

UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL (PPGEC)

ANDRÉ GUSTAVO PATEL

**SISTEMA HÍBRIDO DE *WETLANDS* CONSTRUÍDOS NO TRATAMENTO
DE ESGOTOS SANITÁRIOS**

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

CURITIBA - PR
2018

ANDRÉ GUSTAVO PATEL

**SISTEMA HÍBRIDO DE *WETLANDS* CONSTRUÍDOS NO TRATAMENTO
DE ESGOTOS SANITÁRIOS**

Dissertação apresentada como requisito para obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil, do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR), câmpus Curitiba. Área de Concentração: Meio Ambiente.

Orientadora: Prof.^a Dr.^a Karina Querne de Carvalho Passig

CURITIBA - PR
2018

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação

P295s Patel, André Gustavo
2018 Sistema híbrido de *wetlands* construídos no tratamento de esgotos sanitários / André Gustavo Patel.-- 2018. 118 f.: il.; 30 cm.

Disponível também via *World Wide Web*.
Texto em português com resumo em inglês.
Dissertação (Mestrado) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Curitiba, 2018.
Bibliografia: p. 103-113.

1. Esgotos - Purificação - Remoção de nutrientes. 2. Macrófitas aquáticas. 3. Aguapé (Botânica). 4. Biomassa. 5. Meio ambiente. 6. Alagadiços. 7. Engenharia civil - Dissertações. I. Carvalho, Karina Querne de, org. II. Universidade Tecnológica Federal do Paraná - Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil. III. Título.

CDD: Ed. 22 -- 624

Biblioteca Ecoville da UTFPR, Câmpus Curitiba
Bibliotecária Lucia Ferreira Littiere - CRB 9/1271

TERMO DE APROVAÇÃO DE DISSERTAÇÃO Nº142

A Dissertação de Mestrado intitulada SISTEMA HÍBRIDO DE *WETLANDS* CONSTRUÍDOS NO TRATAMENTO DE ESGOTOS SANITÁRIOS, defendida em sessão pública pelo(a) candidato(a) **André Gustavo Patel**, no dia 08 de março de 2018, foi julgada para a obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil, área de concentração Meio Ambiente, e aprovada em sua forma final, pelo Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil.

BANCA EXAMINADORA:

Prof(a). Dr(a). Karina Querne de Carvalho Passig - Presidente - UTFPR

Prof(a). Dr(a). Alisson Carraro Borges – UFV

Prof(a). Dr(a). Fernando Hermes Passig – UTFPR

Prof(a). Dr(a). Lucila Adriani Coral – UTFPR

A via original deste documento encontra-se arquivada na Secretaria do Programa, contendo a assinatura da Coordenação após a entrega da versão corrigida do trabalho.

Curitiba, 08 de março de 2018.

Carimbo e Assinatura do(a) Coordenador(a) do Programa

AGRADECIMENTOS

A Deus, por tudo que tenho e sou, por ter guiado meu caminho e estar sempre me acompanhando em cada passo. A 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, Rosangela R. Zuconelli Patel e Abrail Ambrosini Patel, meus irmãos Victor Mateus Patel e Vanessa Patel, que me incentivaram, apoiaram e me ajudaram para que este sonho se torna-se realidade.

A minha orientadora Profa. Dra. Karina Querne de Carvalho Passig, a quem eu sou imensamente grato e tenho muito carinho. Obrigado 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 Professor Dr. Fernando Hermes Passig por todos os ensinamentos, auxílio na construção do aparato experimental e sugestões.

Aos técnicos Gustavo Macioski e Felipe Peretto do Departamento Acadêmico de Construção Civil que me ajudaram na fase de incorporação da biomassa nos blocos de concreto, e auxiliaram em tudo que foi necessário para realização desta pesquisa. Ao técnico Alexandre José Gonçalves do Departamento Acadêmico de Mecânica pelo auxílio com a microscopia eletrônica de varredura (MEV) e espectrometria de difração de raio – X (EDS).

Aos meus eternos amigos e companheiros que estavam na luta junto comigo, Mateus Xavier de Lima, Izadora Consalter Pereira, Thayse Nathalie Ferro, Diego Moraes, Daniele Maidel, Thiago Castanho Pereira e Bruna Dich.

Aos meus colegas de laboratório Aldria Diana Belini, Aline Yumi Hattori, Jéssica Luiza Bueno Trevizani, Mateus Kreutz Pauli, Lucas Cabral, Leonardo Marchesan pelos auxílios no laboratório, no texto e na vida em Curitiba. Serei eternamente grato a vocês.

Aos Professores Dra. Lucila Adriani Coral e Dr. Allison Carraro Borges pelas sugestões e correções no texto.

A Universidade Tecnológica Federal do Paraná – UTFPR, Câmpus Curitiba, pela infraestrutura cedida e aos demais que, mesmo não citados, colaboraram de alguma maneira ao longo desses anos de pesquisa, minha sincera gratidão.

Agradeço a Capes pela concessão da bolsa de mestrado.

Agradeço a FUNASA pelo financiamento do projeto “*Implantação de estações de fitotratamento com espécies de macrófitas aquáticas nativas em escala piloto para tratamento de esgotos sanitários – EFES*”, aprovado no Edital de chamamento público DESAM/FUNASA 01/2014 (Processo nº 25100.011.282/2014-87).

“Você precisa conquistar aquilo que o dinheiro não compra. Caso contrário,
será um miserável, ainda que seja um milionário”
Augusto Cury

RESUMO

PATEL, A. G. **SISTEMA HÍBRIDO DE WETLANDS CONSTRUÍDOS NO TRATAMENTO DE ESGOTOS SANITÁRIOS**. 2018. 116 f. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Curitiba, 2018.

Neste trabalho foi avaliado o comportamento destes sistemas híbridos na remoção de matéria carbonácea, nitrogenada e fosfatada de esgotos sanitários. Cada sistema foi composto pela combinação de um *Wetland* construído de escoamento vertical seguido de um *Wetland* construído de escoamento horizontal, sendo um sistema plantado (SWC-P) com a macrófita aquática (*Eichhornia crassipes*) e um sistema apenas com areia e brita (SWC-NP). A este arranjo deu-se o nome de Sistema de *Wetland* Construído Híbrido (SWC). Os sistemas foram operados em duas etapas: Etapa I com TDH de 9 dias e Etapa II com TDH de 5 dias e mantidos a temperatura ambiente. Os parâmetros pH, Temperatura do líquido, Oxigênio Dissolvido (OD), Condutividade Elétrica, Potencial Redox (E_H), Demanda Química de Oxigênio (DQO), nitrogênio total Kjeldahl (NTK), Nitrogênio Amoniacal (N-Amon), Nitrito ($N-NO_2^-$), Nitrato ($N-NO_3^-$), e Fósforo Fosfato ($P-PO_4^{-3}$) foram determinados em amostras do afluente e efluente de cada sistema. O afluente utilizado na alimentação dos SWCs foi classificado como esgoto sanitário “fraco” em termos de matéria carbonácea (DQO) e “médio” para NTK e $P-PO_4^{-3}$. As melhores eficiências de remoção de DQO ($13,63 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$), $P-PO_4^{-3}$ ($1,52 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$), $N-NO_2^-$ ($0,01 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$), $N-NO_3^-$ ($0,26 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) foram verificadas no SWC-P na Etapa II com 83, 95, 80 e 52%, respectivamente; e de NTK ($5,46 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) e N-Amon ($4,42 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) na Etapa I com 73 e 88% no SWC-P. A absorção do NT e PT pela *E. Crassipes* resultou em 11,77 e 10,37 g m^{-2} na unidade vertical e 6,12 e 6,92 g m^{-2} na unidade horizontal, com maior participação das raízes de 6,35 e 6,55 g m^{-2} nas unidades verticais e 2,45 e 3,05 g m^{-2} nas unidades horizontais, respectivamente. Remoções de 4,65 e 5,59 unidades logarítmicas de coliformes termotolerantes foram alcançadas nos SWC-P e SWC-NP, respectivamente. Na incorporação da fibra da macrófita em blocos de concreto foi possível observar que a força aplicada na deformação à compressão (fibra 56 kN e referência 42 kN) foi maior que a força aplicada na deformação à flexão. Não foi verificada influência da evapotranspiração. No sistema plantado foi removida carga de NT de 1622,43 g m^{-2} com contribuição da planta de 17,89 g m^{-2} , resultando na carga remanescente de 85,21 g m^{-2} para carga aplicada de 1725,53 g m^{-2} ; e de PT de 35,22 g m^{-2} com contribuição da planta de 17,29 g m^{-2} , resultando na carga remanescente de 170,33 g m^{-2} para carga aplicada de 222,84 g m^{-2} . A *Eichhornia Crassipes* desempenhou papel importante na remoção do nitrogênio, variando em função das condições operacionais (cargas aplicadas e direção do fluxo), dependendo, também da quantidade da biomassa produzida.

Palavras-chave: Tratamento descentralizado; macrófitas aquáticas; *Eichhornia crassipes*; incorporação da biomassa.

ABSTRACT

PATEL, A. G. **HYBRID CONSTRUCTED WETLANDS IN THE TREATMENT OF SEWAGE**. 2018. 116 p. Graduate Program in Civil Engineering, The Federal University of Technology – Paraná. Curitiba, 2018.

In this study, the behavior of hybrid constructed wetlands were evaluated in the removal of carbonaceous, nitrogenous and phosphorous matter from sewage. Each system consisted in the combination of a vertical-flow constructed wetland followed by a horizontal-flow constructed wetland, one being vegetated (CW-P) with macrophyte (*Eichhornia crassipes*) and one system only with sand and gravel (CW-UP). These arrangements are henceforth called hybrid constructed wetland (CW). The systems operated in two stages: Stage I with HRT of 9 days and Stage II with HRT of 5 days, and kept at room temperature. The pH, temperature of the liquid, dissolved oxygen (DO), electrical conductivity (EC), oxidation-reduction potential (E_H), Chemical Oxygen Demand (COD), total Kjeldahl nitrogen (TKN), total ammonia nitrogen (TAN), nitrite ($N-NO_2^-$), nitrate ($N-NO_3^-$), and phosphate phosphorus ($P-PO_4^{3-}$) were determined in samples from the influent and effluent of each system. The wastewater used to feed the CWs was classified as “weak” sewage in terms of carbonaceous matter (COD) and “medium” for TKN and $P-PO_4^{3-}$. The best removal efficiencies of COD ($13.63 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$), $P-PO_4^{3-}$ ($1.52 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$), $N-NO_2^-$ ($0.01 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) were verified in CW-P in Stage II with 83, 95, 80 and 52%, respectively; and TKN ($5.46 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) and TAN ($4.42 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) in Stage II with 73 and 88% in CW-P. The absorption of TN and TP by *E. crassipes* resulted in 11.77 and 10.37 g m^{-2} in the vertical unity and 6.12 and 6.92 g m^{-2} in the horizontal unity, with major role of the roots – 6.35 and 6.55 g m^{-2} in the vertical unity and 2.45 and 3.05 g m^{-2} in the horizontal unity, respectively. Removal of 4.65 and 5.59 logarithmic unities of thermotolerant coliforms were achieved in CW-P and CW-UP, respectively. For the incorporation of fibers from the macrophyte, it was possible to observe that the applied force to compressive stress (56 kN and 42 kN) was superior than the applied force to tensile stress. In the planted system a TN load of 1622.43 g m^{-2} was removed with plant contribution of 17.89 g m^{-2} , resulting in residual load of 82.21 g m^{-2} for the applied load of 1725.53 g m^{-2} ; and a PT load of 35.22 g m^{-2} was removed with plant contribution of 17.29 g m^{-2} , resulting in residual load of 170.33 g m^{-2} for the applied load of 222.87 g m^{-2} . *Eichhornia crassipes* had important role in the removal of nitrogen, varying in function of the operational conditions (applied loads and flow), depending also on the produced biomass.

Palavras-chave: Decentralized system; aquatic macrophyte; *Eichhornia crassipes*; biomass incorporation.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Fluxograma de classificação dos <i>wetlands</i> construído.	18
Figura 2 – Representação esquemática de um sistema de escoamento superficial.	18
Figura 3 - Desenho esquemático de <i>wetlands</i> de escoamento vertical.....	20
Figura 4 - Desenho esquemático de um sistema de escoamento subsuperficial.....	21
Figura 5 - Tipos de macrófitas aquáticas.	29
Figura 6 – <i>Eichhornia crassipes</i>	33
Figura 7 - Armazenamento do nitrogênio em macrófitas.....	38
Figura 8 - Representação esquemática dos sistemas de <i>wetlands</i> construídos.....	44
Figura 9 - Sistemas de <i>wetlands</i> construídas com tanque de armazenamento de esgoto, no início da operação.....	45
Figura 10 - Desenhos esquemáticos dos sistemas de <i>wetlands</i> construídos.....	46
Figura 11 - Montagem dos sistemas de <i>wetlands</i> : a) Conjunto de tubulações de coleta envoltos com sombrite; b) Camada de brita sobreposta à camada de areia no sistema vertical; c) Camada de brita sobreposta à camada de areia no sistema horizontal.....	48
Figura 12 - Lago do Parque Náutico com espécies de macrófitas.	49
Figura 13 – Plantio das mudas da macrófita <i>Eichhornia crassipes</i> a) No sistema vertical; b) No sistema horizontal.	49
Figura 14 – Distribuidor de vazão.....	50
Figura 15 - Experimento representativo do ensaio de evapotranspiração. ..	56
Figura 16 - Variação da DQO nas amostras do afluente e efluente dos sistemas nas Etapas I e II.	74
Figura 17 - Variação da concentração do NTK nas amostras afluente e efluente durante as Etapas I e II.....	77
Figura 18 - Variação das concentrações de nitrogênio amoniacal (N-Amon) nas amostras afluente e efluente nas Etapas I e II.	80
Figura 19 - Variação das concentrações de Nitrito (N-NO ₂ ⁻) nas amostras afluente e efluente dos sistemas nas Etapas I e II.	83
Figura 20 - Variação das concentrações de Nitrato (N-NO ₃ ⁻) nas amostras afluente e efluente dos sistemas nas Etapas I e II.	85
Figura 21 - Variação das concentrações de Nitrogênio Total nas amostras afluente e efluente dos sistemas SWC-NP e SWC-P nas Etapas e I e II.	87
Figura 22 - Variação das concentrações de P-PO ₄ ⁻³ nas amostras afluente e efluente dos sistemas SWC-NP e SWC-P nas Etapas e I e II..	90
Figura 23 - Deformação com momento de colapso (ruptura) dos corpos de prova: (a) Ensaio de Compressão; (b) Ensaio de Flexão.	97

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Vantagens e desvantagens da construção das <i>wetlands</i>	17
Quadro 2 - Estudos sobre tratamento de águas residuárias através de diferentes <i>wetlands</i> construídos híbridos.	23
Quadro 3 - Vantagens e desvantagens dos sistemas de escoamento vertical e horizontal.....	26
Quadro 4 - Substrato utilizado em <i>wetlands</i> no Brasil.....	27
Quadro 5 - Famílias, espécies de macrófitas, origem (Brasil) e configurações utilizadas em SWCs.	30
Quadro 6 - Papel das macrófitas em sistemas de <i>wetlands</i> construídos.	32
Quadro 7 - Eficiência percentual de remoção da carga poluidora do esgoto sanitário, considerando taxas de evapotranspiração de 0%, 20%, 40% e 60%.....	35
Quadro 8 - Processos de remoção dos poluentes em <i>wetlands</i> construídos.....	36

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Características do aparato experimental.....	45
Tabela 2 – Etapas de operação dos sistemas.....	51
Tabela 3 - Parâmetros físico-químicos e os respectivos métodos e referências utilizados no monitoramento dos sistemas.	52
Tabela 4 - Características físico-químicas do afluente utilizado na alimentação dos sistemas.	62
Tabela 5 – Valores da média aritmética, desvio padrão, máximo e mínimo e de coeficiente de variação obtidos no monitoramento dos sistemas SWC-P e SWC-NP em amostras do afluente e efluente obtidos na Etapa I (TDH = 9 dias; n = 45; nDQO = 90).	65
Tabela 6 – Valores da média aritmética, desvio padrão, máximo e mínimo e de coeficiente de variação obtidos nos monitoramentos dos sistemas SWC-P e SWC-NP nas amostras do afluente e efluente na Etapa II (TDH = 5 dias; n = 45, nDQO = 90).....	66
Tabela 7 – Valores da média aritmética, desvio padrão, mínimo e máximo das eficiências de remoção nos sistemas SWC-P e SWC-NP na Etapa I.	71
Tabela 8 – Valores da média aritmética, desvio padrão, máximo e mínimo e coeficiente de variação das eficiências globais de remoção dos sistemas SWC-P e SWC-NP na Etapa II.	72
Tabela 9 - Valores de 1º Quartil, mediana e 3º Quartil da DQO em amostras do afluente e efluente do SWC-NP e SWC-P.....	74
Tabela 10 - Valores de 1º Quartil, mediana e 3º Quartil da NTK em amostras do afluente e efluente do SWC-NP e SWC-P.....	78
Tabela 11 - Valores de 1º Quartil, mediana e 3º Quartil da N-Amon em amostras do afluente e efluente do SWC-NP e SWC-P.....	81
Tabela 12 - Valores de 1º Quartil, mediana e 3º Quartil de NO ₂ ⁻ em amostras do afluente e efluente do SWC-NP e SWC-P.....	83
Tabela 13 - Valores de 1º Quartil, mediana e 3º Quartil da N-NO ₃ ⁻ em amostras do afluente e efluente do SWC-NP e SWC-P.....	86
Tabela 14 - Valores de 1º Quartil, mediana e 3º Quartil da NT ⁻ em amostras do afluente e efluente do SWC-NP e SWC-P.....	88
Tabela 15 - Valores de 1º Quartil, mediana e 3º Quartil da P-PO ₄ ⁻³ em amostras do afluente e efluente do SWC-NP e SWC-P.....	91
Tabela 16 - Coliformes totais presentes em 100 mL de amostras do afluente e efluente das unidades PV, PH, NPV e NPH do SWC na Etapa II.	92
Tabela 17 – Densidade vegetal e número de indivíduos de <i>E. crassipes</i> por sistema no plantio e colheita.	93
Tabela 18 - Nitrogênio total (NT) e fósforo total (PT) na biomassa seca de <i>E. crassipes</i>	94
Tabela 19 - Valores da média, desvio padrão (DP) e número de amostras da perda de água por evapotranspiração nas Etapas I e II.	95
Tabela 20 - Valores médios de absorção de água, força aplicada na compressão e na flexão e resistência na compressão e à tração na flexão.....	96

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	13
2 OBJETIVOS	15
2.1 OBJETIVO GERAL	15
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	15
3 REVISÃO DE LITERATURA	16
3.1 WETLANDS CONSTRUÍDOS	16
3.2 CLASSIFICAÇÃO DOS WETLANDS CONSTRUÍDOS.....	17
3.2.1 Sistema de escoamento superficial (lâmina livre).....	18
3.2.2 Sistema de escoamento subsuperficial.....	19
3.2.3 Sistema híbrido	21
3.3 COMPONENTES DOS WETLANDS CONSTRUÍDOS	26
3.3.1 Substrato	26
3.3.2 Macrófita.....	28
3.3.3 <i>Eichhornia crassipes</i>	33
3.4 Evapotranspiração	34
3.5 Mecanismos de Remoção de Poluentes	35
3.6 Remoção da Matéria Orgânica.....	36
3.7 Remoção do Nitrogênio.....	37
3.8 Remoção de Fósforo	40
3.9 Destino final da biomassa seca das macrófitas aquáticas	41
4 MATERIAL E MÉTODOS	43
4.1 DESCRIÇÃO DO LOCAL DO ESTUDO.....	43
4.2 WETLANDS CONSTRUÍDOS.....	43
4.3 MACRÓFITA AQUÁTICA	48
4.4 AFLUENTE.....	50
4.5 ETAPAS DE MONITORAMENTO	51
4.6 REMOÇÃO DE COLIFORMES TERMOTOLERANTES.....	52
4.7 QUANTIFICAÇÃO DE NITROGÊNIO NA MACRÓFITA <i>E. CRASSIPES</i> ..	53
4.8 QUANTIFICAÇÃO DE FÓSFORO NA MACRÓFITA <i>E. CRASSIPES</i>	54
4.9 CÁLCULOS DAS EFICIÊNCIAS DE REMOÇÃO DAS WETLANDS.....	54
4.10 ENSAIOS DE EVAPOTRANSPIRAÇÃO	56
4.11 ANÁLISE DA INCORPORAÇÃO DE BIOMASSA DA MACRÓFITA EM BLOCOS DE CONCRETO	58
4.12 ANÁLISE ESTATÍSTICA	59
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	61
5.1 CARACTERIZAÇÃO DO AFLUENTE	61
5.2 MONITORAMENTO DOS SISTEMAS SUBMETIDOS A DIFERENTES CONDIÇÕES OPERACIONAIS	64
5.2.1 Demanda Química de Oxigênio (DQO)	72
5.2.3 Nitrogênio total Kjeldahl (NTK).....	76
5.2.4 Nitrogênio Amoniacal	79
5.2.5 Nitrito	82
5.2.6 Nitrato	84
5.2.7 Nitrogênio Total	86
5.2.8 Fósforo Total	89
5.2.9 Remoção de coliformes termotolerantes	92
5.3 Análise do crescimento e composição da macrófita.....	93
5.4 Evapotranspiração	94
5.5 Incorporação da biomassa da macrófita em blocos de concreto.....	96
6 CONCLUSÃO	99
APÊNDICE A	112
APÊNDICE B	115

1 INTRODUÇÃO

No Brasil, apenas 40,8% de todo o esgoto sanitário gerado, de origem doméstica, é tratado e a maior parte deste é proveniente da zona urbana (MINISTÉRIO DAS CIDADES, 2016). A falta de saneamento básico acarreta em diversos problemas ambientais, com consequências à saúde humana.

O saneamento básico é essencial para promoção da qualidade de vida e desta forma a coleta e o tratamento dos esgotos gerados devem ser priorizados, a fim de evitar danos à população e ao ambiente (VON SPERLING, 2014).

A existência de população em áreas sem acesso ao esgotamento sanitário promove estudos sobre a implantação de sistemas descentralizados de tratamento de esgotos, devido à sua simplicidade com baixos custos de operação e instalação, flexibilidade de configuração, além de baixa demanda energética (HOFFMAN; PLATZER, 2011; SUNTTI et al., 2013; VON SPERLING, 2015; VYMAZAL, 2010; WEBER et al., 2015).

Neste contexto, são destacados os sistemas de *wetlands* construídos (SWC), os quais podem ser utilizados para tratar diversos tipos de águas residuárias, tais como esgotos sanitários, águas pluviais, efluentes industriais, lixiviados de aterro sanitário, dentre outras (NIVALA et al., 2013; SUNTTI et al., 2013; VYMAZAL, 2009; VYMAZAL, 2010).

Os SWC são classificados de acordo com o tipo de escoamento sendo: sistemas de escoamento superficial e sistemas de escoamento subsuperficial, sendo este último dividido em função da direção do líquido, em horizontal e vertical (SEZERINO et al., 2015; VYMAZAL; KROPFELOVÁ, 2008).

Os sistemas de SWCs horizontais apresentam, de forma geral, ótima atuação na remoção de matéria orgânica e sólidos em suspensão, mas possuem limitada atuação nas transformações das frações nitrogenadas e fosfatadas (SEZERINO, 2006).

Os sistemas de SWCs verticais são operados em condições aeróbias e proporcionam condições adequadas para a nitrificação e eficácia na remoção de matéria orgânica e de sólidos suspensos, sendo capazes de promover níveis avançados de tratamento (VYMAZAL, 2010).

A combinação entre os sistemas de escoamento vertical e horizontal são denominados sistemas híbridos, o qual explora as vantagens de cada sistema, visto que ambos os sistemas apresentam limitações se aplicados de forma individual. Assim, a combinação destes sistemas pretende explorar as vantagens individuais de cada um deles, para complementar com um tratamento em sequência e melhorar o desempenho da eficiência de remoção dos nutrientes através do seu arranjo tecnológico (COOPER, 1999; MIETTO et al., 2015; VYMAZAL; KROPFELOVÁ, 2008).

As vantagens que estes sistemas apresentam é a manutenção simplificada e facilitada que, de forma genérica, resume-se ao manejo e cuidado com as plantas utilizadas, não havendo necessidade de treinamento especializado (VALIPOUR; AHN, 2016).

Contudo, estes sistemas apresentam algumas desvantagens como necessidade de controle da carga hidráulica e de sólidos que podem ocasionar a colmatação dos sistemas, proliferação de insetos vetores e a necessidade da troca de plantas devido a não adaptação aos sistemas (SILVA, 2007).

Diante disto, o presente trabalho teve como objetivo avaliar a participação da macrófita *Eichhornia crassipes* na remoção da matéria carbonácea, nitrogenada e fosfatada em um sistema de *wetlands* construídos híbridos, empregados no tratamento de esgotos sanitários.

Além disso, foi avaliada a incorporação de fibras vegetais dos resíduos da macrófita *Eichhornia crassipes* na produção de blocos de concreto como alternativa de destinação final.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar a eficiência do sistema de *wetlands* construídos híbridos na remoção de matéria carbonácea, nitrogenada e fosfatada de esgotos sanitários.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Como objetivos específicos foram propostos:

- Avaliar o desempenho das unidades de *wetlands* construídos (SWCs) híbridos plantado e não plantado no tratamento dos esgotos sanitários;
- Avaliar a capacidade da macrófita *Eichhornia Crassipes* na remoção de nitrogênio e fósforo presentes nos esgotos sanitários;
- Verificar a influência da variação do tempo de detenção hidráulico (TDH) no comportamento dos Sistemas Híbridos de *Wetlands* Construídos;
- Analisar a interferência da evapotranspiração no balanço hídrico em *wetlands* construídos, em condições de clima subtropical e;
- Avaliar a incorporação de fibras vegetais dos resíduos da macrófita *Eichhornia crassipes* na produção de blocos de concreto.

3 REVISÃO DE LITERATURA

3.1 WETLANDS CONSTRUÍDOS

Os sistemas de *wetlands* são internacionalmente conhecidos pela terminologia *Constructed Wetlands*. No Brasil estes sistemas possuem diferentes terminologias, como: *wetlands* construídos (WC), Sistemas de Alagados Construídos (SAC), Zonas de Raízes, Filtro Plantado com Macrófita, Sistema de Plantas Aquáticas Emergentes e Leito de Macrófitas (SALATI et al., 2009; SILVA, 2007).

Os *wetlands* construídos são sistemas projetados que simulam áreas alagáveis naturais (brejos, várzeas e pântanos), utilizando plantas aquáticas (macrófitas) para tratamento de águas residuárias, pois neles ocorre proliferação de biofilme que agrega populações variadas de microrganismos, para obter ciclagem de nutrientes e remoção de matéria orgânica por meio de processos biológicos, químicos e físicos (KADLEC; WALLACE, 2009).

Os sistemas de *wetlands* construídos (SWC) são projetados para utilizar os processos naturais envolvendo vegetação, solos e zonas úmidas, além de associações microbianas que auxiliam no tratamento de águas residuárias (MACHADO et al., 2017; VYMAZAL, 2010).

Os sistemas naturais se diferem dos SWC por possuírem substrato para que otimizem a condutividade hidráulica do sistema; outra grande diferença que existe é a biodiversidade encontrada nos sistemas sejam eles construídos ou naturais (SALATI et al., 2009).

O tratamento de SWC baseia-se em uma série de processos biológicos e físicos, tais como adsorção, precipitação, filtração, nitrificação, decomposição, dentre outros. O processo mais importante é a filtração biológica que se dá por meio de um biofilme composto por bactérias aeróbias e facultativas (HOFFMAN; PLATZER, 2011).

Pelo fato do Brasil ser um país deficiente em relação a tratamento de efluentes, porém favorecido por um clima tropical que oferece ótimas condições ambientais para o desenvolvimento das plantas (macrófitas), deste modo os

leitos cultivados são uma opção para o tratamento de efluentes (CAMPOS, 2013).

Algumas vantagens e desvantagens quanto ao uso dos *wetlands* construídos são apresentadas no Quadro 1.

Quadro 1 - Vantagens e desvantagens da construção das *wetlands*.

Vantagens	Desvantagens
Custos de construção e operação baixos	Eficiências sazonais
Tolerância a flutuações no ciclo hidrológico e nas cargas de contaminantes	Necessidade de caracterizações precisas dos sólidos do efluente, tipo de fluxo, ciclo hidrológico e regime de temperaturas.
Adesão de espaços verdes	Podem causar problemas com mosquitos.
Não requer produtos químicos ou máquinas sendo de fácil manutenção	Requer um período de início até a vegetação estar bem estabelecida.
Biomassa utilizada para ração animal, energia (biogás) e biofertilizantes Não requer uso de energia; Redução da matéria orgânica, sólidos sedimentáveis e patógenos Remoção satisfatória de sólidos suspensos, matéria orgânica, nitrogênio e fósforo	Colmatação, havendo necessidade do controle da carga hidráulica e de sólidos alguns compostos orgânicos removidos pelo sistema podem ser vinculados aos sedimentos e se acumularem ao longo do tempo.

Fonte: Adaptado de SILVA (2007)

No Brasil, as experiências com SWC se intensificaram a partir do ano 2000, com aplicações destes sistemas para tratamento de diferentes águas residuárias, distribuídas ao longo de todo o território nacional, sob diferentes formas e arranjos, com emprego de diferentes materiais filtrantes e macrófitas (SEZERINO, 2012).

Esta variabilidade amplia a classificação dos *Wetlands* construídos porém dificulta a padronização na comparação de resultados, no projeto e execução dos sistemas, dentre outros fatores.

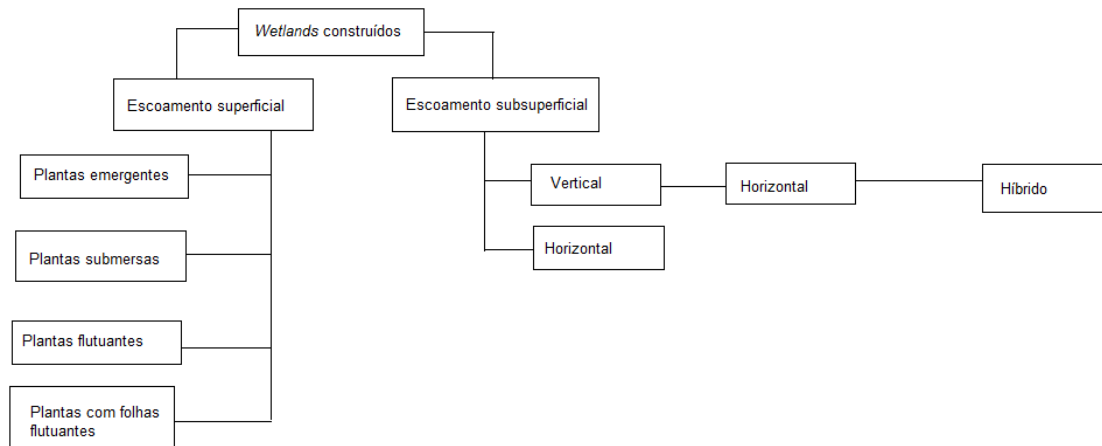
3.2 CLASSIFICAÇÃO DOS WETLANDS CONSTRUIDOS

Basicamente, os *wetlands* construídos são divididos em dois grupos em função do tipo de escoamento, sendo: sistemas de escoamento superficial (lâmina livre) e sistemas de escoamento subsuperficial, sendo este último

dividido em função da direção do líquido, em horizontal e vertical (VYMAZAL; KROEPFELOVÁ 2008, SEZERINO et al., 2015).

Na Figura 1 é apresentada a classificação dos *wetlands* construídos.

Figura 1 - Fluxograma de classificação dos *wetlands* construído.

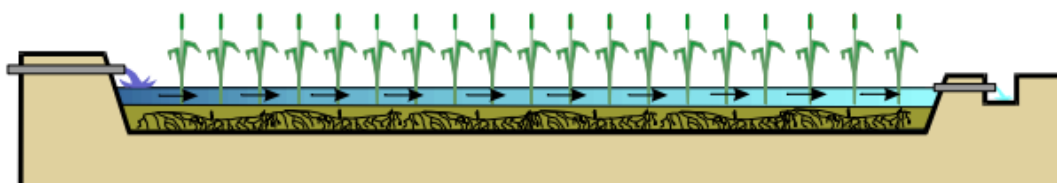


Fonte: Adaptado de Vymazal e Kroepfelová (2008).

3.2.1 Sistema de escoamento superficial (lâmina livre)

Os *wetlands* construídos de escoamento superficial consistem em bacias ou canais, com solo ou outro meio adequado para suportar a vegetação enraizada e água a profundidade baixa que flui através da unidade (VYMAZAL; KROEPFELOVÁ, 2008). Assim, o efluente tem um fluxo de escoamento superficial, sendo possível observar a lâmina de água (Figura 2).

Figura 2 – Representação esquemática de um sistema de escoamento superficial.



Fonte: Salati (2000).

Os *wetlands* construídos de escoamento superficial são sistemas em que o escoamento consiste em formar coluna de água acima do substrato no qual ocorre a maior parte do escoamento. Porém, alguns sistemas podem conter apenas as macrófitas e a coluna líquida, não possuindo qualquer tipo de substrato de fundo. Estes sistemas são denominados lâmina livre (SLL) (FONDER; HEADLEY, 2013).

Os SLL são mais rasos e geralmente aeróbios, tendendo a condições anóxicas em direção a parte mais funda, com características semelhantes às das lagoas facultativas, nas quais as zonas mais profundas tendem a ser dominadas por processos anaeróbios. Este é um fator importante para auxiliar na remoção de nitrogênio do efluente (PIO et al., 2013).

Os principais processos de tratamento existentes nos sistemas com escoamento superficial são: sedimentação, filtração, oxidação, redução, adsorção e precipitação (KADLEC; WALLACE, 2009).

Um dos principais problemas destes sistemas é em relação à lâmina de água acima do nível do substrato, pois esta propicia ambiente adequado para a proliferação de animais e insetos vetores.

3.2.2 Sistema de escoamento subsuperficial

Os sistemas de escoamento subsuperficial são aqueles em que a coluna de água não aparece na superfície do sistema, ou seja, está abaixo da primeira camada do substrato (VYMAZAL, 2007; VYMAZAL 2011; MELLO, 2015).

Os sistemas de escoamento subsuperficial são aqueles em que a coluna de água não aparece na superfície do sistema, ou seja, está abaixo da primeira camada do substrato (MELLO, 2015; VYMAZAL, 2007; VYMAZAL 2011).

Os *wetlands* de escoamento subsuperficial adaptam-se em diferentes situações e arranjos, apresentando bom desempenho no tratamento de efluentes (PIO et al., 2013).

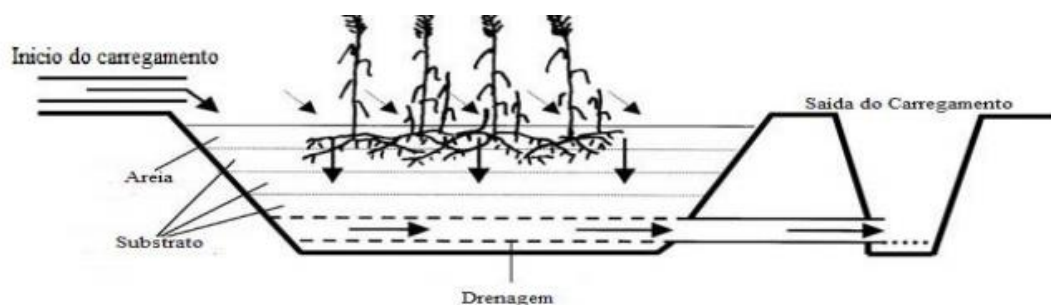
Nestes sistemas, a depuração e a transformação da matéria orgânica ocorrem por meio de combinação entre elementos e mecanismos, nos quais o princípio básico é a formação de biofilme aderido a um meio de suporte e às

raízes das plantas. No caso da nitrificação e desnitrificação, a depuração destas é realizada por microrganismos aeróbios e anaeróbios. O oxigênio é suprido pelas macrófitas e pela difusão atmosférica (VYMAZAL, 2011; VYMAZAL; ŠVEHLA, 2013; PIO et al., 2013).

Os sistemas de *wetlands* construídos de escoamento subsuperficial são classificados como vertical, horizontal e sistema híbrido, de acordo com o sentido do líquido ou da associação destes sistemas (MELLO, 2015; VYMAZAL, 2011).

Os sistemas verticais são de superfície plana, na qual os esgotos são lançados sobre a superfície e percolam verticalmente através do material filtrante até atingirem a parte inferior, onde são coletados. Neste sistema, prevalece a entrada de ar, carregado através do efluente, e conseqüentemente maior presença de zonas aeróbias (HOFFMANN et al., 2011), como representado na Figura 3.

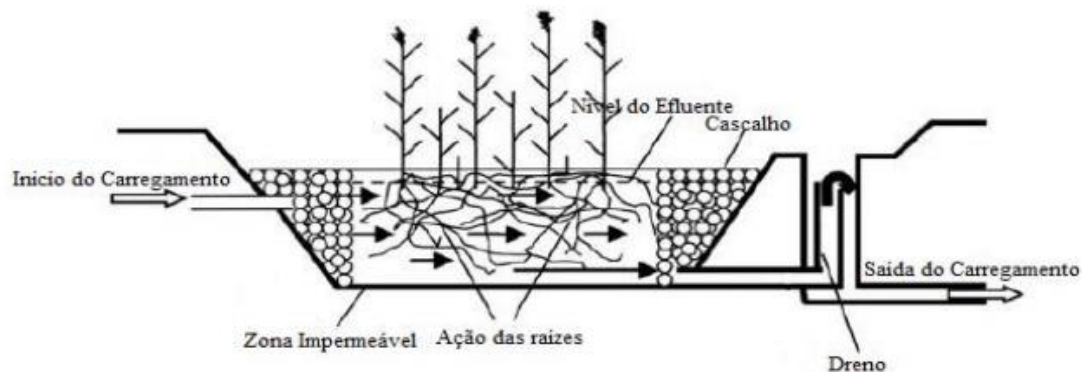
Figura 3 - Desenho esquemático de *wetlands* de escoamento vertical.



Fonte: Vymazal (2007).

Nos *wetlands* de escoamento subsuperficial de escoamento horizontal, o efluente é adicionado através de uma área denominada de zona de entrada, na qual o efluente é percolado por meio dos poros do material filtrante até alcançar a zona de saída (VYMAZAL, 2007), conforme apresentado na Figura 4.

Figura 4 - Desenho esquemático de um sistema de escoamento subsuperficial.



Fonte: Vymazal (2007).

Grande parte dos trabalhos desenvolvidos no Brasil aplicam sistemas de SWCs de escoamento horizontal (SWCFH) como Etapa de tratamento secundário empregada no pós-tratamento de tanques sépticos, reatores anaeróbios compartimentados, reatores de manta de lodo e escoamento ascendente (tipo *Upflow Anaerobic Sludge Blanket* - UASB) e lagoas anaeróbias (SEZERINO, 2015).

A associação em série de *Wetlands* construídos de escoamento vertical com *Wetlands* construídos de escoamento horizontal é conhecido como sistema híbrido. O principal interesse dessa associação é obter nitrificação nos filtros verticais, devido à presença de condições aeróbias, e desnitrificação nos horizontais, devido às condições anóxicas (OLIJNYK, 2007).

3.2.3 Sistema híbrido

A combinação entre os tipos SWC (vertical e horizontal) é denominada de sistemas híbridos, os quais pretendem os quais explorar as vantagens específicas de todos os sistemas. A qualidade do efluente final dos sistemas melhora com a complexidade da instalação (KADLEC; WALLACE, 2009).

O sistema híbrido pode ser composto por dois sistemas combinados em série, sendo um vertical seguido de um horizontal. A combinação destes sistemas tem papel fundamental na remoção de nutrientes (DU et al., 2015; FAN et al., 2013; LI et al., 2014; VYMAZAL, 2005).

Para Chang et al. (2012), os sistemas combinados de SWC apresentam resultados satisfatórios na remoção dos poluentes se comparados aos sistemas convencionais. O sistema híbrido apresenta vantagens em relação aos sistemas convencionais, favorecendo a remoção da matéria nitrogenada e fosfatada de águas residuárias (DU et al., 2015). Esta eficiência é corroborada em vários estudos como mostrado no Quadro 2.

Quadro 2 - Estudos sobre tratamento de águas residuárias através de diferentes *wetlands* construídos híbridos.

Configuração sistema híbrido	Macrófita	Eficiência de Remoção (%)	Estudos
SWCFV, SWCFH	<i>Phragmites, Thypa</i>	NTK: 27 NH ₄ ⁺ : 19 NO ₃ ⁻ : 4	Keffala e Ghrabi (2005)
SWCFV, SWCFH	<i>Não plantado</i>	NTK: 5 NH ₄ ⁺ : 6 NO ₃ ⁻ : 13	Keffala e Ghrabi (2005)
2 SWCFV, 1 SWCFH	<i>Phragmites australis</i>	NT: 63 NH ₄ ⁺ : 77 PT: 89 DBO: 91	Öövel et al. (2007)
SWCFV, SWCFH	<i>Phragmites australis</i>	NT: 60 NH ₄ ⁺ : 85 PT: 94 DBO: 95 DQO: 94	Masi e Martinuzzi (2007)
SWCFV (sem vegetação), SWCFV, SWCFH	<i>Iris, Phragmites</i>	NTK: 91 NH ₄ ⁺ : 91 NO ₃ ⁻ : 89	Tunçsiper (2009)
3 SWCSF, 1 SWCFS	<i>Taxodium ascendens, Zizania aquatica, Schoenoplectus trigueter, Nymphaea tetragona, Thypa angustifoli</i>	NT: 83 NH ₃ -N: 83 PT: 64 DQO: 85	Ye e Li (2009)
Lagoa de oxidação, SWCFS, SWCSSF	<i>Phragmites australis; Thypa latifolia</i>	NT: 53 NH ₄ ⁺ : 75 NO ₃ ⁻ : 34 PT: 33 PO ₄ -P: 10	Yeh e Wu (2009)
SWCFH, SWCFV, SSWC F	<i>Phragmites australis</i>	NT: 71 PO ₄ -P: 82 DBO: 97 DQO: 95	Ghrabi et al. (2011)

(Continua)

(Continuação)

SWCFV, SWCFH, SWCFV	<i>Phragmites australis</i> , <i>Phalaris arundinacea</i>	NH ₄ ⁺ : 16–78 NO ₃ ⁻ : 440-40 PT: 15–65 DBO: 79–94 DQO: 67–84	Vymazal e Kropfelová (2011)
SWCFH, SWCFH, SWCFV	<i>Baumea articulata</i> , <i>Schoenoplectus tabernaemontani</i>	NT: 73 NH ₄ ⁺ : 99 PT: 45 DBO: 98	Tanner et al. (2012)
Tanque Imhoff, SWCFV, SWCFH, SWCFS	<i>Phragmites australis</i>	NTK: 91 NH ₄ ⁺ : 96 PO ₄ -P: 11 DQO: 76 DBO: 92	Ávila et al. (2013)
Tratamento primário, SWCFH, SWCPF	<i>Phragmites australis</i> , <i>Iris pseudacorus</i>	NT: 30 NO ₃ ⁻ : 28 NH ₄ ⁺ : 79 PT: 37 PO ₄ -P: 64 DQO: 18	Mietto et al. (2013)
Tanque séptico, percolação aerada submersa, SWCFH, SWCPF	<i>Septic tank</i> , <i>submerged Alnus glutinosa</i> , <i>Salix eleagnos</i> , <i>Iris pseudacorus</i>	NT: 17 NO ₃ ⁻ : -195 NH ₄ ⁺ : -34 PT: -8.8 PO ₄ -P: -10 DQO: 27	Mietto et al. (2013)
3 estágios SWC, cada um composto com um SWCFV, dreno livre SWCFV, SWCFH	<i>Phragmites australis</i> , <i>Phalaris arundinacea</i>	NT: 80 NH ₄ ⁺ : 89 NO ₃ ⁻ : 60 PT: 30 DBO: 92 DQO: 84	Vymazal e Kropfelová (2015)

(Continua)

(Continuação)

SWCFV, SWCFH	<i>Phragmites australis</i>	NT: 19–66 DBO: 70–91 DQO: 79–92	Ayaz et al. (2015)
Tanque Imhoff, SWCFV, SWCFH, SWCPF	<i>Phragmites australis</i>	NT: 94 NH ₄ ⁺ : 97 PT: 47 PO ₄ -P: 15 DQO: 89	Ávila et al. (2015)

Fonte: adaptado de Barco e Borin (2017).

Legenda: SWCFV - *Wetlands* construídos de escoamento subsuperficial vertical; SWCFH - *Wetlands* construídos de escoamento subsuperficial horizontal; SWCFS - *Wetlands* construídos de escoamento superficial; SWCPF - *Wetlands* construídos plantas flutuantes. Poluentes: NTK - Nitrogênio Total Kjeldahl; NT - Nitrogênio Total; N-Amon - Nitrogênio Amoniacal; NO₃⁻ - Nitrato; PT - Fósforo total, PO₄³⁻ - Ortofosfato; DQO - Demanda Química de Oxigênio; DBO - Demanda Bioquímica de Oxigênio.

Sun et al. (2015) reforçam que a estabilidade do escoamento hidráulico, depende significativamente dos padrões de entrada e da vegetação em SWC, tendo influência direta na eficiência dos sistemas.

As vantagens e desvantagens dos sistemas de fluxos vertical e horizontal podem ser combinadas de maneira a complementar cada um deles, como apresentado no Quadro 3.

Quadro 3 - Vantagens e desvantagens dos sistemas de escoamento vertical e horizontal

	Escoamento vertical	Escoamento horizontal
Vantagens	Nitrificação, devido a capacidade de transferência de oxigênio, permitindo uma ótima remoção de DQO e $DBO_{5,20}$	Remoção de sólidos suspensos e bactérias devido à infiltração Desnitrificação Remoção de $DBO_{5,20}$
Desvantagens	Não é muito eficiente na remoção de sólidos suspensos	Baixa taxa de nitrificação, devido à capacidade limitada de transferência de oxigênio

Fonte: Adaptado de Olijnyk (2007).

3.3 COMPONENTES DOS WETLANDS CONSTRUÍDOS

3.3.1 Substrato

O substrato é um material que é utilizado como filtro e sustenta a vegetação, fornece área superficial para a adesão dos microrganismos, e está associado com os mecanismos físico-químicos de tratamento. Contudo, o substrato afeta a capacidade de tratamento através do tempo de detenção, superfícies de contato dos microrganismos com o efluente e a disponibilidade de oxigênio (KADLEC; WALLACE, 2009; VYMAZAL, 1998).

Brix e Arias (2005) indicam que as propriedades físicas e químicas do material filtrante, incluindo tamanho da partícula, área superficial, porosidade,

condutividade hidráulica, pH e teor de matéria orgânica, são determinantes para os processos realizados por microrganismos.

Assim, o substrato é o parâmetro de projeto crítico em um sistema de SWC, porque fornece um meio de cultivo adequado para a planta e permite o movimento das águas residuárias (JU et al., 2014; KADLEC e WALLACE, 2009).

Brix e Arias (2005) indicam que os processos realizados pelos microrganismos são determinados pelas propriedades físicas e químicas do material filtrante, incluindo tamanho das partículas, área superficial, porosidade, condutividade hidráulica, pH e concentração de matéria orgânica.

Machado et al. (2017) apresentam alguns autores e estudos sobre os principais tipos de substratos utilizados em *wetlands* construídos no Brasil. Esses dados estão apresentados no Quadro 4.

Quadro 4 - Substrato utilizado em *wetlands* no Brasil.

Substrato	Eficiências (%)	Referência
Brita	DQO: 58 a 99 NT: 40 a 94 PO ₄ ³⁻ : 48 a 93	Mant et al. (2006); Fia et al. (2010); Matos et al. (2012); Rossmann et al. (2012); Colares e Sandri (2013); Lana et al. (2013); Meira et al. (2013); Prata et al. (2013); Sarmiento et al. (2013); Gomes et al. (2014); Calderon-Vallejo et al. (2015); Fia et al. (2015)
Areia	DQO: 95 a 99 DBO: 93 a 98 NT: 40 a 94 PO ₄ ³⁻ : 88 a 95	Sousa et al. (2004); Sezerino et al. (2012); Meira et al. (2013); Pelissari et al. (2014)
Mistura de brita e areia	DQO: 74 a 99 NT: 40 a 94 PO ₄ ³⁻ : 88 a 93	Philippi et al. (2006); Platzer et al. (2007); Trein et al. (2015)
Cascalhinho	DQO: 87 a 91 DBO: 45 a 69 NT: 84 a 88 PO ₄ ³⁻ : 54 a 72	Borges et al. (2008); Rossmann et al. (2013)
Escória de alto forno	DQO: 76 a 81 NT: 25 a 33 PO ₄ ³⁻ : 71 a 89	Costa et al. (2013); Dornelas et al. (2009); Von Sperling et al. (2010), Von Sperling (2015); Barreto et al. (2015)

Fonte: Adaptado de Machado et al. (2017).

3.3.2 Macrófita

As plantas que constituem os sistemas de *wetlands* construídos requerem nutrientes que são essenciais para seu crescimento e reprodução. As macrófitas enraizadas absorvem nutrientes, principalmente através de seus sistemas radiculares (BRIX, 1997; VYMAZAL, 2002).

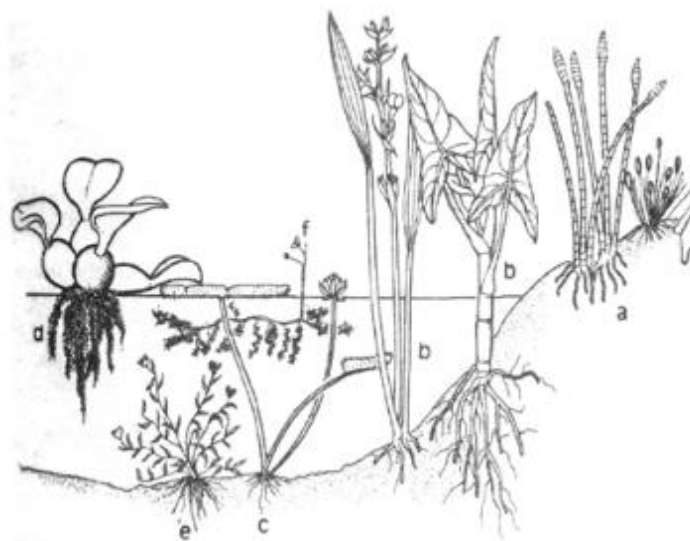
Segundo Tanaka et al. (2011), as macrófitas são plantas que crescem em ambientes que transitam entre aquáticos e terrestres, e as macrófitas emergentes são comumente usadas em sistemas de SWC de escoamento subsuperficial por crescerem em contato com o material filtrante.

Na comunidade científica o uso das macrófitas é essencial para a qualidade da água em sistemas de SWC. As principais funções atribuídas às macrófitas em relação ao tratamento de esgotos são seus efeitos na remoção de nutrientes (BRIX, 1997; CHEN et al., 2016).

Segundo Oliveira (2007), as macrófitas são geralmente classificadas nos seguintes grupos (Figura 5):

- Macrófitas aquáticas emersas: enraizadas, porém com folhas fora da água;
- Macrófitas aquáticas com folhas flutuantes: enraizadas e com folhas que flutuam na superfície da água;
- Macrófitas aquáticas submersas enraizadas: enraizadas, que crescem totalmente submersas na água;
- Macrófitas aquáticas submersas livres: permanecem flutuando submergidas na água. Geralmente prendem-se aos pecíolos, talos e caules de outras macrófitas;
- Macrófitas aquáticas flutuantes: flutuam na superfície da água.

Figura 5 - Tipos de macrófitas aquáticas.



Legenda: a) submergente, b) emergente, c) com folhas flutuantes, d) flutuantes, e) submersas
Fonte: Irgang et al. (1994)

No Quadro 5 são apresentados estudos com variedade de espécies de plantas aplicadas a esses sistemas no Brasil.

Quadro 5 - Famílias, espécies de macrófitas, origem (Brasil) e configurações utilizadas em SWCs.

Família	Macrófita	Origem (Brasil)	Configuração	Referência
<i>Amaranthaceae</i>	<i>Alternanthera philoxeroides</i> Griseb	Nativa	FH	Matos et al. (2010)
<i>Zingiberaceae</i>	<i>Alpinia purpurata</i>	Exótica	FV	Paulo et al. (2013)
<i>Orchidaceae</i>	<i>Arundina bambusifolia</i>	Exótica		Paulo et al. (2013)
<i>Poaceae</i>	<i>Avena strigosa</i> Schreb	Nativa	FH	Matos et al. (2010)
	<i>Brachiaria decumbens</i>	Naturalizada	FV	Mant et al. (2006)
	<i>Brachiaria humidicola</i>	Exótica	FS	Bastos et al. (2010)
<i>Cannaceae</i>	<i>Canna sp</i>	Nativa	FH	Paulo et al. (2013)
			FV	Fia et al. (2014)
<i>Poaceae</i>	<i>Cynodon spp.</i>	Nativa	FH	Matos et al. (2012);
			FV	Calderon-Vallejo et al. (2015)
			FV	Lana et al. (2013)
			FV	Von Sperling (2015)
			FH	Fia et al. (2015)
<i>Cyperaceae</i>	<i>Cynodon dactylon</i> Pers.	Nativa	FH	Matos et al. (2010)
	<i>Cyperus spp.</i>	Nativa	FV	Sarmiento et al. (2013)
	<i>Cyperus isocladius</i>	Exótica	FH	Paulo et al. (2013)
	<i>Cyperus papyrus</i>	Nativa	FH	Sezerino et a. (2012)
<i>Cyperus</i>	<i>Papyrus nanus</i>	n.d	FV	Trein et al. (2015)
<i>Pontederiaceae</i>	<i>Eichhornia crassipes</i>	Nativa	FS	Borges et al. (2008)
<i>Zingiberaceae</i>	<i>Hedychium coronarium</i>	Naturalizada	FV	Sarmiento et al. (2013)
<i>Heliconiaceae</i>	<i>Heliconia psittacorum</i> L.F.	Nativa	FH	Paulo et al. (2013)
<i>Xanthorrhoeaceae</i>	<i>Heliconia rostrata</i>	Nativa	FV	Sarmiento et al. (2013)
	<i>Hemerocallis flava</i>	Exótica	FH	Prata et al. (2013)
<i>Poaceae native</i>	<i>Hymenachne grumosa</i>	Nativa	FH	Horn et al. (2014)
<i>Juncus</i>	<i>Juncus spp</i>	Nativa	FH	Sousa et al. (2004)

(Continua)

(Continuação)

<i>Poaceae</i>	<i>Lolium multiflorum</i> Lam.	Cultivada	FH	Rossmann et al. (2012)
			FH	Rossmann et al. (2013)
	<i>Oryza sativa</i>	Cultivada	FH	Meira et al. (2013)
	<i>Pennisetum purpureum</i> schum	Nativa	FH	Matos et al. (2012)
			FV	Mant et al. (2006)
	<i>Phragmites australis</i>	Naturalizada	FV	Mant et al. (2006)
			FV	Platzer et al. (2007)
			FV+FH	Fia et al. (2014)
			FH	Bastos et al. (2010)
		<i>Typha</i> spp.	Nativa	FV
<i>Typhaceae</i>	<i>Typha domingensis</i>	Nativa	FV	Sezerino et al. (2012)
			FH	Pelissari et al. (2014)
			FS	Gomes et al. (2014)
			FH	Matos et al. (2010)
	<i>Typha latifolia</i>	Nativa	FH	Costa et al. (2013)
			FH	Costa et al. (2015)
			FH	Dornelas et al. (2009)
			FH	Von Sperling et al. (2010)
		FH	Von Sperling (2015)	
		FH	Barreto et al. (2015)	
		FH	Fia et al. (2015)	
<i>Poaceae</i>	<i>Zizaniopsis bonarienses</i>	Nativa	FV	Kafer et al. (2015)
			FH	Philippi et al. (2006)
			FH	Philippi et al. (1999)

Fonte: Machado et al. (2017).

Legenda: FH: Escoamento horizontal; FV: Escoamento vertical; FS: Escoamento superficial; n. d.: Não definida

No Quadro 6 são apresentadas algumas funções que as macrófitas desempenham em sistemas de SWCs.

Quadro 6 - Papel das macrófitas em sistemas de *wetlands* construídos.

Características da Macrófita	Papel no tratamento
Parte aérea	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Atenuação da luz – redução do crescimento do fitoplâncton ▪ Armazenamento de nutrientes ▪ Potencial estético de agradável aparência ▪ Influência do microclima
Tecido vegetal em contato com o afluente	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Promoção da filtração ▪ Dispõe de grande área para aderência de microrganismos ▪ Liberação de oxigênio na fotossíntese – aumento da degradação aeróbia da matéria orgânica ▪ Absorção de nutrientes
Raízes e rizomas em contato com o solo	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Prevenção de erosão ▪ Proteção do solo ▪ Fornecimento de superfície e alimento para o crescimento bacteriano ▪ Liberação de oxigênio, auxiliando na remoção da matéria orgânica e na nitrificação

Fonte: Adaptado de Brix (1997).

Há vários estudos nos quais são reportados diferentes valores da assimilação do nitrogênio pelo tecido foliar das macrófitas como por Fia et al. (2011) na faixa de 0,12 a 0,15 gN m⁻² dia⁻¹; Matos et al. (2010) com valor máximo de 0,09 gN m⁻² dia⁻¹; Brasil et al. (2007) na ordem de 0,03 gN m⁻² dia⁻¹ e Pelissari (2013) de 0,02 gN m⁻² dia⁻¹.

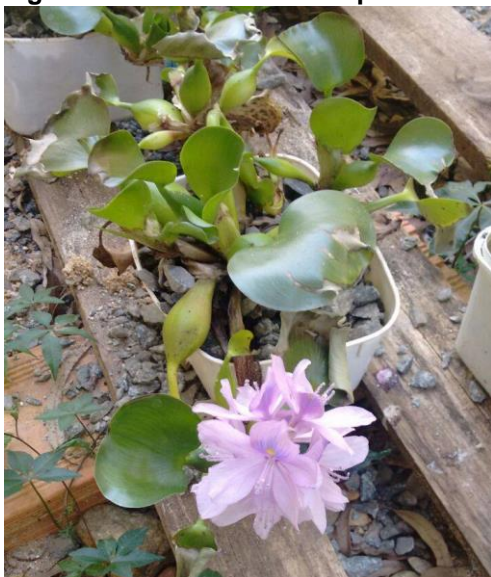
Vymazal (2005) constatou potencial de remoção do nitrogênio por assimilação em macrófitas e a subsequente poda, na proporção até 10% do total de nutrientes removidos nos *wetlands* construídos. Segundo Brix (1997), a quantidade de nitrogênio que pode ser removida pela poda varia de 0,05 a 0,68 gN m⁻² d⁻¹.

3.3.3 *Eichhornia crassipes*

A *Eichhornia crassipes* é uma planta conhecida como aguapé sendo nativa da região Amazônica, mas que pode ser encontrada em toda a extensão nacional, sendo considerada daninha por proliferar-se de forma indesejada em diversos ecossistemas aquáticos poluídos (HENRY-SILVA, 2006; PALMA-SILVA, 2012; SYMANSKI, 2011).

As estruturas do aguapé são preenchidas por ar e cerca de 95% de água em sua composição. Isto permite que esta espécie possua capacidade de flutuação em meio líquido, sendo apta para sistemas flutuantes. Esta planta pertencente à família *Pontederiaceae*, que contempla angiospermas monocotiledôneas (SOUZA, LORENZI, 2005). Segundo os autores citados, o peso específico da *Eichhornia crassipes* é inferior a $1,0 \text{ g cm}^{-3}$, o que faz com que ela permaneça suspensa sobre o lago ou fixa em solo onde a água é mais rasa (Figura 6).

Figura 6 – *Eichhornia crassipes*



Fonte: A autoria própria (2018)

3.4 EVAPOTRANSPIRAÇÃO

As plantas absorvem água presente nos esgotos e a liberam para a atmosfera, em um processo denominado transpiração, que somado à água evaporada da superfície do solo constituem a evapotranspiração (ALMEIDA; UCKER, 2011; CELIS, 2015).

A evapotranspiração é influenciada por fatores climáticos como raios solares, temperatura, velocidade do vento, tipo de substrato e tipo do esgoto (CELIS, 2015). A evaporação é um dos parâmetros mais difíceis de ser analisado porque depende de fatores como o clima e as condições do solo (MEDEIROS, 2004).

A eficiência dos sistemas de *wetlands* construídos está diretamente ligada às condições meteorológicas. O tratamento do esgoto em temperaturas mais elevadas possibilita maiores perdas por evapotranspiração, proporcionando atividade microbológica mais intensa, o que aumenta a capacidade de depuração do esgoto (PITALUGA, 2011).

Da mesma forma, a *International Water Association* (IWA, 2006) indica que as concentrações dos compostos orgânicos e nutrientes, em amostras do afluente e efluente, podem ser influenciadas por outras formas de entrada ou saída de água/efluente no sistema, como precipitação e evapotranspiração. A precipitação em forma de água da chuva contribui na diluição das concentrações dos poluentes nos SWC, e a evapotranspiração no aumento das concentrações dos poluentes.

Almeida e Ucker (2011) afirmam que a redução do volume do esgoto por evapotranspiração nos leitos cultivados numa estação de tratamento de esgoto faz com que os cálculos de eficiência resultem em valores subestimados, uma vez que utilizam apenas os dados de concentração de determinado parâmetro. Os referidos autores estimaram taxas de evapotranspiração de 20%, 40% e 60% do volume de esgoto, considerando valores de concentração afluente e efluente de pesquisas na área, como mostrado no Quadro 7.

Quadro 7 - Eficiência percentual de remoção da carga poluidora do esgoto sanitário, considerando taxas de evapotranspiração de 0%, 20%, 40% e 60%.

Parâmetro (mg L ⁻¹)	Afluente	Efluente	Eficiência (%)			
			EVT ₀	EVT ₂₀	EVT ₄₀	EVT ₆₀
DBO	400	120	70	76	82	88
DQO	800	160	80	84	88	92
NT	50	10	80	84	88	92
PT	20	10,4	48	58	69	79

Legenda: DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio; DQO – Demanda Química de Oxigênio; NT – Nitrogênio Total; PT – Fósforo Total.

Fonte: Almeida; Ucker (2011).

As maiores taxas de remoção dos poluentes estão associadas às maiores taxas de evapotranspiração (ALMEIDA e UCKER, 2011).

3.5 MECANISMOS DE REMOÇÃO DE POLUENTES

Os *wetlands* construídos são sistemas altamente complexos que removem e transformam contaminantes por mecanismos físicos, químicos e biológicos que podem ocorrer simultaneamente ou sequencialmente enquanto os esgotos percolam no sistema.

Os processos de remoção de poluentes nos SWC estão diretamente ou indiretamente influenciados por diferentes taxas de carregamento orgânico e inorgânico, tipo de material filtrante, estratégias operacionais, temperatura, presença de macrófitas e as condições redox do meio (WU et al., 2014).

No Quadro 8 são apresentados alguns poluentes removidos e os respectivos processos que ocorrem nos sistemas de *wetlands* construídos.

Quadro 8 - Processos de remoção dos poluentes em *wetlands* construídos.

Poluente	Processo
Matéria orgânica (DQO, DBO)	<ul style="list-style-type: none"> ▪ A matéria orgânica é removida em partículas por sedimentação ou filtração, e depois é convertida em DBO solúvel ▪ A matéria orgânica solúvel é fixada no biofilme e removida por degradação
Sólidos Suspensos	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Filtração ▪ Decomposição do solo por bactérias durante longo período de tempo
Nitrogênio	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Nitrificação e desnitrificação no biofilme ▪ Captação pela planta
Fósforo	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Retenção no solo (adsorção) ▪ Precipitação com cálcio alumínio e ferro ▪ Captação pela planta
Patógenos	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Filtração ▪ Adsorção ▪ Predação por protozoários
Metais pesados	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Precipitação e adsorção ▪ Captação pela planta
Contaminantes orgânicos	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Adsorção no biofilme e partículas de argila ▪ Decomposição por bactérias especializadas em longos tempos de retenção

Fonte: Adaptado de Hoffman; Platzer (2011).

3.6 REMOÇÃO DA MATÉRIA ORGÂNICA

A matéria orgânica presente nos efluentes é quantificada geralmente em termos de Demanda Química de Oxigênio (DQO) e pela Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO). Em sistemas de *wetlands* construídos (SWC), a matéria orgânica pode ser degradada por microrganismos com ou sem presença de oxigênio (KADLEC; WALLACE, 2009).

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

A degradação da matéria orgânica pelos microrganismos ocorre devido a necessidade destes em obterem energia e fontes de carbono para seu metabolismo e reprodução, por meio de reações de oxirredução dos compostos orgânicos e inorgânicos presentes no efluente (PELISSARI, 2013).

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 (KADLEC et al., 2000).

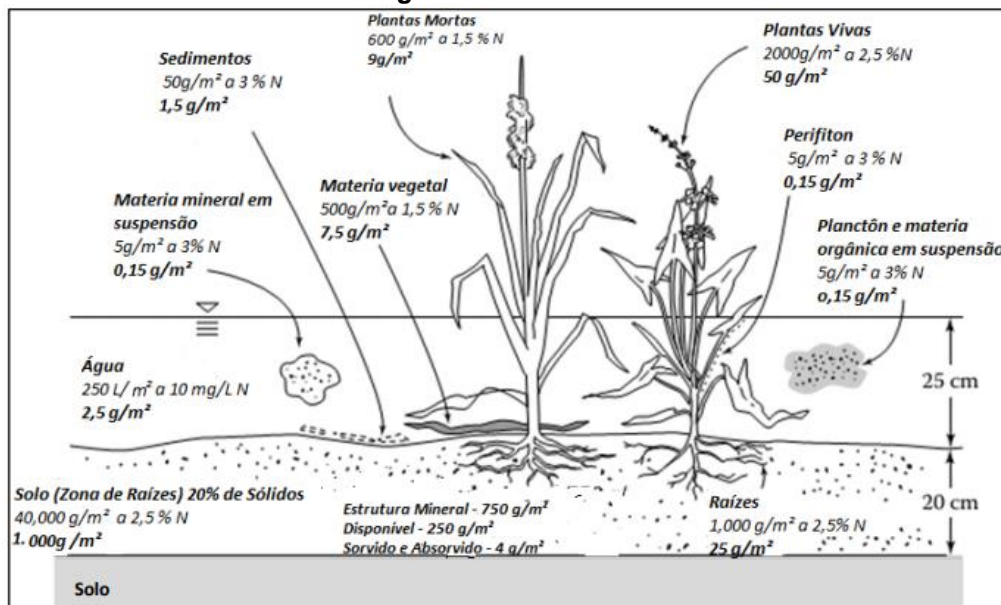
A degradação aeróbia ocorre na rizosfera e no material filtrante por ação das bactérias aeróbias. Na degradação anaeróbia ocorre conversão da matéria orgânica em ácidos e álcoois por bactérias formadoras de ácidos como primeira Etapa; e a conversão da matéria orgânica a metano e dióxido de carbono por arqueias produtoras de metano na segunda Etapa (PELISSARI, 2013; VON SPERLING, 1996).

3.7 REMOÇÃO DO NITROGÊNIO

A remoção de nitrogênio pela planta está atrelada ao seu crescimento e consequente produção de biomassa denominada assimilação (KADLEC; WALLACE, 2009). De acordo com estes mesmos autores, o nitrogênio inorgânico encontra-se na forma de amônia (NH_4^+), nitrito (NO_2^-), nitrato (NO_3^-), óxido nitroso (N_2O) e gás nitrogênio (N_2).

Na Figura 7 é possível observar a presença do nitrogênio nos diferentes elementos atuantes nos *wetlands* construídos.

Figura 7 - Armazenamento do nitrogênio em macrófitas



Fonte: Pelissari (2013).

Nos sistemas de *wetlands* construídos a transformação do nitrogênio durante o tratamento dos esgotos ocorre nos processos de amonificação, nitrificação, desnitrificação, volatilização da amônia, fixação, assimilação por plantas e microrganismos, redução dissimilatória do nitrato, oxidação anaeróbia da amônia, adsorção, sedimentação, dentre outros. Entretanto, apenas alguns destes processos são responsáveis pela remoção do nitrogênio presente nos esgotos (SAEED; SUN, 2012).

Esse processo é associado a bactérias quimioautotróficas como, por exemplo, *Nitrosomonas*, *Nitrosococcus*, *Nitrosospira*, *Nitrosovibrio*, *Nitrobacter*, *Nitrospina*, *Nitrococcus*, dentre outros (VYMAZAL; KROPFLOVÁ, 2008).

A combinação entre os processos de nitrificação e desnitrificação é o principal processo de remoção de nitrogênio de águas residuárias em sistemas de *wetlands* construídos. Sendo assim, para que ocorra a nitrificação é necessária à presença de oxigênio dissolvido, sendo que taxas de OD acima de $1,5 \text{ mg L}^{-1}$ são essenciais para remoção do nitrito nos sistemas de SWCs (SAEED; SUN, 2012; YE; LI, 2009).

Após o processo de nitrificação na presença de carbono orgânico, as bactérias usam nitrato como a forma de nitrogênio na condição anóxica e depois o transformam em gás nitrogênio (DU et al., 2015). Os mesmos autores

afirmam que as taxas de carregamento orgânica e hidráulica (TCO e TCH) apresentam papel fundamental na remoção de nitrogênio por nitrificação/desnitrificação.

A desnitrificação é um processo heterotrófico, por isso é frequentemente restringido pela falta de fonte de carbono orgânico. A desnitrificação representa uma variação de 60% a 95% do nitrogênio total removido permanentemente de zonas úmidas (DU et al., 2015; KAFER et al., 2015; PAULO et al., 2013; PLATZER et al., 2007; TREIN et al., 2015).

A desnitrificação é um importante mecanismo de remoção de nitrogênio na maioria dos tipos de SWCs. As concentrações de nitrato geralmente são baixas em águas residuárias, por isso ela deve ser associada à nitrificação para que ocorra melhor remoção de nitrogênio presente em águas residuárias (YE; LI, 2009).

A combinação dos processos de nitrificação/desnitrificação ainda é considerada como a principal via de remoção de nitrogênio presente nos esgotos tratados em sistemas de SWC de escoamento subsuperficial. Entretanto, a ocorrência destes mecanismos está associada a fatores ambientais importantes, como condições aeróbias e anóxicas/anaeróbias para nitrificação e desnitrificação, respectivamente (FAN et al., 2013).

Ayaz et al. (2015) obtiveram eficiências de remoção que variaram entre 19 e 66% para o NT em um sistema híbrido de *wetlands* construídos plantados com *Phragmites australis* para tratar esgoto sanitário. Contudo Ávila et al. (2015) reportaram eficiências de remoção de 95% para esgoto sanitário tratado com a macrófita *Phragmites australis*. Esses autores afirmam que a remoção de nitrogênio total (NT) é satisfatória quando há combinação entre os sistemas verticais e horizontais.

Tanner et al. (2012) reportaram eficiências de remoção do nitrogênio total de 73% para um sistema híbrido com as macrófitas *Baumea articulata*, *Schoenoplectus tabernaemontani*. Vymazal e Kröpfelová (2008) obtiveram remoção de 80% de NT para um sistema híbrido plantado com *Phragmites australis* e *Phalaris arundinacea* no tratamento de esgotos sanitários.

Brix (1997) afirmou que há remoção de 200 a 2500 kg N ha⁻¹ ano⁻¹ via remoção de biomassa de plantas, demonstrando um mecanismo eficaz na remoção de nitrogênio de águas residuárias.

A assimilação do nitrogênio pela planta consiste em uma série de processos biológicos que convertem o nitrogênio inorgânico em nitrogênio orgânico, o qual é utilizado para a formação dos tecidos, sendo nas formas de amônia e nitrato o nitrogênio é assimilado pelas plantas (PELISSARI, 2013).

Segundo Vymazal (2005) as formas em que se encontram o nitrogênio disponível no solo, fazem com que as espécies de plantas atuem de forma diferenciada na assimilação do nitrogênio.

A concentração de nitrogênio no tecido vegetal das macrófitas varia de acordo com a espécie, Kadlec e Wallace (2009) apresentaram resultados que variam conforme o peso seco da macrófita: 0,9 - 2,6% para plantas emergentes, 1,96 – 3,8% para plantas com folhas flutuantes; 2,4 a 2,6% em folhas flutuantes. Fia et al. (2011) relataram assimilação do nitrogênio pelo tecido vegetal na ordem de 44,3 a 54 g m⁻² e Matos et al. (2010) observaram remoção em valores de 35,6 g m⁻².

3.8 REMOÇÃO DE FÓSFORO

O fósforo total nos esgotos sanitários de origem doméstica é observado na forma de fosfatos orgânicos e inorgânicos, onde a fração orgânica é de origem fisiológica e a fração inorgânica é proveniente de detergentes e produtos químicos de usos domésticos (PHILLIPI; SEZERINO, 2005; VON SPERLING, 2009).

Nos sistemas de *wetlands* construídos, os mecanismos de remoção de fósforo incluem processos físicos, químicos e biológicos, envolvendo fenômenos de precipitação, sedimentação, acumulação no tecido vegetal e no solo, adsorção e dessorção; dissolução; absorção pela planta e pelos microrganismos; fragmentação e lixiviação; e mineralização (ARIAS et al., 2001; KADLEC, KNIGHT, 1996; VYMAZAL, 2007).

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.

As reações de adsorção e precipitação são os principais mecanismos de remoção do fósforo. Estas reações ocorrem também quando há presença de minerais no material filtrante como cálcio, alumínio e ferro, sendo controladas pela interação do pH e potencial redox com os minerais presentes, bem como da área superficial dos grãos (ARIAS et al., 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 a absorver e adsorver fósforo em maior quantidade até atingir o estágio de saturação.

Vymazal e Kröpfelová (2008) obtiveram eficiência de remoção de PT variável na faixa de 15 a 65% em um sistema híbrido plantado com *Phragmites australis* e *Phalaris arundinacea* no tratamento de esgotos sanitários.

Ávila et al. (2015) reportaram eficiências de remoção de 48% para PT em esgoto sanitário tratado com a macrófita *Phragmites australis* em um sistema híbrido de *wetlands* construídos. Tanner et al. (2012) obtiveram eficiências de remoção do PT de 45% em um sistema híbrido utilizando as macrófitas *Baumea articulata*, *Schoenoplectus tabernaemontani*.

Kafer et al. (2015) verificaram eficiência média de remoção de 88% em um sistema plantado com *Zizaniopsis bonariensis*; e Zang et al. (2010) de 85% em um sistema plantado alimentado com esgotos sanitários.

3.9 DESTINO FINAL DA BIOMASSA SECA DAS MACRÓFITAS AQUÁTICAS

Para manter o aspecto paisagístico e evitar que os contaminantes absorvidos pelas plantas sejam devolvidos ao sistema, é necessário fazer o manejo das macrófitas. Além do manejo, é indispensável dar destinação final a esta biomassa retirada do sistema, para minimizar a poluição do ambiente (MELLO, 2015).

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

O emprego de fibras vegetais tem sido usado para melhorar as propriedades de um material de construção, pois estas diminuem as fissuras de materiais frágeis após seu rompimento (LOPES, 2010).

Segundo 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.

Assim, a biomassa das macrófitas gerada pelo manejo, deve ter uma destinação correta para não poluir o ambiente. Uma destas formas é a incorporação das fibras em blocos de concretos, tornando o material leve e com bom isolamento térmico e também auxilia na não formação de fissuras do material (MADDISON et al., 2009b).

4 MATERIAL E MÉTODOS

Neste tópico será descrita a metodologia aplicada no desenvolvimento deste trabalho para cumprimento dos objetivos propostos. A parte experimental compreende as Etapas de projeto, confecção, montagem, instalação e operação dos sistemas de *wetlands* construídos, e de seu sistema de alimentação e realização dos ensaios experimentais.

4.1 DESCRIÇÃO DO LOCAL DO ESTUDO

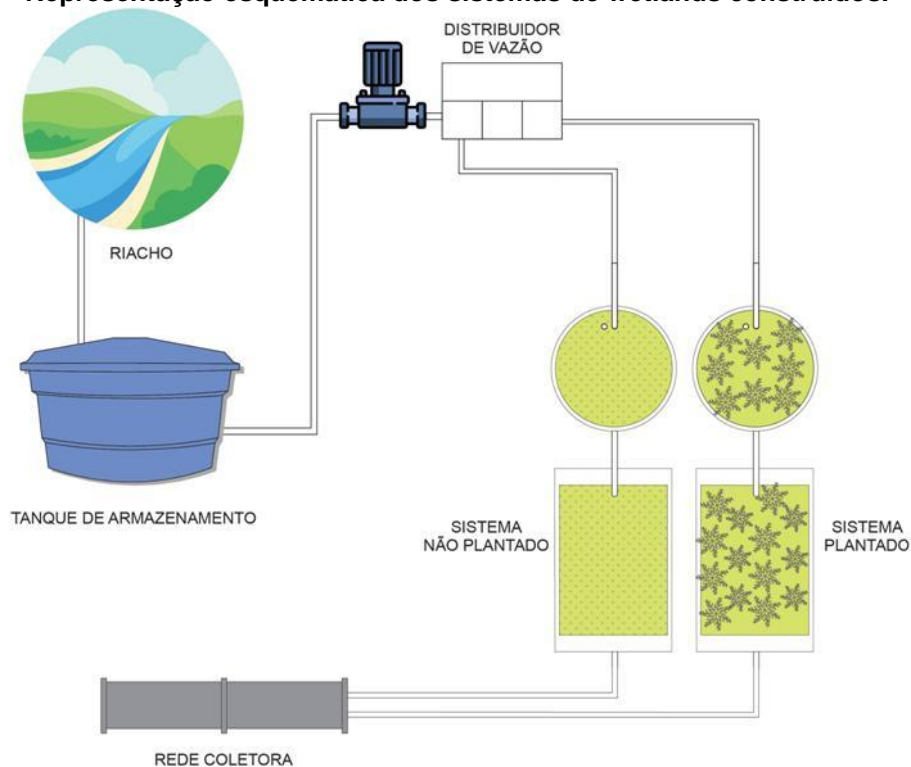
Curitiba está localizada no primeiro planalto paranaense e possui altitude média de 934 m acima do nível do mar (IPARDES, 2010). O clima em Curitiba é temperado subtropical úmido, classificado como Cfb sem período de seca definido, com temperatura média de 22 °C no período mais quente e abaixo de 18 °C no período mais frio. A precipitação média anual é de 1.450 mm e a umidade relativa do ar é de 81% (IAPAR, 2000).

Este trabalho foi desenvolvido na Universidade Tecnológica Federal do Paraná, câmpus Curitiba, sede Ecoville nas coordenadas geográficas 25°26'39" de latitude Sul e 49°21'16" de longitude Oeste e 935 m de altitude.

4.2 WETLANDS CONSTRUÍDOS

A montagem dos *wetlands* construídos (SWCs) teve início em agosto de 2016 no Laboratório de Saneamento (LabSan), bloco IJ, que é de fácil acesso e também sendo próximo ao córrego contaminado que passa pelas dependências da universidade, utilizado como afluente para alimentação dos sistemas, como representado na Figura 8.

Figura 8 - Representação esquemática dos sistemas de wetlands construídos.



Fonte: Autoria própria (2018).

Os sistemas de *wetlands* construídos (SWC) foram mantidos à temperatura ambiente. No primeiro SWC de escoamento subsuperficial, foi realizado o plantio das macrófitas sobre os materiais filtrantes; e no segundo SWC (controle) foram inseridos apenas os materiais filtrantes, como mostrado na Figura 9.

Figura 9 - Sistemas de wetlands construídas com tanque de armazenamento de esgoto, no início da operação.



Fonte: Autoria própria (2018).

Os sistemas de *wetlands* foram construídos em tambores de polietileno cilíndricos de mesmo volume, com dimensões baseadas na literatura e estão apresentadas na Tabela 1.

Tabela 1 - Características do aparato experimental

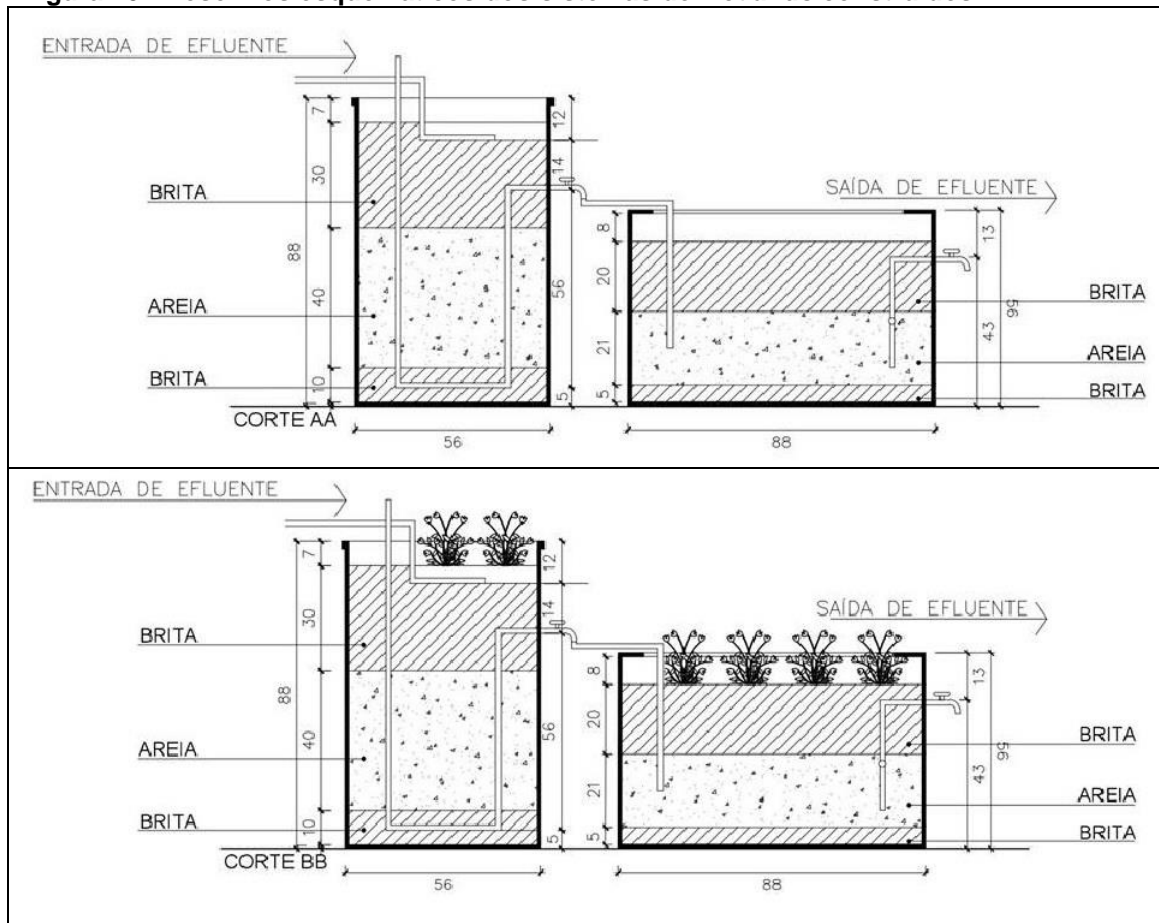
Características	Wetland vertical	Wetland horizontal
Altura (m)	0,88	0,46
Diâmetro (m)	0,56	0,56
Raio (m)	0,28	0,28
Área superficial (m ²)	0,246	0,378
Nº de mudas/plantas (un)	12	18
Densidade de cobertura vegetal (plantas.m ⁻²)	48	47
Altura da camada de brita (m)	0,3	0,20
Granulometria da brita	#1	#1
Altura da camada de areia (m)	0,40	0,21
Granulometria da areia (mm)	2 a 4	2 a 4
Altura da camada de brita no fundo (m)	0,10	0,05
Volume total (m ³)	0,197	0,191
Volume útil (m ³)	0,074	0,072

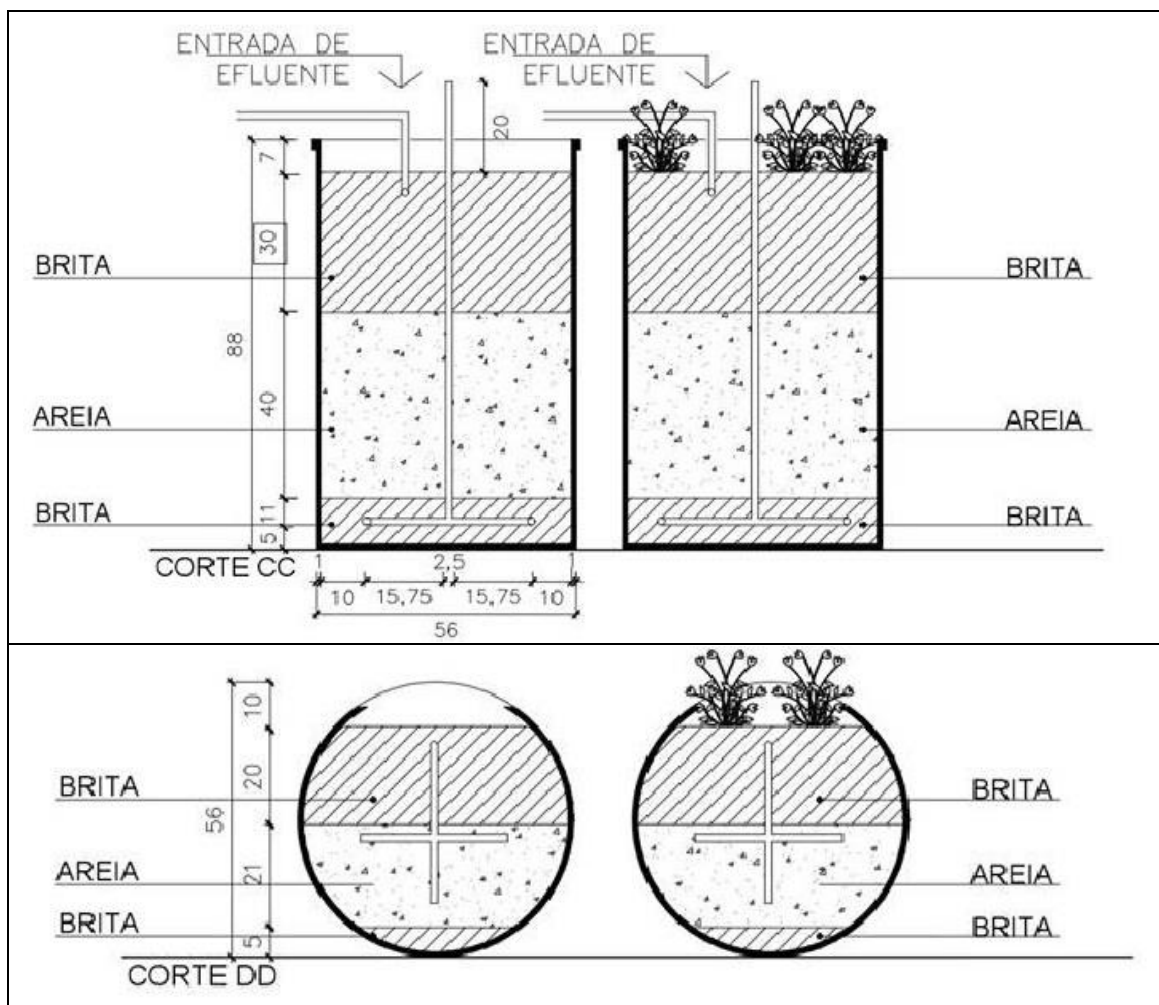
Fonte: Autoria própria (2018).

As medidas adotadas para este trabalho foram baseadas em estudos anteriores, os quais foram realizados no mesmo local de estudo.

Os sistemas de SWCs foram preenchidos com os materiais filtrantes, brita #1 e areia, como apresentado nos desenhos esquemáticos da Figura 10.

Figura 10 - Desenhos esquemáticos dos sistemas de *wetlands* construídos.





Legenda: Corte AA: Planta baixa; Corte BB: Corte longitudinal; Corte CC: Corte transversal; Corte DD: Corte transversal (Unidades em metros).
Fonte: Autoria própria (2018).

A alimentação e a coleta do efluente tratado em todos os SWC foram realizadas por um conjunto de tubulações de policloreto de polivinila (PVC), e cada conjunto possui 25 mm de diâmetro, 20 cm de comprimento, 20 cm de largura e com orifícios de 5 mm. As tubulações de coleta do efluente tratado foram recobertas com sombrite para minimizar seu entupimento (Figura 11).

Figura 11 - Montagem dos sistemas de wetlands: a) Conjunto de tubulações de coleta envoltos com sombrite; b) Camada de brita sobreposta à camada de areia no sistema vertical; c) Camada de brita sobreposta à camada de areia no sistema horizontal.



a)



b)



c)

Fonte: Autoria própria (2018).

4.3 MACRÓFITA AQUÁTICA

A macrófita *Eichhornia crassipes* utilizadas nos sistemas foram coletadas no Parque Náutico, no bairro Boqueirão, do município de Curitiba, Estado do Paraná. É uma espécie que é abundante na região devido ao fato de ser nativa e comum em ambientes aquáticos poluídos (Figura 12).

Além disso, a escolha também é justificada por trabalhos desenvolvidos por Mello (2015) e Xavier (2018).

Figura 12 - Lago do Parque Náutico com espécies de macrófitas.



Fonte: Aatoria própria (2018)

Antes de serem plantadas nos sistemas, as macrófitas coletadas foram lavadas com água potável para remoção de possível material aderido (detritos orgânicos e partículas inorgânicas).

Após a lavagem, as mudas foram plantadas nos sistemas (Figura 13) sendo 12 mudas no sistema vertical e 18 mudas no sistema horizontal, diretamente sobre os materiais filtrantes totalizando 95 mudas/m² nos sistemas plantados.

Figura 13 – Plantio das mudas da macrófita *Eichhornia crassipes* a) No sistema vertical; b) No sistema horizontal.



a)



b)

Fonte: Aatoria própria (2018).

4.4 AFLUENTE

Na alimentação dos sistemas de *wetlands* construídos foi utilizada a água de um córrego existente próximo ao Laboratório de Saneamento, bloco IJ do Departamento Acadêmico de Construção Civil da UTFPR, câmpus Curitiba, sede Ecoville.

A escolha desta água residuária é justificada pela similaridade das características físico-químicas em relação aos esgotos sanitários, conforme verificado por Mello (2015).

Foi necessário construir uma pequena represa, para coletar a água do córrego. Assim, a água foi conduzida até os sistemas, através de uma bomba submersa de água da marca Ferrari, modelo XKS-401 PW, e armazenada em um tanque de Polietileno com capacidade total de 3000 L, sendo este bombeamento realizado duas vezes por semana.

A alimentação de cada sistema foi feita por um divisor de vazão, como mostrado na Figura 14.

Figura 14 – Distribuidor de vazão.



Fonte: Autoria própria (2018).

O distribuidor de vazão foi projetado para distribuir o efluente equitativamente na vazão definida de forma contínua para os sistemas híbridos de *wetlands* construídos plantado e não plantado.

4.5 ETAPAS DE MONITORAMENTO

A parte experimental foi dividida em duas Etapas distintas. A primeira Etapa de monitoramento foi realizada entre os dias 20 de outubro de 2016 e 7 de fevereiro de 2017 (133 dias) e a segunda Etapa entre os dias 20 de fevereiro a 30 de setembro de 2017 (131 dias). Na Tabela 2 estão dispostos os valores para vazão, volume útil do sistema e o TDH em cada Etapa do sistema híbrido. Esses valores foram calculados com base em estudos anteriores.

Tabela 2 – Etapas de operação dos sistemas.

Sistema	Etapa	Dias de operação	Volume útil (m ³)	Vazão (L h ⁻¹)	TDH (d)
Sistema plantado	I	133	0,146	0,7	9
	II	131	0,146	1,2	5
Sistema não plantado	I	133	0,146	0,7	9
	II	131	0,146	1,2	5

Fonte: Autoria própria (2018).

Os parâmetros determinados e seus respectivos métodos de análise, número do método e referência estão dispostos na Tabela 3.

Tabela 3 - Parâmetros físico-químicos e os respectivos métodos e referências utilizados no monitoramento dos sistemas.

Parâmetros	Método de Análise	N° do Método	Referência
TL (°C)	-	-	-
pH	Potenciométrico	4500_H ⁺	Eaton et al. (2012)
Turbidez (UNT)	Nefelométrico	2130	Eaton et al. (2012)
AT (mgCaCO ₃ L ⁻¹)	-	-	Ripley et al. (1986)
AB (mgCaCO ₃ L ⁻¹)	Titulométrico	-	Ripley et al. (1986)
AV (mgHAc L ⁻¹)	Titulométrico	-	Dillalo e Albertson (1961)
OD (mg L ⁻¹)	Polarográfico	4500_O	Eaton et al. (2012)
DQO (mg L ⁻¹)	Espectrofotométrico	5220_D	Eaton et al. (2012)
N-NTK (mg L ⁻¹)	Titulométrico	4500_NTK	Eaton et al. (2012)
N-Amon (mgN-Amon L ⁻¹)	Titulométrico	4500_NH ₄ ⁺	Eaton et al. (2012)
N-NO ₂ ⁻ (mgN-NO ₂ ⁻ N L ⁻¹)	Espectrofotométrico	4500_NO ₂	Eaton et al. (2012)
N-NO ₃ ⁻ (mgN-NO ₃ ⁻ N L ⁻¹)	Espectrofotométrico	4500_NO ₃	Eaton et al. (2012)
P-PO ₄ ⁻³ (mgP-PO ₄ ⁻³ L ⁻¹)	Espectrofotométrico	4500_P	Eaton et al. (2012)

Legenda: TL - temperatura do líquido; pH - potencial hidrogeniônico; AT - Alcalinidade Total; AB - Alcalinidade a Bicarbonato; AV - Ácidos voláteis; DQO - Demanda Química de Oxigênio em amostras bruta e centrifugada; N-NTK - Nitrogênio total Kjeldahl; N- Amon - Nitrogênio Amoniacal; N-NO₂⁻ - Nitrito; N-NO₃⁻ - Nitrato; P-PO₄⁻³ - Fósforo Total.

Nas Etapas I e II foi realizado o monitorado do comportamento dos sistemas por parâmetros físico-químicos em amostras do afluente e efluente, de acordo com procedimentos descritos no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (EATON et al., 2012) em duplicata.

As amostras eram coletadas com frequência semanal com início às 8h00 e término às 8h20 da manhã. A mesma frequência foi adotada para a realização das análises de monitoramento nas Etapas de operação. Os parâmetros Temperatura do Líquido, pH, Oxigênio Dissolvido, Potencial Redox eram medidos no momento da coleta das amostras.

4.6 REMOÇÃO DE COLIFORMES TERMOTOLERANTES

As determinações de coliformes totais e *Escherichia coli* foram realizadas pelo método Colilert® Quanti-Tray®. Este método consiste em adicionar o substrato definido do método *Defined Substrate Technology (DST)* a 100 mL de amostra. Após esta adição, a mistura foi inserida em cartelas estéreis, que posteriormente foram seladas e mantidas em estufa a 35 °C por 24 h.

Segundo Kramer e Liu (2002), este método induz as bactérias coliformes e a *E. coli* a realizarem suas atividades metabólicas através dos nutrientes, ortonitrofenil- β -D-galactopiranosídeo (ONPG) e o 4-metilumbeliferil- β -Dglicuronídeo (MUG). Os coliformes termotolerantes possuem a galactosidase, uma enzima que permite a reação metabólica a partir do ONPG, juntando assim a ligação entre a porção nutriente (galactopiranosídeo) e a porção indicadora (ortonitrofenil) da molécula.

A quantificação dos microrganismos é feita pela contagem do Número Mais Provável (NMP) dos poços grandes e pequenos das cartelas Colilert.

Para realizar as análises, foi necessário diluir as amostras de todos os pontos de coleta, uma vez que é possível realizar apenas contagem de até 2419 coliformes totais por 100 mL sem diluições pelo teste *Colilert Quanti-Tray®/2000*.

Para o afluente (esgoto sanitário) foram testadas diluições (2 e 3) de 1 mL da amostra para 100 mL de água destilada. O mesmo foi adotado para os demais pontos de coleta (PV, PH, NPV e NPH) com uma e duas diluições de 1 mL para 100 mL de água destilada.

4.7 QUANTIFICAÇÃO DE NITROGÊNIO NA MACRÓFITA *E. CRASSIPES*

Após o período final de experimentos foram coletados cada sistema três mudas da macrófita aquática e em seguida foram lavadas com água potável (torneira). Após a lavagem, as plantas foram separadas em raízes, caules e folhas, e secas em estufa com circulação de ar a 60 °C por 72 h, até atingir massa constante de peso seco (TEDESCO, 1995). Após a secagem, as amostras foram trituradas em um triturador de facas em *inox* para posterior utilização nas determinações dos teores de nitrogênio.

De acordo com metodologia da Embrapa (1999), após triturar a planta, foram pesados 0,2 g de amostra da planta, adicionados 0,3 g de ácido salicílico, como a amostra é sólida foram adicionados 50 mL de água destilada e posterior digestão do Nitrogênio Total Kjeldahl por 4 horas no digestor *VELP Scientifica Heating Digester DK 20* para digerir a amostra.

4.8 QUANTIFICAÇÃO DE FÓSFORO NA MACRÓFITA *E. CRASSIPES*

Para quantificar o fósforo na macrófita foi seguida a metodologia reportada por Pompêo e Moschini-Carlos (2003).

As amostras das macrófitas foram secas em estufa a 60 °C por 72 h. Após a secagem as mesmas foram trituradas em um triturador de facas em *inox* e peneiradas em peneiras de 0,5 mm e as amostras após peneirar foram calcinadas por uma hora em mufla a 550 °C e obtido o peso (P1), foram adicionados 0,3 g do material seco e triturado e novamente pesou-se a amostra obtendo o (P2). Para determinar o peso seco livre de cinzas, os cadinhos foram pesados com o material residual resultante do processo de calcinação (P3).

Posteriormente a Etapa de determinação das porcentagens de cinzas e de matéria orgânica, as cinzas foram lavadas em ácido clorídrico 1 N (25 mL) e transferidas para erlenmeyers de 125 mL. O líquido resultante destas lavagens foi aquecido em placa aquecedora por 15 min. Após aquecer, as amostras foram diluídas em balão volumétrico de 100 mL. Em seguida, foram adicionados em tubos de ensaio de 7 mL, 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.

Para cada amostra as leituras foram efetuadas em espectrofotômetro Hach UV-Vis, DR 5000, com comprimento de onda de 882 nm.

4.9 CÁLCULOS DAS EFICIÊNCIAS DE REMOÇÃO DAS *WETLANDS*

Neste item são apresentadas as equações utilizadas para o cálculo das eficiências de remoção de turbidez, DQO (amostras brutas), NTK, N-Amon, e fósforo total (PT) de acordo com a Equação 1, de nitrificação e desnitrificação de acordo com as Equações 2 e 3, respectivamente.

As eficiências de remoção de turbidez, DQO, NTK, N-Amon, P-PO₄⁻³ foram determinadas de acordo com a Equação 1.

$$\% \text{ Parâmetro} = \frac{(P_{afl} - P_{efl})}{P_{afl}} \times 100 \quad (1)$$

Em que:

P_{afl} – Concentração ou parâmetro afluente;

P_{efl} – Concentração ou parâmetro efluente.

A eficiência da nitrificação foi determinada de acordo com a Equação 2.

$$\% \text{ Nitrificação} = \frac{(NTK_{afl} - NTK_{efl})}{NTK_{afl}} \times 100 \quad (2)$$

Em que:

NTK_{afl} - Concentração afluente de NTK em mg NTK L⁻¹;

NTK_{efl} - Concentração efluente de NTK em mg NTK L⁻¹.

A eficiência da desnitrificação foi determinada de acordo com a Equação 3 (METCALF E EDDY, 2015).

$$\% \text{ Desnitrificação} = \left(1 - \frac{((N-NO_2^-) - (N-NO_3^-))_{efl}}{(NTK_{afl} * E_{OXN-Amon})} \right) \quad (3)$$

Em que:

NTK_{afl} - Concentração afluente de NTK em mg NTK L⁻¹;

NTK_{efl} - Concentração efluente de NTK em mg NTK L⁻¹;

$N-NO_2^-$ - Concentração afluente de nitrito em mg NO₂⁻ L⁻¹;

$N-NO_3^-$ - Concentração afluente de nitrato em mg NO₃⁻ L⁻¹.

4.10 ENSAIOS DE EVAPOTRANSPIRAÇÃO

O ensaio de evapotranspiração foi montado em área próxima aos sistemas de WCs. Sendo consideradas as seguintes montagens para o experimento:

- Não plantado vertical (NPV);
- Não plantado horizontal (NPH);
- Plantado vertical (PV);
- Plantado horizontal (PH).

Doze unidades de tratamento foram montadas, ou seja, triplicata dos sistemas para cada um dos experimentos, utilizando recipientes plásticos de poliestireno com volume unitário de 2 L, 20 cm de comprimento, 11,5 cm de altura e 11,0 cm de largura.

As unidades foram preenchidas com o mesmo material filtrante utilizado na construção dos sistemas de WCs, na proporção equivalente a dos sistemas de SWC , e com mudas da *Eichhornia Crassipes*, como mostrado na Figura 15.

Figura 15 - Experimento representativo do ensaio de evapotranspiração.



Fonte: Autoria própria (2016).

A alimentação de cada unidade em batelada foi realizada uma vez por semana com 500 mL de esgoto coletado (afluente) do tanque de armazenamento. Após a adição do afluente, a perda de água para a atmosfera

foi determinada através da diferença das massas em uma balança digital, marca Marte, modelo LC20, com capacidade de 20 kg.

As unidades eram alimentadas no dia posterior as análises dos parâmetros, obtendo-se o peso inicial (W_i). Após 24 h, cada unidade era pesada novamente para obtenção do peso final (W_{i-1}). A diferença dos pesos corresponde à evapotranspiração (EVT) no caso das unidades plantadas, e à evaporação (E) no caso das unidades não plantadas.

Para o cálculo da evapotranspiração foi utilizado o modelo de balanço hídrico desenvolvido por Medeiros (2004) e adaptado por Celis (2015), conforme apresentado na Equação 4.

$$E = \frac{1}{n} * \left(\frac{A_2 * P + W_{(i-1)} - W_i + F}{A_1} \right) \quad (4)$$

Em que:

E = evaporação média diária do período avaliado (mm d^{-1});

n = número de dias de 1 período;

A_1 = área interna do modelo do vasilhame utilizado (mm^2);

A_2 = área média do retângulo (mm^2);

P = precipitação (mm d^{-1});

W_i = peso do modelo no tempo i (g);

W_{i-1} = peso do modelo no tempo anterior (g);

F = peso acrescentado ou retirado do modelo, se precisar (g).

4.11 ANÁLISE DA INCORPORAÇÃO DE BIOMASSA DA MACRÓFITA EM BLOCOS DE CONCRETO

As macrófitas dos sistemas foram retiradas e secas em estufa por 72 h a 60 °C. Após essa secagem, as fibras das plantas foram retiradas com auxílio de uma pinça, obtendo tamanho de aproximadamente de 2 cm.

Para confecção dos corpos de prova, além da fibra vegetal, utilizou-se cimento Portland de alta resistência (CP V-ARI), água de torneira e areia média de acordo com a NBR 13276 (ABNT, 2005).

Todos os corpos de prova foram confeccionados em molde metálico retangular de 4 cm de largura, comprimento de 16 cm e altura de 4 cm. As quantidades utilizadas dos materiais foram calculadas de acordo com a quantidade disponível da fibra seca das macrófitas de 0,9% e mantidas as mesmas quantidades para os diferentes corpos de prova.

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

4.12 ANÁLISE ESTATÍSTICA

Para descrever os dados estatísticos foram usadas estatísticas descritivas experimentais nos sistemas de *wetlands* construídos, como média, coeficiente de variação e desvio padrão.

O teste de Shapiro-Wilk foi aplicado para avaliar a normalidade dos dados obtidos nas determinações físico-químicas de concentração de matéria orgânica em termos de DQO, NTK, N-Amon, N-NO_2^- , N-NO_3^- e P-PO_4^{-3} das amostras do efluente dos sistemas de *wetlands* construídos plantados (SWC-P) e não plantados (SWC-NP), comparar as eficiências de remoção destes poluentes nas duas Etapas de monitoramento e verificar diferenças no comportamento destes sistemas.

Para os testes foram descritas as seguintes hipóteses:

- Hipótese nula - H_0 : a presença da macrófita não interfere na remoção do parâmetro avaliado (rejeitada para $p\text{-valor} < 0,05$);
- Hipótese alternativa - H_1 : a presença da macrófita interfere na remoção do parâmetro avaliado. Desta forma pôde-se avaliar o grau de influência da cobertura vegetal com *Eichhornia crassipes* na remoção dos parâmetros avaliados.

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 DQO, NTK, N-Amon, N-NO_2^- , N-NO_3^- e P-PO_4^{-3} nos sistemas.

Assim, o teste foi aplicado nas hipóteses de eficiência de remoção de DQO, NTK, N-Amon, N-NO_2^- , N-NO_3^- e P-PO_4^{-3} nos sistemas, 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, N-Amon, N-NO_2^- , N-NO_3^- e P-PO_4^{-3} independe do TDH aplicado em cada Etapa.
- H_1 : A eficiência de remoção de DQO, NTK, N-Amon, N-NO_2^- , N-NO_3^- e P-PO_4^{-3} depende do TDH utilizado.

As análises estatísticas foram realizadas com auxílio do *software* livre Biostat®, versão 5.3, com 95% de confiança, e os testes estatísticos de acordo com Ayres et al. (2007).

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Neste item serão apresentados os resultados e discussões mencionados no capítulo Material e Métodos para cada etapa de operação dos sistemas de *wetlands* construídos.

Os resultados e discussões correspondem à operação dos sistemas, onde foi realizada a caracterização físico-química do afluente; monitoramento físico-químico dos sistemas e monitoramento da evapotranspiração.

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

5.1 CARACTERIZAÇÃO DO AFLUENTE

A caracterização físico-química da água do córrego usadas na alimentação do sistema híbrido de *wetlands* construídos foi baseada nos resultados experimentais obtidos no 1 de dezembro de 2016 a 30 de setembro de 2017.

Os resultados obtidos com as medidas diretas de pH, temperatura, oxigênio dissolvido, condutividade, potencial redox e turbidez foram verificados durante a coleta das amostras.

Na Tabela 4 é apresentado um resumo dos valores obtidos na caracterização físico-química do afluente utilizado na alimentação dos sistemas de *wetlands* construídos.

Tabela 4 - Características físico-químicas do afluente utilizado na alimentação dos sistemas.

PARÂMETROS	AFLUENTE					
	N	X	DP	Min	Máx	CV
T (°C)	90	20,34	1,38	17,6	22,3	7
pH	90	7,77	0,27	7,33	8,20	3
OD (mgO ₂ L ⁻¹)	90	2,90	1,06	0,64	3,96	36
DQO (mg L ⁻¹)	180	101	51	28	177	59
NTK (mgNTK L ⁻¹)	90	71	17	49	102	23
P-PO ₄ ⁻³ (mg L ⁻¹)	90	7,8	2,9	5,2	12,9	66

Legenda: T - Temperatura do líquido; pH – potencial Hidrogeniônico; OD – Oxigênio Dissolvido; DQO – Demanda Química de Oxigênio; NTK - Nitrogênio total Kjeldahl; P-PO₄⁻³ - Fósforo total; n - Número de amostras; x - Média Aritmética dos valores; DP - Desvio padrão; Min - Valor mínimo; Máx - Valor máximo; CV – Coeficiente de variação.

Fonte: Autoria Própria (2018)

De acordo com Sezerino (2006) a temperatura do líquido influencia na taxa de crescimento dos microrganismos e na saturação do oxigênio dissolvido. O autor indicou faixa ótima variável de 25 a 35 °C e ressaltou que este parâmetro também afeta a taxa de conversão da amônia a nitrito e deste a nitrato, ou seja, pode ser um fator de inibição do processo.

Tal afirmação é corroborada por Ávila et al. (2015) que constataram que os processos de amonificação, nitrificação e desnitrificação são favorecidos em maiores temperaturas do líquido.

Mietto et al. (2015) reportaram a temperatura limite de 14,2 °C para os processos de remoção de nitrogênio. Segundo estes autores, temperaturas inferiores a 14,2 °C inibem significativamente os processos de nitrificação e desnitrificação, enquanto temperaturas superiores à esta favorecem a remoção biológica de nitrogênio.

Neste trabalho, a temperatura do líquido variou de 17,6 °C a 22,3 °C, com média de 20,34 °C, ou seja, valores inferiores à faixa recomendada por Sezerino et al. (2015). No entanto, não foram constatadas inibições expressivas nos processos de remoção de nitrogênio, como será discutido na seção 5.2.3.

Em relação ao pH, diversos autores recomendam faixa de 6,5 a 7,5 para desenvolvimento de comunidades microbianas e definem como ótima para os

processos de nitrificação e desnitrificação (VON SPERLING, 2005; VYMAZAL, 2005; OZENGIN et al., 2016).

O valor médio observado do pH nas amostras do afluente foi de 7,77, ou seja, próximo à neutralidade. Ozengin et al. (2016) obtiveram valor similar (8,0) na caracterização de esgotos sanitários de origem doméstica usados na alimentação de sistemas de SWC. Os autores afirmaram que este valor do pH proporcionou condições favoráveis para nitrificação e desnitrificação. De acordo com Vymazal e Kroepfelová (2015), o pH de 7,4 é ideal para desenvolvimento das comunidades microbianas ainda em formação.

A DQO média obtida nas amostras do afluente foi de 101 mg L^{-1} , valor inferior ao reportado como “fraco” por Ávila et al. (2013), Vymazal e Kroepfelová (2015) e Ayaz et al. (2015) de 205 mgDQO L^{-1} , 241 mgDQO L^{-1} , 239 mgDQO L^{-1} , respectivamente, ao caracterizarem esgotos sanitários.

O Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK) é a soma do nitrogênio nas formas orgânica e amoniacal, sendo a forma predominante do nitrogênio nos esgotos domésticos brutos (VON SPERLING, 2005). O valor médio obtido de NTK nas amostras do afluente foi de 71 mgNTK L^{-1} , superior aos reportados em esgotos sanitários de origem doméstica por Tunçsiper (2009) de $52,9 \text{ mgNTK L}^{-1}$, Chang et al. (2012) de $30,6 \text{ mgNTK L}^{-1}$ e Ávila et al. (2013) de 34 mgNTK L^{-1} .

Foi verificada concentração média de fósforo de $7,8 \text{ mgP-PO}_4^{-3} \text{ L}^{-1}$ nas amostras do afluente, valores próximos aos reportados por Ávila et al. (2015) de $5,9 \text{ mgP-PO}_4^{-3} \text{ L}^{-1}$ em esgotos sanitários de origem doméstica e Calheiros et al. (2015) de $19,1 \text{ mgP-PO}_4^{-3} \text{ L}^{-1}$ em efluente de fossa séptica aplicado na alimentação de sistemas de *wetlands* construídos tratando esgotos sanitários.

Segundo Metcalf e Eddy (2005), os esgotos sanitários são classificados como fracos, médios e fortes em relação aos parâmetros DQO, P-PO_4^{-3} e NTK em: fraco com 250 mgDQO L^{-1} , $4,0 \text{ mgP-PO}_4^{-3} \text{ L}^{-1}$ e 20 mgNTK L^{-1} ; médio com 430 mgDQO L^{-1} , $8,0 \text{ mgP-PO}_4^{-3} \text{ L}^{-1}$ e 40 mgNTK L^{-1} ; e forte com 800 mgDQO L^{-1} , $15 \text{ mgP-PO}_4^{-3} \text{ L}^{-1}$ e 85 mgNTK L^{-1} .

Neste trabalho, o esgoto pode ser classificado como fraco para DQO, pois a concentração média da matéria orgânica foi de 92 mgDQO L^{-1} , e como médio para P-PO_4^{-3} e NTK pois as concentrações foram de $7,8 \text{ mgP-PO}_4^{-3} \text{ L}^{-1}$ e 71 mgNTK L^{-1} , respectivamente.

A caracterização físico-química do efluente tratado no sistema híbrido de *wetlands* construídos foi baseada nos resultados experimentais obtidos no monitoramento dos sistemas nas Etapas I e II durante 136 dias, no período de 1 de dezembro de 2016 a 30 de maio de 2017.

5.2 MONITORAMENTO DOS SISTEMAS SUBMETIDOS A DIFERENTES CONDIÇÕES OPERACIONAIS

Nas Tabelas 5 e 6 são apresentados os valores da média aritmética, desvio padrão, valores de máximo e de mínimo e do coeficiente de variação para os resultados dos monitoramentos obtidos nas Etapas I e II.

Tabela 5 – Valores da média aritmética, desvio padrão, máximo e mínimo e de coeficiente de variação obtidos no monitoramento dos sistemas SWC-P e SWC-NP em amostras do afluente e efluente obtidos na Etapa I (TDH = 9 dias; n = 45; nDQO = 90).

PARÂMETROS	EFLUENTE														
	AFLUENTE					SWC-NP					SWC-P				
	X	DP	Min	Máx	CV	X	DP	Min	Máx	CV	X	DP	Min	Máx	CV
TL (°C)	21,93	1,63	18,40	23,90	7,42	21,83	1,81	17,70	23,80	8,28	21,76	1,77	17,90	23,60	8,12
pH	7,78	0,28	7,40	8,24	3,61	7,75	0,20	7,51	8,02	2,62	7,56	0,19	7,32	7,81	2,55
OD (mgO ₂ L ⁻¹)	3,22	0,48	2,54	3,96	15,04	2,55	0,55	1,67	3,28	21,40	2,58	0,39	2,13	3,27	15,08
E _H (mV)	403	91,39	215,00	529,00	23,68	448	63,43	294,00	489,00	14,15	463	33,15	410,00	498,00	7,14
AB (mgCaCO ₃ L ⁻¹)	140,34	46,29	83,10	217,41	33,00	136,00	61,41	92,93	239,49	45,00	159,25	16,80	137,12	188,81	11,00
AV (mgHAc L ⁻¹)	15,01	8,43	5,51	34,24	56,00	15,42	11,36	1,94	41,31	74,00	14,18	9,00	5,56	31,59	63,00
Condutividade (µS cm ⁻¹)	425,63	108,46	318,90	595,90	25,48	375,08	115,37	286,10	565,40	30,76	401,40	59,84	338,50	493,50	14,91
Turbidez (UNT)	15,37	16,61	2,31	52,80	108,10	0,71	0,77	0,02	2,21	109,16	0,33	0,31	0,02	0,98	95,32
DQO (mg L ⁻¹)	87	36,69	33	133	41,78	11	3,83	10	20	33,48	10	0,04	10	10	0,35
NTK (mg L ⁻¹)	80	19,34	56	111	24,13	45	12,61	31	60	27,90	20	12,86	9	48	63,93
N-Amon (mg L ⁻¹)	64	11	48	86	18,21	30	17,40	6	54	57,53	7	5,45	2	18	68,54
N-NO ₂ ⁻ (mg L ⁻¹)	0,58	0,73	0,03	1,92	125,84	0,07	0,03	0,01	0,11	45,64	0,06	0,02	0,04	0,11	42,04
N-NO ₃ ⁻ (mg L ⁻¹)	0,062	0,05	0,03	0,20	93,60	0,041	0,03	0,03	0,05	24,57	0,03	0,01	0,01	0,05	17,17
P-PO ₄ ⁻³ (mg L ⁻¹)	2,58	2,83	0,19	7,53	109,69	0,76	0,75	0,08	1,96	99,57	0,32	0,46	0,07	1,45	144,93

Legenda: X – Média aritmética; DP – Desvio padrão; Máx – Valor máximo; Min – Valor mínimo; CV – coeficiente de variação (%); SWC-P – *Wetland* construído híbrido plantado; SWC-NP – *Wetland* construído híbrido não plantado, n – Número de amostras; TL – Temperatura do Líquido; pH - Potencial Hidrogeniônico; E_H – Potencial redox; AB - Alcalinidade a Bicarbonato; AV – Ácidos Voláteis; DQO - Demanda Química de Oxigênio (amostras brutas); N-NTK - Nitrogênio total Kjeldahl; N-Amon - Nitrogênio Amoniacal; N-NO₂⁻ – Nitrito; N-NO₃⁻ – Nitrato; P-PO₄⁻³ – Fósforo Total.

Fonte: Autoria própria (2018).

Tabela 6 – Valores da média aritmética, desvio padrão, máximo e mínimo e de coeficiente de variação obtidos nos monitoramentos dos sistemas SWC-P e SWC-NP nas amostras do afluente e efluente na Etapa II (TDH = 5 dias; n = 45, nDQO = 90).

PARÂMETROS	AFLUENTE					EFLUENTE									
						SWC-NP					SWC-P				
	X	DP	Min	Máx	CV	X	DP	Min	Máx	CV	X	DP	Min	Máx	CV
TL (°C)	18,79	1,14	16,80	20,70	6,09	18,10	1,35	16,30	20,50	7,44	18,24	1,17	16,30	20,00	6,40
pH	7,78	0,27	7,26	8,15	3,53	7,81	0,22	7,36	8,05	2,76	7,48	0,66	6,30	8,01	8,77
OD (mgO ₂ L ⁻¹)	4,64	1,87	1,70	6,64	40,32	5,33	0,78	4,35	5,42	14,54	5,28	0,37	4,63	5,76	6,97
E _H (mV)	422	67,51	333,00	552,00	16,00	423	30,15	385,00	476,00	7,57	423	39,89	369,00	487,00	9,43
AB (mgCaCO ₃ L ⁻¹)	129,91	43,44	53,13	172,35	33,44	118,35	38,06	58,97	159,03	32,16	129,50	39,23	57,05	188,50	30,29
AV (mgHAc L ⁻¹)	18,54	5,83	8,32	28,2	3,46	15,19	5,39	6,64	24,25	35,48	13,38	5,82	8,80	27,00	43,54
Condutividade (µS cm ⁻¹)	545,45	51,86	497,60	631,90	9,51	512,19	41,00	472,00	586,00	8,00	488,46	29,60	459,60	539,90	6,06
Turbidez (UNT)	13,94	8,11	5,38	26,90	58,14	2,65	3,38	0,34	10,41	127,44	1,35	2,19	0,02	5,10	162,36
DQO (mg L ⁻¹)	116	56,61	42	221	47,72	19	11,90	10	36	62,23	12	2,19	10	16	17,83
NTK (mg L ⁻¹)	62	14,77	43	93	23,71	42	7,33	33	54	17,19	27	12,69	12	44	46,45
N-Amon (mg L ⁻¹)	51	10,65	41	69	20,76	35	7,15	21	45	19,89	14	9,33	2	32	62,37
N-NO ₂ ⁻ (mg L ⁻¹)	0,15	0,13	0,06	0,47	87,77	0,03	0,03	0,01	0,07	85,63	0,02	0,02	0,01	0,06	96,01
N-NO ₃ ⁻ (mg L ⁻¹)	2,22	1,42	0,04	4,32	63,86	0,99	0,71	0,03	2,00	71,39	0,82	0,59	0,04	1,80	72,09
P-PO ₄ ⁻³ (mg L ⁻¹)	13,00	3,01	10,20	18,30	23,14	4,64	2,29	1,88	8,77	49,40	0,72	0,98	0,04	2,66	136,01

Legenda: X – média aritmética; DP – desvio padrão; Máx – valor máximo; Min – valor mínimo; CV – coeficiente de variação (%); SWC-P – *Wetland* construído híbrido plantado; SWC-NP – *Wetland* construído híbrido não plantado, n – Número de amostras; T – Temperatura do Líquido; pH - Potencial Hidrogeniônico; E_H – Potencial Redox; AB - Alcalinidade a Bicarbonato; AV – Ácidos Voláteis; DQO - Demanda Química de Oxigênio (amostras brutas); N-NTK - Nitrogênio total Kjeldahl; N-Amon - Nitrogênio Amoniacal; N-NO₂⁻ – Nitrito; N-NO₃⁻ – Nitrato; P-PO₄⁻³ – Fósforo Total.

Fonte: Autoria própria (2018).

De acordo com Kadlec e Wallace (2009), a temperatura é um fator limitante para os processos microbiológicos, especialmente na degradação da matéria orgânica e no processo de desnitrificação. A faixa ótima de temperatura para que esses processos ocorram varia de 25 °C a 35 °C de acordo com Sezerino et al. (2006) e Sezerino et al. (2015).

As temperaturas médias obtidas na Etapa I resultaram inferiores a esta faixa, com valores de 21,46 e 21,83 °C nas amostras do efluente dos sistemas não plantados vertical e horizontal, respectivamente, e de 21,65 e 21,76 °C nas amostras do efluente destes sistemas plantados, respectivamente.

Na Etapa II as temperaturas obtidas nas amostras do efluente foram de 18,20 e 18,10 °C nos sistemas vertical e horizontal e de 18,25 e 18,24 °C nestes sistemas plantados, respectivamente.

Conforme verificado, os valores da temperatura resultaram abaixo da faixa recomendada, e com isso, pode ser que haja limitação ou retardamento dos processos nos sistemas avaliados.

Valores similares foram obtidos por Foladori et al. (2012) que reportaram temperatura média do líquido de 19,7 °C e 19,2 °C de maio a junho de 2010 em unidades vertical e horizontal, respectivamente; e de 22,4 °C e 22,3 °C em sistemas plantados com *Phragmites australis*, respectivamente, no período de julho a agosto de 2010 (verão). Os autores afirmaram que os melhores desempenhos foram verificados durante o verão e os sistemas podem ser aproveitados para aplicação de cargas mais elevadas.

Ávila et al. (2015) obtiveram valores de temperatura de 23 e 22 °C para um sistema híbrido composto de unidade de escoamento vertical seguida de horizontal, respectivamente, plantados com a macrófita *Phragmites australis*. Os autores afirmaram que as temperaturas altas dos sistemas contribuíram para que processos microbiológicos, especialmente a degradação da matéria orgânica e o processo de desnitrificação apresentassem resultados satisfatórios.

Na Resolução CONAMA 430/2011 (BRASIL, 2011) e na Resolução SEMA 021/2009 (PARANÁ, 2009), é recomendado que a temperatura do líquido seja inferior a 40 °C, sendo que a variação no corpo receptor não deverá exceder em 4 °C no limite da zona de mistura para os padrões de lançamento de esgotos em corpos hídricos.

Kadlec e Wallace (2009) indicam a faixa de 6,5 a 7,5 para pH como ótima para remoção de nitrogênio por bactérias desnitrificantes.

Os valores médios de pH obtidos para as Etapas I e II foram de 7,8 para os sistemas não plantado vertical e horizontal, respectivamente. Para os sistemas plantados os valores médios obtidos foram de 7,6 para ambos os sistemas, similar ao indicado como faixa ótima.

Foladori et al. (2012) obtiveram pH médio de 8,1 no período de maio a junho de 2010 nas unidades vertical e horizontal, e de 7,7 e 7,6, respectivamente, no período de julho a agosto de 2010.

Ávila et al. (2015) notaram valores de pH de 7,4 e 7,5 para sistema híbrido com escoamento vertical e horizontal, respectivamente, plantados com a macrófita *Phragmites australis*.

Na Resolução CONAMA 430/2011 (BRASIL, 2011) e na Resolução SEMA 021/2009 (PARANÁ, 2009) para os padrões de lançamento de esgotos em corpos hídricos, é recomendado que o pH esteja na faixa entre 5 a 9.

O oxigênio é um parâmetro ambiental crucial que controla a nitrificação e a biodegradação da matéria orgânica. Taxas altas de OD favorecem os processos de conversão e remoção de nutrientes, principalmente no processo de nitrificação (DU et al., 2015).

Na Etapa I, os valores médios de OD presentes nos sistemas foram de 3,36 mgO₂ L⁻¹ e 2,55 mgO₂ L⁻¹ para os sistemas vertical e horizontal não plantados, respectivamente, e de 3,15 mgO₂ L⁻¹ e 2,58 mgO₂ L⁻¹ para os sistemas vertical e horizontal plantados, respectivamente.

Neste trabalho foram observados valores significativos de OD no efluente, o que pode estar relacionado à distância da saída do efluente em cada unidade horizontal ao recipiente de coleta da amostra. Isto pode ter contribuído para o aumento da transferência do oxigênio do ar atmosférico com o meio líquido. Outro fator relevante é a vazão de alimentação baixa em ambas as etapas de operação que promoveu o gotejamento do efluente na saída das unidades horizontais, mais acentuadamente na Etapa I (TDH 9 dias).

Na Etapa II os valores médios obtidos foram de 5,57 mgO₂ L⁻¹ e 5,33 mgO₂ L⁻¹ nos sistemas vertical e horizontal não plantados, respectivamente, e de 5,17 mgO₂ L⁻¹ e 5,28 mgO₂ L⁻¹ nos sistemas vertical e horizontal plantados, respectivamente.

Segundo Ye e Li (2009), concentrações de OD superiores a $1,5 \text{ mgO}_2 \text{ L}^{-1}$ podem favorecer os processos de nitrificação via microrganismos aeróbios nos sistemas, o que foi verificado nos sistemas plantados e não plantados deste trabalho.

Estes sistemas podem ser classificados como aeróbios, pois as concentrações de OD são superiores a $2 \text{ mgO}_2 \text{ L}^{-1}$ de acordo com classificação proposta por Metcalf e Eddy (2005). Contudo, outros fatores como potencial de oxirredução e alcalinidade devem ser considerados ao classificar os sistemas e principais meios de remoção de contaminantes.

Na Etapa I a alcalinidade foi de $140,34 \text{ mgCaCO}_3 \text{ L}^{-1}$. Os sistemas SWC-NP e SWC-P apresentaram valores de alcalinidade de 136,00 e $159,25 \text{ mgCaCO}_3 \text{ L}^{-1}$, respectivamente, ou seja, houve produção da alcalinidade nos sistemas plantados. Na Etapa II a alcalinidade obtida no afluente foi de $129,21 \text{ mgCaCO}_3 \text{ L}^{-1}$, nos sistemas SWC -NP e SWC -P foram obtidos valores de alcalinidade de 118,35 e $129,50 \text{ mgCaCO}_3 \text{ L}^{-1}$, respectivamente.

Kadlec e Wallace (2009) afirmam que a alcalinidade esta relacionada ao processo de nitrificação nos sistemas de *wetlands* construídos, visto que para a nitrificação da 1 g de amônia é necessário $7,1 \text{ gCaCO}_3$ de alcalinidade. Assim, nos sistemas estudados, pode ter ocorrido inibição do processo de nitrificação.

A oxidação-redução é uma reação química na qual consiste na transferência de elétrons de um doador para um receptor. O doador de elétrons perde elétrons e aumenta seu número de oxidação ou é oxidado; o receptor gera elétrons e diminui seu número de oxidação ou é reduzido (KADLEC; WALLACE, 2009). Estes autores afirmam que a faixa do potencial redox varia de -400 mV (reduzido) a $+700 \text{ mV}$ (oxidado).

Na Etapa I, os valores médios do potencial redox foram de $+417$ e $+464 \text{ mV}$ para os sistemas plantados vertical e horizontal, respectivamente, e de $+424$ e $+448 \text{ mV}$ nestes mesmos sistemas não plantados, respectivamente.

Na Etapa II os valores médios obtidos foram de $+403$ e $+414 \text{ mV}$ para os sistemas plantados vertical e horizontal, respectivamente, e de $+410$ e $+423 \text{ mV}$ nestes mesmos sistemas não plantados, respectivamente.

O monitoramento do potencial redox (Eh) nas amostras de efluentes dos sistemas indicou que os SWC estavam sob condições altamente oxidantes,

com valores superiores a +100 mV, tanto nas unidades verticais quanto nas unidades horizontais apresentaram maiores valores de oxidação.

A condutividade elétrica expressa a condutância de eletricidade na água em função da presença de substâncias dissolvidas que se dissociam em ânions e cátions, sendo diretamente proporcional à concentração iônica (LIBÂNIO, 2005).

Os valores médios da condutividade elétrica obtido para a Etapa I de monitoramento foram de 413,13 e 401,40 mS cm⁻¹ para os sistemas plantados vertical e horizontal, respectivamente, e de 413,06 e 375,08 mS cm⁻¹ nos sistemas não plantados vertical e horizontal, respectivamente.

Para a Etapa II, os valores obtidos foram de 512,09 e 488,43 mS cm⁻¹ SWC-NP e SWC-P, respectivamente. Sendo assim, nos sistemas plantados foram observados valores de 522,6 e 488,43 mS cm⁻¹ para as unidades vertical e horizontal, respectivamente. Nos sistemas não plantados, os valores foram de 544 e 512,2 mS cm⁻¹ nas unidades vertical e horizontal, respectivamente.

A turbidez representa o grau de interferência da passagem de luz através da água devido à existência de sólidos em suspensão, tais como areia, silte, argila e detritos orgânicos, como algas, bactérias e plâncton em geral (VON SPERLING, 2005).

Os valores médios da turbidez obtidos para a Etapa I de monitoramento foram de 0,71 e 0,33 UNT para os SWC-NP e SWC-P, respectivamente. Sendo que, nos sistemas plantados os valores médios observados foram de 50,05 e 0,33 UNT para os sistemas vertical e horizontal, respectivamente, nos sistemas não plantados essa taxa foi de 8,75 e 0,71 UNT nos sistemas vertical e horizontal, respectivamente.

Para a Etapa II os valores obtidos foram de 2,65 e 1,35 UNT SWC-NP e SWC-P, respectivamente. Sendo assim, nos sistemas plantados foram observados valores de 54,61 e 1,35 UNT para os sistemas vertical e horizontal, respectivamente, nos sistemas não plantados essa taxa foi de 22,67 e 2,65 UNT nos sistemas vertical e horizontal, respectivamente.

Ávila et al. (2013) observaram valores de 8, 3 e 2 UNT para os sistemas vertical, horizontal e de lâmina livre, respectivamente, plantados com *Phragmites Australis*. Com eficiências de remoção de 92, 97 e 98%, respectivamente.

Ávila et al. (2013c) reportaram valores superiores ao obtido no presente estudo, obtendo valores de 8, 15 e 23 UNT para os sistemas vertical, horizontal e de lâmina livre, respectivamente, plantados com *Phragmites Australis*. Obtendo eficiências de remoção de 96, 93, 90%, respectivamente.

Com as eficiências obtidas para turbidez neste trabalho pode-se dizer que a macrófita *Eichhornia crassipes* foi eficiente na remoção deste parâmetro.

Nas Tabelas 7 e 8 são apresentados os valores das eficiências de remoção para os monitoramentos referentes às Etapas I e II.

Tabela 7 – Valores da média aritmética, desvio padrão, mínimo e máximo das eficiências de remoção nos sistemas SWC-P e SWC-NP na Etapa I.

PARÂMETROS	EFICIÊNCIAS DE REMOÇÃO (%)									
	SWC-NP					SWC-P				
	X	DP	Min	Máx	CV	X	DP	Min	Máx	CV
Turbidez	92	10	78	100	11	95	9	72	99	10
DQO	85	8	70	92	9	86	9	70	100	11
NTK	39	25	8	70	63	73	22	22	89	30
N-Amon	51	29	21	75	59	87	9	75	100	9
N-NO₂⁻	60	28	27	94	46	58	31	26	96	53
N-NO₃⁻	20	25	0	76	178	25	27	0	85	247
P-PO₄⁻³	66	12	49	85	19	80	12	64	95	14

Legenda: X – Média aritmética; DP – Desvio padrão; Máx – Valor máximo; Min – Valor mínimo; CV – Coeficiente de variação (%); SWC-P – *Wetland* construído híbrido plantado; SWC-NP – *Wetland* construído híbrido não plantado, DQO - Demanda Química de Oxigênio (amostras brutas); N-NTK - Nitrogênio total Kjeldahl; N-Amon - Nitrogênio Amoniacal; N-NO₂⁻ – Nitrito; N-NO₃⁻ – Nitrato; P-PO₄⁻³ – Fósforo Total.

Fonte: Autoria própria (2018).

Tabela 8 – Valores da média aritmética, desvio padrão, máximo e mínimo e coeficiente de variação das eficiências globais de remoção dos sistemas SWC-P e SWC-NP na Etapa II.

PARÂMETROS	EFICIÊNCIAS DE REMOÇÃO (%)									
	SWC-NP					SWC-P				
	X	DP	Min	Máx	CV	X	DP	Min	Máx	CV
Turbidez	71	28	25	95	39	77	40	5	100	51
DQO	83	8	74	100	9	87	10	68	100	12
NTK	30	9	18	41	31	56	20	25	77	35
N-Amon	30	13	17	58	43	72	15	48	94	21
N-NO₂⁻	66	42	0	98	67	80	19	39	100	24
N-NO₃⁻	46	63	0	85	292	52	31	5	87	60
P-PO₄⁻³	65	12	46	82	18	95	6	15	66	7

Legenda: X – Média aritmética; DP – Desvio padrão; Máx – Valor máximo; Min – Valor mínimo; CV – Coeficiente de variação (%); SWC-P – *Wetland* construído híbrido plantado; SWC-NP – *Wetland* construído híbrido não plantado, DQO - Demanda Química de Oxigênio (amostras brutas); N-NTK - Nitrogênio total Kjeldahl; N-Amon - Nitrogênio Amoniacal; N-NO₂⁻ – Nitrito; N-NO₃⁻ – Nitrato; P-PO₄⁻³ – Fósforo Total.

Fonte: Autoria própria (2018).

5.2.1 Demanda Química de Oxigênio (DQO)

Na Etapa I os valores médios de DQO obtidos de monitoramento foram de 11 e 10 mgDQO L⁻¹ para as amostras do efluente dos sistemas híbridos de SWC-NP e SWC-P, respectivamente. Ao avaliar os sistemas separadamente foram observados valores médios de 12 e 10 mgDQO L⁻¹ nos sistemas plantados vertical e horizontal, respectivamente, e de 17 e 11 mgDQO L⁻¹ nestes mesmos sistemas não plantados.

A eficiência de remoção no sistema vertical resultou em 78% no sistema SWC-NP e de 85% no sistema SWC-P. Nestes sistemas, a eficiência de remoção global resultou em 84% e 87%, respectivamente.

Na Etapa II, os valores médios obtidos foram de 19 e 12 mgDQO L⁻¹ nas amostras do efluente dos sistemas híbridos de SWC-NP e SWC-P, respectivamente. Ao avaliar os sistemas vertical e horizontal separadamente foram observados valores de 20 e 12 mgDQO L⁻¹ quando plantados e de 30 e 19 mgDQO L⁻¹ nos sistemas não plantados, respectivamente.

Nesta etapa, a eficiência de remoção de DQO no sistema vertical foi de 77% e a eficiência global do sistema SWC-NP de 86%. No sistema vertical

plantado esta remoção foi de 79% e a eficiência global do sistema SWC-P de 89%.

Em relação à eficiência de remoção da matéria carbonácea, em termos de DQO, foi verificada diferença significativa entre as eficiências de remoção nos sistemas operados nas Etapas I e II, onde o TDH influencia na remoção deste parâmetro, ou seja, a hipótese nula é rejeitada (p -valor $\geq 0,05$).

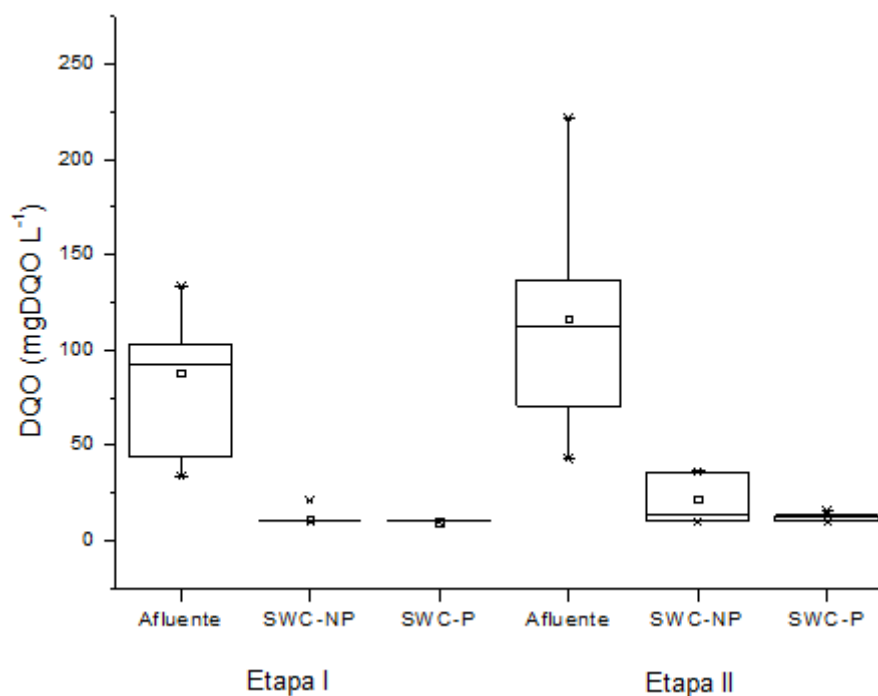
Foladori et al. (2012) reportaram eficiência global de remoção de DQO variável de 88% a 94% em um sistema híbrido composto por um sistema vertical e um horizontal, plantados com *Phragmites australis*. Neste arranjo o sistema vertical apresentou eficiência de remoção variável de 74% a 82%.

Ávila et al. (2015) reportaram eficiências de remoção de DQO de 83% e 34% em um sistema vertical e um horizontal, respectivamente, componentes de um sistema híbrido plantado com *Phragmites australis*. Estes autores afirmam que a configuração dos sistemas híbridos confere maior taxa de transferência de oxigênio, o que aumenta consideravelmente a remoção da matéria orgânica.

Não foi observada diferença significativa ($p \geq 0,05$) entre os sistemas SWC-P e SWC-NP, ou seja, como os sistemas são estatisticamente similares, não foi possível observar qualquer influência da macrófita na remoção da DQO.

Na Figura 16 é apresentada a variação da DQO nas amostras do afluente e efluente dos sistemas de SWC-NP e SWC-P nas Etapas I e II.

Figura 16 - Variação da DQO nas amostras do afluente e efluente dos sistemas nas Etapas I e II.



Legenda: * = Máx e Min; — = Mediana; ◻ = Média.

Fonte: Autoria própria (2018).

Na Tabela 9 são apresentados os resultados de DQO obtidos para mediana e 1^o e 3^o quartis para as amostras do afluente e efluente dos sistemas híbridos plantado e não plantado nas Etapas I e II.

Tabela 9 - Valores de 1^o Quartil, mediana e 3^o Quartil da DQO em amostras do afluente e efluente do SWC-NP e SWC-P.

	Etapa I		Etapa II	
	SWC-NP (mgDQO L ⁻¹)	SWC-P (mgDQO L ⁻¹)	SWC-NP (mgDQO L ⁻¹)	SWC-P (mgDQO L ⁻¹)
1 ^o Quartil (25%)	10	10	10,00	10,00
Mediana	10	10	12,13	12,76
3 ^o Quartil (75%)	20	10,10	36,70	16,10

Fonte: Autoria própria (2018).

Os sistemas foram capazes de suportar as taxas de carregamento de DQO (TCO) impostas do mínimo de 2,30 gDQO m⁻²d⁻¹ ao máximo de 9,10 gDQO m⁻²d⁻¹ durante a Etapa I e mínimo de 4,99 gDQO m⁻²d⁻¹ ao máximo

de 25,94 gDQO m⁻² d⁻¹ durante a Etapa II. Estas variações ocorreram devido a possíveis contribuições ilegais de águas residuárias despejadas no córrego de água usado na alimentação dos sistemas, como verificado também por Mello et al. (2017).

A TCO média aplicada aos sistemas plantado e não plantado foi de 0,78 gDQO m⁻² d⁻¹ e 0,68 gDQO m⁻² d⁻¹ na Etapa I e de 2,23 g m⁻² d⁻¹ e 1,44 gDQO m⁻² d⁻¹ na Etapa II. Outros autores também utilizaram TCO em relação à matéria orgânica expressa em DQO com valores superiores aos encontrados neste trabalho. Zhao et al. (2010) obtiveram TCO de 15 g m⁻² d⁻¹ em um sistema plantado com a macrófita *Lythrum salicaria*.

Para a TCO média de 5,99 g m⁻² d⁻¹ (Etapa I), a média de remoção foi de 85% para SWC-NP e 86% para SWC-P. Para a TCO média de 13,63 g m⁻² d⁻¹ (Etapa II), a média de remoção foi de 83% no SWC-NP e 87% no SWC-P. Com a taxa de carregamento de DQO imposta na Etapa I e na Etapa II não foi verificada influência nos resultados.

Foladori et al. (2012) obtiveram remoção de 88 a 94% em um sistema híbrido plantado com *Phragmites australis* tratando esgoto sanitário de origem doméstica, submetido a TCO de 36,9 a 86,9 g m⁻² d⁻¹. Estes valores de remoção foram similares ao que foi obtido neste trabalho.

5.2.3 Nitrogênio total Kjeldahl (NTK)

Na Etapa I os valores médios de NTK obtidos no monitoramento foram de 45 e 20 mgNTK L⁻¹ para as amostras do efluente dos sistemas híbridos de SWC-NP e SWC-P, respectivamente. Ao avaliar os sistemas separadamente foram observados valores médios de 45 e 20 mgNTK L⁻¹ nos sistemas plantados vertical e horizontal, respectivamente, e de 68 e 45 mgNTK L⁻¹ nestes mesmos sistemas não plantados.

A eficiência de remoção no sistema vertical resultou em 13% no sistema SWC-NP e de 42% no sistema SWC-P. Nestes sistemas, a eficiência de remoção global resultou em 39% e 73%, respectivamente.

Na Etapa II os valores médios obtidos foram de 42 e 27 mgNTK L⁻¹ nas amostras do efluente dos sistemas híbridos de SWC-NP e SWC-P, respectivamente. Ao avaliar os sistemas vertical e horizontal separadamente foram observados valores de 42 e 27 mgNTK L⁻¹ quando plantados e de 51 e 42 mgNTK L⁻¹ nos sistemas não plantados, respectivamente.

Na Etapa II a eficiência de remoção de NTK no sistema vertical foi de 18% e a eficiência global do sistema SWC-NP de 30%. No sistema vertical plantado esta remoção foi de 31% e a eficiência global do sistema SWC-P de 56% (Tabela 6).

Em relação à eficiência de remoção de NTK foi verificada diferença significativa entre as eficiências de remoção nos sistemas operados nas Etapas I e II, onde o TDH influencia na remoção deste parâmetro, ou seja, a hipótese nula é rejeitada (p -valor $\geq 0,05$).

Foladori et al. (2012) reportaram eficiência global de remoção de NTK variável de 72% a 80% em um sistema híbrido composto por um sistema vertical e um horizontal, plantados com *Phragmites australis*. Neste arranjo o sistema vertical apresentou eficiência de remoção variável de 62% a 75%.

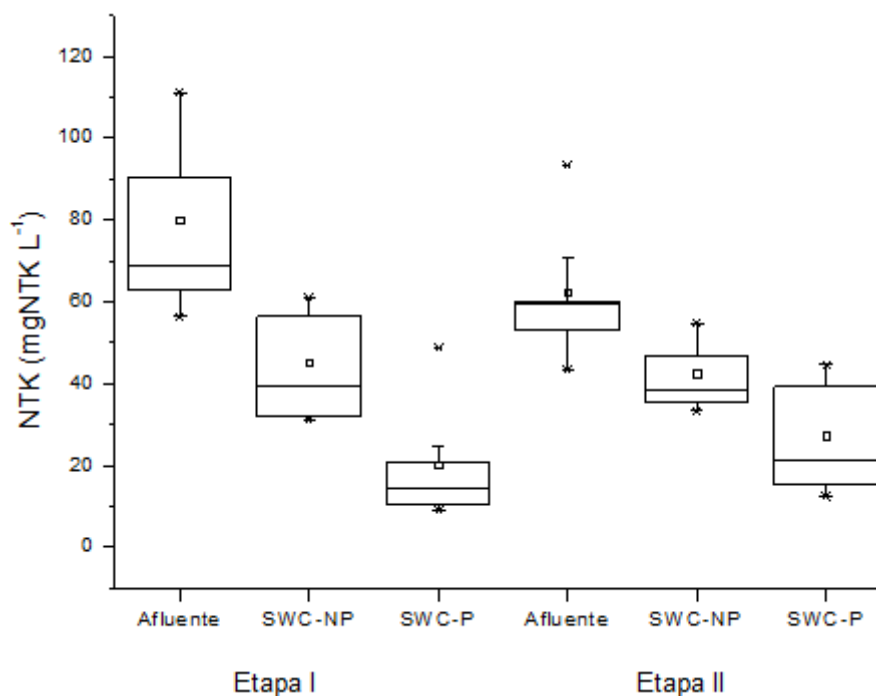
Ayas et al. (2015) reportaram eficiências de remoção de NTK de 65% e 17% em um sistema vertical e um horizontal, respectivamente, componentes de um sistema híbrido plantado com *Phragmites australis*.

Estes autores afirmam que a configuração dos sistemas híbridos confere maior taxa de remoção de NTK em sistemas verticais devido a maior carga aplicada e a maior nitrificação nestes sistemas.

Foi notada diferença significativa ($p < 0,05$) entre os sistemas SWC-P e SWC-NP, ou seja, a presença da macrófita interfere na remoção de NTK.

Na Figura 17 é apresentada a variação de NTK nas amostras do afluente e efluente dos sistemas de SWC-NP e SWC-P nas Etapas I e II.

Figura 17 - Variação da concentração do NTK nas amostras afluente e efluente durante as Etapas I e II.



Legenda: * = Máx e Min; — = Mediana; □ = Média.

Fonte: Autoria Própria (2018).

Na Tabela 10 são apresentados os resultados de N-NTK obtidos para mediana e 1^o e 3^o quartis para as amostras do afluente e efluente dos sistemas híbridos plantado e não plantado nas Etapas I e II.

Tabela 10 - Valores de 1º Quartil, mediana e 3º Quartil da NTK em amostras do afluente e efluente do SWC-NP e SWC-P.

	Etapa I		Etapa II	
	SWC-NP (mgN-NTK L ⁻¹)	SWC-P (mgN-NTK L ⁻¹)	SWC-NP (mgN-NTK L ⁻¹)	SWC-P (mgN-NTK L ⁻¹)
1 Quartil (25%)	31,04	9,00	33,38	12,30
Mediana	45,17	17,34	42,52	22,54
3 Quartil (75%)	60,97	40,08	55,00	44,60

Fonte: Autoria própria (2018).

As taxas de carregamento orgânico em termos de NTK aplicadas aos sistemas foram no mínimo de 3,84 g m⁻² d⁻¹ ao máximo de 7,58 g m⁻² d⁻¹ durante a Etapa I e de 5,04 g m⁻² d⁻¹ a 10,92 g m⁻² d⁻¹ durante a Etapa II.

A taxa média aplicada aos sistemas plantado e não plantado foi de 1,37 gNTK m⁻² d⁻¹ e 3,08 gNTK m⁻² d⁻¹ na Etapa I e de 3,19 gNTK m⁻² d⁻¹ e 4,98 gNTK m⁻² d⁻¹ na Etapa II. Outros autores também utilizaram taxas de cargas médias em relação ao NTK com valores superiores aos encontrados neste trabalho.

Foladori et al. (2013) obtiveram cargas de 13,1, 11,6 e 11,8 g m⁻² d⁻¹ em um sistema com recirculação, aeração e recirculação + aeração, respectivamente, tratando esgoto sanitário de origem doméstica. Os mesmos autores notaram remoção de 9,2, 8,5 e 9,0 g m⁻² d⁻¹, respectivamente, obtendo eficiência de remoção de 72%, 74% e 76%, respectivamente.

Para a carga média de 5,46 g m⁻² d⁻¹ (Etapa I), a remoção foi de 39% para SWC-NP e 73% para SWC-P. Para a carga média de 7,28 g m⁻² d⁻¹ (Etapa II), a eficiência média de remoção foi de 30% no SWC-NP e 56% no SWC-P. Com o aumento da taxa de carregamento média aplicada nos sistemas foi verificada redução da remoção do NTK em 10% para SWC-NP e de 17% SWC-P.

Foladori et al. (2012) obtiveram remoção de 88 a 94% em um sistema híbrido plantado com *Phragmites australis* tratando esgoto sanitário de origem doméstica, submetido a taxas de cargas de NTK de 36,9 a 86,9 g m⁻² d⁻¹. Estes valores foram superiores aos que foram obtidos neste trabalho.

5.2.4 Nitrogênio Amoniacal

Na Etapa I, os valores médios de N-Amon obtidos do monitoramento foram de 30 e 7 mgN-Amon L⁻¹ para as amostras do efluente dos sistemas híbridos de SWC-NP e SWC-P, respectivamente. Ao avaliar os sistemas separadamente foram observados valores médios de 31 e 7 mgN-Amon L⁻¹ nos sistemas plantados vertical e horizontal, respectivamente, e de 47 e 30 mgN-Amon L⁻¹ nestes mesmos sistemas não plantados.

A eficiência de remoção no sistema vertical resultou em 24% no sistema SWC-NP e de 51% no sistema SWC-P. Nestes sistemas, a eficiência de remoção global resultou em 51% e 87%, respectivamente (Tabela 7).

Na Etapa II, os valores médios obtidos foram de 35 e 14 mgN-Amon L⁻¹ nas amostras do efluente dos sistemas híbridos de SWC-NP e SWC-P, respectivamente. Ao avaliar os sistemas vertical e horizontal separadamente foram observados valores de 34 e 14 mgN-N-Amon L⁻¹ quando plantados e de 41 e 35 mgN-Amon L⁻¹ nos sistemas não plantados, respectivamente.

Nesta etapa, a eficiência de remoção de N-Amon no sistema vertical foi de 19% e global no sistema SWC-NP de 30%. No sistema vertical plantado esta remoção foi de 34% e a eficiência global do sistema SWC-P de 72%.

Em relação à eficiência de remoção de N-Amon foi verificada diferença significativa entre as eficiências de remoção nos sistemas operados nas Etapas I e II, onde o TDH influencia na remoção deste parâmetro, ou seja, a hipótese nula é rejeitada (p -valor < 0,05).

Zapater-Pereyra et al. (2015) reportaram eficiência global de remoção de N-Amon variável de 46% e 25% em um sistema híbrido composto por um sistema vertical e um horizontal, plantados com *Phragmites australis*. Neste arranjo o sistema vertical apresentou eficiência de remoção variável de 62% a 75%.

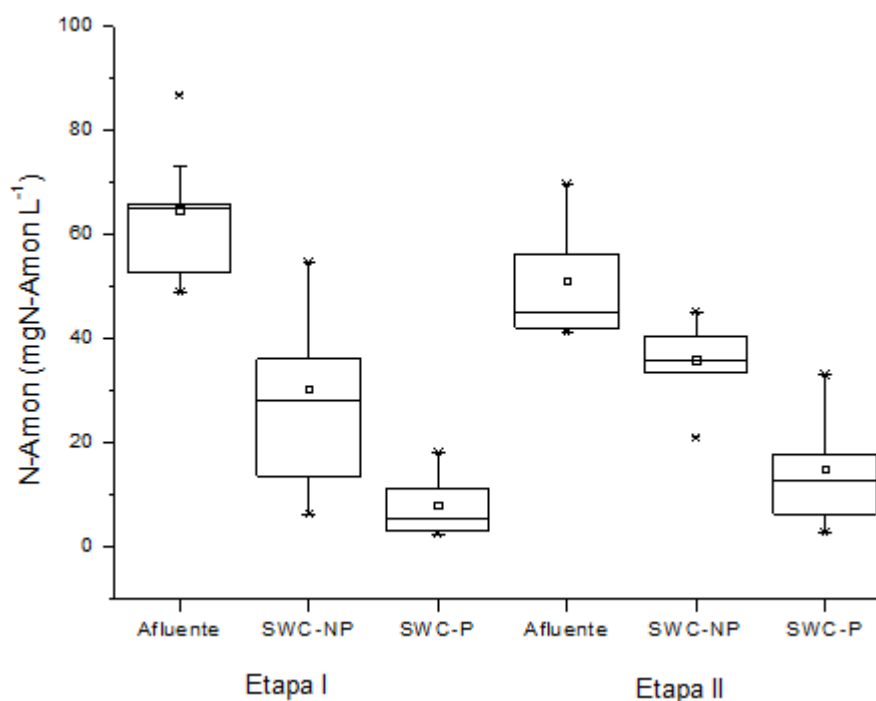
Ávila et al. (2015) reportaram eficiências de remoção de N-Amon de 67% e 69% em um sistema vertical e um horizontal, respectivamente, componentes de um sistema híbrido plantado com *Phragmites australis*. Os autores explicam que a temperatura favorável e a baixa carga orgânica aplicada nos sistemas

permitiram a atividade da biomassa nitrificante e uma taxa elevada de nitrificação

Foi observada diferença significativa ($p \geq 0,05$) entre os sistemas SWC-P e SWC-NP, ou seja, foi possível observar influência da macrófita na remoção de N-Amon.

Na Figura 18 é apresentada a variação de N-Amon nas amostras do afluente e efluente dos sistemas de SWC-NP e SWC-P nas Etapas I e II.

Figura 18 - Variação das concentrações de nitrogênio amoniacal (N-Amon) nas amostras afluente e efluente nas Etapas I e II.



Legenda: * = Máx e Min; — = Mediana; □ = Média.

Fonte: Autoria própria (2018).

Na Tabela 11 são apresentados os resultados de N-Amon obtidos para mediana e 1º e 3º quartis para as amostras do afluente e efluente dos sistemas híbridos plantado e não plantado nas Etapas I e II.

Tabela 11 - Valores de 1º Quartil, mediana e 3º Quartil da N-Amon em amostras do afluente e efluente do SWC-NP e SWC-P.

	Etapa I		Etapa II	
	SWC-NP (mgN-Amon L ⁻¹)	SWC-P (mgN-Amon L ⁻¹)	SWC-NP (mgN-Amon L ⁻¹)	SWC-P (mgN-Amon L ⁻¹)
1 Quartil (25%)	6,30	2,40	21,08	2,78
Mediana	31,27	6,42	36,45	14,74
3 Quartil (75%)	54,70	18,00	45,08	32,94

Fonte: Autoria própria (2018).

Estatisticamente houve diferença significativa entre as eficiências de remoção de N-Amon nos sistemas de SWC-NP e SWC-P (p -valor $\geq 0,05$) operados nas Etapas I e II.

As taxas de carregamento orgânico em termos de N-Amon foram aplicadas aos sistemas ao mínimo de $3,33 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ao máximo de $5,92 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ durante a Etapa I e mínimo de $4,82 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ao máximo de $8,15 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ durante a Etapa II.

A carga média aplicada aos sistemas plantado e não plantado foi de $0,54 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ e $2,06 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ na Etapa I e de $1,75 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ e $4,20 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ na Etapa II. Valores superiores aos obtidos neste trabalho foram reportados por Tanner et al. (2005) obtiveram TCO de $9 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ em um sistema plantado com a macrófita *Schoenoplectus tabernaemontani*, *S. californicus*, *Eleocharis sphacelata*, *Typha orientalis* usados no tratamento de esgoto sanitário.

Para a carga média de $4,42 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ (Etapa I), a média de remoção foi de 51% para SWC-NP e 88% para SWC-P. Para a Etapa II a carga média de $5,99 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, obteve média de remoção foi de 29% no SWC-NP e 72% no SWC-P. Com o aumento da taxa de carregamento média aplicada nos sistemas foi verificada redução da remoção do N-Amon em 22% para SWC-NP e de 16% SWC-P.

Zhai et al. (2015) obtiveram remoção de 68% em um sistema híbrido plantado com *Eichhornia crassipes* tratando esgoto sanitário de origem doméstica, submetido a uma carga de $44,1 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$.

Apesar das cargas de N-Amon, baixas as remoções foram similares ao que foi reportado na literatura.

5.2.5 Nitrito

Na Etapa I os valores médios de N-NO_2^- obtidos de monitoramento foram de 0,07 e 0,06 $\text{mgN-NO}_2^- \text{L}^{-1}$ para as amostras do efluente dos sistemas híbridos de SWC-NP e SWC-P, respectivamente. Ao avaliar os sistemas separadamente foram observados valores médios de 0,09 e 0,06 $\text{mgN-NO}_2^- \text{L}^{-1}$ nos sistemas plantados vertical e horizontal, respectivamente, e de 0,11 e 0,07 $\text{mgN-NO}_2^- \text{L}^{-1}$ nestes mesmos sistemas não plantados.

Nestes sistemas, a eficiência de remoção global resultou em 60% e 58% nos sistemas SWC-NP e SWC-P, respectivamente.

Na Etapa II os valores médios obtidos foram de 0,03 e 0,02 $\text{mgN-NO}_2^- \text{L}^{-1}$ nas amostras do efluente dos sistemas híbridos de SWC-NP e SWC-P, respectivamente. Ao avaliar os sistemas vertical e horizontal separadamente foram observados valores de 0,02 e 0,02 $\text{mgN-NO}_2^- \text{L}^{-1}$ quando plantados e de 0,02 e 0,03 $\text{mgN-NO}_2^- \text{L}^{-1}$ nos sistemas não plantados, respectivamente, valores maiores da carga aplicada nos sistemas e diminuição do TDH otimiza a remoção dos nutrientes no sistema.

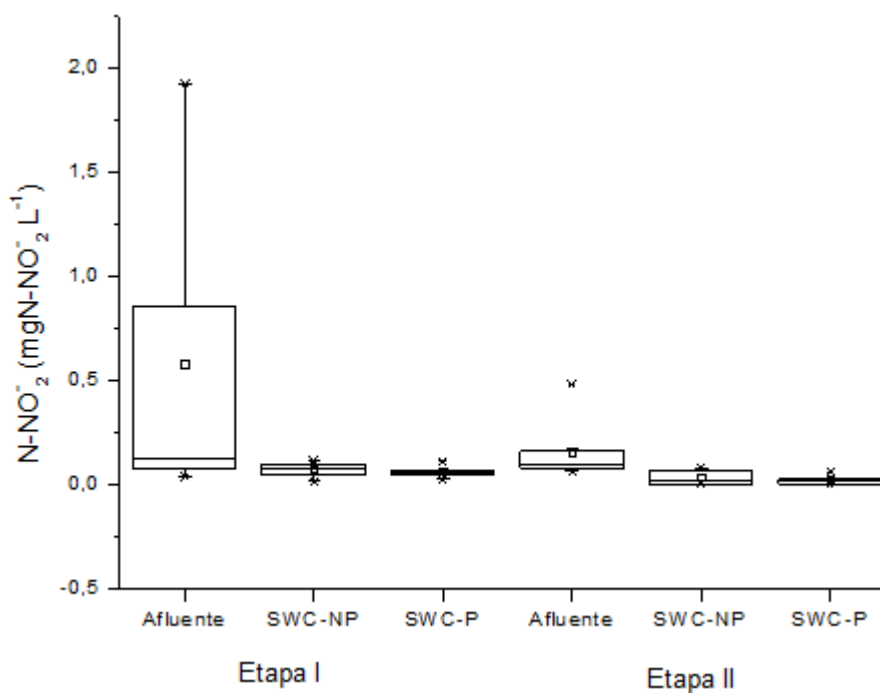
Nesta etapa, a eficiência de remoção global de N-NO_2^- foi de 62% no sistema SWC-NP e de 80% no SWC-P.

Chang et al. (2012) obtiveram valores de concentrações de nitrito e nitrato de 0,02 mg L^{-1} e 0,35 mg L^{-1} em seus sistemas plantados com *Typha orientalis* e *Arundo donax var. versicolor* (sistema 1) e *C. indica* e *Pontederia cordata* (sistema 2), respectivamente, com eficiências de remoção de 22,59 e 22,56%, respectivamente, e atribuíram a baixa remoção devido à ocorrência da nitrificação e da desnitrificação.

Em relação ao N-NO_2^- , estatisticamente foi comprovada que não há diferença na remoção nos sistemas SWC-P nas Etapas I e II (p-valor < 0,05).

Na Figura 19 é apresentada a variação de N-NO_2^- nas amostras do afluente e efluente dos sistemas de SWC-NP e SWC-P nas Etapas I e II.

Figura 19 - Variação das concentrações de Nitrito (N-NO_2^-) nas amostras afluente e efluente dos sistemas nas Etapas I e II.



Legenda: * = Máx e Min; — = Mediana; □ = Média.

Fonte: Autoria própria (2018).

Na Tabela 12 são apresentados os resultados de N-NO_2^- obtidos para mediana e 1^o e 3^o quartis para as amostras do afluente e efluente dos sistemas híbridos plantado e não plantado nas Etapas I e II.

Tabela 12 - Valores de 1^o Quartil, mediana e 3^o Quartil de NO_2^- em amostras do afluente e efluente do SWC-NP e SWC-P.

	Etapa I		Etapa II	
	SWC-NP (mgN-NO ₂ ⁻ L ⁻¹)	SWC-P (mgN-NO ₂ ⁻ L ⁻¹)	SWC-NP (mgN-NO ₂ ⁻ L ⁻¹)	SWC-P (mgN-NO ₂ ⁻ L ⁻¹)
1 Quartil (25%)	0,01	0,02	0,01	0,01
Mediana	0,08	0,06	0,04	0,02
3 Quartil (75%)	0,11	0,11	0,07	0,06

Fonte: Autoria própria (2018).

5.2.6 Nitrato

Na Etapa I, os valores médios de N-NO_3^- obtidos de monitoramento foram de 0,04 e 0,03 $\text{mgN-NO}_3^- \text{L}^{-1}$ para as amostras do efluente dos SWC-NP e SWC-P, respectivamente. Ao avaliar os sistemas separadamente foram observados valores médios de 0,03 e 0,03 $\text{mgN-NO}_3^- \text{L}^{-1}$ nos sistemas plantados vertical e horizontal, respectivamente, e de 0,03 e 0,04 $\text{mgN-NO}_3^- \text{L}^{-1}$ nestes mesmos sistemas não plantados.

Nestes sistemas, a eficiência de remoção global resultou em 20% e 25% para os SWC-NP e SWC-P, respectivamente.

Na Etapa II os valores médios obtidos foram de 0,99 e 0,82 $\text{mgN-NO}_3^- \text{L}^{-1}$ nas amostras do efluente dos sistemas híbridos de SWC-NP e SWC-P, respectivamente. Ao avaliar os sistemas vertical e horizontal separadamente foram observados valores de 0,46 e 0,82 $\text{mgN-NO}_3^- \text{L}^{-1}$ quando plantados e de 0,59 e 0,99 $\text{mgN-NO}_3^- \text{L}^{-1}$ nos sistemas não plantados, respectivamente.

Nesta etapa, a eficiência de remoção de N-NO_3^- no sistema SWC-NP foi de 46% e a eficiência global no sistema SWC-P de 52%.

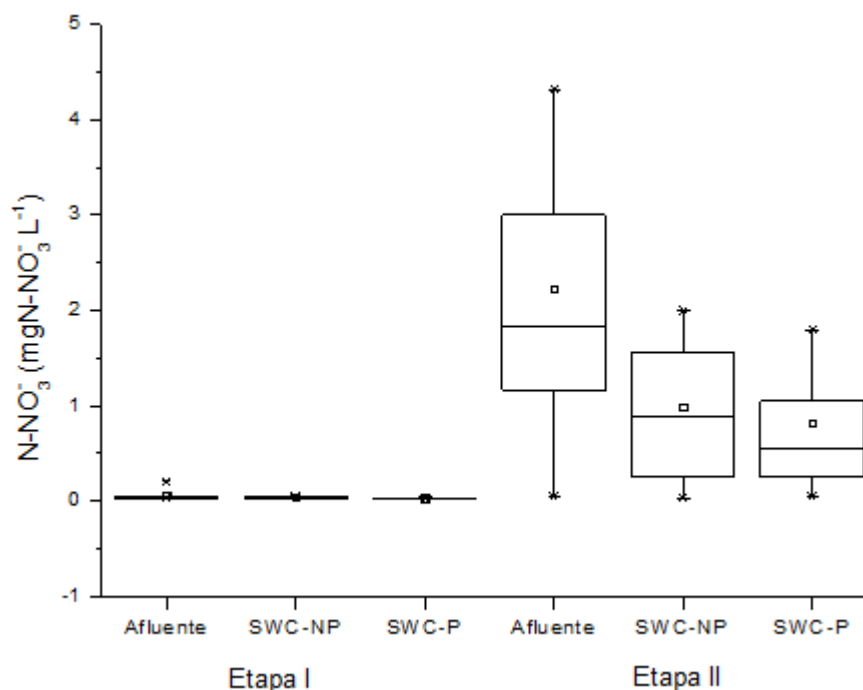
Zhang et al. (2012) obtiveram valores de remoções de 47 e 69% em seus sistemas não plantado e plantado (*Thypha Angustifolia*), respectivamente, com TDH de 2 dias. Estes mesmos sistemas removeram 47 e 80% com TDH de 4 dias.

Neste trabalho a eficiência de remoção na Etapa II (TDH 5 dias) foi inferior ao verificado por Zhang et al. (2012).

Em relação ao N-NO_3^- , estatisticamente foi comprovado que há influência da planta na remoção, visto que os sistemas apresentaram diferenças significativas ($p\text{-valor} \geq 0,05$) nas concentrações médias deste parâmetro.

Na Figura 20 é apresentada a variação de N-NO_3^- nas amostras do afluente e efluente dos sistemas de SWC-NP e SWC-P nas Etapas I e II.

Figura 20 - Variação das concentrações de Nitrato (N-NO_3^-) nas amostras afluente e efluente dos sistemas nas Etapas I e II.



Legenda: * = Máx e Min; — = Mediana; □ = Média.

Fonte: Autoria própria (2018).

Na Figura 20 observa-se que não houve variação na concentração entre as amostras do afluente e efluente na Etapa I, que pode ser explicado pela baixa taxa de carregamento de nitrato aplicada aos sistemas. A taxa de carregamento de nitrato aplicada aumentou de 0,004 na Etapa I para 0,26 $\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$ na Etapa II. Para os SWC-NP e SWC-P as variações foram de 0,027 a 0,0023 $\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$ e 0,115 a 0,096 $\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$, respectivamente, da Etapa I para Etapa II.

Na Tabela 13 são apresentados os resultados de N-NO_3^- obtidos para mediana e 1º e 3º quartis para as amostras do afluente e efluente dos sistemas híbridos plantado e não plantado nas Etapas I e II.

Tabela 13 - Valores de 1º Quartil, mediana e 3º Quartil da N-NO_3^- em amostras do afluente e efluente do SWC-NP e SWC-P.

	Etapa I		Etapa II	
	SWC-NP ($\text{mgN-NO}_3^- \text{ L}^{-1}$)	SWC-P ($\text{mgN-NO}_3^- \text{ L}^{-1}$)	SWC-NP ($\text{mgN-NO}_3^- \text{ L}^{-1}$)	SWC-P ($\text{mgN-NO}_3^- \text{ L}^{-1}$)
1 Quartil (25%)	0,03	0,02	0,03	0,04
Mediana	0,04	0,03	0,89	0,77
3 Quartil (75%)	0,20	0,04	2,00	1,80

Fonte: Autoria própria (2018).

5.2.7 Nitrogênio Total

Na Etapa I, os valores médios de NT obtidos no monitoramento foram de 45 e 20 mgNT L^{-1} para as amostras do efluente dos sistemas híbridos de SWC-NP e SWC-P, respectivamente. Ao avaliar os sistemas separadamente foram observados valores médios de 45 e 20 mgNT L^{-1} nos sistemas plantados vertical e horizontal, respectivamente, e de 69 e 45 mgNT L^{-1} nestes mesmos sistemas não plantados.

A eficiência de remoção no sistema vertical resultou em 14% no sistema SWC-NP e de 42% no sistema SWC-P. Nestes sistemas, a eficiência de remoção global resultou em 40% e 73%, respectivamente.

Na Etapa II, os valores médios obtidos foram de 44 e 28 mgNT L^{-1} nas amostras do efluente dos sistemas híbridos de SWC-NP e SWC-P, respectivamente. Ao avaliar os sistemas vertical e horizontal separadamente foram observados valores de 43 e 28 mgNT L^{-1} quando plantados e de 52 e 44 mgNT L^{-1} nos sistemas não plantados, respectivamente.

Nesta etapa, a eficiência de remoção de NT no sistema vertical foi de 18% e a eficiência global do sistema SWC-NP de 31%. No sistema vertical plantado esta remoção foi de 32% e a eficiência global do sistema SWC-P de 56%.

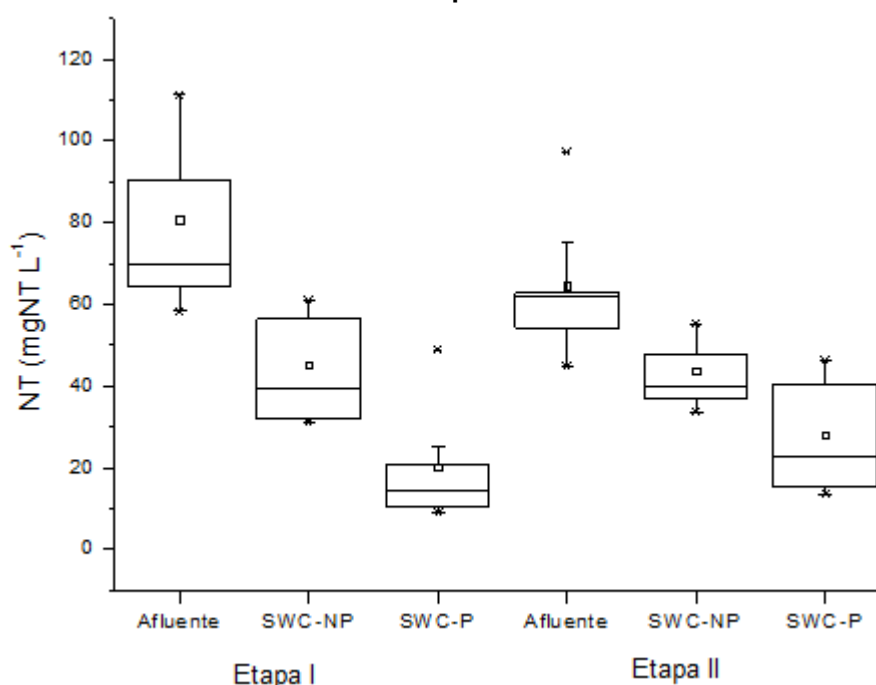
Em relação à eficiência de remoção de NT foi verificada diferença significativa entre as eficiências de remoção nos sistemas operados nas Etapas I e II, ou seja, o TDH influenciou na remoção deste parâmetro ($p\text{-valor} \geq 0,05$).

Foladori et al. (2012) reportaram eficiência global de remoção de NT de 78% em um sistema híbrido composto por um sistema vertical e um horizontal, plantados com *Phragmites australis*. Neste arranjo o sistema vertical apresentou eficiência de remoção variável de 35 a 40%.

Foi observada diferença significativa ($p \geq 0,05$) entre os sistemas SWC-NP e SWC-P, ou seja, foi observada influência da macrófita na remoção de NT.

Na Figura 21 é apresentada a variação de NT nas amostras do afluente e efluente dos sistemas de SWC-NP e SWC-P nas Etapas I e II.

Figura 21 - Variação das concentrações de Nitrogênio Total nas amostras afluente e efluente dos sistemas SWC-NP e SWC-P nas Etapas I e II.



Legenda: * = Máx e Min; — = Mediana; □ = Média.

Fonte: Autoria própria (2018).

Na Tabela 14 são apresentados os resultados de N-NT obtidos para mediana e 1º e 3º quartis para as amostras do afluente e efluente dos sistemas híbridos plantado e não plantado nas Etapas I e II.

Tabela 14 - Valores de 1º Quartil, mediana e 3º Quartil da NT em amostras do afluente e efluente do SWC-NP e SWC-P.

	Etapa I		Etapa II	
	SWC-NP (mgNL ⁻¹)	SWC-P (mgN L ⁻¹)	SWC-NP (mgNL ⁻¹)	SWC-P (mgN L ⁻¹)
1 Quartil (25%)	31	9	34	14
Mediana	45	17	44	23
3 Quartil (75%)	61	49	55	46

Fonte: Autoria própria (2018).

As taxas de carregamento orgânico de NT foram aplicadas aos sistemas ao mínimo de 3,98 g m⁻² d⁻¹ ao máximo de 7,60 g m⁻² d⁻¹ durante a Etapa I e mínimo de 5,24 g m⁻² d⁻¹ ao máximo de 11,37 g m⁻² d⁻¹ durante a Etapa II.

A carga média aplicada aos sistemas plantados e não plantado foi de 1,37 g m⁻² d⁻¹ e 3,09 g m⁻² d⁻¹ na Etapa I e de 3,29 g m⁻² d⁻¹ e 5,10g m⁻² d⁻¹ na Etapa II. Valores superiores aos obtidos neste trabalho foram reportados por Vymazal e Kröpfelová (2015), que obtiveram cargas de NT na ordem de 1,21 g m⁻² d⁻¹ em um sistema plantado com as macrófitas *Phragmites australis* e *Phalaris arundinacea* usados no tratamento de esgoto sanitário, com carga inicial de 32,4 g m⁻² d⁻¹.

Para a carga média de 5,52 g m⁻² d⁻¹ (Etapa I), a média de remoção foi de 39% para SWC-NP e 71% para SWC-P. Para a carga média de 7,56 g m⁻² d⁻¹ (Etapa II), a média de remoção foi de 31% no SWC-NP e 56% no SWC-P.

Zhai et al. (2015) obtiveram remoção de 77% em um sistema híbrido plantado com *Eichhornia crassipes* tratando esgoto sanitário de origem doméstica, submetido a uma carga de 3,7 g m⁻² d⁻¹.

Apesar dos sistemas apresentarem baixas taxas de cargas de NT, os mesmos obtiveram remoções próximas das reportadas pela literatura.

5.2.8 Fósforo Total

Na Etapa I os valores médios de $P-PO_4^{-3}$ obtidos de monitoramento foram de 0,76 e 0,32 $mgP-PO_4^{-3} L^{-1}$ para as amostras do efluente dos sistemas de SWC-NP e SWC-P, respectivamente. Ao avaliar os sistemas separadamente foram observados valores médios de 0,39 e 0,32 $mgP-PO_4^{-3} L^{-1}$ nos sistemas plantados vertical e horizontal, respectivamente, e de 1,62 e 0,76 $mgP-PO_4^{-3} L^{-1}$ nestes mesmos sistemas não plantados.

A eficiência de remoção no sistema vertical resultou em 40% no sistema SWC-NP e de 76% no sistema SWC-P. Nestes sistemas, a eficiência global de remoção resultou em 66% e 80%, respectivamente.

Na Etapa II, os valores médios obtidos foram de 4,64 e 0,72 $mgP-PO_4^{-3} L^{-1}$ nas amostras do efluente dos sistemas híbridos de SWC-NP e SWC-P, respectivamente. Ao avaliar os sistemas vertical e horizontal separadamente foram observados valores de 7,43 e 0,72 $mgP-PO_4^{-3} L^{-1}$ quando plantados e de 11,32 e 4,64 $mgP-PO_4^{-3} L^{-1}$ nos sistemas não plantados, respectivamente.

Nesta etapa a eficiência de remoção de $P-PO_4^{-3}$ no sistema vertical foi de 10% e a eficiência global do sistema SWC-NP de 65%. No sistema vertical plantado esta remoção foi de 42% e a eficiência global do sistema SWC-P de 95%.

Foladori et al. (2012) reportaram valores de remoção de fósforo na unidade vertical foi de 49,3% no primeiro período e 36,5% no segundo período em um sistema plantado com *Phragmites australis* no tratamento de esgoto sanitário de origem doméstica.

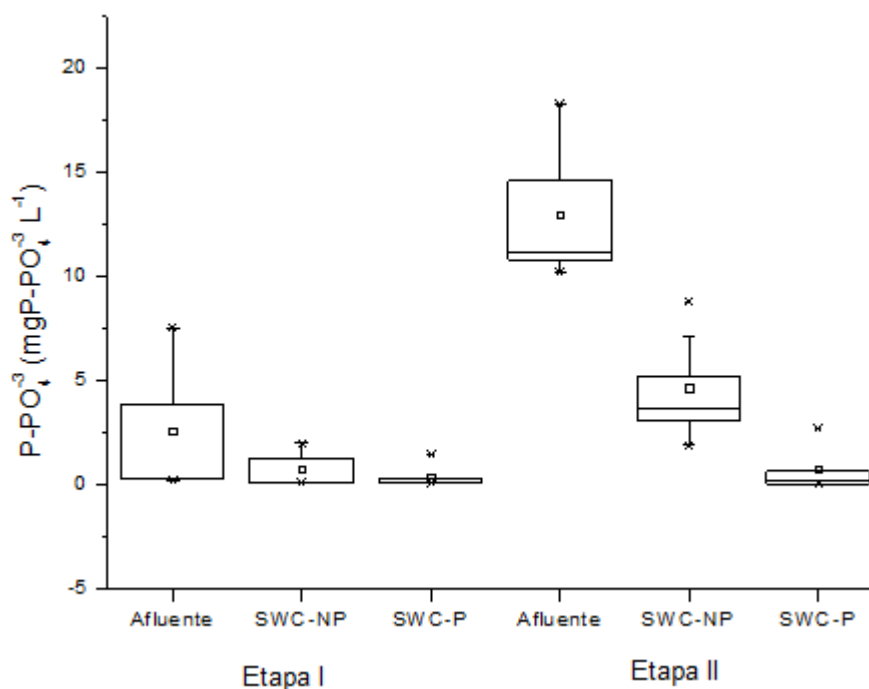
Ávila et al. (2015) observaram valores de remoção de fósforo na unidade vertical e horizontal de 10% e 21%, respectivamente, em um sistema plantado com *Phragmites australis* no tratamento de esgoto sanitário de origem doméstica.

Em relação à matéria fosfatada não houve diferença significativa entre as eficiências de remoção de $P-PO_4^{-3}$ no sistema de SWC-NP (p -valor < 0,05) operado nas Etapas I e II, ou seja, a hipótese nula é aceita para este caso.

Para o sistema de SWC-P foi observada diferença significativa entre as duas etapas de monitoramento (p -valor $\geq 0,05$), ou seja, rejeita-se a hipótese nula.

Na Figura 22 é apresentada a variação de $P-PO_4^{-3}$ nas amostras do afluente e efluente dos sistemas de SWC-NP e SWC-P nas Etapas I e II.

Figura 22 - Variação das concentrações de $P-PO_4^{-3}$ nas amostras afluente e efluente dos sistemas SWC-NP e SWC-P nas Etapas I e II.



Legenda: * = Máx e Min; — = Mediana; □ = Média.

Fonte: Autoria própria (2018).

Na Tabela 15 são apresentados os resultados de $P-PO_4^{-3}$ obtidos para mediana e 1º e 3º quartis para as amostras do afluente e efluente dos sistemas híbridos plantado e não plantado nas Etapas I e II.

Tabela 15 - Valores de 1º Quartil, mediana e 3º Quartil da P-PO₄³⁻ em amostras do afluente e efluente do SWC-NP e SWC-P.

	Etapa I		Etapa II	
	SWC-NP (mgP-PO ₄ ³⁻ L ⁻¹)	SWC-P (mgP-PO ₄ ³⁻ L ⁻¹)	SWC-NP (mgP-PO ₄ ³⁻ L ⁻¹)	SWC-P (mgP-PO ₄ ³⁻ L ⁻¹)
1 Quartil (25%)	0,08	0,07	1,88	0,04
Mediana	1,00	0,01	3,88	0,23
3 Quartil (75%)	1,96	1,45	8,77	2,66

Fonte: Autoria própria (2018).

As taxas de carregamento orgânico em termos de P-PO₄³⁻ foram aplicadas aos sistemas ao mínimo de 0,01 g m⁻² d⁻¹ ao máximo de 0,51 g m⁻² d⁻¹ durante a Etapa I e mínimo de 1,19 g m⁻² d⁻¹ ao máximo de 2,13 g m⁻² d⁻¹ durante a Etapa II.

Para a carga média de 0,17 g m⁻² d⁻¹ (Etapa I), a média de remoção foi de 66% para SWC-NP e 80% para SWC-P. Para a carga média de 1,52 g m⁻² d⁻¹ (Etapa II), a média de remoção foi de 65% no SWC-NP e 95% no SWC-P.

Vymazal e Kröpfelová (2015) obtiveram cargas de P-PO₄³⁻ na ordem de 130 g m⁻² d⁻¹ em um sistema plantado com as macrófitas e *Phragmites australis*, *Phalaris arundinacea* usados no tratamento de esgoto sanitário, com carga inicial de 313 g m⁻² d⁻¹. Os mesmo autores obtiveram remoção de 58% em um sistema híbrido plantado com *Phragmites australis*, *Phalaris arundinacea* tratando esgoto sanitário de origem doméstica.

Em resumo, no sistema plantado foi removida carga de NT de 1622,43 g m⁻² com contribuição da planta de 17,89 g m⁻², resultando na carga remanescente de 85,21 g m⁻² para a carga aplicada de 1725,53 g m⁻². Em relação à carga aplicada de PT de 222,84 g m⁻², a remoção foi de 35,22 g m⁻² com contribuição da planta de 17,29 g m⁻², resultando na carga remanescente de 170,33 g m⁻².

No sistema não plantado foi removida carga de NT de 1614,79 g m⁻², resultando na carga remanescente de 110,74 g m⁻² para a carga aplicada de 1725,53 g m⁻². Em relação à carga aplicada de PT de 222,84 g m⁻², a remoção foi de 219,91 g m⁻², resultando na carga remanescente de 2,93 g m⁻².

5.2.9 Remoção de coliformes termotolerantes

Na Tabela 16 são apresentados os valores de coliformes totais e de *E. coli* em 100 mL de amostras do afluente e efluente, com base na determinação do NMP, do sistema plantado e não plantado, e suas respectivas eficiências de remoção.

Tabela 16 - Coliformes totais presentes em 100 mL de amostras do afluente e efluente das unidades PV, PH, NPV e NPH do SWC na Etapa II.

Afluente	SWC-P			SWC-NP		
	PV	PH	Global	NPV	NPH	Global
Coliformes (Unidades Logarítmicas)						
4,52E9	2,97	1,68	4,65	5,22	0,36	5,59

Fonte: Autoria própria (2018).

Foi observado valor médio de coliformes de 4,5E09 por 100 mL nas amostras do afluente. Os SWC-P obtiveram remoção média de 4,65 unidades logarítmicas, com contribuição de 2,97 unidades logarítmicas do sistema vertical. Os SWC-NP obtiveram remoção média de 5,59 unidades logarítmicas, sendo que o sistema vertical obteve remoção de 5,22 unidades logarítmicas.

Valores próximos de eficiência de remoção na faixa de 99,72 a 99,99% foram reportados por Calijuri et al. (2009) para *E. coli* (10^6 a 10^7 organismos por 100 mL de amostra) e de 99,20% a 99,79% para coliformes termotolerantes (10^7 a 10^8 de microrganismos por 100 mL de amostra), em um *wetland* de escoamento horizontal plantado com *Brachiaria*.

Chagas et al. (2012) alcançaram remoções de 1,0 a 4,0 e de 2,0 a 4,0 unidades logarítmicas em esgotos sanitários com 10^6 a 10^7 NMP por 100 mL de CT e de *E. coli* em um sistema de *wetlands* construídos de escoamento horizontal plantado com *Brachiaria*. Os autores obtiveram valores médios de CT e *E. coli* de 10^3 a 10^5 de CT por 100 mL e de 10^2 a 10^4 de *E. coli* por 100 mL no efluente deste sistema.

Cuong et al. (2017) obtiveram eficiência de remoção global de CT de 82%, com participação de 61% da unidade vertical e 57% da unidade horizontal

plantadas com *Canna indica* e *Colocasia esculenta*, respectivamente, tratando esgotos sanitários de origem doméstica com 8392 NMP de CT 100 mL⁻¹.

5.3 ANÁLISE DO CRESCIMENTO E COMPOSIÇÃO DA MACRÓFITA

A análise de crescimento das macrófitas foi realizada para correlacionar os resultados obtidos com a incorporação dos nutrientes. Após o término da etapa de avaliação dos sistemas, a cobertura vegetal foi retirada dos sistemas plantados, quantificada e desmembrada para determinação da concentração dos nutrientes nos tecidos vegetais.

A densidade da cobertura vegetal e o número de plantas em cada sistema são apresentados na Tabela 17.

Tabela 17 – Densidade vegetal e número de indivíduos de *E. crassipes* por sistema no plantio e colheita.

WC	Plantio		Colheita	
	Nº plantas	Densidade (plantas m ⁻²)	Nº plantas	Densidade (plantas m ⁻²)
Sistema vertical	12	48	18	73
Sistema horizontal	18	47	23	60

Fonte: Autoria própria (2018).

A densidade vegetal aumentou em 50% para o sistema vertical e 27% para o sistema horizontal. Deve-se levar em consideração que durante o período de monitoramento algumas plantas foram retiradas dos sistemas para análise da incorporação.

O comprimento predominante das raízes de *Eichhornia crassipes* foi de aproximadamente 0,1 m, com poucos exemplares atingindo 0,7 m.

A assimilação de nitrogênio total e fósforo total nas amostras secas dos tecidos vegetais de raízes, pecíolos e folhas foi avaliada no final do experimento, ou seja, após 264 dias de operação (Tabela 18).

Tabela 18 - Nitrogênio total (NT) e fósforo total (PT) na biomassa seca de *E. crassipes*

Sistema	Parte Vegetal	NT (mg g ⁻¹)	NT (g m ⁻²)	PT (mg g ⁻¹)	PT (g m ⁻²)
Sistema Vertical	Raiz	70,75	6,35	26,91	6,55
	Pecíolo	52,31	3,67	10,76	2,21
	Folha	55,53	1,75	6,71	1,61
	Total	59,53	11,77	44,39	10,37
Sistema Horizontal	Raiz	65,01	2,45	30,95	3,05
	Pecíolo	43,69	1,95	18,20	2,42
	Folha	39,89	1,72	15,23	1,44
	Total	49,53	6,12	21,46	6,92

Fonte: Autoria própria (2018).

Os teores de Nitrogênio total e Fósforo total na biomassa seca foram de 59,53 mg g⁻¹ e 44,39 mg g⁻¹ no sistema vertical e de 49,53 mg g⁻¹ e 21,46 mg g⁻¹ no sistema horizontal, respectivamente.

Segundo Keizer-Vlek (2014), a remoção de NT e PT em sistemas plantados com íris foi de 277 mgNT m⁻² d⁻¹ e 9,32 mgPT m⁻² d⁻¹, sendo 74% de remoção de NT e 60% de remoção de PT. Estes autores obtiveram remoção de 49% de NT e 99% de PT ao utilizarem *Typha* no tratamento de esgotos sanitários de origem doméstica.

Lu et al. (2018) reportaram concentrações de nitrogênio e fósforo total de 40,34 mg g⁻¹ e 24,81 mg g⁻¹, respectivamente, em *E. crassipes*. Valores próximos aos observados neste trabalho nos sistemas horizontais.

Fia et al. (2011) obtiveram valores de 29 a 32,7 gN kg⁻¹ e 2 a 3,2 gP kg⁻¹ ao utilizarem taboa no tratamento de esgoto sanitários de origem doméstica. Barco e Borin (2017) reportaram 22 gN kg⁻¹ e 1,9 gP kg⁻¹ no tratamento de esgoto sanitários de origem doméstica com o uso de *I. pseudacorus* e remoções de 29% e 38%, respectivamente.

5.4 EVAPOTRANSPIRAÇÃO

Os valores da perda de água por evapotranspiração obtidos nos sistemas de SWC-NPV, SWC-NPH, SWC-PV e SWC-PH nas Etapas I e II são apresentados na Tabela 19.

Tabela 19 - Valores da média, desvio padrão (DP) e número de amostras da perda de água por evapotranspiração nas Etapas I e II.

		EVT (mm d ⁻¹)			
Etapas		NPV	NPH	PV	PH
I	X	1,71	1,72	1,71	1,70
	DP	2,31	2,32	2,30	2,31
	n	96	96	96	96
II	x	0,90	0,92	0,90	0,91
	DP	1,26	1,26	1,25	1,27
	N	96	96	96	96

Legenda: NPV - Não plantado vertical; NPH – não plantado horizontal; PV – plantado vertical; PH – plantado horizontal; X – média aritmética; DP – desvio padrão; n – número de amostras.

Como podem ser observados os valores obtidos foram de 1,71, 1,72, 1,71 e 1,70 mm d⁻¹ no NPV, NPH, PV e PH, respectivamente, na Etapa I, e de 0,9, 0,92, 0,9 e 0,91 mm d⁻¹ na Etapa II nos mesmos sistemas.

Resultados superiores foram reportados por Papaevangelou et al. (2010) em um sistema de SSWC plantado com *Phragmites australis* e *Typha latifolia*. Os autores obtiveram valores médios de 5,46 e 5,72 mm d⁻¹, respectivamente, e observaram maiores valores de evapotranspiração no verão (27 °C) em comparação aos verificados no inverno (15 °C).

Gagnon et al. (2012) reportaram valores médios de evapotranspiração de 10,3, 5,9, 3,3 e 2,8 mm d⁻¹ para sistemas de SWC híbridos plantados com *Phragmites australis*, *Typha angustifolia*, *Scirpus fluviatilis* e um sistema não plantado, respectivamente, com temperaturas médias de 20,9 °C no verão e 10,2 °C no inverno.

De acordo com Headley et al. (2012), maiores valores de evapotranspiração são notados no verão e outono que correspondem ao período de maior desenvolvimento das macrófitas, ou seja, maior produção de biomassa. Estes autores determinaram a média anual de evapotranspiração em 7 mm d⁻¹ em um primeiro ano de avaliação e de 10,6 mm d⁻¹ em um segundo ano, e atribuíram esta variação ao desenvolvimento das macrófitas, com o aumento do número de plantas.

5.5 INCORPORAÇÃO DA BIOMASSA DA MACRÓFITA EM BLOCOS DE CONCRETO

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 (MELLO, 2015). Foram incorporados 0,9% da fibra seca aos blocos de concreto.

Na Tabela 20 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 na flexão para os corpos de prova de concreto contendo as fibras vegetais.

Tabela 20 - 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)	Deformação (mm)
Referência	6	40052,71	25,03	3025,88	7,10	0,31
Vertical	6	59597,07	37,24	3086,13	7,23	0,42
Horizontal	5	45521,28	26,57	3193,23	7,48	0,25

Fonte: Autoria própria (2018).

Na NBR 6136 (ABNT 2007) é estabelecido limite máximo permitido para a absorção de água menor ou igual a 10% para blocos estruturais de concreto, o que foi observado nos ensaios realizados neste trabalho.

Para realização dos ensaios de incorporação foram incorporados 0,9% da fibra seca da macrófita ao concreto. Após 28 dias do tempo de cura do material, foi obtida absorção de água de 6% para os corpos de prova de referência e do sistema vertical e de 5% para o corpo de prova do sistema horizontal.

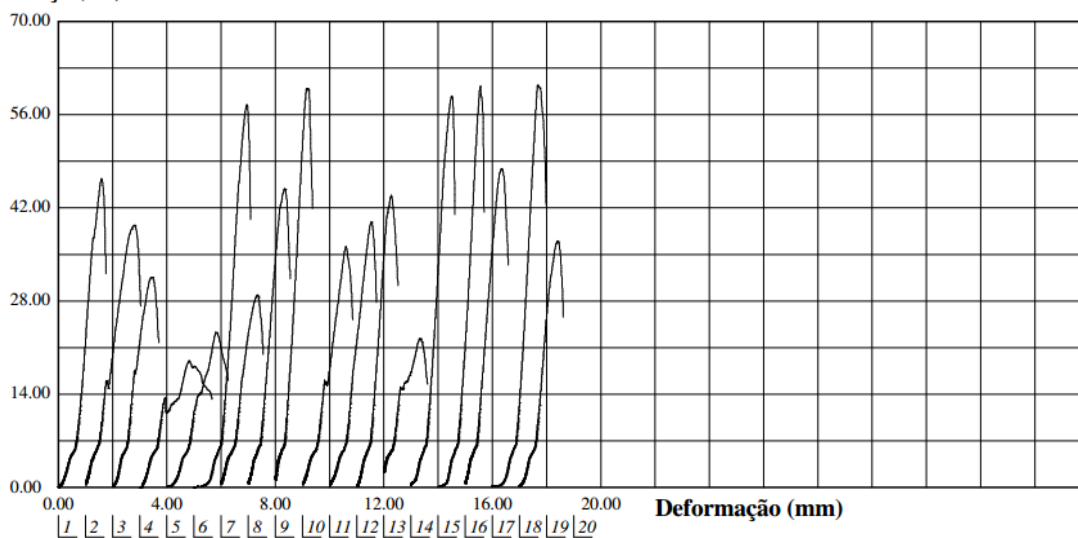
Lima et al. (2015) e Page et al. (2017) notaram aumento da absorção de água em função do aumento do incremento de biomassa seca incorporada no

concreto, com valores entre 24% e 25% para incorporação de 5% e de 26% a 28% para incorporação de 10%. Estes autores justificaram a maior absorção de água, provavelmente, à formação de vazios gerados quando da eliminação da matéria orgânica durante a secagem dos corpos de prova.

A partir dos ensaios de compressão e flexão, foi possível verificar a deformação da tensão (MPa) e a força (N) aplicada nos corpos de prova, conforme pode ser observado na Figura 23.

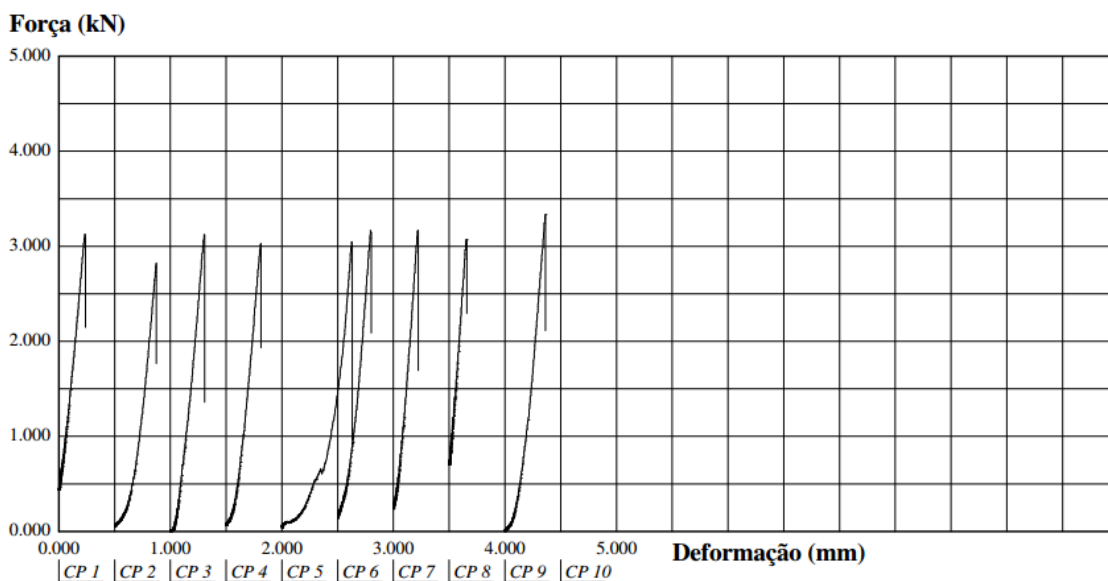
Figura 23 - Deformação com momento de colapso (ruptura) dos corpos de prova: (a) Ensaio de Compressão; (b) Ensaio de Flexão.

Força (kN)



Observação: 3 REF / 3 VERT / 3 HORIZ / 3 REF / 3 VERT / 3 HORIZ

(a)



Observação: 3 REF / 3 VERT / 3 HORIZ

(b)

Legenda: Ref: referência (1, 2, 3); Vert: vertical (4, 5, 6); Horiz: Horizontal (7, 8, 9); CP: Corpos de prova.

Foi observado colapso instantâneo no corpo de prova sem adição de fibras nos ensaios de compressão (Figura 23 a) e de flexão (Figura 23 b), que segundo Izquierdo (2011) é produto da menor 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 apresentaram rachaduras, mas levaram mais tempo para quebra total.

Mello (2015) observou 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. A autora avaliou a incorporação de 2%, 4% e 6% da fibra seca da macrófita em blocos de concreto.

Através dos resultados obtidos com a incorporação, as fibras das plantas podem ser utilizadas para melhorar as propriedades do material da construção civil, sendo assim um destino adequado para as plantas que morrem nos sistemas.

6 CONCLUSÃO

Com base nos resultados obtidos no monitoramento dos sistemas de *wetlands* construídos pode ser concluído que:

O afluente utilizado na alimentação dos sistemas de SWCs pode ser classificado como esgoto sanitário “fraco” para DQO e como “médio” para NT e $P-PO_4^{-3}$.

Na avaliação do desempenho das unidades componentes do sistema híbrido plantado e não plantado foi observada influência da macrófita aquática *Eichhornia crassipes*, que resultou em diferença significativa para os parâmetros NTK, N-Amon e $P-PO_4^{-3}$. A planta não teve influência na remoção dos parâmetros DQO, $N-NO_2^-$ e $N-NO_3^-$.

Os teores de nutrientes absorvidos pela macrófita aquática *Eichhornia crassipes* foram de 59,53 mgNTK g^{-1} e 44,39 mgPT g^{-1} no sistema vertical e de 49,53 mgNTK g^{-1} e 21,46 mgPT g^{-1} no sistema horizontal.

As melhores eficiências de remoção global no sistema híbrido plantado para os parâmetros DQO, $N-NO_2^-$, $N-NO_3^-$ e $P-PO_4^{-3}$ foram verificadas na Etapa II (TDH de 5 dias), com eficiências superiores a 89%, 80%, 52% e 95%, respectivamente. Para NTK e N-Amon foram observadas melhores eficiências de remoção de 73% e 90% na Etapa I para o sistema plantado.

Assim pode-se concluir que o sistema de *wetlands* construídos híbridos apresentaram resultados satisfatórios na remoção global de matéria carbonácea, nitrogenada e fosfatada dos esgotos sanitários.

Nos ensaios não foi verificada interferência da evapotranspiração ($< 1,72 \text{ mm d}^{-1}$) na remoção dos parâmetros analisados.

Na verificação da incorporação da fibra vegetal da macrófita nos blocos de concreto foi possível notar atendimento da NBR quanto à absorção de água para a massa seca incorporada ao concreto.

Foi possível concluir que a porcentagem de fibras usadas na confecção dos corpos de prova influenciou na força aplicada de resistência à compressão, ou seja, a força aplicada foi maior nos corpos de prova com a fibra (56 kN) e de referência (42 kN).

Como sugestões para trabalhos futuros, são recomendados:

- Testar mais variações de TDH e carga aplicada para verificação da eficiência de remoção de matéria carbonácea, nitrogenada e fosfatada de esgotos sanitários;
- Realizar análises de NTK e Fósforo na planta ao fazer o plantio, nas variações de TDH ao final do experimento;
- Realizar podas das mudas para estimular a produção da biomassa e a assimilação de nutrientes das macrófitas e;
- Avaliar a capacidade de adsorção de nitrogênio e fósforo no material filtrante para auxiliar no balanço de massa.

REFERÊNCIAS

ABOU-ELELA, S. I.; GOLINELLI, G.; EL-TABL, A. S.; HELLAL, M. S. Treatment of municipal wastewater using horizontal flow constructed wetlands in Egypt. **Water Science and Technology**, v. 69, p. 38-47, 2014.

ARIAS, C. A.; DEL BUBBA, M.; BRIX, H. Phosphorus removal by sands for use as media in subsurface flow constructed reed beds. **Water Research**, v. 35, p. 1159–1168, 2001.

ALMEIDA, R., A.; UCKER, F., E. Considerando a evapotranspiração no cálculo de eficiência de estações de tratamento de esgoto com plantas. **Engenharia Ambiental - Espírito Santo do Pinhal**, v. 8, p. 039 -045, out./dez. 2011.

ÁVILA, C.; GARFÍ, M.; GARCÍA, J. Three-stage hybrid constructed wetland system for wastewater treatment and reuse in warm climate regions. **Ecological Engineering**, v. 61, p. 43-49, 2013.

ÁVILA, C.; SALAS, J. J.; MARTÍN, I.; ARAGÓN, C.; GARCÍA, J. Integrated treatment of combined sewer wastewater and stormwater in a hybrid constructed wetland system in southern Spain and its further reuse. **Ecological Engineering**, v. 50, p. 13-20, 2013.

ÁVILA, C.; BAYONA, J. M.; MARTÍN, I.; SALAS, J. J.; GARCÍA, J. Emerging organic contaminant removal in a full-scale hybrid constructed wetland system for wastewater treatment and reuse. **Ecological Engineering**, v. 80, p. 108-116, 2015.

AYAZ, S.C.; AKTAS, Ö.; AKÇA, L.; FINDIK, N. Effluent quality and reuse potential of domestic wastewater treated in a pilot-scale hybrid constructed wetland system. **Journal Environmental Management**, v. 156, p. 115–120, 2015.

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

_____. **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.

BARCO, A.; BORIN, M. Treatment performance and macrophytes growth in a restored hybrid constructed wetland for municipal wastewater treatment. **Ecological Engineering**, v. 107, p. 160-171, 2017.

BARRETO, A. B.; VASCONCELLOS, G. R.; VON SPERLING, M.; KUSCHK, P.; KAPPELMEYER, U.; VASEL, J. L. Field application of a planted fixed bed reactor (PFR) for support media and rhizosphere investigation using undisturbed samples from full-scale constructed wetlands. **Water Science Technology**, v. 72, p. 553-560, 2015.

BRASIL. **Conselho Nacional de Meio Ambiente** – Condições e padrões de lançamento de efluentes. CONAMA 430/ 2011.

BRASIL, M. S.; MATOS, A. T. Avaliação de aspectos hidráulicos e hidrológicos de sistemas alagados construídos de escoamento subsuperficial. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 13, p. 323-328, 2008.

BRIX, H. Do Macrophytes Play a Role in Constructed Treatment Wetlands? **Water. Science & Technology**, v. 35, p.11-17, 1997.

BRIX, H.; ARIAS, C. A. The use of vertical flow constructed wetlands for on-site treatment of domestic wastewater: New Danish guidelines. **Ecological Engineering**, v. 25, p. 491-500, 2005.

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 Schlttdl. para tratamento de águas urbanas poluídas. **Revista Brasileira de Biociências**, v. 9, p. 86-95, 2011.

CALHEIROS, C. S. C.; BESSA, V. S.; MESQUITA, R. B. R.; BRIX, H.; RANGEL, A. O. S. S.; CASTRO, P. 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, M. L.; BASTOS, R. K. X.; MAGALHÃES, T. B.; CAPELETE, B. C.; DIAS, E. H. O. Tratamento de esgotos sanitários em sistemas reatores UASB/wetlands construídas de fluxo horizontal: eficiência e estabilidade de

remoção de matéria orgânica, sólidos, nutrientes e coliformes. **Engenharia Sanitária Ambiental**, v.14, n.3, p. 421-430, 2009.

CAMPOS, J. M., FILHO, J. T. Retenção de nutrientes de esgoto doméstico por macrófita tradicional e ornamental em “wetlands” construídos. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO SOBRE APLICAÇÃO DE WETLANDS CONSTRUÍDOS NO TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS. 1, 2013, Florianópolis. **Anais**. Florianópolis, GESAD, 2013, p.49- 53.

CELIS, G. S. **Participação da macrófita typha domingensis na remoção de nutrientes de esgoto sanitário em wetlands construídos**. Dissertação de mestrado. UFSC. Florianópolis 2015.

CHANG, J. J.; WU, S. Q.; DAI, Y R.; LIANG, W.; WU, Z. B. Treatment performance of integrated vertical-flow constructed wetland plots for domestic wastewater. **Ecological Engineering**, v. 44, p. 152-159, 2012.

CHEN, Z. J.; TIAN, Y. H.; ZHANG, Y.; SONG, B. R.; LI, H. C.; CHEN, Z. H. Effects of root organic exudates on rhizosphere microbes and nutrient removal in the constructed wetlands. **Ecological Engineering**, v. 92, p. 243–250, 2016.

COOPER, P.; GRIFFIN, P.; HUMPHRIES, S.; POUND, A. Design of a hybrid reed bed system to achieve complete nitrification and denitrification of domestic sewage. **Water Science & Technology**, v. 40, p. 283-289. 1999.

COSTA, J.F.; MARTINS, W.L.P.; SEIDL, M.; VON SPERLING, M. Role of vegetation (*Typha latifolia*) on nutrient removal in a horizontal subsurface-flow constructed wetland treating UASB reactor e trickling filter effluent. **Water Science & Technology**, v. 71, p. 1004-1010, 2015.

CUONG, N. X.; Nguyen, d. d.; Loan, N. T.; Chang, S. W. Potential of integrated vertical and horizontal flow constructed wetland with native plants for sewage treatment under different hydraulic loading rates. **Water Science & Technology**, p. 1-9,2017

De LIMA, M. X. **Performance de diferentes substratos em sistemas de wetlands construídos no tratamento de efluente sintético em condições subtropicais**. Dissertação de Mestrado. UTFPR, Curitiba. 2018.

DILLALO, R.; ALBERTSON, O. E. Volatile acids by direct titration. **Journal of Water Pollution Control Federation**, v. 33, p. 356-365. 1961.

DORNELAS, F.L., MACHADO, M.B., VON SPERLING, M. Performance evaluation of planted and unplanted subsurface-flow constructed wetlands for the post-treatment of UASB reactor effluents. **Water Science & Technology**, v. 60, p. 3025-303, 2009.

DU, X.; SHI, C.; MA, F. Influence of intermittent aeration and organic loading rate on lab-scale constructed wetland systems treating synthetic wastewater. **Desalination and Water Treatment**, v. 57, n. 21, p. 9651-9659. Jul. 2015.

EATON, A. D.; CLESCERI, L. S.; RICE, E. W.; GREENBERG, A. 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, 2012.

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

FOLADORI, P.; ORTIGARA, A. R. C.; RUABEN, J.; ANDREOTTOLA, G. Influence of high organic loads during the summer period on the performance of hybrid constructed wetlands (VSSF + HSSF) treating domestic wastewater in the Alps region. **Water Science e Technology**, v. 65, p. 890-897, 2012.

FOLADORI, P.; RUABEN, J.; ORTIGARA, A. R. C. Recirculation or artificial aeration in vertical flow constructed wetlands: A comparative study for treating high load wastewater. **Bioresource Technology**, v. 149, p. 398–405, 2013.

FONDER, N., HEADLEY, T. The taxonomy of treatment wetlands: A proposed classification and nomenclature system. **Ecological Engineering**, v. 51, p. 203 – 211, 2013.

GAGNON, V.; CHAZARENC, F.; KÕIV, M.; BRISSON, J. Effect of plant species on water quality at the outlet of a sludge treatment wetland. **Water Research**. v. 46, p. 5305 - 5315, 2012.

HEADLEY, R.T.; DAVISON, L.; HUETT, O.D.; MULLER, R. Evapotranspiration from subsurface horizontal flow wetlands planted with *Phragmites australis* in sub-tropical Australia. **Water Research**, v. 46, p. 345-354, 2012.

HENRY-SILVA, G. G.; CAMARGO, A. F. M. Composição química de macrófitas aquáticas flutuantes utilizadas no tratamento de efluentes de aqüicultura. **Planta Daninha**, v. 24, n. 1, p. 21-28, 2006.

HOFFMANN, H.; PLATZER, C. Technology review of constructed wetlands subsurface flow. Constructed wetlands for greywater and domestic wastewater treatment in developing countries. Agência de Cooperação Internacional Alemã (GTZ) p. 36, 2011.

IRGANG, B. E.; PEDRALLI, G.; WAECHETER, J. L. Macrófitas aquáticas da estação ecológica do Taim. **Roessléria**, v. 6, p. 395-404, 1994.

INSTITUTO PARANAENSE DE DESENVOLVIMENTO ECONÔMICO E SOCIAL (IPARDES). Disponível em <http://www.ipardes.gov.br/perfil_municipal/MontaPerfil.php?codlocal=5&btOk=ok>. Acesso em 31 out 2016.

INSTITUTO AGRONÔMICO DO PARANÁ (IAPAR). Disponível em <<http://www.iapar.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=863>>. Acesso em 31 out 2016.

INTERNATIONAL WATER ASSOCIATION - IWA. Constructed Wetlands for Water Pollution Control: Processes, Performance, Design and Operation. **Scientific and Technical Report**, n. 8. London, England: IWA Publishing. p.157, 2006.

JU, X., WU, S., HUANG, X., ZHANG, Y., DONG, R. How the novel integration of electrolysis in tidal flow constructed wetlands intensifies nutrient removal and odor control. **Bioresource Technology**, v. 169, p.605-613, 2014.

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

KADLEC, R. H.; KNIGHT, R. L.; VYMAZAL, J.; BRIX, H.; COOPER, P.; HABERL, R. Constructed wetlands for pollution control: process, performance, design and operation – Scientific and Technical Report, London: IWA Publishing. 2000.

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

KAFER, S.C., MAGRI, M.E., ZAGUINI, J.G., PHILIPPI, L.S. **Application of high organic loading rate in sludge treatment wetlands as an option for developing countries with tropical as sub-tropical climate.** In: 3rd International Faecal Sludge Management Conference-FSM3, Hanoi/Vietnam, 2015.

KEFFALA, C.; GHRABI, A. Nitrogen and Bacterial Removal in Constructed Wetlands Treating Domestic Waste Water. **Desalination**, v. 185. p. 383-389, 2005.

KEIZER-VLEK, H. E; VERDONSCHOT, P. F. M.; VERDONSCHOT, R. C. M.; DEKKERS, D. The contribution of plant uptake to nutrient removal by floating treatment wetlands. **Ecological Engineering**, v 73, p. 684–690, Nov 2014.

KRAMER, T. A.; LIU, J. Enumeration of Coliform Bacteria in Wastewater Solids Using Defined Substrate Technology. **Water Environment Research**, v. 74, n. 6, p.526-530, 2002.

LIBÂNIO, M. **Fundamentos de qualidade e tratamento de água.** Campinas, SP: Editora Átomo, 2005.

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.). **Environmental Science Pollution Research**, v. 17, n. 1, p. 84-96, 2010.

MACHADO, A. L.; BERETTA, M.; FRAGOSO, R.; DUARTE, E. Overview of the state of the art of constructed wetlands for decentralized wastewater management in Brazil. **Journal of Environmental Management**, v. 187, p. 1-11, 2017.

METCALF, L; EDDY, H. **Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse.** 5. ed. Estados Unidos, MCGraw-Hill. 2005.

MEDEIROS, P. A. Celda para Medición de la Evaporación Real en Suelo Desnudo no Saturado. **RBRH – Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 9, p. 19-29, 2004.

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.

MELLO, D. **AVALIAÇÃO DO USO DE SISTEMAS DE WETLANDS CONSTRUÍDAS NO TRATAMENTO DE ESGOTOS SANITÁRIOS**. Dissertação de Mestrado. UTFPR, Curitiba. 2015.

MELLO, D.; CARVALHO, K. Q.; PASSIG, F. H.; FREIRE, F. B.; BORGES, A. C.; LIMA, M. X.; MARCELINO, G. R.. Nutrient and organic matter removal from low strength sewage treated with constructed wetlands. **Environmental Technology**, v. 39, p. 1-20, 2017.

MIETTO, A.; POLITEO, M.; BRESCHIGLIARO, S.; BORIN, M. Temperature influence on nitrogen removal in a hybrid constructed wetland system in Northern Italy. **Ecological Engineering**, v. 75, p. 291–302, 2015.

MINISTÉRIO DAS CIDADES - SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO (SNIS). **Diagnóstico anual de água e esgoto** Disponível em: <<http://www.snis.gov.br/>>. Acesso em: 20 mai. 2017.

OZENGİN, N.; ELMACI, A.; YONAR, T. Application of artificial neural network in horizontal subsurface flow constructed wetland for nutrient removal prediction. **Applied Ecology and Environmental Research**, v. 14, p. 305-324, 2016.

PAGE, J.; KHADRAOU, F.; BUTOUIL, M.; GOMINA, M. Multi-physical properties of a structural concrete incorporating short flax fibers. **Construction and Building Materials**, v. 140, p. 344-353, 2017.

PALMA-SILVA, C.; ALBERTONI, E. F.; TRINDADE, C. R. T.; FURLANETTO, L. M. A.; COSTA, M. C. Uso de *Eichhornia crassipes* (mart.) solms para fitorremediação de ambientes eutrofizados subtropicais no sul do Brasil. **Perspectiva**, Erechim. v. 36, p.73-81, 2012.

PAPAEVANGELOU, V.; GIKAS, G. D.; TSIHRINTZIS, V. A. Effect of operational and design parameters on performance of pilot-scale vertical flow constructed wetlands treating university campus wastewater. **Water Resources Management**, v. 30, n. 15, p. 5875-5899, 2016.

PELLISSARI, C. **Tratamento de efluente proveniente da bovinocultura de leite empregando wetlands construídos de escoamento superficial**. Dissertação de Mestrado, UFSM, Santa Maria, 2013.

PIO, M. C. S.; ANTONY, L. P.; SANTANA, G. P. Wetlands construídas (terras alagada): conceitos, tipos e perspectiva para remoção de metais potencialmente tóxicos de água contaminada: Uma revisão. **Scientia Amazonia**, v. 2, p. 28-40, 2013.

ROSSMANN, M.; MATOS, A.T.; ABREU, E.C.; SILVA, F.F.; BORGES, A.C. Effect of influent aeration on removal of organic matter from coffee processing wastewater in constructed wetlands. **Journal of Environmental Management**, v. 128, p. 912-919, 2013.

SAEED, T.; SUN, G. A review on nitrogen and organics removal mechanisms in subsurface flow constructed wetlands: Dependency on environmental parameters, operating conditions and supporting media. **Journal of Environmental Management**, v. 112, p. 429-448, 2012.

SALATI, E.; SALATI FILHO, E.; SALATI, E. **Utilização de sistemas de wetlands construídas para tratamento de águas**. Disponível em <<http://arquivos.ambiente.sp.gov.br/pactodasaguas/2011/12/sistema-wetlands.pdf>>. Acesso em 12 dez 2016.

SEZERINO, P. H.; BENTO, A. P.; DECEZARO, S. T.; MAGRI, M. E.; PHILIPPI, L. S. Experiências brasileiras com *wetlands* construídos aplicados ao tratamento de águas residuárias: parâmetros de projeto para sistemas horizontais. **Engenharia Sanitária Ambiental**, v. 20, p. 151-158, 2015.

SHINGARE, R. P.; NANEKAR, S., V.; THAWALE, P., R.; KARTHIK, R., JUWARKAR, A., A. Comparative study on removal of enteric pathogens from domestic wastewater using *Typha latifolia* and *Cyperus rotundus* along with different substrates. **International Journal of Phytoremediation**, v. 19, p. 899-908, 2017.

SILVA, Selma. C., **“Wetlands contruídos” de fluxo vertical com meio de suporte de solo natural modificado no tratamento de esgotos domésticos**. 2007.231f. Tese (Doutorado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) – Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, 2007.

SUN, H.; HU, Z.; ZHANG, J.; WU, W.; LIANG, S.; LU, S., LIU, H. Determination of hydraulic flow patterns in constructed wetlands using hydrogen and oxygen isotopes. **Journal of Molecular Liquids**, v. 223, p. 775–780, 2016.

SUNTTI, C.; TREIN, C.M.; RIBEIRO, E.F.; SCARATTI, D., SEZERINO, P.H. Sistemas híbridos de filtros plantados – fluxo vertical seguido de fluxo horizontal para pós-tratamento de esgoto doméstico de um centro de treinamento. I Simpósio Brasileiro de wetlands construídos. Florianópolis, SC, maio de 2013.

TANAKA, N.; JINADASA, K. B. S. N.; NG, WUN JERN. **Wetlands for Tropical Applications: Wastewater Treatment by Constructed Wetlands**, p. 47-68, 2011.

TANNER, C.C.; CRAGGS, R.J.; SUKIAS, J.P.S.; PARK, J.B.K. Comparison of maturation ponds and constructed wetlands as the final stage of an advanced pond system. **Water Science & Technology**, v. 51, p. 307-314, 2005.

TANNER, C. C.; SUKIAS, J. P. S.; HEADLEY, T. R.; YATES, C. R.; STOTT, R. Constructed wetlands and denitrifying bioreactors for on-site and decentralized wastewater treatment: Comparison of five alternative configurations. **Ecological Engineering**, v. 42, p. 112–123, 2012.

TREIN, C.N., PELISSARI, C., HOFFMANN, H., PLATZER, C.J., SEZERINO, P.H. Tratamento descentralizado de esgotos de empreendimentos comercial e residência empregando a ecotecnologia dos *wetlands* construídos. **Ambiente Construído**, v. 15, p. 351-367, 2015.

TUNÇSIPER, B. Nitrogen removal in a combined vertical and horizontal subsurface-flow constructed wetland system. **Desalination**, v. 247, p. 466 - 475, 2009.

VAN DER MOORTEL, A. M. K.; ROUSSEAU, D. P. L.; TACK, F. M. G.; PAUW, N. D. A comparative study of surface and subsurface flow constructed wetlands for treatment of combined sewer overflows: a greenhouse experiment. **Ecological Engineering**, v. 35, p 175-182, 2009.

VON SPERLING, M.; DORNELAS, F.L.; ASSUNÇÃO, F.A.L.; DE PAOLI, A.C.; MABUB, M.O.A. Comparison between polishing (maturation) ponds and subsurface flow constructed wetlands (planted and unplanted) for the post-treatment of the effluent from UASB reactors. **Water Science & Technology**, v. 61, p.1201-1209, 2010.

VON SPERLING, M. Comparison of simple, small, full-scale sewage treatment systems in Brazil: UASB–maturation ponds–coarse filter; UASB–horizontal

subsurface-flow wetland; vertical-flow wetland (first stage of French system). **Water Science & Technology**, v. 71, p. 329 - 337, 2015.

VYMAZAL, J. *Constructed wetlands for wastewater treatment in Europe*, Backhuys Publisher, Leiden, 1998.

VYMAZAL, J. The use of sub-surface constructed wetlands for wastewater treatment in the Czech Republic: 10 years experience. **Ecological Engineering**, v.18, p. 633 - 646, 2002.

VYMAZAL, J. Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment. **Ecological Engineering**, v. 25, p.478–490, 2005.

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

VYMAZAL, J.; KROPFLOVÁ, L. **Wastewater treatment in constructed wetlands with horizontal sub-surface flow**. República Tcheca: Springer, 2008.

VYMAZAL, J. The use constructed wetlands with horizontal sub-surface flow for various types of wastewater. **Ecological Engineering**, v. 35, p 1-17, 2009.

VYMAZAL, J. *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment*. **Water**, v. 2, p. 530-549, 2010.

VYMAZAL, J. Long-term performance of constructed wetlands with horizontal sub-surface flow: Ten case studies from the Czech Republic. **Ecological Engineering**, v. 37, p. 54-63, 2011.

VYMAZAL, J.; ŠVEHLA, J. Iron and manganese in sediments of constructed wetlands with horizontal subsurface flow treating municipal sewage. **Ecological Engineering**, v. 50, p. 69-75, 2013.

WEBER, C. F.; PRADO, M. R.; VAN KAICK, T. S. **Dimensionamento de wetlands construídas em sistemas individuais de tratamento de esgoto sanitário**. 2º Simpósio Brasileiro sobre Wetlands Construídos. Curitiba, 2015.
WU, S.; KUSCHK, P.; BRIX, H.; VYMAZAL, J.; DONG, R. Development of constructed wetlands in performance intensifications for wastewater treatment:

A nitrogen and organic matter targeted review. **Water Research**, v. 57, p. 40 – 55, 2014.

YE, F.; LI, Y. Enhancement of nitrogen removal in towery hybrid constructed wetland to treat domestic wastewater for small rural communities. **Ecological Engineering**, v. 35, p.1043–1050, 2009.

ZHANG, D. Q.; TAN, S. K.; GERSBERG, R. M.; ZHU, J.; SADREDDINI, S.; LI, Y. Nutrient removal in tropical subsurface flow constructed wetlands under batch and continuous flow conditions. **Journal of Environmental Management**, v. 96, p. 1 - 6, 2012.

ZHAI, J.; RAHAMAN, H.; XING CHEN, X.; HAIWEN, XIAO,H.; H.; LIAO, K.; LI, X.; DUAN, C.; ZHANG, B.; TAO, G.; JOHN, Y.; VYMAZAL, J. New nitrogen removal pathways in a full-scale hybrid constructed wetland proposed from high-throughput sequencing and isotopic tracing results. **Ecological Engineering**, v. 97, p. 434–443, 2016.

APÊNDICE A

Tabela 20 – Valores da média aritmética, desvio padrão, máximo e mínimo e de coeficiente de variação obtidos nos monitoramentos dos sistemas Vertical-P e Vertical-NP nas amostras do afluente e efluente na Etapa I (TDH = 9 dias; n = 45, nDQO = 90).

PARÂMETROS	EFLUENTE														
	AFLUENTE					VERTICAL-NP					VERTICAL-P				
	X	DP	Min	Máx	CV	X	DP	Min	Máx	CV	X	DP	Min	Máx	CV
TL (°C)	21,93	1,63	18,40	23,90	7,42	21,46	1,97	17,30	23,80	9,20	21,65	1,76	18,10	23,90	8,13
pH	7,78	0,30	7,40	8,24	3,61	7,81	0,30	7,30	8,18	3,86	7,57	0,20	7,25	7,90	2,66
OD (mgO ₂ L ⁻¹)	3,22	0,48	2,54	3,96	15,04	3,36	0,28	3,07	3,85	8,28	3,15	0,24	2,72	3,28	7,71
E _H (mV)	403	91,39	215,00	529,00	23,68	424	48,02	331,00	479,00	11,34	417	57,13	310,00	492,00	13,71
AB (mgCaCO ₃ L ⁻¹)	140,34	46,29	81,10	217,41	33,00	151,11	60,05	77,32	253,09	40,00	170,25	46,44	134,07	260,77	27,00
AV (mgHAc L ⁻¹)	15,03	8,43	5,51	34,24	56,00	14,70	9,81	3,24	32,40	67,00	16,17	11,00	6,53	40,66	68,00
Condutividade (µS cm ⁻¹)	425,63	108,46	318,90	595,90	25,48	413,06	118,53	327,90	607,70	28,70	413,13	121,12	295,10	608,50	29,32
Turbidez (UNT)	15,37	16,61	2,31	52,80	108,10	8,75	7,63	2,91	52,80	108,10	50,05	30,39	2,92	96,20	60,72
DQO (mg L ⁻¹)	87,83	36,69	33,70	133,34	41,78	17,80	15,84	7,16	54,14	88,98	12,92	11,85	3,04	40,09	91,71
NTK (mg L ⁻¹)	81,16	19,34	56,44	111,14	24,13	68,46	13,02	55,54	93,68	19,02	45,23	19,23	15,94	75,60	42,52
N-Amon (mg L ⁻¹)	64,83	11,81	48,84	86,84	18,21	47,19	14,19	14,10	60,75	30,07	31,13	19,22	5,84	62,25	61,76
N-NO ₂ ⁻ (mg L ⁻¹)	0,58	0,73	0,03	1,92	125,84	0,11	0,15	0,01	0,49	134,69	0,09	0,04	0,02	0,15	44,34
N-NO ₃ ⁻ (mg L ⁻¹)	0,062	0,05	0,03	0,20	93,60	0,03	0,01	0,03	0,05	15,77	0,03	0,01	0,03	0,05	16,63
P-PO ₄ ⁻³ (mg L ⁻¹)	2,58	2,83	0,19	7,53	109,69	1,62	1,82	0,08	4,27	112,21	0,39	0,37	0,08	0,93	93,61

Legenda: X – média aritmética; DP – desvio padrão; Máx – valor máximo; Min – valor mínimo; CV – coeficiente de variação (%); n – Número de amostras; T – Temperatura do Líquido; pH - Potencial Hidrogeniônico; E_H – Potencial Redox; AB - Alcalinidade a Bicarbonato; AV – Ácidos Voláteis; DQO - Demanda Química de Oxigênio (amostras brutas); N-NTK - Nitrogênio total Kjeldahl; N-Amon - Nitrogênio Amoniacal; N-NO₂⁻ – Nitrito; N-NO₃⁻ – Nitrito; P-PO₄⁻³ – Fósforo Total. Fonte: Autoria própria (2018).

Tabela 21 – Valores da média aritmética, desvio padrão, máximo e mínimo e de coeficiente de variação obtidos nos monitoramentos dos sistemas Vertical-P e Vertical-NP nas amostras do afluente e efluente na Etapa II (TDH = 5 dias; n = 45, nDQO = 90).

PARÂMETROS	AFLUENTE					EFLUENTE									
						VERTICAL-NP					VERTICAL-P				
	X	DP	Min	Máx	CV	X	DP	Min	Máx	CV	X	DP	Min	Máx	CV
TL (°C)	18,79	1,14	16,80	20,70	6,09	18,20	1,48	16,10	20,80	8,13	18,25	1,39	16,60	20,80	7,60
pH	7,78	0,27	7,26	8,15	3,53	7,84	0,21	7,40	8,10	2,64	7,80	0,25	7,44	8,07	3,18
OD (mgO ₂ L ⁻¹)	4,64	1,87	1,70	6,64	40,32	5,57	0,35	5,14	6,12	6,28	5,17	0,15	4,97	5,42	2,95
E _H (mV)	422	67,51	333,00	552,00	16,00	403	34,64	368,00	469,00	8,59	410	31,06	375,00	476,00	7,57
AB (mgCaCO ₃ L ⁻¹)	129,91	43,44	53,13	172,35	33,44	151,84	48,25	75,57	203,69	31,77	145,30	35,54	83,58	196,88	24,46
AV (mgHAc L ⁻¹)	18,54	5,83	8,32	28,2	3,46	15,66	3,69	11,72	22,95	23,55	16,13	4,88	10,75	24,68	30,25
Condutividade (µS cm ⁻¹)	545,45	51,86	497,60	631,90	9,51	543,99	48,62	491,80	615,50	8,94	522,59	32,46	474,20	575,40	6,21
Turbidez (UNT)	13,94	8,11	5,38	26,90	58,14	22,67	12,46	2,85	40,90	54,96	54,61	26,09	4,97	78,30	47,78
DQO (mg L ⁻¹)	116,54	56,61	42,73	221,91	47,72	30,99	24,27	10,00	73,62	78,31	20,81	9,93	10,00	36,25	47,72
NTK (mg L ⁻¹)	62,28	14,77	43,18	93,38	23,71	51,50	8,89	42,44	65,80	17,26	42,33	8,05	32,20	57,04	19,03
N-Amon (mg L ⁻¹)	51,28	10,65	41,28	69,76	20,76	41,27	6,28	36,96	51,86	15,21	34,22	11,75	18,58	52,70	34,35
N-NO ₂ ⁻ (mg L ⁻¹)	0,15	0,13	0,06	0,47	87,77	0,02	0,02	0,01	0,08	111,69	0,02	0,01	0,01	0,05	75,42
N-NO ₃ ⁻ (mg L ⁻¹)	2,22	1,42	0,04	4,32	63,86	0,59	0,64	0,04	2,01	108,66	0,46	0,32	0,04	1,10	69,17
P-PO ₄ ⁻³ (mg L ⁻¹)	13,00	3,01	10,20	18,30	23,14	11,32	2,27	8,50	16,00	20,05	7,43	3,00	5,23	13,90	40,32

Legenda: X – média aritmética; DP – desvio padrão; Máx – valor máximo; Min – valor mínimo; CV – coeficiente de variação (%); n – Número de amostras; T – Temperatura do Líquido; pH - Potencial Hidrogeniônico; E_H – Potencial Redox; AB - Alcalinidade a Bicarbonato; AV – Ácidos Voláteis; DQO - Demanda Química de Oxigênio (amostras brutas); N-NTK - Nitrogênio total Kjeldahl; N-Amon - Nitrogênio Amoniacal; N-NO₂⁻ – Nitrito; N-NO₃⁻ – Nitrato; P-PO₄⁻³ – Fósforo Total.

Fonte: Autoria própria (2018).

Tabela 22 – Valores da média aritmética, desvio padrão, mínimo e máximo das eficiências de remoção nos sistemas Vertical-P e Vertical-NP na Etapa I.

PARÂMETROS	EFICIÊNCIAS DE REMOÇÃO (%)									
	VERTICAL-NP					VERTICAL-P				
	X	DP	Min	Máx	CV	X	DP	Min	Máx	CV
DQO	78	14	59	92	17	84	12	60	85	14
NTK	13	9	1	30	68	42	25	12	74	63
N-Amon	24	25	5	83	105	51	25	10	91	50
N-NO₂⁻	60	26	14	93	44	50	35	0	92	70
N-NO₃⁻	20	23	2	75	121	22	22	2,43	75	102
P-PO₄⁻³	40	23	1	76	59	13	53	0	68	405

Legenda: X – Média aritmética; DP – Desvio padrão; Máx – Valor máximo; Min – Valor mínimo; CV – Coeficiente de variação (%), DQO - Demanda Química de Oxigênio (amostras brutas); N-NTK - Nitrogênio total Kjeldahl; N-Amon - Nitrogênio Amoniacal; N-NO₂⁻ – Nitrito; N-NO₃⁻ – Nitrato; P-PO₄⁻³ – Fósforo Total.

Fonte: Autoria própria (2018).

Tabela 23 – Valores da média aritmética, desvio padrão, mínimo e máximo das eficiências de remoção nos sistemas Vertical-P e Vertical-NP na Etapa II.

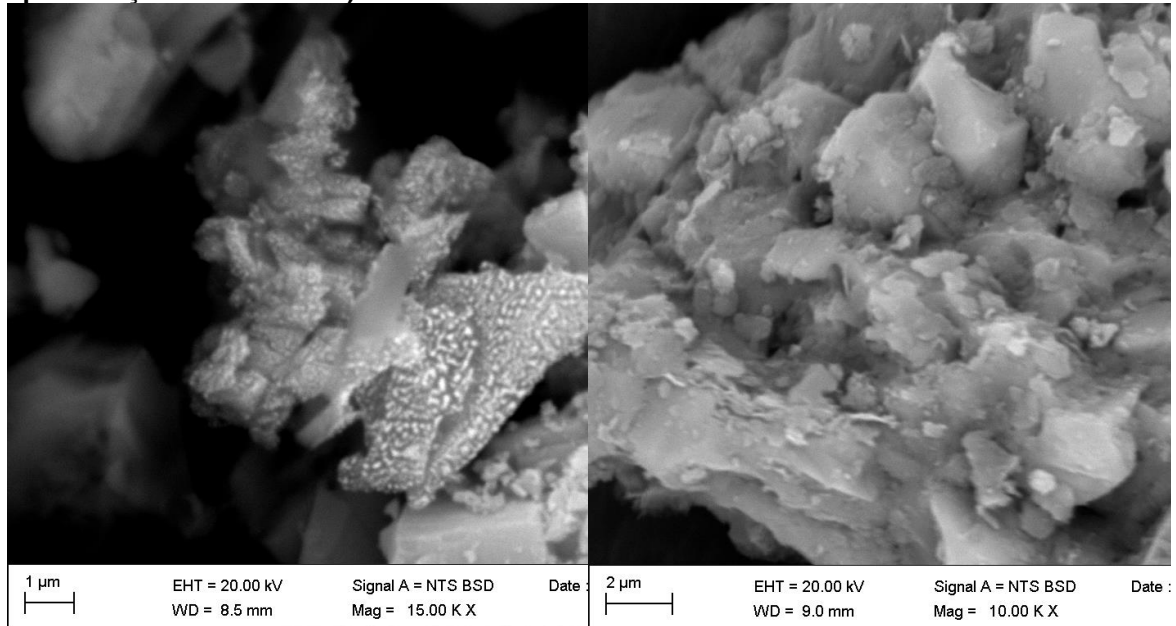
PARÂMETROS	EFICIÊNCIAS DE REMOÇÃO (%)									
	Vertical-NP					Vertical-P				
	X	DP	Min	Máx	CV	X	DP	Min	Máx	CV
DQO	77	16	46	99	21	79	11	56	92	14
NTK	18	9	1	29	53	31	11	18	53	38
N-Amon	19	7	10	33	39	34	16	16	55	46
N-NO₂⁻	81	25	20	98	31	80	16	50	97	20
N-NO₃⁻	65	29	6	95	45	68	27	11	93	40
P-PO₄⁻³	10	21	0	49	214	42	19	14	66	47

Legenda: X – Média aritmética; DP – Desvio padrão; Máx – Valor máximo; Min – Valor mínimo; CV – Coeficiente de variação (%); DQO - Demanda Química de Oxigênio (amostras brutas); N-NTK - Nitrogênio total Kjeldahl; N-Amon - Nitrogênio Amoniacal; N-NO₂⁻ – Nitrito; N-NO₃⁻ – Nitrato; P-PO₄⁻³ – Fósforo Total.

Fonte: Autoria própria (2018).

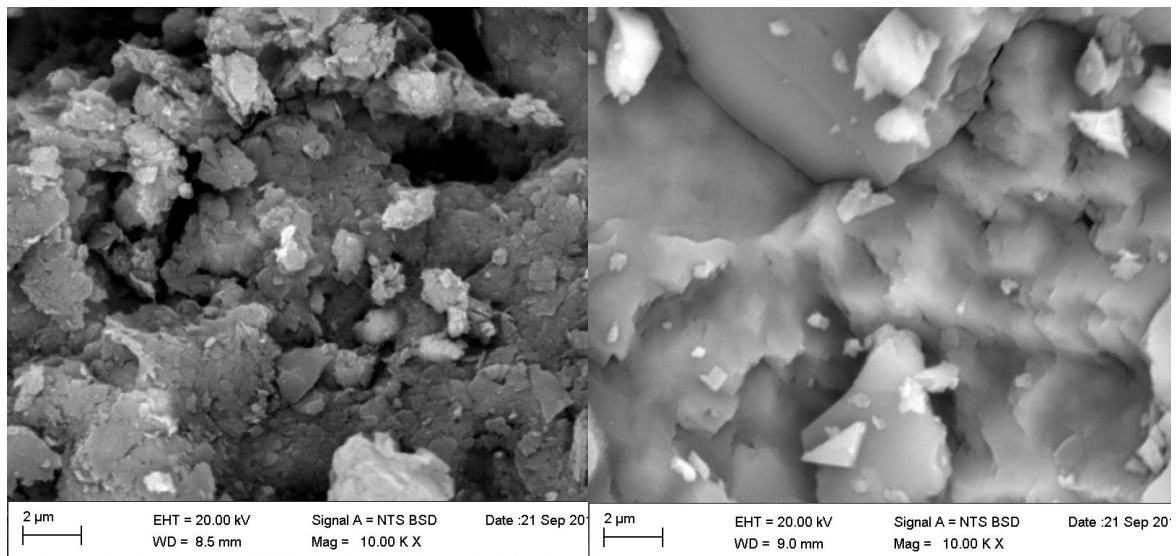
APÊNDICE B

Figura 24 - Fotomicrografias eletrônicas de varredura das amostras de areia e de brita dos sistemas: (a) areia não plantando vertical; (b) areia não plantado horizontal; (c) brita não plantado vertical; (d) brita não plantado horizontal; (e) areia plantado vertical; (f) areia plantando horizontal; (g) brita plantado vertical; (h) brita plantado horizontal (com aproximação de 10 e 15 kX).



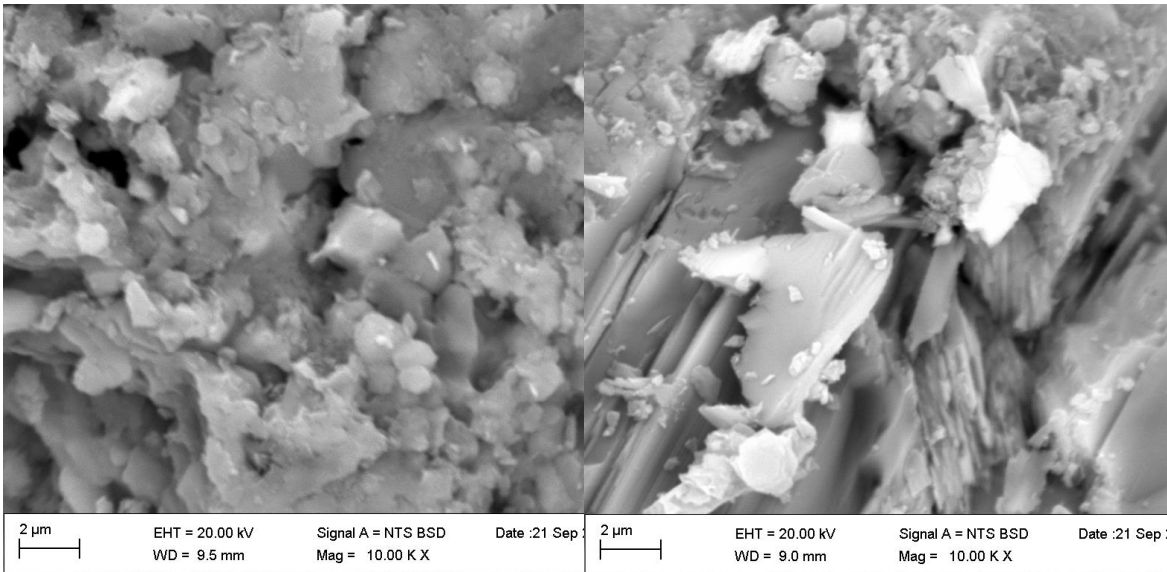
(a)

(b)



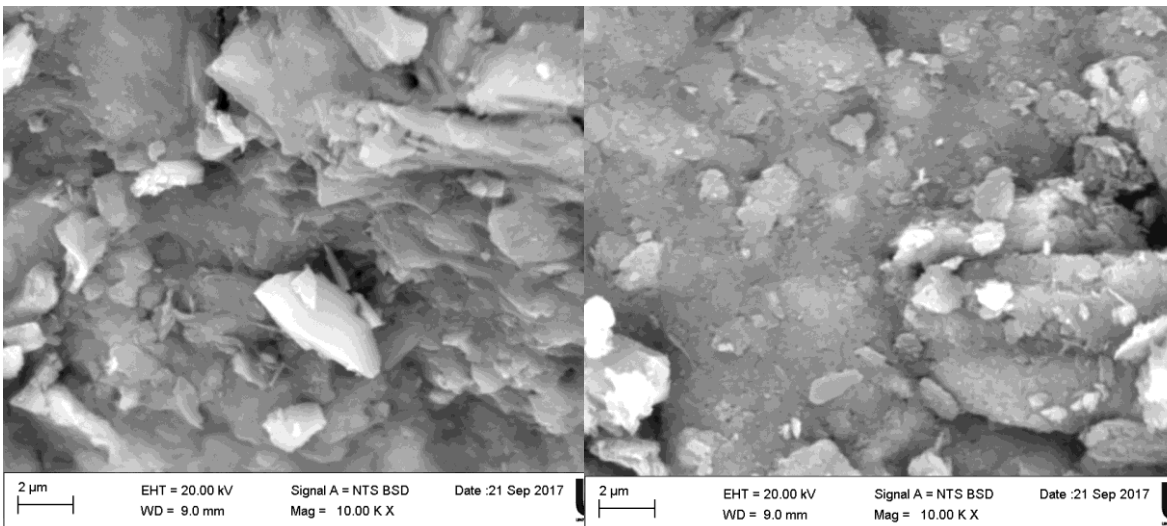
(c)

(d)



(e)

(f)



(g)

(h)