geotécnica**. 7 ed. São Paulo: Cengage Learning, 2013.

DE ARAÚJO ALMEIDA, Rogério.; OLIVEIRA, Luiz. F. C.; KLIEMANN, Humberto. J. Eficiência de espécies vegetais na purificação de esgoto sanitário. Pesquisa Agropecuária Tropical. (Agricultural Research in the Tropics). v. 37, n. 1, p. 1-9, 2007.

DE LIMA, Sonia. B.; DE SOUZA, Débora. C.; DE ALBUQUERQUE, Felipe. P. Confeção de blocos cerâmicos com incorporação de biomassa contaminada por cobre Confection of ceramic bricks with biomass contaminated by copper incorporation. **Ambiência**, v. 11, n. 1, p. 31-47, 2015.

DILLALO, Rosemarie; ALBERTSON, Orris. E. Volatile acids by direct titration. **Journal of Water Pollution Control Federation**. New York, v. 33, n 4, p. 356-365. 1961.

EATON, Andrew. D.; CLESCERI, Lenore. S.; RICE, Eugene. W.; GREENBERG, Arnold. B. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21 ed. Washington: American Public Health Association, American Water Works Association and Water Environment Federation, 2005.

ELIAS, João. M. **Análise da eficiência global do sistema de “wetlands” construído na estação de tratamento de água para abastecimento público no município de Analândia**. 2003. 214 f. Dissertação (Mestrado em Estudos Ambientais) – Programa de Pós-Graduação em Estudos Ambientais, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2003.

EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes**. Brasília: EMBRAPA, 1999. 370 p.

ESTEVES, Francisco de A. **Fundamentos de limnologia**. 2 ed. Rio de Janeiro: Interciência/FINEP, 1998.

EUSTÁQUIO JÚNIOR, Valdeir; MATOS, Antonio T. de; CAMPOS, Lidiane C.; BORGES, Alisson C. Desempenho agrônômico da aveia-preta (*Avena strigosa* Schreb.), cultivada em sistemas alagados construídos. **Ambiente & Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 5, n. 1, p. 68-78, 2010.

FEIJÓ, Janete; PINHEIRO, Adilson; SIMIONATTO, Edesio L. Remoção de Matéria Orgânica Através do Tratamento de Esgotos Sanitários em um Sistema de Wetlands Construídos. In: XXII Congresso de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2003, Joinville, SC. **Anais...** Joinville, SC. CD-ROM.

FERREIRA, Gisleiva. C. S. ; BERALDO, Antonio. L. . Compósito taboa-cimento. In: XXXII Congresso Brasileiro de Engenharia Agrícola, 2003, Goiânia, GO. CONBEA 2003. Botucatu, SP: **Sociedade Brasileira de Engenharia Agrícola**. v. 1, p. 1-4, 2003

FERREIRA, Marcella M; SARON Alexandre. Estudo da Eficiência do Tratamento de Esgoto Doméstico por Sistema de *Wetland* de Fluxo Vertical Descendente para ser Aplicado em Comunidades Isoladas Estação de Tratamento em Escala de Laboratório. **InterfacEHS**, v.8, n. 1, p. 127-149, 2013

FIA, Fátima. R. L.; MATOS, Antônio. T.; FIA, Ronaldo.; LAMBERT, Túlio. F.; MATOS, Mateus. P. Remoção de nutrientes por *Typha latifolia* e *Cynodon* spp. cultivadas em sistemas alagados construídos. **Revista Ambiente e Água**, Taubaté, v. 6, n. 1, p. 77-89, 2011.

FIA, Fátima R. L.; MATOS, Antônio T. de; FIA, Ronaldo. BORGES, Alisson C.; TEIXIERA, Denis L. Remoção de Matéria Orgânica e Determinação de Parâmetros Cinéticos em Sistemas Alagados Construídos em Escala Laboratorial. **Acta Scientiarum Technology**, Maringá, v. 34, n. 2, p. 149-156, 2012.

GARCÍA, Joan; AGUIRRE, Paula; BARRAGÁN, Jesús; MUJERIEGO, Rafael; MATAMOROS, Victor; BAYONA, Josep M. Effect of key design parameters on the efficiency of horizontal subsurface flow constructed wetlands. **Ecological Engineering**, n. 25, p. 405-418, 2005.

GARG, Vinod K.; AMITA, Moirangthem; KUMAR, Rakesh; GUPTA, Renuka. Basic Dye (Methylene Blue) Removal From Simulated Wastewater By Adsorption Using Indian Rosewood Sawdust: A Timber Industry. **Hisar. Dyes and pigments**, v. 63, n. 2004, p. 243-250, nov. 2004.

GEYER, Rejane Maria Tubino. **Estudo sobre a potencialidade de uso das escórias de aciaria como adição ao concreto**. 2001. 187f. Tese (Doutorado em) – Programas de pós-graduação em Engenharia de Minas, Metalúrgica e de Materiais. Universidade Federal Do Rio Grande Do Sul. 2001.

GONÇALVES JÚNIOR, Affonso C.; LINDINO, Cléber A.; ROSA, Maurício F. da; BARICCATTI, Rosa; GOMES, Gilmar D. 2008. Remoção de metais pesados tóxicos cádmio, chumbo e cromo em biofertilizante suíno utilizando macrófita aquática (*Eichhornia crassipes*) como bioindicador. **Acta Scientiarum. Technology**, v.30, n.1, p.9-14, 2008.

GOOGLE EARTH. 2015. Disponível em: <: <http://earth.google.com/> >. Acesso em: 08 jul. 2015.

GOPAL, Brij. Natural and constructed Wetlands for wastewater treatment: potentials and problems. **Wat. Sci. Tech.**, v. 40, n. 3, p. 27-35, 1999.

GUIMARÃES, Lucy. T. **Utilização do Sistema de informação geográfica (SIG) para identificação de áreas potenciais para disposição de resíduos na bacia do Paquequer, Município de Teresópolis – RJ.** 2000. Dissertação (Mestrado em Engenharia) – Programa de Pós-graduação em Engenharia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2000.

HAMMER, Donald A. **Constructed wetlands for wastewater treatment: municipal, industrial and agricultural.** 3ed. Chelsea, Michigan: Lewis publishers, INC, 1998.

HAN, Shuxin; YUE, Qinyan.; YUE, Min.; GAO, Baoyu; ZHAO, Yaqin; CHENG, Wenjing. Effect of sludge-fly ash ceramic particles (SFCP) on synthetic wastewater treatment in an A/O combined biological aerated filter. **Bioresource Technology**, v. 100, n. 3, p. 1149-1155, 2009.

HENRY-SILVA, Gustavo G.; CAMARGO, Antonio F. M. Valor nutritivo de macrófitas aquáticas flutuantes (*Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes* e *Salvinia molesta*) utilizadas no tratamento de efluentes de aqüicultura. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v. 24, p. 519-526, 2002.

HENRY-SILVA, Gustavo G.; CAMARGO, Antonio F. M. Tratamento de efluentes de carcinicultura por macrófitas aquática flutuantes. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 37, n.2, p.181-188, 2008.

INSTITUTO AGRONOMICO DO PARANÁ – IAPAR. Cartas Climáticas do Paraná. Paraná: 2000. Disponível em: <<http://www.iapar.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=597>> . Acesso em: 10 Julho 2015.

INSTITUTO HÓRUS - CDB (Convenção Internacional sobre Diversidade Biológica): 2001. Disponível em: <<http://www.institutohorus.org.br/download/artigos/cienhojedez2001.pdf>>. Acesso em 25 de agosto de 2015.

IZQUIERDO, Indara. S. **Uso de fibra natural de sisal em blocos de concreto para alvenaria estrutural**. 2011. 128f. Dissertação (Engenharia de Estruturas) – Programa de pós-graduação em Engenharia de Estruturas. Escola de Engenharia de São Carlos, São Paulo, 2011.

IWA – International Water Association. **Constructed Wetlands for Pollution Control: Processes, Performance, Design and Operation**. Scientific and Technical Report. London, England: IWA Publishing. 156f. 2000.

JORDÃO Pacheco; PESSÔA Arruda C. **Tratamento de Esgoto Doméstico**. 4ª ed. ABES. Rio de Janeiro, Brasil. 932 pp. (2005)

KADLEC, Robert. H; KNIGHT, Robert. L. **Treatment wetlands**. Boca Raton, Florida: Lewis Publishers, 1996.

KADLEC, Robert. H.; KNIGHT, Robert. L.; VYMAZAL, Jan; BRIX, Hans; COOPER, Paul; HABERL, Raimund. **Constructed wetlands for pollution control: process, performance, design and operation – Scientific and Technical Report**, London: IWA Publishing. 2000.

KADLEC, Robert. H.; WALLACE, Scott. D. **Treatment wetlands**. Boca Raton: CRC, Press 2 ed, 2009.

KANTAWANICHKUL, S., NEAMKAM, P., e SHUTES, R., BRIAN. E. (2001). Nitrogen removal in a combined system: vertical vegetated bed over horizontal flow sand bed. **Water Science and Technology**, 44, 137–142.

KAYSER, Katrin; KUNST, Sabine. Processes in vertical-flow reed beds: nitrification, oxygen transfer and soil clogging. **Wat. Sci. Tech.**, v. 51, n. 9, p. 177-184, 2005.

KICKUTH, Reinhold. Processo de tratamento rizosférico segundo o professor Kickuth. In: 4º CONGRESSO DA ÁGUA - RELATOS E RESUMOS, 1998, Lisboa. **Resumos...** Disponível em: <<http://www.aprh.pt/congressoagua98/files/com/122.pdf>>. Acesso em: 16 de junho de 2015.

KNOWLES, Paul.; DOTRO, Gabriele.; NIVALA, Jaime.; GARCÍA, Joan. Clogging in subsurface-flow treatment wetlands: Occurrence and contributing factors. **Ecological Engineering**, v.37, p.99-112 ,2011.

KORKUSUZ, Asuman. E.; BEKLIOGLU, Meryem.; DEMIRER, Goksel. N. Treatment Efficiencies of the Vertical Flow Pilot-Scale Constructed Wetlands for Domestic Wastewater Treatment. **Turkish journal of engineering & environmental sciences**, 28f. 333-344, 2004.

KÖPPEN, W. **Climatologia. Con un estudio de los climas de la tierra. México**, FCE, 1948.

LANGERGRABER, Günter; HABERL, Raimund; LABER, Johannes; PRESSL, Alexander. Evaluation of substrate clogging process in vertical flow constructed wetlands. **Wat. Sci. Tech.**, v. 48, n. 5, p. 25-34, 2003.

LI, Chunjie; DONG, Yang.; LEI, Yuehua.; WU, Deyi.; & XU, Pei. Removal of low concentration nutrients in hydroponic wetlands integrated with zeolite and calcium silicate hydrate functional substrates. **Ecological Engineering**, v. 82, p. 442-450, 2015.

LIM, P. E.; WONG, T. F.; LIM, D. V. Oxygen demand, nitrogen and copper removal by free-water-surface and subsurface-flow constructed wetlands under tropical conditions. **Environment International**, v. 26, n. 5-6, p.425-431. 2001.

LOBÃO, Vera L.; LUZIA, Liania A.; SAMPAIO, Geni R.; HORTENCIO, Elisabeth; SOUZA, Airtón M. de. Estudo comparativo entre quatro métodos de sistemas fechados de circulação em larvicultura de *Macrobrachium rosenbergii*. **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 25, p. 101-109, 1998.

LOHMANN, Gabriele. **Caracterização de uma estação de tratamento de esgoto por zona de raízes utilizando variáveis abióticas e microbiológicas**. 2011. 93f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Curitiba, 2011.

LOPES, F.F.M.; ARAUJO, G.T.; NASCIMENTO, J.W.B.; GADELHA, T. S.; SILVA, V.R. Estudo dos efeitos da acetilação em fibras de sisal. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.14, n. 7, p. 783-788, 2010.

LOUREIRO, Lorena F. **Avaliação da adsorção do Herbicida 2,4-D em carvão ativado em pó e granular por meio de análises de isotermas de adsorção utilizando diferentes qualidades de água.** 2012. 128f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2012.

LU, Qin.; HE Zhenli, L.; GRAETZ Donald A., STOFFELLA, Peter. J., YANG, Xiaoe. Phytoremediation to remove nutrients and improve eutrophic stormwaters using water lettuce (*Pistia stratiotes* L.). **Environ. Sci. Pollut. Res.**, v. 17, n. 1, p. 84-96, 2010.

MADDISON, Martin., MAURING, Tõnu., REMM, Kalle., LESTA, Merje., MANDER, Ülo. Dynamics of *Typha latifolia* L. populations in treatment wetlands in Estonia. **Ecol. Eng.** v. 35, p. 258–264. 2009a

MADDISON, Martin, SOOSAAR, Kaido., MAURING, Tõnu., MANDER, Ülo. The biomass and nutrient and heavy metal content of cattails and reeds in wastewater treatment wetlands for the production of construction material in Estonia. **Desalination.** v. 246, p. 120–128, 2009b.

MADIGAN, Michael. T.; MARTINKO, John. M. e PARKER, Jack. **Microbiologia de Brock.** 12 ed. São Paulo: Prentice hall, 2010.

MARQUES, D. M. Terras úmidas construídas de fluxo subsuperficial. In: CAMPOS, J.R. Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo.: ABES, 1999, Rio de Janeiro, RJ. **Anais...**, Rio de Janeiro, RJ, 1999.

MARTINS Fabrina. B; ROCHA José. S; ROBAINA Adroaldo. D; KURTZ Silvia M.de J. M; KURTZ Fabio. C; GARCIA Sandra. M; SANTOS Alessandro. H. de O; DILL Paulo. R. J; NOAL Tatiana. N. Zoneamento ambiental da sub-bacia hidrográfica do Arroio Cadena, Santa Maria (RS) – (Estudo de caso) **Cerne, Lavras**, v. 11, n. 3, p. 315-322, 2005.

MATOS, Antonio. T. de; ABRAHÃO, Sérgio. S; MONACO, Paola. L. V. A; SARMENTO, Antover. P; MATOS, Mateus. P. de. Capacidade extratora de plantas em sistemas alagados utilizadas no tratamento de águas residuárias de laticínios. **Engenharia Agrícola Ambiental**, v.14, n.12, p.13111317, 2010.

MAZZOLA, Marcelo; ROSTON, Denis M.; VALENTIM, Marcelus A. A. Uso de Leitões Cultivados de Fluxo Vertical por Bactéria no Pós-Tratamento de Efluente de Reator Anaeróbio Compartimentado. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campinas, v. 9, n. 2, p. 276-283, 2005.

MEDEIROS, Rosalina. M. L.; SRUR, Armando. U. O. S.; PINTO, Carmem. L. R. Estudo da biomassa de aguapé, para a produção do seu concentrado protéico. **Sociedade Brasileira de Ciência e Tecnologia de Alimentos**, v 2, n. 19, p. 226-230. 1999.

MENDONÇA, Henrique V.; RIBEIRO, Celso B. de M.; BORGES, Alisson C.; BASTOS, Ronaldo R. Remoção de nitrogênio e fósforo de águas residuárias de laticínios por sistemas alagados construídos operando em bateladas. **Ambiente & Água**, v. 7, n. 2, p 75-87, 2012.

MENEZES, Romualdo. R.; NEVES, Gelmires. A.; FERREIRA, Heber.C. O estado da arte sobre o uso de resíduos como matérias-primas alternativas. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 6, n. 2, p. 303-313, 2002.

METCALF, Leonard; EDDY, Harrison. **Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse**. 3. ed. Estados Unidos, McGraw-Hill. 2003.

NAIME, Roberto.; GARCIA, Ana. Utilização de Enraizadas no Tratamento de Efluentes Agroindustriais. **Estudos Tecnológicos**, v. 1, n. 2, p. 9-20, 2005.

NICIURA, Cristiano L. **Avaliação do uso da banda de rodagem de pneus inservíveis triturada como suporte ao desenvolvimento de biofilmes em um reator anaeróbio de leito expansível**, 2005, 204 p. Tese (Doutorado em Engenharia Hidráulica e Saneamento) – Universidade de São Paulo. 2005.

NOGUEIRA, S. F. **Balanço de Nutrientes e Avaliação de Parâmetros Biogeoquímicos em Áreas Alagadas Construídas para o Tratamento de Esgoto**. 2003. 137 f. Dissertação (Mestrado em XX) Programa de Pós-Graduação em XX, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2003.

OLIJNYK, Débora. P. **Avaliação da nitrificação e desnitrificação de esgoto doméstico empregando filtros plantados com macrófitas (*wetlands*) de fluxos vertical e horizontal–sistemas híbridos**. 2008. 112f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2008.

OLIVEIRA, Juraci. A.; CAMBRAIA, José.; CANO, Marco. A. O.; JORDÃO, Cláudio. P. Absorção e acúmulo de Cádmiu e seus efeitos sobre o crescimento relativo de plantas de Aguapé e de Salvínia. **Revista Brasileira de Fisiologia Vegetal**, v. 13, n. 3, p. 329-341, 2001.

OLIVEIRA, R. J. F.; CARVALHO, F. F. R.; BATISTA, A. M. V.; ANDRADE, M. F.; SILVA FILHO, O. L. e MEDEIROS, S. J. S. Efeito da adição de *Egeria densa* sobre a digestibilidade e balanço de nitrogênio em caprinos. **Archivos e Zootecnia**, v. 53, n. 202, p. 175 – 184, 2004.

ORMONDE, Vanusa S. da S. **Avaliação de “wetlands” construídos no pós-tratamento de efluentes de lagoa de maturação**. 2012. 96f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Edificações e Ambiental) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Edificações e Ambiental, Universidade Federal do Mato Grosso, Cuiabá, 2012.

PARANÁ. **Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Recursos Hídricos**. - SEMA Resolução n.º 021. Dispõe sobre licenciamento ambiental, estabelece condições e padrões ambientais e dá outras providências, para empreendimentos de saneamento. Diário Oficial do Estado do Paraná, Curitiba, n. 7962, p. 13-16, 2009.

PATERNIANI, Jose E. S; SILVA, Marcelo J. M. da; RIBEIRO, Tulio A. P.; BARBOSA, Melina. Pré-filtração em pedregulho e filtração lenta com areia, manta não tecida e carvão ativado para polimento de efluentes domésticos tratados em leitos cultivados. **Eng. Agríc.**, Jaboticabal, v.31, n.4, p.803-812, 2011.

PELLISSARI, Catiane.; SEZERINO, Pablo. H.; DECEZARO, Slandoamara. T.; WOLFF, Delmira. B.; BENTO, Alessandra. P.; DE CARVALHO JUNIOR, O.; PHILIPPI, Luiz. S. Nitrogen transformation in horizontal and vertical flow constructed wetlands applied for dairy cattle wastewater treatment in southern Brazil. **Ecological Engineering**, v. 73, p. 307-310, 2014.

PELLISSARI, Catiane. **Tratamento de efluente proveniente da bovinocultura de leite empregando wetlands construídos de escoamento superficial**. 2013. 145f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2013.

PHILIPPI, Luiz. S.; SEZERINO, Pablo. H. **Aplicação de sistemas tipo wetlands no tratamento de águas residuárias**: utilização de filtros plantados com macrófitas. Florianópolis: 144f. Editora do autor, 2004.

PHILIPPI, Luiz. S. Sezerino, Pablo. H., Bento, Alessandra. P., & Magri, Maria. E. Vertical flow constructed wetlands for nitrification of anaerobic pond effluent in Southern Brazil under different loading rates. In: **10th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control**. 2006. p. 631-639.

PIO, Mauro C. da Silveira; ANTONY, Lucas P.; SANTANA, Genilson P. *Wetlands* construídas (terras alagada): conceitos, tipos e perspectiva para remoção de metais potencialmente tóxicos de água contaminada: Uma revisão. **Scientia Amazonia**, v. 2, n. 1. p. 28-40, 2013.

PLATZER, Christoph. Design recommendation for subsurface flow constructed wetlands for nitrification and denitrification. **Wat. Sci. Tech.**, v. 40, n. 3, p. 257-263, 1999.

POMPÊO, Marcelo L. M.; MOSCHINI-CARLOS, Viviane. **Macrófitas aquáticas e perifiton: aspectos ecológicos e metodológicos**. São Carlos, SP: RiMa. p. 124, 2003.

POMPÊO, Marcelo. Monitoramento e manejo de macrófitas aquáticas. **Oecologia Brasiliensis**, v. 12, n. 3, p. 5, 2008.

PROCHASKA, C. A.; ZOUBOULIS, A. I.; ESKRIDGE, K. M. Performance of pilot-scale vertical-flow constructed wetlands, as affected by season, substrate, hydraulic load and frequency of application of simulated urban sewage. **Ecological Engineering**, v. 31, n. 1, p. 57-66, 2007.

REDDY, K. R.; D'ANGELO, E. M. Soil process regulating water quality in wetlands. In: Mitsch, W. J (Org) **Global Wetlands: Old World and New**. New York: Elsevier Science, p. 309-324. 1994.

REED, Sherwood C.; CRITES, Ronald W.; MIDDLEBROOKS, E. Joe. **Natural systems for waste management and treatment**. 2 ed. New York: McGraw-Hill, 1995.

REIDEL, Adilson.; DAMASCENO, Simone; ZENATTI, Dilcemara. C.; SAMPAIO, Silvio. C.; FEIDEN, Aldi.; QUEIROZ, Manuel. M. F. Utilização de efluente de frigorífico, tratado com macrófita aquática, no cultivo de tilápia do Nilo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 9, p. 181-185, 2005.

RIPLEY, L. E.; BOYLE, W. C.; CONVERSE, J. C. Improved alkalimetric monitoring for anaerobic digestion of high-strength wastes. **Journal Water Pollution Control Federation**, New York, v. 58, 5f. 406-411, 1986.

SALARO JUNIOR,. **Avaliação da eficiência de sistema fito-pedológico (Wetlands) na depuração de efluentes domésticos gerados em pequena comunidade**. 2008. 137f. Tese de Doutorado.- Universidade Estadual Paulista “Julio De Mesquita Filho, Botucatu – SP, 2008.

SALATI, Eneas. **Utilização de Sistemas de Wetlands Construídas para Tratamento de Águas**. 2000. 36 f. Programa de Pós-Graduação em Ciências da Engenharia Ambiental, Escola Estadual de São Carlos, São Carlos, SP, 2000.
SALATI, Eneas. Utilização de sistemas de Wetlands construídas para tratamento de águas. **Biológico**, v. 65, n. 1/2, p. 113-116, 2003.

SANTOS, Ana Silvia Pereira. **Avaliação de desempenho de um filtro biológico percolador em diferentes meios suporte plásticos**. 2005. p. 81. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal do Rio de Janeiro. 2005

SARMENTO, Antover Panazzolo; BORGES, Alisson Carraro; MATOS, Antonio Teixeira. Evaluation of vertical-flow constructed wetlands for swine wastewater treatment. **Water, Air & Soil Pollution**, v. 223, n. 3, p. 1065-1071, 2012.

SECRETARIA DE ESTADO DA EDUCAÇÃO DO PARANÁ– SEED/PR. **Atlas do Município de Curitiba**. Paraná: 2008. Disponível em:
<http://www.diaadiaeducacao.pr.gov.br/diaadia/diadia/arquivos/File/conteudo/artigos_teses/2011/geografia/artigos/atlas_curitiba_completo.pdf.> Acesso em: 21 julho 2015.

SEZERINO, Pablo. H. **Potencialidade dos filtros plantados com macrófitas (Constructed Wetlands) no pós-tratamento de lagoas de estabilização sob condições de clima subtropical**. 2006. 171f. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2006.

SEZERINO, Pablo H.; BENTO, Alessandra P.; DECEZARO, Samara T.; Magri, Maria E.; PHILIPPI, Luiz S. Experiências brasileiras com *wetlands* construídos aplicados ao tratamento de águas residuárias: parâmetros de projeto para sistemas horizontais. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.20, n.1, jan-mar 2015.

SI, Wantong.; JI, Weihong., YANG, Feng., LV, Yue., WANG, Yimin., ZHANG, Yingmei. The function of constructed wetland in reducing the risk of heavy metals on human health. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 181, p.531-537, 2011.

SILVA, Selma C. **Wetlands construídos de fluxo vertical com meio suporte de solo natural modificado no tratamento de esgotos domésticos**. 2007. 202 f. Tese de doutorado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos – Universidade de Brasília, Brasília-DF, 2007.

SIMEPAR, **Sistema Meteorológico do Paraná**. Disponível em <<http://www.simepar.br>>. Acesso em Julho de 2015.

SIPAÚBA-TAVARES, L. H.; FÁVERO, EGP; BRAGA, F. M. Utilização de biofiltros de macrófitas como forma de minimizar os impactos causados pela aqüicultura. In: SEMINÁRIO INTERNACIONAL DA REPRESA DO LOBO-BROA, 1, 2001, São Carlos, SP. **Anais...**, São Carlos, SP, 2001.

SOUSA, José T.; HAANDEL, Adrianus C. Van; CONSTANTINO, Paulo R. da S.; GUIMARÃES, Adriana V. A. Pós tratamento de efluente de reator UASB utilizando sistemas de *wetlands* construídos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. v. 4, p. 87-91, 2000.

SOUSA, José. T.; HAANDEL, Adrianus. C.; LIMA, Eduardo. P.; GUIMARÃES, Adriana. V. Performance of constructed wetland systems treating anaerobic effluents. In: VII Taller y Simposio Latinoamericano Sobre Digestion Anaerobia, 2002, Mérida, Yucatán, México. **Anais...** Mérida, Yucatán, México. CD-ROM.

SOUSA, José. T.; HAANDEL, Adrianus C. Van.; LIMA, Eduardo. P. C.; HENRIQUE, Israel. N. Utilização de wetland construído no pós-tratamento de esgotos domésticos pré-tratados em reator UASB. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 9, n. 4, p. 285-290, 2004.

SOUSA, José. T.; HAANDEL, Adrianus. V. C. Van; CAVALCANTI, Paula. F. F.; FIGUEIREDO, Anna. M. F. Tratamento de esgoto para uso na agricultura do semi-árido nordestino. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 10, n. 3, 2005.

SOUZA, José. T.; HAANDEL, Adrianus. V. C.; COSENTINO, Paulo. R. S.; GUIMARÃES, Adriana. V. A. Pós-tratamento de efluente de reator UASB utilizando sistemas “WETLAQNS” construídos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. Campina Grande, v.4, n.1, p. 87-91. 2000.

SOUZA, Anderson. L. **Estudo experimental e numérico do processo de remoção de poluentes nos leitos cultivados**. 2003. 141 p. Tese (Doutorado Engenharia Agrícola /Água e Solo)- Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2003.

SOUZA, Vinicius. C.; LORENZI, Harri. 2005. Botânica Sistemática: guia ilustrado para identificação das famílias de Angiospermas da flora brasileira, baseado em APG II. **Instituto Plantarum**, Nova Odessa, SP. 640p. 2005.

SOUZA, Claudinei F.; BASTOS, Reinaldo G.; GOMES, Marcus P. de M.; PULSCHEN, André A. Eficiência de estação de tratamento de esgoto doméstico visando reuso agrícola. **Ambiente & água – An interdisciplinary journal of applied Science**, v. 10. n. 3, Setembro, 2015.

SOVIK, Anne. K.; KLOVE, Bjorn. Phosphorus retention processes in shell sand filter systems treating municipal wastewater. **Science Direct**, v. 25. p.168-182. 2005.

SPERLING, Marcos V. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental/UFMG, 1996.

SPERLING, Marcos V. **Lodos ativados: Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental /UFMG, 1997.

SPERLING, Marcos. V. **Introdução à qualidade da água e ao tratamento de esgoto: Princípio do tratamento biológico de águas residuárias**. 4ª ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental/UFMG, 2014.

SULIMAN, F.; FRENCH, H. K.; HAUGEN, L. E.; SØVIK, A. K. Change in flow and transport patterns in horizontal subsurface flow constructed wetlands as a result of biological growth. **Ecological Engineering**, n. 27, p. 124-133, 2006.

SZYMANSKI, Nayara. **Estudo da bioacumulação de cobre e chumbo pela macrófita aquática *Eicchornia crassipes* em solução hidropônica**. 2011. 79f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química, Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Toledo, 2011.

TANNER, Chris. C.; CLAYTON, John. S.; UPSDELL, Martin. P. Effect of loading Rate and planting on treatment of dairy farm wastewaters in constructed wetlands – I. Removal of oxygen demand, suspended solids and faecal coliforms. **Water Research**, v. 29, n. 1, p. 17-26, 1995.

THE ANGIOSPERM PHYLOGENY GROUP. **APG II**: An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants. Botanical Journal of the Linnean Society, United States of American, 141: 399-436, 2003.

TIETZ, Alexandra.; HORNEK, R.; LANGERGRABER, G.; KREUZINGER, N.; e HABERL, R. Diversity of ammonia oxidizing bacteria in a vertical flow constructed wetland. **Water Science and Technology**, v. 56, n.3, p. 241-247, 2007.

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

TUNDISI, José. G.; TUNDISI, Matsumura. T. **Limnologia**. São Paulo, 2008. 631 p. UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **USEPA/625/R-99/010**: constructed wetlands treatment of municipal wastewaters. Cincinnati, Ohio 1999.

_____. **USEPA 832-F-00-023**: wastewater technology fact sheet. Wetlands: Subsurface flow. Washington D.C, 2000.

VALENTIM, Marcelus. A. A. **Desempenho de leitos cultivados (“constructed wetland”) para tratamento de esgoto**: contribuições para concepção e operação. 2003. 210 f. Tese (Doutorado em agronomia) Programa de Pós-Graduação em agronomia, Universidade de Campinas, Campinas, 2003.

VAN KAICK, T. S. **Estação de tratamento de esgoto por meio de zona de raízes: uma proposta de tecnologia apropriada para saneamento básico no litoral do Paraná**. 2002. 128 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia) Programa de Pós-Graduação Tecnologia E, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba. 2002.

VELA, Francisco. J. **Tratamento de esgoto sanitário em reator anaeróbio operado em bateladas sequenciais e periodicamente aerado**. 2006. 159 f. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2006.

VICH, Daniele V.; SILVA, Gabriela L. R.; CANO, Vitor; NOLASCO, Marcelo A. Tratamento de lixiviado de aterro sanitário em *wetlands* horizontais de fluxo subsuperficial em escala de bancada: avaliação da influência da vegetação e do tempo de detenção hidráulica. In: Simpósio Brasileiro sobre aplicação de *wetlands* construídos no tratamento de águas residuárias, 1, 2013, Florianópolis. SC. **Anais...** Florianópolis, SC. 1 CD-ROM.

Vymazal, Jan. **Algae and element cycling in wetlands**. Boca Raton. Lewis Publisher, Chelsea, Michigan (1995).

VYMAZAL, Jan. Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment **Ecological Engineering**, v. 25, n. 5, p. 478-490, Dec. 2005.

VYMAZAL, Jan; KROPFLOVÁ, Lenka. **Wastewater treatment in constructed wetlands with horizontal sub-surface flow**. República Tcheca: Springer, 2008.

VYMAZAL, Jan. Long-term performance of constructed wetlands with horizontal sub-surface flow: Tem case studies from the Czech Republic. **Ecological Engineering**, v. 37, p. 54-63, 2011.

VYMAZAL, Jan., ŠVEHLA, Jaroslav. Iron and manganese in sediments of constructed wetlands with horizontal subsurface flow treating municipal sewage. **Ecological Engineering**, v.50, p.69-75, 2013.

WATSON, J. T.; SHERWOOD, C. R.; KADLEC, R. H.; KNIGHT, R. L.; WHITEHOUSE, A. E. Performance expectations and loading rates for constructed wetlands. **Constructed wetlands for wastewater treatment**: municipal, industrial and agricultural. Michigan: Lewis Publishers, 1989.

WELSCH, David; SMART, David, L.; BOYER, James N.; MINKIN, Paul; SMITH, Howard C.; MCCANDLESS, Tamara L. **Forested wetlands**: functions, benefits and the use of best management practices. New York: Labrador Pond, 1995.

WILLIAMS, Richard J.; BOORMAN, David B. Modelling in-stream temperature and dissolved oxygen at sub-daily time steps: an application to the River Kennet, UK. **Science of the Total Environment**, v. 423, p. 104-110, 2012.

ZACARKIM, Carlos E., OLIVEIRA, Luciano. C., WELTER, Rosilene. A., SZYMANKI, Nayara., QUIÑONES, Fernando. R., PALÁCIO, Soraya. M., DAMASCENO, Simone. Analysis of a Wetland System In The Post-Treatment of Wastewater. **Revista Brasileira de Energias Renováveis**, v. 3, n. 1, 2014.

ZAGO, Jaqueline F. **Influência das características físico-químicas de carvões ativados na adsorção de saxitoxinas**. 2010. 182 f. Tese (Doutorado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) - Universidade de Brasília, Brasília, 2010.

ZHAO, Yong. J., LIU, Bo., ZHANG, Wen. G., OUYANG, Shu. Q. A. Performance of pilot-scale vertical-flow constructed wetlands in responding to variation in influent C/N ratios of simulated urban sewage. **Bioresource technology**, v. 101, n. 6, p. 1693-1700, 2010.

ZANELLA, Luciano. **Plantas ornamentais no pós-tratamento de efluentes sanitários: Wetlands-construídos utilizando brita e bambu como suporte**. 2008. 189 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo. Campinas, São Paulo, 2008.

APÊNDICE A – Metodologia para caracterização físico-química dos materiais filtrantes

Neste apêndice são apresentadas as metodologias utilizadas para determinação das características físico-químicas dos materiais usados como meio filtrante nos SWC.

- pH

Na determinação do pH, foram pesados 10 g de cada material filtrante e colocados com 100 mL de água deionizada. Esta mistura foi aquecida em banho maria da Nova Ética, modelo 314 DN a aproximadamente 90 °C e agitada por 15 min \pm 10 s. Em seguida, a mistura foi filtrada imediatamente em papel filtro qualitativo e esfriada até a temperatura de 50 \pm 5 °C para posterior determinação do pH no pHmetro da pHTEK, modelo pHS-3E, previamente calibrado com soluções tampão fosfato de pH 4,0 e 7,0.

- Massa específica aparente

A determinação da massa específica aparente dos materiais filtrantes, também chamada de massa unitária, foi realizada de acordo com procedimentos descritos na NBR NM 52 (ABNT, 2009) em triplicata. Nesta norma é definida massa unitária como a relação entre a massa do agregado lançado no recipiente e o volume deste recipiente, considerando, portanto, os vazios entre os grãos. Esta determinação é necessária para o correto cálculo da massa necessária para preenchimento do filtro.

Inicialmente o procedimento foi secar a massa de cada material filtrante, durante o período 3 h, e uma proveta de 100 mL durante 30 min, ambos em estufa, a temperatura de 130 \pm 5 °C. Após o resfriamento de cada material e da proveta em dessecador, até a temperatura ambiente, a massa da proveta foi determinada em uma balança de precisão da marca Marconi, modelo AUW220D. Preencheu-se,

então, a proveta com material filtrante até 100 mL (100 cm³) e novamente foi determinada sua massa. O valor obtido foi subtraído da massa da proveta vazia para obter a massa de cada material filtrante. O fundo da proveta foi batido em uma superfície de madeira até o ponto em que não acontecesse mais a compactação do material.

Foram anotados os volumes correspondentes ao nível ocupado por cada material filtrante (mL) após a compactação e calculada a densidade aparente por meio da Equação 5.

$$\rho_a = \frac{M_1 - M_2}{V} \quad \text{Equação 5}$$

Em que:

ρ_a = densidade aparente (g.mL⁻¹ ou g.cm⁻³);

M_1 = massa da proveta (g);

M_2 = massa do material somada a massa da proveta (g);

V = volume determinado após a compactação do material (mL⁻¹ ou cm⁻³).

- Densidade relativa da areia

Para determinação da densidade relativa de materiais finos, como a areia, foi realizado o ensaio com picnômetro de acordo com procedimentos descritos na NBR-NM 23 (ABNT, 2000) em triplicata. Primeiramente as amostras foram secas na estufa Medclave, modelo 2, a 105 °C por aproximadamente duas horas, até atingirem massa constante. Foi feita pesagem do picnômetro de 500 mL vazio, e após o resfriamento do material, do picnômetro preenchido completamente pelo material seco. Posteriormente, o picnômetro contendo o material foi enchido com água e mantido desta forma por 24 h, para que a água penetrasse nos poros do material. Foi feita pesagem novamente do picnômetro contendo o material e a água,

e por fim, pesou-se o picnômetro somente com água. A densidade relativa do material foi determinada pela Equação 6.

$$\rho = \frac{P1-P0}{((P4-P0)-(P3-P1))} \quad \text{Equação 6}$$

Em que:

ρ = densidade relativa da areia (g.mL^{-1} ou g.cm^{-3});

P0 = massa do frasco (picnômetro) (g);

P1 = massa do frasco com o material (g);

P3 = massa do frasco com material e com água (g.mL);

P4 = massa do frasco com água (g.mL).

- Densidade relativa da brita número 1

Para determinação da densidade relativa de materiais graúdos, como a brita número 1, foi realizado o ensaio com a balança hidrostática da Marte, modelo 1020 de acordo com procedimentos descritos na NBR-NM 53 (ABNT, 2003) em triplicata. As amostras foram secas em estufa a temperatura de 105 °C durante duas horas. Após resfriamento das amostras, aproximadamente 500 g do material foram pesados na balança hidrostática Marte (1020), e em seguida o material foi imerso em recipiente contendo água na mesma balança a temperatura ambiente. O material ficou submerso por aproximadamente 24 h, e após esse tempo, foi anotado então a massa do material.

A densidade da brita número 1 foi determinada utilizando a Equação 7.

$$\rho = \frac{M_1}{M_1-M_2} \quad \text{Equação 7}$$

Em que:

ρ = densidade relativa brita (g.mL^{-1} ou g.cm^{-3});

M_1 = massa do material seco (g);

M_2 = massa do material úmido (g.mL);

- Teor de umidade

A determinação do teor de umidade foi realizada de acordo com procedimentos descritos na norma D 2867 – 04 (ASTM 2004) em triplicata. Para a determinação do teor de umidade foram pesados aproximadamente 30 g de cada material filtrante em béqueres de 50 mL, previamente tarados em balança analítica da Marconi, modelo AUW220D, e anotadas as massas dos béqueres, dos materiais e dos conjuntos béquer + material. Em seguida, os béqueres com as amostras foram colocados na estufa a 150 °C durante 3 h. Após este período, as amostras foram retiradas da estufa, resfriadas em dessecador com sílica gel até atingirem a temperatura ambiente e determinadas suas massas. A determinação do teor de umidade foi feita de acordo com a Equação 8.

$$TU (\%) = \frac{(C-D)}{(C-B)} * 100 \quad \text{Equação 8}$$

Em que:

TU = Teor de umidade (%);

B = Massa do recipiente (g);

C = Massa do recipiente com a amostra original (g);

D = Massa do recipiente com a amostra seca (g).

- Teor de cinzas

A determinação do teor de cinzas foi realizada de acordo com procedimentos descritos na norma D 2866-94 (ASTM 1999) em triplicata. Para a determinação do teor de cinzas primeiramente foram calcinadas cápsulas de

porcelana em mufla da marca ZEZIMAQ, modelo 2000.G, a 650 °C durante uma hora. Decorrido este tempo, as cápsulas de porcelana foram colocados no dessecador até atingirem a temperatura ambiente, e em seguida, foram determinadas suas massas na balança analítica. Concomitantemente, a massa de aproximadamente 9 g dos materiais filtrantes foi seca em estufa a 150 °C por 3 h e, em seguida, as cápsulas de porcelana foram transferidos para o dessecador até atingirem temperatura ambiente.

Depois de resfriados, as cápsulas de porcelana contendo as amostras dos materiais filtrantes provenientes da estufa foram pesados, e então, colocados novamente na mufla a 650 °C durante 8 h para carbonização das amostras. Após este tempo, as cápsulas de porcelana foram transferidos para o dessecador para resfriamento e posterior pesagem. As massas determinadas foram utilizadas na Equação 11.

$$\text{Teor de cinzas (\%)} = \frac{\text{massa de sólidos restantes}}{\text{massa inicial da amostra}} * 100 \quad \text{Equação 11}$$

- Granulometria

A análise granulométrica foi realizada de acordo com procedimentos descritos na NBR NM 248 (ABNT 2003) em triplicata. Para a composição granulométrica dos materiais, primeiro foram pesadas 300 g de cada material filtrante, secas previamente em estufa a 105 °C por aproximadamente 3 h. Após a secagem, as massas dos materiais filtrantes foram resfriadas em dessecador até atingirem a temperatura ambiente. Após o resfriamento, as massas foram peneiradas em peneiras da série Tyler normal, previamente limpas, em ordem crescente de aberturas da base para o topo, sendo que o fundo era encaixado em sua base.

Após colocar cada amostra sobre o conjunto de peneiras e tampá-las, foi promovida agitação mecânica por 8 min para promover separação e classificação prévia dos diferentes tamanhos dos grãos das amostras. Após a agitação, começando pela maior abertura, as peneiras foram destacadas removendo o

material retido em cada peneira para uma bandeja identificada, escovando a tela em ambos os lados para limpá-la, sempre considerando como retido o material removido pelo lado interno e passante como o material desprendido na parte inferior.

A massa retida em cada uma das aberturas das peneiras foi registrada e foram realizados os cálculos de porcentagem retida, porcentagem retida acumulada e módulo de finura para possibilitar o traçado da curva granulométrica. A série de peneiras utilizada é apresentada na Tabela 24 .

Tabela 24 - Série de peneiras Tyler para os materiais filtrantes utilizadas.

Abertura da peneira (mm) para areia	Abertura da peneira (mm) para brita n° 1
4,76	19,1
2,38	9,52
1,19	4,76
0,59	2,38
0,297	-
0,150	-

APÊNDICE B – Valores obtidos no teste estatístico T pareado.

Neste apêndice são apresentados os valores obtidos no teste estatístico T pareado para análise de comparação do crescimento das macrófitas nos sistemas (Figura 35).

	- 1 - SWC 1 AF 45	- 2 - SLL AF 45
Tamanho =	19	15
Média =	2781.5423	3658.1220
Variância =	2413160.4102	3294123.8246
	Homocedasticidade	
Variância =	4111081.9040	---
t =	-1.2517	---
Graus de liberdade =	32	---
p (unilateral) =	0.1098	---
p (bilateral) =	0.2197	---
Poder (0.05) =	0.3340	---
Poder (0.01) =	0.1311	---
Diferença entre as médias =	-876.5797	---
IC 95% (Dif. entre médias) =	-2303.2041 a 550.0447	
IC 99% (Dif. entre médias) =	-2794.8997 a 1041.7404	

(a)

	- 3 - SWC 1 AF 90	- 4 - SLL AF 90
Tamanho =	14	16
Média =	9394.7996	12188.2788
Variância =	26560827.1692	4640661.0896
	Homocedasticidade	
Variância =	36246452.4837	---
t =	-1.2679	---
Graus de liberdade =	28	---
p (unilateral) =	0.1076	---
p (bilateral) =	0.2152	---
Poder (0.05) =	0.3573	---
Poder (0.01) =	0.1455	---
Diferença entre as médias =	-2793.4791	---
IC 95% (Dif. entre médias) =	-7305.7932 a 1718.8350	
IC 99% (Dif. entre médias) =	-8881.1373 a 3294.1790	

(b)

	- 5 - SWC 1 AF 135	- 6 - SLL AF 135
Tamanho =	21	17
Média =	26388.5910	31483.4894
Variância =	894523305.7372	1873848.6699
	Homocedasticidade	
Variância =	1130234658.1518	---
t =	-0.4645	---
Graus de liberdade =	36	---
p (unilateral) =	0.3225	---
p (bilateral) =	0.6451	---
Poder (0.05)	0.1156	---
Poder (0.01)	0.0050	---
Diferença entre as médias =	-5094.8985	---
IC 95% (Dif. entre médias) =	-27343.0623 a 17153.2654	---
IC 99% (Dif. entre médias) =	-34929.8092 a 24740.0122	---

(c)

	- 7 - SWC 1 AC 45	- 8 - SLL AC 45
Tamanho =	20	16
Média =	561.7010	738.4264
Variância =	165970.3520	324958.3276
	Homocedasticidade	
Variância =	236112.1060	---
t =	-1.0843	---
Graus de liberdade =	34	---
p (unilateral) =	0.1429	---
p (bilateral) =	0.2858	---
Poder (0.05)	0.2804	---
Poder (0.01)	0.0996	---
Diferença entre as médias =	-176.7254	---
IC 95% (Dif. entre médias) =	-507.9960 a 154.5452	---
IC 99% (Dif. entre médias) =	-621.5403 a 268.0895	---

(d)

	- 9 - SWC 1 AC 90	- 10 - SLL AC 90
Tamanho =	18	19
Média =	3877.8825	5224.0642
Variância =	5757140.0338	3118951.6347
	Homocedasticidade	
Variância =	6971786.0000	---
t =	-1.5500	---
Graus de liberdade =	35	---
p (unilateral) =	0.0650	---
p (bilateral) =	0.1300	---
Poder (0.05) =	0.4637	---
Poder (0.01) =	0.2185	---
Diferença entre as médias =	-1346.1817	---
IC 95% (Dif. entre médias) =	-3109.5819 a 417.2185	
IC 99% (Dif. entre médias) =	-3712.4191 a 1020.0557	

(e)

	- 11 - SWC 1 AC 135	- 12 - SLL AC 135
Tamanho =	21	19
Média =	9701.4910	10752.4626
Variância =	22920264.4621	1820526.0514
	Homocedasticidade	
Variância =	26662493.6360	---
t =	-0.6428	---
Graus de liberdade =	38	---
p (unilateral) =	0.2621	---
p (bilateral) =	0.5242	---
Poder (0.05) =	0.1566	---
Poder (0.01) =	0.0312	---
Diferença entre as médias =	-1050.9717	---
IC 95% (Dif. entre médias) =	-4360.9100 a 2258.9666	
IC 99% (Dif. entre médias) =	-5484.3246 a 3382.3813	

(f)

	- 14 - SLL AR 45	- 13 - SWC 1 AR 45
Tamanho =	3	3
Média =	6145.3333	3028.7274
Variância =	65744602.3333	2298727.6144
	Homocedasticidade	
Variância =	39021664.9739	---
t =	0.6110	---
Graus de liberdade =	4	---
p (unilateral) =	0.2871	---
p (bilateral) =	0.5742	---
Poder (0.05)	0.1495	---
Poder (0.01)	0.0270	---
Diferença entre as médias =	3116.6060	---
IC 95% (Dif. entre médias) =	-11042.2033 a 17275.4152	---
IC 99% (Dif. entre médias) =	-20365.7995 a 26599.0115	---

(g)

	- 15 - SWC 1 AR 90	- 16 - SLL AR 90
Tamanho =	3	3
Média =	5222.6833	6743.9800
Variância =	48875444.8576	1331643.2652
	Homocedasticidade	
Variância =	40103544.0614	---
t =	-0.2942	---
Graus de liberdade =	4	---
p (unilateral) =	0.3916	---
p (bilateral) =	0.7832	---
Poder (0.05)	0.0841	---
Poder (0.01)	0.0211	---
Diferença entre as médias =	-1521.2967	---
IC 95% (Dif. entre médias) =	-15875.0411 a 12832.4478	---
IC 99% (Dif. entre médias) =	-25327.0025 a 22284.4092	---

(h)

	- 17 - SWC1 AR 135	- 18 - SLL AR 135
Tamanho =	3	3
Média =	10041.0000	9378.0000
Variância =	190085779.0000	388763.0000
	Homocedasticidade	
Variância =	154737271.0000	---
t =	0.0653	---
Graus de liberdade =	4	---
p (unilateral) =	0.4755	---
p (bilateral) =	0.9511	---
Poder (0.05)	0.0472	---
Poder (0.01)	0.0685	---
Diferença entre as médias =	663.0000	---
IC 95% (Dif. entre médias) =	-27531.9481 a 28857.9481	---
IC 99% (Dif. entre médias) =	-46098.3620 a 47424.3620	---

(i)

Figura 35 - Valores obtidos no teste estatístico T pareado para os dados de crescimento das plantas dos dois sistemas (SWC 1 e SLL).

Legenda: (a) área foliar do SWC 1 comparado com SLL com 45 dias de operação; (b) área foliar do SWC 1 comparado com SLL com 90 dias de operação; (c) área foliar do SWC 1 comparado com SLL com 135 dias de operação; (d) área do caule do SWC 1 comparado com SLL com 45 dias de operação; (e) área do caule do SWC 1 comparado com SLL com 90 dias de operação; (f) área do caule do SWC 1 comparado com SLL com 135 dias de operação; (g) área da raiz do SWC 1 comparado com SLL com 45 dias de operação; (h) área da raiz do SWC 1 comparado com SLL com 90 dias de operação; (i) área da raiz do SWC 1 comparado com SLL com 135 dias de operação.

Na Figura 36 são apresentados os valores obtidos no teste estatístico T pareado na análise nos materiais filtrantes para verificação da diferença na concentração de ST e STV nos sistemas.

	- 3 - ST areia SWC 1	- 7 - ST areia SWC 2
Tamanho =	3	3
Média =	43.2000	70.6667
Variância =	158.4100	1709.2433
	Homocedasticidade	
Variância =	933.8267	---
t =	-1.1008	---
Graus de liberdade =	4	---
p (unilateral) =	0.1664	---
p (bilateral) =	0.3327	---
Poder (0.05) =	0.2931	---
Poder (0.01) =	0.1069	---
Diferença entre as médias =	-27.4667	---
IC 95% (Dif. entre médias) =	-96.7306 a 41.7972	
IC 99% (Dif. entre médias) =	-142.3410 a 87.4076	

(a)

	- 1 - ST brita SWC 1	- 5 - ST brita SWC 2
Tamanho =	3	3
Média =	4.5000	5.6667
Variância =	3.6100	7.0933
	Homocedasticidade	
Variância =	5.3517	---
t =	-0.6177	---
Graus de liberdade =	4	---
p (unilateral) =	0.2851	---
p (bilateral) =	0.5702	---
Poder (0.05) =	0.1511	---
Poder (0.01) =	0.0280	---
Diferença entre as médias =	-1.1667	---
IC 95% (Dif. entre médias) =	-6.4101 a 4.0768	
IC 99% (Dif. entre médias) =	-9.8630 a 7.5296	

(b)

	- 2 - STV brita SWC 1	- 6 - STV brita SWC 2
Tamanho =	3	3
Média =	0.1667	0.2333
Variância =	0.0133	0.0033
	Homocedasticidade	
Variância =	0.0083	---
t =	-0.8944	---
Graus de liberdade =	4	---
p (unilateral) =	0.2108	---
p (bilateral) =	0.4216	---
Poder (0.05)	0.2262	---
Poder (0.01)	0.0697	---
Diferença entre as médias =	-0.0667	---
IC 95% (Dif. entre médias) =	-0.2736 a 0.1402	---
IC 99% (Dif. entre médias) =	-0.4098 a 0.2765	---

(c)

	- 4 - STV areia SWC 1	- 8 - STV areia SWC 2
Tamanho =	3	3
Média =	0.8000	0.7000
Variância =	0.0300	0.1300
	Homocedasticidade	
Variância =	0.0800	---
t =	0.4330	---
Graus de liberdade =	4	---
p (unilateral) =	0.3437	---
p (bilateral) =	0.6873	---
Poder (0.05)	0.1103	---
Poder (0.01)	0.0012	---
Diferença entre as médias =	0.1000	---
IC 95% (Dif. entre médias) =	-0.5411 a 0.7411	---
IC 99% (Dif. entre médias) =	-0.9632 a 1.1632	---

(d)

Figura 36 - Valores obtidos no teste estatístico T pareado para os dados da comparação entre o SWC 1 (plantado) e SWC 2 (não plantado) para verificar se a concentração de ST ou STV na areia e na brita depende da presença das macrófitas.

Legenda: (a) comparação de ST na areia entre o SWC 1 e SWC 2; (b) comparação de ST na brita entre o SWC 1 e SWC 2; (c) comparação de STV na brita entre o SWC 1 e SWC 2 e (d) comparação de STV na areia entre o SWC 1 e SWC 2.

Os resultados do teste estatístico T pareado em relação à comparação entre o bloco de referência e os blocos com adição de porcentagem de fibra vegetal são apresentados na Figura 37.

	- 1 - R	- 2 - 2%
Tamanho =	3	3
Média =	10.0447	13.3107
Variância =	3.4049	3.7383
	Homocedasticidade	
Variância =	3.5716	---
t =	-2.1166	---
Graus de liberdade =	4	---
p (unilateral) =	0.0508	---
p (bilateral) =	0.1017	---
Poder (0.05)	0.6814	---
Poder (0.01)	0.4155	---
Diferença entre as médias =	-3.2660	---
IC 95% (Dif. entre médias) =	-7.5496 a 1.0176	---
IC 99% (Dif. entre médias) =	-10.3703 a 3.8383	---

(a)

	- 1 - R	- 3 - 4%
Tamanho =	3	3
Média =	10.0447	14.5903
Variância =	3.4049	0.5467
	Homocedasticidade	
Variância =	1.9758	---
t =	-3.9607	---
Graus de liberdade =	4	---
p (unilateral) =	0.0083	---
p (bilateral) =	0.0166	---
Poder (0.05)	0.9897	---
Poder (0.01)	0.9485	---
Diferença entre as médias =	-4.5457	---
IC 95% (Dif. entre médias) =	-7.7317 a -1.3597	---
IC 99% (Dif. entre médias) =	-9.8296 a 0.7383	---

(b)

	- 1 - R	- 4 - 6%
Tamanho =	3	3
Média =	10.0447	19.8633
Variância =	3.4049	0.6565
	Homocedasticidade	
Variância =	2.0307	---
t =	-8.4387	---
Graus de liberdade =	4	---
p (unilateral) =	0.0005	---
p (bilateral) =	0.0011	---
Poder (0.05)	1.0000	---
Poder (0.01)	1.0000	---
Diferença entre as médias =	-9.8187	---
IC 95% (Dif. entre médias) =	-13.0486 a - 6.5887	
IC 99% (Dif. entre médias) =	-15.1756 a - 4.4618	

(c)

	- 2 - 2%	- 3 - 4%
Tamanho =	3	3
Média =	13.3107	14.5903
Variância =	3.7383	0.5467
	Homocedasticidade	
Variância =	2.1425	---
t =	-1.0707	---
Graus de liberdade =	4	---
p (unilateral) =	0.1723	---
p (bilateral) =	0.3445	---
Poder (0.05)	0.2828	---
Poder (0.01)	0.1010	---
Diferença entre as médias =	-1.2797	---
IC 95% (Dif. entre médias) =	-4.5973 a 2.0380	
IC 99% (Dif. entre médias) =	-6.7820 a 4.2227	

(d)

	- 2 - 2%	- 4 - 6%
Tamanho =	3	3
Média =	13.3107	19.8633
Variância =	3.7383	0.6565
	Homocedasticidade	
Variância =	2.1974	---
t =	-5.4139	---
Graus de liberdade =	4	---
p (unilateral) =	0.0028	---
p (bilateral) =	0.0056	---
Poder (0.05)	0.9999	---
Poder (0.01)	0.9990	---
Diferença entre as médias =	-6.5527	---
IC 95% (Dif. entre médias) =	-9.9126 a - 3.1927	---
IC 99% (Dif. entre médias) =	-12.1251 a - 0.9802	---

(e)

	- 3 - 4%	- 4 - 6%
Tamanho =	3	3
Média =	14.5903	19.8633
Variância =	0.5467	0.6565
	Homocedasticidade	
Variância =	0.6016	---
t =	-8.3262	---
Graus de liberdade =	4	---
p (unilateral) =	0.0006	---
p (bilateral) =	0.0011	---
Poder (0.05)	1.0000	---
Poder (0.01)	1.0000	---
Diferença entre as médias =	-5.2730	---
IC 95% (Dif. entre médias) =	-7.0310 a - 3.5150	---
IC 99% (Dif. entre médias) =	-8.1887 a - 2.3573	---

(f)

Figura 37 - Valores obtidos no teste estatístico T pareado para comparação de absorção de água entre o bloco de referência e os blocos com adição de 2%, 4% e 6% de fibra vegetal.

Legenda: (a) comparação entre Referência e incorporação de 2% de fibra; (b) comparação entre Referência e incorporação de 4% de fibra; (c) comparação entre Referência e incorporação de 6% de fibra; (d) comparação entre incorporação de 2% e 4% de fibra; (e) comparação entre incorporação de 2% e 6% de fibra; (f) comparação entre incorporação de 4% e 6% de fibra.