

UNIVERSIDADE FEDERAL DO ABC  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA E TECNOLOGIA AMBIENTAL

Aline Alves Sanchez

**DESEMPENHO DE SISTEMA PILOTO DE ALAGADOS CONSTRUÍDOS DE  
FLUXO SUBSUPERFICIAL HORIZONTAL NO TRATAMENTO SECUNDÁRIO DE  
EFLUENTE SANITÁRIO**

Santo André - SP

2017

Aline Alves Sanchez

**DESEMPENHO DE SISTEMA PILOTO DE ALAGADOS CONSTRUÍDOS DE  
FLUXO SUBSUPERFICIAL HORIZONTAL NO TRATAMENTO SECUNDÁRIO DE  
EFLUENTE SANITÁRIO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em  
Ciência e Tecnologia Ambiental da Universidade Federal  
do ABC, como requisito parcial à obtenção do título de  
Mestre em Ciência e Tecnologia Ambiental.

Orientadora: Prof<sup>ª</sup> Dr<sup>ª</sup> Roseli Frederigi Benassi

Coorientadora: Prof<sup>ª</sup> Dr<sup>ª</sup> Tatiane Araújo de Jesus

Santo André - SP

2017

Sistema de Bibliotecas da Universidade Federal do ABC  
Elaborada pelo Sistema de Geração de Ficha Catalográfica da UFABC  
com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

Sanchez, Aline Alves

Desempenho de sistema piloto de alagados construídos de fluxo subsuperficial horizontal no tratamento secundário de efluente sanitário / Aline Alves Sanchez. — 2017.

148 fls. : il.

Orientadora: Roseli Frederigi Benassi

Coorientadora: Tatiane Araújo de Jesus

Dissertação (Mestrado) — Universidade Federal do ABC, Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, Santo André, 2017.

1. Alagado construído. 2. Tratamento de efluente. 3. Macrófita aquática. 4. Matéria orgânica. I. Benassi, Roseli Frederigi. II. Jesus, Tatiane Araújo de. III. Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, 2017. IV. Título.

Este exemplar foi revisado e alterado em relação à versão original, de acordo com as observações levantadas pela banca no dia da defesa, sob responsabilidade única do autor e com a anuência de seu orientador.

Santo André, 07 de junho de 2017.

Assinatura do autor: \_\_\_\_\_

Handwritten signature in blue ink, appearing to read 'Raicete'.

Assinatura do orientador: \_\_\_\_\_


Handwritten signature in blue ink, appearing to read 'Josef'.



**MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO**  
**Fundação Universidade Federal do ABC**  
**Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental**  
Avenida dos Estados, 5001 – Bairro Santa Terezinha – Santo André – SP  
CEP 09210-580 · Fone: (11) 4996-0017  
pgcta@ufabc.edu.br

### FOLHA DE ASSINATURAS

Assinaturas dos membros da Banca Examinadora que avaliou e aprovou a Defesa de Dissertação de Mestrado da candidata Aline Alves Sanchez, realizada em 10 de março de 2017:

  
Prof.(a) Dr.(a) **Roseli Frederigi Benassi** (Universidade Federal do ABC) – Presidente

  
Prof.(a) Dr.(a) **Eduardo Lucas Subtil** (Universidade Federal do ABC) – Membro Titular

  
Prof.(a) Dr.(a) **Wanderley da Silva Paganini** (Universidade de São Paulo) – Membro Titular

Prof.(a) Dr.(a) **Rodrigo de Freitas Bueno** (Universidade Federal do ABC) – Membro Suplente

Prof.(a) Dr.(a) **Lúcia Helena Gomes Coelho** (Universidade Federal do ABC) – Membro Suplente

Aos meus pais que, com muito amor e carinho,  
não mediram esforços para que eu chegasse até essa tão  
sonhada etapa de minha vida.

## AGRADECIMENTOS

À minha orientadora, Prof<sup>ª</sup> Dr<sup>ª</sup> Roseli Frederigi Benassi, pelas oportunidades a mim concedidas, pela confiança, paciência e dedicação, não apenas nesses dois anos, mas ao longo dos últimos seis em que estivemos juntas; por todo o incentivo, apoio, e palavras de carinho que me acalmaram nas horas difíceis.

À minha coorientadora, Prof<sup>ª</sup> Dr<sup>ª</sup> Tatiane Araújo de Jesus, pelas valiosas contribuições e ensinamentos, por toda a disponibilidade, paciência, atenção e apoio, por acreditar em mim e, principalmente, pelas palavras carinhosas de incentivo e motivação nos momentos mais delicados.

Ao Prof. Dr. Eduardo Lucas Subtil pelo auxílio, ensinamentos, paciência e disponibilidade ao longo de todo o trabalho; e pelas valiosas contribuições na qualificação e versão final.

À Prof<sup>ª</sup> Dr<sup>ª</sup> Mércia Regina Domingues pelas valiosas contribuições, não apenas no exame de qualificação, mas ao longo de toda a pesquisa; e pelas palavras carinhosas de apoio e incentivo.

À Prof<sup>ª</sup> Dr<sup>ª</sup> Lúcia Helena Gomes Coelho por toda a disponibilidade, paciência e ensinamentos, sem os quais as análises de laboratório não seriam possíveis.

Ao Prof. Dr. Wanderley da Silva Paganini pelas valiosas contribuições na versão final do presente trabalho.

À Juliana Stopa, Anna Carolina Ferreira, Bruna Rocha, Bruna Moreira e Ellen Romano por todas as horas de dedicação às análises de laboratório, por abraçarem esta pesquisa junto comigo e, principalmente, pela amizade, companheirismo e ótimos momentos compartilhados que tornaram essa jornada mais leve.

Aos colegas do Laboratório de Análises Ambientais (LAA), em especial ao Filipe Bellato, Ana Julia da Silva, Valéria Victor e Karoline Cassimiro, por toda cooperação, ajuda e pela agradável convivência diária.

À Marina Victoretti e Tatiane Lopes por toda a paciência, pelos inúmeros auxílios, ensinamentos e pelas palavras de apoio e incentivo.

Ao Rodrigo Papai pela disponibilidade e auxílio com as análises de cromatografia de íons.

Às amigas Juliana Marin e Aline Lopes pela ajuda com os mapas, pelo apoio, incentivo e amizade.

Aos meus primos Guilherme e Gustavo Sanchez pela ajuda na montagem do experimento e por dividirem momentos especiais comigo.

À Fundação Nacional de Saúde, FUNASA, pelo apoio financeiro ao projeto maior do qual a presente pesquisa faz parte.

À Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo, SABESP, pela cooperação e pela oportunidade de desenvolver esse estudo dentro de uma de suas unidades.

À UFABC não apenas pela bolsa de mestrado, mas principalmente por todas as experiências e oportunidades que me proporcionou ao longo dos últimos oito anos.

Aos meus familiares, amigos e ao Érik pelo apoio, palavras carinhosas de incentivo e por compreenderem minhas ausências.

Aos meus pais, Adilson e Gisele Sanchez, por terem me ensinado desde cedo o valor dos estudos, pelo apoio e incentivo incondicional, por toda a compreensão nas minhas ausências, por acreditarem tanto em mim e no meu potencial, por nunca me deixarem desistir e por abdicarem de muitas coisas para lutarem junto comigo pelos meus sonhos.



## RESUMO

Os alagados construídos são sistemas desenvolvidos para reproduzir as características de áreas alagadas naturais sob condições controladas para tratamento descentralizado de águas residuárias. Assim, o presente trabalho teve por objetivo principal avaliar o desempenho de um sistema piloto de alagados construídos com fluxo subsuperficial horizontal cultivados com macrófitas aquáticas emergentes (*Typha* sp. e *Eleocharis* sp.) no tratamento secundário de efluente sanitário. O experimento foi conduzido na Estação de Tratamento de Esgotos de Arujá (SP), e consistiu de um tanque de alimentação e quatro tanques de tratamento. Tanque 1 (T1): sistema de tratamento com *Eleocharis* sp. (Junco); Tanque 2 (T2): sistema de tratamento com *Typha* sp. (Taboa); Tanque 3 (T3): sistema de tratamento combinado com *Typha* sp. e *Eleocharis* sp. e Tanque 4 (T4): sistema controle (sem plantas), composto apenas de brita, utilizada como material suporte. O tanque de alimentação foi abastecido com esgoto proveniente apenas do tratamento preliminar da ETE (grades e caixa de areia). Os sistemas foram operados em regime de fluxo contínuo com vazão de  $0,105 \text{ m}^3 \text{ dia}^{-1}$ , TDH de 4,8 dias e TAS de  $0,05 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$ . Após estabilidade, o sistema foi monitorado por 3 meses: coletas diárias (de segunda à sexta-feira) durante um mês e meio e semanais durante o restante do período, totalizando 33 coletas. Foram realizadas diversas análises físico-químicas no afluente, efluente em tratamento e efluente final, dentre as quais destacam-se:  $\text{DBO}_{5,20}$ , DQO, COD, SST, SSF e SSV, série N e fósforo total. Todos os quatro sistemas apresentaram eficiências médias de remoção de  $\text{DBO}_{5,20}$  (90 – 93%), DQO (86 – 90%), COD (51 – 58%), SST (98%), SSF (98%), SSV (98%), nitrogênio total (22 – 29%) e nitrogênio amoniacal (19 – 31%) estatisticamente iguais (ANOVA  $p > 0,05$ ). Com relação à eficiência de remoção de fósforo total (47 – 59 %), houve diferença estatística significativa (ANOVA  $p < 0,05$ ) apenas entre os tanques 2 (Taboa) e 4 (Controle), sendo a eficiência de remoção do tanque 2 superior à do tanque 4. Portanto, tanto os sistemas cultivados com macrófitas quanto o controle (sem plantas) apresentaram desempenhos semelhantes para a remoção de matéria orgânica, sólidos suspensos e nitrogênio. Com base nos resultados obtidos, observou-se o predomínio dos mecanismos de remoção físicos (filtração e sedimentação do material particulado) e microbiológicos (remoção da fração solúvel dos poluentes). Tendo em vista a similaridade de desempenho dos sistemas com e sem macrófitas aquáticas, concluiu-se que as mesmas apresentaram pouca ou nenhuma influência direta na remoção dos poluentes analisados.

**Palavras-chave:** *Eleocharis* sp.; macrófitas aquáticas; matéria orgânica; saneamento básico; sólidos suspensos; *Typha* sp.

## ABSTRACT

Constructed wetlands are artificial systems developed to reproduce the characteristics of natural wetlands under controlled conditions for decentralized wastewater treatment. Thus, this study aimed to evaluate the performance of a constructed wetland system with horizontal subsurface flow cultivated with emergent aquatic macrophytes (*Typha* spp. e *Eleocharis* spp.) in the wastewater secondary treatment. The experiment was conducted on a pilot scale installed at the wastewater treatment plant (WWTP) of Arujá (SP) and consisted of one supply reservoir and four treatment tanks. Tank 1 (T1): treatment system with *Eleocharis* spp. (Spikerushes); Tank 2 (T2): treatment system with *Typha* spp. (Cattails); Tank 3 (T3): treatment system with both species (*Typha* spp. and *Eleocharis* spp.) combined; Tank 4 (T4): control system (unplanted), consisting of only gravel used as supporting media. The supply reservoir was loaded with raw sewage from the preliminary treatment. The systems were operated in a continuous flow with a rate of  $0.105 \text{ m}^3 \text{ day}^{-1}$ , HRT of 4.8 days and hydraulic rate of  $0.05 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ . Once stabilized, the system was monitored for 3 months: on a daily basis (from Monday to Friday) for one month and a half, and on a weekly basis during the rest of the period, completing 33 collections. A variety of physical and chemical analysis were carried out in the influent, effluent during and after the treatment. The main analyses were BOD<sub>5,20</sub>, COD, DOC, TSS, FSS, VSS. All four systems presented average removal efficiencies statistically equivalents (ANOVA,  $p > 0,05$ ) for the variables: BOD<sub>5,20</sub> (90 – 93%), COD (86 – 90%), DOC (51 – 58%), TSS (98%), FSS (98%), VSS (98%), total nitrogen (22 – 29%) and ammonia nitrogen (19 – 31%). Regarding the removal efficiency of total phosphorus (47 – 59%), there was a significant statistical difference (ANOVA,  $p < 0,05$ ) only between tanks 2 (Cattails) and 4 (Control), where tank two presented a better performance. Therefore, both the planted and unplanted systems presented similar performance for the removal of organic matter, suspended solids and nitrogen. Based on the results obtained, it can be inferred that there is a predominance of physical (filtration and sedimentation of particulate matter) and microbiological (removal of dissolved fraction) removal mechanisms. Based on the similar performance of both the planted and unplanted systems, it was concluded that the aquatic macrophytes had little or no direct influence on the pollutants removal.

**Keywords:** *Eleocharis* spp.; aquatic macrophytes; organic matter; basic sanitation; suspended solids, *Typha* spp.

## LISTA DE FIGURAS

<b>Figura 1:</b> (A) Banhado do Taim (Estação Ecológica do Taim) localizado no Rio Grande do Sul (Brasil) e (B) área alagada do Parque Nacional do Everglades localizado na Flórida (Estados Unidos da América).....	30
<b>Figura 2:</b> Tipos de macrófitas aquáticas.....	33
<b>Figura 3:</b> Esquema do transporte de gás oxigênio da atmosfera para a rizosfera através das macrófitas aquáticas em um sistema de alagado construído com fluxo horizontal subsuperficial. ....	34
<b>Figura 4:</b> Representação gráfica de um alagado construído de fluxo superficial.....	39
<b>Figura 5:</b> Representação gráfica de um alagado construído de fluxo subsuperficial. ....	39
<b>Figura 6:</b> Representação gráfica de um alagado construído de fluxo subsuperficial horizontal. ....	40
<b>Figura 7:</b> Representação gráfica de um alagado construído de fluxo subsuperficial vertical. ....	40
<b>Figura 8:</b> Representação gráfica de um alagado construído híbrido. ....	41
<b>Figura 9:</b> Evolução do número de publicações sobre alagados construídos no período de 1985 a 2016. ....	51
<b>Figura 10:</b> Percentual de tipos de documentos publicados sobre alagados construídos no período de 1985 a 2016. ....	52
<b>Figura 11:</b> Número de publicações relacionadas a alagados construídos por país no período de 1985 a 2016. ....	53
<b>Figura 12:</b> Autores com maior número de publicações sobre alagados construídos no período de 1985 a 2016.....	53
<b>Figura 13:</b> Localização da ETE Arujá.....	59
<b>Figura 14:</b> Fluxograma do sistema de tratamento da ETE Arujá. ....	60
<b>Figura 15:</b> Vista aérea da ETE Arujá, SP, com destaque ao local onde foi instalado o experimento. ....	60
<b>Figura 16:</b> Vista superior (A), Corte longitudinal (B) e Corte Transversal (C) com suas respectivas cotas (m). ....	63
<b>Figura 17:</b> Fotografias da montagem do experimento (26/01/2016) com as indicações da região de entrada, saída, registro do meio do tanque e tubos para inserção da sonda.....	64
<b>Figura 18:</b> Fotografias da montagem do experimento (26/01/2016) com os detalhes do registro do meio do tanque, registro, tubos e conexões da saída. ....	65
<b>Figura 19:</b> Diagrama esquemático do experimento piloto. ....	66
<b>Figura 20:</b> Fotografias do dia 31/03/2016, 64º dia de operação, com detalhes dos componentes do experimento piloto: (A) Tanque pulmão e quadro com as quatro bombas peristálticas; (B) Tanque 1 (Junco); (C) Tanque 2 (Taboa); (D) Tanque 3 (Junco e Taboa); (E) Tanque 4 (Controle).....	66
<b>Figura 21:</b> Fotografias das macrófitas Taboa após cortadas (A) e prontas para serem plantadas (B) (28/01/2016). ....	67
<b>Figura 22:</b> Fotografia dos sistemas no 7º dia de operação (03/02/2016). ....	68

<b>Figura 23:</b> Fotografias de alguns indivíduos mortos nos Tanques 2 e 3 (03/02/2016). .....	69
<b>Figura 24:</b> Fotografia do sistema no 36° (03/03/2016) dia de operação após substituição das plantas mortas. ....	69
<b>Figura 25:</b> Fotografia do sistema instalado na ETE Arujá no 64° dia de operação (31/03/2016). Tanque 1: Junco; Tanque 2: Taboa; Tanque 3:Taboa e Junco e Tanque 4: controle. ....	70
<b>Figura 26:</b> Fotografia dos três sistemas plantados após a primeira poda no 128° dia de operação (03/06/2016). ....	71
<b>Figura 27:</b> Esquema com os pontos de coleta de amostras do afluente e efluente e de coleta de dados. ....	72
<b>Figura 28:</b> Representação do gráfico de <i>boxplot</i> . ....	79
<b>Figura 29:</b> Dados de temperatura média do ar (°C) e precipitação pluviométrica acumulada (mm) ao longo do período de monitoramento (96° ao 190° dia de operação). ....	84
<b>Figura 30:</b> Variação das concentrações de DBO <sub>5,20</sub> (mg O <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> ) do afluente (T0) e dos oito pontos de monitoramento (T1M, T1S, T2M, T2S, T3M, T3S, T4M e T4S) durante o período de estudo (96° ao 190° dia de operação). ....	90
<b>Figura 31:</b> Esgoto bruto antes e depois do despejo de resíduo de fosse séptica. ....	90
<b>Figura 32:</b> Variação temporal da DBO <sub>5,20</sub> (mg O <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> ) do afluente (T0) e dos oito pontos de monitoramento (T1M, T1S, T2M, T2S, T3M, T3S, T4M e T4S) durante o período de estudo (96° ao 190° dia de operação). ....	92
<b>Figura 33:</b> Variação das concentrações de DQO (mg O <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> ) do afluente (T0) e dos oito pontos de monitoramento (T1M, T1S, T2M, T2S, T3M, T3S, T4M e T4S) durante o período de estudo (96° ao 190° dia de operação). ....	93
<b>Figura 34:</b> Variação das concentrações de COD (mg L <sup>-1</sup> ) do afluente (T0) e dos oito pontos de monitoramento (T1M, T1S, T2M, T2S, T3M, T3S, T4M e T4S) durante o período de estudo (96° ao 190° dia de operação). ....	96
<b>Figura 35:</b> Filtros de 1,2 um após filtração das amostras do 121° dia de operação do sistema. Da esquerda para a direita: T0, T1M, T1S, T2M, T2S, T3M, T3S, T4M, T4S. ....	102
<b>Figura 36:</b> Variação das concentrações de SST (mg L <sup>-1</sup> ) do afluente (T0) e dos oito pontos de monitoramento (T1M, T1S, T2M, T2S, T3M, T3S, T4M e T4S) durante o período de estudo (96° ao 190° dia de operação). ....	102
<b>Figura 37:</b> Variação das concentrações de SSF (mg L <sup>-1</sup> ) do afluente (T0) e dos oito pontos de monitoramento (T1M, T1S, T2M, T2S, T3M, T3S, T4M e T4S) durante o período de estudo (96° ao 190° dia de operação). ....	104
<b>Figura 38:</b> Variação das concentrações de SSV (mg L <sup>-1</sup> ) do afluente (T0) e dos oito pontos de monitoramento (T1M, T1S, T2M, T2S, T3M, T3S, T4M e T4S) durante o período de estudo (96° ao 190° dia de operação). ....	106
<b>Figura 39:</b> Variação das concentrações de SDT (mg L <sup>-1</sup> ) do afluente (T0) e dos quatro pontos de efluente final (T1S, T2S, T3S, e T4S) durante o período de estudo (96° ao 190° dia de operação). ....	108
<b>Figura 40:</b> Variação da condutividade elétrica (µS cm <sup>-1</sup> ) do afluente (T0) e do efluente final dos quatro tanques (T1S, T2S, T3S e T4S) durante o período de monitoramento (96° ao 190° dia de operação). ....	110

<b>Figura 41:</b> Variação da cor aparente (uC) do afluente (T0) e dos oito pontos de monitoramento (T1M, T1S, T2M, T2S, T3M, T3S, T4M e T4S) durante o período de estudo (96° ao 190° dia de operação).....	111
<b>Figura 42:</b> Variação da turbidez (UNT) do afluente (T0) e dos oito pontos de monitoramento (T1M, T1S, T2M, T2S, T3M, T3S, T4M e T4S) durante o período de estudo (96° ao 190° dia de operação).....	114
<b>Figura 43:</b> Variação das concentrações de fósforo total ( $\text{mg L}^{-1}$ ) do afluente (T0) e dos oito pontos de monitoramento (T1M, T1S, T2M, T2S, T3M, T3S, T4M e T4S) durante o período de estudo (96° ao 190° dia de operação).....	117
<b>Figura 44:</b> Variação das concentrações de nitrogênio total dissolvido ( $\text{mg N L}^{-1}$ ) do afluente (T0) e dos oito pontos de monitoramento (T1M, T1S, T2M, T2S, T3M, T3S, T4M e T4S) durante o período de estudo (96° ao 190° dia de operação).....	119
<b>Figura 45:</b> Variação das concentrações de nitrogênio amoniacal dissolvido ( $\text{mg L}^{-1}$ ) do afluente (T0) e dos oito pontos de monitoramento (T1M, T1S, T2M, T2S, T3M, T3S, T4M e T4S) durante o período de estudo (96° ao 190° dia de operação).....	121
<b>Figura 46:</b> Cromatograma e respectivos resultados da cromatografia de íons da amostra T1M de 2 de maio de 2016 (96° dia de operação).....	122
<b>Figura 47:</b> Variação das concentrações de nitrato ( $\text{mg N L}^{-1}$ ) do afluente (T0) e dos oito pontos de monitoramento (T1M, T1S, T2M, T2S, T3M, T3S, T4M e T4S) durante o período de estudo (96° ao 190° dia de operação).....	123
<b>Figura 48:</b> Variação de pH do afluente (T0) e dos quatro pontos de efluente final (T1S, T2S, T3S e T4S) durante o período de monitoramento (96° ao 190° dia de operação). .....	128
<b>Figura 49:</b> Variação das concentrações de alcalinidade total ( $\text{mg CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$ ) do afluente (T0) e dos oito pontos de monitoramento (T1M, T1S, T2M, T2S, T3M, T3S, T4M e T4S) durante o período de estudo (96° ao 190° dia de operação).....	130

## LISTA DE TABELAS

<b>Tabela 1:</b> Possíveis transformações do nitrogênio em sistemas de alagados construídos.....	47
<b>Tabela 2:</b> Estudos sobre alagados construídos no Brasil e no mundo com seus respectivos dados de projeto e de eficiência de remoção de poluentes. ....	58
<b>Tabela 3:</b> Variáveis hidráulicas do sistema. ....	62
<b>Tabela 4:</b> Atividades desenvolvidas durante a montagem e início de operação do experimento. ....	67
<b>Tabela 5:</b> Percentual de indivíduos mortos em cada um dos três sistemas plantados. ....	68
<b>Tabela 6:</b> Atividades de monitoramento e amostragem. ....	71
<b>Tabela 7:</b> Variáveis físico-químicas monitoradas com o respectivo local e período de análise, métodos, equipamentos, números de replicatas, procedimentos de preservação e preparo de amostra caso necessário.....	75
<b>Tabela 8:</b> Dados de temperatura média do ar (°C) e umidade relativa do ar (%) na ETE Arujá durante o período de coleta ao longo de todo o monitoramento (96° ao 190° dia de operação). ....	84
<b>Tabela 9:</b> Vazão média, desvio padrão e TDH dos quatro tanques ao longo do período de monitoramento.....	85
<b>Tabela 10:</b> Caracterização do pH médio com o respectivo desvio padrão, máximo e mínimo de cada um dos sistemas (T1, T2, T3 e T4). ....	86
<b>Tabela 11:</b> Caracterização do OD ( $\text{mg L}^{-1}$ ) médio com o respectivo desvio padrão, máximo e mínimo de cada um dos sistemas (T1, T2, T3 e T4). ....	87
<b>Tabela 12:</b> Caracterização da condutividade elétrica ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ ) médio com o respectivo desvio padrão, máximo e mínimo de cada um dos sistemas (T1, T2, T3 e T4). ....	87
<b>Tabela 13:</b> Comparação dos valores das variáveis físico-químicas do afluente da ETE Arujá e da literatura. ....	88
<b>Tabela 14:</b> Limite inferior, superior, média e desvio padrão da concentração de $\text{DBO}_{5,20}$ ( $\text{mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ ) nos nove pontos amostrados (T0, T1M, T1S, T2M, T2S, T3M, T3S, T4M e T4S). ...	92
<b>Tabela 15:</b> Limite inferior, superior, média e desvio padrão da concentração de DQO ( $\text{mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ ) nos nove pontos amostrados (T0, T1M, T1S, T2M, T2S, T3M, T3S, T4M e T4S).....	94
<b>Tabela 16:</b> Relação de DQO/ $\text{DBO}_{5,20}$ do afluente (T0) e dos quatro efluentes (T1S, T2S, T3S e T4S) durante o período de monitoramento (96° ao 190° dia de operação).....	95
<b>Tabela 17:</b> Limite inferior, superior, média e desvio padrão da concentração de COD ( $\text{mg L}^{-1}$ ) nos nove pontos amostrados (T0, T1M, T1S, T2M, T2S, T3M, T3S, T4M e T4S). ....	97
<b>Tabela 18:</b> Eficiência de remoção média (%) dos parâmetros $\text{DBO}_{5,20}$ , DQO e COD dos quatro tanques durante o período de monitoramento.....	98
<b>Tabela 19:</b> Limite inferior, superior, média e desvio padrão da concentração de SST ( $\text{mg L}^{-1}$ ) nos nove pontos amostrados (T0, T1M, T1S, T2M, T2S, T3M, T3S, T4M e T4S). ....	103
<b>Tabela 20:</b> Limite inferior, superior, média e desvio padrão da concentração de SSF ( $\text{mg L}^{-1}$ ) nos nove pontos amostrados (T0, T1M, T1S, T2M, T2S, T3M, T3S, T4M e T4S). ....	105

<b>Tabela 21:</b> Limite inferior, superior, média e desvio padrão da concentração de SSV ( $\text{mg L}^{-1}$ ) nos nove pontos amostrados (T0, T1M, T1S, T2M, T2S, T3M, T3S, T4M e T4S). .....	107
<b>Tabela 22:</b> Percentual de sólidos suspensos fixos e voláteis no afluente (T0) e nos oito pontos de efluente (T1M, T1S, T2M, T2S, T3M, T3S, T4M e T4S) durante o período de monitoramento (96° ao 190° dia de operação).....	108
<b>Tabela 23:</b> Limite inferior, superior, média e desvio padrão da concentração de SDT ( $\text{mg L}^{-1}$ ) no afluente (T0) e nos efluentes (T1S, T2S, T3S e T4S). .....	109
<b>Tabela 24:</b> Limite inferior, superior, média e desvio padrão da concentração de condutividade elétrica ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ ) em cinco pontos amostrados (T0, T1S, T2S, T3S e T4S). .....	111
<b>Tabela 25:</b> Limite inferior, superior, média e desvio padrão da concentração de cor aparente (uC) nos nove pontos amostrados (T0, T1M, T1S, T2M, T2S, T3M, T3S, T4M e T4S). ....	113
<b>Tabela 26:</b> Limite inferior, superior, média e desvio padrão da concentração de turbidez (UNT) nos nove pontos amostrados (T0, T1M, T1S, T2M, T2S, T3M, T3S, T4M e T4S). .....	114
<b>Tabela 27:</b> Eficiência de remoção média (%) dos parâmetros SST, SSF e SSV dos quatro tanques durante o período de monitoramento.....	115
<b>Tabela 28:</b> Limite inferior, superior, média e desvio padrão da concentração de fósforo total ( $\text{mg L}^{-1}$ ) nos nove pontos amostrados (T0, T1M, T1S, T2M, T2S, T3M, T3S, T4M e T4S). .....	118
<b>Tabela 29:</b> Limite inferior, superior, média e desvio padrão da concentração de nitrogênio total dissolvido ( $\text{mg N L}^{-1}$ ) nos nove pontos amostrados (T0, T1M, T1S, T2M, T2S, T3M, T3S, T4M e T4S). .....	120
<b>Tabela 30:</b> Limite inferior, superior, média e desvio padrão da concentração de SSF ( $\text{mg L}^{-1}$ ) nos nove pontos amostrados (T0, T1M, T1S, T2M, T2S, T3M, T3S, T4M e T4S). .....	121
<b>Tabela 31:</b> Limite inferior, superior, média e desvio padrão da concentração de nitrato ( $\text{mg NL}^{-1}$ ) nos nove pontos amostrados (T0, T1M, T1S, T2M, T2S, T3M, T3S, T4M e T4S). .....	124
<b>Tabela 32:</b> Concentração média de nitrogênio orgânico ( $\text{mg N L}^{-1}$ ) nos nove pontos (T0, T1M, T1S, T2M, T2S, T3M, T3S, T4M e T4S) durante o período de monitoramento (96° ao 190° dia de operação).....	124
<b>Tabela 33:</b> Percentual das formas de nitrogênio no afluente (T0) e nos oito pontos de efluente (T1M, T1S, T2M, T2S, T3M, T3S, T4M e T4S) durante o período de monitoramento (96° ao 190° dia de operação). .....	125
<b>Tabela 34:</b> Eficiência de remoção média (%) dos parâmetros nitrogênio total, nitrogênio amoniacal e fósforo total dos quatro tanques durante o período de monitoramento. ....	125
<b>Tabela 35:</b> Limite inferior, superior, média e desvio padrão da concentração de pH nos nove pontos amostrados (T0, T1M, T1S, T2M, T2S, T3M, T3S, T4M e T4S).....	129
<b>Tabela 36:</b> Limite inferior, superior, média e desvio padrão da concentração de SSF ( $\text{mg L}^{-1}$ ) nos nove pontos amostrados (T0, T1M, T1S, T2M, T2S, T3M, T3S, T4M e T4S). .....	131
<b>Tabela 37:</b> Comparação das eficiências de remoção dos sistemas estudados (T1, T2, T3 e T4) com outras tecnologias de tratamento de esgoto. ....	134
<b>Tabela 38:</b> Teor dos macronutrientes ( $\text{dag kg}^{-1}$ PS), nitrogênio e fósforo total, e de carbono orgânico total e a relação N:P encontrada no tecido vegetal (aéreo e subterrâneo) das macrófitas aquáticas <i>Eleocharis sp.</i> e <i>Typha sp.</i> , respectivamente, dos tanques 1 e 2.....	135

**Tabela 39:** Teor dos macronutrientes ( $\text{dag kg}^{-1}$  PS), nitrogênio e fósforo total, de carbono orgânico total e a relação N:P encontrada no tecido vegetal (aéreo e subterrâneo) das macrófitas aquáticas *Eleocharis* sp. e *Typha* sp. do tanque3..... 135



## LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

AC	Alagados construídos
ANOVA	Análise de variância
DBO <sub>5,20</sub>	Demanda bioquímica de oxigênio
DQO	Demanda química de oxigênio
CE	Condutividade elétrica
CEMADEN	Centro Nacional de Monitoramento e Alertas de Desastres Naturais
CEPTEC	Centro de Previsão de Tempo e Estudos Climáticos
COD	Carbono orgânico dissolvido
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CW	<i>Constructed Wetland</i>
END	Esgoto não doméstico
ETE	Estação de tratamento de efluentes
EUA	Estados Unidos da América
FUNASA	Fundação Nacional de Saúde
LAA	Laboratório de análises ambientais
NT	Nitrogênio total
N-NH <sub>3</sub>	Nitrogênio amoniacal
OD	Oxigênio dissolvido
ONU	Organização das Nações Unidas
pH	Potencial hidrogeniônico
PS	Peso seco
PT	Fósforo total
SABESP	Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo
SDT	Sólidos dissolvidos totais
SNIS	Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento

SS	Sólidos em suspensão
SSF	Sólidos suspensos fixos
SST	Sólidos suspensos totais
SSV	Sólidos suspensos voláteis
TAS	Taxa de aplicação superficial
TDH	Tempo de detenção hidráulica
T0	Tanque de alimentação
T1	Sistema de tratamento com <i>Eleocharis</i> sp.
T2	Sistema de tratamento com <i>Typha</i> sp.
T3	Sistema de tratamento com <i>Eleocharis</i> e <i>Typha</i> sp.
T4	Sistema controle de tratamento
uC	Unidade de cor
UFABC	Universidade Federal do ABC
UNT	Unidade nefelométrica de turbidez
USEPA	<i>United States Environmental Protection Agency</i>
WWTP	<i>Wastewater treatment plant</i>

## SUMÁRIO

<b>1. INTRODUÇÃO</b> .....	21
<b>2. OBJETIVOS</b> .....	27
<b>2.1. Objetivo geral</b> .....	27
<b>2.2. Objetivos específicos</b> .....	27
<b>3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA</b> .....	29
<b>3.1. Alagados Naturais</b> .....	29
<b>3.2. Alagados construídos</b> .....	30
<b>3.2.1. Macrófitas aquáticas</b> .....	32
<b>3.2.2. Material suporte</b> .....	36
<b>3.2.3. Comunidade microbiológica</b> .....	38
<b>3.3. Tipos de alagados construídos</b> .....	38
<b>3.4. Mecanismos de remoção de poluentes</b> .....	41
<b>3.4.1. Sólidos suspensos totais</b> .....	41
<b>3.4.2. Matéria orgânica</b> .....	42
<b>3.4.3. Fósforo</b> .....	44
<b>3.4.4. Nitrogênio</b> .....	46
<b>3.5. Estudos sobre alagados construídos</b> .....	50
<b>4. MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	59
<b>4.1. Local do experimento</b> .....	59
<b>4.2. Dimensionamento do sistema piloto</b> .....	61
<b>4.3. Montagem do experimento piloto</b> .....	63
<b>4.4. Manutenção do sistema</b> .....	70
<b>4.5. Monitoramento e amostragem</b> .....	71
<b>4.6. Análises físicas e químicas do afluente e efluente do sistema piloto</b> .....	73
<b>4.7. Eficiência de remoção de poluentes</b> .....	77

<b>4.8. Variáveis meteorológicas</b> .....	77
<b>4.9. Coleta e análise química da biomassa</b> .....	77
<b>4.10. Análise dos resultados</b> .....	78
<b>5. RESULTADOS E DISCUSSÃO</b> .....	81
<b>5.1. Problemas encontrados</b> .....	81
<b>5.2. Variáveis climatológicas</b> .....	83
<b>5.3. Variáveis de operação</b> .....	85
<b>5.4. Caracterização das condições internas dos alagados construídos</b> .....	85
<b>5.5. Caracterização do afluente da ETE Arujá</b> .....	88
<b>5.6. Desempenho dos alagados construídos</b> .....	89
<i>5.6.1. Remoção de matéria orgânica</i> .....	89
<i>5.6.2. Remoção de sólidos suspensos</i> .....	101
<i>5.6.3. Remoção de nutrientes</i> .....	116
<b>5.7. Comparação do sistema piloto com outras tecnologias</b> .....	134
<b>5.8. Teor de nutrientes e COT no tecido vegetal das macrófitas</b> .....	135
<b>6. CONCLUSÕES</b> .....	139
<b>7. RECOMENDAÇÕES A FUTUROS TRABALHOS</b> .....	141
<b>8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b> .....	143



## 1. INTRODUÇÃO

A Resolução 64/292 da Organização das Nações Unidas (ONU) determina que o acesso à água limpa e potável, bem como ao saneamento, é um direito humano. Ressalta-se ainda que cabe aos Estados prover os recursos financeiros, a infraestrutura e a tecnologia necessária para permitir o acesso de toda a população à água em condições adequadas e ao saneamento (ONU, 2010).

No cenário brasileiro, tem-se a Lei Federal nº 11.445/2007 que estabelece as diretrizes nacionais para o saneamento básico. Segundo tal legislação, o saneamento básico consiste no “conjunto de serviços, infraestruturas e instalações operacionais de abastecimento de água potável, esgotamento sanitário, limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos e drenagem e manejo das águas pluviais urbanas”. Vale destacar que, embora um dos princípios fundamentais da prestação do serviço de saneamento básico seja a universalização, a realidade brasileira está distante do patamar de 100% da população com acesso a tais serviços (BRASIL, 2007).

Segundo o Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos de 2015, apresentado pelo Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS) em 2017, apenas 50,3% da população brasileira tem acesso à coleta de esgoto. No entanto, vale destacar que nem todo o esgoto coletado passa por tratamento adequado antes de ser lançado no corpo receptor (BRASIL, 2017).

De acordo com os dados do SNIS (BRASIL, 2017), somente 42,7% de todo o esgoto gerado em território nacional passa por tratamento antes de seu lançamento. O estudo destaca ainda a heterogeneidade na distribuição dos serviços. Enquanto a região Sudeste apresenta índice de atendimento de 77,2% para coleta de esgoto, a região norte apresenta um índice de 8,7%. A mesma disparidade regional é válida para o serviço de tratamento do esgoto gerado. A região centro-oeste possui o maior índice de atendimento, 50,2%, enquanto a região norte apresenta o menor nível de atendimento, 16,4% (BRASIL, 2017).

Diante desta realidade, é possível observar que, embora o Brasil esteja avançando em projetos e estudos na área de saneamento básico e ambiental, o déficit nos serviços de esgotamento sanitários ainda permanece elevado.

Sabe-se que o despejo de água residuária não tratada, ou ainda, sem o tratamento adequado, nos corpos hídricos pode acarretar danos não somente à saúde pública, como também ao meio ambiente. O esgoto não tratado é composto principalmente de sólidos suspensos,

matéria orgânica, patogênicos, nutrientes (nitrogênio e fósforo) e matéria inorgânica (SUN *et al.*, 2016). As principais classes de patogênicos encontrados no esgoto são as bactérias, protozoários e vírus que causam uma infinidade de doenças quando em contato com o ser humano (ASANO *et al.*, 2007). Conforme mencionado, além da questão de saúde pública, há também a questão ambiental, na qual o despejo do esgoto bruto causa a deterioração dos ecossistemas aquáticos, principalmente através do processo de eutrofização artificial dos corpos hídricos.

Diante da realidade da sociedade contemporânea de geração de esgoto em alta escala, em decorrência da expansão demográfica e conseqüente aumento no consumo de água, é essencial que se invista na ampliação da capacidade de tratamento das águas residuárias. É importante destacar que não há uma solução única e geral para todos os problemas de falta de tratamento de esgoto. Para cada situação específica deve-se levar em conta as condições econômicas, ambientais e sociais do local, para, assim, escolher qual a tecnologia mais adequada (MASSOUD, TARHINI e NASR, 2009).

As estações convencionais de tratamento de esgoto são classificadas como sistemas centralizados ou coletivos de esgotamento sanitário, ou seja, recebem águas residuárias coletadas e drenadas de grandes áreas urbanas e periurbanas através de extensa rede de tubulações e bombas (SUBTIL, SANCHEZ e CAVALHERO, 2016). Von Sperling (2014) destaca ainda que estes sistemas constituem uma solução de afastamento dos esgotos das áreas atendidas.

Embora tratem grandes volumes de esgoto, as estações convencionais de tratamento de esgoto exigem grande investimento de capital para construção, operação e manutenção. Aliado a este fato, tem-se ainda a limitação da capacidade instalada que não consegue absorver toda a demanda decorrente do aumento do volume de esgoto gerado.

Assim, atualmente, a descentralização do tratamento dos esgotos aparece como uma alternativa viável para comunidades pequenas e/ou isoladas sem rede de coletora de esgoto e com pouco recurso para investir em sistema convencional de tratamento de esgoto (MASSOUD, TARHINI e NASR, 2009; LIBRALATO, VOLPI GHIRARDINI e AVEZZÙ, 2012). O sistema descentralizado consiste na coleta, tratamento e descarte ou reuso da água residuária de unidades residenciais individuais ou agrupadas, pequenas comunidades ou unidades industriais, independente do sistema principal de coleta e tratamento de esgoto

(sistema centralizado) (ASANO *et al.*, 2007; MASSOUD, TARHINI, NASR e 2009; USEPA, 2012a; USEPA, 2012b).

Vale destacar que há ainda dois tipos de sistemas descentralizados, os locais e os coletivos. Nos sistemas locais, também conhecidos por individuais, o esgoto, proveniente de uma única propriedade ou residência, é coletado e tratado no próprio local de geração. Já os sistemas descentralizados coletivos atendem mais de uma propriedade ou residência, coletando a água residuária e conduzindo-a à unidade comum de tratamento localizada próxima às fontes geradoras (SUBTIL, SANCHEZ e CAVALHERO, 2016).

Os sistemas descentralizados possuem baixo custo de implantação e manutenção, são de simples operação, ou seja, não exigem mão de obra especializada e tratam o efluente a níveis seguros para a saúde pública e o meio ambiente. Dentre as tecnologias de tratamento descentralizado de esgotos, destacam-se os alagados construídos, ou como são mundialmente conhecidos “*constructed wetlands*”.

Os alagados construídos são sistemas artificiais desenvolvidos para utilizar processos naturais de áreas alagadas para melhorar a qualidade de águas residuárias. Esses sistemas, compostos por macrófitas aquáticas, material suporte ou solo e microrganismos, auxiliam na remoção de poluentes do efluente através de mecanismos físicos e biológicos (KIVAISI, 2001; VYMAZAL, 2007).

Os alagados construídos são considerados tecnologias de tratamento de água residuárias robustas, com baixa demanda energética e baixo custo de implantação e operação, se comparado com outras tecnologias. Outra vantagem relevante destes sistemas é a capacidade de absorver variações de vazão e composição do afluente (DAVIS, 1994; CALHEIROS *et al.*, 2015).

Esses sistemas reduzem as concentrações de uma série de poluentes e contaminantes, tais como: matéria orgânica, sólidos suspensos, nitrogênio, fósforo e patógenos (KIVAISI, 2001). No entanto, a eficiência de remoção de cada poluente está diretamente relacionada às espécies de macrófitas utilizadas, ao tipo de alagado construído selecionado, ao tipo e tamanho do material suporte e à vazão de operação do sistema (AKRATOS e TSIHRINTZIS, 2007; SHELEF, GROSS e RACHMILEVITCH, 2013).

Com relação ao tipo de alagado construído, os de fluxo subsuperficial, que utilizam material suporte e macrófitas emergentes, removem principalmente sólidos suspensos e matéria orgânica por mecanismos físicos e bioquímicos. A operação em fluxo horizontal favorece a



desnitrificação e limita a nitrificação, devido à pouca disponibilidade de oxigênio, culminando assim em menores remoções de nitrogênio. Já os sistemas com fluxo subsuperficial vertical são mais oxigenados, e portanto, potencializam o processo de nitrificação, removendo mais nitrogênio (VYMAZAL, 2009).

Quanto às macrófitas aquáticas, há espécies que se adaptam melhor em solos ricos em material orgânico, outras que se desenvolvem mais em condições de abundância de nutrientes, há ainda aquelas que absorvem determinados metais pesados. Assim sendo, há espécies mais e menos indicadas para cada composição de água residuária a ser tratada, tanto em termos de adaptação ao meio quanto à eficiência de remoção de poluentes.

Portanto, o tipo de alagado construído a ser adotado e a espécie de macrófita aquática a ser cultivada dependem também da composição da água residuária e do tipo de poluente que se pretende remover. Desta forma, deve-se sempre optar pelo sistema mais indicado de acordo com a vazão, composição da água residuária e o nível de tratamento necessário para atingir as condições e padrões de lançamento de efluente definidos pela Resolução CONAMA nº 430 de 2011, que complementa e altera a Resolução nº 357 de 2005, visando garantir a não alteração do corpo receptor (CONAMA, 2011).

Os alagados construídos podem ser empregados tanto para o tratamento secundário quanto terciário de efluentes. A maioria dos trabalhos tem como foco a remoção de matéria orgânica, sólidos suspensos e/ou nutrientes, tais como nitrogênio e fósforo. Muito embora haja muitos estudos desenvolvidos no Brasil utilizando AC como tratamento secundário de efluentes sanitários, a maioria deles utiliza tais sistemas no pós-tratamento de efluentes provenientes de algum tratamento prévio, seja a nível primário ou secundário (KADLEC e WALLACE, 2008; SEZERINO *et al.*, 2015)

Deste modo, há poucos estudos que se propõem a analisar efluentes provenientes apenas do tratamento preliminar (gradeamento e desarenador). Diante deste cenário, este trabalho pretendeu contribuir com informações relevantes sobre a utilização da tecnologia de alagados construídos para o tratamento de esgoto sanitário a nível secundário sem necessidade de tratamento primário prévio, contando apenas com tratamento preliminar para remoção de sólidos grosseiros. Pretendeu-se também gerar dados sobre a comparação do comportamento das duas espécies de macrófitas aquáticas *Typha* sp. e *Eleocharis* sp. na remoção e acumulação de matéria orgânica e nutrientes.

Tendo em vista o panorama apresentado, o presente trabalho se propôs a avaliar o desempenho de um sistema de alagados construídos, em escala piloto, com fluxo subsuperficial horizontal cultivados com macrófitas aquáticas emergentes (*Typha* sp. e *Eleocharis* sp.) no tratamento secundário de efluente sanitário proveniente do tratamento preliminar.

Vale destacar que o presente estudo foi parte integrante de um projeto de pesquisa maior intitulado “*Desempenho de sistemas de tratamento de efluente sanitário por leito de macrófitas aquáticas emergentes para remoção de poluentes e reaproveitamento de nutrientes: contribuições para o aprimoramento do uso e disseminação da tecnologia/ SISTREMAE*”, financiado pela Fundação Nacional de Saúde (FUNASA) sob coordenação da Prof<sup>a</sup> Dr<sup>a</sup> Roseli Frederigi Benassi e com a participação da Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (SABESP).



## 2. OBJETIVOS

### 2.1. Objetivo geral

O presente trabalho teve como objetivo principal avaliar o desempenho de um sistema piloto de alagados construídos com fluxo subsuperficial horizontal cultivados com macrófitas aquáticas emergentes (*Typha* sp. e *Eleocharis* sp.) no tratamento secundário de efluente sanitário.

### 2.2. Objetivos específicos

- Avaliar a capacidade dos alagados construídos na remoção de poluentes através da análise das concentrações afluente e efluente dos seguintes parâmetros: Demanda bioquímica de oxigênio ( $DBO_{5,20}$ ), demanda química de oxigênio (DQO), carbono orgânico dissolvido (COD), sólidos suspensos totais (SST) e nutrientes (nitrogênio total, nitrogênio amoniacal, nitrato e fósforo total);
- Avaliar a influência das espécies de macrófitas aquáticas emergentes *Typha* sp. e *Eleocharis* sp. isoladas, bem como em conjunto (ambas as espécies em um mesmo sistema) na remoção de matéria orgânica, sólidos suspensos e nutrientes (nitrogênio e fósforo);
- Avaliar os teores de macronutrientes fósforo e nitrogênio total e de carbono orgânico total no tecido vegetal das macrófitas aquáticas.



### 3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

#### 3.1. Alagados Naturais

Os alagados naturais, mundialmente conhecidos por “*wetlands*”, são áreas total ou parcialmente inundadas ou saturadas por água superficial (rios ou lagos) e/ou subterrânea. O nível e frequência de saturação do solo são fatores determinantes para definição dos tipos de plantas e animais que irão se desenvolver no local (ASANO *et al.*, 2007; MITSCH e GOSSLINK, 2007). Segundo Kivaisi (2001) e Tundisi e Tundisi (2013), as áreas alagadas são ecossistemas intermediários entre os terrestres e aquáticos e possuem rica biodiversidade. Esses ecótonos são encontrados nos mais variados climas, latitudes e altitudes.

Os ecossistemas de áreas alagadas destacam-se pela elevada produtividade em decorrência da ação dos microrganismos e das macrófitas aquáticas, plantas típicas destas áreas e adaptadas a solos saturados (BRIX, 1994; MANN e WETZEL, 2000; KADLEC e WALLACE, 2008). Os autores destacam ainda que a elevada produtividade pode ser atribuída, principalmente, à disponibilidade de água, nutriente e matéria orgânica. As áreas alagadas naturais recebem água de diferentes fontes, das quais destacam-se o escoamento superficial, a precipitação e o fluxo subsuperficial. Conseqüentemente, as águas que chegam aos alagados possuem diferentes concentrações de nutrientes e matéria orgânica, contribuindo ainda mais para a alta produtividade destes ecossistemas. A entrada de nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo, nesses ecossistemas garante o crescimento das macrófitas aquáticas, que transformam os nutrientes inorgânicos em matéria orgânica, considerada a base da cadeia alimentar (KIVAISI, 2001).

Segundo Kadlec e Wallace (2008), em decorrência da intensa atividade biológica, esses ecossistemas possuem a capacidade de transformar poluentes presentes na água em subprodutos mais inofensivos ou até em nutrientes essenciais que podem ser utilizados para aumentar ainda mais a produtividade do ambiente. A Figura 1(A) ilustra o Banhado do Taim, localizado na Estação Ecológica do Taim (Rio Grande do Sul, Brasil). Já a Figura 1(B) ilustra a área alagada do Parque Nacional do Everglades (Flórida, Estados Unidos da América).

**Figura 1:** (A) Banhado do Taim (Estação Ecológica do Taim) localizado no Rio Grande do Sul (Brasil) e (B) área alagada do Parque Nacional do Everglades localizado na Flórida (Estados Unidos da América).



Fonte: imagens da autora.

Segundo a USEPA (2004), Mitsch e Gosslink (2007), Calijuri e Cunha (2012), Tundisi e Tundisi (2013), as áreas alagadas possuem importantes papéis ecológicos, tais como:

- Filtração e acumulação de sólidos suspensos;
- Fontes e/ou sumidouros de nutrientes através da mineralização, decomposição ou absorção das diferentes formas de carbono, nitrogênio, fósforo etc.;
- Melhoria da qualidade da água;
- Manutenção da biodiversidade: as áreas alagadas são *habitat* para uma infinidade de seres vivos, mantendo extensas teias alimentares;
- Sumidouro ou depósito de carbono e consequente regulação do clima;
- Recarga de aquíferos;
- Controle do fluxo hidrológico (secas e cheias).

### 3.2. Alagados construídos

Alagados construídos (AC) ou “*constructed wetlands*” (CW) são áreas alagadas artificiais, desenvolvidos para utilizar processos característicos de alagados naturais, que possuem a capacidade de tratar águas residuárias (KADLEC e WALLACE, 2008). Esses sistemas são projetados para utilizar plantas aquáticas e organismos naturais para melhorar a qualidade da água e controlar a poluição da mesma (USEPA, 2000; ASANO *et al.*, 2007). Os alagados construídos foram pensados para tirar proveito da capacidade de assimilação e conversão de nutrientes e de carbono dos alagados naturais (BRIX, 1997; VYMAZAL, 2005).

Portanto, os AC consistem na reprodução dos sistemas ecológicos de áreas alagadas naturais sob condições controladas (USEPA, 2000; VYMAZAL, 2005; ASANO *et al.*, 2007).

Nesse contexto, segundo Calijuri e Cunha (2012), os alagados construídos podem ser considerados uma alternativa para o tratamento de águas residuárias e para a remoção de nutrientes de efluentes. De acordo com Brix (1997), as águas poluídas são introduzidas nesses ambientes e, diante da ocorrência principalmente dos processos físicos, químicos e microbiológicos característicos, há a melhoria da qualidade da água através da remoção e conversão dos principais poluentes (nutrientes e matéria orgânica em excesso).

Os alagados construídos podem ser utilizados para o tratamento secundário de efluentes sanitários, a fim de remover, principalmente, matéria orgânica e sólidos suspensos a níveis dentro dos padrões de emissão estabelecidos. Além disso, os AC podem ser utilizados para o tratamento terciário de efluentes, com o objetivo de remover matéria orgânica, sólidos suspensos, nitrogênio e fósforo acima dos padrões alcançados pelo tratamento secundário (KADLEC e WALLACE, 2008; VYMAZAL, 2009).

A utilização de alagados construídos para o tratamento de águas residuárias é considerada uma alternativa para assentamentos e pequenas comunidades com déficit de serviços de esgotamento sanitário e que dispõem de poucos recursos financeiros, tecnológicos e humanos (AKTROS e TSIHRINTZIS, 2007; KADLEC e WALLACE, 2008).

De acordo com Davis (1994) e USEPA (2004), as principais vantagens da utilização dos alagados construídos para tratamento de águas residuárias são:

- Menor custo de implantação, operação e manutenção se comparado com estações convencionais de tratamento de efluente;
- Baixa demanda energética;
- Tolerância para flutuações de vazões de entrada;
- Esteticamente mais agradáveis que as estações de tratamento tradicionais;
- Facilidade de reuso ou reciclagem da água;
- Tendência a minimizar ou até eliminar maus odores do esgoto.

Apesar da manutenção de baixo custo e pouca necessidade de mão de obra qualificada, se não operado de maneira adequada, o AC pode ter problemas de entupimento e mau odor. Vale destacar que a principal desvantagem deste sistema é a baixa taxa de aplicação, ou seja, o tempo de detenção hidráulica necessário para uma boa taxa de remoção é elevado, e, portanto,



o sistema tem um elevado requisito de área. Assim, a utilização dos AC para o tratamento de maiores vazões de esgoto só é viável em locais com grandes áreas disponíveis (DAVIS, 1994).

Há ainda a necessidade de destinação final adequada para os resíduos de macrófitas provenientes das podas e manutenção do sistema se tornou uma questão importante em decorrência do aumento da utilização da tecnologia dos alagados construídos. A utilização da biomassa resultante de alagados construídos na compostagem é uma possível solução para a destinação final, reaproveitando ainda os nutrientes retirados do efluente para posteriormente adubar e suprir carências de nutrientes do solo.

Davis (1994) destaca que os componentes biológicos destes sistemas são sensíveis a elementos químicos tóxicos. Além disso, deve-se levar em consideração que a eficiência dos AC pode variar sazonalmente, uma vez que o regime de chuva e de temperatura têm influência direta na dinâmica dos sistemas. Por fim, é necessário considerar que os AC necessitam de um nível de água mínimo para sobreviver, pois não são adaptados a condições extremas de seca.

Os alagados construídos possuem três componentes principais: as macrófitas aquáticas, o material suporte e a comunidade microbológica. Segundo Wood (1995), o tratamento efetivo do esgoto em alagados construídos é obtido através da interação física, química e biológica da água residuária com esses três elementos.

### **3.2.1. Macrófitas aquáticas**

Segundo Irgang & Gastal Jr. (1996) *apud* Matias, Amado e Nunes (2003), as macrófitas aquáticas podem ser definidas como “vegetais visíveis a olho nu, cujas partes fotossintetizantes ativas estão permanentemente ou por diversos meses, ou todos os anos, total ou parcialmente submersas em água doce ou salobra, ou ainda, flutuantes na mesma”.

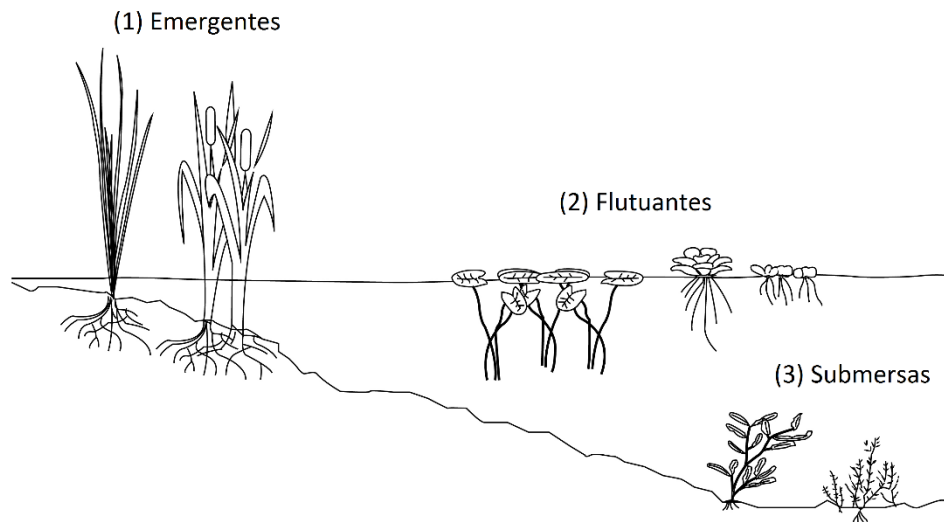
As macrófitas aquáticas podem ser classificadas em três principais grupos: (1) submersas, (2) livres flutuantes e (3) emergentes, conforme ilustrado na Figura 2 (USEPA, 2000; KADLEC e WALLACE, 2008; VYMAZAL e KROPFELOVÁ, 2008).

As macrófitas aquáticas submersas são enraizadas no material suporte e permanecem totalmente submersas na água, podendo possuir ou não folhas flutuantes. Essas macrófitas possuem diversas modificações morfológicas e fisiológicas que permitem sua permanência submersa. Vale destacar que tais plantas podem ser encontradas em diversas profundidades

desde que dentro da zona fótica. Um exemplo de espécie de macrófita aquática submersa seria a *Egeria densa* (USEPA, 2000; KADLEC e WALLACE, 2008; VYMAZAL e KROPFELOVÁ, 2008).

As macrófitas aquáticas livres flutuantes possuem raízes suspensas, ou seja, não são enraizadas no material suporte. Podem estar submersas ou na superfície, e se movem conforme a corrente de água. Esse grupo de plantas é mais restritivo em termos de adaptação a *habitats*. A preferência é por ambientes mais protegidos e águas mais calmas (baixo fluxo). Dois conhecidos exemplos seriam a *Pistia stratiotes* (alface d'água) e *Eichhornia crassipes* (aguapé) (USEPA, 2000; VYMAZAL e KROPFELOVÁ, 2008).

**Figura 2:** Tipos de macrófitas aquáticas.



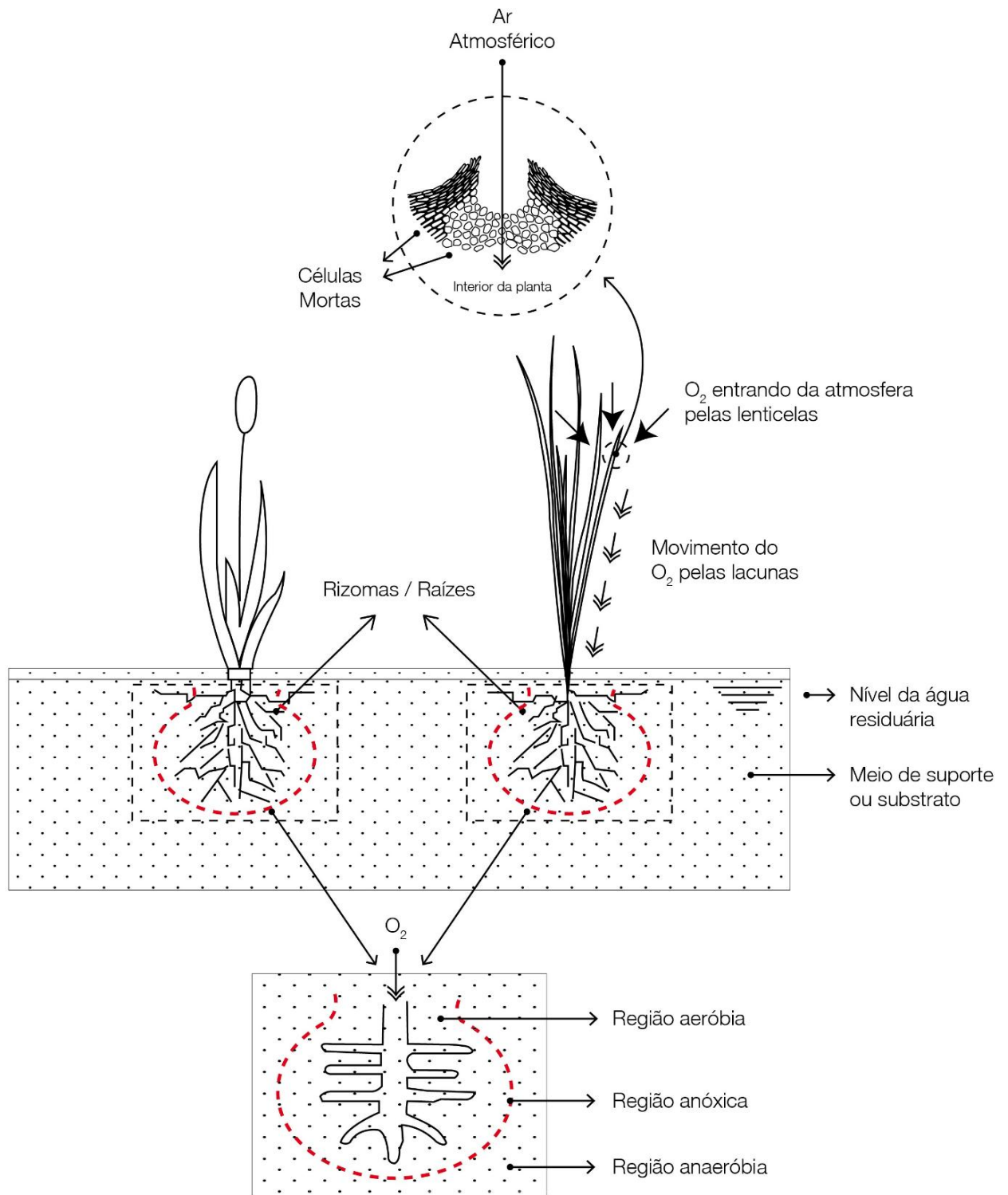
Fonte: elaborada pela autora.

As macrófitas aquáticas emergentes, grupo mais amplamente encontrado em alagados, são enraizadas ao material suporte e possuem caules e folhas aéreas, ou seja, que permanecem fora da água. Esse grupo de plantas está adaptado tanto a materiais suportes úmidos quanto totalmente saturados. Alguns exemplos de macrófitas aquáticas emergentes são: *Eleocharis* sp., *Typha* sp. e *Scirpus* sp.

As macrófitas emergentes, foco deste estudo por serem utilizadas em sistemas de alagados construídos operados com fluxo subsuperficial, possuem pequenos canais em suas folhas e caules, as lenticelas, que permitem a entrada de gás da atmosfera para a planta. Além das lenticelas, as macrófitas aquáticas possuem um tecido com grandes lacunas, o aerênquima, que permite o transporte de oxigênio até as raízes e rizomas. Esse mecanismo de transporte de oxigênio não serve apenas às macrófitas, ele é essencial também para a introdução de oxigênio

na rizosfera do sistema de alagados construídos (BRIX, 1994; USEPA, 2000; VYMAZAL e KROPFLOVÁ, 2008). A Figura 3 ilustra toda a dinâmica de transporte de oxigênio em um sistema de alagado construído com fluxo horizontal subsuperficial.

**Figura 3:** Esquema do transporte de gás oxigênio da atmosfera para a rizosfera através das macrófitas aquáticas em um sistema de alagado construído com fluxo horizontal subsuperficial.



Fonte: elaborada pela autora.

O transporte de oxigênio do caule e folhas até as raízes pode ocorrer por dois processos: difusão ou convecção. No primeiro deles, o gás é difundido devido ao gradiente de concentração de oxigênio dentro do aerênquima. O segundo processo, convecção, se dá pela diferença de temperatura e pressão do vapor de água dentro e fora do tecido das plantas. Vale destacar que a introdução de oxigênio na rizosfera é essencial para a existência da zona aeróbia nos alagados construídos de fluxo horizontal subsuperficial (BRIX, 1994; USEPA, 2000; VYMAZAL e KROPFLOVÁ, 2008).

No presente estudo, as macrófitas aquáticas emergentes utilizadas foram: *Typha* sp., popularmente conhecida por Taboa; e *Eleocharis* sp., conhecida por Junco.

De acordo com Sezerino *et al.* (2015), nas experiências brasileiras com sistemas de alagados construídos de fluxo subsuperficial horizontal são utilizadas uma grande variedade de macrófitas aquáticas. Dentre todas as espécies, destacam-se a *Typha* sp. e a *Eleocharis* sp. que são as duas mais utilizadas em estudos realizados no Brasil. A Taboa foi empregada em 60% das pesquisas e Junco em 14%.

Mundialmente, a espécie mais utilizada também é a *Typha* sp., seguida das espécies *Scirpus* sp., *Phragmites australis*, *Juncus* sp. e *Eleocharis* sp. (VYMAZAL, 2013).

Ambas as espécies estudadas preferem solos ricos em matéria orgânica, pois possuem grande capacidade de acumulação de material orgânico. Além disso, são boas assimiladoras de grandes quantidades de nutrientes, tais como nitrogênio e fósforo, e alguns metais pesados (BRIX, 1997; USEPA, 2000). Os dois tipos de macrófitas apresentam tecidos bem porosos com altas taxas de fluxos convectivos de gás das folhas para as raízes (SORRELL, TANNER e SUKIAS, 2002; VYMAZAL E KROPFLOVÁ, 2008). Segundo Kadlec e Wallace (2008), macrófitas da espécie *Typha* sp. são tolerantes a ambientes com diferentes salinidades e se desenvolvem bem em condições de elevada concentração de sólidos dissolvidos. A Taboa tem também como características a fácil adaptação a várias condições climáticas (SINGH, RICHA e ARCHANA, 2011) e a grande produção de biomassa (VYMAZAL, 2013)

As macrófitas aquáticas possuem diversas propriedades que as tornam essenciais para o funcionamento do sistema de alagados construídos no tratamento de águas residuárias. A presença das plantas nos AC reduz a velocidade de escoamento da água, propiciando a sedimentação dos sólidos suspensos e evitando a ressuspensão dos mesmos. Além da redução da velocidade de escoamento, as macrófitas desempenham outros importantes papéis nos AC (BRIX, 1994; DAVIS, 1994; WOOD, 1995; BRIX, 1997):

- Filtração, pois as raízes atuam, juntamente com o material suporte, como filtro para que partículas grosseiras fiquem retidas;
- Redução da ocorrência de entupimentos decorrente do crescimento das raízes e dos rizomas;
- Aumento e estabilização da condutividade hidráulica;
- Atenuação da incidência de luz, que reduz a proliferação do fitoplâncton;
- Absorção e estocagem de nutrientes para o crescimento das plantas que acaba por reduzir a concentração dos mesmos no efluente;
- Aumento da oxigenação na zona de raiz possibilitando maior degradação de matéria orgânica e nitrificação;
- Criação de condições propícias (aumento da área superficial) para o desenvolvimento de microrganismos formando biofilme na zona de raízes;
- Melhora o aspecto estético do sistema.

Vale destacar, que muito embora as macrófitas absorvam nutrientes (nitrogênio e fósforo) do esgoto através de suas raízes para crescer e se reproduzir, a quantidade absorvida pelas plantas é insignificante frente ao montante de nutrientes presentes nas águas residuárias (BRIX, 1994). No entanto, mesmo não removendo quantias consideráveis de nutrientes do efluente, conforme mencionado, as macrófitas desempenham outros tantos papéis importantes para a dinâmica dos AC. Assim, as funções mais importantes desempenhadas pelas macrófitas nesses sistemas estão relacionadas aos aspectos físicos: filtração, aumento da superfície de contato para a proliferação do biofilme, redução da velocidade com consequente aumento da sedimentação e redução da ressuspensão de sólidos e manutenção da condutividade hidráulica do sistema (BRIX, 1997).

Stottmeister *et al.* (2003) destacam que a rizosfera, ou zona de raiz das macrófitas, é considerada a região mais ativa dos alagados construídos em termos de ocorrência de processos físico-químicos e biológicos. Tais processos ocorrem devido à interação entre as macrófitas, os microrganismos, o material suporte e os poluentes presentes no esgoto.

### **3.2.2. Material suporte**

O material suporte dos alagados construídos, também chamado de meio de suporte, material filtrante ou substrato, possui diversas funções nos sistemas de alagados construídos.

Além de servir como meio de suporte para o estabelecimento das macrófitas aquáticas, funciona também como filtro para a retenção de sólidos suspensos presentes no esgoto (WOOD, 1995; USEPA, 2000; VYMAZAL, 2002). A maioria dos processos químicos e biológicos característicos dos AC acontecem no material suporte. Este, ao entrar em contato com o fluido, umidifica-se e propicia a proliferação de microrganismos que utilizam o meio de suporte como superfície para seu desenvolvimento e fixação, permanecendo assim em contato direto com o fluido contribuindo para o tratamento do esgoto (DAVIS, 1994; WOOD, 1995).

Nos alagados construídos são utilizados materiais suportes de diferentes tipos, tais como areia, solo, pedra e cascalho; e em diferentes granulometrias. Segundo Vymazal (2002), os primeiros sistemas de AC desenvolvidos utilizavam principalmente solo como material suporte. Muito embora cumprissem os papéis de servir como meio de suporte para as plantas e como filtro para retenção de sólidos, esses materiais filtrantes de granulometria fina não mantinham a condutividade hidráulica do sistema elevada e, muitas vezes, apresentavam entupimentos. Como consequências, o fluxo do sistema passava a ser superficial e havia queda na eficiência do tratamento.

Deste modo, meios de suporte muito finos, tais como as areias e os solos em geral, são menos recomendados segundo o Manual de Alagados Construídos para Tratamento de Efluentes Municipais (2000) da *United States Environmental Protection Agency* (USEPA). De acordo com a USEPA (2000), há diversas experiências bem sucedidas utilizando cascalho e pedras (brita) de diferentes granulometrias. A única ressalva diz respeito às pedras e cascalhos menores, que estão mais susceptíveis a entupimentos. Recomenda-se o uso de materiais suportes com granulometria de 20 a 30 mm na zona de tratamento e de 40 a 80 mm nas zonas de entrada, saída e próximas a eventuais tubulações, a fim de distribuir o fluido mais uniformemente e evitar entupimentos.

Os materiais filtrantes mais utilizados nos alagados construídos de fluxo subsuperficial horizontal estudados no Brasil são brita e areia (SEZERINO *et al.*, 2015; MACHADO *et al.*, 2016). Destaca-se que a brita é utilizada em mais de 60% dos estudos realizados no Brasil (SEZERINO *et al.*, 2015).

Segundo Machado *et al.* (2016), a utilização de pedras brita proporciona bons resultados na remoção de poluentes, com destaque para DQO e DBO<sub>5,20</sub>. Cooper, Griffin e Cooper (2005) destacam que a seleção do material filtrante (tipo e granulometria) adequado é um fator importante para garantir a longevidade do sistema.

### 3.2.3. Comunidade microbiológica

A comunidade microbiológica dos alagados construídos é composta por microrganismos autóctones (nativos do sistema) e alóctones (não originários do sistema). Os micróbios autóctones apresentam adaptações que possibilitam seu desenvolvimento nesses ambientes. Esses microrganismos participam ativamente dos processos de tratamento do esgoto. Já os micróbios alóctones, patógenos por exemplo, raramente sobrevivem e não desempenham nenhum papel relevante no ambiente de alagados construídos (VYMAZAL, 2005).

Os microrganismos mais comuns são fungos e bactérias, no entanto podem ser encontrados também protozoários e algas unicelulares (DAVIS, 1994). A composição da comunidade microbiana presente no material suporte de alagados construídos é relativamente homogênea, ou seja, apresenta baixa diversidade bacteriana (TRUU, JUHANSON e TRUU, 2009).

A microbiota se desenvolve, principalmente, presa ao material suporte ou às raízes e rizomas das macrófitas, formando o biofilme. Segundo Donlan (2012), biofilme é um conjunto de células microbianas que cresce aderido/fixado à uma superfície sólida.

Nos alagados construídos, os microrganismos desempenham importante papel tanto na mineralização da matéria orgânica e do fósforo orgânico quanto na conversão das diversas formas de nitrogênio (WOOD, 1995; TRUU, JUHANSON e TRUU, 2009). Segundo Stottmeister *et al.* (2003), os microrganismos são os principais responsáveis pela mineralização dos nutrientes e dos compostos orgânicos. Tais conversões podem acontecer por diferentes vias metabólicas dependendo da disponibilidade de oxigênio e do acceptor de elétrons disponível.

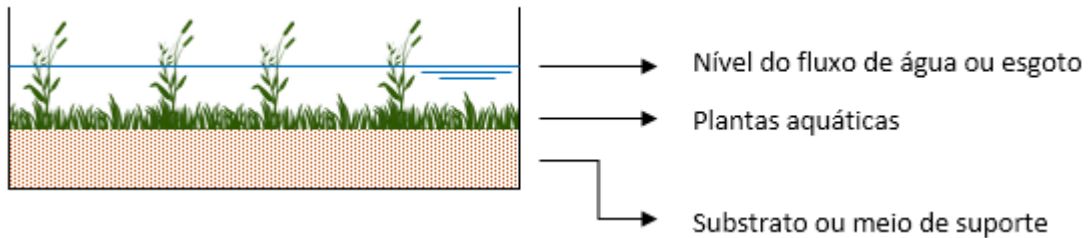
### 3.3. Tipos de alagados construídos

Há basicamente dois tipos principais de alagados construídos: os de fluxo superficial e os de fluxo subsuperficial.

**Fluxo superficial:** meio de suporte permanentemente saturado e com fluxo de água escoando pela superfície, ou seja, acima do material suporte, conforme ilustrado na Figura 4. Possuem condições favoráveis para diversas espécies de macrófitas aquáticas, podendo ser

flutuantes, submersas ou emergentes. A profundidade da água é rasa e a velocidade de fluxo é baixa. Muito embora seja o tipo de AC mais similar aos alagados naturais, são menos comuns que os de fluxo subsuperficial (USEPA, 2000; SCHOLZ e LEE, 2005; VYMAZAL, 2005; TRUU, JUHANSON e TRUU, 2009; SAEED e SUN, 2012).

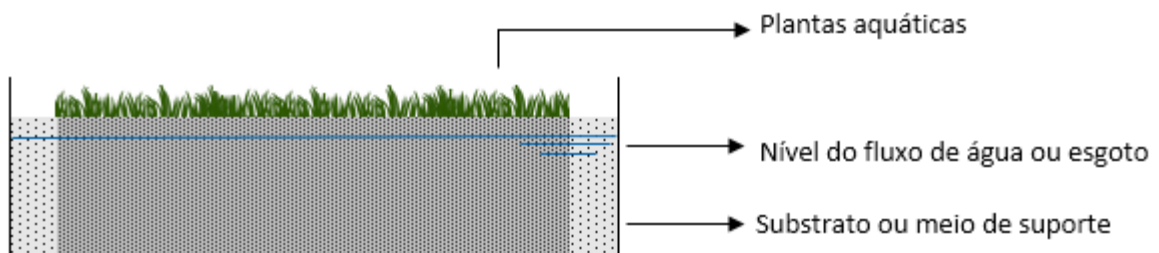
**Figura 4:** Representação gráfica de um alagado construído de fluxo superficial.



Fonte: elaborada pela autora.

**Fluxo subsuperficial:** O fluxo de água ocorre horizontal ou verticalmente sob a superfície do leito plantado, por entre os poros do material filtrante. Desta forma, o fluido permanece em contato apenas com as raízes e rizomas das plantas, conforme ilustra a Figura 5. Nesses sistemas são utilizadas as macrófitas aquáticas enraizadas ao material suporte – emergentes (USEPA, 2000; TRUU, JUHANSON e TRUU, 2009; SAEED e SUN, 2012).

**Figura 5:** Representação gráfica de um alagado construído de fluxo subsuperficial.



Fonte: elaborada pela autora.

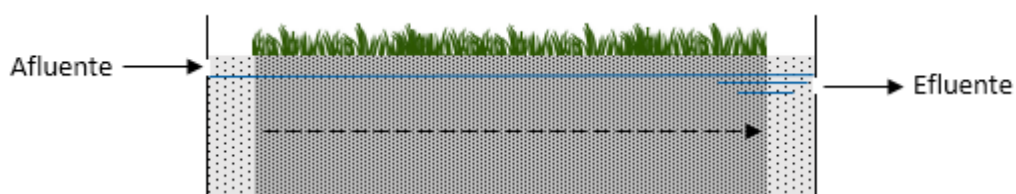
Os sistemas de fluxo subsuperficial ainda podem ser classificados em fluxo horizontal ou vertical dependendo da direção em que a água/esgoto escoam.

**Fluxo subsuperficial horizontal:** o fluido é inserido no sistema pela zona de entrada e percola lentamente em uma trajetória aproximadamente horizontal pelos interstícios do meio de suporte até atingir a zona de saída, onde é coletado através de um dispositivo de controle de nível, conforme ilustrado na Figura 6. Durante todo o percurso, a água passa por zonas anaeróbias, aeróbias e anóxicas (USEPA, 2000; VYMAZAL, 2011; SAEED e SUN, 2012). A



zona aeróbia, conforme mencionado anteriormente, ocorre próxima às raízes e rizomas que transferem oxigênio para dentro do sistema (BRIX, 1987; VYMAZAL e KROPFELOVÁ, 2008). Os sistemas de fluxo horizontal têm como principais vantagens a remoção de sólidos suspensos, matéria orgânica e patógenos, além da potencialização do processo de desnitrificação (COOPER, 1999; VYMAZAL, 2011). Vymazal (2011) destaca que um dos principais problemas que pode ocorrer nesses sistemas é o entupimento do material filtrante, com conseqüente fluxo superficial. Para evitar tal contratempo, o autor recomenda a utilização de unidades de pré-tratamento para remover o excesso de sólidos suspensos e a seleção de materiais suportes de maiores granulometrias.

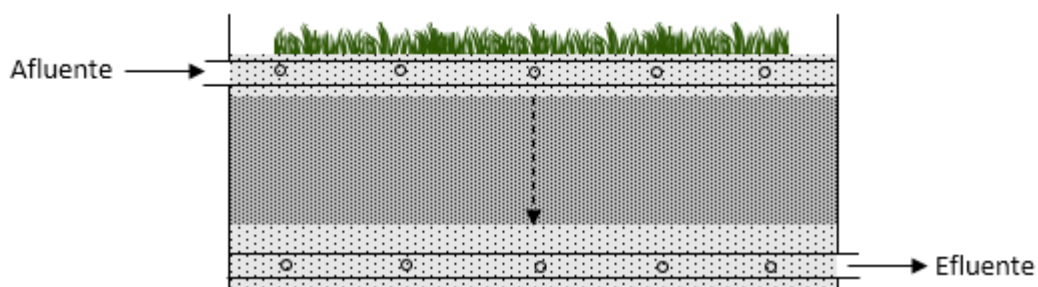
**Figura 6:** Representação gráfica de um alagado construído de fluxo subsuperficial horizontal.



Fonte: elaborada pela autora.

**Fluxo subsuperficial vertical:** o fluido é alimentado no sistema na subsuperfície e escoava verticalmente entre os vazios do material suporte até atingir a parte mais inferior do leito, onde é coletado através de uma rede de drenagem conforme ilustrado na Figura 7 (USEPA, 2000; SAEED e SUN, 2012). Este mecanismo de funcionamento possui como principal vantagem o aumento da capacidade de transferência de oxigênio da atmosfera para dentro do sistema, permitindo elevada remoção de matéria orgânica e favorecendo o processo de nitrificação (COOPER, 1999; VYMAZAL e KROPFELOVÁ, 2008).

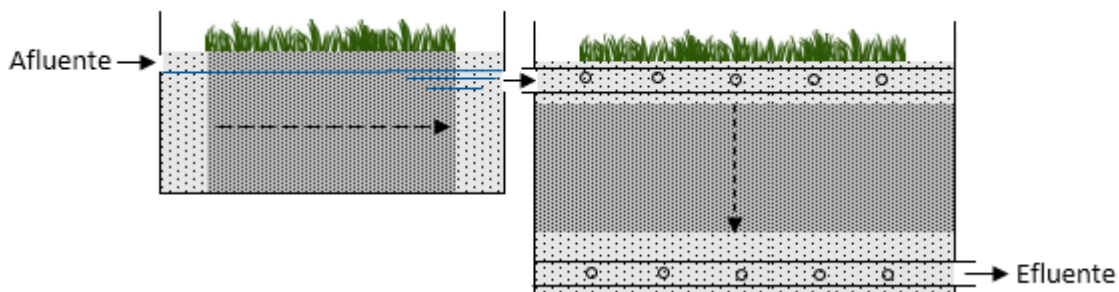
**Figura 7:** Representação gráfica de um alagado construído de fluxo subsuperficial vertical.



Fonte: elaborada pela autora.

Há ainda os sistemas híbridos que associam sistemas de fluxo vertical e horizontal, aliando as vantagens de ambos os fluxos e potencializando a eficiência no tratamento do efluente. A Figura 8 apresenta uma representação gráfica de um sistema de AC híbrido.

**Figura 8:** Representação gráfica de um alagado construído híbrido.



Fonte: elaborada pela autora.

### 3.4. Mecanismos de remoção de poluentes

O desempenho dos sistemas de alagados construídos no tratamento de esgoto baseia-se na ação combinada entre os microrganismos, o material filtrante e as macrófitas aquáticas (WOOD, 1995; TRUU, JUHANSON e TRUU, 2009). Segundo Brix (1997), os principais processos de remoção de poluentes em AC são baseados em processos físicos e microbiológicos como será discutido nas seções apresentadas a seguir. Vale ressaltar que os mecanismos de remoção estudados são mais específicos aos sistemas de fluxo subsuperficial horizontal, foco do presente trabalho.

#### 3.4.1. Sólidos suspensos totais

Os sólidos suspensos totais (SST) correspondem às partículas sólidas maiores que 1,2  $\mu\text{m}$  dispersas no meio líquido. Em geral, as águas residuárias possuem elevado teor de sólidos suspensos. A faixa de concentração de sólidos suspensos no esgoto bruto varia de 200 a 450  $\text{mg L}^{-1}$  com valor típico de 350  $\text{mg L}^{-1}$  (VON SPERLING, 2014).

Ao lançar no corpo receptor o esgoto com alto teor de sólidos sem o tratamento adequado, há o aumento da turbidez da água, que oferece resistência à penetração da luz. Com a redução da entrada de luz no ecossistema, a fotossíntese é prejudicada, desencadeando

consequências para o equilíbrio do ecossistema aquático. Além disso, sólidos suspensos em excesso aumentam as condições para adsorção de poluentes e permanência dos mesmos no ecossistema (VON SPERLING, 2014). Sendo assim, se faz necessária a remoção dos sólidos em suspensão a níveis que garantam a não alteração do equilíbrio natural do corpo receptor.

O principal mecanismo de remoção dos SST nos alagados construídos de fluxo subsuperficial horizontal, que geralmente são operados com tempos de detenção hidráulica (TDH) elevados, é físico, através da filtração e sedimentação de partículas sólidas suspensas (VYMAZAL, 2002). Muito embora esses sistemas removam SST, é importante utilizar um pré-tratamento para retirar o excesso de partículas grosseiras, pois grandes quantidades de sólidos suspensos podem acelerar o entupimento do sistema (VYMAZAL *et al.*, 1998; VYMAZAL, 2002). A baixa velocidade de escoamento da água e a elevada área superficial do material suporte permitem que as partículas sedimentem por ação da gravidade e fiquem retidas nos interstícios do meio suporte, adsorvidas ao biofilme (microbiota aderida ao meio de suporte) ou ao sistema radicular das macrófitas. A taxa de ressuspensão dos sólidos é baixa, uma vez que os fluidos escoam com velocidades reduzidas. Portanto, ao dimensionar o sistema de AC e escolher o material suporte (tipo e granulometria) deve-se levar em consideração a concentração de SST a fim de minimizar a ocorrência de entupimentos (USEPA, 2000).

### **3.4.2. Matéria orgânica**

O lançamento de matéria orgânica em grandes quantidades no corpo receptor causa a depleção de oxigênio dissolvido (OD), pois este é consumido pelos microrganismos em seus processos metabólicos para utilização e estabilização da matéria orgânica. A falta de OD em condições extremas (anoxia) causa, por exemplo, a mortandade de peixes, podendo levar a desequilíbrios severos de todo o ecossistema aquático (VON SPERLING, 2014).

A demanda bioquímica de oxigênio ( $DBO_{5,20}$ ) e a demanda química de oxigênio (DQO) são os parâmetros mais comumente utilizados para mensurar a quantidade de matéria orgânica carbonácea. As substâncias orgânicas presentes nos esgotos sanitários são majoritariamente provenientes de compostos de proteínas, carboidratos, gorduras e óleos. As faixas de  $DBO_{5,20}$  e DQO nos esgotos sanitários variam, respectivamente, de 250 a 400  $mg L^{-1}$  (valor típico de 300  $mg L^{-1}$ ) e de 450 a 800  $mg L^{-1}$  (valor típico de 600  $mg L^{-1}$ ) (VON SPERLING, 2014).

A matéria orgânica é removida do afluente através de mecanismos físicos e bioquímicos. Primeiramente, o material orgânico particulado é removido da água por sedimentação e fica retido no material suporte (mecanismo físico). A seguir, o material retido é hidrolisado, e gera compostos solúveis. A fração solúvel da matéria orgânica será absorvida e/ou adsorvida ao biofilme e às raízes das macrófitas para, posteriormente, sofrer degradação bioquímica. O mecanismo bioquímico de remoção de matéria orgânica é o principal responsável pela diminuição da concentração deste parâmetro no efluente tratado. Os microrganismos presentes no sistema irão consumir a matéria orgânica do afluente, degradando-a para obter o material necessário para sintetizar nova biomassa, manter-se vivos e reproduzir-se. A matéria orgânica, que na água residuária é considerada poluente, torna-se, para esses organismos e para o sistema como um todo, fonte de energia e de “alimento”, provendo os elementos essenciais para a síntese de biomassa. Os principais microrganismos presentes no biofilme e na zona de raízes e responsáveis pela degradação da matéria orgânica são as bactérias e os fungos (USEPA, 2000; VYMAZAL e KROPFELOVÁ, 2008).

Segundo Nivala *et al.* (2012), em AC de fluxo subsuperficial horizontal, a difusão de oxigênio atmosférico através da interface ar-água é dificultada em pelo menos 60% devido à presença do material suporte. Deste modo, o principal mecanismo de introdução de oxigênio no material filtrante, conforme apresentado anteriormente, é a difusão ou convecção através das lacunas das macrófitas que, por diferença de pressão, transportam o gás até a região de raízes. Assim, na rizosfera há oxigênio disponível para a degradação aeróbia e para a nitrificação. No entanto, Vymazal (2005) discute que a quantidade de oxigênio disponível para esses processos é bem inferior à necessária. Conseqüentemente, a degradação de matéria orgânica ocorre não somente por vias aeróbias, mas também anaeróbias.

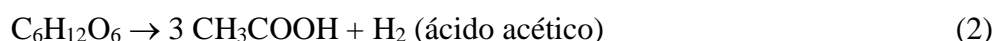
A degradação aeróbia da matéria orgânica solúvel realizada por bactérias aeróbias heterotróficas, descrita pela reação 1, utiliza compostos orgânicos como fonte de carbono, o oxigênio dissolvido como acceptor final de elétrons e tem como produtos o gás carbônico e a água (VYMAZAL, 1999; USEPA, 2000; VYMAZAL e KROPFELOVÁ, 2008; METCALF e EDDY, 2015).



Em condições de anoxia, as bactérias heterotróficas facultativas degradam a matéria orgânica através do metabolismo anaeróbio utilizando nitritos e nitratos como aceptores finais de elétrons e produzindo óxidos de nitrato, gás nitrogênio e água (METCALF e EDDY, 2015).

Já a degradação da matéria orgânica em condições anaeróbias, realizada por bactérias heterotróficas anaeróbias facultativas ou obrigatórias, ocorre na ausência de oxigênio e em várias etapas conforme descrito pelas reações 2, 3, 4, 5, 6 e 7 (VYMAZAL *et al.*, 1998; VYMAZAL, 1999). A fonte de carbono é o composto orgânico, enquanto o gás carbônico e o sulfato são os aceptores finais de elétrons (METCALF e EDDY, 2015).

A primeira etapa, reações 2, 3 e 4, gera como subprodutos os ácidos acético e láctico, bem como etanol e os gases carbônico e de hidrogênio (VYMAZAL *et al.*, 1998; VYMAZAL, 1999).



Na segunda etapa da decomposição anaeróbia, reações 5, 6 e 7, as bactérias redutoras de sulfato e formadoras de metano atuam utilizando os subprodutos da etapa anterior para suas atividades metabólicas (VYMAZAL *et al.*, 1998).



Este tipo de metabolização tem como produtos a água, o sulfeto de hidrogênio, o gás carbônico e o gás metano (USEPA, 2000; VYMAZAL e KROPFLOVÁ, 2008; METCALF e EDDY, 2015). Vale destacar que o gás metano é 20 vezes mais potente que o CO<sub>2</sub> como gás estufa, ou seja, uma unidade de metano equivale a 20 unidades de CO<sub>2</sub>, contribuindo ainda mais para o efeito estufa de origem antrópica (SILVA e PAULA, 2009).

### 3.4.3. Fósforo

O despejo de efluentes com altas concentrações de fósforo contribui para o processo de eutrofização artificial dos corpos hídricos causando a deterioração da qualidade das águas e comprometendo seus usos múltiplos. A concentração de fósforo total encontrado nos esgotos sanitários varia de 4 a 15 mg L<sup>-1</sup> com valor típico de 7 mg L<sup>-1</sup> (VON SPERLING, 2014).

O fosfato orgânico e inorgânico são as principais formas de fósforo encontradas em alagados construídos. Os ânions de ortofosfato predominantes na faixa de pH entre 5 e 9 são  $\text{H}_2\text{PO}_4^-$  e  $\text{HPO}_4^{2-}$ . Há ainda as cadeias de polifosfato que podem ser cíclicas ou condensadas (USEPA, 2000; VYMAZAL e KROPFELOVÁ, 2008).

Segundo Vymazal e Kropfelová (2008), o fósforo é removido dos AC através de processos físicos, químicos e biológicos. Há diversos mecanismos que transformam e removem o fósforo em AC, são eles:

- Adsorção;
- Precipitação;
- Consumo por parte dos microrganismos e das plantas;
- Sedimentação, entre outros.

Uma vez que o fósforo possui um importante papel nas vias metabólicas e na constituição de componentes estruturais importantes, as plantas e os microrganismos presentes no biofilme competem constantemente pelo nutriente em sua forma mais simples de fosfato inorgânico. No entanto, a absorção pelas plantas e microrganismos não é o principal mecanismo de remoção de fósforo. Tal fato deve-se à pequena quantidade de nutriente absorvida tanto pelas plantas quanto pela microbiota frente à elevada concentração de fósforo presente nas águas residuárias (BRIX, 1994; STOTTMEISTER *et al.*, 2003; VYMAZAL e KROPFELOVÁ, 2008). Os processos de adsorção e precipitação destacam-se na remoção de fósforo em AC em comparação à absorção pelas plantas e microrganismos (CRAFT e RICHARDSON, 1993; VERHOEVEN e MEULEMAN, 1999).

Segundo Metcalf e Eddy (2015), a adsorção é o processo no qual átomos, íons, moléculas e outros constituintes são transferidos de uma fase líquida ou gasosa e acumulados sobre uma superfície sólida.

A adsorção de fósforo no material suporte do AC depende diretamente do potencial redox e pH do sistema, bem como da disponibilidade dos elementos Al, Fe, Ca e Mg. Em condições adequadas, o fósforo inorgânico é adsorvido a esses elementos e precipitado na forma de fosfato férrico e fosfato de alumínio para pH ácido; e de fosfato de cálcio e fosfato de magnésico para pH superior a 8. Assim, a precipitação do fósforo ocorre quando há a adsorção do íon fosfato a cátions, tais como: Al, Fe ou Ca, formando substâncias sólidas amorfas que ficam retidas no sistema de tratamento (VYMAZAL e KROPFELOVÁ, 2008).

As condições de disponibilidade de oxigênio também influenciam indiretamente na remoção de fósforo do esgoto. Em condições aeróbias, os compostos formados pela adsorção de íons fosfato e cátions Al, Fe ou Ca são mais estáveis. Já sob condições anaeróbias, a adsorção é mais fraca e tende a se desfazer mais facilmente, devolvendo fosfato ao efluente (FAULKNER e RICHARDSON, 1989; VERHOEVEN e MEULEMAN, 1999).

Os alagados construídos de fluxo subsuperficial horizontal geralmente apresentam limitações na remoção de grandes quantidades de fósforo do esgoto, pois a estruturação desses sistemas foi concebida para remover, principalmente, matéria orgânica e sólidos em suspensão e, conseqüentemente, não possuem características favoráveis à remoção de fósforo (VYMAZAL, 2002).

Conforme já mencionado, ao escolher o material suporte a ser utilizado, deve-se priorizar materiais que garantam a alta condutividade hidráulica necessária para o fluxo subsuperficial. Deste modo, os mais comumente utilizados são pedras britas, cascalho ou areia que, geralmente, não contêm concentrações adequadas de Fe, Al e Ca. Nesse caso, o material suporte mais indicado para a remoção de fósforo seria o solo. No entanto, a utilização do mesmo vai de encontro com as condições necessárias para evitar entupimentos no sistema (VYMAZAL, 2002; VYMAZAL, 2005).

Já a fração particulada do fósforo, assim como nos sólidos e na matéria orgânica, é alvo de mecanismos físicos de remoção - filtração e sedimentação (USEPA, 2000).

#### **3.4.4. Nitrogênio**

Tal como o fósforo, o nitrogênio em excesso nos corpos hídricos também contribui para a eutrofização artificial, degradando a qualidade de água e comprometendo o ecossistema aquático. Além disso, o nitrogênio na forma de amônia livre ( $\text{NH}_3$ ) é tóxico para os peixes. Desta maneira, é essencial a remoção de nitrogênio a níveis adequados para garantir a preservação da qualidade de água dos corpos receptores. A concentração de nitrogênio total nos esgotos sanitários varia de 35 a 60  $\text{mg L}^{-1}$  com valor típico de 45  $\text{mg L}^{-1}$  (VON SPERLING, 2014).

Segundo Vymazal (2007), o nitrogênio se apresenta em diversas formas em sistemas de alagados construídos, sendo tanto orgânicas quanto inorgânicas. As formas orgânicas são

encontradas em compostos como aminoácidos, ureia, ácido úrico, purinas e pirimidinas (SEZERINO, 2006). As formas de nitrogênio inorgânico mais importantes são: íons amônio ( $\text{NH}_4^+$ ), nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ), nitrato ( $\text{NO}_3^{2-}$ ), gás nitrogênio ( $\text{N}_2$ ), óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ ), óxido nítrico ( $\text{NO}$ ) e gás amônia ( $\text{NH}_3$ ). Nos alagados, há intensa transformação entre as diferentes formas de nitrogênio, e alguns desses processos culminam em remoção de nitrogênio do esgoto. Na Tabela 1 estão apresentadas algumas das principais transformações pelas quais o nitrogênio pode ser submetido em um sistema de AC.

**Tabela 1:** Possíveis transformações do nitrogênio em sistemas de alagados construídos.

Processo	Transformações
Volatilização	N-amoniacal (aq) $\rightarrow$ N-amoniacal (g)
Amonificação	N-orgânico (aq) $\rightarrow$ N-amoniacal (aq)
Nitrificação	N-amoniacal (aq) $\rightarrow$ N-nitrito (aq) $\rightarrow$ N-nitrato (aq)
Desnitrificação	N-nitrato (aq) $\rightarrow$ N-nitrito (aq) $\rightarrow$ $\text{N}_2$ (g) ou $\text{N}_2\text{O}$ (g)
Assimilação por plantas e microbiota	N-amoniacal, N-nitrato, N-nitrito $\rightarrow$ N-orgânico

Fonte: adaptada de Vymazal (2007).

**Amonificação (mineralização):** transformação biológica do nitrogênio orgânico (proteínas e ureia) em nitrogênio amoniacal ( $\text{NH}_4^+$  ou  $\text{NH}_3$ ) durante o processo de degradação da matéria orgânica. Tal transformação depende diretamente da temperatura e do pH do sistema, e pode ocorrer tanto em condições aeróbias quanto anaeróbias. No entanto, destaca-se que a taxa de amonificação é superior em condições aeróbias. A faixa ótima de pH para este processo varia de 6,5 a 8,5. O íon amônio resultante pode ser absorvido pelas plantas ou pelos microrganismos (incorporada na biomassa), mineralizado no material suporte, volatilizado, dissolvido no efluente ou submetido ao processo de nitrificação (USEPA, 2000; VYMAZAL, 2007).

**Volatilização:** é o processo físico-químico no qual o íon amônio está em equilíbrio entre a forma iônica e a forma gasosa, passível de volatilização, conforme reação 8 (VYMAZAL, 2007).





A faixa de pH em que ocorre a volatilização da amônia varia de 8 a 9,5. Sendo o valor ótimo de 9,3, no qual o processo está em equilíbrio e as duas espécies químicas estão em concentrações iguais (razão de 1:1) (VYMAZAL, 2007).

**Adsorção de amônia:** adsorção do íon amônio presente no esgoto a superfícies sólidas, tais como detritos e compostos inorgânicos. São ligações fracas e que podem ser facilmente desfeitas dependendo das condições do sistema. Sendo assim, a adsorção do amônio não é considerada uma forma permanente de remoção de nitrogênio em alagados construídos. Vale ressaltar que há uma limitação de sítios disponíveis para adsorção, ou seja, há a possibilidade de saturação, e, acima desta quantidade, não há mais adsorção do íon.

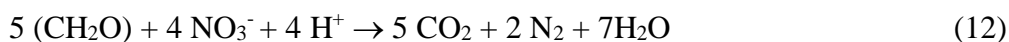
**Nitrificação:** oxidação da amônia a nitrato através de ação microbiológica sob condições aeróbias. Vale destacar que esse processo se dá em duas etapas: (1) oxidação da amônia a nitrito, quimicamente representada pela reação 9; (2) oxidação do nitrito a nitrato, representada pela reação 10. Deste modo, o nitrito é uma fase intermediária do nitrogênio nesse processo. A reação 11 resume as duas etapas necessárias para oxidação da amônia a nitrato (USEPA, 2000; VYMAZAL, 2007; VYMAZAL e KROPFELOVÁ, 2008).



As bactérias responsáveis pela oxidação da amônia a nitrito, dos gêneros *Nitrosomonas* e *Nitrosospira*, são estritamente aeróbias e dependentes desta oxidação para obtenção de energia para seu crescimento. Sabe-se que esta etapa libera íons  $\text{H}^+$  e, portanto, contribui para a redução da alcalinidade do sistema. Já a segunda etapa, oxidação do nitrito a nitrato, é realizada pelas bactérias dos gêneros *Nitrobacter*, *Nitrococcus* e *Nitrospira*. O nitrato resultante permanece dissolvido e pode ser posteriormente absorvido pelas plantas ou microrganismos, ou ainda ser submetido ao processo de desnitrificação (USEPA, 2000; VYMAZAL, 2007).

A nitrificação depende também do pH, cuja faixa ótima varia de 7,5 a 8, da temperatura do sistema e da disponibilidade de oxigênio. Portanto, nos AC de fluxo subsuperficial horizontal, esse processo de transformação de nitrogênio se dá apenas na rizosfera, zona aeróbia devido à transferência de oxigênio atmosférico por meio das macrófitas (USEPA, 2000; METCALF e EDDY, 2003; SEZERINO, 2006; VYMAZAL, 2007; VYMAZAL e KROPFELOVÁ, 2008).

**Desnitrificação:** transformação de nitrato em gás nitrogênio (N<sub>2</sub>) sob condições anaeróbias e na presença de matéria orgânica, utilizando o nitrato como aceptor de elétrons. O processo de desnitrificação ocorre conforme reação 12, considerada irreversível, e é realizado por uma série de bactérias heterotróficas facultativas conhecidas por desnitrificantes, dentre elas: *Pseudomonas*, *Bacillus*, *Nitrosomonas* e *Vibrio* (USEPA, 2000; VYMAZAL, 2007).



Segundo Vymazal (2007), a conversão de nitrato a gás nitrogênio segue a sequência de transformações químicas descrita pela reação 13, tendo como intermediários o nitrito, óxido nítrico e óxido nitroso através de ação microbiológica.



Assim como para as demais etapas de transformação de nitrogênio, a ocorrência da desnitrificação também depende de fatores ambientais, tais como: umidade do material suporte, temperatura, pH, ausência de oxigênio, presença de bactérias desnitrificantes, disponibilidade de matéria orgânica e concentração de nitrato. A faixa de pH ótimo para a desnitrificação varia de 6 a 8. Em condições de pH abaixo desta faixa, ainda há desnitrificação, porém em taxa mais lentas. Durante a desnitrificação, o consumo de íons H<sup>+</sup> desencadeia o aumento da alcalinidade do sistema (SEZERINO, 2006; VYMAZAL, 2007).

**Assimilação por plantas:** transformação de nitrogênio inorgânico (íons amônio, nitrato ou nitrito) em compostos orgânicos nitrogenados utilizados como elementos estruturais para as plantas. As duas principais formas de nitrogênio absorvidas pelas plantas são o nitrato e a amônia. A maior taxa de assimilação de nitrogênio por parte das plantas é durante seu crescimento, retirando nutrientes tanto da água quanto do material suporte.

No entanto, assim como o fósforo, a quantidade de nitrogênio absorvida pelas plantas é pequena em comparação ao aporte de nutrientes no sistema em decorrência da entrada de esgoto. Embora o aumento da remoção de nitrogênio e fósforo em decorrência das podas das macrófitas aquáticas seja insignificante comparado ao aporte de nutrientes no sistema, se não houver poda, boa parte do nitrogênio e fósforo incorporados aos tecidos vegetais será devolvida à fase líquida (efluente) através da decomposição da biomassa (BRIX, 1994; BRIX, 1997).

Ressalta-se que há também assimilação de nitrogênio inorgânico por parte dos microrganismos autótrofos e heterótrofos, que incorporam a amônia aos aminoácidos.

Segundo Vymazal (2007), nem todos os processos de transformação de nitrogênio culminam na remoção do nutriente da água residuária. Dentre os descritos acima, os processos que de fato removem nitrogênio são: a volatilização, a desnitrificação, a assimilação por plantas e a adsorção de amônio. Os processos de amonificação e nitrificação apenas convertem o nitrogênio em diferentes formas. No entanto, não significa que tais processos não sejam importantes. Segundo Vymazal *et al.* (1998), o conjunto dos processos de nitrificação e desnitrificação é considerado o principal mecanismo de remoção de nitrogênio do esgoto em sistemas de alagados construídos.

Vale destacar que, embora haja condições aeróbias na zona de raízes em decorrência da introdução de oxigênio pelas macrófitas, a taxa de oxigenação na rizosfera dos AC de fluxo subsuperficial horizontal é insuficiente para suportar a decomposição da matéria orgânica por via aeróbia e a ação das bactérias nitrificantes, limitando o processo de nitrificação. Ou seja, uma vez que as condições desses sistemas são basicamente anóxicas e anaeróbias, o principal obstáculo à maior remoção de nitrogênio é a baixa taxa de nitrificação que limita a ocorrência da etapa de desnitrificação, devido à reduzida concentração de nitrato (VERHOEVEN e MEULEMAN, 1999; VYMAZAL, 2005).

Já a fração particulada do nitrogênio (fração orgânica), assim como os demais poluentes, está sujeita a mecanismos físicos de remoção similares aos já descritos para sólidos suspensos - filtração e sedimentação por ação da gravidade (USEPA, 2000; VYMAZAL e KROPFLOVÁ, 2008).

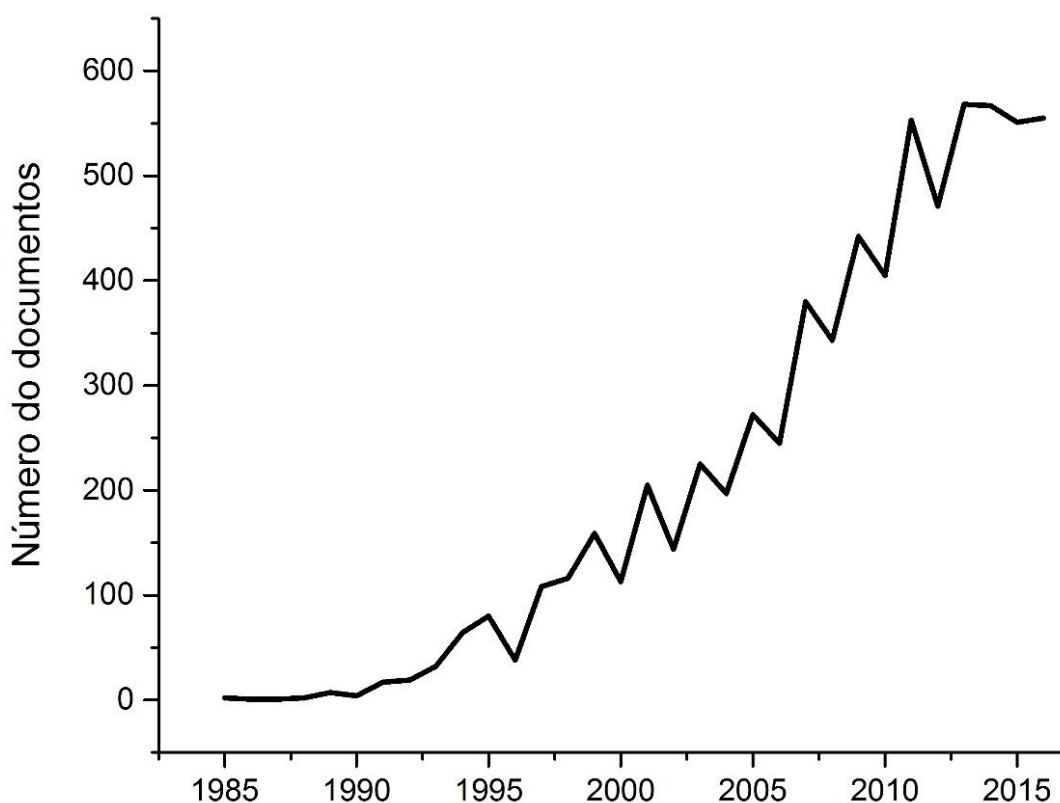
### **3.5. Estudos sobre alagados construídos**

Nos anos 60, a alemã Käthe Seidel deu início à utilização de alagados construídos para o tratamento de águas residuárias. Nos primeiros sistemas, foram utilizadas macrófitas aquáticas e lodo de diferentes tipos para tentar melhorar o desempenho de sistemas descentralizados de tratamento de esgotos, os quais eram compostos por tanques sépticos ou lagoas. Nos experimentos seguintes, utilizaram-se solos arenosos aumentando a condutividade hidráulica do sistema. A fim de eliminar a necessidade do taque séptico, a pesquisadora aliou ao sistema anterior, de fluxo horizontal, um filtro plantado com fluxo vertical, servindo como base para os sistemas híbridos desenvolvidos anos mais tarde (SEIDEL, 1965 *apud* VYMAZAL, 2005).

Desde então, a tecnologia de alagados construídos passou a ser mais estudada e aplicada para o tratamento de efluente. A fim de verificar a evolução de estudos na área de alagados construídos, realizou-se uma breve revisão bibliométrica, ou seja, análise de números referentes às publicações científicas sobre o tema. Utilizou-se a base *Scopus*, maior base de dados de resumos e citações de literatura científica. Pesquisou-se o termo “*constructed wetlands*” e a busca retornou 6.966 documentos.

A evolução anual do número de publicações sobre alagados construídos no período de 1985 a 2016 está ilustrada na Figura 9.

**Figura 9:** Evolução do número de publicações sobre alagados construídos no período de 1985 a 2016.

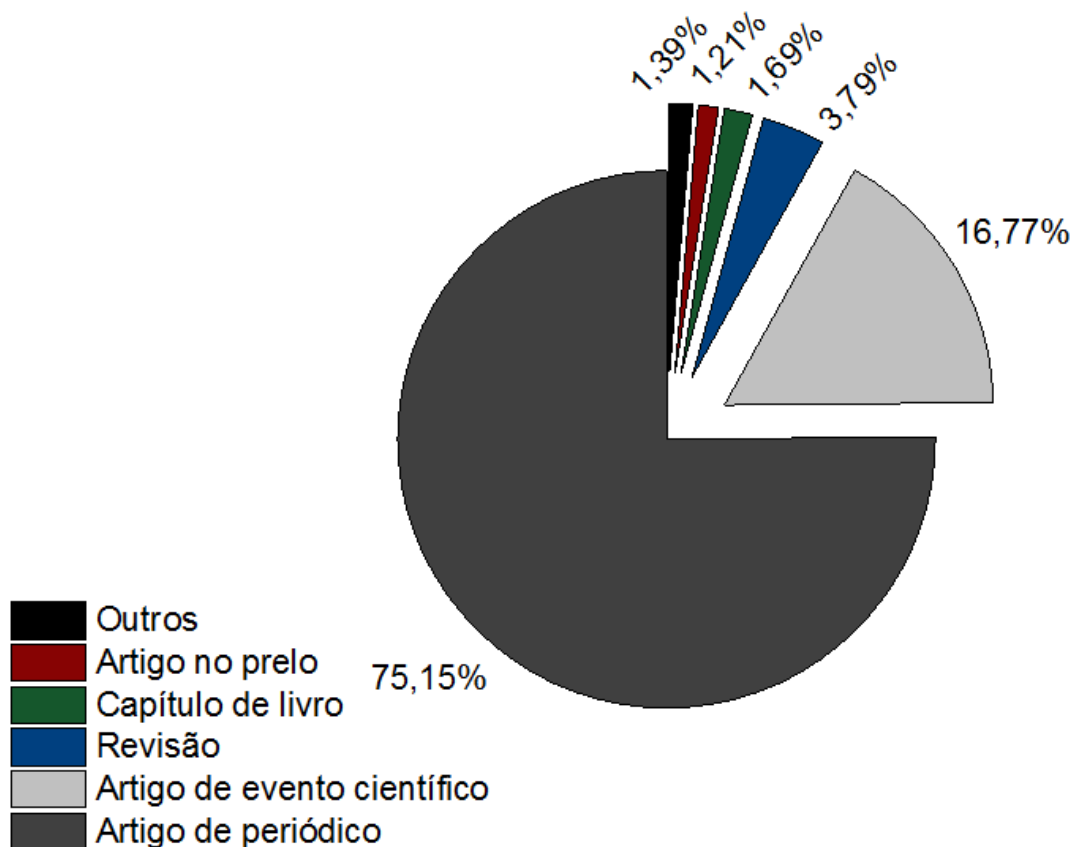


Fonte: elaborada pela autora com base em dados do *Scopus*.

Observa-se que desde 1985, data da primeira publicação científica disponível na base pesquisada, houve um aumento considerável do número de publicações ao longo dos anos. Atualmente, são publicados mais de 400 trabalhos científicos sobre o assunto por ano.

A Figura 10 ilustra o percentual de cada tipo de documento publicado sobre alagados construídos desde 1985.

**Figura 10:** Percentual de tipos de documentos publicados sobre alagados construídos no período de 1985 a 2016.



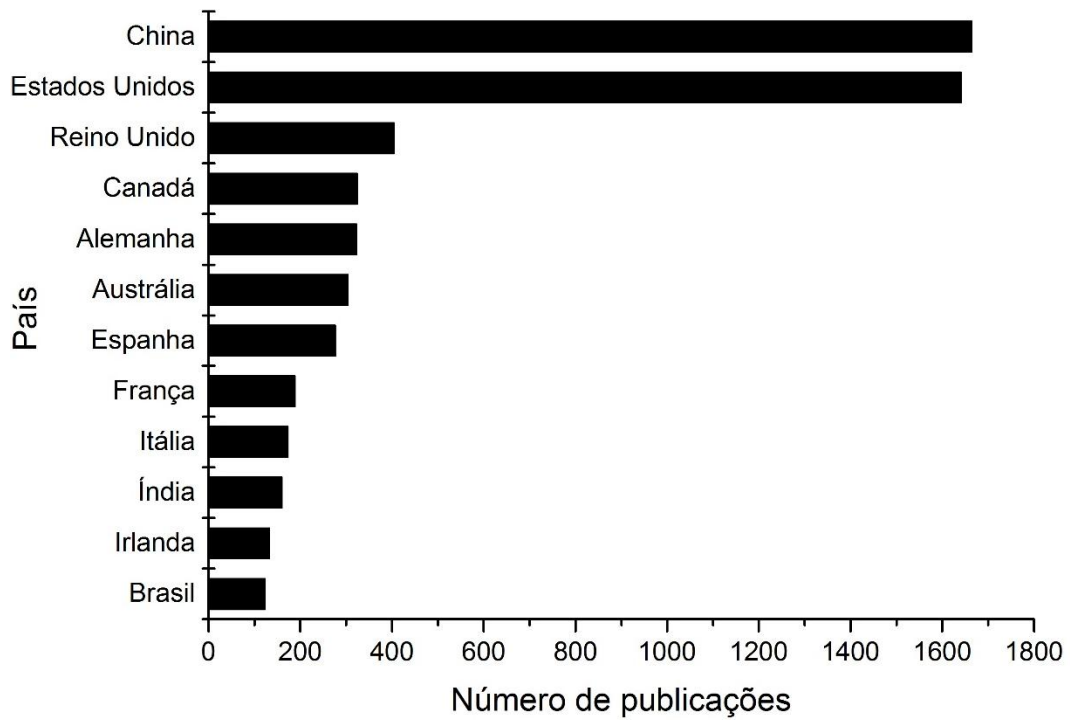
Fonte: elaborada pela autora com base em dados do *Scopus*.

Dentre os resultados encontrados, aproximadamente 75,15% (5.235) são artigos de periódicos, 16,77% (1.168) artigos de eventos científicos; 3,79% (264) artigos de revisão; 1,69% (118) capítulo de livros; 1,21% (84) artigos no *prelo* e 1,39% (97) outros documentos. Na categoria “Outros” estão documentos como livros, notas, erratas, cartas, anais de eventos científicos e editoriais. Percebe-se a predominância de artigos científicos de periódicos, eventos e de revisão, sendo este último também publicado em periódicos.

Na Figura 11 estão apresentados os 12 países que mais publicaram sobre alagados construídos no período de 1985 a 2016.

Dentre os países que mais publicaram nesta temática, destacam-se a China e os Estados Unidos da América (EUA), que juntos são responsáveis por praticamente metade de todas as publicações realizadas até 2016. Essas informações são importantes, pois revelam os países que mais investem nessa área da pesquisa e que são referências nesses estudos.

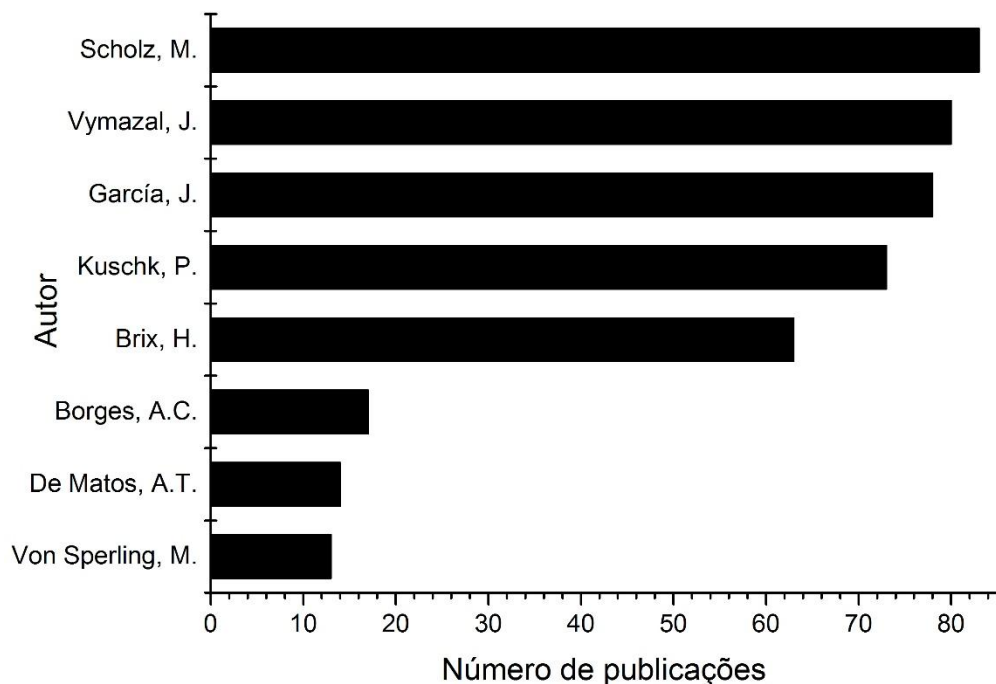
**Figura 11:** Número de publicações relacionadas a alagados construídos por país no período de 1985 a 2016.



Fonte: elaborada pela autora com base em dados do *Scopus*.

A Figura 12 ilustra os cinco autores estrangeiros e os três brasileiros com maior número de publicações sobre o tema de pesquisa.

**Figura 12:** Autores com maior número de publicações sobre alagados construídos no período de 1985 a 2016.



Fonte: elaborada pela autora com base em dados do *Scopus*.

Miklas Scholz, pesquisador do Reino Unido, possui publicações na temática de AC desde 2001, totalizando 83 trabalhos científicos. O foco de sua pesquisa são os alagados construídos de fluxo subsuperficial vertical ou sistemas integrados (tratamento primário com uma sequência de AC de fluxo vertical) para tratamento de esgoto doméstico. Scholz também realizou pesquisas para avaliar diferentes tipos de material suporte, tempos de detenção hidráulica e tempo de permanência do sistema vazio quando operados em regime intermitente. Outros aspectos pesquisados foram a remoção de fósforo e nitrogênio em longo prazo, ou seja, em sistemas que operavam há bastante tempo; esgoto contaminado com hidrocarbonetos; e a viabilidade de utilização dos efluentes proveniente de AC para reuso na agricultura.

Jan Vymazal, pesquisador tcheco, possui publicações sobre AC desde 1995. Seu principal objeto de estudo são os alagados construídos de fluxo subsuperficial horizontal, porém há pesquisas com AC de fluxo vertical, sistemas híbridos e de fluxo superficial. Dentre seus trabalhos, há muitos estudos conduzidos em sistemas operados por longos anos na República Tcheca e também revisões sobre os sistemas alagados, aplicações, espécies de macrófitas emergentes e mecanismos de remoção de poluentes. Dentre os trabalhos experimentais, há estudos em escala real, piloto e de laboratório utilizando AC tanto para tratamento secundário quanto terciário. Há pesquisas desde remoção de matéria orgânica e nutrientes até metais pesados, pesticidas e disruptores endócrinos. Recentemente, ele publicou um trabalho com a remoção de fármacos por AC (VYMAZAL *et al.*, 2016).

Joan García, pesquisador espanhol, possui 83 publicações desde 1997 na base de dados analisada. O foco de suas pesquisas são os sistemas de fluxo subsuperficial, tanto horizontal quanto vertical ou combinado (híbrido). Diferentemente dos demais estudiosos, García desenvolveu alguns estudos na área de modelagem de alagados construídos afim de entender melhor as interações que ocorrem nesses sistemas durante a remoção dos poluentes. Outra aplicação de tais modelagens seria a mensuração e previsão de possíveis entupimentos nos sistemas. Em relação aos estudos experimentais, há pesquisas realizadas em AC em escala real, piloto e de laboratório; com vistas à remoção de matéria orgânica, sólidos, nutrientes, microrganismos e, em alguns casos, fármacos e poluentes emergentes. Dentro de suas pesquisas, García utilizou os AC para tratar águas residuárias tanto a nível secundário quanto terciário. Na maioria dos estudos, o afluente utilizado era proveniente de pré-tratamento primário ou secundário. Nesse contexto, o autor estudou sobre a eficiência de remoção de poluentes em esgotos provenientes de diferentes tratamentos primários e sob diferentes condições de operação. Há também estudos acerca dos efeitos do tratamento primário e dos

tipos de fluxo sobre a ocorrência de entupimentos em AC. Segundo trabalhos do autor, a aeração forçada em sistemas de alagados construídos de fluxo subsuperficial horizontal elevam os níveis de nitrificação do sistema, suprindo a limitação deste tipo de fluxo e, conseqüentemente, aumentando a remoção de nitrogênio através do mecanismo nitrificação-desnitrificação. Em suas pesquisas, as espécies de macrófitas aquáticas mais utilizadas foram *Phragmites australis* e *Typha* sp.

O pesquisador alemão Peter Kuschik publicou 73 documentos desde 1999 segundo a base de dados *Scopus*. Embora haja mais pesquisas sobre sistemas com fluxo subsuperficial horizontal, há também estudos com sistemas operados sob fluxo vertical. Em suas publicações, há a utilização de AC para tratamento de esgoto doméstico e industrial, sendo este último objeto de estudo de muitos trabalhos. Assim como os demais autores, Kuschik avaliou a remoção de matéria orgânica e nitrogênio em AC, porém a maior parte das pesquisas são sobre outros poluentes, tais como metais pesados, sulfato, fenóis, tolueno, benzeno, arsênio, zinco e cromo. Os estudos foram realizados tanto em escala piloto quanto de laboratório. Há trabalhos também sobre a liberação de oxigênio pelas raízes das macrófitas aquáticas em sistemas de fluxo subsuperficial e sobre a comunidade microbiológica responsável, principalmente, pela remoção de nitrogênio. As espécies de macrófita aquáticas mais utilizadas em seus estudos foram *Juncus effusus* e *Phragmites australis*.

Hans Brix possui 84 publicações na base de dados *Scopus* desde 1989. Seu principal foco de estudo são as macrófitas aquáticas e também a comunidade microbiológica (densidade e diversidade). Seus trabalhos mais citados são sobre as funções das macrófitas aquáticas em sistemas de alagados construídos. Embora haja trabalhos de revisão, a maioria dos estudos são experimentais e utilizaram AC para tratar esgoto doméstico, industrial e de carcinocultura, bem como águas contaminadas com fármacos ou pesticidas. Em relação aos experimentos, a maioria são de fluxo subsuperficial horizontal, porém há alguns com fluxo vertical. Destacam-se também os estudos que comparam sistemas horizontais e verticais. Embora seja dinamarquês, Brix também realizou estudos na Alemanha e em outros países da Europa, bem como na Tailândia. Quanto ao desempenho dos sistemas, o foco é a remoção de nutrientes (nitrogênio e fósforo), fármacos e pesticidas. Pesquisou também sobre os tipos de material suporte mais adequados para remoção de fósforo e os efeitos das formas de nitrogênio disponíveis e da salinidade no crescimento e morfologia das macrófitas. Outros trabalhos analisaram a assimilação e acumulação de nutrientes e metais pelas plantas. Finalmente, uma vez que o foco de suas pesquisas eram as macrófitas aquáticas, diversas espécies foram estudadas, tais como



*Typha latifolia*, *Phragmites australis*, *Iris pseudacorus*, *Juncus effusus*, *Berula erecta*, *Pennisetum purpureum* e *Pennisetum americanum*.

Alisson Carraro Borges é um pesquisador brasileiro com 17 publicações disponíveis no *Scopus* desde 2009. Em seus estudos, predomina a utilização de sistemas de alagados construídos de fluxo subsuperficial horizontal, no entanto há também os de fluxo vertical. Foram avaliados os desempenhos dos sistemas na remoção de diversos poluentes, tais como: matéria orgânica, nitrogênio, fósforo, sódio, potássio, cobre, zinco, compostos fenólicos e microrganismos. Pesquisou-se a utilização de AC no tratamento tanto de esgoto doméstico quanto de águas residuárias provenientes de suinocultura, laticínios e do processamento de café. Foram utilizadas várias espécies de macrófitas aquáticas em seus estudos, dentre elas: *Typha* sp., *Alternanthera philoxeroides*, *Cyperus* sp., *Lolium multiflorum*, *Heliconia rostrata* e *Hedychium coronarium*, além da gramínea *Cynodon* sp. Em uma de suas pesquisas, Borges e colaboradores avaliaram a influência das espécies de macrófitas aquáticas *Cyperus* sp., *Heliconia rostrata* e *Hedychium coronarium* e do TDH no desempenho de alagado construído de fluxo subsuperficial vertical. Neste estudo utilizou-se também tanques controles (sem vegetação – apenas brita como material suporte). Os resultados indicaram que as maiores reduções dos parâmetros físico-químicos, tais como DQO, nutrientes e turbidez foram obtidos em TDH mais elevados. Os autores destacam ainda que a remoção de nitrogênio amoniacal foi superior nos sistemas plantados. Por fim, o sistema com melhor desempenho foi cultivado com *Cyperus* sp. e operado com TDH de 72 horas (SARMENTO, BORGES e MATOS; 2012).

Antônio Teixeira de Matos, pesquisador brasileiro, possui 14 publicações na base de dados do *Scopus* no período de 2007 a 2015. A maioria dos estudos utilizam sistemas de alagados construídos de fluxo subsuperficial horizontal para tratar esgotos provenientes de tratamento primário. Há pesquisas utilizando esgoto doméstico, águas residuárias provenientes do processamento do café, da suinocultura e de laticínios. A maioria dos estudos utilizam macrófitas das espécies *Lolium multiflorum*, *Avena strigosa*, *Hemerocallis flava*, *Pennisetum purpureum*, *Typha* sp., *Alternanthera phyloxeroides* e a gramínea *Cynodon dactylon*. Estudou-se tanto a remoção de matéria orgânica quanto de nutrientes e compostos fenólicos. Há pesquisas que avaliaram o desempenho dos sistemas de AC sob diferentes taxas de carga orgânica. Além de avaliar a remoção de poluentes pela diferença de concentrações da entrada e saída dos sistemas, o pesquisador também estudou a produtividade de algumas espécies de macrófitas, o teor de nutrientes e a capacidade extratora das plantas.

Marcos Von Sperling, pesquisador brasileiro, possui 13 publicações no banco de dados pesquisado. Dentre os trabalhos, a maioria utilizou sistemas de AC de fluxo subsuperficial horizontal ou vertical em escala real no tratamento de efluente proveniente de reatores UASB (*Upflow anaerobic sludge blanket* – reator anaeróbico de fluxo ascendente). Nesses estudos, verificou-se que tais sistemas são eficientes para a remoção de matéria orgânica e sólidos suspensos totais, porém o mesmo nível de eficiência não foi observado para os nutrientes. Na maior parte de suas pesquisas, foram comparados sistemas plantados com não plantados (controle). Em alguns estudos, os resultados obtidos e o desempenho dos dois foram similares, porém, em outros houve diferença, muito embora o leito sem vegetação também tenha produzido efluentes de boa qualidade. Vale ressaltar que a *Typha* sp. foi a macrófita mais utilizada nos estudos de Von Sperling. Dentre todas as publicações, destaca-se o estudo realizado para tratar o esgoto bruto com uma etapa única de alagados construídos – sistema plantado com *Cynodon* sp., popularmente conhecida por Tifton-85, e outro sem vegetação (controle). Ambos foram operados com fluxo subsuperficial vertical, em regime de batelada e monitorados por mais de dois anos. Os resultados encontrados nos dois sistemas foram diferentes, indicando uma influência positiva destas macrófitas aquáticas no tratamento de efluente doméstico (LANA *et al.*, 2013).

O pesquisador brasileiro Pablo Heleno Sezerino também é referência em AC no Brasil. Ele possui nove publicações na base de dados do *Scopus* no período de 1999 a 2017. Em seu estudo de 1999, avaliou o desempenho de um sistema de alagado construído de fluxo subsuperficial horizontal alimentado com efluente proveniente de um tanque séptico para tratamento de esgoto doméstico. A maioria dos trabalhos foca na remoção e transformação de nutrientes com destaque para o nitrogênio. O autor estudou sistemas, principalmente, de fluxo subsuperficial vertical, porém também avaliou alguns com fluxo subsuperficial horizontal e sistemas híbridos. Com relação à escala, trabalhou com sistemas em microcosmo, escala piloto e real. O principal tipo de efluente tratado foi o sanitário, porém houve estudos para tratamento de efluente proveniente da criação de porcos e de gado. Em alguns de seus trabalhos, também utilizou a macrófita emergente *Typha* sp., porém estudou também outras espécies, tais como *Zizaniopsis bonariensis* e *Cyperus papyrus*. A maior parte dos estudos foram experimentais, porém destaca-se uma publicação relevante de 2015 acerca do estado da arte da utilização de sistemas de alagados construídos de fluxo subsuperficial horizontal no Brasil.

Na Tabela 2, estão descritos os parâmetros de projeto e resultados de remoções de alguns trabalhos realizados com alagados construídos recentemente tanto no Brasil quanto no exterior.

**Tabela 2:** Estudos sobre alagados construídos no Brasil e no mundo com seus respectivos dados de projeto e de eficiência de remoção de poluentes.

Local	Referência	Tipo de esgoto	Tratamento prévio	Tipo de AC	Escala	Material suporte	Espécie de macrófita aquática	TAS (m <sup>3</sup> m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup> )	DBO <sub>5,20</sub>	DQO	COD	SST	NT	N-NH <sub>3</sub>	PT	
Goiânia, Brasil	Almeida, Pitaluga e Reis, 2010	Doméstico	Primário (tanque séptico)	Subsuperficial horizontal	Real (residencial)	Brita e areia	<i>Hedychium coronarium</i> e <i>Typha</i> sp. (cultivados juntos)	0,065	89 %	78 %	-	-	-	-	-	
Brasília, Brasil	Silva, Bernardes e Ramos, 2015	Doméstico	Primário (decantador)	Subsuperficial vertical	Piloto	Solo natural com areia média	<i>Oryza sativa</i>	0,015	98 %	-	-	-	-	-	-	
Clarence Valley, California	Bolton e Bolton, 2013	Doméstico	Primário (tanque séptico)	Subsuperficial horizontal	Real (1 até 4 residências)	Brita	<i>Melaleuca tree</i>	0,2	94 %	-	-	99 %	48 %	-	29 %	
Galicia, Espanha	Jácome <i>et al.</i> , 2016	Doméstico	Primário (tanque séptico)	Subsuperficial horizontal	Real (residencial)	Brita 30 mm	<i>Phragmites australis</i>	0,05	76 %	69 %	-	77 %	37 %	-	-	
Sicilia, Espanha	La Bella <i>et al.</i> , 2016	Sanitário	Secundário (Lodo ativado)	Subsuperficial horizontal	Piloto	Brita 20 - 30 mm	<i>Typha latifolia</i> e <i>Cypruss alternifolius</i> (cultivadas separadas)	0,12	<i>Cypruss alternifolius</i>	68 %	74 %	-	66 %	-	43 %	38 %
									<i>Typha latifolia</i>	71 %	77 %	-	71 %	-	48 %	42 %
									Controle	48 %	44 %	-	28,4 %	-	11 %	9 %

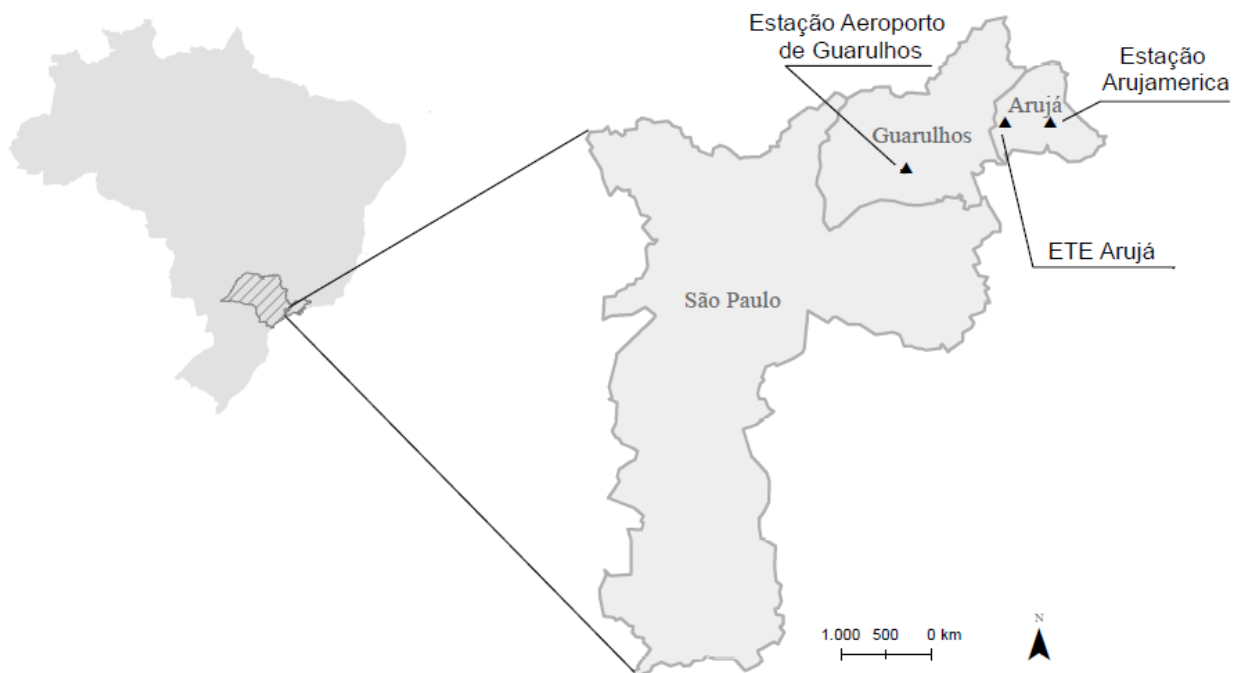
## 4. MATERIAL E MÉTODOS

### 4.1. Local do experimento

O experimento foi desenvolvido nas dependências da Estação de Tratamento de Esgotos (ETE) de Arujá (SP) localizada sob as coordenadas 23° 23' 47,62" S e 46° 21' 23,23" W. A ETE, operada pela Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (SABESP), dista aproximadamente 43 km da cidade de São Paulo e ocupa área de 91.800 m<sup>2</sup>, na margem direita do Rio Baquirivú-Guaçu, que é o corpo receptor do efluente final, classificado como Classe 3 (CONAMA, 2005).

A ETE Arujá está em operação desde 2004 e trata o esgoto gerado por cerca de 80 mil habitantes e algumas indústrias localizadas na área drenada pela ETE. A estação foi dimensionada para operar com vazão média de 240 L s<sup>-1</sup>, vazão máxima de 355 L s<sup>-1</sup> e carga orgânica afluyente de 4.670 kg DBO<sub>5,20</sub> d<sup>-1</sup>. A Figura 13 apresenta a localização da ETE Arujá, da estação meteorológica do Aeroporto de Guarulhos e da estação pluviométrica de Arujamerica.

**Figura 13:** Localização da ETE Arujá.



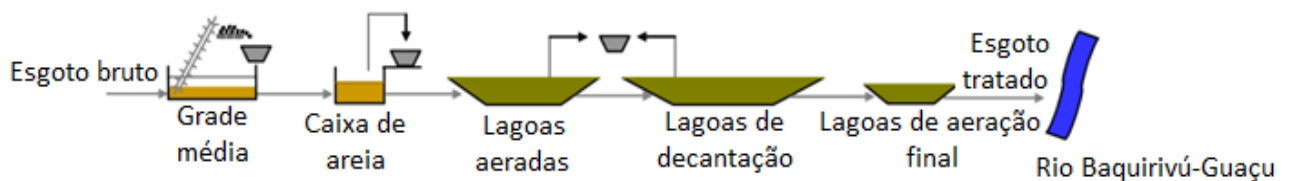
Fonte: elaborada pela autora.

O esgoto tratado na ETE Arujá é submetido ao tratamento preliminar e secundário. As etapas de tratamento adotadas são:

- 1) **Tratamento preliminar:** gradeamento mecanizado e caixa de areia com raspadores mecanizados;
- 2) **Tratamento secundário:** Tratamento biológico aeróbio através de lagoas aeradas seguidas de lagoas de decantação e lagoa de aeração final.

Vale destacar que a remoção do lodo das lagoas é realizada com periodicidade de cinco anos. A Figura 14 apresenta o fluxograma do processo de tratamento da ETE Arujá.

**Figura 14:** Fluxograma do sistema de tratamento da ETE Arujá.



Fonte: Procedimento Operacional da ETE Arujá, SP – SABESP, 2012.

A Figura 15 apresenta a vista aérea da ETE Arujá, destacando cada etapa de tratamento e o local de instalação do experimento.

**Figura 15:** Vista aérea da ETE Arujá, SP, com destaque ao local onde foi instalado o experimento.



Fonte: adaptada de Google Earth (2016).

#### 4.2. Dimensionamento do sistema piloto

O dimensionamento do sistema piloto de alagados construídos de fluxo subsuperficial horizontal foi realizado com base em Kadlec e Knight (1996) *apud* Vymazal e Kropfelová (2008). O principal parâmetro considerado foi a DBO<sub>5,20</sub>, visto que o principal objetivo do sistema era a remoção da matéria orgânica.

Para determinar a vazão de operação do sistema, considerando o regime de fluxo em pistão k-C\* sugerido por Kadlec e Knight (1996), utilizou-se a Equação 1. Considerou-se a concentração afluente de matéria orgânica de 400 mg L<sup>-1</sup>, eficiência de remoção de 80% e área superficial de 2 m<sup>2</sup>.

$$Q = \frac{A \cdot k_A}{\ln \frac{(C_e - C^*)}{(C_s - C^*)}} \quad (\text{Equação 1})$$

Onde: Q = vazão (m<sup>3</sup> d<sup>-1</sup>);

A = área superficial do sistema (m<sup>2</sup>);

k<sub>A</sub> = taxa de reação de primeira ordem por área ou constante de decaimento do poluente por área (m d<sup>-1</sup>);

C<sub>e</sub> = concentração de DBO<sub>5,20</sub> de entrada (mg L<sup>-1</sup>);

C<sub>s</sub> = concentração de DBO<sub>5,20</sub> de saída (mg L<sup>-1</sup>);

C\* = concentração de DBO<sub>5,20</sub> de fundo (correção) (mg L<sup>-1</sup>).

A concentração de DBO<sub>5,20</sub> de fundo corresponde à correção proposta por Kadlec e Knight (1996) para considerar a liberação interna de biomassa particulada e dissolvida para a coluna d'água que geralmente ocorre em sistemas de áreas alagadas. Tal concentração pode ser estimada segundo a Equação 2.

$$C^* = 3,5 + 0,053 \cdot C_e \quad (\text{Equação 2})$$

Para sistemas com foco em remoção de matéria orgânica e sólidos suspensos totais, Cooper *et al.* (1996) *apud* Vymazal e Kropfelová (2008) recomendam o valor de 0,1 m d<sup>-1</sup> para

a taxa de reação de primeira ordem por área. Em outras palavras, em sistemas com regime de fluxo em pistão, a redução ou decaimento de matéria orgânica biodegradável ( $DBO_{5,20}$ ) se dá à taxa de  $0,1 \text{ m d}^{-1}$ .

Vale destacar que para garantir o regime de fluxo em pistão, o comprimento do sistema é consideravelmente maior que a largura (2:1).

A partir da vazão de operação do sistema e do volume útil do tanque utilizado, foi possível estabelecer o tempo de detenção hidráulica (TDH) do sistema de acordo com a Equação 3:

$$TDH = \frac{V \cdot n}{Q} \quad (\text{Equação 3})$$

Onde:  $Q$  = vazão ( $\text{m}^3 \text{ d}^{-1}$ );

$V$  = volume útil do tanque ( $\text{m}^3$ );

$n$  = porosidade do material suporte (razão entre os espaços vazios e o volume total do material suporte);

TDH = Tempo de detenção hidráulica (d).

O material suporte utilizado na zona de tratamento do sistema foi a brita número 0,5 com granulometria variando de 4,8 mm a 9,5 mm e  $n = 0,5$ . A porosidade ( $n$ ) do meio de suporte foi determinada em laboratório ao aferir o volume de líquido que ocupava os interstícios de determinado volume de material filtrante.

A Tabela 3 apresenta os parâmetros hidráulicos do sistema: vazão, TDH e taxa de aplicação superficial (TAS).

**Tabela 3:** Variáveis hidráulicas do sistema.

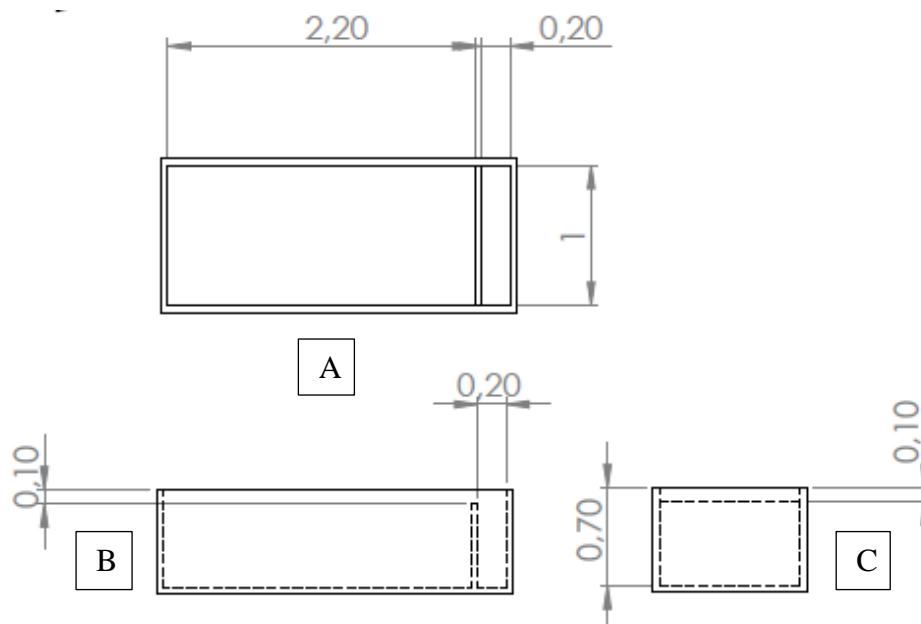
Vazão	Tempo de detenção hidráulica	Taxa de aplicação superficial
$0,105 \text{ m}^3 \text{ dia}^{-1} \cong 4,4 \text{ L h}^{-1}$	4,8 dias	$52,8 \text{ L m}^{-2} \text{ dia} \cong 0,05 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$

### 4.3. Montagem do experimento piloto

A planta piloto foi constituída por:

- 1 filtro ( $\phi = 2$  mm) autolimpante de PVC de 4" de diâmetro;
- 1 tanque de alimentação de polietileno com tampa de rosca e volume de 500 L;
- 4 tanques de polietileno com dimensões internas iguais a 2,4 x 1,0 x 0,7 m (C x L x P), conforme detalhado na Figura 16. No entanto, o volume útil dos tanques correspondeu a 1 m<sup>3</sup> (Dimensões: 2,0 x 1,0 x 0,5 m). O volume restante corresponde às faixas de entrada e saída de esgoto;
- 4 bombas peristálticas de precisão para dosagem de produtos líquidos e regulagem de vazão eletrônica. Marca: Provitec – Modelo AWM 5000;
- 10 metros de mangueira de 3/4" com malha;
- 15 metros de mangueira de 3/8" ou 1/2";
- 8 registros com flange para saídas do sistema;
- Tubo em PVC para esgoto (linha branca) de 2";
- Tubo em PVC soldável (linha marrom) de 1";
- Conexões soldáveis (joelhos de 45° de 1", linha marrom);
- Material suporte: brita número 0,5 e 1.

**Figura 16:** Vista superior (A), Corte longitudinal (B) e Corte Transversal (C) com suas respectivas cotas (m).



Fonte: elaborada pela autora.



A alimentação do sistema foi feita com efluente proveniente do tratamento preliminar (gradeamento e desarenador) da ETE. Primeiramente, o esgoto passava por um filtro autolimpante no qual ficavam retidas partículas grosseiras passíveis de entupimento das mangueiras. A seguir, o afluente era conduzido, por ação da gravidade, ao tanque de alimentação (T0) através da mangueira de ¾".

Do tanque de alimentação, o esgoto era recalcado e distribuído a cada um dos tanques de tratamento com o auxílio de bombas peristálticas e mangueiras de 3/8" cujas especificações já foram mencionadas. Vale destacar que cada bomba abastecia um único tanque com a vazão de operação determinada na etapa de dimensionamento. O afluente (esgoto de entrada) passava por um vertedor e escoava pelo sistema com fluxo subsuperficial horizontal.

Conforme ilustrado na Figura 17, em dois pontos do sistema foram instalados tubos de 2" perfurados com orifícios de 1" de diâmetro em todo o comprimento para que o efluente em tratamento completasse cada tubo e permitisse a inserção das sondas para acompanhamento das condições físico-químicas dentro do reator.

**Figura 17:** Fotografias da montagem do experimento (26/01/2016) com as indicações da região de entrada, saída, registro do meio do tanque e tubos para inserção da sonda.



Fonte: imagens da autora.

Em cada sistema foi instalado um registro flangeado no meio do tanque (Figura 18), na parte inferior, para coleta de amostras e acompanhamento das características físico-químicas do efluente ainda em tratamento (meio do tanque).

A área de saída também possuía registro, tubos e conexões (Figura 18) para que o nível de 0,5 m de esgoto fosse mantido. O nível da coluna de água residuária adotado segue as recomendações da USEPA (2000). Após o tratamento com as macrófitas, o efluente seguia para a lagoa de aeração da estação, seu curso normal na ETE, afim de não comprometer o processo já existente.

**Figura 18:** Fotografias da montagem do experimento (26/01/2016) com os detalhes do registro do meio do tanque, registro, tubos e conexões da saída.

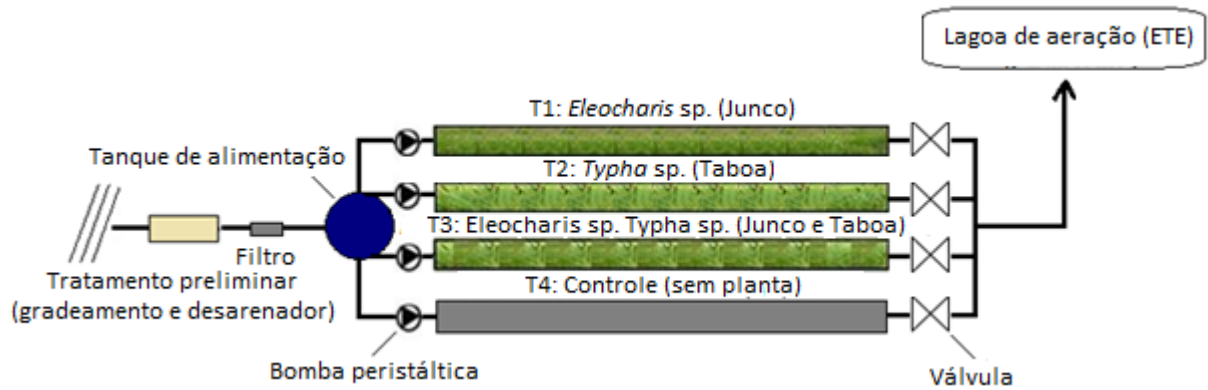


Fonte: imagens da autora.

O experimento piloto foi composto por um tanque de alimentação (T0) e quatro sistemas de alagados construídos instalados em paralelo. Cada um dos tanques de polietileno teve uma finalidade: Tanque 1 (T1): sistema de tratamento com *Eleocharis* sp.; Tanque 2 (T2): sistema de tratamento com *Typha* sp.; Tanque 3 (T3): sistema de tratamento combinado com *Typha* sp. e *Eleocharis* sp. e Tanque 4 (T4): sistema composto apenas pelo material suporte (sem plantas). As Figuras 19 e 20 apresentam, respectivamente, um esquema do sistema piloto, uma fotografia do sistema já em funcionamento no 64<sup>o</sup> dia de operação e detalhes de cada um dos cinco tanques.

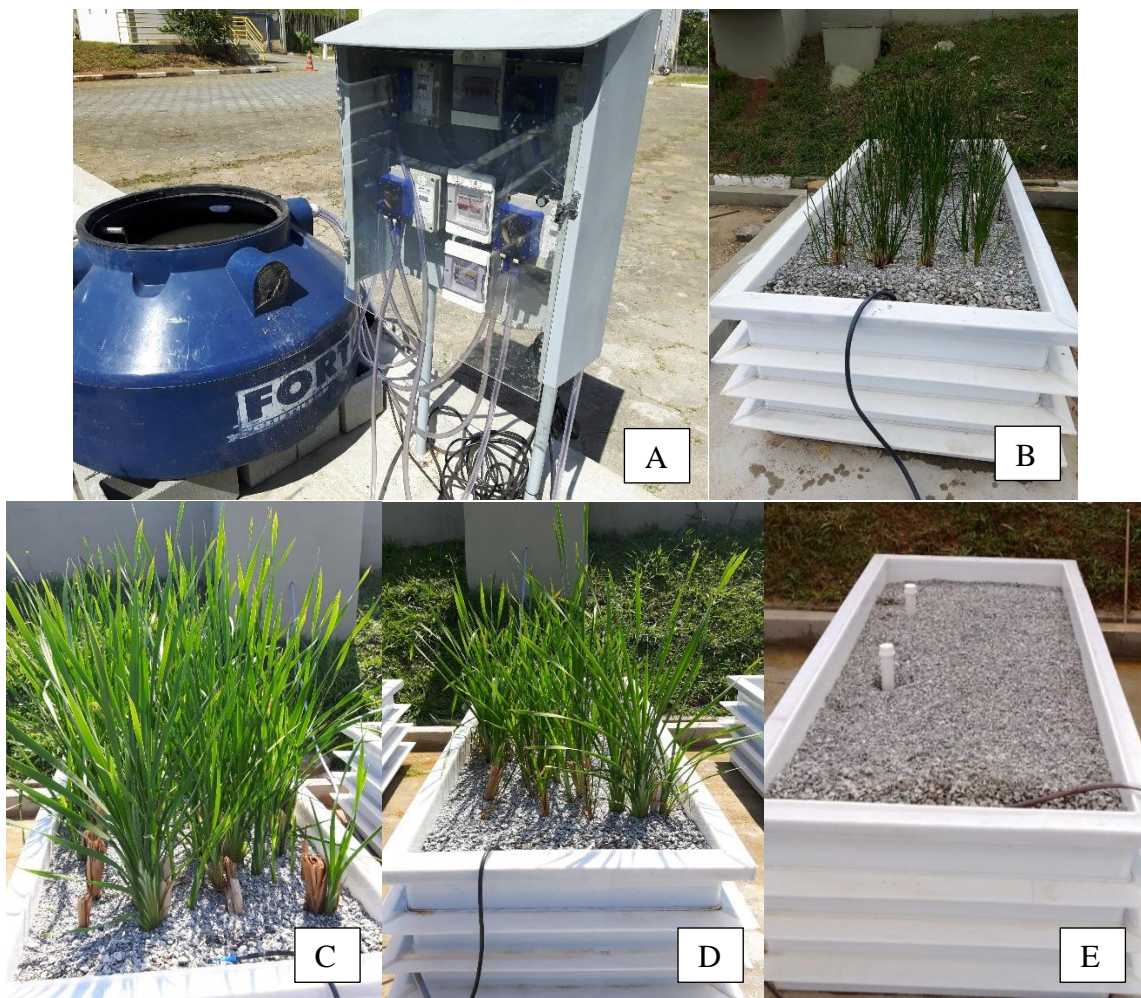
Como material suporte foram utilizadas britas número 1 (granulometria de 9,5 mm a 19 mm) nas áreas de entrada, saída e de tubulações para evitar possíveis entupimentos, e número 0,5 (granulometria de 4,8 mm a 9,5 mm e  $n = 0,5$ ) ao longo de todo o volume útil do tanque.

**Figura 19:** Diagrama esquemático do experimento piloto.



Fonte: elaborada pela autora.

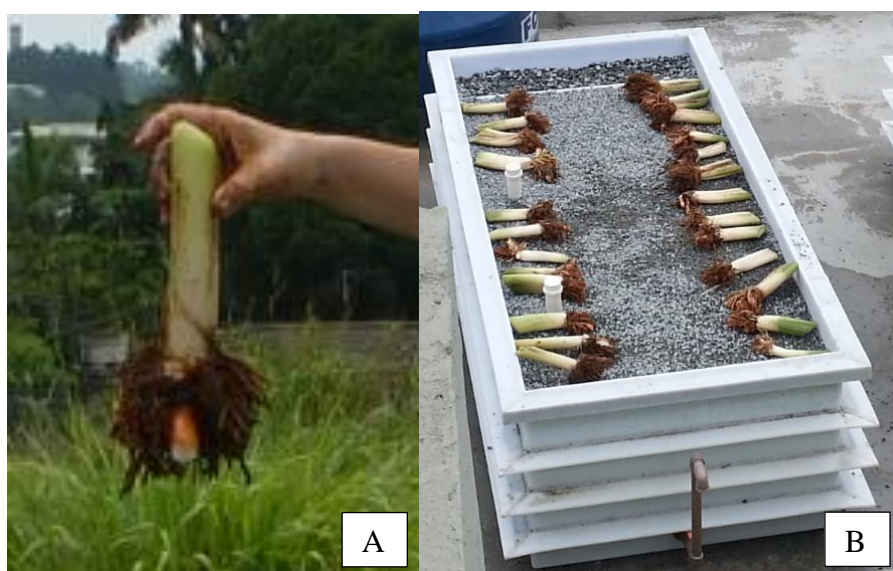
**Figura 20:** Fotografias do dia 31/03/2016, 64º dia de operação, com detalhes dos componentes do experimento piloto: (A) Tanque pulmão e quadro com as quatro bombas peristálticas; (B) Tanque 1 (Junco); (C) Tanque 2 (Taboa); (D) Tanque 3 (Junco e Taboa); (E) Tanque 4 (Controle).



Fonte: imagens da autora.

As plantas utilizadas nos sistemas eram nativas da área alagada existente dentro da própria ETE. Deu-se preferência a elas, por já estarem adaptadas ao clima da região. As macrófitas aquáticas foram retiradas com auxílio de uma vanga com ponta. Após extraídas, foram lavadas para retirar o excesso de terra junto às raízes. A fim de padronizar os indivíduos antes de serem transplantados, cortaram-se as folhas e as raízes para que ambas ficassem com aproximadamente 20 centímetros de comprimento (Figura 21). Em cada um dos tanques, plantou-se aproximadamente 20 indivíduos por m<sup>2</sup>.

**Figura 21:** Fotografias das macrófitas Taboa após cortadas (A) e prontas para serem plantadas (B) (28/01/2016).



Fonte: imagens da autora.

Na tabela 4 são listadas as atividades executadas durante a montagem da parte experimental do estudo.

**Tabela 4:** Atividades desenvolvidas durante a montagem e início de operação do experimento.

<b>Dia de operação do sistema</b>	<b>Data</b>	<b>Etapa do projeto</b>
-	26, 27 e 28/01/2016	Instalação do sistema
1°	28/01/2016	Início da operação em batelada
36°	03/03/2016	Substituição das plantas mortas
44°	11/03/2016	Início da operação em fluxo contínuo

A montagem do sistema foi realizada nos dias 26, 27 e 28 de janeiro de 2016. O sistema começou a funcionar em regime de batelada a partir do dia 28 de janeiro (1<sup>o</sup> dia de operação). A princípio, a troca de esgoto dos tanques foi realizada com frequência semanal, ou seja, o TDH inicial do sistema foi de sete dias para permitir a adaptação das macrófitas aquáticas ao novo meio de suporte e promover a formação do biofilme. Devido ao período de seca subsequente à instalação do experimento piloto, elevada quantidade de indivíduos morreram (Figuras 22 e 23). Na Tabela 5 estão discriminadas as porcentagens de indivíduos mortos em cada um dos tanques plantados.

**Tabela 5:** Percentual de indivíduos mortos em cada um dos três sistemas plantados.

Tanque	% de indivíduos mortos
T1 (Junco)	22,5%
T2 (Taboa)	65%
T3 (Junco e Taboa)	5 e 70%

**Figura 22:** Fotografia dos sistemas no 7<sup>o</sup> dia de operação (03/02/2016).



Fonte: imagem da autora.

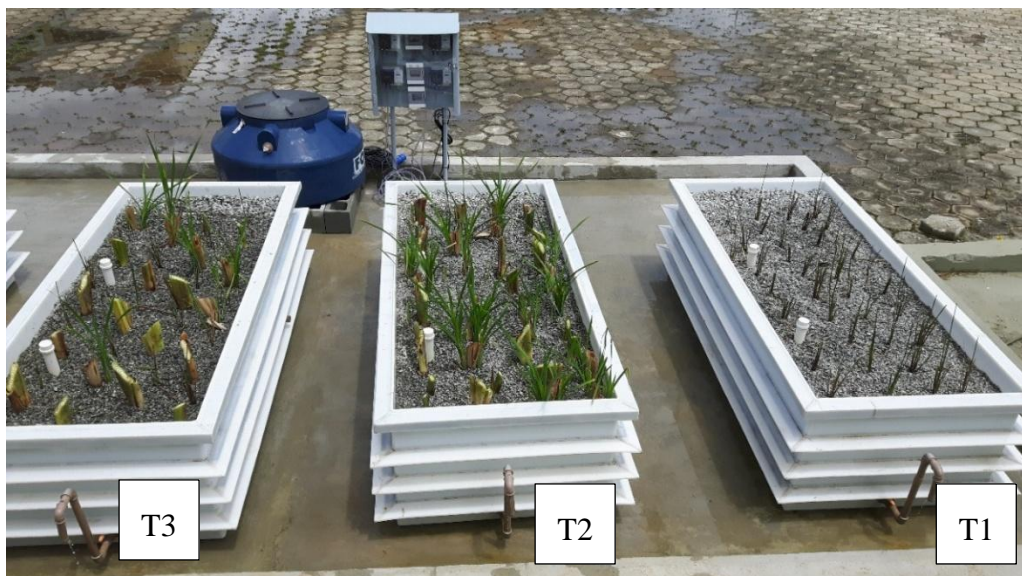
**Figura 23:** Fotografias de alguns indivíduos mortos nos Tanques 2 e 3 (03/02/2016).



Fonte: imagens da autora.

No 36º dia de operação, os indivíduos mortos foram substituídos. Com o aumento da incidência de chuvas, as plantas se adaptaram mais facilmente após o segundo plantio. A Figura 24 ilustra os três tanques imediatamente após a substituição das plantas.

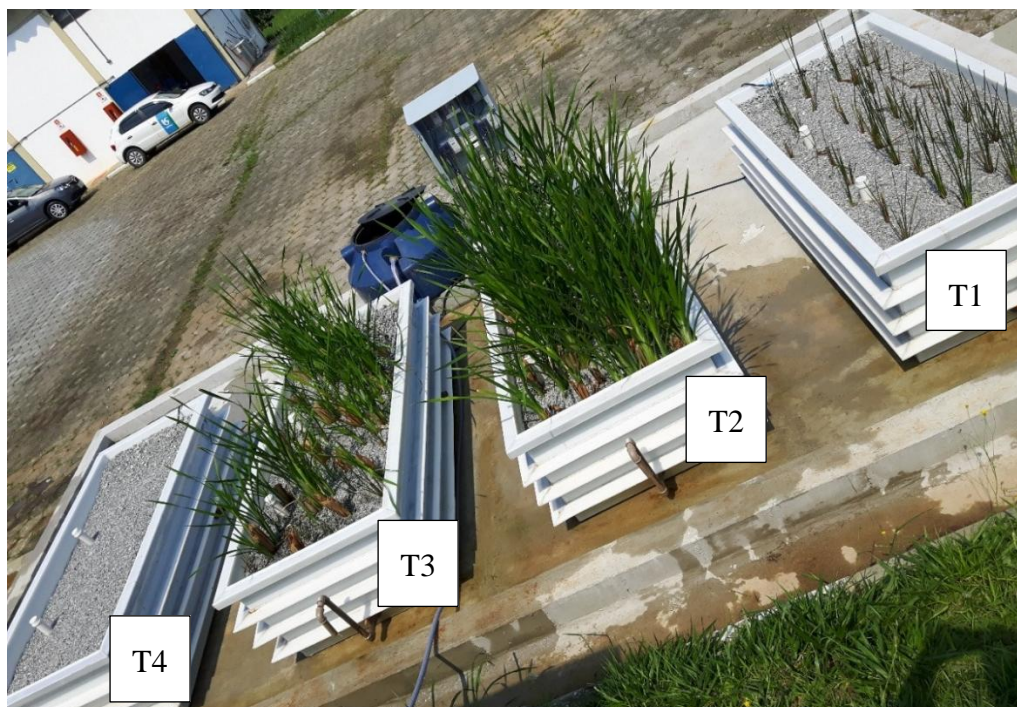
**Figura 24:** Fotografia do sistema no 36º (03/03/2016) dia de operação após substituição das plantas mortas.



Fonte: imagem da autora.

Finalmente, a partir do 44º dia de operação, o sistema passou a operar em regime de fluxo contínuo com os parâmetros hidráulicos conforme descrito anteriormente. A Figura 25 ilustra o sistema piloto após 64 dias de operação.

**Figura 25:** Fotografia do sistema instalado na ETE Arujá no 64º dia de operação (31/03/2016). Tanque 1: Junco; Tanque 2: Taboa; Tanque 3: Taboa e Junco e Tanque 4: controle.



Fonte: imagem da autora.

#### 4.4. Manutenção do sistema

A fim de manter o sistema operando adequadamente, foi necessária a realização de manutenções periódicas. Semanalmente, as mangueiras foram desentupidas e limpas através da técnica de hidrojateamento, e as bombas foram lubrificadas com vaselina industrial. A cada 15 dias, o tanque de alimentação foi esvaziado e limpo para remoção dos sólidos sedimentados no fundo do tanque. Os sólidos removidos foram dispostos juntamente com o resíduo proveniente do desarenador da ETE.

Ao longo da operação dos sistemas, tanto nos leitos plantados quanto no controle, surgiram plantas indesejadas, “pragas”, as quais foram removidas manualmente sempre que identificadas.

Com relação às macrófitas aquáticas, no 128º dia de operação, foi realizada a primeira poda com o auxílio de tesoura para cerca viva de 12" da marca Tramontina. O resíduo decorrente da poda foi retirado, armazenado em saco plástico e transportado para o Laboratório de Processos Biológicos da Universidade Federal do ABC (UFABC) - Santo André para outro estudo, sobre a compostagem dos resíduos gerados. A Figura 26 ilustra os sistemas após a poda.

**Figura 26:** Fotografia dos três sistemas plantados após a primeira poda no 128º dia de operação (03/06/2016).



Fonte: imagem da autora.

#### 4.5. Monitoramento e amostragem

Na Tabela 6 estão apresentadas as atividades realizadas ao longo da etapa de monitoramento do sistema.

**Tabela 6:** Atividades de monitoramento e amostragem.

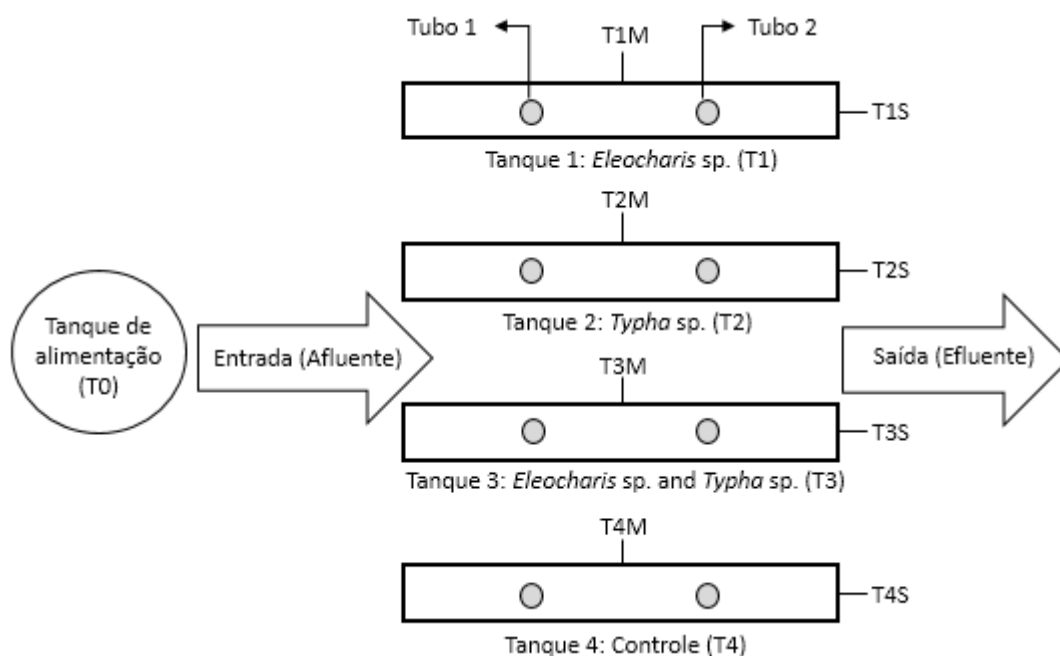
<b>Dia de operação do sistema</b>	<b>Data</b>	<b>Etapa do projeto</b>
96°	02/05/2016	Início do monitoramento cinco vezes por semana
103°	09/05/2016	Coleta de plantas
121°	27/05/2016	Coleta de plantas
128°	03/06/2016	Primeira poda
134°	09/06/2016	Coleta de plantas
135°	10/06/2016	Fim do monitoramento cinco vezes por semana
141°	16/06/2016	Início do monitoramento semanal
190°	04/08/2016	Fim do monitoramento



Após 95 dias da instalação do sistema, deu-se início ao monitoramento com vistas a avaliar a capacidade de remoção dos poluentes e a incorporação destes na biomassa vegetal, verificando, assim, a eficiência do experimento piloto. O sistema foi monitorado intensivamente durante quarenta dias, do 96º ao 135º dia de operação. Neste período, foram coletadas amostras cinco vezes por semana (de segunda à sexta-feira), totalizando 26 coletas. Do 141º até o 190º dia de operação, o sistema passou a ser monitorado semanalmente, às quintas-feiras, até que se completassem 33 coletas. Foi necessário tal número de amostragens para que se pudesse realizar, posteriormente, as análises estatísticas sem perda de representatividade dos dados.

As coletas foram realizadas sempre no período da manhã, entre às 8h30 e 11h30. Foram coletadas amostras do afluente (entrada), do efluente final (saída) e do efluente em tratamento (meio). Foram medidos, *in situ*, parâmetros físico-químicos para caracterizar o afluente, efluente e as condições internas dos reatores através de sondas introduzidas nos tubos 1 e 2. Vale destacar que para realizar as medições com a sonda no efluente, foi necessário preencher um recipiente plástico de 2 L no qual foram mergulhados os equipamentos. A Figura 27 ilustra os pontos de coleta de amostras e dados físico-químicos. Ademais, em todos os dias de coleta, mediu-se a vazão de entrada dos quatro tanques com o uso de proveta de 1000 mL e cronômetro. Em três dos trinta e três dias de coletas também foram coletadas amostras de macrófitas aquáticas a fim de verificar a incorporação dos poluentes por parte da biomassa vegetal.

**Figura 27:** Esquema com os pontos de coleta de amostras do afluente e efluente e de coleta de dados.



Fonte: elaborada pela autora.

#### 4.6. Análises físicas e químicas do afluente e efluente do sistema piloto

As variáveis oxigênio dissolvido (OD), condutividade elétrica (CE), pH e sólidos dissolvidos totais (SDT) foram analisadas *in situ* por meio de sonda multiparamétrica (Marca Hanna, Modelo HI 9829) e sonda de oxigênio (Marca Thermo Scientific, Modelo K08177). Mediu-se tais parâmetros no tanque de alimentação (afluente), na saída dos tanques de tratamento (T1S, T2S, T3S e T4S) e no meio dos reatores através dos tubos já mencionados.

As demais análises foram realizadas em laboratório. Para tanto, as amostras foram coletas em frascos plásticos, armazenadas sob condições de resfriamento e transportadas ao Laboratório de Análises Ambientais (LAA) da UFABC - Santo André, onde foram analisadas.

As análises de alcalinidade, sólidos suspensos totais (SST), frações fixas (SSF) e voláteis (SSV), cor aparente, turbidez, DBO<sub>5,20</sub> e DQO foram realizadas, em duplicatas, dentro do período de 12 horas após as coletas.

Por se tratar de água residuária, para a análise de DBO<sub>5,20</sub> as amostras foram diluídas. A diluição para o afluente (esgoto de entrada) variou entre 1 e 5%. Já para o esgoto coletado no meio dos tanques e para o efluente final, a diluição foi de 10%. A água de diluição utilizada para a DBO<sub>5,20</sub> foi preparada conforme o procedimento e as recomendações descritas no Método 5210 B do *Standard Methods* (APHA, 2012)

Para a análise de DQO, foram feitas diluições com água ultrapura para o afluente de 20, 30 ou 50% dependendo das condições visuais do esgoto.

Para as análises de carbono orgânico dissolvido (COD) e nitrogênio total dissolvido, as amostras foram filtradas em laboratório com membrana de 0,45 µm, armazenadas em frasco âmbar a fim de minimizar a exposição à luz e acondicionadas sob refrigeração a aproximadamente 4 °C para posterior análise.

As amostras para as demais análises foram congeladas (<10 °C) sem filtração e analisadas dentro do período de três meses.

As amostras para análise de nitrogênio amoniacal dissolvido e nitrato foram, após descongeladas, filtradas em membranas de 0,45 e 0,22 µm, respectivamente. Vale destacar que tais análises não foram realizadas em duplicatas devido, principalmente, ao elevado número de amostras e tempo necessário.

Já as análises de fósforo total, realizadas em duplicatas, não foram filtradas, porém foi necessário diluir as amostras, 10% para o afluente (T0) e 25% para o efluente final e do meio dos tanques (T1M, T1S, T2M, T2S, T3M, T3S, T4M e T4S).

Na Tabela 7, estão apresentadas todas as variáveis físico-químicas analisadas no esgoto com seu respectivo local e período de análise, número de replicata, procedimento de preservação e preparo da amostra, método de análise, equipamentos necessários e referências utilizadas.

**Tabela 7:** Variáveis físico-químicas monitoradas com o respectivo local e período de análise, métodos, equipamentos, números de replicatas, procedimentos de preservação e preparo de amostra caso necessário.

Variáveis	Local de análise	Período de análise*	nº de replicatas	Preservação da amostra	Preparo da amostra	Métodos	Equipamento	Referência
Condutividade elétrica ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ )	<i>in situ</i>	d	1	-	-	Potenciométrico	Sonda multiparamétrica (Marca Hanna, Modelo HI 9829)	-
pH	<i>in situ</i>	d	1	-	-	Potenciométrico	Sonda multiparamétrica (Marca Hanna, Modelo HI 9829)	-
Sólidos dissolvidos totais ( $\text{mg L}^{-1}$ )	<i>in situ</i>	d	1	-	-	Potenciométrico	Sonda multiparamétrica (Marca Hanna, Modelo HI 9829)	-
Oxigênio dissolvido ( $\text{mg L}^{-1}$ )	<i>in situ</i>	d	1	-	-	Potenciométrico	Sonda de oxigênio (Marca Thermo Scientific, Modelo K08177)	-
Turbidez (UNT)	laboratório	d	2	-	-	Potenciométrico	Turbidímetro (Marca Policontrol, Modelo AP 2000)	-
Cor aparente (uC)	laboratório	d	2	-	-	Potenciométrico	Colorímetro (Marca Policontrol, Modelo Aquacolor Cor)	-
Alcalinidade ( $\text{mg CaCO}_3 \text{L}^{-1}$ )	laboratório	d	2	-	-	Método 2320 B Titulométrico	Titulador automático (Marca Mettler Toledo, Modelo EasyPlus)	APHA (2012)
DBO <sub>5,20</sub> ( $\text{mg O}_2 \text{L}^{-1}$ )	laboratório	d	2	-	Diluição do afluente de 1 a 5% e do efluente de 10%	Potenciométrico	Sonda de oxigênio (Marca Thermo Scientific, Modelo K08177)	-
DQO ( $\text{mg O}_2 \text{L}^{-1}$ )	laboratório	d	2	-	Diluição do afluente de 20, 30 ou 50%	Método 5220 D Refluxo fechado	Bloco digestor (Marca Marconi, Modelo MA 4004); Espectrofotômetro (Marca Hach, Modelo DR 5000)	APHA (2012)
SST, SSF e SSV ( $\text{mg L}^{-1}$ )	laboratório	d	2	-	-	Métodos 2540 D e 2540 E Gravimétrico	Estufa de secagem (Marca Solab, Modelo SL-100); Forno mufla (Marca Sppencer, Modelo Semi Digital 1200 °C); Balança analítica (Marca Shimadzu, Modelo AUW220D)	APHA (2012)

Variáveis	Local de análise	Período de análise	nº de replicatas	Preservação da amostra	Preparo da amostra	Métodos	Equipamento	Referência
Fósforo total (mg L <sup>-1</sup> )	laboratório	p	2	Frasco plástico sob refrigeração (< 10 °C)	Diluição do afluente de 10% e do efluente de 25%	Digestão com persulfato e análise Método 4500P E Ácido ascórbico	Autoclave Vertical (Marca Primatec, Modelo CS); Espectrofotômetro (Marca Hach, Modelo DR 5000)	VALDERRAMA (1981); APHA (2012);
Íon nitrato (mg L <sup>-1</sup> )	laboratório	p	1	Frasco plástico sob refrigeração (< 10 °C)	Filtração em membrana de 0,22 µm	Método 4110 B Cromatografia de íons	Cromatógrafo de íons (Marca Metrohm, Modelo 883 Basic IC Plus)	APHA (2012)
Nitrogênio amoniacal dissolvido (mg L <sup>-1</sup> )	laboratório	p	1	Frasco plástico sob refrigeração (< 10 °C)	Filtração em membrana de 0,45 µm	Método 4500NH <sub>3</sub> B Método 4500NH <sub>3</sub> C Destilação e Titulométrico	Destilador de nitrogênio (Marca Solab, Modelo SL-74); Titulador automático (Marca Mettler Toledo, Modelo EasyPlus)	APHA (2012)
Nitrogênio total dissolvido (mg L <sup>-1</sup> )	laboratório	p	2	Frasco âmbar sob refrigeração (~ 4 °C)	Filtração em membrana de 0,45 µm	Método de combustão e detecção por quimiluminescência	Analizador de COT (TOC-L) com o módulo TNM-L (Marca Shimadzu, Modelo 5000A)	-
COD (mg L <sup>-1</sup> )	laboratório	p	2	Frasco âmbar sob refrigeração (~ 4 °C)	Filtração em membrana de 0,45 µm	Método 5310 B Combustão à alta temperatura	Analizador de COT (TOC-L) (Marca Shimadzu, Modelo 5000A)	APHA (2012)

\*d: análise realizada no dia da coleta; p: análise realizada posteriormente dentro de um período de três meses.

#### 4.7. Eficiência de remoção de poluentes

A eficiência de remoção dos parâmetros de interesse foi calculada conforme Equação 4.

$$E (\%) = \frac{C_e - C_s}{C_e} \cdot 100\% \quad (\text{Equação 4})$$

Onde:  $C_e$  = Concentração média do parâmetro no afluente (entrada do sistema);

$C_s$  = Concentração do parâmetro no efluente tratado (saída do sistema).

#### 4.8. Variáveis meteorológicas

Em todos os dias de coleta foram monitoradas as variáveis temperatura do ar e umidade relativa do ar com auxílio de um termo higrômetro digital (Marca Digital, Modelo HC 520).

Para avaliar as condições meteorológicas durante todo o período de monitoramento, foram utilizadas as informações de temperatura do ar obtidas junto ao banco de dados do Centro de Previsão de Tempo e Estudos Climáticos (CEPTEC) referente à estação meteorológica do Aeroporto de Guarulhos, estação mais próxima ao local de estudo com dados disponíveis, localizada sob as coordenadas 23° 26' 24.0" S e 46° 28' 12.0" W. Com relação à precipitação pluviométrica, as informações de chuva diária foram obtidas a partir do Centro Nacional de Monitoramento e Alertas de Desastres Naturais (CEMADEN) referente à estação pluviométrica Arujamerica, localizada sob as coordenadas 23° 23' 31"S e 46° 18' 39" W.

#### 4.9. Coleta e análise química da biomassa

Foram realizadas três coletas de biomassa durante todo o período de monitoramento, no 103<sup>o</sup>, 121<sup>o</sup> e 134<sup>o</sup> dia de operação. Coletou-se, de forma aleatória, os indivíduos de macrófitas aquáticas em cada um dos tanques 1, 2 e 3. Vale destacar que nos tanques 1 e 2 coletou-se apenas um indivíduo, porém no tanque 3, composto pelas duas espécies, retirou-se um indivíduo

de cada espécie, totalizando duas amostras. As mesmas foram armazenadas em sacos plásticos e transportadas para o LAA.

As plantas foram lavadas com água proveniente de sistema de membranas de osmose reversa para a remoção da brita e da terra das raízes. Em seguida, foram secas em estufa sob temperatura de 65 °C até atingirem peso constante. Após secagem completa, as plantas foram pesadas e submetidas à trituração em moinho de ágata tipo almofariz com pistilo, de acordo com as recomendações de Kiehl (1985). As amostras trituradas foram pesadas novamente e armazenadas em recipientes de vidro, os quais foram acondicionados em dessecadores com sílica gel para evitar contato com a umidade.

As concentrações de nitrogênio orgânico total foram determinadas pelo método de Kjeldahl descrito por MACKERETH *et al.* (1978). A concentração de fósforo total foi obtida através do método de digestão proposto por ANDERSEN (1976) seguido da análise conforme o método do ácido ascórbico (4500-P E) descrito no *Standard Methods* (APHA, 2012). As concentrações de carbono orgânico total (COT) foram obtidas por meio de um analisador de carbono orgânico total (TOC) (Marca Shimadzu, Modelo 5000A).

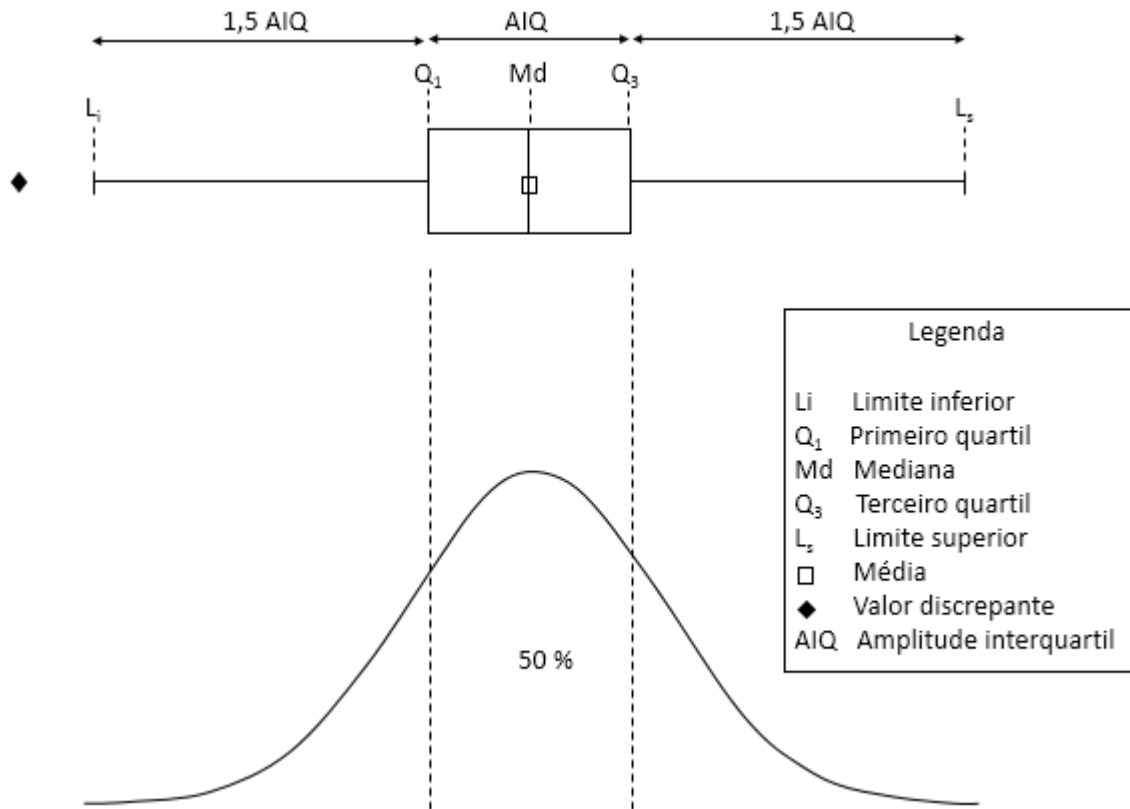
Vale destacar que foram determinadas as concentrações dos macronutrientes (nitrogênio e fósforo total) e do carbono orgânico total em  $\text{dag kg}^{-1}$  de peso seco (PS) de macrófita aquática.

#### **4.10. Análise dos resultados**

Os resultados obtidos a partir das análises físicas e químicas acima descritas foram tabulados e submetidos a controle de qualidade com o objetivo de detectar os dados discrepantes resultantes de erros determinados, como imprecisão na coleta, no preparo de amostras ou na execução das metodologias analíticas em laboratório. Tal etapa foi essencial para aferição e checagem contínua de todos os procedimentos de campo e laboratório realizados ao longo de todo o monitoramento do projeto.

Para avaliar cada variável físico-química separadamente, utilizou-se o gráfico *boxplot* (Figura 28) por permitir uma visualização da distribuição dos dados. A partir disto, foi possível identificar não só a tendência central, simetria e variabilidade (dispersão) dos dados, como também os valores discrepantes (atípicos ou extremos) das amostras.

**Figura 28:** Representação do gráfico de *boxplot*.



Fonte: elaborada pela autora.

Na caixa retangular, está o primeiro quartil ( $Q_1$ ) à esquerda e o terceiro quartil à direita ( $Q_3$ ). Entre eles, encontra-se a mediana ou segundo quartil ( $Q_2$ ) da distribuição. Vale destacar que 50% da distribuição dos dados estará dentro da caixa. A distância entre os quartis  $Q_3$  e  $Q_1$  representa a amplitude interquartil:  $AIQ = Q_3 - Q_1$ .

Há ainda linhas que delimitam os limites inferior ( $L_i$ ) e superior ( $L_s$ ) que são calculados com base na amplitude interquartil. Entre esses limites encontram-se os valores considerados como típicos da distribuição. Qualquer valor fora destes limites é considerado discrepante ou atípico (*outlier*).

Foram realizados testes de Análise de Variância (ANOVA) ao nível de significância de 5% ( $\alpha = 0,05$ ). Este teste estatístico fornece a probabilidade de grupos apresentarem médias iguais ou diferentes. Existem duas hipóteses:

- Hipótese nula ( $H_0$ ): as médias são iguais, isto é, não há diferença entre os grupos;
- Hipótese alternativa ( $H_1$ ): pelo menos duas médias são diferentes, ou seja, há diferença entre pelo menos dois grupos.



Desta forma, o objetivo do teste é determinar a probabilidade ( $p$ ) que permite aceitar ou rejeitar  $H_0$ .

- Se  $p > 0,05$ , aceita-se  $H_0$ : com 95% de confiança, todos os grupos possuem médias iguais;
- Se  $p < 0,05$ , rejeita-se  $H_0$ : com 95% de confiança pelo menos dois grupos possuem médias diferentes.

No presente estudo utilizou-se o teste ANOVA a fim de verificar se:

- a) as médias das variáveis físico-químicas analisadas no afluente (entrada) são significativamente iguais ou diferentes do efluente em tratamento (meio) e tratado (saída) – indicativo se há ou não efetiva remoção dos poluentes pelos quatro sistemas de tratamento;
- b) as médias das variáveis físico-químicas analisadas no efluente em tratamento (meio) e tratado (saída) são significativamente iguais ou diferentes – indicativo se a remoção se dá na primeira metade ou ao longo de todo sistema;
- c) as médias das variáveis físico-químicas e das eficiências de remoção são significativamente iguais ou diferentes entre os quatro sistemas de tratamento - indicativo se há ou não diferença entre os tratamentos com foco na influência das macrófitas.

Nos casos em que a ANOVA indicou a existência de diferenças significativas, utilizou-se o teste de Tukey de comparação de médias, a fim de verificar, dois a dois, quais os grupos apresentavam ou não diferenças estatísticas entre si ao nível de significância também de 5% ( $\alpha = 0,05$ ). Resumindo, o teste ANOVA verifica se há ou não diferença entre os grupos, enquanto o teste de Tukey identifica quais os grupos que diferem entre si.

Vale destacar que todos os gráficos e análises estatísticas foram gerados com o auxílio do software Origin<sup>®</sup> versão Pro 2016 (93E) da OriginLab.

## 5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 5.1. Problemas encontrados

Ao longo da operação e do monitoramento do experimento piloto foram encontrados alguns problemas. Estes encontram-se listados a seguir.

- **Variação da vazão na ETE e suas consequências na alimentação do sistema piloto**

A ideia inicial era usar um tanque de alimentação pequeno para garantir a circulação constante do esgoto de entrada a fim de evitar que os sólidos sedimentáveis presentes no afluente sedimentassem.

No entanto, o fluxo de esgoto que entra na ETE não é constante. Na maioria das vezes que parava de chegar esgoto à estação, entrava ar na mangueira que abastecia o tanque de alimentação. Com isso, mesmo que a vazão de entrada da ETE fosse reestabelecida, o esgoto não escoava em direção ao tanque de alimentação devido à presença de ar dentro da mangueira.

Diante disto, houve a necessidade de utilizar um tanque de alimentação maior para garantir que, mesmo sob baixa vazão de entrada de esgoto na ETE, o sistema experimental continuaria funcionando normalmente.

Diante desta ação, parte dos sólidos sedimentáveis presentes no afluente ficaram retidos no tanque de alimentação. Assim, periodicamente, foi necessário fazer a limpeza deste tanque conforme já descrito anteriormente.

- **Nível baixo do tanque de alimentação**

Com a variação da vazão de entrada de água residuária na ETE, o fluxo de esgoto para o tanque de alimentação só era reestabelecido quando o ar era removido da mangueira, manualmente. Assim, enquanto tal ação não era tomada, o esgoto do tanque de alimentação era consumido sem reposição até atingir níveis mínimos.

Com isso, ou o nível do esgoto abaixava além do comprimento das mangueiras e, conseqüentemente, as bombas peristálticas passavam a puxar ar, ou as bombas puxavam esgoto

com material particulado em excesso, que culminava no entupimento das mangueiras. A fim de solucionar tal problema, instalou-se uma boia de nível para garantir que, caso o esgoto tivesse o nível abaixo do limite estipulado, as bombas desligariam e só retomariam as atividades após o nível de esgoto ser restabelecido.

- **Entupimento de um dos tubos posicionados dentro do tanque 4**

Um dos tubos de PVC (tubo 1) de 2” posicionados dentro do tanque 4 para inserção da sonda para medir os parâmetros OD, pH, CE e SDT dentro do sistema foi completamente preenchido pelo meio de suporte. Vale destacar que, embora nas zonas de entrada, saída e tubulações tenha sido utilizada brita número 1, em decorrência das perfurações de 1”, as pedras adentraram o tubo, preenchendo-o e inviabilizando a passagem da sonda.

Sendo assim, o quarto sistema ficou apenas com uma medição das variáveis dentro do tanque. A fim de uniformizar a apresentação dos dados, para os demais tanques fez-se a média dos resultados obtidos a partir dos dois tubos.

- **Deposição de material particulado nas mangueiras**

Além de parte dos sólidos suspensos terem sedimentado no tanque de alimentação, houve também a sedimentação de outra parte do material particulado ao longo das mangueiras utilizadas para distribuir o esgoto para os quatro sistemas. Vale destacar que independente da distância de cada um dos tanques em relação às bombas e ao tanque de alimentação, utilizou-se o mesmo comprimento de mangueira a fim de garantir que todos os tanques estivessem sujeitos às mesmas condições. No entanto, destaca-se que este fator também contribuiu para que o esgoto de entrada dos sistemas, o afluente a ser tratado, apresentasse uma composição diferente do esgoto que chegava ao tanque de alimentação. Ademais, foi necessária a manutenção periódica das mangueiras para garantir que não ocorressem entupimentos conforme já mencionado.

- **Variações na composição do esgoto de entrada (afluente)**

Para caracterização do afluente, coletou-se o esgoto que chegava ao tanque de alimentação. No entanto, conforme já descrito, o afluente esteve sujeito a decantação e,

portanto, a composição dos afluentes de cada um dos quatro tanques apresentava diferenças com relação ao teor de sólidos em comparação ao esgoto de entrada caracterizado.

Para próximos estudos, recomenda-se que sejam coletadas amostras da entrada de cada tanque, ou seja, exatamente da saída da mangueira que abastece cada um dos sistemas.

- **Competição entre as espécies no tanque 3**

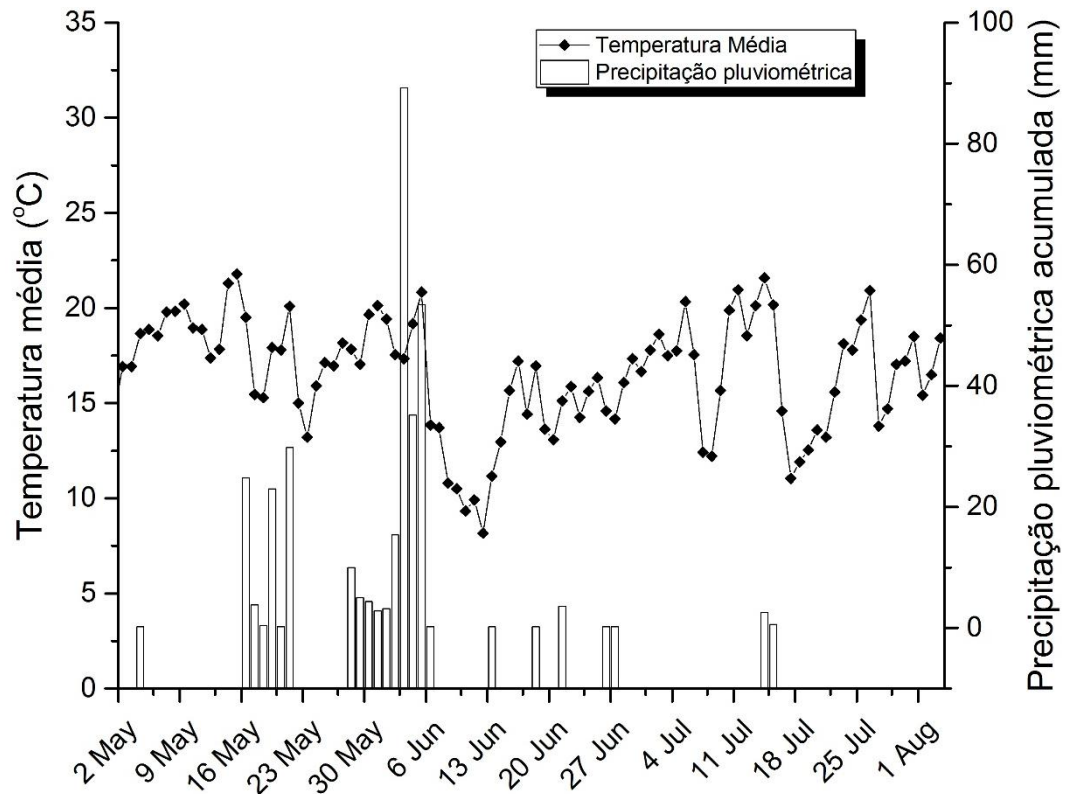
O presente estudo propôs-se a avaliar a influência de duas espécies de macrófitas aquáticas, *Typha* sp. e *Eleocharis* sp., tanto isoladas quanto combinadas, no desempenho dos sistemas de alagados construídos. No entanto, ao longo do experimento ficou evidente o predomínio dos indivíduos da espécie *Typha* sp. Deste modo, infere-se que houve provavelmente competição entre as duas espécies no sistema em que foram plantadas juntas (T3). Observou-se que a espécie *Typha* sp. quase suprimiu por completo os indivíduos da espécie *Eleocharis* sp. Consequentemente, para a maioria das variáveis físico-químicas analisadas, o tanque 3 apresentou comportamento semelhante ao tanque 2. Segundo Vymazal (2013), a Taboa tende a competir se plantada com outras espécies em alagados construídos.

## **5.2. Variáveis climatológicas**

A figura 29 ilustra a representação gráfica da temperatura média diária (°C) e da precipitação pluviométrica acumulada por dia (mm) ao longo do período de monitoramento do sistema. Foram considerados os dados a partir do dia 2 de maio (1º dia de monitoramento e 96º dia de operação) até o dia 4 de agosto (último dia de monitoramento e 190º dia de operação).

A partir do gráfico, observa-se que a média das temperaturas do ar variou entre 8 e 22 °C. A temperatura média do mês de maio foi 17,9 °C; de junho, 14,9 °C; de julho, 16,7 °C; e, finalmente, de agosto, 17,2 °C. Com relação aos dados de precipitação pluviométrica, a precipitação total do mês de maio foi de 97,2 mm; de junho, 208,2 mm; de julho, 3,2 mm; e em agosto até o dia 4 não houve chuva. Nota-se um período de intensa precipitação entre o final de maio e início de junho (29/05/2016 a 06/06/2016).

**Figura 29:** Dados de temperatura média do ar (°C) e precipitação pluviométrica acumulada (mm) ao longo do período de monitoramento (96º ao 190º dia de operação).



Fonte: elaborada pela autora a partir de dados da estação meteorológica de Guarulhos e da estação pluviométrica Arujamerica.

Na tabela 8, estão apresentados os dados de temperatura média (°C) e umidade relativa do ar (%) medidos com o auxílio do termo higrômetro na ETE Arujá durante o período de coleta.

**Tabela 8:** Dados de temperatura média do ar (°C) e umidade relativa do ar (%) na ETE Arujá durante o período de coleta ao longo de todo o monitoramento (96º ao 190º dia de operação).

Temperatura média (°C)	Umidade relativa (%)
23,4 ± 5,2	60 ± 23

A média da temperatura do ar dos 33 dias de coleta foi de 23,4 ± 5,2 °C e a média da umidade relativa do ar foi de 60 ± 23%. Vale destacar que os quatro sistemas estavam sob as mesmas condições meteorológicas.

### 5.3. Variáveis de operação

Conforme mencionado anteriormente, em todos os dias de coleta foram medidas as vazões de entrada de cada um dos quatro sistemas a fim de monitorar se as quatro bombas peristálticas estavam transferindo esgoto à mesma taxa. Na tabela 9 estão apresentados os dados de vazão média, em  $L h^{-1}$ , com seu respectivo desvio padrão, TDH (dias) e TAS ( $L m^{-2} d^{-1}$  e  $m^3 m^{-2} d^{-1}$ ) de cada um dos quatro sistemas.

As vazões de entrada variaram de 3,9 a 4,2  $L h^{-1}$  nos quatro tanques. No entanto, a Análise de variância ( $\alpha = 0,05$ ) demonstrou que não há diferença estatística significativa entre as vazões de entrada ao nível de significância de 5% ( $p = 0,40$ ). Da mesma maneira, houve variação no TDH dos sistemas, de 4,9 a 5,3 dias, porém, não há diferença estatística significativa ( $p = 0,39$ ). Assim, pode-se afirmar que todos os quatro sistemas estiveram sob as mesmas condições de vazão afluente de esgoto durante o período de estudo. A taxa de aplicação superficial foi de  $0,05 m^3 m^{-2} d^{-1}$ , ou  $5 cm d^{-1}$ .

**Tabela 9:** Vazão média, desvio padrão e TDH dos quatro tanques ao longo do período de monitoramento.

Tanque	Vazão média ( $L h^{-1}$ )	TDH (dias)	TAS ( $L m^{-2} d^{-1}$ )	TAS ( $m^3 m^{-2} d^{-1}$ )
<b>T1 - Junco</b> (n = 30)	4,1 ± 0,7	5,1	49,2	0,05
<b>T2 - Taboa</b> (n = 28)	3,9 ± 0,7	5,3	46,8	0,05
<b>T3 - Junco e Taboa</b> (n = 30)	4,1 ± 0,8	5,1	49,2	0,05
<b>T4 - Controle</b> (n = 28)	4,2 ± 0,8	4,9	50,4	0,05

### 5.4. Caracterização das condições internas dos alagados construídos

Nesta seção estão apresentados os parâmetros medidos dentro de cada um dos quatro sistemas, a fim de caracterizar as condições internas dos reatores.

A tabela 10 apresenta os valores médios de pH de cada um dos quatro alagados construídos (T1, T2, T3 e T4) com seus respectivos desvios padrões, valores máximos e mínimos.

**Tabela 10:** Caracterização do pH médio com o respectivo desvio padrão, máximo e mínimo de cada um dos sistemas (T1, T2, T3 e T4).

pH	Média $\pm$ Desvio Padrão	Amplitude de variação
<b>T1 - Junco</b> (n = 31)	7,3 $\pm$ 0,1 a	7,2 – 7,7
<b>T2 - Taboa</b> (n = 31)	6,9 $\pm$ 0,1 b	6,7 – 7,4
<b>T3 - Junco e Taboa</b> (n = 32)	6,9 $\pm$ 0,1 b	6,8 – 7,1
<b>T4 - Controle</b> (n = 30)	7,5 $\pm$ 0,2 a	7,2 – 8,2

NOTA: As médias seguidas por letras distintas indicam diferença significativa pelo Teste de Tukey ANOVA one-way ( $p < 0,05$ ).

De acordo com a Análise de Variância ( $\alpha = 0,05$ ), há diferença significativa entre os valores médios de pH dos quatro tanques ( $p = 0$ ). Assim, os resultados do teste de Tukey ( $\alpha = 0,05$ ) demonstraram que a média de pH do T1 (7,3  $\pm$  0,1) é estatisticamente igual ao T4 (7,5  $\pm$  0,2), porém ambas possuem diferença significativa com os T2 e T3 (6,9  $\pm$  0,1). Observa-se que os dados de pH têm baixa dispersão ao redor da média, uma vez que todos os desvios padrões são pequenos em comparação às médias.

A tabela 11 apresenta as concentrações médias oxigênio dissolvido dos quatro sistemas (T1, T2, T3 e T4) com seus respectivos desvios padrões, valores máximos e mínimos.

Embora a média de OD tenha variado entre 0,5 e 0,7 mg L<sup>-1</sup> nos quatro sistemas, a Análise de Variância ( $\alpha = 0,05$ ) indicou que não há diferença estatística entre as médias de OD dos quatro grupos ( $p = 0,20$ ). Portanto, pode-se dizer que os sistemas (T1, T2, T3 e T4) estavam sob as mesmas condições de baixa oxigenação. Tal condição limita a ocorrência de processos dependentes de oxigênio, tais como nitrificação e degradação aeróbia de matéria orgânica, porém potencializa outros processos como a desnitrificação (VYMAZAL, 2007).

**Tabela 11:** Caracterização do OD ( $\text{mg L}^{-1}$ ) médio com o respectivo desvio padrão, máximo e mínimo de cada um dos sistemas (T1, T2, T3 e T4).

<b>OD (<math>\text{mg L}^{-1}</math>)</b>	<b>Média <math>\pm</math> Desvio Padrão</b>	<b>Amplitude de variação</b>
<b>T1 - Junco</b> (n = 33)	0,5 $\pm$ 0,3	0,1 – 0,7
<b>T2 - Taboa</b> (n = 32)	0,6 $\pm$ 0,3	0,1 – 1,7
<b>T3 - Junco e Taboa</b> (n = 33)	0,5 $\pm$ 0,3	0,1 – 1,8
<b>T4 - Controle</b> (n = 31)	0,7 $\pm$ 0,5	0,2 – 1,9

A tabela 12 apresenta os valores médios de condutividade elétrica (CE) dos quatro sistemas (T1, T2, T3 e T4) com seus respectivos desvios padrões, valores máximos e mínimos.

**Tabela 12:** Caracterização da condutividade elétrica ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ ) médio com o respectivo desvio padrão, máximo e mínimo de cada um dos sistemas (T1, T2, T3 e T4).

<b>Condutividade elétrica (<math>\mu\text{S cm}^{-1}</math>)</b>	<b>Média <math>\pm</math> Desvio Padrão</b>	<b>Amplitude de variação</b>
<b>T1 - Junco</b> (n = 30)	854 $\pm$ 239	223 – 1138,5
<b>T2 - Taboa</b> (n = 30)	797 $\pm$ 205	304 – 1126
<b>T3 - Junco e Taboa</b> (n = 31)	863 $\pm$ 225	332 – 1181
<b>T4 - Controle</b> (n = 26)	829 $\pm$ 236	342 - 1174

A condutividade elétrica variou entre aproximadamente 300 e 1200  $\mu\text{S cm}^{-1}$  no interior dos quatro sistemas. No entanto, segundo o teste de Tukey, as médias de condutividade elétrica são estatisticamente iguais ao nível de significância de 5% ( $p = 0,69$ ).



### 5.5. Caracterização do afluente da ETE Arujá

Na tabela 13 estão apresentados os valores das variáveis físico-químicas monitoradas no esgoto de entrada (afluente) do sistema piloto instalado na ETE Arujá proveniente apenas do tratamento preliminar (gradeamento e desarenador), as faixas e os valores típicos encontrados por Von Sperling (2014) ao compilar dados referentes às características de esgoto sanitário em diversas regiões do Brasil e os valores médios das variáveis encontrados em esgoto classificados como fraco, médio e forte por Metcalf e Eddy (2003).

**Tabela 13:** Comparação dos valores das variáveis físico-químicas do afluente da ETE Arujá e da literatura.

Variáveis físico-químicas	Afluente ETE Arujá		Von Sperling (2014)		Metcalf e Eddy (2003)		
	Faixa	Valor médio	Faixa	Valor típico	Fraco	Médio	Forte
DBO <sub>5,20</sub> (mg L <sup>-1</sup> )	66 - 420	206,0 ± 133,2	250 - 400	300	110	220	400
DQO (mg L <sup>-1</sup> )	125,3 - 913,6	446,4 ± 233,5	450 - 800	600	250	500	1.000
COT (mg L <sup>-1</sup> )	3,9 - 54,1	23,2 ± 16,0	-	-	80	160	290
Sólidos suspensos totais (mg L <sup>-1</sup> )	46,9 - 497,7	179,0 ± 108,0	200 - 450	359	100	220	350
Sólidos suspensos fixos (mg L <sup>-1</sup> )	4,8 - 54,4	29,8 ± 23,6	40 - 100	80	20	55	75
Sólidos suspenso voláteis (mg L <sup>-1</sup> )	30,5 - 393	149,1 ± 88,5	165 - 350	320	80	165	275
Sólidos dissolvidos totais (mg L <sup>-1</sup> )	165 - 695	434,4 ± 155,9	500 - 900	750	250	500	850
Nitrogênio total (mg L <sup>-1</sup> )	17 - 95,7	57,7 ± 21,8	35 - 60	45	20	40	85
Nitrogênio orgânico (mg L <sup>-1</sup> )	-	18,2 ± 8,6	15 - 25	20	8	15	35
Nitrogênio amoniacal (mg L <sup>-1</sup> )	13 - 63,8	37,4 ± 13,6	20 - 35	25	12	25	50
Nitrato (mg L <sup>-1</sup> )	0,2 - 0,7	0,4 ± 0,3	0 - 1	0	-	-	-
Fósforo total (mg L <sup>-1</sup> )	1,1 - 12,5	7,8 ± 3,4	4 - 15	7	4	8	15
pH	6,6 - 7,3	7,0 ± 0,3	6,7 - 8,0	7	-	-	-
Alcalinidade (mg CaCO <sub>3</sub> L <sup>-1</sup> )	113,3 - 355,5	233,9 ± 68,3	160 - 260	200	-	-	-

Fonte: adaptada de Metcalf e Eddy (2003) e Von Sperling (2014).

De maneira geral, as concentrações encontradas para as variáveis físico-químicas monitoradas no afluente estão dentro das faixas e valores típicos encontrados por Von Sperling (2014). Há algumas concentrações abaixo dos valores típicos que foram encontradas no período de intensa precipitação (29/05/2016 a 06/06/2016) em decorrência da diluição do esgoto. Já alguns valores acima das tendências podem ser atribuídos aos despejos de resíduos de fossas sépticas que acontecem diariamente na ETE Arujá e ao possível despejo de esgoto não doméstico (END).

Vale destacar que no presente estudo considerou-se apenas a fração dissolvida do carbono orgânico total e, portanto, os valores encontrados estão abaixo do esperado de acordo com Metcalf e Eddy (2003).

Considerando a classificação do esgoto proposta por Metcalf e Eddy (2003), com relação às concentrações de matéria orgânica carbonácea ( $DBO_{5,20}$ , DQO e COD) e de sólidos (SST, SSF, SSV e SDT), o esgoto da ETE Arujá estaria classificado de fraco a médio. No entanto, quanto aos nutrientes (nitrogênio e fósforo) o afluente estaria enquadrado de médio a forte, indicando possivelmente o despejo de esgoto não doméstico.

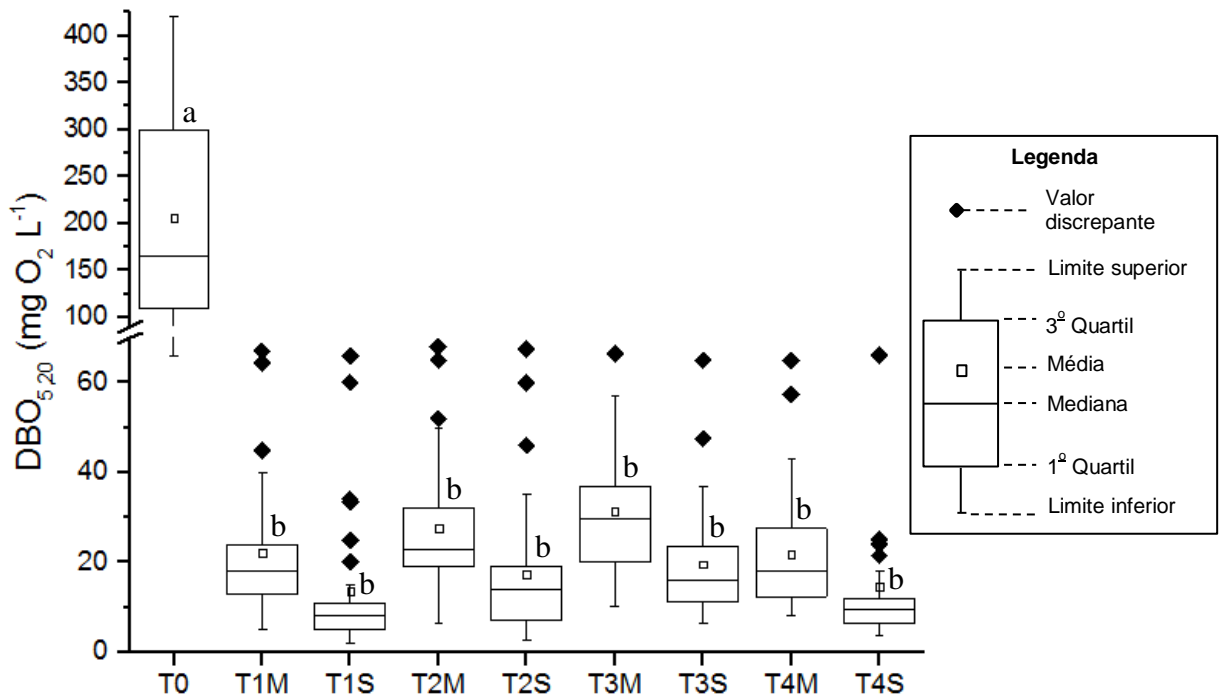
## **5.6. Desempenho dos alagados construídos**

### **5.6.1. Remoção de matéria orgânica**

A figura 30 ilustra a variação das concentrações de  $DBO_{5,20}$  ( $mg\ O_2\ L^{-1}$ ) do afluente (T0) e dos oito pontos monitorados (T1M, T1S, T2M, T2S, T3M, T3S, T4M e T4S) durante o período de estudo do 96º ao 190º dia de operação do sistema.

Observa-se que a distribuição dos dados de  $DBO_{5,20}$  no afluente apresenta bastante variabilidade quanto à quantidade de matéria orgânica biodegradável, tal fato se deve principalmente às descargas de resíduo de fossa séptica realizados diariamente na ETE Arujá. Segundo informações adquiridas junto à operadora da estação, a SABESP, a  $DBO_{5,20}$  de entrada da estação varia entre 200 e 600  $mg\ O_2\ L^{-1}$ , com média de 400  $mg\ O_2\ L^{-1}$ .

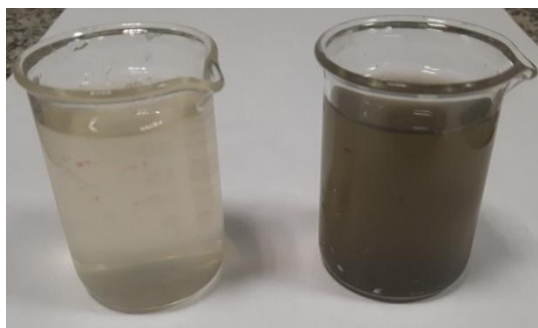
**Figura 30:** Variação das concentrações de  $\text{DBO}_{5,20}$  ( $\text{mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ ) do afluente (T0) e dos oito pontos de monitoramento (T1M, T1S, T2M, T2S, T3M, T3S, T4M e T4S) durante o período de estudo (96º ao 190º dia de operação).



NOTA: As médias seguidas por letras distintas indicam diferença significativa pelo Teste de Tukey ANOVA one-way ( $p < 0,05$ ).

A figura 31 ilustra a diferença entre o esgoto bruto antes e depois do despejo de resíduo proveniente de fossa séptica.

**Figura 31:** Esgoto bruto antes e depois do despejo de resíduo de fossa séptica.



Fonte: imagem da autora.

Com relação aos efluentes, a distribuição dos dados apresentou menor variabilidade se comparado ao afluente, porém há valores atípicos ou discrepantes que estão acima dos limites superiores já descritos. Muito embora, não ultrapassem  $70 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ , esses dados acabaram por influenciar na elevação das médias do parâmetro. Tais concentrações de  $\text{DBO}_{5,20}$  foram obtidas nos dias iniciais e finais do monitoramento, conforme apresentado a seguir na Figura 32.

Os resultados obtidos demonstram que a matéria orgânica foi removida consideravelmente já na primeira metade dos tanques (T1M, T2M, T3M e T4M), pois as concentrações foram bastante inferiores às do afluente (T0) e com valores próximos aos pontos de saída dos tanques (T1S, T2S, T3S e T4S).

Com relação às análises estatísticas, a Análise de Variância ( $\alpha = 0,05$ ) demonstrou a existência de diferença significativa entre as médias comparadas ( $p = 0$ ). Assim, o teste de Tukey (Figura 30) retornou que os pontos amostrados (meios e saídas) apresentaram médias de  $DBO_{5,20}$  com diferença estatística significativa em relação ao esgoto de entrada (T0), indicando que houve remoção efetiva de matéria orgânica pelos sistemas, uma vez que as médias de  $DBO_{5,20}$  nos efluentes são significativamente inferiores à média do esgoto de entrada.

Por outro lado, o teste de Tukey revelou que não houve diferenças significativas entre os pontos amostrais do meio e saída dos tanques, ou seja, a remoção da matéria orgânica se deu já na primeira metade dos sistemas.

Akratos e Tsihrintzis (2007) também estudaram o desempenho de sistemas pilotos de alagados construídos de fluxo subsuperficial horizontal e concluíram que o material orgânico não é removido gradualmente ao longo dos sistemas, uma vez que a matéria orgânica no estudo deles foi removida no primeiro 1/3 do sistema.

Observou-se também que não houve diferença estatística entre as saídas dos quatro sistemas. Portanto, pode-se inferir que, quanto à remoção de  $DBO_{5,20}$ , os quatro sistemas apresentaram comportamentos semelhantes.

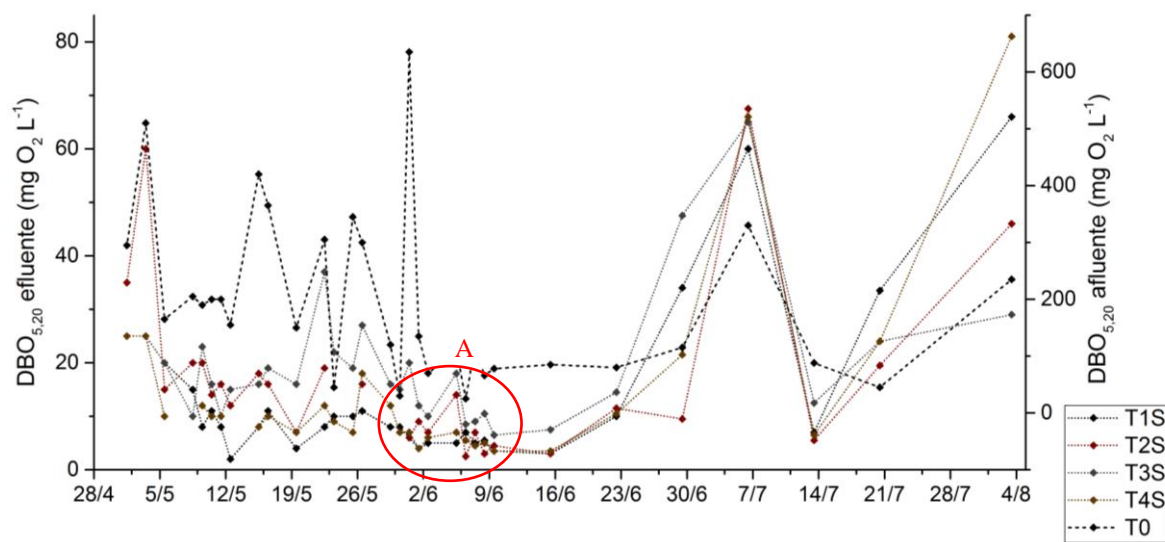
Vale destacar que as menores concentrações de  $DBO_{5,20}$  foram encontradas no período chuvoso do monitoramento (29/05/2016 a 06/06/2016), conforme indicado na Figura 32 pela letra "A".

As menores concentrações encontradas no período chuvoso podem ser decorrentes da diluição causada pela introdução de água da chuva nos sistemas. Segundo Kayranli, Scholz e Mustafa (2010), a diluição em decorrência da precipitação em alagados construídos pode variar de 35 a 65% dependendo da estação do ano.

Em relação às maiores concentrações no período de início do monitoramento, pode-se sugerir que, possivelmente, o sistema não se encontrava em total condição de estabilização, e, portanto, a remoção de matéria orgânica biodegradável era inferior. Já no final do monitoramento, o aumento das concentrações podem indicar possível aumento da saturação do

material suporte ou contribuição da concentração de fundo conforme considerado no dimensionamento do sistema e explicado anteriormente.

**Figura 32:** Variação temporal da DBO<sub>5,20</sub> (mg O<sub>2</sub> L<sup>-1</sup>) do afluente (T0) e dos oito pontos de monitoramento (T1M, T1S, T2M, T2S, T3M, T3S, T4M e T4S) durante o período de estudo (96<sup>o</sup> ao 190<sup>o</sup> dia de operação).



Na Tabela 14 estão descritas as concentrações médias de DBO<sub>5,20</sub> com o respectivo desvio padrão, os limites inferiores e superiores dos dados segundo o gráfico de *boxplot* para os nove pontos amostrados.

**Tabela 14:** Limite inferior, superior, média e desvio padrão da concentração de DBO<sub>5,20</sub> (mg O<sub>2</sub> L<sup>-1</sup>) nos nove pontos amostrados (T0, T1M, T1S, T2M, T2S, T3M, T3S, T4M e T4S).

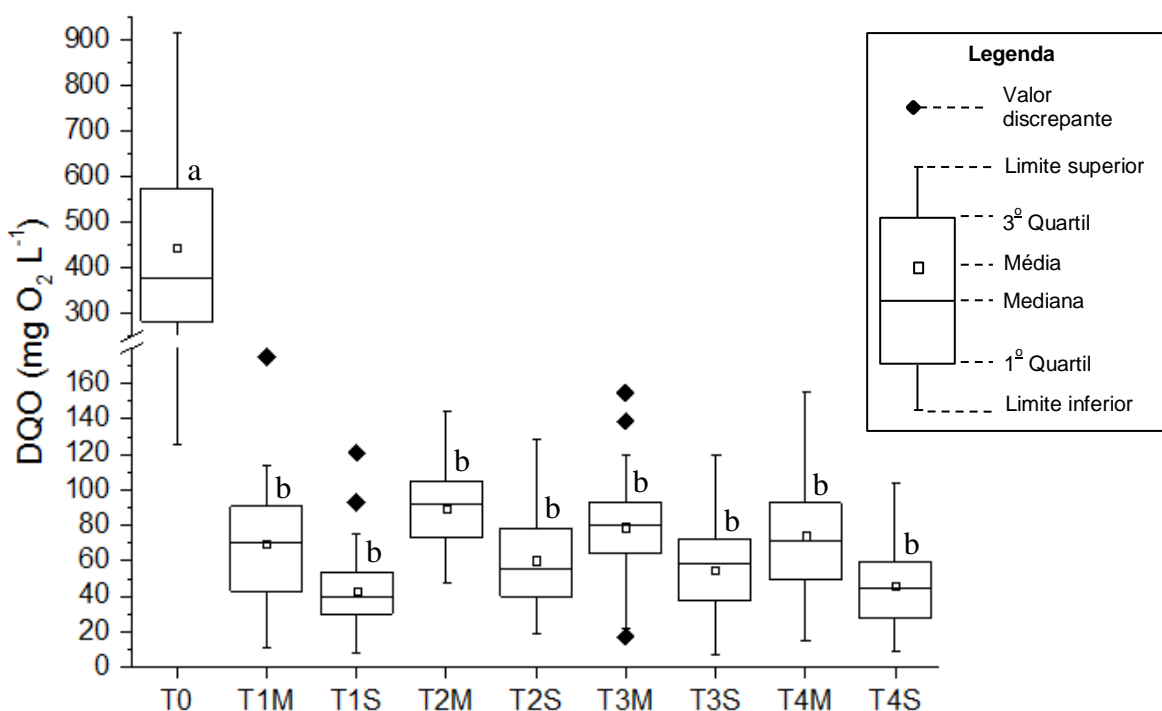
DBO <sub>5,20</sub> (mg O <sub>2</sub> L <sup>-1</sup> )	Limite inferior	Limite superior	Média ± Desvio Padrão
<b>T0</b> (n = 27)	66,0	420,0	206,0 ± 133,2
<b>T1M</b> (n = 31)	5,0	40,0	22,1 ± 14,7
<b>T1S</b> (n = 31)	2,0	15,0	13,6 ± 15,4
<b>T2M</b> (n = 30)	6,5	50,0	27,6 ± 15,2
<b>T2S</b> (n = 28)	2,5	35,0	17,3 ± 16,2
<b>T3M</b> (n = 32)	10,0	57,0	31,4 ± 15,6
<b>T3S</b> (n = 32)	2,5	35,0	17,3 ± 16,2
<b>T4M</b> (n = 32)	10,0	57,0	31,4 ± 15,6
<b>T4S</b> (n = 30)	6,5	37,0	19,5 ± 12,1

Pedescoll *et al.* (2015) avaliaram mesocosmos de alagados construídos para tratar esgoto urbano na Espanha, em região de clima mediterrâneo, a nível secundário após tratamento prévio em decantador primário. Foi utilizado brita como material suporte e macrófitas aquáticas da espécie *Phragmites australis*. Com uma taxa de aplicação superficial de  $0,05 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ , o efluente final produzido apresentou  $\text{DBO}_{5,20}$  média de  $23,6 \pm 13,6 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ , valor próximo ao obtido no presente estudo.

Em relação aos efluentes finais, todos os valores de  $\text{DBO}_{5,20}$  estão de acordo com os limites estabelecidos pela Resolução CONAMA 430/2011, que estabelece o valor máximo de  $\text{DBO}_{5,20}$  de  $120 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$  para lançamento do efluente no corpo receptor, o que demonstra o potencial da técnica de alagados construídos na remoção de carga orgânica biodegradável, após fase de aclimação (CONAMA, 2011).

A figura 33 ilustra a variação das concentrações de DQO ( $\text{mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ ) do afluente (T0) e dos oito pontos monitorados (T1M, T1S, T2M, T2S, T3M, T3S, T4M e T4S) durante o período de estudo do 96º ao 190º dia de operação do sistema.

**Figura 33:** Variação das concentrações de DQO ( $\text{mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ ) do afluente (T0) e dos oito pontos de monitoramento (T1M, T1S, T2M, T2S, T3M, T3S, T4M e T4S) durante o período de estudo (96º ao 190º dia de operação).



NOTA: As médias seguidas por letras distintas indicam diferença significativa pelo Teste de Tukey ANOVA one-way ( $p < 0,05$ ).

Com relação à distribuição dos dados, assim como a  $DBO_{5,20}$  do afluente, a DQO também apresentou grande variabilidade. Tal fato se deve às variações do esgoto de entrada da ETE. Já os efluentes apresentaram menor variabilidade nos resultados, porém com alguns poucos dados discrepantes que praticamente não interferiram na DQO média de cada sistema.

A Análise de Variância ( $\alpha = 0,05$ ) demonstrou que há diferença significativa entre as médias comparadas ( $p = 0$ ). O teste de Tukey (Figura 33) retornou que os pontos de esgoto tratado (meios e saídas) apresentaram médias de DQO com diferença estatística significativa em relação ao esgoto de entrada (T0), indicando a efetiva redução da matéria orgânica ao longo dos sistemas de tratamento, uma vez que as médias de DQO nos efluentes são significativamente inferiores à média do parâmetro no afluente.

Assim como para a  $DBO_{5,20}$ , o teste demonstrou também a ausência de diferenças significativas entre os pontos amostrais do meio e saída dos tanques, indicando que a remoção de matéria orgânica se deu na primeira metade do tanque. Ademais, as médias de DQO das quatro saídas são estatisticamente iguais, indicando que, para o parâmetro em questão, os sistemas apresentaram comportamento similar.

Na Tabela 15 estão descritas as concentrações médias de DQO com o respectivo desvio padrão, os limites inferiores e superiores dos dados segundo o gráfico de *boxplot* para os nove pontos amostrados.

**Tabela 15:** Limite inferior, superior, média e desvio padrão da concentração de DQO ( $\text{mg O}_2 \text{L}^{-1}$ ) nos nove pontos amostrados (T0, T1M, T1S, T2M, T2S, T3M, T3S, T4M e T4S).

DQO ( $\text{mg O}_2 \text{L}^{-1}$ )	Limite inferior	Limite superior	Média $\pm$ Desvio Padrão
<b>T0</b> (n = 29)	125,3	913,6	446,4 $\pm$ 233,5
<b>T1M</b> (n = 33)	11,5	113,6	69,6 $\pm$ 32,7
<b>T1S</b> (n = 32)	8,5	75,6	43,1 $\pm$ 23,0
<b>T2M</b> (n = 31)	47,7	144,4	89,6 $\pm$ 24,6
<b>T2S</b> (n = 29)	18,5	128,7	60,3 $\pm$ 27,8
<b>T3M</b> (n = 33)	21,4	120,0	79,1 $\pm$ 31,6
<b>T3S</b> (n = 33)	7,6	119,6	55,3 $\pm$ 27,8
<b>T4M</b> (n = 33)	15,2	155,1	74,1 $\pm$ 34,0
<b>T4S</b> (n = 33)	8,6	104,0	45,8 $\pm$ 24,5

A Resolução CONAMA 430/2011 não estabelece padrões de lançamento para a variável DQO. No entanto, há padrões estipulados pelo Instituto Ambiental do Paraná (IAP) para lançamentos de efluentes líquidos em corpos hídricos de seu estado que estabelecem um limite de  $150 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$  de DQO. Assim, tendo como base tal padrão de lançamento estipulado pelo IAP, apenas algumas poucas amostras da saída dos tanques 1 e 2 não estariam em conformidade.

A fim de avaliar a variação do percentual de matéria orgânica biodegradável presente no efluente, calculou-se a razão média DQO/DBO<sub>5,20</sub>. A Tabela 16 apresenta as médias da relação DBO<sub>5,20</sub>/DQO

**Tabela 16:** Relação de DQO/DBO<sub>5,20</sub> do afluente (T0) e dos quatro efluentes (T1S, T2S, T3S e T4S) durante o período de monitoramento (96º ao 190º dia de operação).

Relação DQO/DBO <sub>5,20</sub>				
T0 (n = 27)	T1S (n = 30)	T2S (n = 28)	T3S (n = 32)	T4S (n = 30)
2,5 ± 0,9 a	5,5 ± 5,2 b	5,8 ± 4,2 b	3,4 ± 2,1 b	5,2 ± 4,1 b

NOTA: As médias seguidas por letras distintas indicam diferença significativa pelo Teste de Tukey ANOVA one-way ( $p < 0,05$ ).

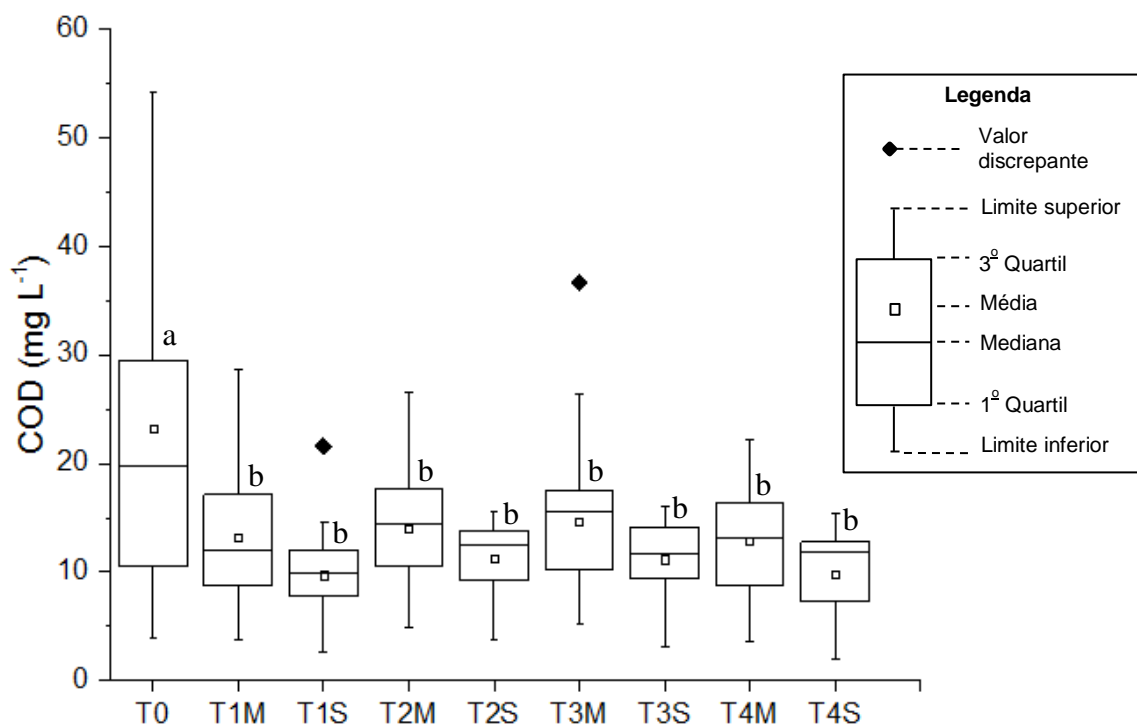
O teste ANOVA ( $\alpha = 0,05$ ) mostrou que há diferença significativa entre as médias de relações DQO/DBO<sub>5,20</sub> ( $p = 2,17 \cdot 10^{-4}$ ). O teste de Tukey (Tabela 16) demonstrou que há diferença entre a relação DQO/DBO<sub>5,20</sub> entre o afluente e os efluentes, ou seja, houve um aumento da relação DQO/DBO<sub>5,20</sub> após o tratamento nos sistemas de alagados construídos plantados e não plantado.

Segundo Von Sperling (2014), afluentes com relação DQO/DBO<sub>5,20</sub> baixa, ou seja, igual ou inferior a 2,5 possuem elevada fração biodegradável e indica-se o tratamento biológico. No presente estudo, com o aumento da relação DQO/DBO<sub>5,20</sub>, observou-se a redução significativa da fração biodegradável conforme o esperado para o tratamento biológico. As relações DQO/DBO<sub>5,20</sub> elevadas nos efluentes indicam predominância da fração inerte (não biodegradável).

A figura 34 ilustra a variação das concentrações de COD ( $\text{mg L}^{-1}$ ) do afluente (T0) e dos oito pontos monitorados (T1M, T1S, T2M, T2S, T3M, T3S, T4M e T4S) durante o período de estudo do 96º ao 190º dia de operação do sistema.



**Figura 34:** Variação das concentrações de COD ( $\text{mg L}^{-1}$ ) do afluente (T0) e dos oito pontos de monitoramento (T1M, T1S, T2M, T2S, T3M, T3S, T4M e T4S) durante o período de estudo (96<sup>o</sup> ao 190<sup>o</sup> dia de operação).



NOTA: As médias seguidas por letras distintas indicam diferença significativa pelo Teste de Tukey ANOVA one-way ( $p < 0,05$ ).

Observou-se que os dados de COD no afluente apresentaram maior variabilidade se comparados com os resultados dos efluentes, devido à variação da composição do esgoto de entrada do sistema. Já os efluentes apresentaram menor variabilidade nos resultados, porém com alguns poucos dados discrepantes que praticamente não interferiram na concentração média de COD.

A Análise de Variância ( $\alpha = 0,05$ ) demonstrou que há diferença significativa entre as médias comparadas ( $p = 2,5 \cdot 10^{-13}$ ). Com base no teste de Tukey (Figura 34), os pontos de efluente (meios e saídas) apresentaram médias de COD com diferença estatística significativa em relação ao afluente (T0), indicando a efetiva redução da matéria orgânica carbonácea dissolvida ao longo dos sistemas de tratamento.

Ademais, assim como para a  $\text{DBO}_{5,20}$  e DQO, o teste demonstrou também a ausência de diferenças significativas entre os pontos amostrais do meio e saída dos tanques e entre as quatro saídas, indicando que os quatro sistemas apresentaram eficiências de remoção similares para o COD.

Na Tabela 17 estão descritas as concentrações médias de COD ( $\text{mg L}^{-1}$ ) com o respectivo desvio padrão, os limites inferiores e superiores dos dados segundo o gráfico de *boxplot* para os nove pontos amostrados.

**Tabela 17:** Limite inferior, superior, média e desvio padrão da concentração de COD ( $\text{mg L}^{-1}$ ) nos nove pontos amostrados (T0, T1M, T1S, T2M, T2S, T3M, T3S, T4M e T4S).

COD ( $\text{mg L}^{-1}$ )	Limite inferior	Limite superior	Média $\pm$ Desvio Padrão
<b>T0</b> (n = 30)	3,9	54,1	23,2 $\pm$ 16,0
<b>T1M</b> (n = 33)	3,8	28,7	13,1 $\pm$ 5,6
<b>T1S</b> (n = 33)	2,5	14,5	9,7 $\pm$ 4,0
<b>T2M</b> (n = 31)	4,8	26,5	13,9 $\pm$ 5,0
<b>T2S</b> (n = 29)	3,7	15,6	11,3 $\pm$ 3,6
<b>T3M</b> (n = 33)	5,2	26,5	14,6 $\pm$ 6,4
<b>T3S</b> (n = 33)	3,1	16,1	11,2 $\pm$ 3,5
<b>T4M</b> (n = 33)	3,6	22,2	12,9 $\pm$ 5,3
<b>T4S</b> (n = 33)	1,9	15,4	9,8 $\pm$ 3,9

Com base nas concentrações médias de  $\text{DBO}_{5,20}$ , DQO e COD, na vazão média de operação e na área superficial dos sistemas, foi possível calcular as taxas de aplicação superficial de carga orgânica, ou carregamento orgânico superficial.

As taxas de aplicação superficial de carga orgânica foram de  $101 \pm 67 \text{ kg DBO}_{5,20} \text{ ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ ;  $220 \pm 119 \text{ kg DQO ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$  e  $11 \pm 8 \text{ kg COD ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ .

Na Tabela 18 estão apresentadas as eficiências de remoção de  $\text{DBO}_{5,20}$ , DQO e COD nos quatro tanques analisados em função das concentrações iniciais e finais dos respectivos parâmetros.

**Tabela 18:** Eficiência de remoção média (%) dos parâmetros DBO<sub>5,20</sub>, DQO e COD dos quatro tanques durante o período de monitoramento.

Parâmetro	Eficiência de remoção (%)			
	T1 (Junco)	T2 (Taboa)	T3 (Junco e Taboa)	T4 (Controle)
<b>DBO<sub>5,20</sub></b>	93 ± 7	92 ± 8	90 ± 6	93 ± 8
<b>DQO</b>	90 ± 1	86 ± 1	88 ± 1	90 ± 1
<b>COD</b>	58 ± 17	51 ± 15	52 ± 15	58 ± 17

A eficiência de remoção média de DBO<sub>5,20</sub> no T1 (Junco) foi de 93 ± 7 %, enquanto no T2 (Taboa) foi 92 ± 8 %. Já no terceiro tanque (Junco e Taboa), a eficiência foi de 90 ± 6 %. Finalmente, no tanque Controle (T4) a eficiência foi de 93 ± 8 %. De acordo com o teste ANOVA, ao nível de significância de 5%, as eficiências médias de remoção dos quatro tanques não possuem diferença estatística ( $p = 0,37$ ).

A eficiência média de remoção de DQO no T1 (Junco) foi de 90 ± 1 %. Já no T2 (Taboa) e T3 (Junco e Taboa) foi de 86 ± 1 % e 88 ± 1%, respectivamente. Por fim, o tanque 4 (Controle) apresentou eficiência de remoção de 90 ± 1%. De acordo com o teste ANOVA ( $p < 0,05$ ), as eficiências médias de remoção dos quatro tanques são estatisticamente iguais ( $p = 0,03$ ). Portanto, assim como para a DBO<sub>5,20</sub>, os quatro sistemas também apresentaram desempenho equivalentes na remoção da DQO.

Com relação ao COD, o tanque 1 (Junco) apresentou eficiência de remoção de 58 ± 17%, tanque 2 (Taboa) de 51 ± 15%, tanque 3 (Junco e Taboa) de 52 ± 15 %, e, finalmente, tanque 4 de 58 ± 17%. Assim como os demais parâmetros, não houve diferença estatística entre as eficiências médias de remoção ao nível de significância de 5% ( $p = 0,19$ ), e, conseqüentemente, pode-se dizer que todos os quatro sistemas apresentaram desempenho semelhante na remoção de carbono orgânico dissolvido.

Desta forma, pode-se inferir que os quatro sistemas, os três cultivados e um sem vegetação, apresentaram o mesmo desempenho na remoção da matéria orgânica presente na água residuária.

Vale destacar que as eficiências de remoção de DBO<sub>5,20</sub> e DQO foram mais elevadas que a de COD, pois nas análises de DBO<sub>5,20</sub> e DQO foram consideradas tanto a fração particulada quanto a dissolvida dos parâmetros. Assim, verifica-se também a atuação dos

mecanismos físicos de remoção (filtração e sedimentação) da fração particulada da matéria orgânica.

Uma vez que não houve diferença estatística no desempenho dos quatro sistemas na remoção de matéria orgânica, pode-se inferir que não houve influência direta das macrófitas aquáticas na remoção de matéria orgânica, confirmando que os principais mecanismos de remoção do material orgânico são físicos (filtração e sedimentação) e biológicos por parte dos microrganismos presentes no biofilme aderido ao material suporte e às raízes das plantas corroborando com Vymazal *et al.* (1998).

Raboni, Gavasci e Urbini (2014) estudaram um sistema combinado composto por um reator UASB e alagado construído de fluxo subsuperficial horizontal plantado com Taboa para tratar esgoto doméstico proveniente de uma comunidade rural no nordeste brasileiro. A etapa do alagado construído possuía TDH de 3,25 dias (78 h) e TAS de  $0,1 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ . Considerando as duas etapas de tratamento, os autores obtiveram eficiências de remoção de 92,9 % de  $\text{DBO}_{5,20}$  e 79,2% de DQO. Valores próximos de eficiência de remoção de  $\text{DBO}_{5,20}$  e superiores para a remoção de DQO foram encontrados utilizando apenas a etapa de alagados construídos tratando esgoto após apenas o tratamento preliminar.

Chagas *et al.* (2011) estudaram a remoção de matéria orgânica em alagados construídos de fluxo horizontal subsuperficial cultivados com lírio-amarelo (*Hemerocallis flava*). Os sistemas trataram esgoto proveniente do tratamento primário e foram operados com TDH de 3,9 dias, TAS de  $0,03 \text{ m dia}^{-1}$  e carregamento orgânico superficial de  $44 \text{ kg DBO}_{5,20} \text{ ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ . Operando sob estas condições, obteve-se uma eficiência de remoção de DQO de 72%. Possivelmente, o presente trabalho obteve maior eficiência de remoção de DQO devido ao carregamento orgânico superficial superior, que culmina em maior deposição de material no meio suporte, funcionando também como filtro e aumentando ainda mais a remoção de material particulado.

Vymazal (2005) pesquisou um sistema de alagado construído de fluxo subsuperficial horizontal na República Tcheca para tratar o efluente proveniente de tratamento primário com tanque séptico. Utilizou-se brita como material suporte e macrófitas aquáticas das espécies *Iris pseudacorus* e *Iris sibirica* associadas. A eficiência de remoção de  $\text{DBO}_{5,20}$  do sistema foi de 97%, sendo 87% na etapa de AC, valor próximo ao encontrado no presente estudo. Já a remoção de DQO foi de 97%, sendo 79% na etapa de AC, eficiência um pouco inferior ao encontrado.

Matos, Brasil e Monaco (2013) estudaram o efeito da taxa de carregamento sobre a eficiência de alagados construídos de fluxo subsuperficial horizontal para tratamento de esgoto sanitário doméstico proveniente de tratamento primário (tanque séptico) na Área Experimental de Tratamento de Resíduos Urbanos do Departamento de engenharia Agrícola da Universidade Federal de Viçosa (MG). O leito foi cultivado com *Typha* sp. em brita com granulometria semelhante à utilizada no presente estudo e operado com TDH de 3,9 dias. A remoção média de DQO ao longo dos 6 meses de monitoramento foi de 90%, valor semelhante ao encontrado no presente estudo, devido provavelmente à não utilização de etapa de tratamento secundário prévio que removeria parcela da carga orgânica aplicada.

La Bella *et al.* (2016) estudaram na Sicília, Itália, o desempenho de AC de fluxo subsuperficial horizontal no tratamento de água residuária para reuso em irrigação. O afluente era proveniente de tratamento secundário com lodos ativados. Foram instalados três sistemas pilotos em paralelo: o primeiro cultivado com *Cyprinus alternifolius*, o segundo com *Typha* sp. e o terceiro era o controle apenas com a brita de material filtrante. As remoções encontradas, respectivamente, no primeiro (*Cyprinus alternifolius*) e segundo (*Typha* sp.) sistema foram: DBO - 68,1 e 70,6 %; DQO 74,3 e 77,4 %. Provavelmente, as eficiências encontradas por La Bella *et al.* (2016) são inferiores ao presente estudo devido ao menor aporte de matéria orgânica, uma vez que o esgoto de entrada era proveniente de tratamento secundário prévio com lodos ativados. Outro aspecto verificado pelos autores foi o desempenho superior dos filtros plantados em comparação ao não plantado. Os pesquisadores atribuíram tal comportamento à remoção física provida pelo sistema radicular das plantas e pela manutenção da elevada condutividade hidráulica. Considera-se também que o tempo de monitoramento do sistema de La Bella *et al.* (2016) foi de 2 anos em comparação aos 3 meses de acompanhamento deste trabalho. Assim, a longo prazo pode-se identificar diferenças entre controles e sistemas cultivados não observadas em períodos de monitoramento mais curtos.

Pandey *et al.* (2013) utilizaram alagados construídos para tratar esgoto urbano proveniente apenas de tratamento preliminar (desarenador). Foram estudados leitos cultivados com *Phragmites karka* e leito não cultivado, apenas preenchido com brita. De maneira geral, as eficiências de remoção de matéria orgânica (DBO<sub>5,20</sub> e DQO) foram inferiores às encontradas no presente estudo, provavelmente devido à diferença da granulometria do substrato. No entanto, diferentemente do que o encontrado nesta pesquisa, no experimento de Pandey *et al.* (2016), o leito cultivado apresentou desempenho superior na remoção de material orgânico em comparação ao controle (não cultivado). Vale destacar que os autores começaram o

monitoramento um ano após o início da operação aguardando a estabilização do sistema. Sendo assim, possivelmente, as plantas utilizadas estavam mais estabelecidas e adaptadas, desempenhando um papel mais ativo na remoção de poluentes em comparação às macrófitas aquáticas utilizadas na presente pesquisa, que tiveram um período de estabilização de 95 dias.

As remoções de  $DBO_{5,20}$  encontradas no presente estudo corroboram com o encontrado por Herrera-Cárdenas, Navarro e Torres (2016) ao estudarem 15 mesocosmos de AC de fluxo subsuperficial horizontal cultivados com *Phragmites australis* para tratamento de esgoto sanitário proveniente de tratamento preliminar e primário prévio. Os autores encontraram remoção média de matéria orgânica ( $DBO_{5,20}$ ) de 90% com TDH de 5 dias.

Bolton e Bolton (2013) também encontraram remoções médias de  $DBO_{5,20}$  superiores a 90%, após monitorar por quatro anos sistemas em série de AC cultivados com *Melaleuca trees* para tratamento de esgoto domiciliar proveniente de tanque séptico.

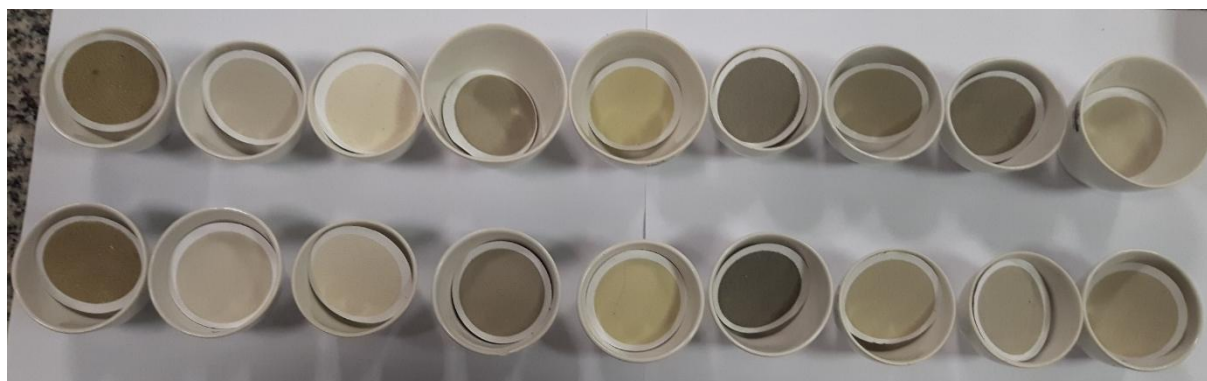
Finalmente, Matos *et al.* (2010), ao estudarem a influência da taxa de carga orgânica no desempenho de sistemas de alagados construídos de fluxo subsuperficial horizontal operados com TDH de 4,8 dias, verificaram que sistemas submetidos a maiores taxas de carregamento orgânico apresentam maiores eficiências de remoção de  $DBO_{5,20}$  e DQO. Assim, as elevadas eficiências encontradas no presente estudo podem ser atribuídas ao elevado aporte de material orgânico em decorrência da utilização de esgoto proveniente apenas de tratamento preliminar.

### **5.6.2. Remoção de sólidos suspensos**

Na figura 35 estão ilustrados os filtros com porosidade de 1,2  $\mu\text{m}$  após filtração das amostras de esgoto, um dos procedimentos utilizados na determinação de sólidos suspensos e frações através do método gravimétrico.

A partir da ilustração, já é possível observar diferença visual entre a quantidade de sólidos no filtro correspondente ao afluente e aos demais.

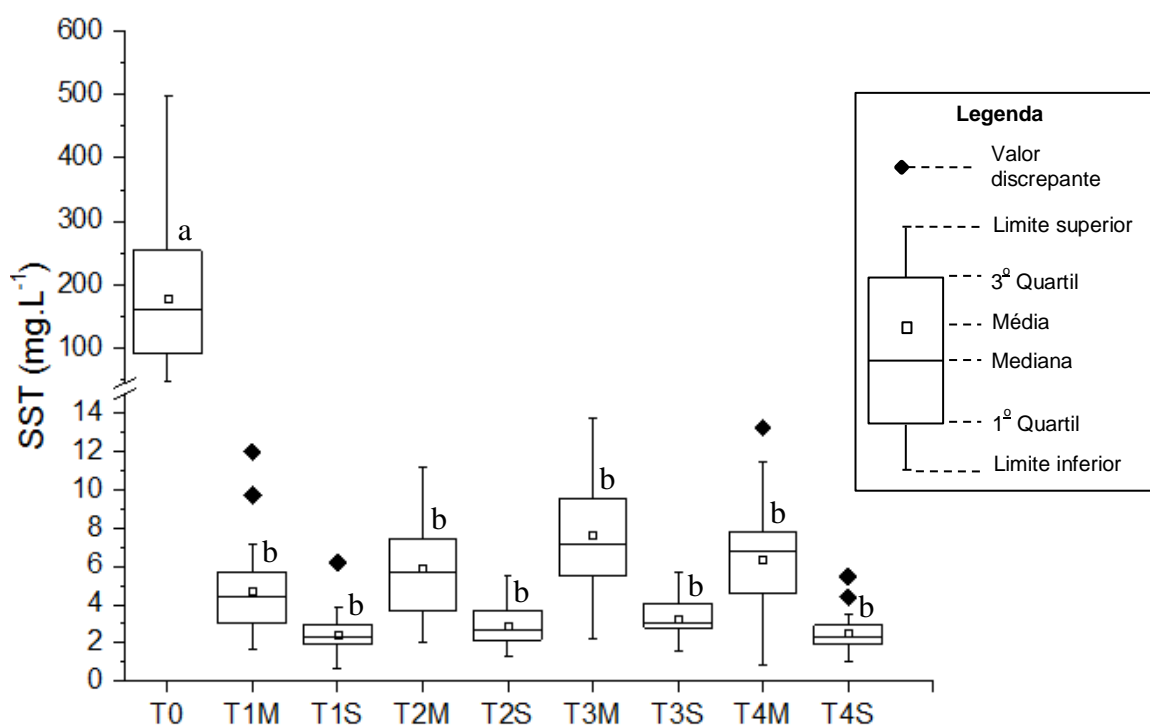
**Figura 35:** Filtros de 1,2 um após filtração das amostras do 121º dia de operação do sistema. Da esquerda para a direita: T0, T1M, T1S, T2M, T2S, T3M, T3S, T4M, T4S.



Fonte: imagem da autora.

A figura 36 ilustra a variação das concentrações de SST ( $\text{mg L}^{-1}$ ) do afluente (T0) e dos oito pontos monitorados (T1M, T1S, T2M, T2S, T3M, T3S, T4M e T4S) durante o período de estudo do 96º ao 190º dia de operação do sistema.

**Figura 36:** Variação das concentrações de SST ( $\text{mg L}^{-1}$ ) do afluente (T0) e dos oito pontos de monitoramento (T1M, T1S, T2M, T2S, T3M, T3S, T4M e T4S) durante o período de estudo (96º ao 190º dia de operação).



NOTA: As médias seguidas por letras distintas indicam diferença significativa pelo Teste de Tukey ANOVA one-way ( $p < 0,05$ ).

Observa-se que há alguns pontos discrepantes, para os quais não se identificou padrão, porém tais dados pouco influenciaram a média. Assim como para as demais variáveis já

analisadas, a distribuição de dados do afluente apresentou maior variabilidade. Já os afluentes finais (saídas dos tanques) apresentaram resultados com menor dispersão e com distribuições mais simétricas.

Com relação às análises estatísticas, a Análise de Variância ( $\alpha = 0,05$ ) demonstrou que há diferença significativa entre as médias comparadas ( $p = 0$ ). A partir do teste de Tukey (Figura 36), observa-se que os pontos de efluente (meios e saídas) apresentaram médias de SST com diferença estatística significativa em relação ao afluente (T0), indicando a efetiva redução da concentração de SST ao longo dos sistemas de tratamento.

Assim como para a matéria orgânica carbonácea, o teste retornou também a ausência de diferenças significativas entre os pontos amostrais do meio e saída dos tanques, indicando que os mecanismos físicos de remoção são bem atuantes já na primeira metade dos sistemas.

Não houve diferença estatística também entre as quatro saídas (T1S, T2S, T3S e T4S), indicando que os quatro sistemas apresentaram remoção de SST similares.

Já na Tabela 19 estão descritas as concentrações médias de SST ( $\text{mg L}^{-1}$ ) com o respectivo desvio padrão, os limites inferiores e superiores dos dados segundo o gráfico de *boxplot* para os nove pontos amostrados.

**Tabela 19:** Limite inferior, superior, média e desvio padrão da concentração de SST ( $\text{mg L}^{-1}$ ) nos nove pontos amostrados (T0, T1M, T1S, T2M, T2S, T3M, T3S, T4M e T4S).

SST ( $\text{mg L}^{-1}$ )	Limite inferior	Limite superior	Média $\pm$ Desvio Padrão
<b>T0</b> (n = 27)	46,9	497,7	179,0 $\pm$ 108,0
<b>T1M</b> (n = 29)	1,7	7,1	4,7 $\pm$ 2,3
<b>T1S</b> (n = 29)	0,7	3,9	2,5 $\pm$ 1,0
<b>T2M</b> (n = 28)	2,0	11,2	2,9 $\pm$ 2,5
<b>T2S</b> (n = 25)	1,3	5,5	2,9 $\pm$ 1,2
<b>T3M</b> (n = 29)	2,2	13,8	7,6 $\pm$ 4,2
<b>T3S</b> (n = 29)	1,6	5,7	3,3 $\pm$ 1,0
<b>T4M</b> (n = 28)	0,9	11,4	6,4 $\pm$ 2,8
<b>T4S</b> (n = 29)	1,0	3,5	2,6 $\pm$ 1,0

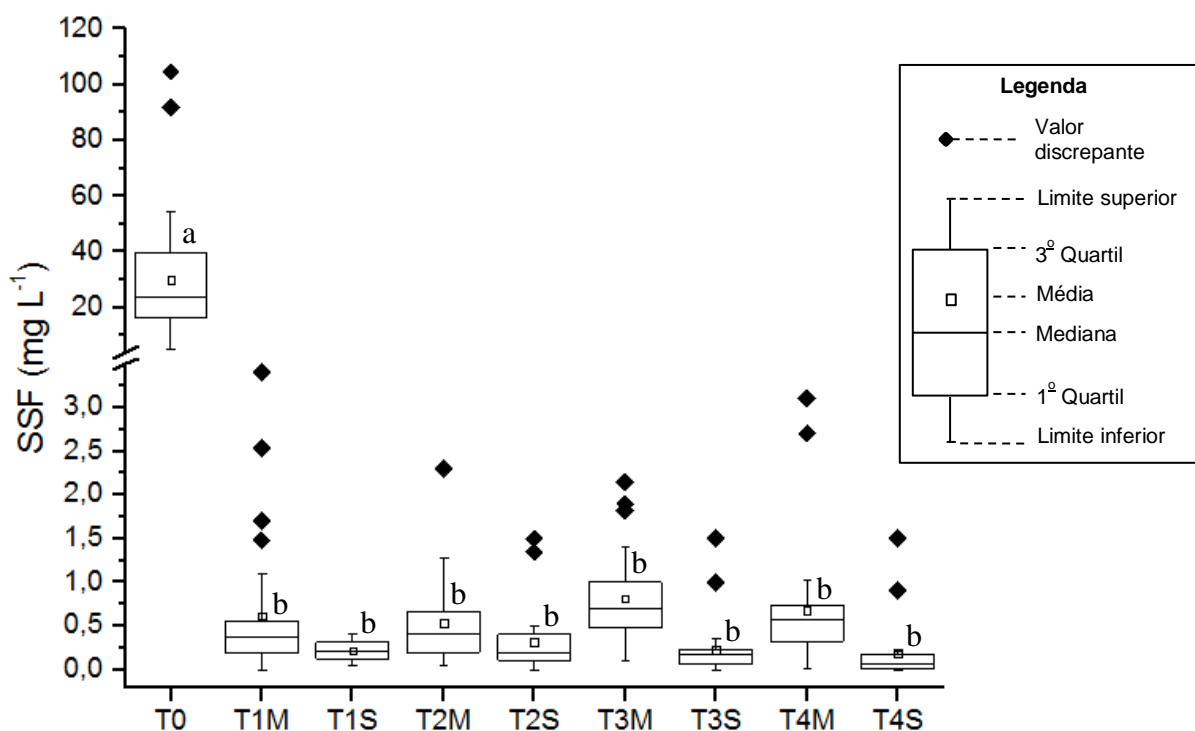


Vale destacar que a Resolução CONAMA 430/2011, bem como outros documentos regulamentadores, não estabelece padrões de lançamento de sólidos, tanto a fração em suspensão quanto dissolvida.

Com base na concentração média de SST no afluente, na vazão média de operação e na área superficial dos sistemas, foi possível calcular a taxa de aplicação superficial de sólidos suspensos,  $88 \pm 54 \text{ kg SS ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ .

A figura 37 ilustra a variação das concentrações de SSF ( $\text{mg L}^{-1}$ ) do afluente (T0) e dos oito pontos monitorados (T1M, T1S, T2M, T2S, T3M, T3S, T4M e T4S) durante o período de estudo do 96º ao 190º dia de operação do sistema.

**Figura 37:** Variação das concentrações de SSF ( $\text{mg L}^{-1}$ ) do afluente (T0) e dos oito pontos de monitoramento (T1M, T1S, T2M, T2S, T3M, T3S, T4M e T4S) durante o período de estudo (96º ao 190º dia de operação).



NOTA: As médias seguidas por letras distintas indicam diferença significativa pelo Teste de Tukey ANOVA one-way ( $p < 0,05$ ).

Com exceção do ponto T1S (saída do tanque Junco), todos os demais apresentaram valores discrepantes acima dos limites superiores. Uma vez que as distribuições dos dados dos efluentes apresentaram variabilidade (dispersão) reduzida, tais pontos atípicos tiveram influência sobre a média da concentração de SSF dos efluentes.

Os resultados da Análise de Variância ( $\alpha = 0,05$ ) demonstraram que há diferença significativa entre as médias comparadas ( $p = 0$ ). A partir do teste de Tukey (Figura 37), observa-se que os pontos de efluente (meios e saídas) apresentaram médias de SSF com

diferença estatística significativa em relação ao esgoto de entrada (T0), indicando a efetiva redução da concentração de SSF ao longo dos sistemas de tratamento

Além disso, assim como para a  $DBO_{5,20}$ , DQO, COD e SST, o teste destacou também a ausência de diferenças significativas entre os pontos amostrais do meio e saída dos tanques e entre as quatro saídas, indicando que a atuação dos mecanismos de remoção foi mais acentuada na primeira metade dos tanques e que os quatro sistemas apresentaram eficiências de remoção de SSF similares.

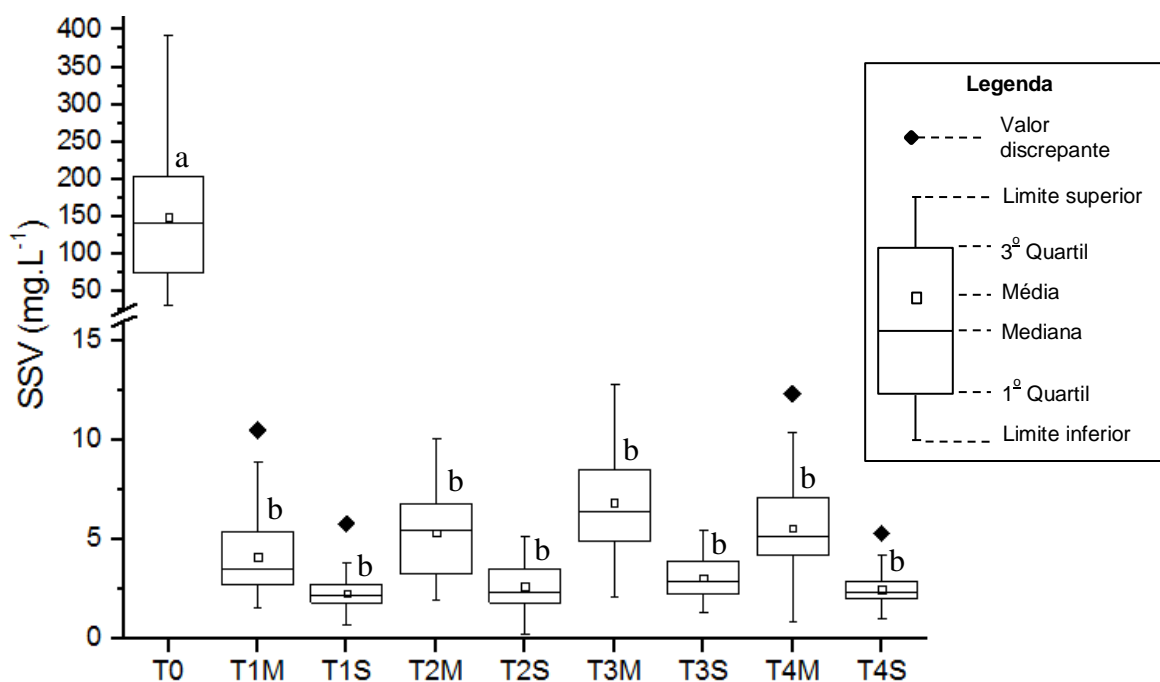
Na Tabela 20 estão descritas as concentrações médias de SSF ( $mg L^{-1}$ ) com o respectivo desvio padrão, os limites inferiores e superiores dos dados segundo o gráfico de *boxplot* para os nove pontos amostrados.

**Tabela 20:** Limite inferior, superior, média e desvio padrão da concentração de SSF ( $mg L^{-1}$ ) nos nove pontos amostrados (T0, T1M, T1S, T2M, T2S, T3M, T3S, T4M e T4S).

SSF ( $mg L^{-1}$ )	Limite inferior	Limite superior	Média $\pm$ Desvio Padrão
<b>T0</b> (n = 27)	4,8	54,4	29,8 $\pm$ 23,6
<b>T1M</b> (n = 29)	0,0	1,1	0,6 $\pm$ 0,8
<b>T1S</b> (n = 24)	0,0	0,4	0,2 $\pm$ 0,1
<b>T2M</b> (n = 28)	0,0	1,3	0,5 $\pm$ 0,5
<b>T2S</b> (n = 24)	0,0	0,5	0,3 $\pm$ 0,4
<b>T3M</b> (n = 27)	0,1	1,4	0,8 $\pm$ 0,5
<b>T3S</b> (n = 28)	0,0	0,4	0,2 $\pm$ 0,3
<b>T4M</b> (n = 28)	0,0	1,0	0,7 $\pm$ 0,7
<b>T4S</b> (n = 25)	0,0	0,2	0,2 $\pm$ 0,3

A figura 38 ilustra a variação das concentrações de SSV ( $mg L^{-1}$ ) do afluente (T0) e dos oito pontos monitorados (T1M, T1S, T2M, T2S, T3M, T3S, T4M e T4S) durante o período de estudo do 96<sup>o</sup> ao 190<sup>o</sup> dia de operação do sistema.

**Figura 38:** Variação das concentrações de SSV ( $\text{mg L}^{-1}$ ) do aflúente (T0) e dos oito pontos de monitoramento (T1M, T1S, T2M, T2S, T3M, T3S, T4M e T4S) durante o período de estudo (96<sup>o</sup> ao 190<sup>o</sup> dia de operação).



NOTA: As médias seguidas por letras distintas indicam diferença significativa pelo Teste de Tukey ANOVA one-way ( $p < 0,05$ ).

Com relação à distribuição dos dados, há apenas quatro valores acima dos limites superiores. Por se tratar de ocorrências pontuais, não houve influência sobre as médias do parâmetro e nem foram identificados padrões ou possíveis justificativas.

Comparando a variabilidade dos dados, para os efluentes finais (T1S, T2S, T3S e T4S), a dispersão dos dados foi reduzida e a distribuição mais simétrica em comparação à entrada (T0) e aos meios (T1M, T2M, T3M e T4M).

Assim como para os SST e os SSF, os resultados da Análise de Variância ( $\alpha = 0,05$ ) dos SSV demonstraram que há diferença significativa entre as médias comparadas ( $p = 0$ ). Com base no teste de Tukey (Figura 38), observa-se que os pontos de efluente (meios e saídas) apresentaram médias de SSV com diferença estatística significativa em relação ao esgoto de entrada (T0), indicando a efetiva redução da concentração de SSV ao longo dos sistemas de tratamento.

O teste indicou ainda que as médias de SSV na saída dos quatro tanques são estatisticamente iguais, e, portanto, os quatro sistemas apresentaram remoção de SSV semelhantes.

Assim como para as demais variáveis, o teste demonstrou que não há diferenças significativas entre os pontos do meio e saída dos tanques, indicando que a atuação dos mecanismos de remoção foi mais acentuada na primeira metade dos tanques.

Portanto, se a maior parte da remoção de matéria orgânica e sólidos é alcançada já na metade dos tanques, pode-se inferir que é possível reduzir o TDH pela metade ou duplicar a vazão de operação mantendo o mesmo padrão de desempenho no tratamento secundário de esgoto sanitário com os alagados construídos em escala piloto.

Na Tabela 21 estão descritas as concentrações médias de SSV ( $\text{mg L}^{-1}$ ) com o respectivo desvio padrão, os limites inferiores e superiores dos dados segundo o gráfico de *boxplot* para os nove pontos amostrados.

**Tabela 21:** Limite inferior, superior, média e desvio padrão da concentração de SSV ( $\text{mg L}^{-1}$ ) nos nove pontos amostrados (T0, T1M, T1S, T2M, T2S, T3M, T3S, T4M e T4S).

SSV ( $\text{mg L}^{-1}$ )	Limite inferior	Limite superior	Média $\pm$ Desvio Padrão
<b>T0</b> (n = 27)	30,5	393,0	149,1 $\pm$ 88,5
<b>T1M</b> (n = 29)	1,5	8,9	4,1 $\pm$ 2,1
<b>T1S</b> (n = 29)	0,7	3,8	2,3 $\pm$ 1,0
<b>T2M</b> (n = 28)	1,9	10,1	5,3 $\pm$ 2,2
<b>T2S</b> (n = 25)	0,2	5,1	2,6 $\pm$ 1,2
<b>T3M</b> (n = 29)	2,1	12,8	6,9 $\pm$ 3,8
<b>T3S</b> (n = 29)	1,3	5,5	3,1 $\pm$ 1,1
<b>T4M</b> (n = 29)	0,8	10,4	5,6 $\pm$ 2,8
<b>T4S</b> (n = 29)	1,0	4,2	2,4 $\pm$ 1,0

A fim de avaliar o percentual de sólidos suspensos orgânicos e inorgânicos, calculou-se a porcentagem das frações fixas e voláteis dos sólidos suspensos (Tabela 22).

**Tabela 22:** Percentual de sólidos suspensos fixos e voláteis no afluente (T0) e nos oito pontos de efluente (T1M, T1S, T2M, T2S, T3M, T3S, T4M e T4S) durante o período de monitoramento (96<sup>o</sup> ao 190<sup>o</sup> dia de operação).

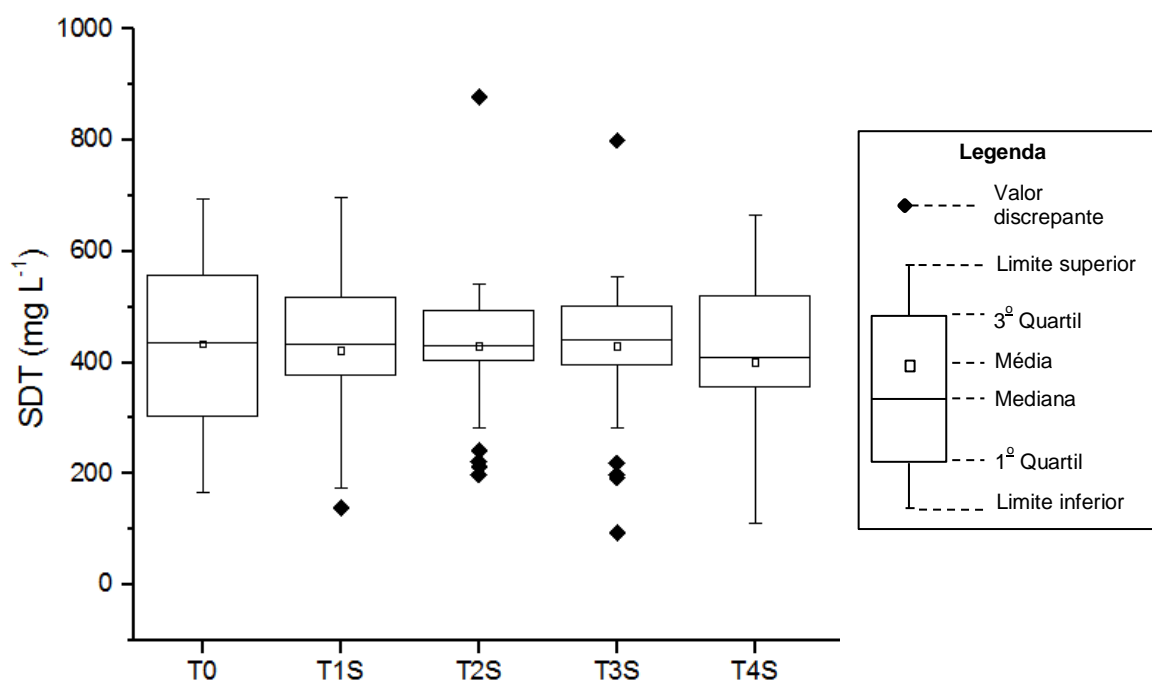
Frações dos SST	Percentual (%)								
	T0	T1M	T1S	T2M	T2S	T3M	T3S	T4M	T4S
<b>Fixos</b>	17 ± 7	12 ± 13	9 ± 5	8 ± 7	12 ± 18	10 ± 4	8 ± 12	10 ± 10	9 ± 20
<b>Voláteis</b>	83 ± 7	88 ± 13	93 ± 6	93 ± 7	88 ± 18	91 ± 5	93 ± 11	90 ± 10	93 ± 19

Observa-se a predominância da fração volátil (83 a 93 %) dos sólidos, ou seja, a maior parte do material particulado presente tanto no afluente quanto no efluente é orgânico. Deste modo, a menor fração corresponde às partículas inorgânicas (8 a 17 %).

O teste ANOVA ( $\alpha = 0,05$ ) mostrou que não há diferença significativa entre os percentuais médios de sólidos fixos e voláteis no afluente e nos efluentes. Assim, a proporção de sólidos suspensos orgânicos (83 a 93 %) e inorgânicos (8 a 17%) permanece constante mesmo após o tratamento com os alagados construídos.

A figura 39 ilustra a variação das concentrações de SDT ( $\text{mg L}^{-1}$ ) do afluente (T0) e dos quatro pontos de efluente final monitorados (T1S, T2S, T3S e T4S) durante o período de estudo do 96<sup>o</sup> ao 190<sup>o</sup> dia de operação do sistema.

**Figura 39:** Variação das concentrações de SDT ( $\text{mg L}^{-1}$ ) do afluente (T0) e dos quatro pontos de efluente final (T1S, T2S, T3S, e T4S) durante o período de estudo (96<sup>o</sup> ao 190<sup>o</sup> dia de operação).



NOTA: As médias seguidas por letras distintas indicam diferença significativa pelo Teste de Tukey ANOVA one-way ( $p < 0,05$ ).

Na Tabela 23 estão descritas as concentrações médias de SDT ( $\text{mg L}^{-1}$ ) com o respectivo desvio padrão, os limites inferiores e superiores dos dados segundo o gráfico de *boxplot* para o afluente e as quatro saídas amostradas.

**Tabela 23:** Limite inferior, superior, média e desvio padrão da concentração de SDT ( $\text{mg L}^{-1}$ ) no afluente (T0) e nos efluentes (T1S, T2S, T3S e T4S).

SDT ( $\text{mg L}^{-1}$ )	Limite inferior	Limite superior	Média $\pm$ Desvio Padrão
<b>T0</b> (n = 28)	165,0	695,0	434,4 $\pm$ 155,9
<b>T1S</b> (n = 30)	174,0	697,0	421,9 $\pm$ 133,5
<b>T2S</b> (n = 28)	283,0	542,0	430,2 $\pm$ 132,9
<b>T3S</b> (n = 31)	282,0	554,0	430,5 $\pm$ 131,2
<b>T4S</b> (n = 30)	111,0	664,0	401,6 $\pm$ 140,2

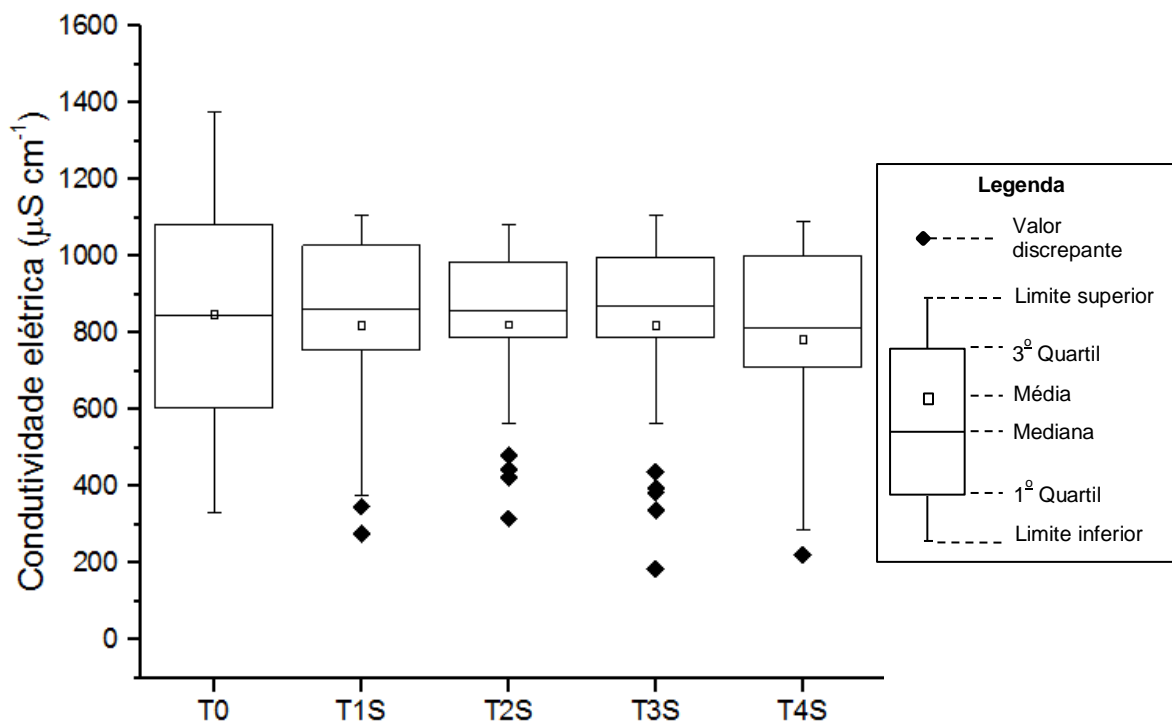
Os pontos T1S, T2S e T3S apresentaram valores discrepantes, alguns acima dos limites superiores e alguns abaixo dos limites inferiores. Os valores mais baixos de SDT ocorreram na semana mais chuvosa do período de monitoramento (29/05/2016 a 06/06/2016), que, conforme discutido anteriormente, pode ter desencadeado a diluição do afluente e efluente.

Através da Análise de Variância ( $\alpha = 0,05$ ), foi possível verificar que as concentrações médias de SDT nos diferentes pontos de amostragem (T0, T1S, T2S, T3S e T4S) não apresentaram diferenças significativas ao nível de significância de 5% ( $p = 0,97$ ).

Assim, diferentemente das variáveis  $\text{DBO}_{5,20}$ , DQO, COD e SST, não houve redução das concentrações de SDT nos efluentes em comparação ao afluente. Portanto, pode-se inferir que não houve remoção efetiva de SDT em nenhum dos quatro sistemas. Desta forma, os dados obtidos para SDT corroboram com o encontrado para a condutividade elétrica que também não apresentou redução dos valores comparando o afluente e os efluentes conforme apresentado a seguir.

A figura 40 ilustra a variação da condutividade elétrica ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ ) do afluente (T0) e do efluente final dos quatro tanques (T1S, T2S, T3S e T4S) durante o período de monitoramento do 96º ao 190º dia de operação do sistema.

**Figura 40:** Variação da condutividade elétrica ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ ) do afluente (T0) e do efluente finaldos quatro tanques (T1S, T2S, T3S e T4S) durante o período de monitoramento (96<sup>o</sup> ao 190<sup>o</sup> dia de operação).



Foram registrados alguns dados discrepantes para os efluentes tratados que influenciaram levemente na redução da média do parâmetro. No entanto, identificou-se que tais valores mais baixos de condutividade elétrica ocorreram na semana mais chuvosa do período de monitoramento (29/05/2016 a 06/06/2016), que culminou na diluição do efluente.

A Análise de Variância ( $\alpha = 0,05$ ) indicou a inexistência de diferenças significativas entre a condutividade elétrica média dos cinco pontos amostrados (T0, T1S, T2S, T3S e T4S) ( $p = 0,96$ ). Desta forma, ao longo do tratamento não houve aumento e nem redução de CE, confirmando que os sistemas não removeram os sólidos dissolvidos presentes no afluente.

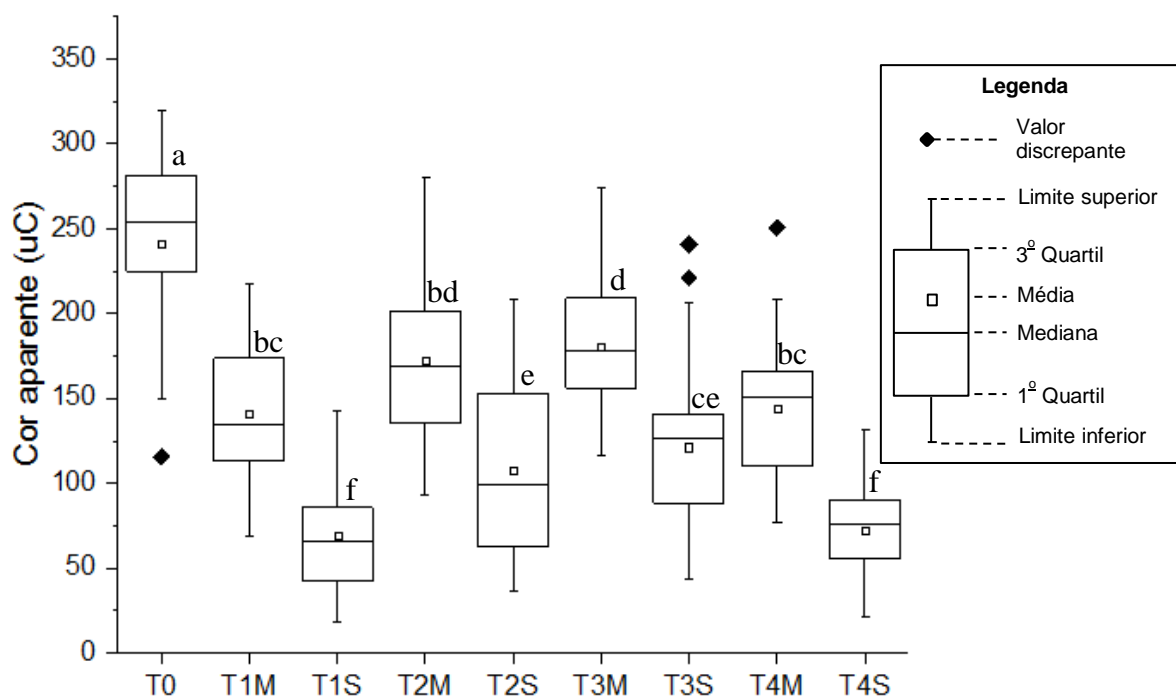
Na Tabela 24 estão descritos os valores médios de condutividade elétrica ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ ) com o respectivo desvio padrão, os limites inferiores e superiores dos dados segundo o gráfico de *boxplot* para os nove pontos amostrados.

**Tabela 24:** Limite inferior, superior, média e desvio padrão da concentração de condutividade elétrica ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ ) em cinco pontos amostrados (T0, T1S, T2S, T3S e T4S).

Condutividade elétrica ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ )	Limite inferior	Limite superior	Média $\pm$ Desvio Padrão
<b>T0</b> (n = 27)	330,0	1378,0	850,6 $\pm$ 303,7
<b>T1S</b> (n = 29)	378,0	1106,0	821,3 $\pm$ 246,8
<b>T2S</b> (n = 27)	565,0	1083,0	824,1 $\pm$ 210,3
<b>T3S</b> (n = 31)	565,0	1107,0	820,6 $\pm$ 241,7
<b>T4S</b> (n = 29)	286,0	1093,0	785,3 $\pm$ 267,3

A figura 41 ilustra a variação da cor aparente (uC) do afluente (T0) e dos oito pontos monitorados (T1M, T1S, T2M, T2S, T3M, T3S, T4M e T4S) durante o período de estudo do 96º ao 190º dia de operação do sistema.

**Figura 41:** Variação da cor aparente (uC) do afluente (T0) e dos oito pontos de monitoramento (T1M, T1S, T2M, T2S, T3M, T3S, T4M e T4S) durante o período de estudo (96º ao 190º dia de operação).



NOTA: As médias seguidas por letras distintas indicam diferença significativa pelo Teste de Tukey ANOVA one-way ( $p < 0,05$ ).



Observa-se a ocorrência de poucos dados discrepantes nos resultados encontrados. O ponto de menor cor aparente do afluente foi obtido no período chuvoso já mencionado (29/05/2016 a 06/06/2016). Para os demais pontos extremos não foi identificada a causa de ocorrência. Para todos os nove pontos analisados, os resultados apresentaram variabilidade semelhante.

O resultado da Análise de Variância ( $\alpha = 0,05$ ) demonstrou que há diferença significativa entre as médias de cor aparente comparadas ( $p = 0$ ). A partir do teste de Tukey (Figura 40), observou-se que os pontos de esgoto tratado (meios e saídas) apresentaram médias de cor aparente com diferença estatística significativa em relação ao esgoto de entrada (T0), indicando a efetiva redução do parâmetro ao longo dos sistemas de tratamento. Tal fato deve-se, principalmente, devido à redução de sólidos suspensos uma vez que a cor aparente sofre influência direta da turbidez (sólidos suspensos), pois conforme mencionado anteriormente não houve redução efetiva na concentração de SDT.

Além disso, diferentemente das demais variáveis já discutidas, o teste revelou a existência de diferenças estatísticas significativas entre os meios e as saídas dos tanques. Assim sendo, é possível inferir que houve atuação de mecanismos de remoção ainda na segunda metade dos tanques, que culminou por diminuir ainda mais a cor aparente no efluente final de cada sistema.

De acordo com o teste de Tukey, observa-se ainda que há diferença estatística nas médias de cor aparente das saídas. Os pontos T1S e T4S possuem médias estatisticamente menores que os pontos T2S e T3S. Portanto, os tanques 1 (Junco) e 4 (controle) foram mais eficientes na remoção de cor aparente.

Sabe-se que o constituinte responsável pela cor são os sólidos dissolvidos. No entanto, no valor da cor aparente está incluída uma fração devida à turbidez, uma vez que as amostras não foram filtradas antes das análises de cor (VON SPERLING, 2014). Assim, uma possível explicação para a diferença de cor aparente entre as saídas seria que, embora quando consideradas isoladamente, as variáveis SST e SDT não apresentam diferenças estatísticas entre os efluentes finais, quando consideradas ambas as frações sólidas, que constituem a cor aparente, há diferenças estatísticas entre os quatro tratamentos.

Na Tabela 25 estão descritos os valores médios de cor aparente (uC) com o respectivo desvio padrão, os limites inferiores e superiores dos dados segundo o gráfico de *boxplot* para os nove pontos amostrados.

**Tabela 25:** Limite inferior, superior, média e desvio padrão da concentração de cor aparente (uC) nos nove pontos amostrados (T0, T1M, T1S, T2M, T2S, T3M, T3S, T4M e T4S).

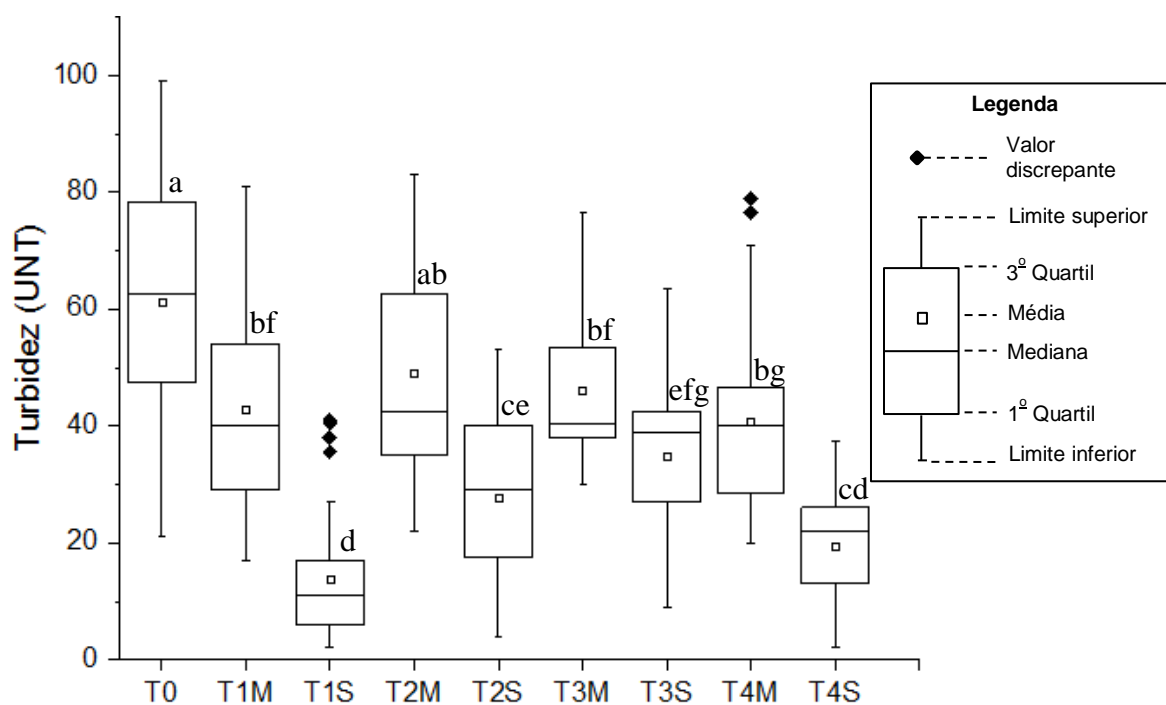
Cor aparente (uC)	Limite inferior	Limite superior	Média ± Desvio Padrão
<b>T0</b> (n = 30)	149,5	319,5	241,2 ± 48,9
<b>T1M</b> (n = 33)	69,0	217,0	141,4 ± 37,2
<b>T1S</b> (n = 33)	18,8	143,0	69,3 ± 35,7
<b>T2M</b> (n = 31)	93,6	280,0	172,1 ± 44,0
<b>T2S</b> (n = 29)	36,6	208,0	107,5 ± 52,7
<b>T3M</b> (n = 33)	116,0	274,0	180,8 ± 38,4
<b>T3S</b> (n = 33)	43,9	206,0	121,3 ± 49,0
<b>T4M</b> (n = 33)	76,7	208,5	144,5 ± 41,1
<b>T4S</b> (n = 33)	20,9	132,0	72,8 ± 29,3

A figura 42 ilustra a variação da turbidez (UNT) do afluente (T0) e dos oito pontos monitorados (T1M, T1S, T2M, T2S, T3M, T3S, T4M e T4S) durante o período de estudo do 96<sup>o</sup> ao 190<sup>o</sup> dia de operação do sistema.

Houve apenas alguns pontos discrepantes acima dos limites superiores nos pontos T1S e T4M. Os valores atípicos de T1S foram obtidos nos últimos dias de coleta. Já os dados extremos do ponto T4M foram obtidos no início do período de monitoramento. De maneira geral, as distribuições dos resultados nos pontos T1S e T4S apresentaram menores variabilidades em comparação aos demais.

De acordo com os resultados obtidos através da Análise de Variância ( $\alpha = 0,05$ ), foi demonstrado que há diferença significativa entre as médias de turbidez comparadas ( $p = 0$ ). Com base no teste de Tukey (Figura 42), observou-se que os pontos de esgoto tratado (meios e saídas) apresentaram médias de turbidez com diferenças estatísticas com relação ao esgoto de entrada (T0), indicando a efetiva redução do parâmetro turbidez ao longo dos sistemas de tratamento. Além disso, assim como o parâmetro cor aparente, o teste revelou a existência de diferenças estatísticas significativas entre os meios e as saídas dos tanques, indicando a atuação de mecanismos de remoção ainda na segunda metade dos tanques.

**Figura 42:** Variação da turbidez (UNT) do afluente (T0) e dos oito pontos de monitoramento (T1M, T1S, T2M, T2S, T3M, T3S, T4M e T4S) durante o período de estudo (96º ao 190º dia de operação).



NOTA: As médias seguidas por letras distintas indicam diferença significativa pelo Teste de Tukey ANOVA one-way ( $p < 0,05$ ).

Na Tabela 26 estão descritos os valores médios de turbidez (UNT) com o respectivo desvio padrão, os limites inferiores e superiores dos dados segundo o gráfico de *boxplot* para os nove pontos amostrados.

**Tabela 26:** Limite inferior, superior, média e desvio padrão da concentração de turbidez (UNT) nos nove pontos amostrados (T0, T1M, T1S, T2M, T2S, T3M, T3S, T4M e T4S).

Turbidez (UNT)	Limite inferior	Limite superior	Média ± Desvio Padrão
<b>T0</b> (n = 29)	21,0	99,0	61,2 ± 20,3
<b>T1M</b> (n = 33)	17,0	81,0	42,8 ± 16,0
<b>T1S</b> (n = 33)	2,0	27,0	13,9 ± 11,5
<b>T2M</b> (n = 31)	22,0	83,0	49,1 ± 17,9
<b>T2S</b> (n = 29)	4,0	53,0	27,8 ± 14,9
<b>T3M</b> (n = 33)	30,0	76,5	46 ± 13,4
<b>T3S</b> (n = 33)	9,0	63,5	34,8 ± 13,5
<b>T4M</b> (n = 33)	20,0	71,0	40,7 ± 15,9
<b>T4S</b> (n = 33)	2,0	37,5	19,4 ± 10,3

Na Tabela 27 estão apresentadas as eficiências de remoção de SST, SSF e SSV nos quatro tanques analisados em função das concentrações iniciais e finais dos respectivos parâmetros.

**Tabela 27:** Eficiência de remoção média (%) dos parâmetros SST, SSF e SSV dos quatro tanques durante o período de monitoramento.

Parâmetro	Eficiência de remoção (%)			
	T1 (Junco)	T2 (Taboa)	T3 (Junco e Taboa)	T4 (Controle)
SST	98 ± 1	98 ± 1	98 ± 1	98 ± 1
SSF	98 ± 4	98 ± 4	98 ± 4	98 ± 6
SSV	98 ± 0,6	98 ± 0,9	98 ± 0,9	98 ± 0,9

Com relação às partículas sólidas suspensas, os quatro sistemas apresentaram eficiência de remoção iguais a  $98 \pm 1\%$ . Quanto à remoção dos sólidos fixos, indicativo da fração inorgânica, o T1 (Junco) apresentou eficiência de  $98 \pm 4\%$  e o T2 (Taboa) de  $98 \pm 4\%$ . Já no T3 (Junco e Taboa) e o T4 (controle), as eficiências foram, respectivamente,  $98 \pm 4\%$  e  $98 \pm 6\%$ . Segundo o teste ANOVA ( $p > 0,05$ ), as eficiências médias de remoção são estatisticamente iguais ( $p = 0,98$ ). Quanto aos sólidos voláteis, indicativo da fração orgânica, as eficiências de remoção foram  $98 \pm 0,6\%$  (T1),  $98 \pm 0,9\%$  (T2),  $98 \pm 0,9\%$  (T3) e  $98 \pm 0,9\%$  (T4). Da mesma maneira, o teste ANOVA indicou a inexistência de diferença significativa entre as eficiências de remoção de SSV nos quatro tanques ao nível de significância de 5% ( $p = 0,22$ ).

Com base nos resultados, pode-se inferir que os quatro sistemas (T1, T2, T3 e T4) apresentaram desempenho similar na remoção de sólidos suspensos. As altas eficiências de remoção de sólidos suspensos encontradas no presente estudo corroboram com Vymazal (2002) que afirma que sistemas de alagados construídos de fluxo subsuperficial horizontal são efetivos na remoção de sólidos suspensos totais devido, principalmente, à filtração e sedimentação das partículas presentes no afluente.

Uma vez que todos os sistemas, tanto os plantados quanto o não plantado, apresentaram eficiências de remoção iguais, infere-se que as macrófitas aquáticas não apresentaram influência direta na remoção de sólidos suspensos. Tal fato pode ser explicado pela

predominância dos mecanismos físicos de remoção do material particulado presente nas águas residuárias em sistemas de fluxo subsuperficial horizontal.

A eficiência média de remoção de sólidos suspensos encontrada (98%) é superior à maioria dos estudos realizados por outros autores, devido à granulometria reduzida do material suporte utilizado e, principalmente, ao maior aporte de sólidos em suspensão no sistema piloto estudado que tratou esgoto proveniente apenas de tratamento preliminar, enquanto as demais pesquisas utilizaram, como esgoto de entrada, efluente já tratado previamente a nível primário ou até secundário (MATOS, BRASIL E MONACO, 2013; JÁCOME *et al.*, 2016; LA BELLA *et al.*, 2016; LICATA *et al.*, 2016; SANTOS E ROSTON, 2016).

Calijuri *et al.* (2009) utilizaram alagados construídos de fluxo subsuperficial horizontal com TDH de 1,3 a 5,2 dias no tratamento de efluente sanitário proveniente de reator UASB. As eficiências de remoção de DBO<sub>5,20</sub> (80%) e SST (70%) encontradas são inferiores às do presente estudo. Segundo os autores, as concentrações de SST e DBO<sub>5,20</sub> na saída do reator UASB já eram baixas (inferiores a 70 mg L<sup>-1</sup>) justificando assim as menores eficiências de remoção.

Raboni, Gavasci e Urbini (2014) obtiveram eficiência de remoção de sólidos suspensos totais de 94%, valor próximo ao encontrado no presente trabalho. Assim como para a matéria orgânica, os sistemas de alagados construídos conseguem alcançar altas eficiências de remoção de sólidos em suspensão com apenas uma etapa de tratamento.

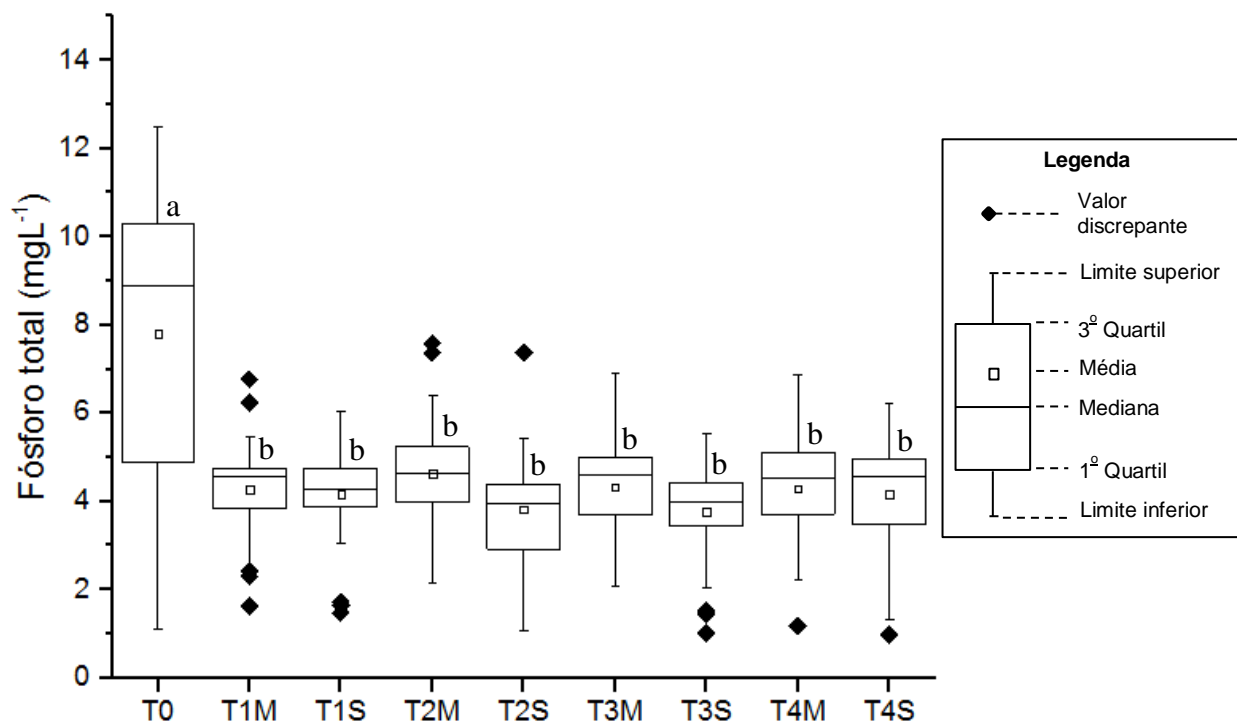
### **5.6.3. Remoção de nutrientes**

A figura 43 ilustra a variação das concentrações de fósforo total (mg L<sup>-1</sup>) do afluente (T0) e dos oito pontos monitorados (T1M, T1S, T2M, T2S, T3M, T3S, T4M e T4S) durante o período de estudo do 96º ao 190º dia de operação do sistema.

Destaca-se que o afluente apresentou resultados com maior dispersão em comparação aos demais pontos analisados. Com exceção do T0 (esgoto de entrada) e T3M (meio do tanque 3), todos os demais pontos tiveram dados discrepantes. Os valores abaixo dos limites inferiores das distribuições ocorreram no período chuvoso (29/05/2016 a 06/06/2016). Já os valores mais elevados ocorreram no final do período de monitoramento.

Uma vez que o principal mecanismo de remoção de fósforo é a adsorção, uma possível causa do aumento das concentrações de fósforo total nos efluentes finais pode ser em decorrência da saturação dos sítios ativos disponíveis para adsorver as partículas de fosfato.

**Figura 43:** Variação das concentrações de fósforo total ( $\text{mg L}^{-1}$ ) do afluente (T0) e dos oito pontos de monitoramento (T1M, T1S, T2M, T2S, T3M, T3S, T4M e T4S) durante o período de estudo (96º ao 190º dia de operação).



NOTA: As médias seguidas por letras distintas indicam diferença significativa pelo Teste de Tukey ANOVA one-way ( $p < 0,05$ ).

Assim como para a maioria das análises realizadas, os resultados da Análise de Variância ( $\alpha = 0,05$ ) de fósforo total demonstraram que há diferença significativa entre as médias comparadas ( $p = 0$ ).

A partir do teste de Tukey (Figura 43), observa-se que os pontos de efluente (meios e saídas) apresentaram médias de fósforo total com diferença estatística significativa em relação ao afluente (T0), indicando a efetiva redução da concentração de fósforo total ao longo dos sistemas de tratamento. O teste apontou que não há diferenças significativas entre os pontos do meio e saída dos tanques, indicando que a atuação dos mecanismos de remoção foi mais acentuada na primeira metade dos tanques.

A análise estatística de comparação de médias demonstrou também que as concentrações de fósforo total na saída dos quatro tanques são estatisticamente iguais e, portanto, pode-se inferir que a remoção de fósforo total nos quatro sistemas foi similar.

Na Tabela 28 estão descritas as concentrações médias de fósforo total ( $\text{mg L}^{-1}$ ) com o respectivo desvio padrão, os limites inferiores e superiores dos dados segundo o gráfico de *boxplot* para os nove pontos amostrados.

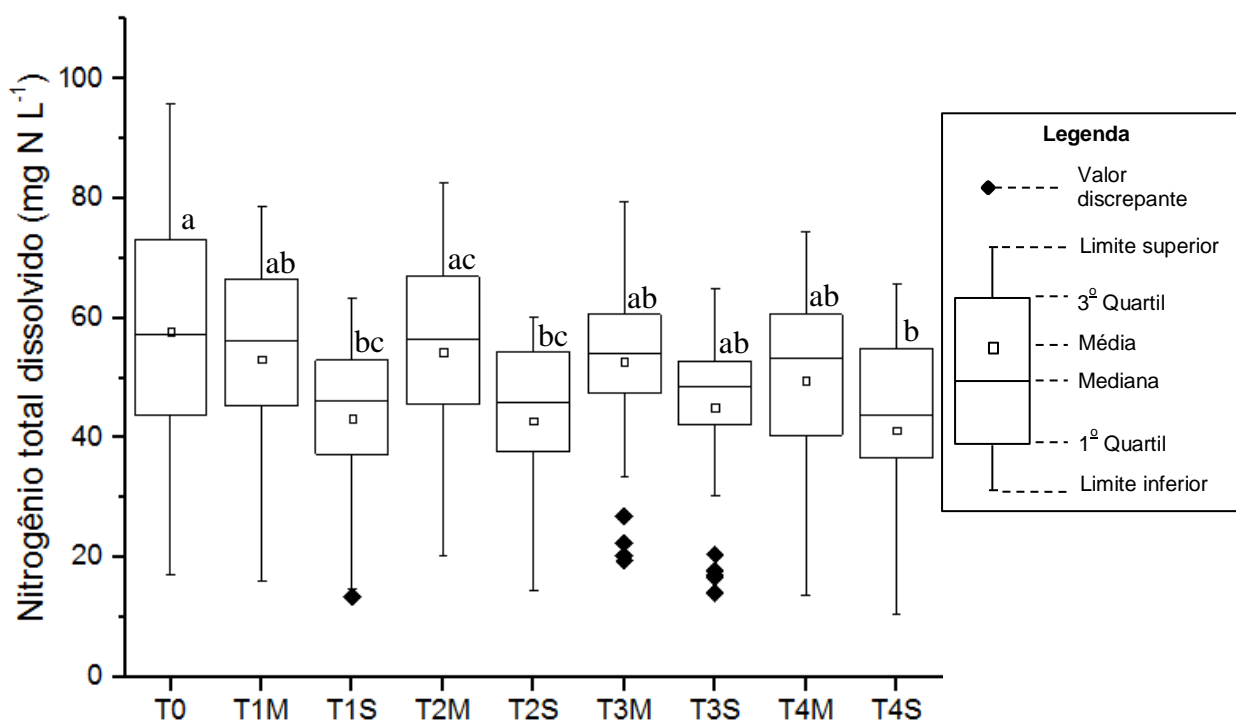
**Tabela 28:** Limite inferior, superior, média e desvio padrão da concentração de fósforo total ( $\text{mg L}^{-1}$ ) nos nove pontos amostrados (T0, T1M, T1S, T2M, T2S, T3M, T3S, T4M e T4S).

Fósforo total ( $\text{mg L}^{-1}$ )	Limite inferior	Limite superior	Média $\pm$ Desvio Padrão
<b>T0</b> (n = 29)	1,1	12,5	7,8 $\pm$ 3,4
<b>T1M</b> (n = 33)	2,5	5,5	4,3 $\pm$ 1,1
<b>T1S</b> (n = 33)	3,1	6,0	3,9 $\pm$ 1,4
<b>T2M</b> (n = 31)	2,1	6,4	4,5 $\pm$ 1,4
<b>T2S</b> (n = 29)	1,1	5,4	3,6 $\pm$ 1,4
<b>T3M</b> (n = 33)	2,1	6,9	4,3 $\pm$ 1,2
<b>T3S</b> (n = 33)	2,0	5,6	3,7 $\pm$ 1,2
<b>T4M</b> (n = 33)	2,2	6,9	4,3 $\pm$ 1,2
<b>T4S</b> (n = 33)	1,3	6,2	4,2 $\pm$ 1,3

Muito embora o lançamento de altas concentrações de fósforo seja prejudicial para os ecossistemas aquáticos, a Resolução CONAMA 430/2011, assim como outros documentos regulamentadores, não estabelece padrões obrigatórios de lançamento para tal parâmetro. No entanto, no caso de ausência da meta obrigatória, devem ser obedecidos os padrões de qualidade que constam na classe na qual o corpo receptor estiver enquadrado. Deste modo, a concentração de fósforo a ser lançada não pode alterar a concentração limite de  $0,15 \text{ mg L}^{-1}$  na coluna d'água, após a zona de mistura, estabelecida para corpos lóticos Classe 3 (Rio Baquirivú-Guaçu).

A figura 44 ilustra a variação das concentrações de nitrogênio total ( $\text{mg N L}^{-1}$ ) na fração dissolvida do aflente (T0) e dos oito pontos monitorados (T1M, T1S, T2M, T2S, T3M, T3S, T4M e T4S) durante o período de estudo do 96º ao 190º dia de operação do sistema.

**Figura 44:** Variação das concentrações de nitrogênio total dissolvido ( $\text{mg N L}^{-1}$ ) do afluente (T0) e dos oito pontos de monitoramento (T1M, T1S, T2M, T2S, T3M, T3S, T4M e T4S) durante o período de estudo (96<sup>o</sup> ao 190<sup>o</sup> dia de operação).



NOTA: As médias seguidas por letras distintas indicam diferença significativa pelo Teste de Tukey ANOVA one-way ( $p < 0,05$ ).

Há alguns valores discrepantes abaixo do limite inferior nos pontos T1S, T3M e T3S em decorrência da diluição dos efluentes no período chuvoso do monitoramento (29/05/2016 a 06/06/2016). Esses valores influenciaram para que a média ficasse um pouco abaixo da mediana. De maneira geral, os dados apresentaram elevada variabilidade porém com uma certa simetria em relação à média.

A Análise de Variância ( $\alpha = 0,05$ ) indicou a existência de diferença significativa entre as médias de nitrogênio total comparadas ( $p = 1,05 \cdot 10^{-4}$ ).

O teste de Tukey ( $\alpha = 0,05$ ), identificou que os únicos pontos que apresentaram médias diferentes do afluente (T0) foram os pontos T1S, T2S e T4S, ou seja, os efluentes da saída dos tanques Junco, Taboa e Controle apresentaram concentrações de nitrogênio total inferiores ao esgoto de entrada. Portanto, pode-se inferir que houve remoção de nitrogênio total ao longo desses três sistemas de tratamento. Os demais pontos não apresentaram diferença estatística entre si com exceção dos pontos T2M e T4S, porém não se identificou uma razão para tal ocorrência.



Na Tabela 29 estão descritas as concentrações médias de nitrogênio total dissolvido (mg N L<sup>-1</sup>) com o respectivo desvio padrão, os limites inferiores e superiores dos dados segundo o gráfico de *boxplot* para os nove pontos amostrados.

**Tabela 29:** Limite inferior, superior, média e desvio padrão da concentração de nitrogênio total dissolvido (mg N L<sup>-1</sup>) nos nove pontos amostrados (T0, T1M, T1S, T2M, T2S, T3M, T3S, T4M e T4S).

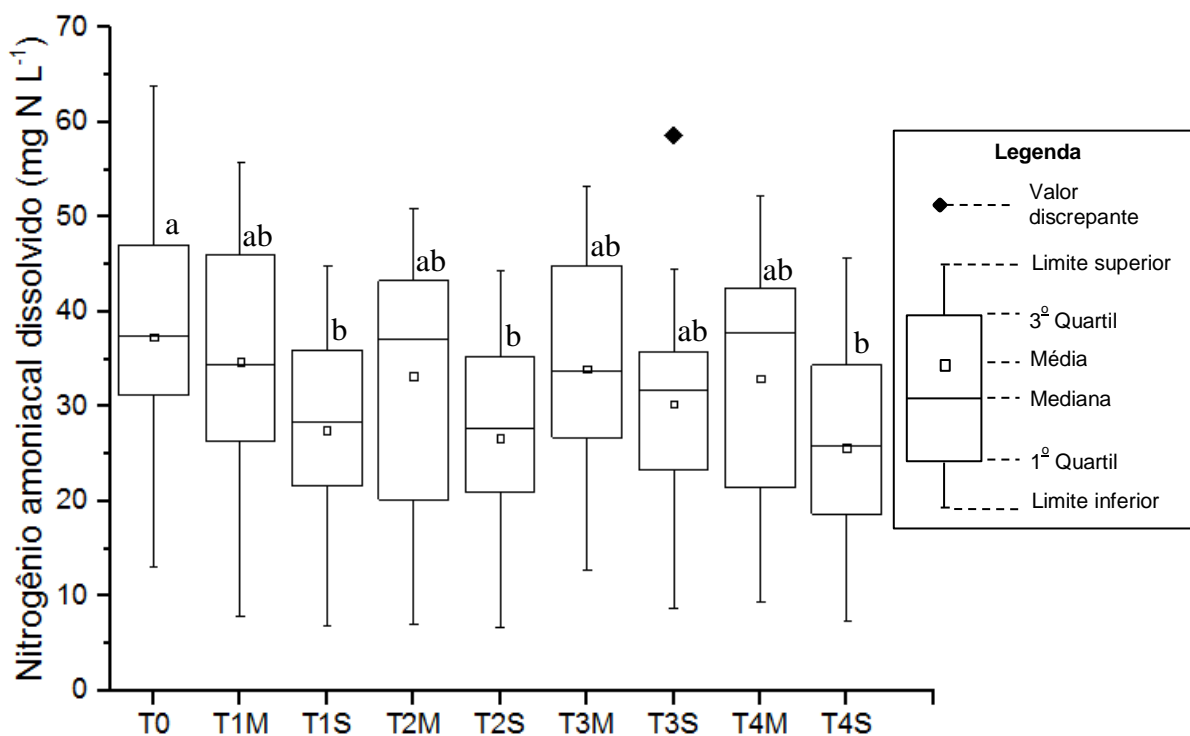
<b>Nitrogênio total dissolvido (mg N L<sup>-1</sup>)</b>	<b>Limite inferior</b>	<b>Limite superior</b>	<b>Média ± Desvio Padrão</b>
<b>T0</b> (n = 30)	17,0	95,7	57,7 ± 21,8
<b>T1M</b> (n = 33)	16,1	78,6	53,2 ± 18,0
<b>T1S</b> (n = 33)	14,6	63,4	43,2 ± 14,3
<b>T2M</b> (n = 31)	20,2	82,6	54,4 ± 17,2
<b>T2S</b> (n = 29)	14,6	60,1	42,8 ± 13,9
<b>T3M</b> (n = 33)	33,4	79,6	52,7 ± 16,5
<b>T3S</b> (n = 33)	30,4	64,9	45,1 ± 13,8
<b>T4M</b> (n = 33)	13,8	74,5	49,6 ± 15,9
<b>T4S</b> (n = 33)	10,3	65,6	41,3 ± 14,9

A figura 45 ilustra a variação das concentrações de nitrogênio amoniacal fração dissolvida (mg N L<sup>-1</sup>) do afluente (T0) e dos oito pontos monitorados (T1M, T1S, T2M, T2S, T3M, T3S, T4M e T4S) durante o período de estudo do 96º ao 190º dia de operação do sistema.

Há apenas um valor discrepante dentre todas as amostras, referente ao T3S, porém não houve identificação da causa provável. De maneira geral, as distribuições dos dados apresentaram elevada dispersão com assimetria em apenas alguns pontos analisados.

Os resultados da Análise de Variância ( $\alpha = 0,05$ ) indicaram que há diferença significativa entre as médias de nitrogênio amoniacal comparadas ( $p = 1,36 \cdot 10^{-3}$ ). Segundo o teste de Tukey ( $\alpha = 0,05$ ), os pontos T1S, T2S e T4S foram os únicos que apresentaram concentrações médias de nitrogênio amoniacal inferiores à concentração do afluente (T0). Deste forma, assim como para o nitrogênio total, houve remoção da fração dissolvida do nitrogênio amoniacal apenas nos tanques Junco, Taboa e Controle. Destaca-se que entre os demais pontos analisados não houve diferença estatística entre as médias.

**Figura 45:** Variação das concentrações de nitrogênio amoniacal dissolvido ( $\text{mg L}^{-1}$ ) do afluente (T0) e dos oito pontos de monitoramento (T1M, T1S, T2M, T2S, T3M, T3S, T4M e T4S) durante o período de estudo (96<sup>o</sup> ao 190<sup>o</sup> dia de operação).



NOTA: As médias seguidas por letras distintas indicam diferença significativa pelo Teste de Tukey ANOVA one-way ( $p < 0,05$ ).

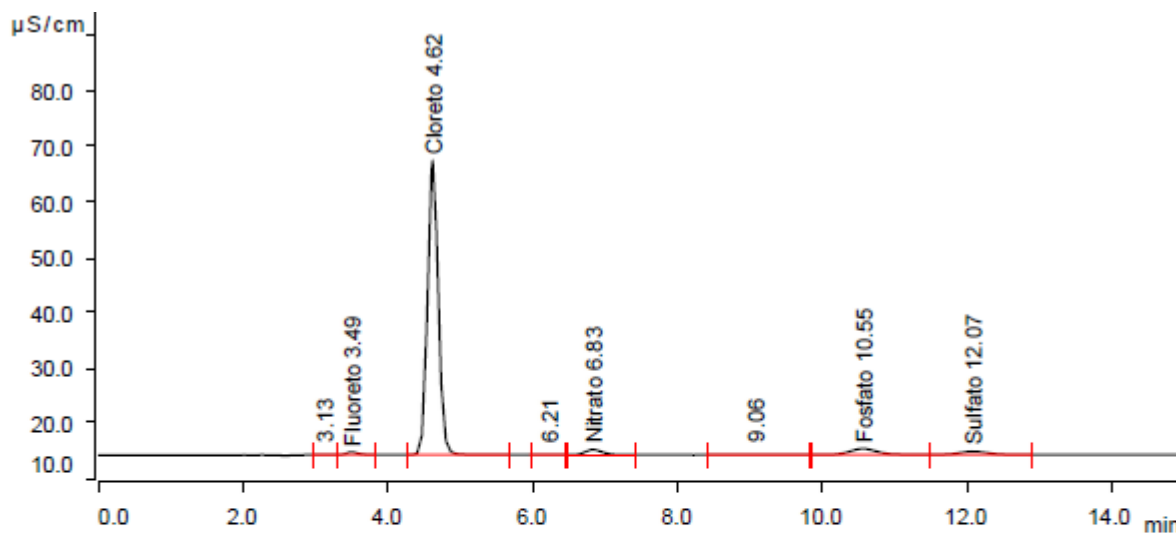
Na Tabela 30 estão descritas as concentrações médias de nitrogênio amoniacal dissolvido ( $\text{mg L}^{-1}$ ) com o respectivo desvio padrão, os limites inferiores e superiores dos dados segundo o gráfico de *boxplot* para os nove pontos amostrados.

**Tabela 30:** Limite inferior, superior, média e desvio padrão da concentração de SSF ( $\text{mg L}^{-1}$ ) nos nove pontos amostrados (T0, T1M, T1S, T2M, T2S, T3M, T3S, T4M e T4S).

Nitrogênio amoniacal dissolvido ( $\text{mg N L}^{-1}$ )	Limite inferior	Limite superior	Média $\pm$ Desvio Padrão
<b>T0</b> (n = 29)	13,0	63,8	37,4 $\pm$ 13,6
<b>T1M</b> (n = 31)	7,8	55,8	34,7 $\pm$ 13,4
<b>T1S</b> (n = 31)	6,8	44,8	27,5 $\pm$ 11,3
<b>T2M</b> (n = 31)	7,1	50,9	33,2 $\pm$ 13,2
<b>T2S</b> (n = 28)	6,6	44,4	26,7 $\pm$ 10,4
<b>T3M</b> (n = 33)	12,8	53,3	34,0 $\pm$ 12,0
<b>T3S</b> (n = 33)	8,7	44,7	30,3 $\pm$ 11,0
<b>T4M</b> (n = 31)	9,4	52,2	33,0 $\pm$ 12,7
<b>T4S</b> (n = 30)	7,4	45,6	25,7 $\pm$ 11,0

Conforme mencionado anteriormente, a concentração do íon nitrato foi determinado pela cromatografia de íons. Na Figura 46, está apresentado o cromatograma da amostra T1M do 96º dia de operação com sua respectiva tabela de resultados.

**Figura 46:** Cromatograma e respectivos resultados da cromatografia de íons da amostra T1M de 2 de maio de 2016 (96º dia de operação)



Peak number	Retention time min	Area (µS/cm) x min	Height µS/cm	Concentration ppm	Component name
1	3.127	0.0028	0.015	invalid	
2	3.493	0.0890	0.510	0.311	Fluoreto
3	4.617	9.0625	53.264	57.423	Cloreto
4	6.208	0.0026	0.012	invalid	
5	6.828	0.2522	0.952	4.057	Nitrato
6	9.062	0.0396	0.079	invalid	
7	10.552	0.5053	1.122	14.101	Fosfato
8	12.067	0.2872	0.612	3.450	Sulfato

Fonte: Cromatograma Metrohm Basic IC Plus

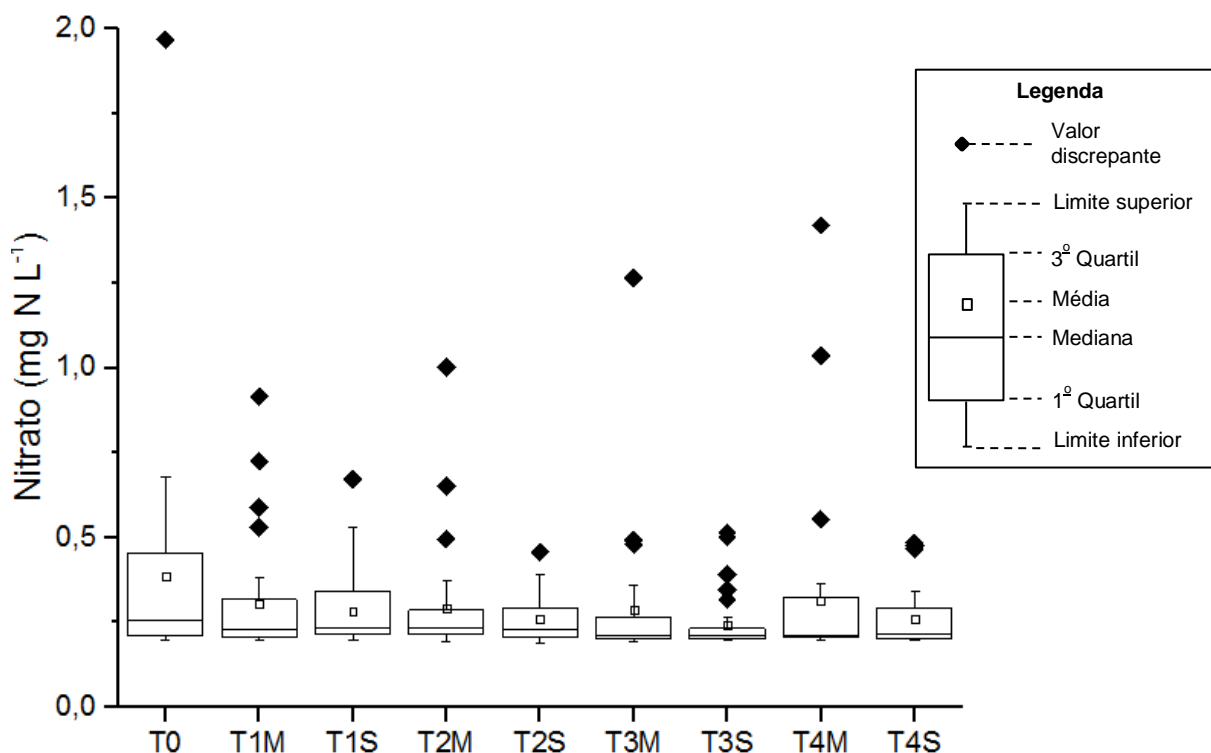
A figura 47 ilustra a variação das concentrações de nitrato ( $\text{mg N L}^{-1}$ ) do aflente (T0) e dos oito pontos monitorados (T1M, T1S, T2M, T2S, T3M, T3S, T4M e T4S) durante o período de estudo do 96º ao 190º dia de operação do sistema.

Todos os pontos amostrados apresentaram valores discrepantes acima dos limites superiores mencionados, que influenciaram o aumento da concentração média de nitrato. Tais resultados foram encontrados nas duas primeiras semanas de monitoramento. Vale destacar que embora a dispersão dos dados seja reduzida, a distribuição dos mesmos é assimétrica.

Através da Análise de Variância ( $\alpha = 0,05$ ), verificou-se que as concentrações médias de nitrato nos diferentes pontos de amostragem (T0, T1M, T1S, T2M, T2S, T3M, T3S, T4M e

T4S) não apresentaram diferenças significativas ( $p = 0,17$ ). Portanto, não houve redução das concentrações de nitrato nos efluentes em comparação ao afluente, ou seja, não houve desnitrificação.

**Figura 47:** Variação das concentrações de nitrato ( $\text{mg N L}^{-1}$ ) do afluente (T0) e dos oito pontos de monitoramento (T1M, T1S, T2M, T2S, T3M, T3S, T4M e T4S) durante o período de estudo (96º ao 190º dia de operação).



Embora a Resolução CONAMA 430/2011 não estabeleça padrões obrigatórios de lançamento para o nitrato, deve-se obedecer os padrões de qualidade que constam na classe na qual o corpo receptor estiver enquadrado. Deste modo, a concentração de nitrato a ser lançada não pode alterar a concentração limite de  $10 \text{ mg L}^{-1}$  na coluna d'água, após a zona de mistura, estabelecida para corpos hídricos Classe 3 (Rio Baquirivú-Guaçu).

Na Tabela 31 estão descritas as concentrações médias de nitrato ( $\text{mg N L}^{-1}$ ) com o respectivo desvio padrão, os limites inferiores e superiores dos dados segundo o gráfico de *boxplot* para os nove pontos amostrados.

**Tabela 31:** Limite inferior, superior, média e desvio padrão da concentração de nitrato ( $\text{mg N L}^{-1}$ ) nos nove pontos amostrados (T0, T1M, T1S, T2M, T2S, T3M, T3S, T4M e T4S).

Nitrato ( $\text{mg N L}^{-1}$ )	Limite inferior	Limite superior	Média $\pm$ Desvio Padrão
<b>T0</b> (n = 28)	0,2	0,7	0,4 $\pm$ 0,3
<b>T1M</b> (n = 31)	0,2	0,4	0,3 $\pm$ 0,2
<b>T1S</b> (n = 32)	0,2	0,5	0,3 $\pm$ 0,1
<b>T2M</b> (n = 28)	0,2	0,4	0,3 $\pm$ 0,2
<b>T2S</b> (n = 25)	0,2	0,4	0,3 $\pm$ 0,1
<b>T3M</b> (n = 26)	0,2	0,4	0,3 $\pm$ 0,2
<b>T3S</b> (n = 33)	0,2	0,3	0,3 $\pm$ 0,1
<b>T4M</b> (n = 31)	0,2	0,4	0,3 $\pm$ 0,3
<b>T4S</b> (n = 30)	0,2	0,3	0,3 $\pm$ 0,1

Sabe-se que a concentração de nitrogênio total é a soma das concentrações de nitrito, nitrato, nitrogênio amoniacal e nitrogênio orgânico. Conforme o esperado, não foi identificado nitrito nas amostras durante as análises de cromatografia de íons. Assim, com base nas concentrações de nitrogênio total, amoniacal e nitrato foi possível calcular a concentração de nitrogênio orgânico (fração dissolvida), conforme apresentado na Tabela 32.

**Tabela 32:** Concentração média de nitrogênio orgânico ( $\text{mg N L}^{-1}$ ) nos nove pontos (T0, T1M, T1S, T2M, T2S, T3M, T3S, T4M e T4S) durante o período de monitoramento (96<sup>o</sup> ao 190<sup>o</sup> dia de operação).

Concentração de nitrogênio orgânico ( $\text{mg N L}^{-1}$ )								
T0 (n = 27)	T1M (n = 30)	T1S (n = 29)	T2M (n = 30)	T2S (n = 27)	T3M (n = 32)	T3S (n = 31)	T4M (n = 30)	T4S (n = 29)
18,2 $\pm$ 8,6	19,2 $\pm$ 8,8	15,6 $\pm$ 6,8	20,9 $\pm$ 10,2	15,3 $\pm$ 6,1	18,6 $\pm$ 7,9	15,2 $\pm$ 7,2	17,0 $\pm$ 7,3	14,8 $\pm$ 8,5

Segundo o teste ANOVA ( $\alpha = 0,05$ ), as concentrações médias de nitrogênio orgânico nos nove pontos são estatisticamente iguais. Deste modo, pode-se inferir que ao longo dos tratamentos não houve variação da concentração de nitrogênio orgânico.

Sabe-se que o principal processo de remoção de nitrogênio orgânico em alagados contruídos é a amonificação, que consiste na transformação do nitrogênio orgânico a amoniacal.

Portanto, pode-se inferir que este processo de transformação e remoção de nitrogênio não foi atuante nos quatro sistemas de alagados construídos de fluxo subsuperficial horizontal analisados, uma vez que não houve diminuição na concentração de nitrogênio orgânico e nem aumento da concentração de nitrogênio amoniacal.

A fim de verificar quais as formas predominantes de nitrogênio no afluente e nos efluentes calculou-se o percentual de nitrato, nitrogênio amoniacal e orgânico dissolvidos (Tabela 33).

**Tabela 33:** Percentual das formas de nitrogênio no afluente (T0) e nos oito pontos de efluente (T1M, T1S, T2M, T2S, T3M, T3S, T4M e T4S) durante o período de monitoramento (96<sup>o</sup> ao 190<sup>o</sup> dia de operação).

Formas de nitrogênio	Porcentagem (%)								
	T0	T1M	T1S	T2M	T2S	T3M	T3S	T4M	T4S
<b>Amoniacal</b>	67 ± 8	64 ± 12	64 ± 15	61 ± 16	63 ± 12	65 ± 11	68 ± 14	65 ± 11	64 ± 13
<b>Orgânico</b>	31 ± 10	35 ± 12	35 ± 15	39 ± 16	37 ± 12	35 ± 11	33 ± 11	34 ± 11	35 ± 13
<b>Nitrato</b>	1,1 ± 2,3	0,6 ± 0,3	0,8 ± 0,4	0,6 ± 0,3	0,7 ± 0,3	0,5 ± 0,3	0,6 ± 0,3	0,7 ± 0,5	0,7 ± 0,4

Observa-se a predominância do nitrogênio na forma amoniacal, de 61 a 68 %. Em seguida, está o nitrogênio orgânico, de 31 a 39%, e, por último, o nitrato, de 0,5 a 1%.

Segundo o teste ANOVA ( $\alpha = 0,05$ ) não há diferenças significativas entre o percentual das formas de nitrogênio se comparados os nove pontos amostrados. Portanto, pode-se inferir que não houve variação no percentual das formas de nitrogênio ao longo dos tratamentos.

Na Tabela 34 estão apresentadas as eficiências de remoção de nitrogênio total, nitrogênio amoniacal e fósforo total nos quatro tanques analisados em função das concentrações iniciais e finais dos respectivos parâmetros.

**Tabela 34:** Eficiência de remoção média (%) dos parâmetros nitrogênio total, nitrogênio amoniacal e fósforo total dos quatro tanques durante o período de monitoramento.

Parâmetro	Eficiência de remoção (%)			
	T1 (Junco)	T2 (Taboa)	T3 (Junco e Taboa)	T4 (Controle)
<b>Nitrogênio total dissolvido</b>	25 ± 25 a	26 ± 24 a	22 ± 24 a	29 ± 26 a
<b>Nitrogênio amoniacal dissolvido</b>	26 ± 30 a	28 ± 28 a	19 ± 29 a	31 ± 29 a
<b>Fósforo total</b>	49 ± 17 a,b	59 ± 23 a	53 ± 15 a,b	47 ± 17 b

NOTA: As médias seguidas por letras distintas indicam diferença significativa pelo Teste de Tukey ANOVA one-way ( $p < 0,05$ ).

Com relação à remoção de fósforo total (Tabela 34), a eficiência média do T1 (Junco) foi de  $49 \pm 17$  %, enquanto do T2 (Taboa) foi de  $59 \pm 23$  %. Já no T3 (Junco e Taboa) foi de  $53 \pm 15$  %, e  $47 \pm 17$  % no T4 (Controle). Segundo o teste ANOVA ( $\alpha = 0,05$ ), houve diferença significativa entre as médias ( $p = 0,03$ ). O teste de Tukey revelou que o T2 (Taboa) apresentou eficiência de remoção superior ao T4 (Controle) indicando a influência da espécie de macrófita *Typha* sp. na remoção deste nutriente.

Segundo Vymazal (2002), os sistemas de alagados construídos de fluxo subsuperficial horizontal geralmente não removem grandes quantidades de fósforo do esgoto devido, principalmente, ao meio de suporte utilizado. Para garantir a alta condutividade hidráulica e o bom funcionamento destes sistemas, utiliza-se principalmente a brita como material suporte. No entanto, diferentemente dos solos, a brita não possui Fe, Ca e Al em quantidades favoráveis para a remoção de fósforo.

Com relação ao nitrogênio total dissolvido, o T1 (Junco) apresentou eficiência de remoção de  $25 \pm 25$  %. Já T2 (Taboa) e T3 (Junco e Taboa) tiveram, respectivamente, eficiências de  $26 \pm 24$  % e  $22 \pm 24$  %. Finalmente, o T4 (Controle) obteve  $29 \pm 26$  % de remoção de nitrogênio total dissolvido. Segundo o teste ANOVA ( $\alpha = 0,05$ ), os valores de eficiência média deste parâmetro são consideradas estatisticamente iguais ( $p = 0,75$ ).

O T1 (Junco) e T2 (Taboa) apresentaram, respectivamente, remoção média de  $26 \pm 30$  % e  $28 \pm 28$  % do nitrogênio amoniacal dissolvido presente no afluente. Já os tanques 3 (Junco e Taboa) e 4 (Controle) obtiveram eficiências médias de  $19 \pm 29$  % e  $31 \pm 29$  %, respectivamente. Não houve também diferença estatística entre os dados segundo o teste ANOVA ( $p = 0,38$ ).

Vymazal (2005), em estudo já descrito, obteve 35% de eficiência remoção de nitrogênio, sendo 23,6 % após o tratamento de AC e 38% de remoção de fósforo total, sendo que não houve remoção de fósforo no AC. Assim, os valores obtidos para remoção de nitrogênio estão próximos aos de Vymazal (2005), porém o sistema piloto estudado apresentou eficiência de remoção de fósforo superior.

Vale destacar que os desvios-padrões estão muito elevados em decorrência da alta discrepância dos dados. Os nutrientes foram as variáveis mais susceptíveis a alterações bruscas em suas concentrações no período chuvoso (29/05/2016 a 06/06/2016).

As eficiências de remoção de nutrientes dos quatro sistemas estudados foram bem inferiores às eficiências de remoção de matéria orgânica corroborando com os resultados

encontrados por Licata *et al.* (2016) ao utilizar alagados construídos com parâmetros de projeto semelhantes para tratar o efluente proveniente de lodos ativados para fins de reuso para irrigação.

Segundo Vymazal e Kropfelová (2008), em AC de fluxo subsuperficial horizontal, as remoções de nitrogênio são inferiores à remoção de matéria orgânica e sólidos, conforme verificado no presente estudo. Em geral, as eficiências de remoção de nitrogênio não ultrapassam o patamar dos 50%, pois neste tipo de sistema há o predomínio de condições anaeróbias que favorecem a desnitrificação, porém limitam a nitrificação. Sabendo-se que o principal mecanismo de remoção de nitrogênio é a nitrificação seguida de desnitrificação, tal remoção fica limitada à baixa disponibilidade de oxigênio do sistema.

Baixas eficiências de remoção de nitrogênio total (37%) também foram encontradas por Jácome *et al.* (2016). Os autores utilizaram alagados construídos cultivados com *Phragmites australis* operados de forma intermitente para tratar esgoto doméstico proveniente de tanque séptico. Os autores também atribuíram a reduzida eficiência de remoção à limitação do processo de nitrificação.

As eficiências de remoção de nitrogênio e fósforo encontradas no sistema piloto analisado corroboram com o encontrado por Matos, Brasil e Monaco (2013), La Bella *et al.* (2016) e Bolton e Bolton (2013) que estudaram alagados construídos de fluxo subsuperficial horizontal para tratar esgoto sanitário. As limitações na remoção de nitrogênio foram atribuídas, principalmente, à baixa oxigenação deste tipo de sistema que inibe a nitrificação. Já a baixa eficiência de remoção de fósforo foi relacionada ao material suporte com baixa afinidade de adsorção.

Em relação ao nitrogênio, a única forma removida da coluna d'água foi o amoniacal. No entanto, não houve aumento da concentração de nitrato no efluente. Sendo assim há algumas possibilidades: (1) o nitrogênio amoniacal dissolvido foi removido por volatilização da amônia; (2) o nitrogênio amoniacal dissolvido foi removido por adsorção do íon amônio; (3) ocorrência da nitrificação seguida do processo de desnitrificação e, portanto, não foi notado o aumento da concentração de nitrato nos sistemas.

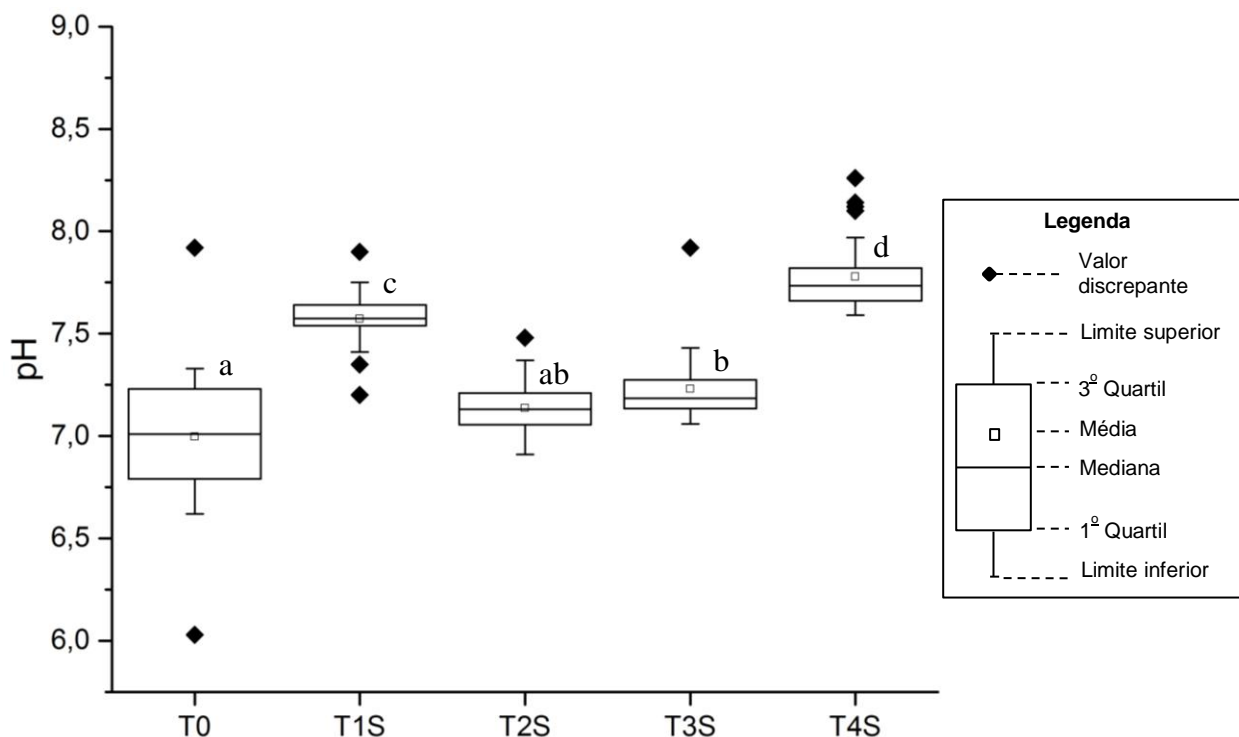
Vale destacar que em nenhuma das possibilidades mencionadas está a assimilação das formas inorgânicas de nitrogênio pelas macrófitas aquáticas, pois a remoção nos alagados plantados foi igual à remoção no tanque controle (sem planta), indicando que as macrófitas não tiveram influência direta na remoção de nutrientes.



Sabe-se que certas condições de pH e alcalinidade do sistema implicam ou limitam a ocorrência das transformações do nitrogênio.

A Figura 48 ilustra a variação do pH do afluente (T0) e dos quatro efluentes finais (T1S, T2S, T3S e T4S) durante o período de estudo do 96º ao 190º dia de operação do sistema.

**Figura 48:** Variação de pH do afluente (T0) e dos quatro pontos de efluente final (T1S, T2S, T3S e T4S) durante o período de monitoramento (96º ao 190º dia de operação).



NOTA: As médias seguidas por letras distintas indicam diferença significativa pelo Teste de Tukey ANOVA one-way ( $p < 0,05$ ).

Os cinco pontos analisados apresentaram alguns poucos dados discrepantes, ou seja, com interferências pequenas nas médias de pH. Em geral, os pontos apresentaram distribuição simétrica dos dados. No entanto, os valores referentes ao pH do afluente (T0) apresentaram maior variabilidade em comparação aos efluentes.

A partir da Análise de Variância ( $\alpha = 0,05$ ), nota-se que há diferença estatística significativa ( $p = 0$ ) entre o pH médio dos pontos amostrados. O teste de Tukey ( $\alpha = 0,05$ ) indicou a ausência de diferença estatística entre o pH médio dos pontos T0 e T2S; T2S e T3S. Todos os demais pontos possuem diferenças estatísticas significativas entre si. Portanto, pode-se inferir que após o tratamento, o efluente final dos tanques 1, 3 e 4 apresentaram pH diferente do afluente e diferentes entre si.

Os sistemas 1 e 4 apresentam pH médio mais elevado, podendo indicar uma maior ocorrência do processo de desnitrificação, por exemplo, que tende a aumentar a alcalinidade do efluente por consumir íons  $H^+$ .

Na Tabela 35 estão descritos os valores médios de pH com o respectivo desvio padrão, os limites inferiores e superiores dos dados segundo o gráfico de *boxplot* para os nove pontos amostrados.

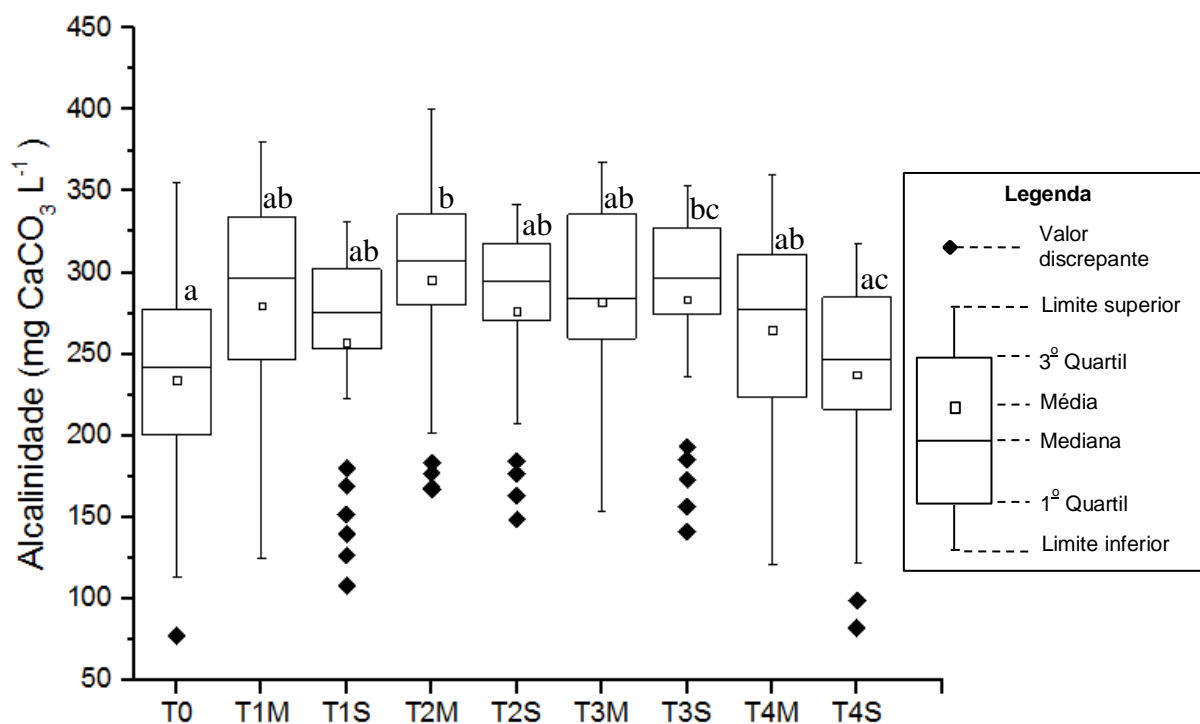
**Tabela 35:** Limite inferior, superior, média e desvio padrão da concentração de pH nos nove pontos amostrados (T0, T1M, T1S, T2M, T2S, T3M, T3S, T4M e T4S).

<b>pH</b>	<b>Limite inferior</b>	<b>Limite superior</b>	<b>Média ± Desvio Padrão</b>
<b>T0</b> (n = 28)	6,6	7,3	7,0 ± 0,3
<b>T1S</b> (n = 30)	7,2	7,9	7,6 ± 0,1
<b>T2S</b> (n = 28)	6,9	7,5	7,1 ± 0,1
<b>T3S</b> (n = 32)	7,1	7,9	7,2 ± 0,2
<b>T4S</b> (n = 30)	7,6	8,3	7,8 ± 0,2

A Resolução CONAMA 430/2011 estabelece que o pH do efluente a ser lançado no corpo receptor deve estar entre 5 e 9. Embora, todas as amostras do afluente já estejam dentro dos limites dispostos, vale destacar que os processos característicos dos alagados construídos não causaram alterações bruscas de pH e, portanto, após o tratamento, todas as amostras continuaram de acordo com os limites estabelecidos pela Resolução CONAMA 430/2011 (CONAMA, 2011).

A figura 49 ilustra a variação das concentrações de alcalinidade total ( $mg\ CaCO_3\ L^{-1}$ ) do afluente (T0) e dos oito pontos monitorados (T1M, T1S, T2M, T2S, T3M, T3S, T4M e T4S) durante o período de estudo do 96<sup>o</sup> ao 190<sup>o</sup> dia de operação do sistema.

**Figura 49:** Variação das concentrações de alcalinidade total ( $\text{mg CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$ ) do afluente (T0) e dos oito pontos de monitoramento (T1M, T1S, T2M, T2S, T3M, T3S, T4M e T4S) durante o período de estudo (96º ao 190º dia de operação).



NOTA: As médias seguidas por letras distintas indicam diferença significativa pelo Teste de Tukey ANOVA one-way ( $p < 0,05$ ).

Embora a maior parte dos dados estejam dentro dos limites mencionados, há valores atípicos nas distribuições, principalmente, nas saídas dos tanques 1, 2 e 3. Tais valores abaixo do limite inferior foram obtidos nas amostras do período chuvoso (29/05/2016 a 06/06/2016).

A partir do gráfico, observa-se que, para a maioria dos pontos, há grande dispersão dos dados, uma vez que a amplitude do gráfico é consideravelmente maior que a distância interquartilica. Nota-se também certa assimetria na distribuição dos dados.

Para a variável alcalinidade, os resultados da Análise de Variância ( $\alpha = 0,05$ ) indicaram a existência de diferença significativa entre as médias comparadas ( $p = 2,8 \cdot 10^{-4}$ ). De acordo com o teste de Tukey ( $\alpha = 0,05$ ), dos pontos amostrados, seis (T1M, T1S, T2S, T3M, T4M e T4S) apresentam médias estatisticamente iguais à média de alcalinidade do afluente (T0).

Já nos pontos T2M e T3S, os valores de alcalinidade foram significativamente maiores que no esgoto de entrada (T0). Dentre os pontos de efluente, a única diferença significativa é entre o ponto T2M e o ponto T4S, os demais possuem médias de alcalinidade iguais. No entanto, não foi identificado padrões para tais comportamentos.

Na Tabela 36 estão descritos os valores médios de alcalinidade ( $\text{mg CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$ ) com o respectivo desvio padrão, os limites inferiores e superiores dos dados segundo o gráfico de *boxplot* para os nove pontos amostrados.

**Tabela 36:** Limite inferior, superior, média e desvio padrão da concentração de SSF ( $\text{mg L}^{-1}$ ) nos nove pontos amostrados (T0, T1M, T1S, T2M, T2S, T3M, T3S, T4M e T4S).

Alcalinidade ( $\text{mg CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$ )	Limite inferior	Limite superior	Média $\pm$ Desvio Padrão
<b>T0</b> (n = 30)	113,3	355,5	233,9 $\pm$ 68,3
<b>T1M</b> (n = 33)	124,9	380,2	279,7 $\pm$ 66,3
<b>T1S</b> (n = 33)	222,5	331,1	257,2 $\pm$ 59,5
<b>T2M</b> (n = 31)	201,7	400,0	295,5 $\pm$ 60,1
<b>T2S</b> (n = 29)	207,3	342,2	276,6 $\pm$ 55,2
<b>T3M</b> (n = 33)	153,1	367,6	282,2 $\pm$ 60,6
<b>T3S</b> (n = 33)	236,0	353,4	283,6 $\pm$ 55,3
<b>T4M</b> (n = 33)	120,9	360,5	264,7 $\pm$ 62,2
<b>T4S</b> (n = 33)	121,9	317,8	237,3 $\pm$ 63,0

Tendo em vista que para a ocorrência da volatilização da amônia o pH do sistema precisaria variar entre 8 e 9,5 (VYMAZAL, 2007) e o pH dentro dos reatores e nos efluentes estão na faixa de 6,6 a 7,8, pode-se inferir que não houve volatilização da amônia e, portanto, a redução do nitrogênio amoniacal não se deu por este processo.

Por outro lado, com a faixa de pH encontrada (6,6 - 7,8), o nitrogênio amoniacal prevaleceu em sua forma iônica. Assim, a adsorção do íon amônio pode ser considerado uma possibilidade viável para a redução do nitrogênio amoniacal.

Embora em pequenas concentrações (0,5 a 0,7  $\text{mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ ), havia OD no interior dos reatores. Sendo assim, é possível que a nitrificação tenha ocorrido em pequenas taxas e nas proximidades das raízes e rizomas das macrófitas, local com mais disponibilidade de oxigênio dissolvido. No entanto, a competição entre as bactérias autotróficas e heterotróficas pelo OD e

a elevada carga orgânica aplicada nos sistemas estudados são possíveis fatores responsáveis pela limitação ou até mesmo inibição da nitrificação (METCALF E EDDY, 2015).

As condições de baixa oxigenação e o pH entre 6 e 8 favoreceriam a ocorrência do processo de desnitrificação, porém a pequena concentração de nitrato disponível em consequência da baixa taxa de nitrificação e da própria constituição do afluente da ETE Arujá podem ter limitado este processo.

Vale destacar que, uma vez que não foi caracterizada a ocorrência da amonificação e nitrificação-desnitrificação, os microrganismos presentes no biofilme e na zona de raízes podem não ter exercido um papel relevante na remoção de nitrogênio, tendo predominado, portanto, os processos físico-químicos de remoção do nutriente.

As condições anóxicas e anaeróbias em alagados construídos de fluxo subsuperficial horizontal são consideradas um obstáculo para a remoção de nitrogênio por vias microbiológicas (VYMAZAL, 2002).

Conforme já mencionado, no 128º dia de operação do sistema (03/06/2016) foi realizada a poda da vegetação. Entretanto, não foi possível observar aumento efetivo da remoção de nutrientes após a poda, uma vez que subsequente à poda veio o período de chuvas (29/05/2016 a 06/06/2016) que culminou, possivelmente, na diluição das amostras. No entanto, após o período de chuvas, a concentração de nutrientes voltou aos patamares normais, indicando que não houve aumento efetivo na remoção dos nutrientes. Tal fato corrobora com Vymazal (2005) que afirma que a remoção de nitrogênio e fósforo através da poda das macrófitas é muito pequena em comparação aos outros mecanismos de remoção.

É importante destacar que o período de 95 dias considerados para a estabilização do sistema, pode não ter sido suficiente para adaptação completa das plantas, colaborando para a pouca influência das macrófitas aquáticas na remoção de nutrientes.

Tendo em vista este cenário e os resultados discutidos anteriormente, o presente trabalho verificou, assim como já mencionado na literatura, que em sistemas de alagados construídos de fluxo subsuperficial horizontal com foco em tratamento secundário (remoção de matéria orgânica e sólidos suspensos), a remoção de nutrientes é reduzida e sofre pouca ou nenhuma influência direta devido à presença das macrófitas. Tal fato deve-se principalmente ao predomínio dos mecanismos físicos e microbiológicos de remoção de poluentes nesse tipo de sistema.

Vale destacar que, para situações em que o foco é a remoção de nutrientes, em especial o nitrogênio, há alternativas ou adaptações mais adequadas, tais como:

- Utilização de alagados construídos de fluxo subsuperficial vertical operado em regime de fluxo intermitente com intervalos de tempo de vazio para oxigenação do sistema. Quando o sistema estivesse vazio, haveria a introdução de OD proporcionando condições aeróbias para a nitrificação e, quando inundado, a condição anaeróbia propiciaria a ocorrência de desnitrificação, potencializando a remoção de nitrogênio (ABIDI *et al.*, 2009; PANDEY *et al.*, 2013);
- Introdução de aeração mecanizada ou passiva em sistemas de fluxo subsuperficial horizontal para oxigenação do sistema;
- Aumento do TDH (AKRATOS e TSIHRINTZIS, 2007).

Já se o foco for a remoção de fósforo, o mais adequado seria escolher um meio de suporte com maior afinidade química com as partículas de fosfato, uma vez que o principal mecanismo de remoção de fósforo é a adsorção. Embora seja muito utilizada em AC de fluxo subsuperficial e possua elevada condutividade hidráulica, a brita apresenta baixa adsorção de fósforo (BOLTON e BOLTON, 2013).

Apesar da presente pesquisa ter verificado a influência da espécie *Typha* sp. na maior remoção de fósforo no tanque 2 em comparação ao tanque 4 (sem planta), este fato não se repetiu para os outros sistemas plantados e para as demais variáveis.

Portanto, de modo geral, os filtros plantados e não plantado apresentaram o mesmo desempenho, indicando que não houve influência direta da presença das macrófitas na eficiência de remoção de poluentes. Entretanto, é de suma importância destacar que os principais papéis desempenhados pelas macrófitas em alagados construídos de fluxo subsuperficial horizontal estão relacionados ao aumento e estabilização da condutividade hidráulica dos sistemas e à redução da ocorrência de entupimentos como consequência da colmatação, ou seja, acúmulo de sólidos nos interstícios do material suporte (BRIX, 1994; DAVIS, 1994; WOOD, 1995; BRIX, 1997). Assim, a presença das macrófitas aquáticas neste tipo de sistema, pode não ter uma influência direta na remoção de poluentes, mas garante o bom funcionamento dos alagados construídos a longo prazo.

### 5.7. Comparação do sistema piloto com outras tecnologias

Na Tabela 37 estão apresentadas todas as eficiências de remoção encontradas no presente estudo juntamente com as faixas de eficiências de remoção das tecnologias de UASB, lodos ativados, lagoas facultativas e alagados construídos pesquisados por Von Sperling (2014).

**Tabela 37:** Comparação das eficiências de remoção dos sistemas estudados (T1, T2, T3 e T4) com outras tecnologias de tratamento de esgoto.

Tecnologia	DBO <sub>5,20</sub>	DQO	SST	Nitrogênio total dissolvido	Nitrogênio amoniacal dissolvido	Fósforo total
T1 (Junco)	93 ± 7	90 ± 1	98 ± 1	25 ± 25	26 ± 30	49 ± 17 a,b
T2 (Taboa)	92 ± 8	86 ± 1	98 ± 1	26 ± 24	28 ± 28	59 ± 23 a
T3 (Junco e Taboa)	90 ± 6	88 ± 1	98 ± 1	22 ± 24	19 ± 29	53 ± 15 a,b
T4 (Controle)	93 ± 8	90 ± 1	98 ± 1	29 ± 26	31 ± 29	47 ± 17 b
Reator UASB	60 - 75	55 - 70	65 - 80	< 50	< 60	< 35
Lodos ativados	83 - 93	75 - 88	87 - 93	50 - 85	< 60	< 35
Lagoa facultativa	75 - 85	65 - 80	70 - 80	< 50	< 60	< 35
Alagados construídos	80 - 90	75 - 85	87 - 93	< 50	< 60	< 35

De maneira geral, as eficiências de remoção encontradas no presente estudo (T1, T2, T3 e T4) para matéria orgânica (DBO<sub>5,20</sub> e DQO) e sólidos (SST) são superiores se comparadas às tecnologias de UASB e lagoas facultativas, porém próximas às encontradas em lodos ativados.

Já para nitrogênio, os valores de remoção de T1, T2, T3 e T4 estão abaixo de 50 e 60% assim como nos reatores UASB e nas lagoas facultativas, porém são eficiências inferiores à encontrada nos lodos ativados.

Com relação ao fósforo total, os valores encontrados no presente estudo são superiores às demais tecnologias comparadas.

Para matéria orgânica, sólidos e fósforo total, as eficiências de remoção do sistema piloto estudado são superiores às faixas de valores estudadas por Von Sperling (2014) para alagados construídos. Neste contexto, é importante ressaltar que ao longo dos três meses de monitoramento, o sistema estudado se manteve na faixa superior de operação (eficiências de remoção elevadas) devido principalmente à reduzida granulometria do material suporte escolhido (brita nº 0,5) e ao elevado aporte de material orgânico, sólidos e nutrientes uma vez

que o esgoto de entrada havia passado apenas pelo tratamento preliminar (gradeamento e desarenador).

No entanto, há dois aspectos que devem ser levados em consideração: (1) tal escolha de granulometria para o material suporte pode propiciar elevadas eficiências em um primeiro momento, porém a médio prazo pode desencadear entupimentos em decorrência da colmatação; (2) a contribuição de fundo conforme já mencionada e a saturação do sistema podem reduzir o patamar das eficiências alcançadas.

### 5.8. Teor de nutrientes e COT no tecido vegetal das macrófitas

Nas Tabelas 38 e 39 estão descritos os teores médios de nitrogênio, fósforo total e carbono orgânico total, bem como a razão de N:P no tecido vegetal das macrófitas aquáticas dos tanques 1, 2 e 3.

**Tabela 38:** Teor dos macronutrientes (dag kg<sup>-1</sup> PS), nitrogênio e fósforo total, e de carbono orgânico total e a relação N:P encontrada no tecido vegetal (aéreo e subterrâneo) das macrófitas aquáticas *Eleocharis* sp. e *Typha* sp., respectivamente, dos tanques 1 e 2.

(dag kg <sup>-1</sup> PS)	T1 (Junco)			T2 (Taboa)		
	<i>Eleocharis</i> sp.			<i>Typha</i> sp.		
	12/05/2016	27/05/2016	09/06/2016	12/05/2016	27/05/2016	09/06/2016
	103 <sup>a</sup>	121 <sup>a</sup>	134 <sup>a</sup>	103 <sup>a</sup>	121 <sup>a</sup>	134 <sup>a</sup>
<b>Nitrogênio total</b>	0,38 ± 0,03	0,41 ± 0,02	0,24 ± 0,01	0,53 ± 0,00	0,73 ± 0,03	0,35 ± 0,03
<b>Fósforo total</b>	0,03 ± 0,002	0,05 ± 0,000	0,05 ± 0,003	0,08 ± 0,013	0,05 ± 0,004	0,04 ± 0,002
<b>N:P</b>	12,7	8,2	4,8	6,6	14,6	8,75
<b>Carbono orgânico total</b>	37,0 ± 0,3	44,7 ± 0,3	32,2 ± 0,9	36,8 ± 0,4	43,3 ± 0,3	40,5 ± 0,3

**Tabela 39:** Teor dos macronutrientes (dag kg<sup>-1</sup> PS), nitrogênio e fósforo total, de carbono orgânico total e a relação N:P encontrada no tecido vegetal (aéreo e subterrâneo) das macrófitas aquáticas *Eleocharis* sp. e *Typha* sp. do tanque 3.

(dag kg <sup>-1</sup> PS)	T3 (Junco e Taboa)					
	<i>Eleocharis</i> sp.			<i>Typha</i> sp.		
	12/05/2016	27/05/2016	09/06/2016	12/05/2016	27/05/2016	09/06/2016
	103 <sup>a</sup>	121 <sup>a</sup>	134 <sup>a</sup>	103 <sup>a</sup>	121 <sup>a</sup>	134 <sup>a</sup>
<b>Nitrogênio total</b>	0,27 ± 0,00	0,43 ± 0,00	0,28 ± 0,00	0,57 ± 0,02	0,52 ± 0,01	0,52 ± 0,01
<b>Fósforo total</b>	0,04 ± 0,002	0,04 ± 0,019	0,05 ± 0,003	0,05 ± 0,002	0,04 ± 0,003	0,04 ± 0,001
<b>N:P</b>	6,7	10,75	5,6	11,4	13	13
<b>Carbono orgânico total</b>	32,3 ± 0,8	41,8 ± 0,2	35,0 ± 0,7	39,8 ± 0,9	42,0 ± 0,1	37,5 ± 0,2

A concentração de fósforo total no tecido vegetal das macrófitas aquáticas estudadas variou entre 0,03 e 0,08 P dag kg<sup>-1</sup> de peso seco (PS). Com exceção do valor de 0,08 dag P kg<sup>-1</sup> PS encontrado na amostra de *Typha* sp. do T2 no 103<sup>a</sup> dia de operação do sistema, os demais



resultados apresentaram pouca variabilidade, tanto entre os dias de coleta quanto entre as espécies e os sistemas de tratamento.

Em relação ao nitrogênio, houve maior variabilidade dos dados, de 0,24 a 0,73 dag N kg<sup>-1</sup> PS. Com exceção da amostra de *Typha* sp. do T2 no 134<sup>o</sup> dia de operação do sistema, todos os demais dados referentes à espécie *Typha* sp. apresentaram teores de nitrogênio total superiores aos encontrados nas macrófitas da espécie *Eleocharis* sp.

Quanto ao carbono orgânico total, obtiveram-se concentrações variando entre 32,3 a 44,7 dag COT kg<sup>-1</sup> PS. Assim como para o fósforo total, não se observou padrão ou variação de concentração de COT entre as espécies.

Tanto para o nitrogênio quanto para o COT, observam-se maiores concentrações nas amostras coletadas no 121<sup>o</sup> dia de operação do sistema (27/05/2016) devido, provavelmente, ao fato de as plantas estarem no período de floração.

Vale destacar que não houve aumento no teor de nutrientes e COT nas amostras coletadas no 134<sup>o</sup> dia de operação (09/06/2016), seis dias após a primeira poda, devido, provavelmente, ao curto espaço de tempo entre a poda e a coleta subsequente.

Brasil, Matos e Fia (2003) estudaram a eficiência de alagados construídos no tratamento de efluente do processamento de frutos cafeeiros, bem como a influência na remoção de nutrientes por parte das macrófitas utilizadas, que pertenciam à espécie *Typha* sp. Ao analisar o teor de nutrientes da Taboa, encontrou-se valores próximos para fósforo total (0,07 dag P kg<sup>-1</sup> PS) aos obtidos no presente estudo. No entanto, os valores de nitrogênio total (1,50 dag N kg<sup>-1</sup> PS) diferem dos obtidos nesta pesquisa.

Brasil, Matos e Soares (2007) avaliaram o teor de nutrientes da macrófita aquática da espécie *Typha* sp. No entanto, tanto as concentrações de nitrogênio (1,3 dag N kg<sup>-1</sup> PS) quanto de fósforo total (0,2 dag P kg<sup>-1</sup> PS) diferem dos resultados obtidos na presente pesquisa.

Esteves e Suzuki (2013) pesquisaram a capacidade de reabsorção de nitrogênio e fósforo total pela *Typha* sp. em lagoa costeira tropical. Ao analisar o tecido vegetal das macrófitas, obtiveram valores variando entre 0,02 e 0,09 dag P kg<sup>-1</sup> PS para folhas no período de senescência, valores similares aos encontrados. No entanto, a concentração de nitrogênio encontrada foi mais uma vez superior ao obtido na presente pesquisa (3,0 dag N kg<sup>-1</sup> PS).

A fim de entender os baixos valores encontrados de nitrogênio total, calculou-se a razão N:P no tecido vegetal conforme indicado nas Tabelas 20 e 21.

De acordo com Koerselman e Meuleman (1996), para razões N:P > 16 é indicativa de limitação de P, enquanto que uma razão N:P < 14 indica a limitação de N. Em proporções N: P entre 14 e 16, tanto o N e/ou P podem ser limitantes para o crescimento das plantas. Sendo assim, com base nas razões observadas (4,8 a 14,6) pode-se inferir que as macrófitas aquáticas estiveram sob condições de limitação de N.

Tendo em vista os resultados obtidos para a fase líquida, presume-se que, devido à provável baixa taxa de nitrificação e disponibilidade de nitrato no sistema, as macrófitas aquáticas não obtiveram nitrogênio suficiente para o desenvolvimento adequado.

Segundo Greenway e Woolley (1999), os teores de P, N e COT nas macrófitas aquáticas da espécie *Eleocharis* sp. podem variar, respectivamente, entre 0,27 a 0,4 dag P kg<sup>-1</sup> PS; 1,4 a 1,9 dag N kg<sup>-1</sup> PS e de 32 a 40 dag COT kg<sup>-1</sup> PS. Já para a Taboa (*Typha* sp.) estes valores podem variar entre 0,2 e 0,4 dag P kg<sup>-1</sup> PS; 1,4 a 1,7 dag N kg<sup>-1</sup> PS e 36,5 a 42,0 dag COT kg<sup>-1</sup> PS. Nota-se, assim, que dentre as variáveis analisadas, a única que se compara aos resultados obtidos no presente estudo é o COT.

Assim, conforme mencionado anteriormente, infere-se que o teor reduzido de nutrientes nas macrófitas analisadas deve-se, principalmente, à limitação da disponibilidade de nitrogênio na forma adequada para assimilação das plantas e ao provável processo de senescência.



## 6. CONCLUSÕES

Os sistemas apresentaram elevadas eficiências de remoção de matéria orgânica e sólidos suspensos: DBO<sub>5,20</sub> (90 – 93%), DQO (86 – 90%), COD (51 – 58%), SST (98%), SSF (98%) e SSV (98%) sem necessidade de tratamento primário ou secundário prévio.

Com base nas eficiências de remoção de matéria orgânica e sólidos suspensos, os quatro alagados construídos (T1, T2, T3 e T4) apresentaram bom desempenho no tratamento secundário de esgoto sanitário sem necessidade de tratamento primário ou secundário prévio, contando apenas com o tratamento preliminar (gradeamento e desarenador).

Com relação aos sólidos suspensos e à fração particulada do material orgânico houve o predomínio dos mecanismos físicos (filtração e sedimentação). Já a fração dissolvida da matéria orgânica foi removida por ação dos microrganismos presentes no biofilme aderido ao material suporte e às raízes das plantas.

Uma vez que a maior parte da remoção de matéria orgânica e sólidos suspensos se deu na primeira metade dos tanques, considera-se a possibilidade de operar os sistemas pilotos com TDH reduzido pela metade ou com o dobro da vazão de operação dimensionada, a fim de reduzir a taxa de aplicação superficial do sistema mantendo os mesmos padrões de desempenho.

As eficiências de remoção de nutrientes foram: nitrogênio total (22 – 29%), nitrogênio amoniacal (19 – 31%), fósforo total (47 – 59 %). Deste modo, conforme esperado, a remoção de nutrientes não foi tão eficiente em comparação à de matéria orgânica e sólidos suspensos devido às limitações já conhecidas dos sistemas de alagados construídos operados com fluxo subsuperficial horizontal e a alguns aspectos específicos deste sistema piloto, tais como o elevado aporte de material orgânico e o reduzido tempo de adaptação das plantas.

De maneira geral, não houve influência direta das macrófitas aquáticas, tanto as cultivadas isoladas quanto combinadas, no desempenho dos alagados construídos no que diz respeito à remoção de poluentes, uma vez que as eficiências obtidas nos quatro sistemas foram estatisticamente iguais segundo teste ANOVA ( $p > 0,05$ ).

Notou-se também redução das concentrações dos parâmetros físico-químicos no afluente e nos efluentes em decorrência do período de intensa precipitação pluviométrica, confirmando que os alagados construídos são sistemas suscetíveis a variações sazonais.

Quanto à composição do tecido vegetal das macrófitas aquáticas, observou-se que as variações encontradas estão relacionadas mais ao ciclo vegetativo do que à absorção/retirada de nutrientes do efluente.

## 7. RECOMENDAÇÕES A FUTUROS TRABALHOS

A fim de verificar a influência indireta das macrófitas aquáticas no desempenho de alagados construídos de fluxo subsuperficial no tratamento de esgoto sanitário a nível secundário, recomenda-se o monitoramento a longo prazo de tanques plantados, com diferentes espécies, e não plantados. Espera-se a redução da condutividade hidráulica e maior ocorrência de entupimentos em leitos não plantados ao longo do tempo em comparação aos sistemas com macrófitas aquáticas.

Recomenda-se também a variação da área superficial do sistema. Considerando que a maioria dos poluentes já foram removidos na primeira metade dos tanques, provavelmente, para a vazão utilizada no presente trabalho, sistemas menores já seriam eficientes.

Ademais, seria interessante operar sistemas como o do presente estudo com diferentes TDH a fim de verificar se para tratamento a nível secundário, ou seja, com foco na remoção de matéria orgânica e sólidos suspensos, tempos menores já seriam suficientes para alcançar bom desempenho.

Finalmente, recomenda-se o monitoramento da produtividade das macrófitas a fim de verificar a capacidade de assimilação e o percentual de retirada de nutrientes do esgoto.



## 8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABIDI, S.; KALLALI, H.; JEDIDI, N.; BOUZAIANE, O.; HASSEN, A. Comparative pilot study of the performances of two constructed wetland wastewater treatment hybrid systems. **Desalination**, v. 246, n. 1–3, p. 370-377, 2009.
- AKRATOS, C. S.; TSIHRINTZIS, V. A. Effect of temperature, HRT, vegetation and porous media on removal efficiency of pilot-scale horizontal subsurface flow constructed wetlands. **Ecological Engineering**, v. 29, n. 2, p. 173–191, 2007.
- ALMEIDA, R. A.; PITALUGA, D. P. S.; REIS, R. P. A. Tratamento de esgoto doméstico por zona de raízes precedida de tanque séptico. **Revista Biociência**, Unitau, v. 16, n. 2005, p. 73–81, 2010.
- ANDERSEN, J.M. **An ignition method for determination of total phosphorus in lake sediments**. Water Research, vol. 10, n.4, p. 329-331, 1976.
- APHA. AWWA. WEF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. American Public Health Association, 22 Ed., Washington, 2012.
- ASANO, T.; BURTON, F. L.; LEVERENZ, R.; TCHOBANOGLIOUS, G. **Water Reuse: Issues, Technologies, and Applications**. 1 ed. New York: McGraw-Hill, 2007. 1461 p.
- BOLTON, L. M. W.; BOLTON, K. G. E. Design, construction and performance of a horizontal subsurface flow wetland system in Australia. **Water Science and Technology**, v. 68, n. 9, p. 1920-1925, 2013.
- BRASIL. **Lei n. 11445**, de 5 de janeiro de 2007. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico, 2007.
- BRASIL. Ministério das Cidades. **Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: Diagnósticos dos Serviços de Água e Esgotos – 2015**. Brasília, 2017.
- BRASIL, M. S.; MATOS, A. T.; FIA, R. Eficiência e impactos ambientais do tratamento de águas residuárias da lavagem e despolpa de frutos do cafeeiro em áreas alagadas naturais. **Engenharia na Agricultura**, Viçosa, v.11, n.1-4, p. 43-51, 2003.
- BRASIL, M. D. S.; MATOS, A. T.; SOARES, A. A. Plantio e desempenho fenológico da taboa (*Thypha* sp.) utilizada no tratamento de esgoto doméstico em sistema alagado construído. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 12, p. 266–272, 2007.
- BRIX, H. Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands? **Water Science and Technology**, v. 35, n. 5, p. 11–17, 1997.
- BRIX, H. Functions of macrophytes in constructed wetlands. **Water Science and Technology**, v. 29, n. 3, p. 71–78, 1994.
- BRIX, H. Treatment of wastewater in the rhizosphere of wetland plants: The root-zone method. **Water Science and Technology**, v.19, Rio, p.107-118, 1987.
- 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 e Ambiental**, v. 14, n. 3, p. 421-430, 2009.
- CALIJURI, M. C.; CUNHA, D. G. F. **Engenharia Ambiental: conceitos, tecnologia e gestão**. Rio de Janeiro: Elsevier, 2012. 832 p.
- CHAGAS, R. C.; MATOS, A. T.; CECON, P. R.; LO MONACO, P. A. V.; FRANÇA, L. G. F. Cinética de remoção de matéria orgânica em sistemas alagados construídos cultivados com lírio amarelo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 15, n. 11, p. 1186–1192, 2011.
- CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE - CONAMA. Ministério do Meio Ambiente. Resolução CONAMA n. 357 de 17 de março de 2005. **Lex: Diário Oficial da União**, Brasília, n. 053, p. 58-62, mar., de 2005.
- CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE - CONAMA. Ministério do Meio Ambiente. Resolução CONAMA n. 430 de 13 de maio de 2011. **Lex: Diário Oficial da União**, Brasília, n. 92, p. 89-96, mai., de 2011.
- COOPER, P. A review of the design and performance of vertical-flow and hybrid reed bed treatment systems. **Water Science and Technology**, v. 40, n.3, p. 283-289, 1999.
- COOPER, D.; GRIFFIN, P.; COOPER, P. Factors affecting the longevity of sub-surface horizontal flow systems operating as tertiary treatment for sewage effluent. **Water Sci Technol**, v. 51, n.9, p. 127-135, 2005.
- CRAFT, C. B.; RICHARDSON, C. J. Peat accretion and phosphorus accumulation along a eutrophication gradient in the northern Everglades. **Biogeochemistry**, v. 22, n. 2, p. 133-156, 1993.
- DAVIS, L (Org.). **A handbook of constructed wetlands: a guide to creating wetlands for agricultural wastewater, domestic wastewater, coal mine drainage, stormwater in the Mid-Atlantic Region**. Pennsylvania: USDA and the USEPA Region III, 1994.
- DONLAN, R. M. Biofilms: microbial life on surfaces. **Emerging Infectious Diseases**, v. 8, n. 9, p. 881-890, 2002.
- ESTEVES, B. S.; SUZUKI, M. S. Nitrogen and phosphorus resorption efficiency, and N : P ratios in natural populations of *Typha domingensis* Pers. in a coastal tropical lagoon. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 25, n. 2, p. 124–130, 2013.
- FAULKNER, S.P.; RICHARDSON C.J. Physical and Chemical Characteristics of Freshwater Wetland Soils. In: Hammer, D.A. (Ed.) **Constructed Wetlands for Wastewater Treatment: Municipal, Industrial, and Agricultural**. Chelsea (MI): Lewis Publishers, 1989. p. 41-72.
- HERRERA-CÁRDENAS, J.; NAVARRO, A. E.; TORRES, E. Effects of porous media, macrophyte type and hydraulic retention time on the removal of organic load and micropollutants in constructed wetlands. **Journal of Environmental Science and Health, Part A**, v. 51, n. 5, p. 380-388, 2016.
- JÁCOME, J. A.; MOLINA, J.; SUÁREZ, J.; MOSQUEIRA, G. Performance of constructed wetland applied for domestic wastewater treatment: Case study at Boimorto (Galicia, Spain). **Ecological Engineering**, v. 95, p. 324–329, 2016.
- KADLEC, R. H.; WALLACE, S. **Treatment wetlands**. 2. ed. Boca Raton: CRC press, 2008. 348 p.

- KAYRANLI, B.; SCHOLZ, M.; MUSTAFA, A. Performance evaluation of integrated constructed wetlands treating domestic wastewater. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 210, n. 1–4, p. 435–451, 2010.
- KIVAIISI, A. K. The potential for constructed wetlands for wastewater treatment and reuse in developing countries: A review. **Ecological Engineering**, v. 16, n. 4, p. 545–560, 2001.
- KOERSELMAN, W.; MEULEMAN, A. F. M. The Vegetation N:P Ratio : a New Tool to Detect the Nature of Nutrient Limitation. **Journal of Applied Ecology**, v. 33, n. 6, p. 1441–1450, 1996.
- LA BELLA, S.; TUTTLOMONDO, T.; LETO, C.; BONSANGUE, G.; LEONE, R.; VIRGA, G.; LICATA, M. Pollutant removal efficiency of a pilot-scale Horizontal Subsurface Flow in Sicily (Italy) planted with *Cyperus alternifolius* L. and *Typha latifolia* L. and reuse of treated wastewater for irrigation of *Arundo donax* L. for pellet production: Results of two-year tests under Mediterranean climatic conditions. **Desalination and Water Treatment**, v. 57, n. 48–49, p. 22743–22763, 2016.
- LANA, L. C. O.; MORAES, D.C.; VON SPERLING, M.; MORATO, M. L. N.; VASCONCELLOS, G. R.; PARAENSE, M. O. MOREIRA, T. P. A. Performance of a single stage vertical flow constructed wetland system treating raw domestic sewage in Brazil. **Water science and technology**, v. 68, n. 7, p. 1599–606, 2013.
- LIBRALATO, G.; VOLPI GHIRARDINI, A.; AVEZZÙ, F. To centralise or to decentralise: An overview of the most recent trends in wastewater treatment management. **Journal of Environmental Management**, v. 94, n. 1, p. 61–68, 2012.
- LICATA, M.; LA BELLA, S.; LETO, C.; VIRGA, G.; LEONE, R.; BONSANGUE, G.; TUTTLOMONDO, T. Reuse of urban-treated wastewater from a pilot-scale horizontal subsurface flow system in Sicily (Italy) for irrigation of Bermudagrass (*Cynodon dactylon* (L.) Pers.) turf under Mediterranean climatic conditions. **Desalination and Water Treatment**, v. 57, n. 48–49, p. 1–22, 2016.
- MACHADO, A. I.; 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**, 2016, <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.11.015>
- MACKERETH, F. J. H.; HERON, J.; TALLING, J. F. **Water analysis: some revised methods for limnologists**. Ambleside: Freshwater Biological Association, 1978. 120p.
- MANN, C. J.; WETZEL, R. G. Hydrology of an impounded lotic wetland: wetland sediment characteristics. **Wetlands**, v. 20, n. 1, p. 23–32, 2000.
- MASSOUD, M. A.; TARHINI, A.; NASR, J. A. Decentralized approaches to wastewater treatment and management: Applicability in developing countries. **Journal of Environmental Management**, v. 90, n. 1, p. 652–659, 2009.
- MATIAS, L.; AMADO, E.; NUNES, E. 2003. Macrófitas aquáticas da Lagoa de Jijoca de Jericoacoara, Ceará, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 17, n.4, p. 623–631, 2003.
- MATOS, A. T.; ABRAHÃO, S. S.; BORGES, A. C.; MATOS, M. P. Influência da taxa de carga orgânica no desempenho de sistemas alagados construídos cultivados com forrageiras. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 15, n. 1, p. 83–92, 2010.
- MATOS, A. T.; BRASIL, M. S.; LO MONACO, P. A. V. Efeito da taxa de carregamento sobre a remoção de poluentes de esgoto em sistemas alagados construídos. **Engenharia agrícola**, Jaboticabal, v. 33, n. 2, p. 319–331, 2013.

- METCALF, L.; EDDY, H. **Wastewater Engineering: Treatment, Disposal, Reuse**. New York: McGraw-Hill International Editions, 4. ed., 2003. 1848 p.
- METCALF, L.; EDDY, H. **Tratamento de efluentes e recuperação de recursos**. McGraw Hill Brasil, 5. ed., 2015. 2008 p.
- MATOS, A. T.; ABRAHÃO, S. S.; BORGES, A. C.; MATOS, M. P. Influência da taxa de carga orgânica no desempenho de sistemas alagados construídos cultivados com forrageiras. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 15, n. 1, p. 83–92, 2010.
- MITSCH, W. J.; GOSSSELINK, J. G. **Wetlands**. 4. ed. New Jersey: John Willey & Sons, 2007.
- Organização das Nações Unidas - ONU. Adota a Declaração do Milênio. **Resolução 55/2**, de 8 de setembro de 2000. Nova Iorque, 2000.
- PANDEY, M. K.; JENSSEN, P. D.; KROGSTAD, T.; JONASSON, S. Comparison of vertical and horizontal flow planted and unplanted subsurface flow wetlands treating municipal wastewater. **Water Science and Technology**, v. 68, n. 1, p. 117-123, 2013.
- PEDESCOLL, A.; SIDRACH-CARDONA, R.; HIJOSA-VALSERO, M. BÉCARES, E. Design parameters affecting metals removal in horizontal constructed wetlands for domestic wastewater treatment. **Ecological Engineering**, v. 80, p. 92-99, 2015.
- RABONI, M.; GAVASCI, R.; URBINI, G. UASB followed by sub-surface horizontal flow phytodepuration for the treatment of the sewage generated by a small rural community. **Sustainability** (Switzerland), v. 6, n. 10, p. 6998–7012, 2014.
- 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.
- SANTOS, R. M. F.; ROSTON, D. M. Desempenho de alagados construídos (constructed wetlands) de fluxo vertical no pós-tratamento de esgoto sanitário: potencial para o reúso agrícola. **Engenharia na agricultura**, v. 25, n. 6, p. 517-528, 2016.
- SARMENTO, A. P.; BORGES, A. C.; MATOS, A. T. Effect of cultivated species and retention time on the performance of constructed wetlands. **Environmental Technology**, v. 34, n. 8, p. 961-965, 2013.
- SARMENTO, A.P.; BORGES, A.C.; MATOS, A. T. Evaluation of vertical-flow constructed wetlands for swine wastewater treatment. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 223 n. 3, p. 1065-1071, 2012.
- SCHOLZ, M.; LEE, B. Constructed wetlands: a review. **International Journal of Environmental Studies**, v. 62, n. 4, p. 421–447, 2005.
- SEZERINO, P. H. **Potencialidade dos filtros plantados com macrófitas (constructed wetlands) no pós-tratamento de lagoas de estabilização sob condições de clima subtropical**. 2006. 171 p. Tese (Doutorado) - Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis. 2006.
- 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 Sanitaria e Ambiental**, v. 20, n. 1, p. 151–158, 2015.
- SHELEF, O.; GROSS, A.; RACHMILEVITCH, S. Role of plants in a constructed Wetland: Current and new perspectives. **Water** (Switzerland), v. 5, n. 2, p. 405–419, 2013.

- SILVA, R. W. D. C.; PAULA, B. L. Causa do aquecimento global: antropogênica versus natural. **Change**, v. 5, n. 1, p. 42–49, 2009.
- SILVA, S. C.; BERNARDES, R. S.; RAMOS, M. L. G. Remoção de matéria orgânica do esgoto em solo de wetland construído. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, p. 533–542, 2015.
- SINGH, D.; RICHA, G.; ARCHANA, T. Typha: an Aquatic Macrophyte with Potential Use in Phytoremediation of Wastewater. **Asian Journal of Pharmacy and Life Science**, v. 1, n. 4, p. 433–438, 2011.
- SORRELL, B. K.; TANNER, C. C.; SUKIAS, J. P. S. Effects of water depth and substrate on growth and morphology of *Eleocharis sphacelata*: Implications for culm support and internal gas transport. **Aquatic Botany**, v. 73, n. 2, p. 93–106, 2002.
- STOTTMEISTER, U.; WIEBNER, A.; KUSCHK, P.; KAPPELMEYER, U.; KASTER, M.; BEDERSKI, O.; MULLER, R. A.; MOORMANN, H. Effects of plants and microorganisms in constructed wetlands for wastewater treatment. **Biotechnology Advances**, v. 22, n. 1–2, p. 93–117, 2003.
- SUBTIL, E. L.; SANCHEZ, A. A.; CAVALHERO, A. Sistemas descentralizados de tratamento de esgoto e reuso de água. In: MANTOVANI, W.; CARDOSO, A. O.; BENASSI, R. F.; SUBTIL, E. L. (Org). **Ciência e tecnologia ambiental: conceitos e perspectivas**. São Bernardo do Campo: EdUFABC, 2016.405 p.
- SUN, Y.; CHEN, Z.; WU, G.; WU, Q.; ZHANG, F.; NIU, Z.; HU, H. Characteristics of water quality of municipal wastewater treatment plants in China: Implications for resources utilization and management. **Journal of Cleaner Production**, v. 131, p. 1–9, 2016.
- TRUU, M.; JUHANSON, J.; TRUU, J. Microbial biomass, activity and community composition in constructed wetlands. **Science of the Total Environment**, v. 407, n. 13, p. 3958–3971, 2009.
- TUNDISI, J. G.; TUNDISI, T. M. **Limnologia**. São Paulo: Oficina de textos, 2013. 632 p.
- UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - USEPA. **Constructed Wetlands Treatment of Municipal Wastewaters**. Office of Research and Development. Cincinnati (OH), 2000.
- UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - USEPA. **Constructed Treatment Wetlands**. Office of water. Cincinnati (OH), 2004.
- UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - USEPA. **Decentralized Wastewater Treatment – A sensible solution**. EPA Decentralized Wastewater Memorandum of Understanding (MOU) Partnership. Cincinnati (OH), 2012 (a).
- UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - USEPA. **Decentralized Wastewater Treatment can be green and sustainable**. EPA Decentralized Wastewater Memorandum of Understanding (MOU) Partnership. Cincinnati (OH), 2012 (b).
- VALDERRAMA, G.C. The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorus in natural waters. **Mar. Chem.**, v.10, p.109-112, 1981.
- VERHOEVEN, J. T. A.; MEULEMAN, A. F. M. Wetlands for wastewater treatment: Opportunities and limitations. **Ecological Engineering**, v. 12, n. 1–2, p. 5–12, 1999.
- VON SPERLING, M. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgoto. 4. ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2014. 470 p.

- VYMAZAL, J. Removal of BOD<sub>5</sub> in constructed wetlands with horizontal sub-surface flow: Czech experience. **Water Science and Technology**, v. 40, n. 3, p. 133–138, 1999.
- VYMAZAL, J. The use of sub-surface constructed wetlands for wastewater treatment in the Czech Republic: 10 years experience. **Ecological Engineering**, v. 18, n. 5, p. 633–646, 2002.
- VYMAZAL, J. Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment. **Ecological Engineering**, v. 25, n. 5, p. 478–490, 2005.
- VYMAZAL, J. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. **Science of the Total Environment**, v. 380, n. 1–3, p. 48–65, 2007.
- VYMAZAL, J. The use constructed wetlands with horizontal sub-surface flow for various types of wastewater. **Ecological Engineering**, v. 35, n. 1, p. 1–17, 2009.
- VYMAZAL, J. Constructed wetlands for wastewater treatment: Five decades of experience. **Environmental Science and Technology**, v. 45, n. 1, p. 61–69, 2011.
- VYMAZAL, J. Emergent plants used in free water surface constructed wetlands: A review. **Ecological Engineering**, v. 61, p. 582–592, 2013.
- VYMAZAL, J.; BREZINOVÁ, T. D.; KOZELUH, M.; KULE, L. Occurrence and removal of pharmaceuticals in four full-scale constructed wetlands in the Czech Republic – the first year of monitoring. **Ecol. Eng.**, 2016, <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.08.010>
- VYMAZAL, J.; BRIX, H.; COOPER, P.F.; HABERL, R.; PERFLER, R.; LABER, J. Removal mechanisms and types of constructed wetlands. In: VYMAZAL, J.; BRIX, H.; COOPER, P.F.; GREEN, M.B.; HABERL, R. (Eds.). **Constructed Wetlands for Wastewater Treatment in Europe**. Backhuys Publishers, Leiden, 1998. 366 p.
- VYMAZAL, J.; KROPFLOVÁ, L. **Wastewater treatment in Constructed Wetlands with Horizontal Sub-Surface Flow**. Czech Republic: Springer, 2008. 566 p.
- WOOD, A. Constructed wetlands in water pollution control: Fundamentals to their understanding. **Water Science and Technology**, v. 32, n. 3, p. 21–29, 1995.