

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

Juliana Martins Stopa

**AVALIAÇÃO DE DIFERENTES TEMPOS DE DETENÇÃO HIDRÁULICA NA  
REMOÇÃO DE NUTRIENTES EM SISTEMA ALAGADO CONSTRUÍDO**

Santo André – SP  
2018

Juliana Martins Stopa

**AVALIAÇÃO DE DIFERENTES TEMPOS DE DETENÇÃO HIDRÁULICA NA  
REMOÇÃO DE NUTRIENTES EM SISTEMA ALAGADO CONSTRUÍDO**

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> Lúcia Helena Gomes Coelho

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

Santo André – SP

2018

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).

Stopa, Juliana Martins

Avaliação de diferentes tempos de detenção hidráulica na remoção de nutrientes em sistema alagado construído / Juliana Martins Stopa. — 2018.

151 fls. : il.

Orientadora: Lúcia Helena Gomes Coelho

Dissertação (Mestrado) — Universidade Federal do ABC, Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, Santo André, 2018.

1. Esgoto sanitário. 2. Alagado construído. 3. Tratamento de efluente. 4. Macrófita aquática. 5. Nutrientes. I. Coelho, Lúcia Helena Gomes. II. Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, 2018. III. 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, 03 de julho de 2018.

Assinatura do autor: Juliana M. Stopa

Assinatura do orientador: Alceu H. B. G. G. G.



**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 Juliana Martins Stopa, realizada em 12 de abril de 2018:

Prof.(a) Dr.(a) **Lucia Helena Gomes Coelho** (Universidade Federal do ABC) – Presidente

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

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

Prof.(a) Dr.(a) **Tatiane Araujo de Jesus** (Universidade Federal do ABC) – Membro Suplente

Prof.(a) Dr.(a) **Werner Siegfried Hanisch** (Universidade Federal de São Paulo) – Membro Suplente



Universidade Federal do ABC

Dedico este trabalho à minha família por toda compreensão, incentivo, amor e paciência que tiveram para que chegasse até aqui.

## **AGRADECIMENTOS**

Agradeço primeiramente a Deus por me dar forças e disposição para a realização deste trabalho.

À Universidade Federal do ABC – UFABC, pelos equipamentos e espaços físicos cedidos, bem como pelas experiências e oportunidades que me proporcionou nesses últimos anos.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES, pela concessão da bolsa de mestrado.

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.

Ao corpo docente da UFABC que contribuiu para a minha formação nesses anos e também àqueles que me aconselharam no decorrer do trabalho, em especial, a professora Tatiane Araújo de Jesus, pelo grande auxílio nas coletas durante meu período de afastamento.

À minha orientadora Prof<sup>a</sup> Dr<sup>a</sup> Lúcia Helena Gomes Coelho, pela confiança, apoio, paciência, carinho e dedicação não só no mestrado, mas desde que eu ingressei no universo da UFABC.

À minha coorientadora Prof<sup>a</sup> Dr<sup>a</sup> Roseli Frederigi Benassi, pela oportunidade de realização deste trabalho, também pelas contribuições, paciência, atenção e apoio no decorrer desses 3 anos de UFABC.

Aos colegas do Laboratório de Análises Ambientais - LAA, por toda cooperação, ajuda e pela agradável convivência diária.

À Ana Carolina Nogueira, Anna Carolina Ferreira, Bruna Rocha, Caroline Cassimiro, Damaris Peixoto, Diná Barbosa, Filipe Bellato, Larissa Barbosa, Larissa Fares, Letícia Barros, Mariana Sales, Milena Matsubara, Natália Silva, Rodrigo Rezende, Talita Giorgi, Tomaz da Silva, Valéria Parisotto e todos os demais alunos que de alguma forma contribuíram para o desenvolvimento deste trabalho, agradeço por todas as horas de dedicação às análises de laboratório e às coletas, por

abraçarem essa causa comigo, pela amizade, companhia diária e ótimos momentos compartilhados.

À Aline Sanchez, parceira de trabalho, amiga, companheira de viagens e agora madrinha, por todo incentivo, apoio, carinho, ensinamentos, dicas e pela amizade incrível que construímos ao longo desses anos.

Aos meus familiares e amigos, pelo apoio, palavras carinhosas de incentivo e compreensão pelas ausências.

Ao Rodrigo Cocate, amigo, companheiro e agora esposo, por todo carinho, paciência, suporte, incentivo, companheirismo e confiança.

Aos meus pais, Celina e Antonio, por sempre acreditarem em mim e nos meus sonhos, por me ampararem nos momentos mais difíceis e me apoiarem nessa jornada. Por todo amor e paciência que tiveram ao longo de toda a minha vida.

“Saber muito não lhe torna inteligente. A inteligência se traduz na forma que você recolhe, julga, maneja e, sobretudo, onde e como aplica esta informação”.

Carl Sagan

## RESUMO

De acordo com a Organização Mundial da Saúde (OMS), a água potável segura e o saneamento adequado são fundamentais para a redução da pobreza e para o desenvolvimento sustentável. Entretanto, o aumento da poluição ambiental, o uso excessivo da água sem gerenciamento e a aceleração da eutrofização de corpos hídricos ao longo dos anos tem contribuído para maiores danos à saúde humana e para o desequilíbrio ecossistêmico. Pensando nesse cenário, faz-se necessário desenvolver soluções eficazes e econômicas para o tratamento de efluentes. No presente estudo, foi avaliado um sistema piloto de alagado construído (SAC) com plantas emergentes (*Eleocharis* sp.) para o pós-tratamento de esgoto sanitário proveniente de uma estação de tratamento de esgoto no município de Arujá – SP. O sistema foi monitorado em duas etapas, sendo a primeira para avaliar o sistema plantado frente ao sistema controle (não plantado) e a segunda, para avaliar o desempenho dos SACs plantados em tempos de detenção hidráulica (TDHs) diferentes, de 2, 4 e 6 dias. Objetivou-se, principalmente, avaliar a eficiência de remoção de nutrientes (N e P), sob elevada condição de oxigenação, em diferentes TDHs e também frente ao SAC controle. O SAC plantado, em geral, obteve remoções superiores em relação ao SAC controle, evidenciando a influência positiva das plantas no sistema. Em relação à etapa II, o SAC operado com TDH = 6 dias foi o que obteve os melhores resultados, com remoções médias de 36,1 % de nitrogênio total, 59,6 % de cor aparente, 62,9 % de turbidez e 78,4 % de Carbono Orgânico Total (COT). Não foi observada influência significativa do TDH na remoção de fósforo total, embora o SAC com maior TDH tenha atingido mais de 74,0 % de remoção em determinado momento. Destaca-se ainda que os níveis de oxigênio dissolvido não foram limitantes para o processo de nitrificação nos SACs, no entanto, podem ter interferido na desnitrificação dos mesmos. Conclui-se, portanto, que o tratamento terciário de efluentes por sistema de alagado construído é viável para remoção de nutrientes, embora parâmetros como oxigênio dissolvido, TDH, manejo das macrófitas e manutenção do substrato devam ser otimizados para melhor desempenho do sistema.

**Palavras-chave:** *Eleocharis* sp. Esgoto sanitário. Remoção de nitrogênio. Remoção de fósforo. Macrófitas aquáticas. Eutrofização.

## ABSTRACT

According to the World Health Organization (WHO), safe drinking water and adequate sanitation are the key to poverty reduction and sustainable development. However, the increase of the pollution, extensive use of water without previous planning, and the accelerated eutrophication of water bodies over the years have contributed to further damage to human health and ecosystem imbalance. In this context, it is essential the development and implementation of wastewater treatment systems. In the present study, constructed wetland system (CWS) with emergent plants (*Eleocharis* sp.) was evaluated for post-treatment of effluent from a wastewater treatment plant in the city of Arujá - SP. The system was monitored in two stages, the first was to evaluate between the system planted and not planted (control system ) and the second phase was made to evaluate the performance of the CWS at different hydraulic retention times (HRT) of 2, 4 and 6 days. The main objective was to evaluate the efficiency of nutrient removal (N and P) under high oxygenation condition in different HRT and also in relation to the control CWS. The planted CWS, in general, obtained superior removals in relation to the control CWS, evidencing the positive influence of the plants in the system. In relation to stage II, the CWS operated with HRT = 6 days was the one that obtained the best results, with mean removals of 36.1 % of total nitrogen, 59.6 % of apparent color, 62.9 % of turbidity and 78.4 % Total Organic Carbon (TOC). No significant influence of HRT was observed in the removal of total phosphorus, although the CWS with greater HRT reached more than 74.0 % of removal at any given moment. It is also worth noting that dissolved oxygen levels were not limiting for the nitrification process in the CWS, however, they may have interfered in the denitrification of the system. It is concluded, therefore, that tertiary effluent treatment by constructed wetland system is feasible for nutrient removal, although parameters such as dissolved oxygen, HRT, macrophyte management and substrate maintenance should be optimized for better system performance.

**Keywords:** *Eleocharis* sp. Sanitary wastewater. Nitrogen removal. Phosphorus removal. Macrophytes. Eutrophication.

## LISTA DE FIGURAS

<b>Figura 1</b> – Representação espacial do índice médio de atendimento urbano por rede coletora de esgotos dos municípios em 2016, distribuído por faixas percentuais. ...	<b>32</b>
<b>Figura 2</b> – Classificação de alagados construídos quanto ao fluxo da água. A – Fluxo Superficial (SACFS); B – Fluxo Subsuperficial Horizontal (SACFSSH); C – Fluxo Subsuperficial Vertical (SACFSSV); D – Sistema Alagado Construído Híbrido (SACH).....	<b>40</b>
<b>Figura 3</b> – Tipos de macrófitas aquáticas tipicamente utilizadas em sistemas de alagados construídos. ....	<b>42</b>
<b>Figura 4</b> – Representação esquemática da formação do biofilme na zona de raízes das macrófitas aquáticas.....	<b>44</b>
<b>Figura 5</b> – Transformações das formas nitrogenadas nos SACs. ....	<b>47</b>
<b>Figura 6</b> – Tipos de material filtrante, macrófitas aquáticas, TDH e de afluentes de alagados construídos de fluxo horizontal (SACFSSH) de acordo com estudos publicados no Brasil até o ano de 2011. O somatório das porcentagens excede 100% devido à utilização de variantes para o elemento avaliado, relatados em um mesmo estudo.....	<b>53</b>
<b>Figura 7</b> – Eficiência de remoção (%) para N (nitrogênio), P (fósforo), DQO (demanda química de oxigênio) e DBO (demanda bioquímica de oxigênio) presentes em SAC-FSSH. ....	<b>54</b>
<b>Figura 8</b> – Principais rotas de suprimento e consumo de oxigênio dissolvido em SACs.....	<b>55</b>
<b>Figura 9</b> – Localização da ETE-Arujá/SP.....	<b>57</b>
<b>Figura 10</b> – Fluxograma do sistema de tratamento da ETE – Arujá.....	<b>58</b>
<b>Figura 11</b> – Vista aérea da ETE-Arujá/SP, incluindo suas etapas de tratamento e o local de instalação do experimento.....	<b>58</b>
<b>Figura 12</b> – Ilustração dos SACs plantado utilizados no experimento.....	<b>59</b>
<b>Figura 13</b> – Fotografia do sistema instalado na ETE-Arujá em Dez/2016 na etapa I. Tanque 1, 2 e 3: Sistema de tratamento com <i>Eleocharis</i> sp. (Junco) + brita; Tanque 4: Controle contendo brita (sem plantas).....	<b>60</b>
<b>Figura 14</b> – Fotografia do sistema no início da operação na etapa II. Tanque 1, 2 e 3: Sistema de tratamento com <i>Eleocharis</i> sp. (Junco) + brita sob TDH = 6, 4 e 2 dias, respectivamente. ....	<b>62</b>

<b>Figura 15</b> – Representação da macrófita aquática <i>Eleocharis</i> sp. A – Representação artística e B – Fotografia da macrófita cultivada na planta piloto do trabalho .....	<b>63</b>
<b>Figura 16</b> – Representação do gráfico de <i>boxplot</i> . .....	<b>70</b>
<b>Figura 17</b> – Temperatura (°C) e umidade relativa do ar (%) durante as coletas. ....	<b>73</b>
<b>Figura 18</b> – Presença ou ausência de chuva durante as coletas .....	<b>74</b>
<b>Figura 19</b> – Variação do pH do afluente, do efluente do SAC plantado (T1S, T2S e T3S) e do efluente do SAC controle (T4S) durante o período de monitoramento (Etapa I - janeiro a junho/2017). .....	<b>76</b>
<b>Figura 20</b> – Variação do pH do afluente e do efluente do SAC plantado com os três tanques em diferentes tempos de detenção hidráulica (T1S (6), T2S (4) e T3S (2)) durante o período de monitoramento (Etapa II - junho a novembro/2017).....	<b>77</b>
<b>Figura 21</b> – Variação de temperatura (°C) do afluente e do efluente do SAC plantado e controle (T1S, T2S, T3S e T4S) durante o período de monitoramento (janeiro a novembro/2017). .....	<b>79</b>
<b>Figura 22</b> – Variação do oxigênio dissolvido ( $\text{mg L}^{-1}$ ) do afluente, do efluente do SAC plantado (T1S, T2S e T3S) e do efluente do SAC controle (T4S) durante o período de monitoramento. ....	<b>81</b>
<b>Figura 23</b> – Variação do oxigênio dissolvido ( $\text{mg L}^{-1}$ ) do afluente e do efluente do SAC plantado com os três tanques em diferentes tempos de detenção hidráulica (T1S (6), T2S (4) e T3S (2)) durante o período de monitoramento (Etapa II - junho a novembro/2017). .....	<b>81</b>
<b>Figura 24</b> – Variação da cor aparente (uC) do afluente, do efluente do SAC plantado (T1S, T2S e T3S) e do efluente do SAC controle (T4S) durante o período de monitoramento. ....	<b>82</b>
<b>Figura 25</b> – Variação da cor aparente (uC) do afluente e efluente do SAC plantado com os três tanques em diferentes tempos de detenção hidráulica (T1S (6), T2S (4) e T3S (2)) durante o período de monitoramento (Etapa II - junho a novembro/2017). .....	<b>83</b>
<b>Figura 26</b> – Variação de turbidez (UNT) do afluente e do efluente do SAC plantado com os três tanques em diferentes tempos de detenção hidráulica (T1S (6), T2S (4) e T3S (2)) durante o período de monitoramento (Etapa II - junho a novembro/2017). .....	<b>84</b>

<b>Figura 27</b> – Variação de sólidos totais ( $\text{mg L}^{-1}$ ) do afluente, do efluente do SAC controle (T4S) durante o período de monitoramento (Etapa I - janeiro a junho/2017). .....	<b>86</b>
<b>Figura 28</b> – Variação de sólidos totais ( $\text{mg L}^{-1}$ ) do afluente e do efluente do SAC plantado com os três tanques em diferentes tempos de detenção hidráulica (T1S (6), T2S (4) e T3S (2)) durante o período de monitoramento (Etapa II - junho a novembro/2017). .....	<b>87</b>
<b>Figura 29</b> – Variação de sólidos suspensos totais ( $\text{mg L}^{-1}$ ) do afluente, do efluente do SAC controle (T4S) durante o período de monitoramento (Etapa I - janeiro a junho/2017). .....	<b>89</b>
Figura 30 – Variação de sólidos suspensos totais ( $\text{mg L}^{-1}$ ) do afluente e do efluente do SAC plantado com os três tanques em diferentes tempos de detenção hidráulica (T1S (6), T2S (4) e T3S (2)) durante o período de monitoramento (Etapa II - junho a novembro/2017). .....	<b>90</b>
<b>Figura 31</b> – Variação da demanda química de oxigênio ( $\text{mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ ) do afluente, do efluente do SAC plantado (T1S, T2S e T3S) e do efluente do SAC controle (T4S) durante o período de monitoramento (Etapa I - janeiro a junho/2017). .....	<b>91</b>
<b>Figura 32</b> – Variação da demanda química de oxigênio ( $\text{mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ ) do afluente e do efluente do SAC plantado com os três tanques em diferentes tempos de detenção hidráulica (T1S (6), T2S (4) e T3S (2)) durante o período de monitoramento (Etapa II - junho a novembro/2017). .....	<b>92</b>
<b>Figura 33</b> – Variação da demanda bioquímica de oxigênio ( $\text{mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ ) do afluente, do efluente do SAC controle (T4S) durante o período de monitoramento (Etapa I - janeiro a junho/2017). .....	<b>93</b>
<b>Figura 34</b> – Variação da demanda bioquímica de oxigênio ( $\text{mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ ) do afluente e do SAC plantado com os três tanques em diferentes tempos de detenção hidráulica (T1S (6), T2S (4) e T3S (2)) durante o período de monitoramento (Etapa II - junho a novembro/2017). .....	<b>93</b>
<b>Figura 35</b> – Variação do carbono orgânico total ( $\text{mg L}^{-1}$ ) do afluente, do efluente do SAC controle (T4S) durante o período de monitoramento (Etapa I - janeiro a junho/2017). .....	<b>95</b>
<b>Figura 36</b> – Variação de carbono orgânico total ( $\text{mg L}^{-1}$ ) do afluente e do efluente do SAC plantado com os três tanques em diferentes tempos de detenção hidráulica	

(T1S (6), T2S (4) e T3S (2)) durante o período de monitoramento (Etapa II - junho a novembro/2017). .....	<b>96</b>
<b>Figura 37</b> – Variação temporal do fósforo total ( $\text{mg P L}^{-1}$ ) do afluente, do efluente do SAC plantado (T1S, T2S e T3S) e do efluente do SAC controle (T4S) durante o período de monitoramento (Etapa I - janeiro a junho/2017). As setas indicam os momentos em que ocorreram as podas das macrófitas. ....	<b>97</b>
<b>Figura 38</b> – Variação temporal do fósforo total ( $\text{mg P L}^{-1}$ ) do afluente e do efluente do SAC plantado com os três tanques em diferentes tempos de detenção hidráulica (T1S (6), T2S (4) e T3S (2)) durante o período de monitoramento (Etapa II - junho a novembro/2017). As setas indicam os momentos em que ocorreram as podas das macrófitas. ....	<b>99</b>
<b>Figura 39</b> – Variação do fósforo total ( $\text{mg P L}^{-1}$ ) do afluente, do efluente do SAC plantado (T1S, T2S e T3S) e do efluente do SAC controle (T4S) durante o período de monitoramento (Etapa I - janeiro a março/2017). ....	<b>100</b>
<b>Figura 40</b> – Variação do fósforo total ( $\text{mg P L}^{-1}$ ) do afluente, do efluente do SAC plantado (T1S, T2S e T3S) e do efluente do SAC controle (T4S) durante o período de monitoramento (Etapa I - março a junho/2017). ....	<b>101</b>
<b>Figura 41</b> – Variação do fósforo total ( $\text{mg P L}^{-1}$ ) do afluente e do efluente do SAC plantado com os três tanques em diferentes tempos de detenção hidráulica (T1S (6), T2S (4) e T3S (2)) durante o período de monitoramento (Etapa II - junho a novembro/2017). ....	<b>101</b>
<b>Figura 42</b> – Variação temporal do ortofosfato dissolvido ( $\text{mg P L}^{-1}$ ) do afluente, do efluente do SAC controle (T4S) durante o período de monitoramento (Etapa I - janeiro a junho/2017). As setas indicam os momentos em que ocorreram as podas das macrófitas. ....	<b>104</b>
<b>Figura 43</b> – Variação temporal do ortofosfato dissolvido ( $\text{mg P L}^{-1}$ ) do afluente e do efluente do SAC plantado com os três tanques em diferentes tempos de detenção hidráulica (T1S (6), T2S (4) e T3S (2)) durante o período de monitoramento (Etapa II - junho a novembro/2017). As setas indicam os momentos em que ocorreram as podas das macrófitas. ....	<b>105</b>
<b>Figura 44</b> – Variação do ortofosfato dissolvido ( $\text{mg P L}^{-1}$ ) do afluente, do efluente do SAC plantado (T1S, T2S e T3S) e do efluente do SAC controle (T4S) durante o período de monitoramento (Etapa I - janeiro a junho/2017). ....	<b>106</b>

<b>Figura 45</b> – Variação do ortofosfato dissolvido ( $\text{mg P L}^{-1}$ ) do afluente e do efluente do SAC plantado com os três tanques em diferentes tempos de detenção hidráulica (T1S (6), T2S (4) e T3S (2)) durante o período de monitoramento (Etapa II - junho a novembro/2017). .....	<b>107</b>
<b>Figura 46</b> – Variação temporal do nitrogênio total ( $\text{mg N L}^{-1}$ ) do afluente, do efluente do SAC controle (T4S) durante o período de monitoramento (Etapa I - janeiro a junho/2017). As setas indicam os momentos em que ocorreram as podas das macrófitas.....	<b>109</b>
<b>Figura 47</b> – Variação temporal do nitrogênio total ( $\text{mg N L}^{-1}$ ) do afluente e do efluente do SAC plantado com os três tanques em diferentes tempos de detenção hidráulica (T1S (6), T2S (4) e T3S (2)) durante o período de monitoramento (Etapa II - junho a novembro/2017). As setas indicam os momentos em que ocorreram as podas das macrófitas. ....	<b>110</b>
<b>Figura 48</b> – Variação do nitrogênio total ( $\text{mg N L}^{-1}$ ) do afluente, do efluente do SAC plantado (T1S, T2S e T3S) e do efluente do SAC controle (T4S) durante o período de monitoramento (Etapa I - janeiro a março/2017).....	<b>111</b>
<b>Figura 49</b> – Variação do nitrogênio total ( $\text{mg N L}^{-1}$ ) do afluente, do efluente do SAC plantado (T1S, T2S e T3S) e do efluente do SAC controle (T4S) durante o período de monitoramento (Etapa I - março a junho/2017).....	<b>112</b>
<b>Figura 50</b> – Variação do Nitrogênio total ( $\text{mg N L}^{-1}$ ) do afluente e do efluente do SAC plantado com os três tanques em diferentes tempos de detenção hidráulica (T1S (6), T2S (4) e T3S (2)) durante o período de monitoramento (Etapa II - junho a novembro/2017). .....	<b>113</b>
<b>Figura 51</b> – Variação temporal do nitrogênio amoniacal dissolvido ( $\text{mg N L}^{-1}$ ) do afluente, do efluente do SAC plantado (T1S, T2S e T3S) e do efluente do SAC controle (T4S) durante o período de monitoramento (Etapa I - janeiro a junho/2017). As setas indicam os momentos em que ocorreram as podas das macrófitas. ....	<b>115</b>
<b>Figura 52</b> – Variação temporal do nitrogênio amoniacal dissolvido ( $\text{mg N L}^{-1}$ ) do afluente e do efluente do SAC plantado com os três tanques em diferentes tempos de detenção hidráulica (T1S (6), T2S (4) e T3S (2)) durante o período de monitoramento (Etapa II - junho a novembro/2017). As setas indicam os momentos em que ocorreram as podas das macrófitas.....	<b>116</b>

<b>Figura 53</b> – Variação do nitrogênio amoniacal dissolvido ( $\text{mg N L}^{-1}$ ) do afluente, do efluente do SAC plantado (T1S, T2S e T3S) e do efluente do SAC controle (T4S) durante o período de monitoramento (Etapa I - janeiro a junho/2017).....	<b>117</b>
<b>Figura 54</b> – Variação do nitrogênio amoniacal dissolvido ( $\text{mg N L}^{-1}$ ) do afluente e do efluente do SAC plantado com os três tanques em diferentes tempos de detenção hidráulica (T1S (6), T2S (4) e T3S (2)) durante o período de monitoramento (Etapa II - junho a novembro/2017). .....	<b>118</b>
<b>Figura 55</b> – Variação temporal do nitrato ( $\text{mg N L}^{-1}$ ) do afluente, do efluente do SAC plantado (T1S, T2S e T3S) e do efluente do SAC controle (T4S) durante o período de monitoramento (Etapa I - janeiro a junho/2017). As setas indicam os momentos em que ocorreram as podas das macrófitas. ....	<b>120</b>
<b>Figura 56</b> – Variação temporal do Nitrato ( $\text{mg N L}^{-1}$ ) do afluente e do efluente do SAC plantado com os três tanques em diferentes tempos de detenção hidráulica (T1S (6), T2S (4) e T3S (2)) durante o período de monitoramento (Etapa II - junho a novembro/2017). As setas indicam os momentos em que ocorreram as podas das macrófitas. ....	<b>121</b>
<b>Figura 57</b> – Variação do nitrato ( $\text{mg N L}^{-1}$ ) do afluente, do efluente do SAC plantado (T1S, T2S e T3S) e do efluente do SAC controle (T4S) durante o período de monitoramento (Etapa I - janeiro a junho/2017). .....	<b>122</b>
<b>Figura 58</b> – Variação do nitrato ( $\text{mg N L}^{-1}$ ) do afluente e do efluente do SAC plantado com os três tanques em diferentes tempos de detenção hidráulica (T1S (6), T2S (4) e T3S (2)) durante o período de monitoramento (Etapa II - junho a novembro/2017).....	<b>122</b>
<b>Figura 59</b> – Variação do Crescimento das macrófitas no SAC plantado (T1S, T2S e T3S) durante o período de monitoramento (Etapa I - janeiro a junho/2017).....	<b>126</b>
<b>Figura 60</b> – Variação do Crescimento das macrófitas no SAC plantado (T1S, T2S e T3S) durante o período de monitoramento (Etapa II - junho a novembro/2017). ....	<b>127</b>

## LISTA DE TABELAS

<b>Tabela 1</b> – Mecanismos predominantes de remoção e transformação de poluentes em alagados construídos. ....	<b>45</b>
<b>Tabela 2</b> – Siglas utilizadas na etapa I e suas respectivas descrições. ....	<b>61</b>
<b>Tabela 3</b> – Parâmetros de operação do sistema piloto de alagados construídos na etapa I. ....	<b>61</b>
<b>Tabela 4</b> – Siglas utilizadas na etapa II e suas respectivas descrições. ....	<b>62</b>
<b>Tabela 5</b> – Variáveis físico-químicas, bem como seus respectivos métodos de análise e equipamentos utilizados para a fase líquida. ....	<b>66</b>
<b>Tabela 6</b> – Variáveis físico-químicas e respectivos métodos de análise para as macrófitas. ....	<b>69</b>
<b>Tabela 7</b> – Limite superior, limite inferior, média e desvio padrão dos valores de pH obtidos ao longo do experimento. ....	<b>75</b>
<b>Tabela 8</b> – Limite inferior, limite superior, média e desvio padrão dos valores de oxigênio dissolvido ( $\text{mg L}^{-1}$ ) obtidos ao longo do experimento. ....	<b>80</b>
<b>Tabela 9</b> – Limite inferior, limite superior, média e desvio padrão dos valores de condutividade elétrica ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ ) obtidos ao longo do experimento. ....	<b>85</b>
<b>Tabela 10</b> – Limite inferior, limite superior, média e desvio padrão dos valores de sólidos totais ( $\text{mg L}^{-1}$ ) obtidos ao longo do experimento. ....	<b>87</b>
<b>Tabela 11</b> – Limite inferior, limite superior, média e desvio padrão dos valores de sólidos dissolvidos totais ( $\text{mg L}^{-1}$ ) obtidos ao longo do experimento. ....	<b>88</b>
<b>Tabela 12</b> – Limite inferior, limite superior, média e desvio padrão dos valores da demanda bioquímica de oxigênio ( $\text{mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ ) obtidos ao longo do experimento. ....	<b>94</b>
<b>Tabela 13</b> – Limite inferior, limite superior, média e desvio padrão dos valores do carbono orgânico total ( $\text{mg L}^{-1}$ ) obtidos ao longo do experimento. ....	<b>96</b>
<b>Tabela 14</b> – Limite inferior, limite superior, média e desvio padrão dos valores de fósforo total ( $\text{mg P L}^{-1}$ ) obtidos ao longo do experimento. ....	<b>102</b>
<b>Tabela 15</b> – Limite inferior, limite superior, média e desvio padrão dos valores de ortofosfato dissolvido ( $\text{mg P L}^{-1}$ ) obtidos ao longo do experimento. ....	<b>108</b>
<b>Tabela 16</b> – Limite inferior, limite superior, média e desvio padrão dos valores de nitrogênio total ( $\text{mg N L}^{-1}$ ) obtidos ao longo do experimento. ....	<b>114</b>
<b>Tabela 17</b> – Limite inferior, limite superior, média e desvio padrão dos valores de nitrogênio amoniacal dissolvido ( $\text{mg N L}^{-1}$ ) obtidos ao longo do experimento. ....	<b>119</b>

<b>Tabela 18</b> – Limite inferior, limite superior, média e desvio padrão dos valores de nitrato ( $\text{mg N L}^{-1}$ ) obtidos ao longo do experimento.....	<b>123</b>
<b>Tabela 19</b> – Teor dos macronutrientes nitrogênio e fósforo total, e de carbono orgânico total ( $\text{dag kg}^{-1}$ PS), encontrados no tecido vegetal (aéreo e subterrâneo) das macrófitas aquáticas da espécie <i>Eleocharis</i> sp. presentes no tanque 1, bem como a razão N:P. ....	<b>128</b>
<b>Tabela 20</b> – Teor dos macronutrientes nitrogênio e fósforo total, e de carbono orgânico total ( $\text{dag kg}^{-1}$ PS), encontrados no tecido vegetal (aéreo e subterrâneo) das macrófitas aquáticas da espécie <i>Eleocharis</i> sp. presentes no tanque 2, bem como a razão N:P. ....	<b>128</b>
<b>Tabela 21</b> – Teor dos macronutrientes nitrogênio e fósforo total, e de carbono orgânico total ( $\text{dag kg}^{-1}$ PS), encontrados no tecido vegetal (aéreo e subterrâneo) das macrófitas aquáticas da espécie <i>Eleocharis</i> sp. presentes no tanque 3, bem como a razão N:P. ....	<b>129</b>
<b>Tabela 22</b> – Eficiências de remoções máximas de nitrogênio total (EF MÁX NT) do sistema piloto de tratamento (SAC plantado e T1S (6)) e outros processos utilizados na remoção do NT (cloração <i>breakpoint</i> , coagulação química, troca iônica, <i>stripping</i> da amônia e osmose reversa).....	<b>131</b>
<b>Tabela 23</b> – Eficiências de remoções máximas de fósforo total (EF MÁX PT) do sistema piloto de tratamento (SAC plantado e T1S (6)) e outros processos utilizados na remoção do PT (precipitação química, adsorção e remoção biológica aprimorada).....	<b>132</b>

## LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

Al	Alumínio
Anammox	Oxidação Anaeróbia de Amônio
ANOVA	Análise de Variância
C	Carbono
C/N	Relação Carbono/Nitrogênio
CO <sub>2</sub>	Dióxido de Carbono
COT	Carbono Orgânico Total
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
DBO <sub>5,20</sub>	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
Fe	Ferro
FUNASA	Fundação Nacional de Saúde
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
LAA	Laboratório de Análises Ambientais
N	Nitrogênio
N <sub>2</sub>	Nitrogênio gasoso
N-Org	Nitrogênio Orgânico
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	Nitrogênio Amoniacal
NH <sub>3</sub>	Amônia Livre
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	Íon Nitrito
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Íon Nitrato
NT	Nitrogênio Total
NTK	Nitrogênio Total Kjeldahl
O <sub>2</sub>	Oxigênio
OD	Oxigênio Dissolvido
OMS	Organização Mundial da Saúde
ONU	Organização das Nações Unidas
P	Fósforo
PEMD	Polietileno de média densidade
pH	Potencial Hidrogeniônico
P-PO <sub>4</sub> <sup>-3</sup>	Ortofosfato

PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	Íon Fosfato
PT	Fósforo Total
SABESP	Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo
SAC	Sistema Alagado Construído
SACFS	Sistema Alagado Construído de Fluxo Superficial
SACFSS	Sistema Alagado Construído de Fluxo Subsuperficial
SACFSSH	Sistema Alagado Construído de Fluxo Subsuperficial Horizontal
SACFSSV	Sistema Alagado Construído de Fluxo Subsuperficial Vertical
SACH	Sistema Alagado Construído Híbrido
SDT	Sólidos Dissolvidos Totais
SISAGUA	Sistema de Informação de Vigilância da Qualidade da Água para Consumo Humano
SNIS	Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento
SST	Sólidos Suspensos Totais
ST	Sólidos Totais
TDH	Tempo de Detenção Hidráulica
uC	Unidade de Cor
UFABC	Universidade Federal do ABC
UNT	Unidade Nefelométrica de Turbidez
UR	Umidade Relativa

## SUMÁRIO

1.	INTRODUÇÃO .....	25
2.	OBJETIVOS .....	29
2.1.	Objetivos Específicos .....	29
3.	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA .....	31
3.1.	Situação do tratamento de esgoto no Brasil .....	31
3.1.1.	Padrões de Lançamento de Efluentes .....	33
3.1.2.	Sistemas Centralizados de Tratamento de Esgotos.....	35
3.1.3.	Sistemas Descentralizados de Tratamento de Esgotos .....	37
3.2.	Sistemas Alagados Construídos (SACs).....	37
3.2.1.	Classificação dos SACs.....	38
3.2.2.	Elementos Atuantes nos SACs .....	40
3.2.2.1.	Material Suporte .....	40
3.2.2.2.	Macrófitas Aquáticas .....	41
3.2.2.3.	Microrganismos.....	43
3.2.3.	Mecanismos de Remoção de Poluentes em SACs .....	44
3.2.3.1.	Remoção de matéria orgânica .....	45
3.2.3.2.	Remoção e transformação de Nitrogênio .....	46
3.2.3.3.	Retenção e remoção de Fósforo .....	48
3.2.4.	Considerações sobre os SACs .....	49
3.2.5.	Importância do TDH nos SACs .....	51
3.2.6.	SACs de Fluxo Subsuperficial Horizontal (SACFSSH).....	52
3.2.7.	Influência do oxigênio dissolvido em SACFSSH .....	54
4.	MATERIAL E MÉTODOS .....	57
4.1.	Local de implementação do sistema.....	57
4.2.	Configuração e operação do sistema .....	59
4.2.1.	Etapa I – Sistema plantado vs. Sistema controle .....	60

4.2.2. Etapa II – Sistema plantado em TDH diferentes .....	61
4.3. Seleção, obtenção e manejo da macrófita <i>Eleocharis</i> sp.....	62
4.4. Coleta e análise de amostras líquidas .....	64
4.5. Eficiência do sistema de SACs na remoção de poluentes .....	68
4.6. Coleta, análise e desenvolvimento da biomassa .....	68
4.7. Análise dos resultados .....	69
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	73
5.1. Variáveis Meteorológicas .....	73
5.2. Potencial Hidrogeniônico e Alcalinidade.....	74
5.3. Temperatura do Afluente e do Efluente e Oxigênio Dissolvido .....	78
5.4. Cor Aparente, Turbidez e Condutividade Elétrica .....	82
5.5. Sólidos Totais, Dissolvidos e Suspensos .....	86
5.6. Remoção de matéria orgânica.....	90
5.7. Remoção de Nutrientes.....	97
5.7.1. Formas fosfatadas.....	97
5.7.1.1. Fósforo Total.....	97
5.7.1.2. Ortofosfato Dissolvido .....	103
5.7.2. Formas nitrogenadas .....	108
5.7.2.1. Nitrogênio Total .....	108
5.7.2.2. Nitrogênio Amoniacal Dissolvido.....	114
5.7.2.3. Nitrato e Nitrito.....	119
5.7.2.4. Remoção e conversão de formas nitrogenadas presentes no sistema ..	123
5.8. Desenvolvimento da biomassa.....	126
5.8.1. Crescimento da macrófita aquática <i>Eleocharis</i> sp. ....	126
5.8.2. Tecido Vegetal das macrófitas: Teor de nutrientes e COT .....	127
5.9. Eficiência de remoção do sistema piloto frente a outras tecnologias .....	130
6. CONCLUSÕES .....	133

7.	RECOMENDAÇÕES PARA TRABALHOS FUTUROS .....	137
8.	REFERÊNCIAS .....	139

## 1. INTRODUÇÃO

De acordo com a Organização Mundial da Saúde (OMS), a água potável segura e o saneamento adequado são fundamentais para a redução da pobreza e para o desenvolvimento sustentável (OMS, 2018). Entretanto, o aumento da poluição ambiental, o uso excessivo da água sem gerenciamento e a aceleração da eutrofização de corpos hídricos ao longo dos anos tem contribuído para maiores danos à saúde humana e para o desequilíbrio ecossistêmico (LIMA, 2011).

Atualmente, menos de 60% da população brasileira tem acesso à coleta de esgoto e cerca de 50% de todo esgoto gerado passa por algum nível de tratamento antes de seu lançamento nos corpos hídricos (BRASIL, 2018). Diante dessa realidade, é possível observar que, embora o Brasil esteja avançando em projetos e estudos na área de saneamento ambiental (tarefa indispensável), a carência nos serviços de esgotamento sanitário ainda permanece elevada. Tal déficit está relacionado ao alto investimento necessário para expansão dos sistemas de tratamento de esgoto sanitário utilizando tecnologias convencionais e centralizadas, que não são tão viáveis para a aplicação em áreas rurais e pequenas comunidades. Além disso, essa carência também está intimamente relacionada ao perfil de renda dos consumidores, uma vez que a população de baixa renda não tem o mesmo acesso a serviços de água e esgoto como aqueles de renda superior, inviabilizando o investimento de tecnologias de grande porte neste cenário (SAIANI, 2007).

Historicamente, sistemas centralizados e convencionais de tratamento de esgoto eram suficientes para o controle da poluição das águas, no entanto, essas tecnologias ainda demandam grande investimento financeiro, por exemplo (WU *et al.*, 2015). Por esse motivo, a descentralização aparece como uma alternativa mais viável para pequenas e isoladas comunidades sem saneamento e com pouco recurso para ser investido no tratamento de esgoto (SANTOS *et al.*, 2015). Cabe ressaltar ainda que, segundo levantamento feito pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), segundo dados de 2016, a maior parte dos municípios brasileiros (68,4%) possui no máximo 20 mil habitantes (IBGE, 2018), o que provoca uma carência de recursos financeiros nas prefeituras, visto que uma população com poucos habitantes gera menores quantidades de impostos e, conseqüentemente, enfrenta dificuldades na gestão de obras de grande porte como no caso do saneamento. Este cenário justifica a necessidade de descentralização

dos sistemas de tratamento de esgoto (dado o menor investimento), sendo que esta é ainda um dos princípios essenciais do eixo central da Política Nacional de Saneamento, que atende ao princípio da participação da sociedade e possibilita uma maior aproximação da universalização do atendimento em saneamento (BRASIL, 2018).

Os sistemas descentralizados consistem na coleta, tratamento e descarte (ou reuso) da água residuária próximo ao local onde o efluente foi gerado. Tais sistemas têm como vantagem a construção em pequenas dimensões quando comparado aos grandes sistemas de tratamento, não demandando amplos locais para instalação, além de atender uma região ou subpopulação, ter um menor custo de investimento, operação e manutenção e ser social e ambientalmente mais responsável (MACHADO, 2016). Pensando no cenário atual do país, faz-se necessário desenvolver soluções eficazes e econômicas para o tratamento de efluentes, além de possíveis formas de reuso das águas residuárias tratadas, sempre com vistas à sustentabilidade ambiental. Nessa perspectiva, uma série de tecnologias descentralizadas pode ser aplicada para o tratamento de esgoto: dentre elas, destacam-se as fossas sépticas, os filtros biológicos e os alagados construídos (OLIVEIRA JR, 2013).

Alagados construídos ou *wetlands* construídos são sistemas projetados para simular os processos que ocorrem nos alagados naturais visando melhorar o método de tratamento de água utilizando plantas aquáticas (macrófitas), meio suporte e microrganismos associados (CHEN *et al.*, 2017).

Tipicamente, nesses sistemas ocorre a formação de biofilmes que agregam populações variadas de microrganismos que, através de processos biológicos, químicos e físicos, são capazes de degradar e assimilar substâncias presentes em águas residuárias. Ademais, as macrófitas aquáticas presentes nesses sistemas também contribuem com a absorção de nutrientes, aumento da oxigenação no sistema, oferecem resistência ao fluxo e facilitam a sedimentação de partículas suspensas, propiciando a formação de biofilme em suas zonas de raízes e promovendo maior capacidade de tratamento das águas residuárias, entre outros benefícios (BEGOSSO, 2009).

Esse tipo de sistema de tratamento apresenta vantagens como: menor investimento em relação aos sistemas convencionais, baixa demanda de energia elétrica, fácil construção e manutenção se comparado à outras tecnologias mais

complexas como lodos ativados, por exemplo, além da capacidade de adaptação desses sistemas de tratamento à maioria das condições climatológicas. Entretanto, se faz necessário um manejo adequado das macrófitas para o aumento de sua eficiência (USEPA, 2003; HOFFMANN, 2011).

Os alagados construídos são implantados com a finalidade de tratar diversos tipos de efluentes, sejam eles provenientes de agricultura, mineração, chorume, esgotos sanitários ou outros segmentos. Segundo Secchi *et al.* (2016), tem-se alcançado os níveis de qualidade estabelecidos para o lançamento em corpos d'água, segundo a Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) nº430 de 2011. Para tanto, os alagados construídos possuem diversos modelos e configurações, sendo classificados por meio de suas características construtivas, perfil do fluxo de água adotado, tipo de vegetação e de material suporte (VYMAZAL, 2010). Segundo levantamento feito por Machado *et al.* (2017), com base em 22 trabalhos encontrados na literatura, a eficiência de remoção de fósforo e nitrogênio obtida por sistemas alagados construídos de fluxo subsuperficial horizontal pode chegar a 80%, enquanto que para a demanda bioquímica de oxigênio ( $DBO_{5,20}$ ) pode chegar a quase 100% em concentração.

No Brasil, esses sistemas têm sido amplamente estudados nas mais diversas configurações a fim de se obter os melhores resultados. Por exemplo, sistemas alagados construídos de fluxo subsuperficial horizontal são amplamente estudados com foco na remoção de matéria orgânica, sendo menos aplicados à remoção de nutrientes como nitrogênio e fósforo devido à baixa disponibilidade de oxigênio dissolvido nesses sistemas que dificultam, por exemplo, os processos de nitrificação e desnitrificação (JÁCOME *et al.*, 2016). Todavia, é possível encontrar na literatura remoções significativas de nutrientes utilizando esse tipo de sistema: Matos, Brasil e Monaco (2013), por exemplo, obtiveram remoções de nitrogênio total na faixa de 26 a 57% e de 31 a 48% para fósforo, valores muito similares aos encontrados por Zurita *et al.* (2009) sob condições análogas de operação.

Nesse cenário, o presente estudo optou pela operação do sistema com intermitência da alimentação, somada a aeração prévia do efluente de entrada através de lagoa aerada já existente em uma estação de tratamento de esgoto. Espera-se assim, que o oxigênio dissolvido não seja o fator limitante para a remoção de nitrogênio, principalmente, avaliando-se o melhor tempo de detenção hidráulica do sistema, resultando em maiores remoções de nutrientes. Nesse contexto, o

presente trabalho tem como principal justificativa integrar os conhecimentos científicos obtidos para aprimorar e disseminar o uso da tecnologia de alagados construídos para o tratamento de águas residuárias, visando minimizar o déficit no tratamento de esgotos sanitários no Brasil.

## 2. OBJETIVOS

Avaliar a eficiência de remoção de nutrientes (fósforo e nitrogênio) e matéria orgânica carbonácea através de sistema piloto de alagado construído com macrófitas aquáticas emergentes (*Eleocharis* sp.) na Estação de Tratamento de Esgoto de Arujá (ETE-Arujá, SP) como sistema de tratamento terciário de efluente sanitário e pós tratamento de lagoa aerada.

Para tanto, alguns objetivos específicos foram contemplados e estão descritos a seguir.

### 2.1. Objetivos Específicos

- Caracterizar física e quimicamente o afluente e o efluente para assim monitorar a eficiência do sistema na remoção de poluentes;
- Monitorar o crescimento da macrófita aquática *Eleocharis* sp. ao longo do experimento, a fim de avaliar sua influência na remoção dos nutrientes;
- Avaliar a influência da alteração do Tempo de Detenção Hidráulica (TDH) na remoção de nutrientes pelo sistema.



### 3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

#### 3.1. Situação do tratamento de esgoto no Brasil

A quantidade de água necessária para o desenvolvimento das atividades humanas, tanto para a fabricação de diversos produtos quanto para o abastecimento para consumo humano, vem aumentando a cada ano no Brasil e no mundo. Em contrapartida, a disponibilidade de água para esses fins não aumentou. Uma solução para a preservação dessas águas é o investimento em saneamento e no tratamento de esgoto sanitário (TREVISAN; ORSSATTO, 2017).

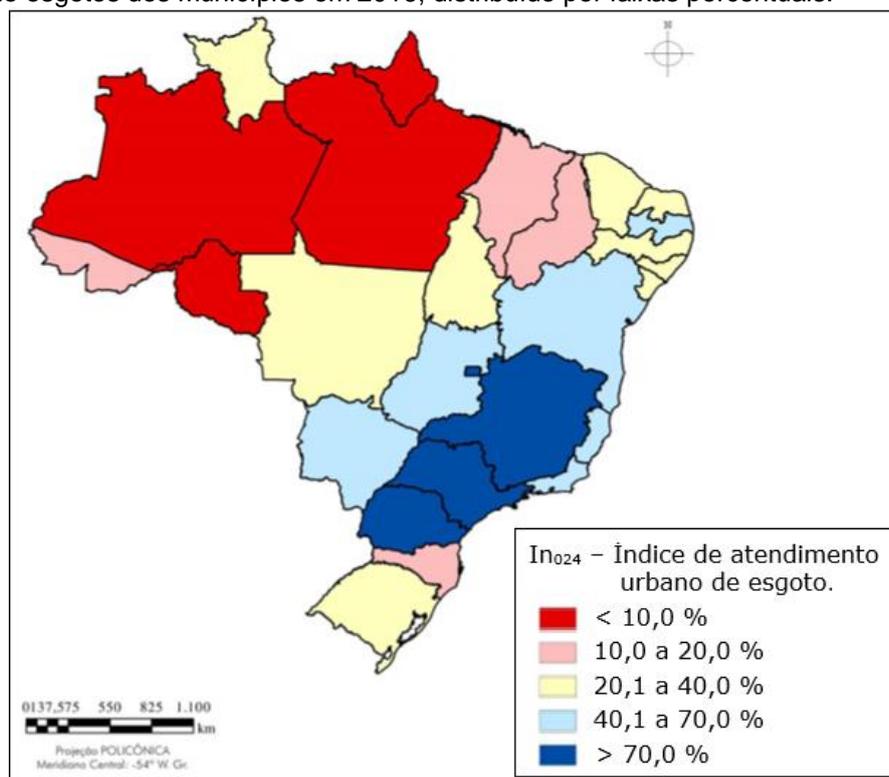
No entanto, o acesso universal e de qualidade ao saneamento básico no Brasil ainda é um desafio. Os *déficits* atuais mostram o atraso do país na garantia dos direitos básicos como água potável e ao destino seguro dos dejetos e resíduos sólidos (BORJA, 2014; NAHAS; HELLER, 2016).

Em relação à qualidade da prestação dos serviços, segundo informações do Sistema de Informação de Vigilância da Qualidade da Água para Consumo Humano (SISAGUA), cerca de 30,3 milhões de brasileiros receberam água em suas residências provenientes de sistemas públicos de abastecimento de água que não atendiam aos padrões de potabilidades estabelecidos pela Portaria nº 2914/2011 do Ministério da Saúde (MORAES *et al.*, 2011).

Embora o saneamento básico seja de grande importância para a saúde pública e para a qualidade ambiental, a universalização dos serviços constitui ainda uma dificuldade para o país (BORJA, 2014). Segundo o último levantamento feito em 2016 pelo Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS), o índice de atendimento com rede de água no Brasil era de 83,3%, enquanto que o índice de coleta de esgotos era de 51,9% e desses, somente 44,9% era tratado (BRASIL, 2018).

Conforme também mostrado pelo SNIS (Figura 1), no país existe ainda uma distribuição desigual dos serviços de saneamento básico, sendo a região Norte a mais crítica, com menos de 10% de atendimento urbano por rede coletora de esgotos (BRASIL, 2018).

**Figura 1** – Representação espacial do índice médio de atendimento urbano por rede coletora de esgotos dos municípios em 2016, distribuído por faixas percentuais.



Fonte: BRASIL, 2018

Parte desse *déficit* pode ser atribuída ao grande investimento necessário para coleta e tratamento de esgoto utilizando sistemas convencionais e centralizados, que acabam sendo implantados longe do local onde o esgoto é gerado, mas próximos ao local de descarte (corpo hídrico). Embora esses sistemas consigam tratar grandes volumes de águas residuárias, o custo demandado para construção, operação e manutenção é elevado, principalmente devido à necessidade de sistemas de bombeamento e tubulações de grande porte para coletar o esgoto gerado nos grandes centros urbanos (MASSOUD *et al.*, 2009). Além disso, tem-se ainda a falta de capacidade para atender ao aumento do volume de esgoto gerado em decorrência da expansão demográfica e o crescente aumento no consumo de água (FIGUEIREDO, 2017).

Segundo Borja (2014), o *déficit* em abastecimento de água no País é maior entre os municípios menores e pequenas localidades. Nessa perspectiva, tratamentos descentralizados surgem como uma opção viável para pequenas e isoladas comunidades sem infraestrutura de saneamento e com pouco recurso a ser investido. Uma série de tecnologias descentralizadas pode ser aplicada para o

tratamento de esgoto, como fossas sépticas, filtros biológicos e alagados construídos (OLIVEIRA JR, 2013).

### **3.1.1. Padrões de Lançamento de Efluentes**

A Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA nº 357 de 17 de março de 2005 dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, assim como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes (CONAMA, 2005). Esta foi em parte revogada e complementada pela Resolução CONAMA nº 430 de 13 de maio de 2011 (CONAMA, 2011).

Segundo a CONAMA nº 357/2005, os corpos d'água podem ser classificados de acordo com a salinidade em três grupos: doce, salobra ou salina. Os corpos hídricos doces podem ainda ser subdivididos em classes, variando de especial a nível IV, de acordo com a destinação e a qualidade da água.

Corpos da classe especial são aqueles cujas águas são destinadas ao abastecimento para consumo humano (após desinfecção) e à preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas. Já as águas de classe I, são aquelas destinadas ao abastecimento público pós-tratamento simplificado, à irrigação de hortaliças e à recreação de contato primário. Águas de classe II só podem ser destinadas ao consumo humano após passarem por tratamento convencional, mas podem ser destinadas à aquicultura e à atividade de pesca também. Corpos d'água classificados em classe III são aqueles cujas águas podem ser destinadas ao consumo apenas se passarem por tratamento convencional ou avançado. Também podem ser destinadas à irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras. Os corpos de classe IV só podem ser destinados à navegação e à harmonia paisagística. A resolução nº 357/2005 ainda estabelece alguns parâmetros de qualidade das águas de cada uma das classes (CONAMA, 2005).

No que concerne ao lançamento de efluentes provenientes de estações de tratamento de esgotos, a Resolução CONAMA nº 430/2011 estabelece alguns critérios, sendo alguns destacados a seguir (CONAMA, 2011):

- pH entre 7 e 9;
- Temperatura inferior a 40°C, sendo que a variação de temperatura do corpo receptor não deverá exceder a 3°C no limite da zona de mistura;
- Materiais sedimentáveis até 1 mL L<sup>-1</sup> em teste de 1 hora em cone Inhoff (com exceção de ambientes aquáticos com velocidade circular praticamente nula; neste caso, os materiais sedimentáveis deverão estar virtualmente ausentes);
- Substâncias solúveis em hexano (óleos e graxas) até 100 mg L<sup>-1</sup>;
- Ausência de materiais flutuantes.

O artigo 21 da Resolução nº 430/2011 ainda define a concentração máxima de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO<sub>5,20</sub>) como sendo 120 mg L<sup>-1</sup> para o lançamento de efluentes provenientes de estação de tratamento de esgotos sanitários, sendo que esse limite só poderá ser excedido no caso de efluente com eficiência de remoção mínima de 60% de DBO<sub>5,20</sub>, ou mediante estudo de autodepuração.

Não há restrições para o lançamento de fósforo segundo a CONAMA nº 430/2011, porém, a Resolução define que o órgão ambiental competente poderá estabelecer padrões específicos no caso de lançamento de efluentes em corpos receptores com registro histórico de floração de cianobactérias, em trechos onde ocorra a captação para abastecimento público (CONAMA, 2011). Em relação ao nitrogênio amoniacal total, a resolução não exige padrão para o lançamento: segundo Paganini e Bocchiglieri (2011), caso houvesse a limitação de nitrogênio amoniacal, esta acarretaria na necessidade de implantação generalizada de tratamento terciário.

Embora essa Resolução nº 430/2011 possa ser considerada branda, em seu artigo 5º ela estabelece que os efluentes a serem destinados ao corpo receptor não poderão conferir a este qualidade em desacordo com as metas obrigatórias progressivas, intermediárias e finais do seu enquadramento, ou seja, a legislação não obriga o controle desses parâmetros, mas é rígida em relação aos efeitos que o lançamento de um efluente comprometido pode proporcionar ao seu corpo receptor (POÇAS, 2015).

### 3.1.2. Sistemas Centralizados de Tratamento de Esgotos

Os sistemas centralizados, também ditos convencionais, são aqueles implantados longe do local onde o esgoto é gerado, porém próximo ao local de descarte (corpo hídrico), envolvendo as etapas de coleta e transporte por meio de tubulações com grandes extensões e, em muitos casos, necessidade de estações elevatórias para bombear o esgoto gerado até a Estação de Tratamento de Efluente (ETE) central, onde será tratado e, posteriormente, destinado aos corpos d'água. Embora esses sistemas consigam tratar grandes volumes de águas residuárias, o custo demandado para construção, operação e manutenção é alto (MASSOUD *et al.*, 2009). Segundo Libralato, Ghirardini e Avezzù (2012), cerca de 80 a 90% dos custos para implantação de sistemas centralizados estão relacionados com a rede coletora, muito embora a operação e a manutenção sejam onerosas.

Em relação ao tratamento de esgotos, as ETEs podem abranger diferentes níveis, denominados tecnicamente de tratamento preliminar, primário, secundário e terciário (METCALF & EDDY, 2015).

Segundo Von Sperling (2017), o tratamento preliminar é destinado à remoção de sólidos grosseiros e areia, que são constituintes capazes de causar problemas de manutenção e operação nas demais etapas de tratamento, sendo um exemplo de aplicação desse nível de tratamento o gradeamento e a caixa de areia.

O tratamento primário destina-se, principalmente, à remoção dos sólidos suspensos presentes nas águas residuárias. A remoção dessa matéria se dá por processos simples como a sedimentação, implicando na redução da carga de  $DBO_{5,20}$  que será conduzida ao tratamento secundário (TREIN, 2015).

O tratamento secundário contempla a remoção de matéria orgânica dissolvida, a qual não é removida por processos físicos das etapas anteriores, e a matéria orgânica em suspensão, cujos sólidos tem uma sedimentabilidade mais lenta e acabam persistindo na massa líquida proveniente do tratamento primário (VON SPERLING, 2017). Ainda segundo Von Sperling (2017), os tratamentos secundários incluem lagoas de estabilização, processos de disposição sobre o solo, sistemas alagados construídos (*wetlands*), reatores anaeróbios, lodos ativados e reatores aeróbios com biofilmes.

Por fim, há ainda o tratamento terciário, também denominado tratamento avançado, cujo objetivo é o polimento do esgoto, sendo indicado para a remoção de

sólidos suspensos residuais, compostos recalcitrantes, nutrientes e/ou agentes patogênicos. Os métodos empregados no tratamento avançado são específicos para cada situação. O tratamento terciário é de extrema importância quando se visa à reutilização da água tratada (WEBER, 2015).

De maneira geral, no Brasil, a maioria das ETEs alcança apenas o nível de tratamento secundário, ou seja, o efluente lançado no corpo receptor ainda possui grandes quantidades de nitrogênio (N) e fósforo (P), podendo levar a um desequilíbrio nos corpos hídricos, provocando a aceleração do fenômeno denominado eutrofização (TREIN, 2015).

Embora os sistemas centralizados tenham beneficiado a população e o ambiente durante muitos anos, atualmente essas estações de tratamento não têm sido capazes de acompanhar o desenvolvimento e o crescimento das cidades, bem como o aumento do consumo de água por habitante, o que tem levado a uma geração de esgoto muito maior do que tais sistemas conseguem tratar, visto que atualmente não existem tantos locais para implantação dos tratamentos convencionais. Como resultado, o desenvolvimento urbano tem levado à contaminação dos ambientes aquáticos, principalmente pelo lançamento dos esgotos sem tratamento prévio nos rios e danos à saúde pública.

Segundo Trein (2015), apesar dos amplos benefícios que os sistemas centralizados trouxeram para as cidades, eles também acarretaram em problemas físicos e financeiros. Ademais, tais sistemas não podem ser considerados sustentáveis, visto que demandam muita energia, requerem equipamentos sofisticados e tem elevado potencial poluidor.

Considerando esses aspectos, a Política Nacional de Saneamento (Lei nº11445/07) tem apontado a necessidade de descentralização dos sistemas de tratamento de esgoto, sendo este um de seus eixos centrais, que atende ao princípio da participação e possibilita uma maior aproximação da universalização do saneamento (BRASIL, 2018). Além disso, a abordagem descentralizada de tratamento de esgoto permite um desenvolvimento urbano aliado à sustentabilidade, bem como a implantação de tecnologias que sejam capazes de atingir níveis avançados de tratamento, melhorando a qualidade dos efluentes a serem destinados a seus corpos receptores.

### **3.1.3. Sistemas Descentralizados de Tratamento de Esgotos**

Os sistemas descentralizados, também denominados sistemas alternativos, consistem na coleta, transporte, tratamento de pequenos volumes de efluentes e descarte/reutilização no local ou próximo do ponto de geração, sendo indicado para atender, principalmente, locais onde ainda não há rede coletora de esgotos, especialmente em áreas periféricas, rurais e de baixa densidade populacional, associando, ainda, às características socioeconômicas e culturais (TREIN, 2015). Destaca-se ainda que os sistemas descentralizados favorecem o reuso local de água e possuem a vantagem de serem sistemas adaptáveis, ou seja, que permitem a utilização nas mais variadas escalas (SUBTIL; SANCHEZ; CAVALHERO, 2016).

Nessa perspectiva, uma série de tecnologias descentralizadas pode ser aplicada para o tratamento de esgoto. Conforme Oliveira Jr. (2013), tais sistemas têm sido cada vez mais reconhecidos como potenciais para a contribuição com o aumento de acesso a água potável para a população, melhoria na eficiência de tratamento de esgotos e recuperação de águas residuárias tratadas para possível reutilização.

Segundo Libralato, Ghirardini e Avezzú (2012), a descentralização aumenta as chances de alcançar a redução da proporção da população sem acesso a água potável e ao saneamento básico, o que se enquadra como um dos objetivos de Desenvolvimento do Milênio das Nações Unidas, garantindo a sustentabilidade ambiental (ONU, 2010).

Dentre as várias opções de sistemas alternativos, os sistemas alagados construídos (SACs) são aplicáveis, principalmente, a níveis secundário e terciário de tratamento de diferentes tipos de efluentes, como domésticos, agrícolas entre outros (MACHADO *et al.*, 2017). Os sistemas alternativos de tratamento de esgotos possuem a vantagem de serem financeiramente econômicos e ambientalmente responsáveis (TREIN, 2015).

### **3.2. Sistemas Alagados Construídos (SACs)**

Segundo Vymazal (2011b), os sistemas alagados construídos (SACs) têm sido usados como uma alternativa às tecnologias convencionais e aplicados no tratamento de diferentes tipos de águas residuárias desde 1950, dada as inúmeras

vantagens que esses sistemas apresentam como baixo custo de implantação, facilidade de operação e manutenção, além de ser uma ferramenta sustentável, embora sua principal desvantagem seja a necessidade de grandes áreas para tratamento de grandes volumes de esgotos (SANTOS *et al.*, 2016).

No Brasil, os estudos relativos a essa ecotecnologia se iniciaram em meados de 1980, intensificando-se a partir do ano 2000 (SEZERINO *et al.*, 2015). As experiências brasileiras têm sido bastante diversificadas, com aplicações ao longo de todo o território nacional de sistemas de alagados construídos de variadas configurações para o tratamento de diversos tipos de águas residuárias, variando também os materiais filtrantes e as macrófitas empregadas. Conforme Sezerino *et al.* (2015), não é possível observar ainda, no Brasil, uma tendência à padronização de uso desses sistemas, tampouco de nomenclatura, sendo possível encontrar na literatura diversas denominações, tais como: zona de raízes, filtros plantados com macrófitas, sistemas de *wetlands* construídos, leitos cultivados, banhados construídos, biofiltros com macrófitas entre outros.

Os alagados construídos são comumente dimensionados tendo a remoção de matéria orgânica carbonácea (expressa por  $DBO_{5,20}$ ) como critério de projeto, não sendo frequente a consideração da remoção de nutrientes para o dimensionamento, embora possa se destacar na literatura a ampla faixa de remoção de nitrogênio e fósforo em algumas configurações de sistemas alagados construídos, podendo atingir níveis de remoção superiores a 90% (ROZARI; GREENWAY; EL HANANDEH, 2016).

### **3.2.1. Classificação dos SACs**

Segundo Chen *et al.* (2017), os SACs convencionais podem ser classificados de acordo com o tipo de fluxo da água (Figura 2), podendo ser divididos em dois grandes grupos: fluxo superficial (SACFS) e fluxo subsuperficial (SACFSS). Alagados construídos de fluxo superficial (SACFS) são aqueles que apresentam a superfície da água exposta. Segundo Mello (2016), estes sistemas são mais rasos e não possuem materiais filtrantes, o que promove uma melhor oxigenação do SAC, resultando em um ambiente aeróbio e que tende a condições anóxicas em direção ao fundo do sistema. Estes são mais indicados para a remoção de contaminantes orgânicos, onde a depuração da matéria orgânica, nitrificação e desnitrificação são

realizadas por microrganismos e o oxigênio exigido é suprido pelas macrófitas e pela troca gasosa com a atmosfera (VYMAZAL, 2011a; POÇAS, 2015; MELLO, 2016).

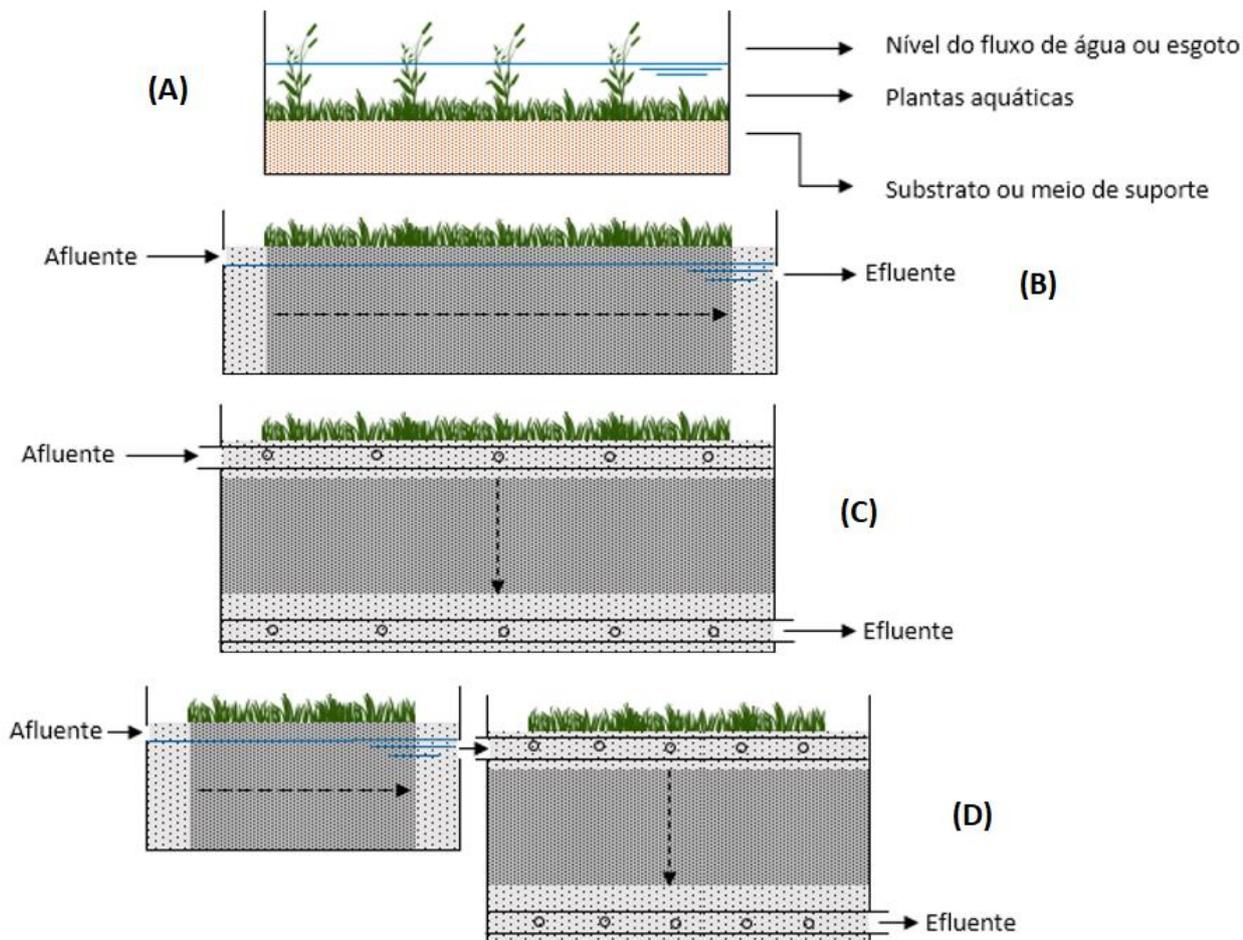
Já nos SACFSS, não há uma coluna d'água sobre a superfície e o fluxo pode ser dividido em subsuperficial horizontal (SACFSSH) e vertical (SACFSSV), dependendo da direção do fluxo de água através dos poros do material suporte presente (geralmente brita ou areia), onde as raízes das plantas se desenvolvem (POÇAS, 2015). Nesses sistemas, o processo de depuração e transformação dos poluentes existentes nos efluentes ocorre, principalmente, devido à formação de biofilme aderido ao material filtrante e às raízes das plantas (PIO; ANTONY; SANTANA, 2013).

Em SACs de fluxo subsuperficial horizontal, o afluente adentra o sistema pela zona de entrada e percola lentamente pelos interstícios do material filtrante, através de um curso horizontal, sendo coletado na zona de saída. Próximo às raízes e rizomas das plantas, tem-se a zona aeróbia do sistema, que permitem a transferência de oxigênio para o meio. Tais sistemas são comumente usados em fluxo contínuo e capazes de remover, principalmente, sólidos suspensos, matéria orgânica e organismos patogênicos, além de potencializar o processo de desnitrificação (VYMAZAL, 2011b; MACHADO *et al.*, 2017).

A diferença dos alagados construídos de fluxo horizontal (SACFSSH) para os de fluxo vertical (SACFSSV) é o escoamento do efluente no meio, cujo curso vertical tem sua entrada na superfície do sistema e sua saída na parte mais inferior do leito. Desta forma, os SACFSSV apresentam como vantagem o aumento da capacidade de transferência de oxigênio para o interior do leito, o que favorece principalmente o processo de nitrificação (MACHADO *et al.*, 2017; SANCHEZ, 2017).

Existem, ainda, os sistemas híbridos ou combinados (SACH), que associam sistemas de fluxo horizontal e vertical, buscando potencializar a eficiência no tratamento do efluente, aliando as vantagens de ambos os fluxos (SANCHEZ, 2017).

**Figura 2** – Classificação de alagados construídos quanto ao fluxo da água. A – Fluxo Superficial (SACFS); B – Fluxo Subsuperficial Horizontal (SACFSSH); C – Fluxo Subsuperficial Vertical (SACFSSV); D – Sistema Alagado Construído Híbrido (SACH).



Fonte: Adaptado de SANCHEZ (2017)

### 3.2.2. Elementos Atuantes nos SACs

#### 3.2.2.1. Material Suporte

De acordo com Wu *et al.* (2015), o material suporte utilizado em alagados construídos - também denominado meio suporte ou material filtrante - é responsável por fornecer o meio de cultivo adequado e suporte para o enraizamento das plantas, além de permitir escoamento do efluente e promover a filtração no decorrer do processo de tratamento das águas residuárias. O material suporte também tem o importante papel de promover a adsorção de vários poluentes, como por exemplo, o fósforo (JU *et al.*, 2014).

Os principais processos que estão diretamente ligados ao material suporte são: filtração, adsorção, retrogradação do fósforo e degradação microbológica, o

que torna fundamental o conhecimento das características do meio suporte a ser empregado no sistema como, por exemplo, a permeabilidade hidráulica: propriedade que o meio apresenta de permitir o escoamento da água através dele, além de influenciar na capacidade de troca iônica e na atividade microbológica (LOHMANN, 2011). De acordo com essas características, constata-se a importância da seleção adequada do material filtrante para uso nos SACs (WU *et al.*, 2015). Segundo Sezerino *et al.* (2015), cerca de 60% das experiências brasileiras de alagados construídos utilizam brita como meio suporte e 40% utilizam areia, mas existem ainda trabalhos que utilizam cascalho, conchas, zeólitas entre outros (BRUCH *et al.*, 2011; BAVANDPOUR *et al.*, 2018; BIRKIGT *et al.*, 2018) .

Em termos de remoção de nitrogênio, Mendonça, Ribeiro e Nogueira (2017) constataram em seu trabalho com SACs de fluxo horizontal, com variações de composição do material suporte, que somente a brita (sem a presença de macrófita no leito) é capaz de remover 30% de Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK). A remoção dos compostos nitrogenados no leito sem vegetação pode ser atribuída à imobilização do nitrogênio orgânico junto ao biofilme e à oxidação da amônia.

O material filtrante também tem fundamental relevância na retenção de fósforo, geralmente na ordem de 90% via adsorção do íon fosfato ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) ao meio suporte, principalmente quando o sistema é operado em regime hidráulico de fluxo pistonado (MARONEZE *et al.*, 2014). Jamchaturapatr *et al.* (2007) obtiveram até 99% de remoção de fósforo total em SACs utilizando macrófitas e 78% em SACs utilizando apenas meio suporte (sistema controle). No entanto, essa adsorção é altamente dependente do tipo de material suporte utilizado e de sua capacidade adsorvente.

### **3.2.2.2. Macrófitas Aquáticas**

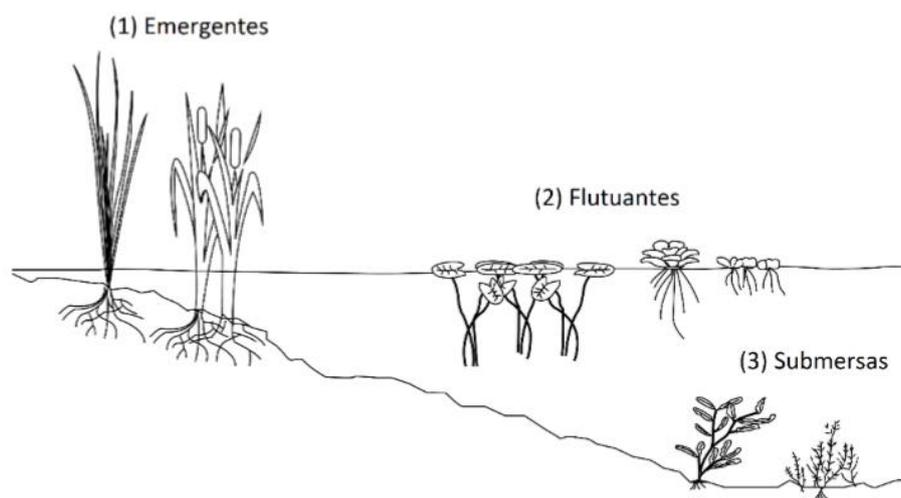
As plantas nos sistemas alagados construídos também participam dos processos de tratamento das águas residuárias, pois, além de possuírem a habilidade de transferir oxigênio da atmosfera para o meio, facilitando os processos de degradação aeróbia, também acumulam metais pesados e nutrientes, removendo-os do meio (BONNER *et al.*, 2017).

A escolha da espécie de macrófita aquática é um aspecto particularmente importante no desenvolvimento de um sistema de alagado construído (LETO *et al.*,

2013). Para tanto, o ideal é que elas possuam um conjunto de características para contribuir positivamente no desempenho das SACs, como o rápido crescimento, a alta capacidade de assimilação e de estoque de nutrientes na biomassa, tolerância às características físicas e químicas do efluente e resiliência às condições climáticas locais (WU *et al.*, 2015).

As macrófitas aquáticas utilizadas em sistemas alagados construídos podem ser classificadas em três principais grupos: emergentes, submersas ou flutuantes (Figura 3).

**Figura 3** – Tipos de macrófitas aquáticas tipicamente utilizadas em sistemas de alagados construídos.



Fonte: SANCHEZ (2017)

As macrófitas aquáticas submersas (3) são aquelas que ficam enraizadas no substrato, totalmente submersas na água, podendo ou não possuir folhas flutuantes. Tais plantas podem ser encontradas em diversas profundidades, desde que estejam dentro da zona fótica. Já as macrófitas flutuantes (2), são plantas livres, que possuem raízes suspensas (não são enraizadas no substrato) e se movem conforme a corrente de água. Por fim, as macrófitas aquáticas emergentes (1) são aquelas que ficam enraizadas ao substrato e possuem caules e folhas aéreas (que permanecem fora da água). As plantas pertencentes a esse grupo são as mais comumente encontradas em estudos utilizando alagados construídos (USEPA, 2000; VYMAZAL e KROPFLOVÁ, 2008), em virtude de sua capacidade de absorção de nutrientes e por estarem adaptadas a lugares úmidos com carga orgânica elevada (REDDY; DELAUNE, 2008).

Mais de 150 espécies de macrófitas já foram avaliadas em SACs, dentre elas, plantas emergentes, submersas e flutuantes. No entanto, somente uma pequena parte é frequentemente implementada em SACs (WU *et al.*, 2014). Segundo Vymazal (2013), as espécies de macrófitas emergentes mais utilizadas são *Phragmites* spp., *Typha* spp., *Scirpus* spp., *Iris* spp., *Juncus* spp. e *Eleocharis* spp., mas isso varia de acordo com as condições climáticas do local de implantação, tipo de efluente a ser tratado e poluente de interesse a ser removido.

Alguns estresses ambientais podem causar danos diretos às plantas utilizadas nos SACs, por exemplo, a eutrofização pode inibir o crescimento da planta e quantidades excessivas de amônia causam danos fisiológicos, resultando na redução de assimilação de nutrientes pela vegetação (XU *et al.*, 2010).

Muitos são os sistemas que utilizam *Typha* sp. e *Eleocharis* sp. no Brasil, sendo aproximadamente 60% dos trabalhos com *Typha* sp. e 15% com *Eleocharis* sp. (SEZERINO *et al.*, 2015).

A contribuição das macrófitas em termos de remoção de nitrogênio (N) e fósforo (P) tem sido considerada elevada na maioria dos estudos: cerca de 15-80% N e 24-80% P (ZHAO; ZHU; TONG, 2009; MARTIN *et al.*, 2013; WU *et al.*, 2015). Entretanto, muitos autores também encontram remoções mais baixas, na ordem de 14-52% N e 10-34% P sob condições análogas de operação (O'LUANAIGH *et al.*, 2010; WU *et al.*, 2015; MELLO, 2016).

Matos, Brasil e Monaco (2013) obtiveram remoções médias de fósforo total na faixa de 31 – 48% e de nitrogênio total, de 26 – 57%, utilizando um SACFSSH com brita como meio suporte, a macrófita aquática *Typha* sp (Taboa) e TDH entre 2 e 4 dias. Já Shuib *et al.* (2011), também com um SACFSSH, obtiveram uma remoção média de nitrogênio total de 96% e nenhuma remoção significativa de fósforo total, com TDH de 4 dias e utilizando zeólitas como material filtrante e as macrófitas *Phragmites australis* e *Scirpus maritimus* no leito.

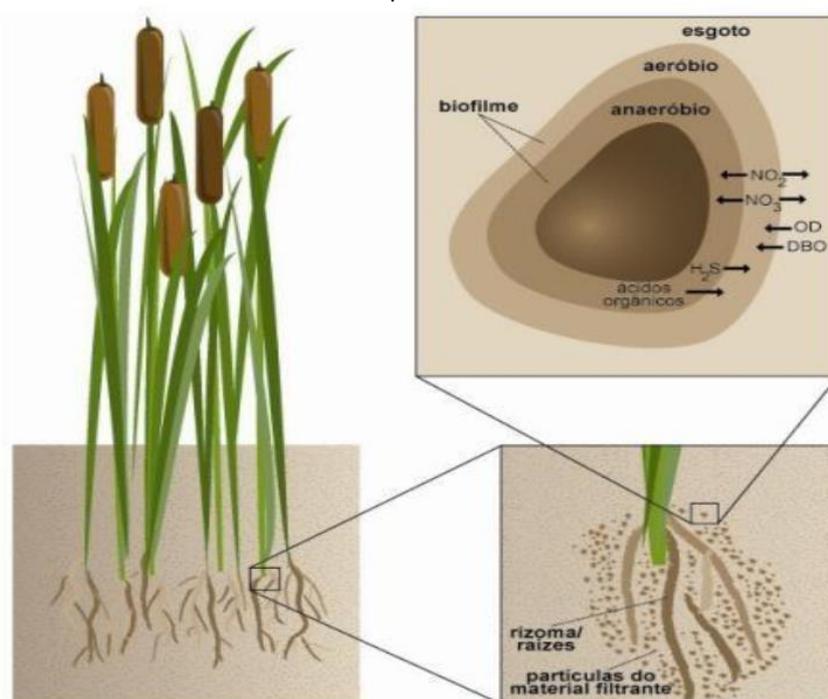
### **3.2.2.3. Microrganismos**

Os microrganismos encontrados nos SACs podem estar presentes tanto no afluente quanto aderidos ao material suporte e à rizosfera das plantas. Ao longo do tempo, esses organismos formarão o biofilme, no qual ocorrerá a degradação da matéria orgânica (PELLISSARI, 2013). As águas residuárias percolam pelo SAC e

entram em contato com a população microbiana aderida, promovendo o contato entre os microrganismos e a matéria orgânica (JESUS; WINKLER, 2015). A matéria orgânica presente no esgoto será degradada pelos microrganismos presentes no biofilme sobre o meio filtrante (Figura 4). Enquanto esses organismos crescem, a camada biológica aumenta sua espessura e o oxigênio disponível é consumido antes que possa penetrar em maior profundidade, formando assim um ambiente anaeróbio perto da interface com o meio suporte (OLIJNYK, 2008; POÇAS, 2015).

Dentre os grupos de microrganismos encontrados nesses sistemas, as bactérias são as mais representativas, sendo responsáveis pelos processos de nitrificação, desnitrificação e decomposição da matéria orgânica (POÇAS, 2015).

**Figura 4** – Representação esquemática da formação do biofilme na zona de raízes das macrófitas aquáticas.



Fonte: VALENTIM, 2003

### 3.2.3. Mecanismos de Remoção de Poluentes em SACs

Nos SACs, as macrófitas, o biofilme e o material filtrante são os responsáveis pela conversão/degradação/remoção dos poluentes presentes no afluente por meio de processos físicos, químicos e biológicos (MELLO, 2016).

Os mecanismos de remoção predominantes de alguns poluentes nos SACs estão descritos na Tabela 1 e serão detalhados a seguir.

**Tabela 1** – Mecanismos predominantes de remoção e transformação de poluentes em alagados construídos.

CONSTITUINTES DO EFLUENTE	MECANISMOS DE REMOÇÃO
Nitrogênio	Amonificação, Nitrificação, Desnitrificação, Adsorção, Volatilização da amônia e Absorção pelas plantas
Fósforo	Adsorção e Absorção pelas plantas
Matéria Orgânica	Decomposição Microbiana – aeróbia e anaeróbia
Sólidos Suspensos	Sedimentação e Filtração

Fonte: Adaptado de Mello (2016)

### 3.2.3.1. Remoção de matéria orgânica

A matéria orgânica carbonácea é geralmente quantificada em termos de Demanda Bioquímica de Oxigênio ( $DBO_{5,20}$ ) e Demanda Química de Oxigênio (DQO). Nos SACs, a matéria orgânica é removida do efluente através de mecanismos físicos (sedimentação e filtração) e bioquímicos (degradação microbológica e absorção pelas plantas). A matéria orgânica particulada tende a sedimentar no sistema, sendo retida no meio suporte, onde será hidrolisada, gerando compostos solúveis, além de também poder ser biodegradada pelo biofilme aderido à superfície. A fração solúvel sofrerá degradação microbológica aeróbia, anaeróbia e/ou absorção pelas raízes das macrófitas (CELIS, 2015; SILVA; BERNARDES; RAMOS, 2015).

A maior parte da matéria orgânica carbonácea presente nos esgotos é degradada aerobiamente por microrganismos, principalmente bactérias, que estão aderidas ao meio suporte e às raízes das macrófitas. A degradação anaeróbia é reportada em sistemas saturados de água/efluente, como é o caso dos sistemas alagados construídos de fluxo subsuperficial horizontal (SACFSSH), sendo nestes casos, a principal forma de degradação (CELIS, 2015).

Muitos estudos têm encontrado remoções médias de DBO e DQO em SACs acima de 70,0 %, chegando a atingir 99,0% dependendo da configuração e operação do sistema (FIA *et al.*, 2012; TUNÇSIPER *et al.*, 2015; SANTOS, *et al.*, 2016; MENDONÇA; RIBEIRO; NOGUEIRA, 2017).

### 3.2.3.2. Remoção e transformação de Nitrogênio

Nos efluentes domésticos, a concentração de nitrogênio tipicamente encontra-se na faixa de  $\text{mg L}^{-1}$  e é proveniente, principalmente, das proteínas contidas nos alimentos e nos produtos da degradação excretados na forma de ureia (CELIS, 2015).

Em meio aquoso, o nitrogênio pode ser encontrado principalmente nas formas de nitrogênio orgânico (N-Org), amônia livre ( $\text{NH}_3$ ), íon amônio ( $\text{NH}_4^+$ ), nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ) e nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ), tanto na forma dissolvida, quanto na fração particulada do efluente (LOURO, 2011).

A remoção de nitrogênio em SACs ocorre por meio de processos físico-químicos e biológicos como, por exemplo, absorção pelas plantas, amonificação, volatilização, adsorção pelo material suporte, nitrificação, desnitrificação e Anammox (Figura 5). Dentre todos os mecanismos de remoção de nitrogênio, a amonificação, seguida pelos processos de nitrificação e desnitrificação são considerados os mais importantes em SACs (MESQUITA *et al.*, 2017). Segundo Mello (2016), tais processos são responsáveis pela retenção, transformação e eliminação das formas nitrogenadas nesses sistemas.

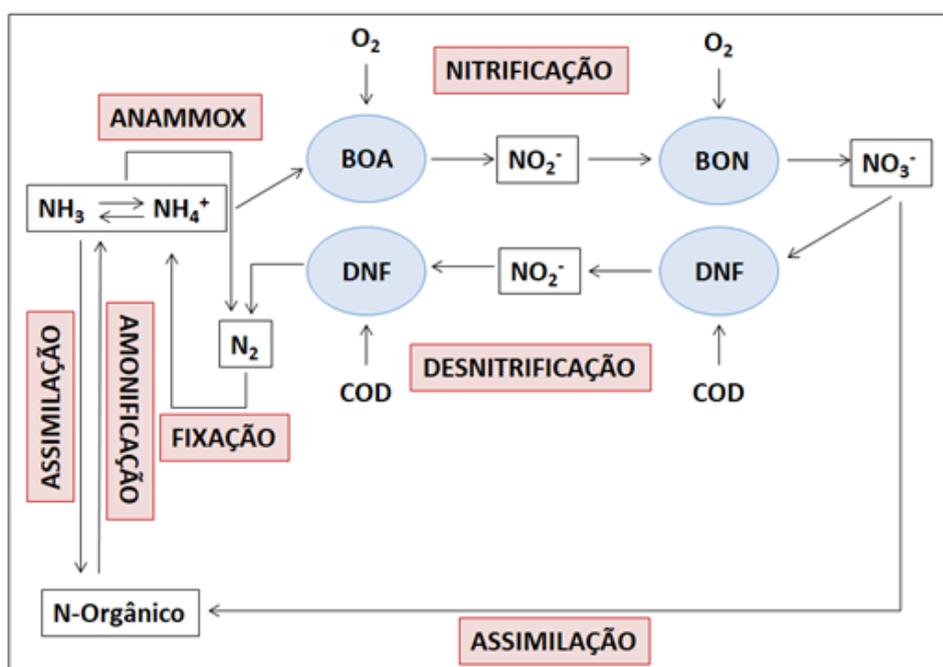
A amonificação é um processo onde o nitrogênio orgânico é transformado em inorgânico, principalmente nitrogênio amoniacal, por ação de bactérias durante a degradação da matéria orgânica, sendo um processo mais rápido em zonas aeróbias (VAN HAANDEL; KATO; VON SPERLING, 2009). A amonificação é dependente de pH, temperatura, razão carbono/nitrogênio (C/N) residual e da disponibilidade de nutrientes no sistema. Segundo Sezerino (2006), a faixa de pH favorável para a ocorrência da amonificação está entre 6,5 e 8,5 e a temperatura ótima se encontra entre 40 e 60 °C. Já em relação a razão C/N, Zoppas, Bernardes e Meneguzzi (2016) relatam que relações inferiores a 2,5 não possibilitam uma desnitrificação satisfatória, necessitando, portanto, de fonte externa de carbono. Todavia, com um relação superior a 4, a taxa de desnitrificação pode ser incrementada entre 1,5 e 1,7.

A nitrificação é o processo onde ocorre a oxidação da amônia a nitrato, sob condições aeróbias, mediada basicamente por dois gêneros de microrganismos: *Nitrosomona* e *Nitrobacter* (MELLO, 2016). As bactérias do gênero *Nitrosomona*, também denominadas bactérias oxidadoras de amônia (BOA), são responsáveis por

converter a amônia a nitrito e as do gênero *Nitrobacter*, designadas como bactérias oxidadoras de nitrito (BON), convertem o nitrito a nitrato. Ainda segundo Mello (2016), esse processo é influenciado por parâmetros como temperatura, pH, fonte de carbono inorgânico, população microbiológica, quantidade de oxigênio dissolvido e quantidade de amônia disponível. Cabe destacar, ainda, que as bactérias nitrificantes (BOA e BON) são sensíveis e susceptíveis a grandes concentrações de nitrogênio amoniacal, principalmente porque isso pode causar queda acentuada das concentrações de oxigênio dissolvido (ZOPPAS; BERNARDES; MENEGUZZI, 2016).

A desnitrificação é responsável por reduzir o nitrato a óxido nítrico, óxido nitroso e finalmente, nitrogênio gasoso, sob condições anaeróbias, por bactérias heterotróficas facultativas, conhecidas como desnitrificantes (DNF), tais como as *Pseudomonas* (PELISSARI, 2017). As bactérias desnitrificantes são, segundo Pelissari (2017), menos sensíveis a condições ambientais do que as nitrificantes, entretanto, a presença de carbono biodegradável e a concentração de oxigênio dissolvido no meio são importantes para esse processo e podem até levar a sua inibição.

**Figura 5 –** Transformações das formas nitrogenadas nos SACs.



\*BOA – Bactérias oxidadoras de amônia; BON – Bactérias oxidadoras de nitrito;  $O_2$  – Gás oxigênio;  $N_2$  – gás nitrogênio;  $NH_3$  – Amônia livre;  $NH_4^+$  – Íon Amônio;  $NO_2^-$  – Nitrito;  $NO_3^-$  – Nitrato; DNF – Bactérias desnitrificantes; COD – Carbono orgânico dissolvido.

Fonte: Autora (2018)

Outra transformação – e conseqüentemente remoção de nitrogênio de SACs – se dá via processo Anammox, também denominada oxidação anaeróbia de amônio. Conforme Coasaca (2016), neste processo, as bactérias oxidam amônio utilizando um “atalho” no ciclo do nitrogênio, ocorrendo a conversão de  $\text{NH}_4^+$  diretamente para gás nitrogênio ( $\text{N}_2$ ), sob condições anaeróbias, e utilizando o nitrito como acceptor de elétrons e o  $\text{CO}_2$  como fonte principal de carbono.

O nitrogênio amoniacal pode ainda sofrer volatilização, estando este processo associado ao pH do meio. Em condições de pH abaixo de 7,5, a volatilização é pouco significativa, no entanto, com pH igual ou superior a 9,3, as perdas por volatilização se intensificam, visto que o processo está em equilíbrio e as duas formas químicas (iônica e molecular) estão na razão de 1:1 (PELLISSARI, 2017). Vale salientar que este processo é quase desconsiderado em SACFSS, pois nestes sistemas a amônia livre ( $\text{NH}_3$ ) é minoria em relação ao total de nitrogênio amoniacal presente no meio.

Segundo Celis (2015), as macrófitas aquáticas presentes nos SACs também são capazes de assimilar nitrogênio, principalmente na forma de nitrogênio amoniacal e nitrato, apesar de terem preferência pela forma amoniacal por essa ser mais energética. As plantas utilizam esse nutriente como fonte de crescimento e também para a reprodução. Se considerado que essas macrófitas são altamente produtivas, quantidades consideráveis de nitrogênio podem ser absorvidas, como observado por Vymazal (2005), onde até 10% do total de nutrientes removidos nos SACs podem ser atribuídos às plantas.

Além de todos os mecanismos citados acima, o nitrogênio pode ainda ser imobilizado junto ao biofilme presente nas raízes das plantas e no material suporte. (MENDONÇA; RIBEIRO; NOGUEIRA, 2017). Contudo, a adsorção do nitrogênio no material filtrante não é uma remoção permanente, visto que o mesmo pode ser novamente liberado dependendo das condições do meio, ocorrendo assim a dessorção (PELLISSARI, 2017).

### **3.2.3.3. Retenção e remoção de Fósforo**

Nas águas residuárias, o fósforo total se apresenta na forma de fosfatos orgânicos (origem fisiológica) e inorgânicos (provenientes de detergentes e produtos químicos), sendo que, nos SACs, seus processos de remoção e retenção podem ser

físicos (filtração e sedimentação), químicos (adsorção, complexação e troca iônica) e biológicos (degradação microbiológica e absorção pelas macrófitas) (MELLO, 2016).

Os principais mecanismos de remoção do fósforo são os processos de adsorção, precipitação e absorção, no entanto, segundo Kadlec e Wallace (2009), a adsorção ao material filtrante e a absorção pelas plantas tem capacidade de remoção limitada, pois dependem do estado de saturação destes, sendo que em um primeiro momento, esses processos tendem a ser mais eficientes. Ao longo do tempo, a eficiência de remoção é reduzida devido à saturação dos sítios ativos do meio suporte e da capacidade limite de absorção das plantas. Além disso, a área superficial do meio suporte também é um fator relevante, visto que uma maior área superficial promove maior adsorção (POLLY, 2009).

A composição do meio suporte é de extrema importância com relação ao processo de adsorção, pois os íons fosfato podem ser fixados por íons alumínio, cálcio e ferro. Essa fixação é dependente do pH e potencial redox do sistema (POLLY, 2009). Em pH menor que 6, a precipitação de fosfatos de Fe e Al se torna relevante; para valores maiores que 6, predominantemente ocorre a adsorção do  $\text{PO}_4^{3-}$  com o Fe e Al e a precipitação de cálcio fosfatado solúvel (LOHMANN, 2011).

Além dos processos de adsorção e precipitação citados, as macrófitas aquáticas também removem fósforo do meio assimilando-o em seu tecido, temporariamente, durante o crescimento. Mas se não forem manejadas periodicamente, a maioria dos nutrientes assimilados pelas plantas tende a retornar ao sistema assim que elas entram em decomposição (MELLO, 2016). Uma revisão de Saeed e Sun (2012) indicou que a poda das macrófitas aquáticas também pode melhorar a remoção de nutrientes em SACs, particularmente para sistemas ligeiramente carregados. Brezinová e Vymazal (2015) também encontraram maior remoção de nitrogênio e fósforo pós-manejo das plantas, com cerca de 42 e 43% de melhora, respectivamente.

#### **3.2.4. Considerações sobre os SACs**

Segundo Sezerino *et al.* (2015), diferentes elementos atuantes no processo de tratamento nos SACs como a carga orgânica, taxa de aplicação, regime de alimentação, tempo de detenção hidráulica, composição do material filtrante, configuração do SAC, entre outros, são responsáveis pela grande variabilidade de

dados de dimensionamento e operação encontrados na literatura, devido principalmente ao fato dessas particularidades estarem vinculadas à localidade do estudo e/ou aplicação do SAC, o que dificulta uma análise comparativa e uma tendência de padronização desse tipo de sistema.

A configuração e a operação de um SAC influenciam também em alguns possíveis problemas encontrados nesses sistemas, sendo a colmatação um dos mais comuns (MATOS *et al.*, 2015). Essa obstrução do material filtrante inclui processos relacionados à acumulação de diferentes tipos de sólidos, levando à redução da capacidade de infiltração do efluente.

A colmatação é influenciada pela formação do biofilme, crescimento da biomassa, desenvolvimento das raízes das macrófitas e, principalmente, pela carga de sólidos aplicada. Alguns métodos utilizados para evitar a colmatação, e assim prolongar a vida útil do sistema, segundo Zhao, Zhu e Tong (2009), estão descritos a seguir:

- Aplicação de carga orgânica, e principalmente de sólidos suspensos, apropriada, a fim de evitar o crescimento excessivo do biofilme e acúmulo de partículas;
- Adoção de tratamento físico-químico primário para remoção efetiva dos sólidos contidos nas águas residuárias;
- Adoção de um modo de operação alimentação-reposo apropriado (sistema em operação intermitente);
- Aplicação de descarga de fundo.

Alguns estudos observaram que o funcionamento intermitente de um SAC pode minimizar os efeitos de entupimento no material filtrante (MIRANDA, 2014). Segundo Hua *et al.* (2014), duas são as principais razões para diminuição do processo de colmatação, decorrente do repouso do sistema: diminuição do biofilme, em razão dos microrganismos entrarem em estado endógeno de respiração, e maior oxigenação do sistema, que possibilita a mineralização da matéria orgânica presente. Miranda (2014) verificou que uma oxigenação maior do sistema, como no caso da aeração forçada, pode promover um estímulo para a degradação do material orgânico via ação biológica por bactérias heterotróficas.

### 3.2.5. Importância do TDH nos SACs

Como citado anteriormente, uma das condições operacionais que influenciam diretamente na eficiência de um SAC é o tempo de detenção hidráulica (TDH). O TDH refere-se ao tempo que o efluente é retido no sistema, permitindo que aconteçam as interações físicas, químicas e biológicas na unidade de tratamento (SILVA; VIEIRA, 2012).

O TDH é determinado pelo volume do SAC, pela vazão de operação do sistema e pela porosidade do maciço filtrante, a qual expressa o espaço disponível para o fluxo de água através do meio, das raízes e outros sólidos depositados (GHOSH; GOPAL, 2010; SEZERINO *et al.*, 2015).

Para o cálculo do tempo de detenção hidráulica, utiliza-se a Equação 1 a seguir:

$$t = n \frac{v}{Q} \quad (\text{Equação 1})$$

Onde:

t = Tempo de detenção hidráulica (dias);

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

v = Volume do sistema (m<sup>3</sup>);

Q = Vazão de operação (m<sup>3</sup> d<sup>-1</sup>)

Em relação às eficiências de remoção de alguns poluentes em um SAC, um baixo tempo de detenção hidráulica (1 a 2 dias, por exemplo), promove menores remoções, dado o menor tempo de contato do efluente com o biofilme, acarretando, por exemplo, em uma desnitrificação incompleta (BORTOLI *et al.*, 2012; WU *et al.*, 2015). Segundo Sezerino *et al.* (2015), 54% dos SACs com fluxo subsuperficial horizontal com foco na remoção de matéria orgânica utilizam um TDH entre 1 e 3 dias, mas se o intuito é uma eficiente remoção de nutrientes, esse tempo pode superar os 5 dias, dependendo da configuração e operação do sistema.

Vera *et al.* (2016) observaram que, ao aumentar o tempo de detenção hidráulica em seu SAC de fluxo subsuperficial horizontal desenvolvido para tratar água residual municipal de 3,5 dias para 7 dias, os percentuais de remoção de nitrogênio total e fósforo total aumentaram em cerca de 10%.

Mello (2016) observou em seu estudo com um sistema alagado construído de fluxo superficial que, alterando o TDH de 24 hs para 48 hs e 72 hs, obteve-se remoções de fósforo total de 9%, 23% e 38%, respectivamente. O mesmo ocorreu para o nitrogênio amoniacal, aumentando de 20% para 23% e 47% conforme se aumentou o TDH. Isto pode ser explicado devido ao maior tempo de contato e interação dos nutrientes com o meio e as raízes das plantas, o que promove maior adsorção, transformação e absorção destes em SACs (WU *et al.*, 2013).

Vale salientar que um tempo de detenção hidráulica maior permite que a comunidade microbiana se estabeleça adequadamente e tenha um tempo de contato com o efluente adequado para remover contaminantes (YAN; XU, 2014).

### **3.2.6. SACs de Fluxo Subsuperficial Horizontal (SACFSSH)**

Os SACs de fluxo subsuperficial são sistemas conhecidos como filtros plantados por utilizarem um material suporte, como areia e brita, para fixação das macrófitas aquáticas e a coluna d'água se localizar abaixo da primeira camada dos materiais filtrantes, ou seja, não há exposição do efluente, o que diminui os riscos de proliferação de vetores, além de resultar em menor odor e poder ainda agregar valor estético ao ambiente (MELLO, 2016).

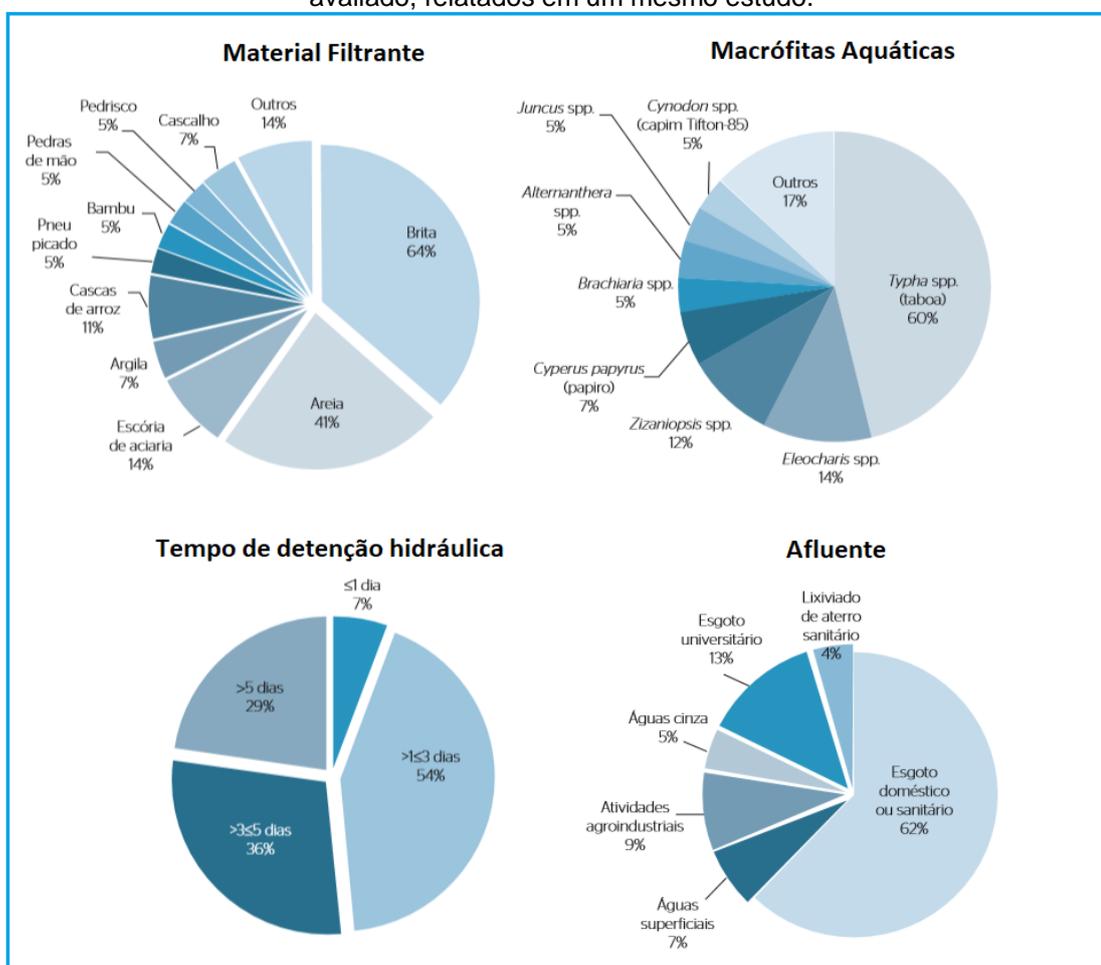
Esses sistemas tem como princípio básico a formação de biofilme no material suporte e nas zonas de raízes das plantas (PIO; ANTONY; SANTANA, 2013). Microrganismos aeróbios e anaeróbios são responsáveis pela depuração da matéria orgânica, nitrificação e desnitrificação, e o oxigênio exigido é suprido pelas macrófitas e pela troca gasosa de ar com a atmosfera (VYMAZAL; ŠVEHLA, 2013). Estas características fizeram com que esses sistemas fossem muito utilizados para remover contaminantes orgânicos principalmente, atuando como um tratamento secundário (VYMAZAL, 2011b).

Em uma revisão de literatura para experiências brasileiras utilizando SACFSSH, Sezerino *et al.* (2015) destacou quais os materiais filtrantes mais utilizados, as macrófitas aquáticas que costumam ser mais estudadas, além de

avaliar os TDH e os afluentes escolhidos por estes trabalhos (Figura 6). Em geral, os sistemas brasileiros de fluxo subsuperficial horizontal são operados com brita como meio suporte, com TDH variando de 1 a 5 dias e utilizando a *Typha* sp. (popularmente conhecida como Taboa) para tratar principalmente esgoto sanitário.

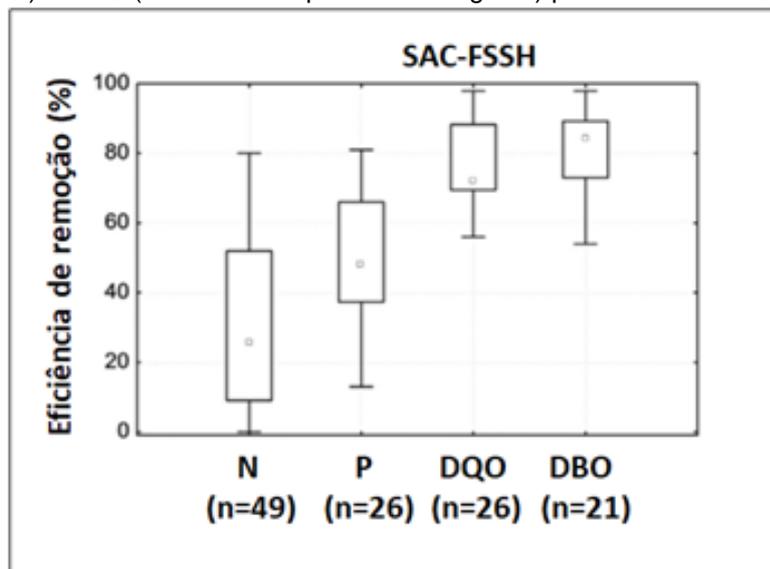
Em relação aos níveis de remoção de poluentes, Machado *et al.* (2017) fizeram uma revisão sobre o estado da arte de alagados construídos no Brasil onde analisaram 39 artigos, entre 1999 e 2015 e constataram que SACFSSH alcançam altas porcentagens de remoção de matéria orgânica em termos de DBO<sub>5,20</sub> (e DQO e uma grande variabilidade em relação às porcentagens de remoção de nutrientes como fósforo e nitrogênio (Figura 7).

**Figura 6** – Tipos de material filtrante, macrófitas aquáticas, TDH e de afluentes de alagados construídos de fluxo horizontal (SACFSSH) de acordo com estudos publicados no Brasil até o ano de 2011. O somatório das porcentagens excede 100% devido à utilização de variantes para o elemento avaliado, relatados em um mesmo estudo.



Fonte: Adaptado de Sezerino *et al.* (2015)

**Figura 7** – Eficiência de remoção (%) para N (nitrogênio), P (fósforo), DQO (demanda química de oxigênio) e DBO (demanda bioquímica de oxigênio) presentes em SAC-FSSH.



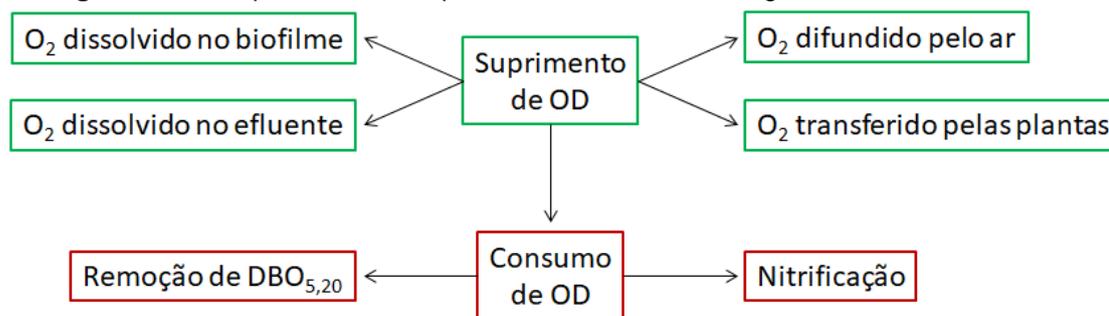
Fonte: Adaptado de Machado *et al.* (2017)

### 3.2.7. Influência do oxigênio dissolvido em SACFSSH

O oxigênio dissolvido (OD) é utilizado em diversos mecanismos nos sistemas alagados construídos, principalmente para oxidação química e biológica da matéria orgânica, respiração microbiana, nitrificação e imobilização do fósforo (DECEZARO, 2016).

Segundo Ilyas e Masih (2017), o suprimento de OD em SACs, sem uma aeração artificial, se dá pela difusão do  $O_2$  atmosférico no meio, transferência de oxigênio pelas raízes das plantas, contido no próprio afluente e também dissolvido no biofilme. Na Figura 8 estão descritas as principais rotas de suprimento e consumo de oxigênio dissolvido em SACs. Entretanto, o aporte de  $O_2$  nos SACFSSH, em geral, é inferior à concentração necessária para os processos de nitrificação e remoção de matéria orgânica, limitando assim a eficiência do sistema (POÇAS, 2015). Ilyas e Masih (2017) relatam, ainda, que é essencial uma concentração acima de  $1,5 \text{ mg L}^{-1}$  de oxigênio dissolvido para que ocorra nitrificação, embora a desnitrificação ocorra abaixo de  $0,5 \text{ mg L}^{-1}$ . Entretanto, alguns autores concluíram que faixas de OD com variação de  $0,3$  a  $1,5 \text{ mg L}^{-1}$  permitem que ocorra nitrificação e desnitrificação simultânea em SACs (BUENO, 2011; HOCAOGLU *et al.*, 2011).

**Figura 8** – Principais rotas de suprimento e consumo de oxigênio dissolvido em SACs.



Fonte: Autora (2018)

De acordo com Ilyas e Masih (2017), diferentes estratégias têm sido aplicadas em todos os tipos de SACs para superar a limitação da transferência de oxigênio, como por exemplo, a recirculação do efluente, aeração artificial e a operação em fluxo intermitente.

O fluxo intermitente envolve a suspensão da alimentação do SAC por determinado tempo para aumentar a entrada de ar no sistema. Essa estratégia de operação permite que ocorra uma maior remoção de matéria orgânica e nutrientes nos alagados construídos, sem aumentar o custo de operação do tratamento, como é o caso da aeração artificial (AUSTIN; NIVALA, 2009).

Segundo Poças (2015), o número de alimentações (aplicações de esgoto) adotadas no sistema é de grande relevância, pois durante cerca de 1,5 horas após cada alimentação não ocorre entrada de oxigênio no sistema via difusão, devido à saturação dos poros do meio suporte pelo efluente.

Existem ainda alguns sistemas alagados construídos que são operados com aeração artificial e recirculação, visando suprir a limitação de oxigênio no sistema e intensificar a degradação dos poluentes. O método de recirculação consiste em coletar parte do efluente e transferi-lo de volta para a entrada do sistema, resultando assim em um aumento da atividade aeróbia microbológica (WU *et al.*, 2015). Para um sistema operado com aeração artificial, faz-se necessário o uso de compressores de ar que irão promover uma melhor oxigenação do sistema e, conseqüentemente, uma maior eficiência de remoção de poluentes. No entanto, ambas as alternativas destacadas acima irão requerer uma demanda elevada de energia elétrica em relação aos SACs convencionais, aumentando assim, o custo operacional do sistema (WU *et al.*, 2015; MELLO, 2016).



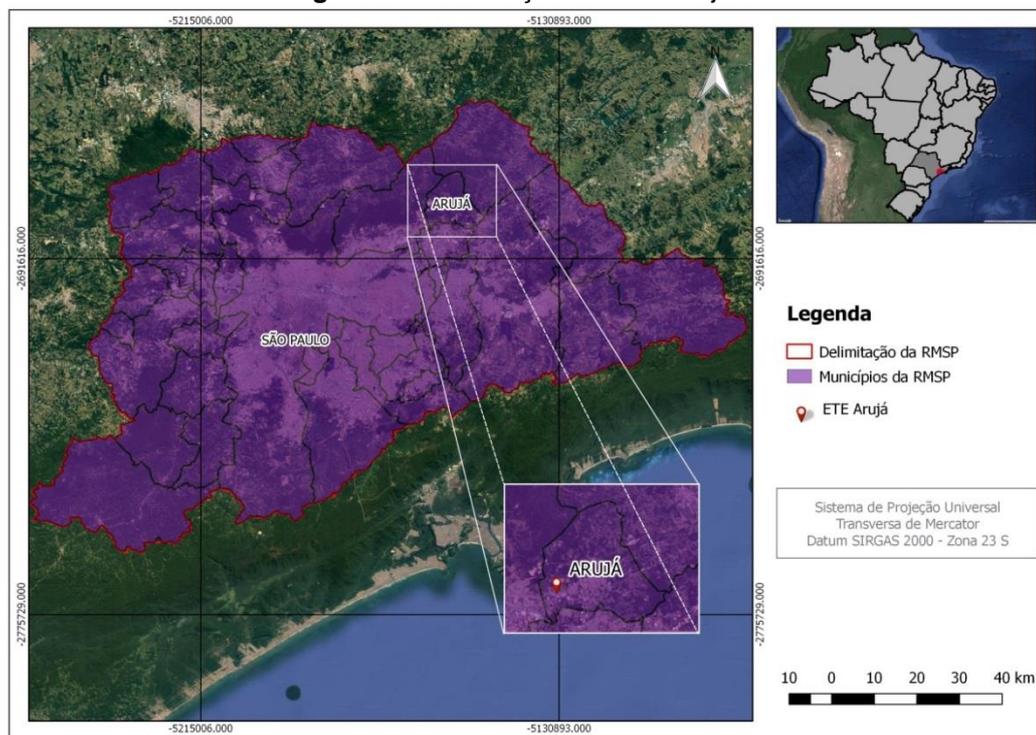
## 4. MATERIAL E MÉTODOS

### 4.1. Local de implementação do sistema

O sistema piloto de tratamento de esgoto sanitário do presente trabalho foi implementado na Estação de Tratamento de Efluentes, ETE - Arujá/SP, sendo parte do projeto *SISTREMAE* 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”, financiado pela FUNASA (Fundação Nacional de Saúde).

A ETE - Arujá/SP, operada pela Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (SABESP), está localizada em uma área de 91.800 m<sup>2</sup>, na margem direita do Rio Baquirivú-Guaçu de Classe 3, (BRASIL, 1977), onde é lançado o efluente final tratado. O Rio Baquirivú-Guaçu tem sua nascente localizada na própria cidade de Arujá e sua foz se dá no Rio Tietê. A Figura 9 apresenta a localização da ETE-Arujá/SP dentro da região metropolitana de São Paulo.

Figura 9 – Localização da ETE-Arujá/SP

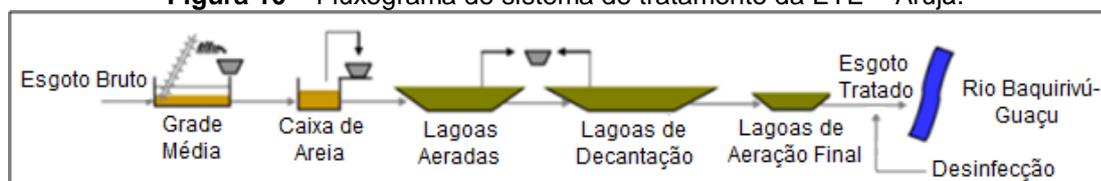


Fonte: SILVA (2018)

Os esgotos afluentes à ETE são provenientes da população local e das pequenas indústrias localizadas na área drenada para a estação, o que confere uma característica de efluente tipicamente sanitário. A ETE-Arujá/SP, em 2007, atendia 61.985 habitantes, cuja vazão média era de  $179,1 \text{ L s}^{-1}$ .

O processo de tratamento empregado na ETE-Arujá consiste em etapas de tratamento preliminar por gradeamento e caixa de areia com raspadores, seguido de tratamento biológico aeróbio através de sistema de lagoas aeradas seguidas de lagoas de decantação, lagoa de aeração final e desinfecção com hipoclorito de sódio, conforme ilustrado na Figura 10.

**Figura 10** – Fluxograma do sistema de tratamento da ETE – Arujá.



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

Na Figura 11 é possível identificar as diferentes etapas de tratamento presentes na estação de tratamento e o local de instalação do sistema sob uma vista aérea do local.

**Figura 11** – Vista aérea da ETE-Arujá/SP, incluindo suas etapas de tratamento e o local de instalação do experimento.



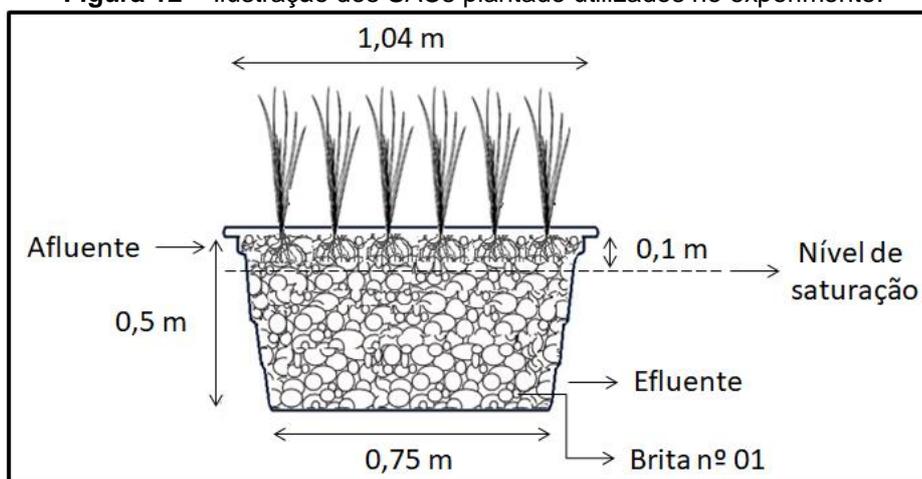
Fonte: SILVA (2018)

## 4.2. Configuração e operação do sistema

O sistema foi montado em uma área de contenção já construída no local, utilizando a macrófita aquática emergente *Eleocharis* sp. (apenas nos SACs plantados) e brita nº 01 (composição majoritária de rocha calcária, granulometria de 9,5 mm a 19 mm e porosidade = 0,5). Para tanto, foram utilizados tanques circulares em PEMD (Polietileno de média densidade) com capacidade para 310 L (Figura 12).

O material suporte foi colocado em todos os tanques a uma altura de 0,5 m visando cobrir o efluente em cerca de 0,1 m. Cada tanque foi alimentado com 250 L de esgoto sanitário proveniente da lagoa de aeração final, pós-desinfecção da ETE utilizando bombas peristálticas (Provitec – AWM 5000) e mangueiras de látex para a propulsão.

**Figura 12** – Ilustração dos SACs plantado utilizados no experimento.



Fonte: Autora (2018)

O experimento foi constituído por duas etapas principais: na primeira, objetivou-se avaliar dois diferentes tempos de detenção hidráulica aplicados ao sistema plantado frente a um sistema controle e, na segunda etapa, o objetivo proposto foi o de avaliar três diferentes TDH sob mesmas condições ambientais e temporais em sistemas plantados. Ambas as etapas estão descritas detalhadamente nas seções 4.3.1. e 4.3.2. a seguir.

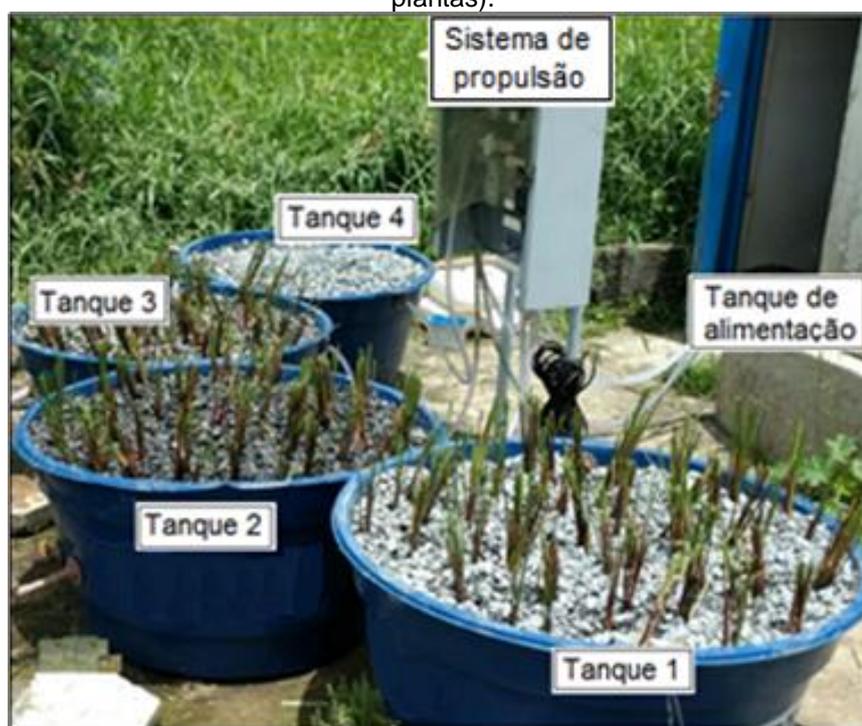
#### 4.2.1. Etapa I – Sistema plantado vs. Sistema controle

Para realização da primeira etapa do trabalho, foi utilizado um sistema composto por 4 tanques circulares em PEMD: um tanque controle (contendo exclusivamente brita) e uma triplicata piloto (contendo brita e a macrófita aquática enraizada na brita), conforme ilustrado na Figura 13.

A operação do sistema teve início em dezembro de 2016, sendo inicialmente operado em fluxo intermitente, com tempo de detenção hidráulica (TDH) de 1 dia e monitorado 2 vezes na semana, durante 7 semanas. Posteriormente, o TDH foi alterado para 2 dias e monitorado semanalmente até junho de 2017, totalizando 13 coletas com TDH = 1 dia e 14 coletas com TDH = 2 dias.

Na Tabela 2 encontram-se as siglas utilizadas para representar cada tanque do sistema nesta etapa, bem como suas respectivas descrições.

**Figura 13** – Fotografia do sistema instalado na ETE-Arujá em Dez/2016 na etapa I. Tanque 1, 2 e 3: Sistema de tratamento com *Eleocharis* sp. (Junco) + brita; Tanque 4: Controle contendo brita (sem plantas).



Fonte: Autora (2018)

**Tabela 2** – Siglas utilizadas na etapa I e suas respectivas descrições.

ETAPA	SIGLA	DESCRIÇÃO
I	T1S	Efluente (saída) do tanque 1 – Brita + Junco
	T2S	Efluente (saída) do tanque 2 – Brita + Junco
	T3S	Efluente (saída) do tanque 3 – Brita + Junco
	T4S	Efluente (saída) do tanque 4 – Brita (controle)

Fonte: Autora (2018)

Os parâmetros de operação utilizados no sistema durante a etapa I estão descritos na Tabela 3.

**Tabela 3** – Parâmetros de operação do sistema piloto de alagados construídos na etapa I.

DURAÇÃO (Semanas)	ÁREA SUPERFICIAL (m <sup>2</sup> )	TDH (Dias)	VAZÃO (L h <sup>-1</sup> )	QUANTIDADE DE PLANTAS (Mudas m <sup>-2</sup> )	TAXA HIDRÁULICA APLICADA (m <sup>3</sup> m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup> )
07	0,85	01	5,2	60	0,147
14	0,85	02	2,6	60	0,074

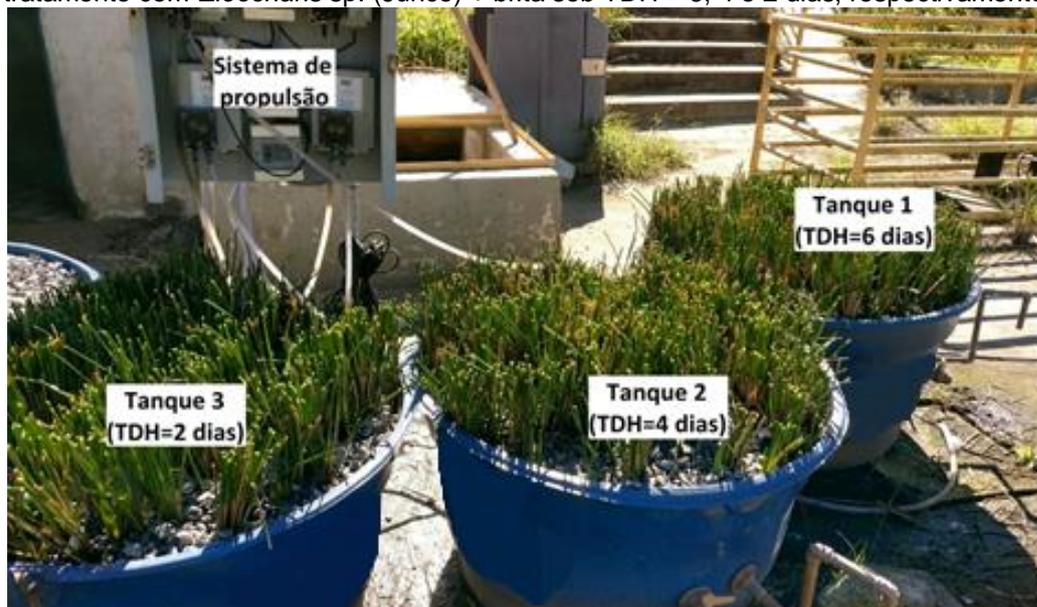
Fonte: Autora (2018)

Vale ressaltar que o TDH de 01 dia foi proposto visando compreender a dinâmica do sistema piloto e as características do afluente, principalmente em termos de sua variabilidade de composição. Devido às altas concentrações de nutrientes na entrada do sistema, e à baixa eficiência durante os primeiros meses de operação, o TDH foi alterado para 2 dias, para avaliar se esse novo período de detenção seria suficiente para resultar em uma maior remoção de nutrientes, considerando a alta concentração de oxigênio dissolvido do afluente. A escolha do novo período foi baseada na literatura, onde cerca de 54% dos trabalhos desenvolvidos no Brasil utilizam TDH entre 1 e 3 dias (SEZERINO *et al.*, 2015).

#### 4.2.2. Etapa II – Sistema plantado em TDH diferentes

Após finalizar a etapa I do experimento no início de junho/2017, o sistema foi adaptado para a etapa II, onde o tanque 4 (controle) foi desativado e os tanques 1, 2 e 3 tiveram seus TDHs alterados para 6, 4 e 2 dias, respectivamente (Figura 14).

**Figura 14** – Fotografia do sistema no início da operação na etapa II. Tanque 1, 2 e 3: Sistema de tratamento com *Eleocharis* sp. (Junco) + brita sob TDH = 6, 4 e 2 dias, respectivamente.



Fonte: Autora (2018)

A segunda etapa de operação do experimento teve duração de 22 semanas, sendo monitorada desde meados de junho até meados de novembro de 2017. As siglas e suas respectivas descrições se localizam na Tabela 4 a seguir.

**Tabela 4** – Siglas utilizadas na etapa II e suas respectivas descrições.

ETAPA	SIGLA	DESCRIÇÃO
II	T1S (6)	Efluente (saída) do tanque 1 – Brita + Junco e 6 dias de TDH
	T2S (4)	Efluente (saída) do tanque 2 – Brita + Junco e 4 dias de TDH
	T3S (2)	Efluente (saída) do tanque 3 – Brita + Junco e 2 dias de TDH

Fonte: Autora (2018)

#### 4.3. Seleção, obtenção e manejo da macrófita *Eleocharis* sp

A *Eleocharis* sp (Figura 15) pertencente à família Cyperaceae, conhecida popularmente como Junco, é uma macrófita aquática enraizada que tem ampla distribuição em todo o mundo, principalmente na América, sendo utilizada como indicadora de ambientes brejosos ou alagadiços (TREVISAN; BOLDRINI, 2008). Possui folhas longas e cilíndricas contendo muitos canais aeríferos e flores pequenas, reunidas em florescências características em forma de espigilha e

apresenta uma das maiores taxas de produtividade primária entre os ecossistemas aquáticos continentais (GIL; BOVE, 2007).

**Figura 15** – Representação da macrófita aquática *Eleocharis* sp. A – Representação artística e B – Fotografia da macrófita cultivada na planta piloto do trabalho



Fonte: UFSCAR, 2015; Autora (2018)

Essa espécie foi escolhida para compor o sistema piloto por ser uma macrófita aquática bem conhecida e utilizada em SACs no Brasil devido às suas características favoráveis como rápido crescimento, adaptação climática e boa remoção de nutrientes, além de resultar em menor quantidade de biomassa gerada quando comparado com a espécie *Typha* sp (MAZZOLA *et al.*, 2005), outra macrófita aquática bastante estudada. Essa menor geração de biomassa torna-se vantajosa a partir do momento que se faz necessário o manejo constante das plantas visando manter a eficiência de remoção de nutrientes, além de gerar um subproduto do sistema em menor quantidade, necessitando assim de menos manutenções recorrentes do mesmo e menor preocupação com a destinação final dessa biomassa (BIUDES; CAMARGO, 2008).

Os exemplares de *Eleocharis* sp. utilizados no experimento eram nativos da área alagada existente dentro da própria ETE. Assim, deu-se preferência a eles, por já estarem adaptados ao clima da região.

As plantas foram retiradas com auxílio de uma vanga com ponta e, posteriormente, foram lavadas para retirada de excesso de terra junto às raízes.

Antes de serem transplantadas para os tanques, foi feita uma padronização do tamanho dos indivíduos, procurando deixá-los com aproximadamente 15 centímetros de altura.

As macrófitas foram plantadas de acordo com a área superficial dos tanques, visando preencher 50% da área dos mesmos com as plantas, como indicado em um estudo (PARTELLI *et al.*, 2014). No total, cerca de 54 plantas foram inseridas em cada um dos três tanques piloto, totalizando 60 mudas m<sup>-2</sup>.

#### **4.4. Coleta e análise de amostras líquidas**

Após 15 dias da montagem do experimento, passou-se a monitorar o sistema na etapa I duas vezes por semana, a fim de acompanhar o desempenho e a variabilidade do afluente no sistema com o TDH de 1 dia.

As coletas do afluente e do efluente foram feitas em recipientes de plástico, previamente descontaminados, acondicionados em caixa térmica com gelo até a chegada ao Laboratório de Análises Ambientais (LAA) da Universidade Federal do ABC (UFABC) para posterior análise. As amostras foram divididas em alíquotas, sendo que algumas análises foram realizadas no mesmo dia da coleta e outras em dias posteriores, sendo essas amostras armazenadas sob refrigeração conforme indicação das metodologias.

As variáveis físico-químicas analisadas na fase líquida do sistema piloto, bem como seus respectivos métodos de análise, encontram-se discriminados na Tabela 5. É importante ressaltar que, para a determinação de Nitrogênio Amoniaco ( $\text{NH}_4^+$ ), Nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ), Nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ) e Ortofosfato ( $\text{PO}_4^{3-}$ ), as amostras foram filtradas em membranas de acetato de celulose (0,45  $\mu\text{m}$  de porosidade), obtendo-se, assim as concentrações dos compostos na fração dissolvida. Essa estratégia foi escolhida em virtude da elevada quantidade de material particulado em suspensão, especialmente nas amostras do afluente, e que poderiam comprometer partes dos equipamentos de análise como colunas, linhas de fluxo ou sistemas de injeção automatizados. No entanto, outras variáveis foram usadas para expressar a fração total das amostras como, por exemplo, o Nitrogênio Total (NT), Fósforo Total (PT), Carbono Orgânico Total (COT) e a Demanda Química de Oxigênio (DQO), sendo esta última uma medida indireta da fração total de matéria orgânica no sistema. Além disso, a maior parte da fração particulada presente na água residuária da ETE-Arujá foi removida

principalmente nas etapas de tratamento anteriores ao sistema piloto ou via processo físico de sedimentação/filtração, o que contribuiu para que a fração dissolvida fosse praticamente a totalidade nos parâmetros analisados.

Vale destacar, ainda, que foram feitas aferições da umidade relativa do ar (UR) e da temperatura ambiente *in situ* com o auxílio de um termohigrômetro digital (marca Digital, modelo HC 520).

**Tabela 5** – Variáveis físico-químicas, bem como seus respectivos métodos de análise e equipamentos utilizados para a fase líquida.

VARIÁVEIS	MÉTODOS	EQUIPAMENTOS	REFERÊNCIA
Temperatura do efluente (°C)	Termopar	Sonda Multiparamétrica (Marca Hanna, Modelo HI 9829)	-
Oxigênio Dissolvido (mg L <sup>-1</sup> )	Potenciométrico	Sonda de oxigênio (Marca Thermo Scientific, Modelo K08177)	-
Condutividade Elétrica (uS cm <sup>-2</sup> )	Condutométrico	Sonda Multiparamétrica (Marca Hanna, Modelo HI 9829)	-
Sólidos Dissolvidos Totais (mg L <sup>-1</sup> )	Potenciométrico	Sonda Multiparamétrica (Marca Hanna, Modelo HI 9829)	-
pH	Potenciométrico	Sonda Multiparamétrica (Marca Hanna, Modelo HI 9829)	-
Turbidez (UNT)	Nefelométrico	Turbidímetro (Marca Policontrol, Modelo AP 2000)	-
Cor (uC)	Colorimétrico	Colorímetro (Marca Policontrol, Modelo Aquacolor Cor)	-
Alcalinidade (mg L <sup>-1</sup> )	2320 B – Titulométrico	Titulador automático (Marca Mettler Toledo, Modelo EasyPlus)	APHA (2012)
DBO <sub>5,20</sub> (mg L <sup>-1</sup> )	Potenciométrico	Sonda de oxigênio (Marca Thermo Scientific, Modelo K08177)	APHA (2012)
DQO (mg L <sup>-1</sup> )	5220 D – Refluxo fechado	Bloco digestor (Marca Marconi, Modelo MA 4004); Espectrofotômetro (Marca Hach, Modelo DR 5000)	APHA (2012)

VARIÁVEIS	MÉTODOS	EQUIPAMENTOS	REFERÊNCIA
Carbono Orgânico Total (mg L <sup>-1</sup> )	5310 B – Combustão à alta temperatura	Analizador de COT (TOC-L) (Marca Shimadzu, Modelo 5000A)	APHA (2012)
Sólidos Suspensos Totais (mg L <sup>-1</sup> )	2540 D – Gravimétrico	Estufa de secagem (Marca Solab, Modelo SL-100); Forno mufla (Marca Spencer, Modelo Semi Digital 1200°C); Balança analítica (Marca Shimadzu, Modelo AUW220D)	APHA (2012)
Nitrogênio Total (mg L <sup>-1</sup> )	Combustão e detecção por quimiluminescência	Analizador de COT (TOC-L) com o módulo TNM-L (Marca Shimadzu, Modelo 5000A)	APHA (2012)
Nitrogênio Dissolvido Amoniacal (mg L <sup>-1</sup> )	4500NH <sub>3</sub> B e 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)
Nitrato Dissolvido (mg L <sup>-1</sup> )	4110 B – Cromatografia de Íons	Cromatógrafo de íons (Marca Metrohm, Modelo 883 Basic IC Plus)	APHA (2012)
Nitrito Dissolvido (mg L <sup>-1</sup> )	4110 B – Cromatografia de Íons	Cromatógrafo de íons (Marca Metrohm, Modelo 883 Basic IC Plus)	APHA (2012)
Fósforo Total (mg L <sup>-1</sup> )	4500P B – Digestão com persulfato e ácido ascórbico	Autoclave Vertical (Marca Primatec, Modelo CS); Espectrofotômetro (Marca Hach, Modelo DR 5000)	ANDERSEN (1976); APHA (2012)
Fosfato Dissolvido (mg L <sup>-1</sup> )	4110 B – Cromatografia de Íons	Cromatógrafo de íons (Marca Metrohm, Modelo 883 Basic IC Plus)	APHA (2012)

Fonte: Autora (2018)

#### 4.5. Eficiência do sistema de SACs na remoção de poluentes

A eficiência de remoção dos parâmetros de interesse foi calculada conforme Equação 2.

$$E (\%) = \frac{C_e - C_s}{C_e} \cdot 100 \% \quad (\text{Equação 2})$$

Onde:

E = Eficiência de remoção (%);

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

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

#### 4.6. Coleta, análise e desenvolvimento da biomassa

Coletaram-se, randomicamente, hastes e raízes de múltiplos indivíduos de cada tanque piloto, a fim de obter uma melhor representatividade das macrófitas aquáticas por amostragem composta (BRASIL *et al.*, 2007; CALIJURI *et al.*, 2009). As amostras de plantas foram acondicionadas em sacos plásticos previamente identificados e transportadas até o LAA da UFABC. As plantas foram lavadas com água deionizada para remoção de resíduos de brita e terra das raízes. Posteriormente, as macrófitas foram secas em estufa à 65 °C até atingirem peso constante. Após secagem, foram trituradas em moinho tipo almofariz com pistilo de ágata (marca Retsch, modelo RM 200), de acordo com as recomendações de Kiehl (1985). As amostras trituradas foram colocadas em recipientes de vidro e acondicionadas dentro de dessecadores para evitar contato com a umidade até realização das análises.

Foram realizadas nove coletas de biomassa durante todo o período de monitoramento: no início, meio e fim do experimento com TDH = 1 dia, com TDH = 2 dias (etapa I) e na etapa II.

As análises realizadas nas macrófitas e seus respectivos métodos estão descritos a seguir (Tabela 6).

**Tabela 6** – Variáveis físico-químicas e respectivos métodos de análise para as macrófitas.

VARIÁVEIS	MÉTODOS	REFERÊNCIAS
Nitrogênio Orgânico Total	Método Kjeldahl	MACKERETH <i>et al.</i> (1978)
Fósforo Total	Método 4500P B – Digestão com persulfato e ácido ascórbico	ANDERSEN (1976) e APHA (2012)
Carbono Orgânico Total	Método 5310 B – Combustão à alta temperatura via Analisador de COT (TOC-L) (Marca Shimadzu, Modelo 5000A)	APHA (2012)

Fonte: Autora (2018)

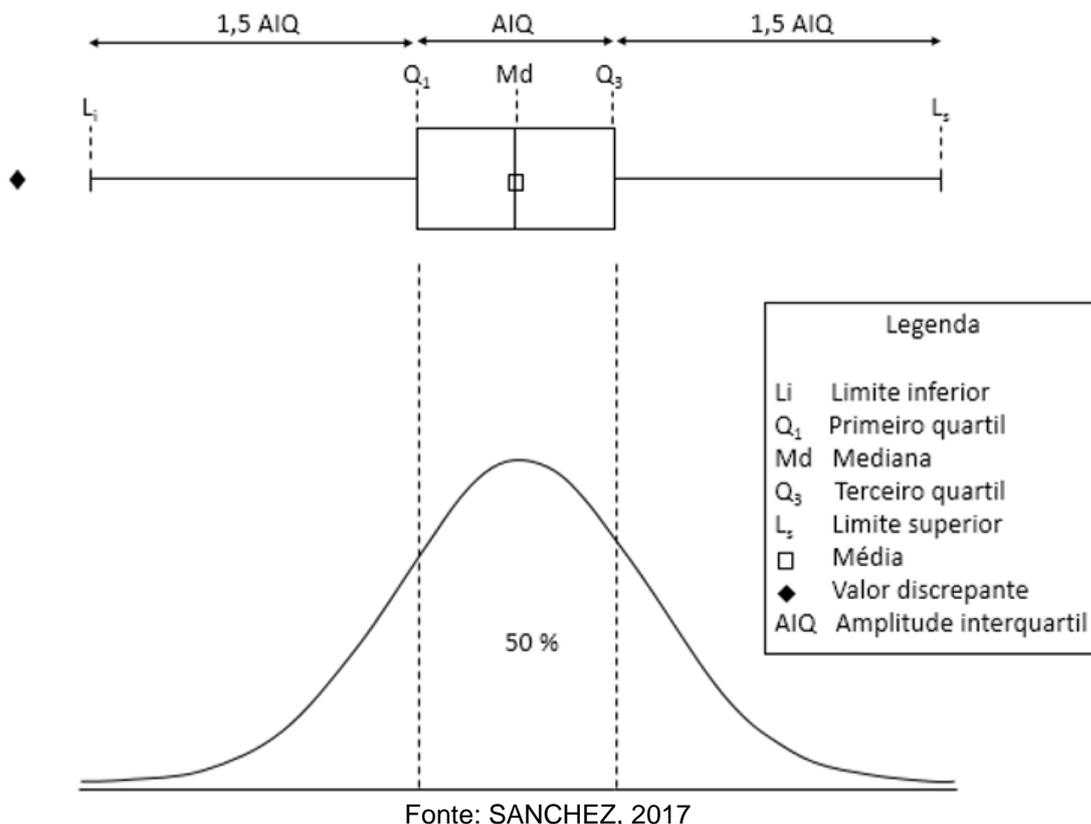
Para avaliar o crescimento da biomassa, foram feitas medições das hastes das macrófitas aquáticas randomicamente com o auxílio de uma fita métrica e uma planilha para controle. Cerca de 10 indivíduos de cada tanque foram medidos a fim de determinar a média da altura em relação ao número total de indivíduos. As medições ocorreram a cada 15 dias desde o início do experimento e foram realizadas até o final do mesmo, seguindo essa mesma periodicidade.

#### 4.7. Análise dos resultados

Os resultados obtidos a partir das análises físicas e químicas acima descritas foram tabulados e submetidos a um 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.

Foi utilizado o *software* Origin<sup>®</sup> 8.1 da OriginLab Corporation para elaboração de gráficos a partir dos valores obtidos, para facilitar a visualização dos resultados ao longo do tempo. Além disso, para avaliar cada análise físico-química separadamente e entre os tanques, utilizou-se gráficos do tipo *boxplot* por permitir a visualizar a distribuição empírica dos dados (dispersão), os valores discrepantes (atípicos ou extremos) e a tendência central. Uma representação de gráfico de *boxplot* se encontra na Figura 16.

**Figura 16** – Representação do gráfico de *boxplot*.



Legenda	
Li	Limite inferior
Q <sub>1</sub>	Primeiro quartil
Md	Mediana
Q <sub>3</sub>	Terceiro quartil
L <sub>s</sub>	Limite superior
□	Média
◆	Valor discrepante
AIQ	Amplitude interquartil

O boxplot é formado pelo primeiro e terceiro quartil ( $Q_1$  e  $Q_3$ ) que se encontram na caixa retangular e pela mediana ( $Md$ ). As hastes inferiores e superiores se estendem, respectivamente, do quartil inferior até o limite inferior e do quartil superior até o limite superior. Os pontos fora dos limites são considerados valores discrepantes (*outliers*) e são denotados por asterisco (\*) ou pelo símbolo ◆.

Vale destacar que 50% da distribuição dos dados se encontra dentro da caixa. A distância entre os quartis  $Q_3$  e  $Q_1$  representa a amplitude interquartil:  $AIQ = Q_3 - Q_1$ . O *boxplot* pode ainda ser usado também para comparar dois ou mais grupos em termos de dispersão dos dados (VALLADARES NETO *et al.*, 2017). Neste trabalho, ele foi usado principalmente na comparação dos resultados obtidos sob diferentes condições de operação ou entre os diferentes tanques.

Foram realizados também 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 com base em duas hipóteses (SANCHEZ, 2017):

- 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 tratado (saída) – indicativo se há ou não efetiva remoção dos poluentes pelos sistemas de tratamento;

b) as médias das variáveis físico-químicas e das eficiências de remoção são significativamente iguais ou diferentes entre os sistemas de tratamento - indicativo se há ou não diferença entre os tratamentos com foco na influência do tempo de detenção hidráulica.

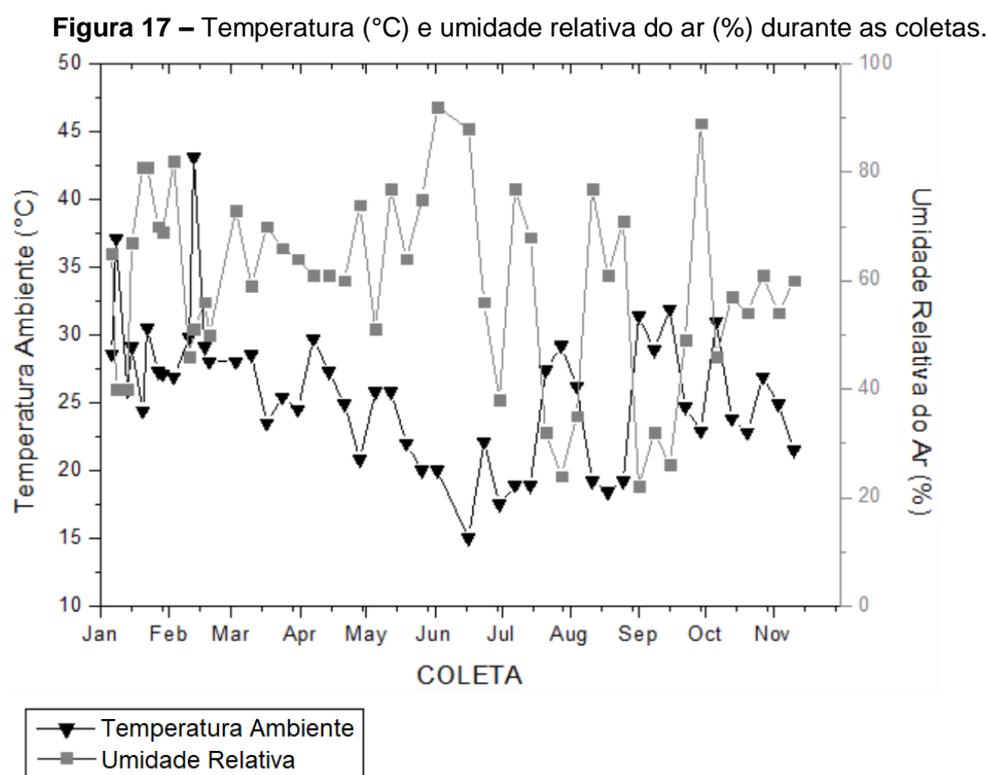
Nos casos em que o teste ANOVA indicou a existência de diferenças significativas, utilizou-se o teste de Tukey de comparação de médias, a fim de verificar quais os grupos apresentavam ou não diferenças estatísticas entre si ao nível de significância também de 5% ( $\alpha = 0,05$ ). Em suma, o teste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



## 5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

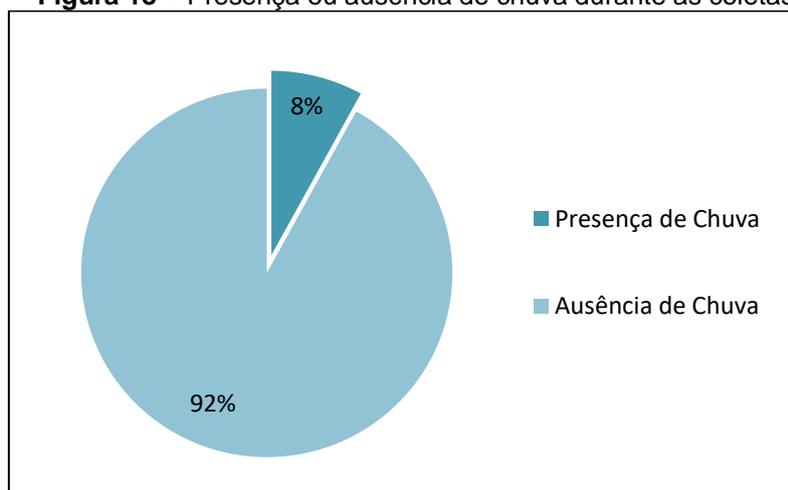
### 5.1. Variáveis Meteorológicas

As variáveis meteorológicas, como temperatura ambiente (°C) e umidade relativa do ar (UR), foram monitoradas ao longo de todo o sistema e aferidas durante as coletas. Tais resultados podem ser verificados na Figura 17.



Durante todo o experimento (de janeiro a novembro/2017), a temperatura ambiente média obtida no local de instalação do experimento foi de  $25,8 \pm 5,1$  °C, com máxima de 33,1 °C e mínima de 15,0 °C. Em relação à umidade relativa do ar, a média foi de  $61,0 \pm 17,3$  %, com máxima e mínima de 92 % e 22 %, respectivamente. Vale destacar que os quatro sistemas (T1, T2, T3 e T4) estavam sob mesmas condições meteorológicas.

Com o auxílio de uma planilha, foram ainda anotadas as condições do tempo no horário da coleta, principalmente em termos de presença ou ausência de chuva (Figura 18).

**Figura 18** – Presença ou ausência de chuva durante as coletas

Fonte: Autora (2018)

Das 49 coletas totais, houve a presença de chuva em apenas 8%, o que mostra que esse fator, em geral, não influenciou nas análises em relação à possível diluição das amostras durante as coletas. No entanto, pode ter ocorrido a presença de chuva horas antes de algumas coletas, resultando em uma diluição e possível interferência.

## 5.2. Potencial Hidrogeniônico e Alcalinidade

Na Tabela 7 estão descritos os limites superiores e inferiores, bem como as médias e desvios-padrão de pH ao longo do experimento, tanto para a entrada do sistema quanto para as saídas (SAC plantado e SAC controle), nas diferentes etapas do experimento.

Durante a etapa de tratamento na etapa I, cujo TDH estipulado variou entre 1 e 2 dias para todos os tanques simultaneamente, é possível observar que a média do pH de entrada do sistema (afluente) foi maior em relação as saídas dos SACs plantado e controle, embora a diferença tenha sido menor para este último.

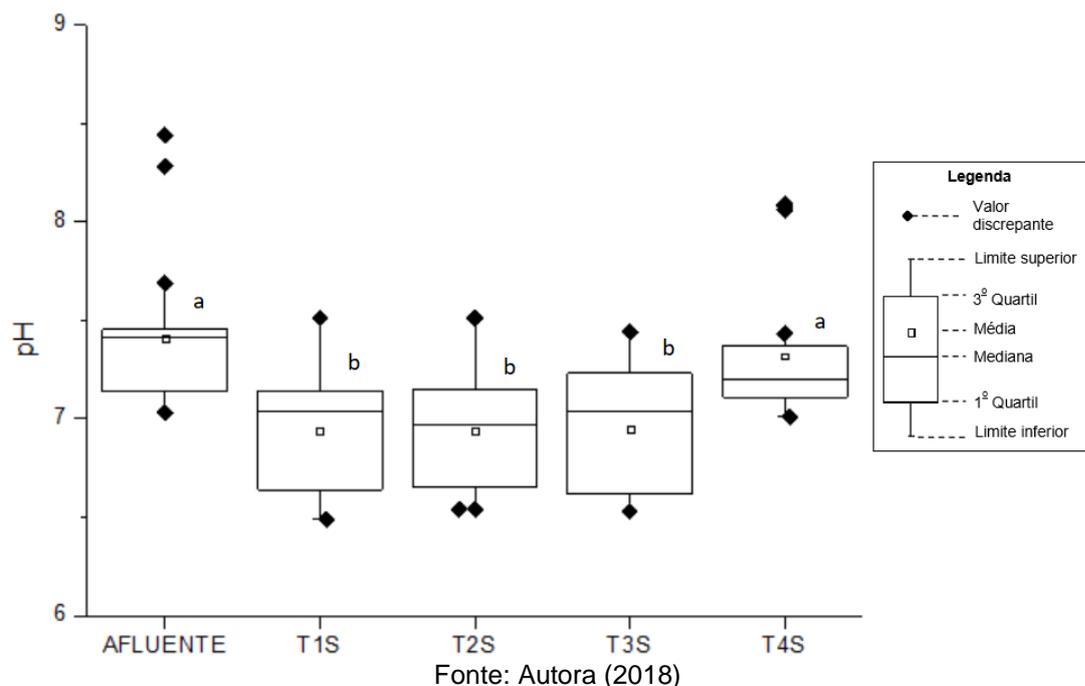
**Tabela 7** – Limite superior, limite inferior, média e desvio padrão dos valores de pH obtidos ao longo do experimento.

<b>Etapa de tratamento</b>	<b>pH</b>	<b>Limite Inferior</b>	<b>Limite Superior</b>	<b>Média ± Desvio Padrão</b>
<b>I</b>	AFLUENTE (n = 27)	7,0	8,5	7,4 ± 0,3
	T1S (n = 27)	6,5	7,5	7,0 ± 0,3
	T2S (n = 27)	6,5	7,5	7,0 ± 0,3
	T3S (n = 27)	6,5	7,4	7,0 ± 0,3
	T4S (n = 27)	7,0	8,1	7,2 ± 0,3
<b>II</b>	AFLUENTE (n = 22)	7,8	8,6	8,3 ± 0,1
	T1S (n = 22)	7,2	8,0	7,5 ± 0,2
	T2S (n = 22)	6,9	8,0	7,5 ± 0,2
	T3S (n = 22)	6,9	8,2	7,4 ± 0,3

Fonte: Autora (2018)

Com o auxílio da Análise de Variância ( $\alpha = 0,05$ ), é possível notar que existe diferença significativa entre as médias comparadas ( $p < 5$ ), sendo constatado através do teste de Tukey que, em relação ao pH, o afluente e o SAC controle (T4S) são estatisticamente iguais, enquanto que o SAC plantado (T1S, T2S e T3S) são diferentes dos demais (Figura 19).

**Figura 19** – Variação do pH do afluente, do efluente do SAC plantado (T1S, T2S e T3S) e do efluente do SAC controle (T4S) durante o período de monitoramento (**Etapa I** - janeiro a junho/2017).

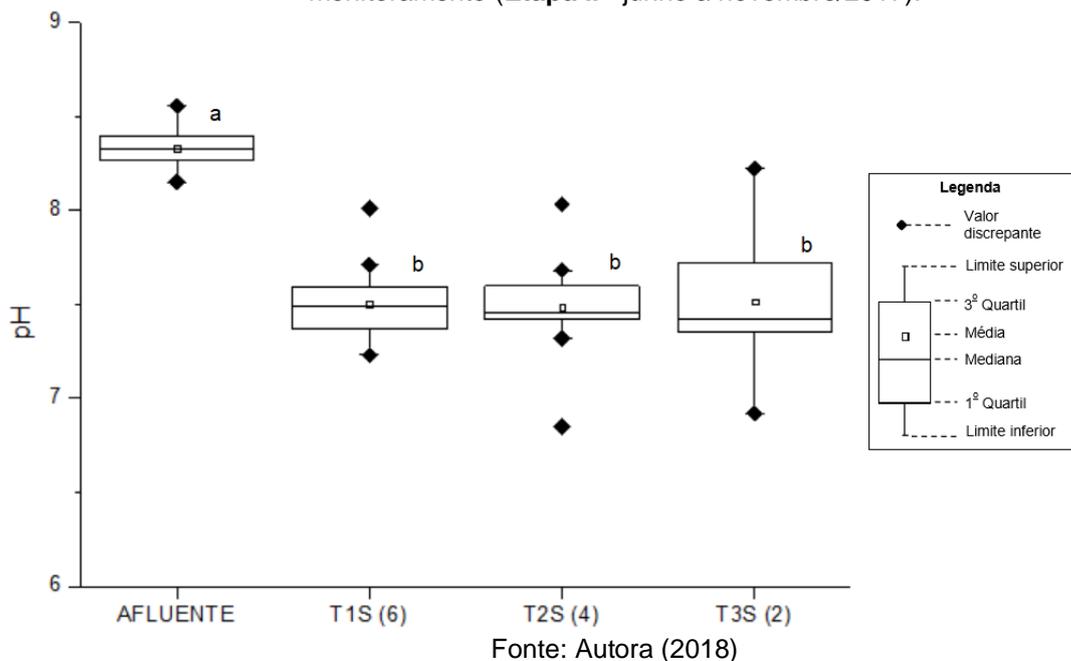


Já na etapa II de tratamento, é possível notar, a partir da Figura 20, que TDHs diferentes não geraram diferença significativa entre o pH do efluente dos tanques ( $p > 5$ ).

Segundo a resolução CONAMA nº 430/2011 (CONAMA, 2011), a faixa adequada de pH para o efluente ser lançado em recurso hídrico deve estar entre 5 e 9. De acordo com os resultados, todos os valores apresentaram-se adequados para o lançamento. Além disso, os valores obtidos foram similares considerando o desvio-padrão, o que é importante, pois grandes variações de pH podem dificultar a eficiência de remoção de outros parâmetros, como por exemplo, matéria orgânica (KONRAD *et al.*, 2013).

Na Figura 19, pode-se observar que no SAC plantado ocorreu uma pequena diminuição na média do pH quando comparado ao SAC controle, exibindo uma tendência à acidificação provavelmente devido a presença das macrófitas, como observado também no trabalho de Morais *et al.* (2015), e também pelo processo de nitrificação mas que ainda se encontra dentro dos padrões exigidos pela regulamentação. De acordo com Mendonça *et al.* (2015), tal fato está relacionado com a degradação predominantemente anaeróbia no meio, que favorece a produção de ácidos orgânicos voláteis no processo, diminuindo o pH do meio.

**Figura 20** – Variação do pH do afluente e do efluente do SAC plantado com os três tanques em diferentes tempos de detenção hidráulica (T1S (6), T2S (4) e T3S (2)) durante o período de monitoramento (**Etapa II** - junho a novembro/2017).



O pH médio do sistema favorece o processo de amonificação, onde o nitrogênio orgânico é convertido em íon amônio ( $\text{NH}_4^+$ ) ou amônia livre ( $\text{NH}_3$ ), já que a faixa ótima de pH para esse processo está entre 6,5 e 8,5. Vale destacar ainda que, nesta faixa de pH, o íon amônio se torna predominante no equilíbrio ( $\text{NH}_4^+ \rightleftharpoons \text{NH}_3$ ), fato importante visto que o íon amônio não oferece toxicidade à vida aquática tanto quanto a amônia livre, que se torna predominante em pH acima de 9,5 (FERRO, 2015).

Em relação à alcalinidade, não foi observada diferença estatística significativa nos resultados obtidos tanto para a entrada (afluente) quanto para o efluente dos SACs plantado e controle, nas duas etapas de tratamento ( $p > 5$ ). Na etapa I de tratamento, a alcalinidade média obtida para a entrada do sistema (afluente) foi de  $14,3 \pm 4,3 \text{ mg CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$  e para o SAC plantado e controle foi de  $9,4 \pm 6,0$  e  $13,1 \pm 4,5 \text{ mg CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$ , respectivamente. Já na etapa II, foi observada uma elevação da alcalinidade no sistema (entrada e saída), tendo médias de  $95,8 \pm 20,9$ ,  $87,1 \pm 33,0$ ,  $93,4 \pm 28,9$  e  $94,3 \pm 30,4 \text{ mg CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$  para o afluente, T1S (6), T2S (4) e T3S (2), respectivamente.

Por causa da baixa alcalinidade do afluente (inferior a  $200 \text{ mg L}^{-1}$ ) o pH no efluente final reduziu em todas as condições de operação. Tal fato pode interferir, especialmente, no processo de nitrificação, que em seu primeiro estágio produz

ácidos (íons hidrogênio), o que pode provocar uma diminuição do pH se a alcalinidade não for suficiente para proporcionar o tamponamento do sistema. O pH ótimo para bactérias nitrificantes está entre 7,5 e 8,5, sendo que naqueles abaixo de 6 o processo de nitrificação tende a cessar; as taxas de nitrificação declinam a partir do valor de pH = 6,8, sendo que, em valores próximos a 5,8 e 6,0 as mesmas podem ser reduzidas de 10 a 20% da taxa em pH = 7,0 (METCALF; EDDY, 2015). A desnitrificação produz alcalinidade no sistema. Entretanto, na prática, a alcalinidade natural das águas residuárias tem um valor inferior àquele necessário para manter um pH estável no meio onde ocorre a nitrificação, interferindo na desnitrificação (BUENO, 2011).

### 5.3. Temperatura do Afluente e do Efluente e Oxigênio Dissolvido

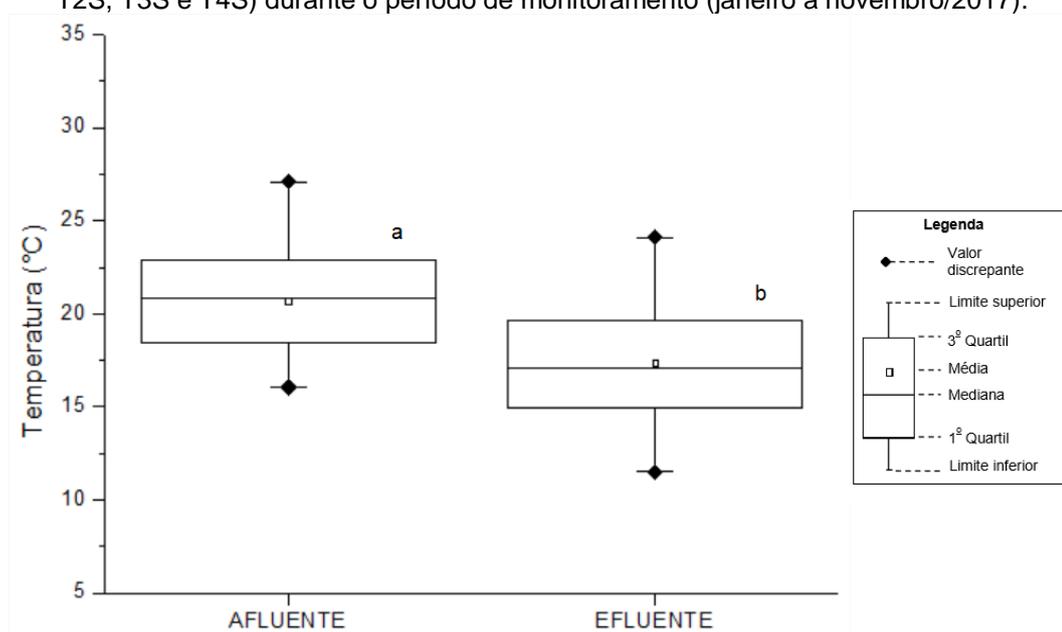
Um fator importante que afeta diretamente os microrganismos, e conseqüentemente a velocidade de decomposição da matéria orgânica, é a temperatura do meio em que se encontram (UCKER, 2014). Em relação à temperatura do efluente, a resolução CONAMA n° 430/2011 estabelece que efluentes provenientes de estação de tratamento de esgotos devem ser lançados em seus corpos receptores com temperatura inferior a 40 °C (CONAMA, 2011), o que enquadra a temperatura do sistema (afluente e efluente) dentro da norma, durante todo o desenvolvimento do trabalho. Todavia, estar abaixo dessa temperatura não significa obter boas remoções de nutrientes, por exemplo. Para que ocorram algumas transformações e/ou remoções, existem faixas de temperatura ideais para atuação de microrganismos, como é o caso da conversão de amônia a nitrito e nitrato por bactérias nitrificantes (nitrificação), cuja faixa ótima de crescimento está entre 15 a 32 °C (ZOPPAS; BERNARDES; MENEGUZZI, 2016). Considerando esta faixa, o sistema favoreceu a nitrificação em relação à temperatura, cuja média foi de  $25,8 \pm 5,1$  °C. Além disso, a temperatura do meio também influencia na adsorção e dessorção de fósforo: Com o aumento da temperatura ocorre um aumento da energia de ligação da adsorção do nutriente no meio filtrante (BAI *et al.*, 2017).

A Figura 21 mostra a variabilidade dos dados obtidos a partir da temperatura em relação ao afluente e ao efluente (SACs plantado e controle).

Conforme análise estatística, a Análise de Variância ( $\alpha = 0,05$ ) demonstrou a existência de diferença significativa entre as médias comparadas ( $p = 0$ ), o que foi

confirmado com o teste de Tukey, ou seja, a temperatura do afluente e do efluente são estatisticamente diferentes ( $p < 5$ ), sendo que a média inferior obtida para os SACs plantado e controle deve-se a cobertura do efluente pelo material suporte (brita), impedindo a penetração da luz solar e influenciando no processo de evapotranspiração (CARDOSO, 2015).

**Figura 21** – Variação de temperatura (°C) do afluente e do efluente do SAC plantado e controle (T1S, T2S, T3S e T4S) durante o período de monitoramento (janeiro a novembro/2017).



Fonte: Autora (2018)

Um dos parâmetros mais relevantes observados neste trabalho foi a concentração de oxigênio dissolvido no afluente, tipicamente mais elevada do que as observadas em outros estudos de SACs (ZACARKIM *et al.*, 2014; PELISSARI *et al.*, 2015; SOUZA, *et al.*, 2015; MELLO, 2016), na faixa de  $6,3 \text{ mg L}^{-1}$ , com máximas de até  $8,4 \text{ mg L}^{-1}$  (Tabela 8). Essa diferenciação pode ser justificada pelo fato da entrada do sistema (afluente) ser proveniente de uma lagoa de aeração da ETE-Arujá/SP e do SACFSSH também favorecer a redução do oxigênio dissolvido devido a sua configuração, como observado no trabalho de Pelissari *et al.* (2015), visto que o OD é utilizado nas transformações bioquímicas e também pelas plantas, embora essas sejam responsáveis também por incorporar oxigênio no sistema por meio de transporte e difusão, através de seus sistemas radiculares na rizosfera (DOHERTY *et al.*, 2015).

Com base nas saídas dos SACs (plantado e controle) cujas médias de OD ficaram em torno de  $1,5 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ , observa-se que este parâmetro, comumente

responsável pela limitação nos processos de nitrificação e remoção de matéria orgânica, não foi o fator limitante nesta configuração do sistema, visto que alguns autores apontam que a concentração ótima de OD varia de 0,1 a 1,5 mg L<sup>-1</sup> (HOCAOGLU *et al.*, 2011; ZOPPAS; BERNARDES; MENEGUZZI, 2016; ILYAS; MASIH, 2017).

**Tabela 8** – Limite inferior, limite superior, média e desvio padrão dos valores de oxigênio dissolvido (mg L<sup>-1</sup>) obtidos ao longo do experimento.

Etapa de tratamento	Oxigênio Dissolvido (mg L <sup>-1</sup> )	Limite Inferior	Limite Superior	Média ± Desvio Padrão
I	AFLUENTE (n = 27)	4,7	8,4	6,3 ± 0,8
	T1S (n = 27)	0,1	2,5	1,6 ± 0,7
	T2S (n = 27)	0,2	3,0	1,4 ± 0,6
	T3S (n = 27)	0,1	1,8	1,4 ± 0,5
	T4S (n = 27)	0,1	1,9	1,2 ± 0,5
II	AFLUENTE (n = 22)	5,5	7,6	6,2 ± 0,5
	T1S (n = 22)	0,8	3,1	1,5 ± 0,6
	T2S (n = 22)	0,6	6,3	1,4 ± 0,7
	T3S (n = 22)	0,7	2,3	1,4 ± 0,7

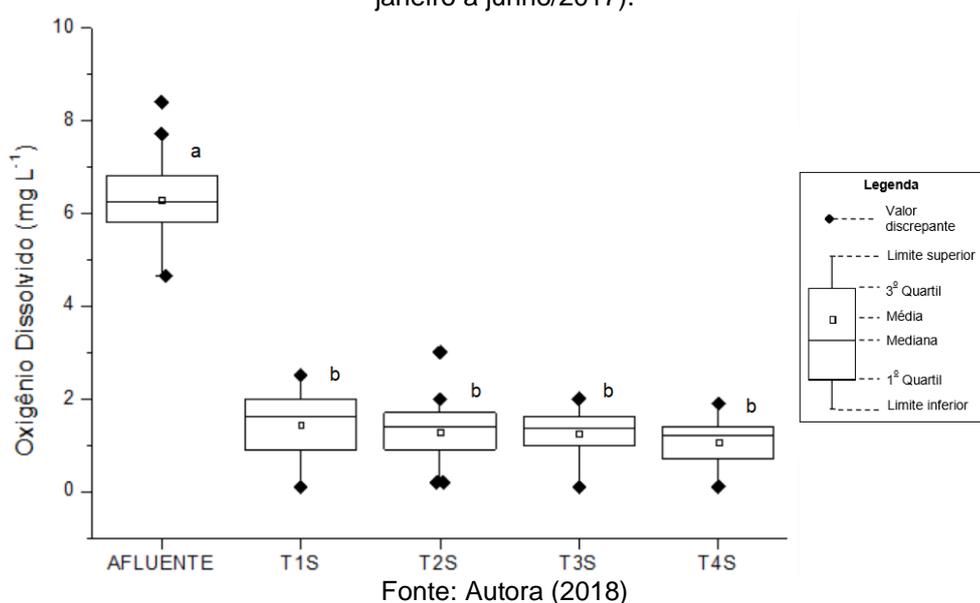
Fonte: Autora (2018)

Em relação à desnitrificação – frequentemente favorecida em SACFSSH devido à baixa concentração de OD no interior do leito – não foi prejudicada neste trabalho em termos de OD, visto que, segundo alguns autores, faixas de OD com variação de 0,3 a 1,5 mg L<sup>-1</sup> permitem que ocorra nitrificação e desnitrificação simultânea em SACs (BUENO, 2011; HOCAOGLU *et al.*, 2011).

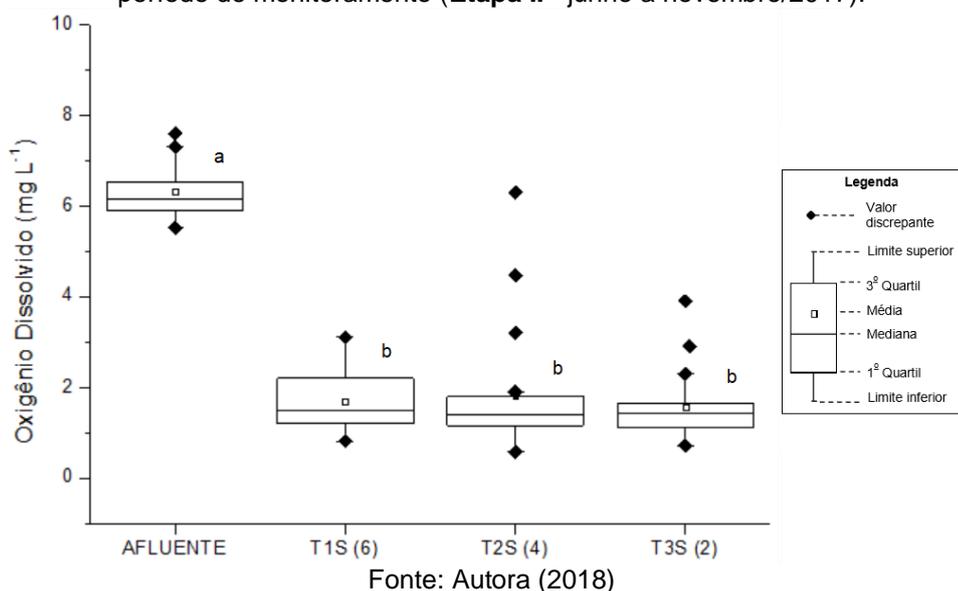
As Figuras 22 e 23 ilustram a diferença estatística ( $p < 5$ ) observada nos resultados obtidos ao longo do experimento, nas duas etapas estudadas (I e II), evidenciando a partir da Análise de Variância e do teste de Tukey, que o oxigênio dissolvido na entrada do sistema (afluente) é consideravelmente superior que o OD

nas saídas (SACs plantado e controle), o que corrobora com o observado por outros autores (QUELUZ, 2016; BONNER *et al.*, 2017; CARBALLEIRA; RUIZ; SOTO, 2017). Além disso, pode-se observar que o tempo de detenção hidráulica não interferiu significativamente na concentração de oxigênio dissolvido no interior do sistema, indicando que seu uso para os processos de biodegradação e fixação é cineticamente favorável.

**Figura 22** – Variação do oxigênio dissolvido ( $\text{mg L}^{-1}$ ) do afluente, do efluente do SAC plantado (T1S, T2S e T3S) e do efluente do SAC controle (T4S) durante o período de monitoramento (**Etapa I** - janeiro a junho/2017).



**Figura 23** – Variação do oxigênio dissolvido ( $\text{mg L}^{-1}$ ) do afluente e do efluente do SAC plantado com os três tanques em diferentes tempos de detenção hidráulica (T1S (6), T2S (4) e T3S (2)) durante o período de monitoramento (**Etapa II** - junho a novembro/2017).

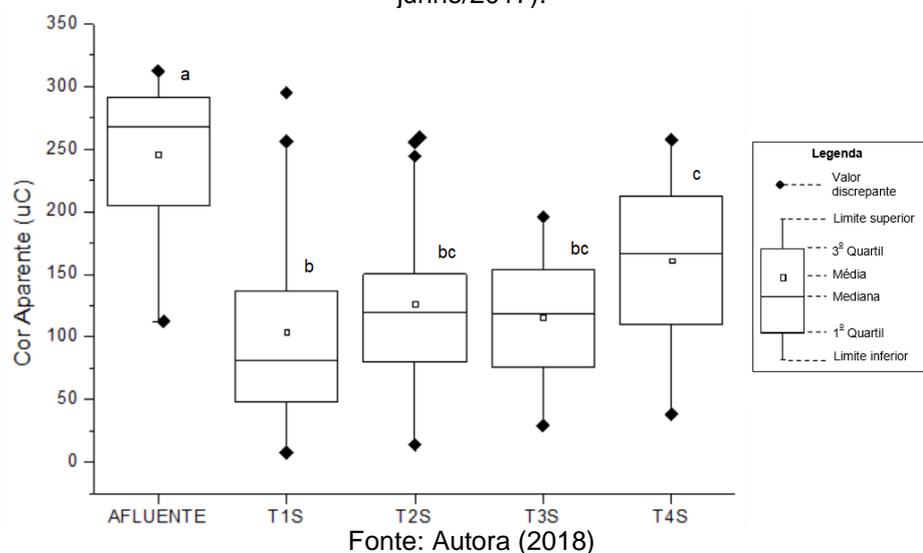


#### 5.4. Cor Aparente, Turbidez e Condutividade Elétrica

Nos esgotos sanitários, a matéria orgânica é encontrada tanto em solução (matéria orgânica dissolvida) quanto em suspensão (sólidos suspensos no meio líquido), sendo os microrganismos os principais responsáveis pela sua remoção (SILVA; BERNARDES; RAMOS, 2015). A cor aparente (parâmetro que indica a presença de substâncias dissolvidas na amostra) avaliada neste trabalho refere-se à medida de cor sem a remoção de partículas suspensas na água, ou seja, sua medida sofre interferência pela turbidez, cujos principais constituintes são os sólidos suspensos (DI BERNARDO; DANTAS; VOLTAN, 2011).

Nas duas etapas de tratamento foi observada diferença estatística ( $p < 5$ ) entre a cor aparente do afluente e dos SACs plantado e controle, conforme Análise de Variância e teste de Tukey (Figuras 24 e 25), evidenciando a eficiência do tratamento. Na etapa I (janeiro a junho), o tanque T1S se diferenciou do SAC controle, diferentemente dos demais tanques plantados, provavelmente devido a algumas falhas de alimentação que ocorreram no decorrer desta etapa com este tanque.

**Figura 24** – Variação da cor aparente (uC) do afluente, do efluente do SAC plantado (T1S, T2S e T3S) e do efluente do SAC controle (T4S) durante o período de monitoramento (**Etapa I** - janeiro a junho/2017).

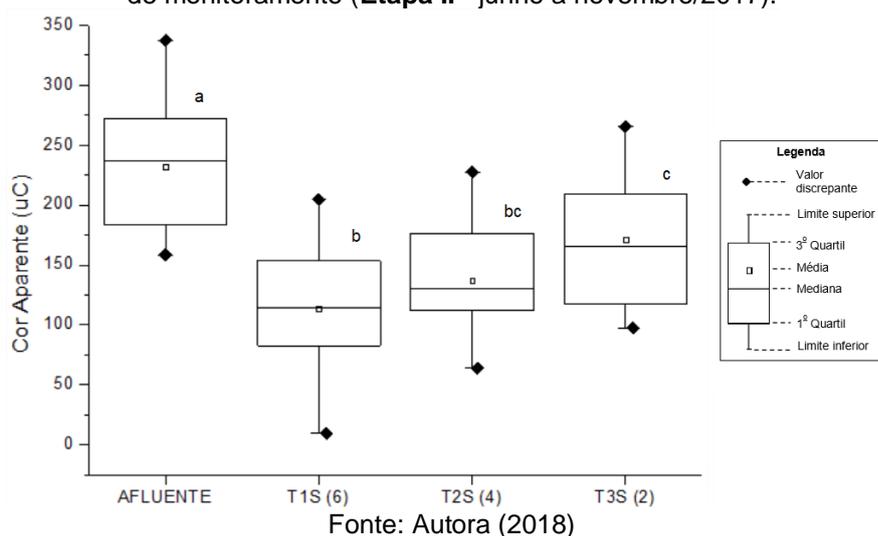


Na figura 25 é possível observar que, em relação à segunda etapa de tratamento, houve uma tendência de aumento da cor aparente conforme o TDH dos tanques diminuiu:  $114,5 \pm 57,1$  uC para o T1S (6),  $129,8 \pm 44,3$  uC para o T2S (4) e

166,0 ± 56,1 uC para o T3S (2), o que já era esperado, visto que um TDH maior permite maior tempo de contato do efluente com os microrganismos que vão decompor a matéria orgânica presente, além de possibilitar mais tempo para a assimilação pelas macrófitas aquáticas.

Em relação às diferenças observadas em ambas as etapas de tratamento entre o que adentrava o sistema (afluente) e as saídas, inclusive o tanque controle, pode-se inferir que essa diminuição se deu devido à formação de biofilme aderido ao meio suporte (brita), já que este biofilme é composto por vários microrganismos que ajudam na degradação da matéria orgânica e na transformação da série nitrogenada (UCKER *et al.*, 2014). Sanchez *et al.* (2016) também observaram em seu trabalho com SAC de fluxo subsuperficial horizontal, para tratamento secundário de efluentes, uma redução similar da cor aparente entre o tanque plantado com *Eleocharis* sp. e o tanque controle, evidenciando mais uma vez a atuação do biofilme.

**Figura 25** – Variação da cor aparente (uC) do afluente e efluente do SAC plantado com os três tanques em diferentes tempos de detenção hidráulica (T1S (6), T2S (4) e T3S (2)) durante o período de monitoramento (**Etapa II** - junho a novembro/2017).

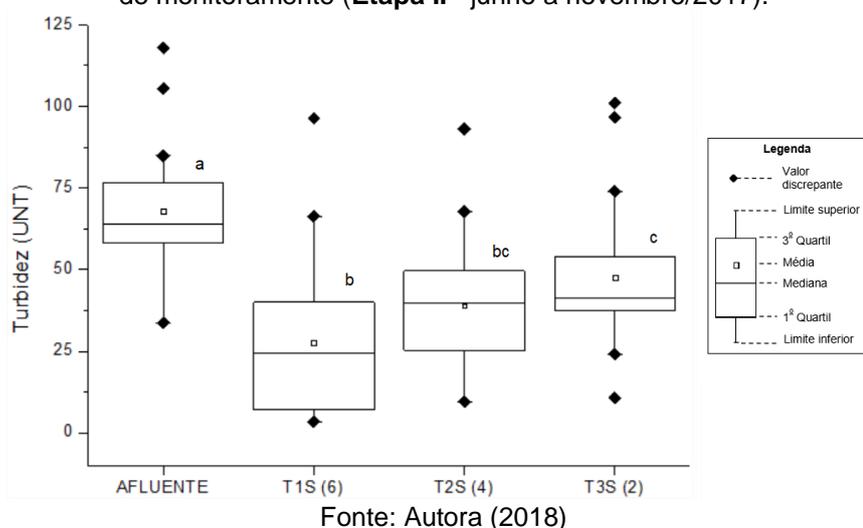


Em relação à turbidez, na etapa I do sistema não foi observada diferença estatística significativa ( $p > 5$ ) entre o afluente e os SACs plantado e controle, com exceção do T3S que se diferenciou do controle, tendo uma média inferior de turbidez ( $31,8 \pm 9,7$ ) em relação ao T4S ( $40,0 \pm 20,0$ ). Nesta primeira etapa, a eficiência de remoção máxima obtida nos SAC plantado e controle foi de 88,7% e 72,9 %, respectivamente.

Na segunda etapa do experimento (Figura 26), foi possível observar uma tendência de diminuição da turbidez conforme aumento do TDH, da mesma forma como ocorreu com a cor aparente. Nessa etapa fica estatisticamente comprovada a diferença significativa entre o afluente e os três SACs plantados ( $p < 5$ ). A eficiência de remoção de turbidez média nos SACs T1S (6), T2S (4) e T3S (2) foi de  $62,9 \pm 30,8 \%$ ,  $32,5 \pm 29,9 \%$  e  $27,9 \pm 24,5 \%$ , respectivamente.

Eficiências maiores de turbidez em SACs de fluxo subsuperficial horizontal costumam ser obtidas quando o propósito do sistema é a remoção de matéria orgânica e ele é aplicado como tratamento secundário, conforme observado nos trabalhos de Sanchez *et al.* (2016) e Oliveira e Costanzi (2014) com 82% e 63,2% de remoção, respectivamente. No entanto, neste trabalho o sistema atuou como tratamento terciário, com foco na remoção de nutrientes e com carga orgânica reduzida, visto que a maior parte foi removida durante as etapas anteriores de tratamento. Oliveira Filho (2015) também encontrou uma remoção de turbidez mais baixa, de 23,1% em um SAC horizontal e ampla variação de remoção ao longo do tempo (81%) que poderia estar relacionado com o período de desenvolvimento das macrófitas aquáticas.

**Figura 26** – Variação de turbidez (UNT) do afluente e do efluente do SAC plantado com os três tanques em diferentes tempos de detenção hidráulica (T1S (6), T2S (4) e T3S (2)) durante o período de monitoramento (**Etapa II** - junho a novembro/2017).



A condutividade elétrica indica a quantidade de sais dissolvidos existentes na água (OLIVEIRA; COSTANZI, 2014). Não foi observada diferença estatística ( $p > 5$ ) para essa variável em nenhuma das etapas de tratamento a partir dos testes de Análise de Variância e de Tukey. Na Tabela 9 encontram-se os valores mínimos,

máximos, médios e seus respectivos desvios padrão relativos à condutividade elétrica obtida nas coletas. Entretanto, deve-se considerar que na etapa I, houve uma diminuição no pH dos sistemas plantados em relação ao controle, o que acarretaria num aumento de condutividade elétrica desses efluentes também. Dada a não variabilidade desse parâmetro nas diversas configurações de sistema, pode-se inferir que as plantas assimilaram alguma fração de compostos iônicos dissolvidos no meio de forma que o balanço de carga se mantivesse ou que tenha ocorrido a precipitação de sais no meio (Fia *et al*, 2016).

É importante salientar que uma elevada condutividade elétrica pode prejudicar na remoção de ortofosfato no sistema, uma vez que outras espécies aniônicas competirão pelos sítios ativos do material filtrante, prejudicando a adsorção desse no material filtrante (BAI *et al.*, 2017), sendo uma das hipóteses que explicariam a baixa remoção de ortofosfato do meio.

**Tabela 9** – Limite inferior, limite superior, média e desvio padrão dos valores de condutividade elétrica ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ ) obtidos ao longo do experimento.

Etapa de tratamento	C.E. (mg L <sup>-1</sup> )	Limite Inferior	Limite Superior	Média ± Desvio Padrão
I	AFLUENTE (n = 27)	397,0	1303,0	959,0 ± 263,4
	T1S (n = 27)	283,0	1193,0	826,0 ± 290,2
	T2S (n = 27)	384,0	1304,0	914,0 ± 306,3
	T3S (n = 27)	369,0	1306,0	934,0 ± 308,4
	T4S (n = 27)	393,0	1205,0	902,0 ± 289,1
II	AFLUENTE (n = 22)	856,0	1184,0	971,0 ± 75,9
	T1S (n = 22)	778,0	1176,0	984,0 ± 100,4
	T2S (n = 22)	377,0	1192,0	1037,0 ± 169,2
	T3S (n = 22)	768,0	1264,0	1036,0 ± 138,2

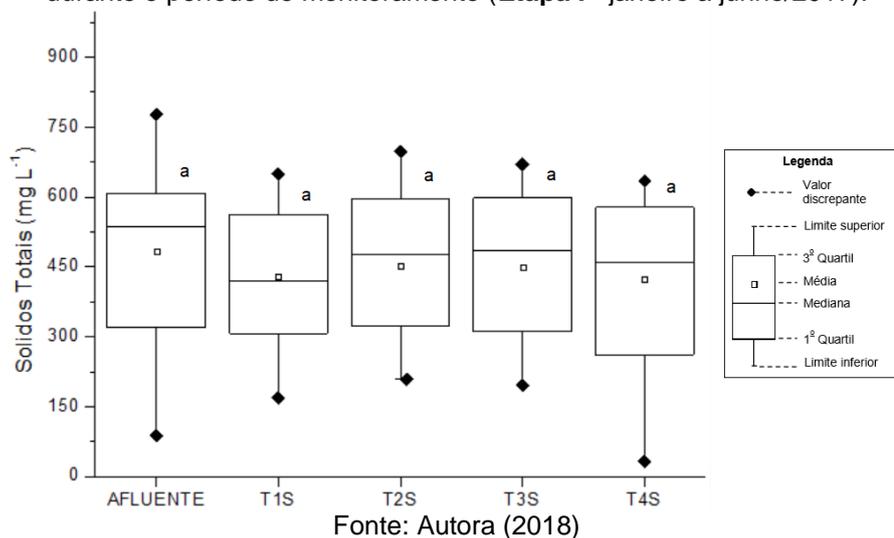
Fonte: Autora (2018)

As médias obtidas durante todo o monitoramento da condutividade elétrica estiveram de acordo com o observado por Konrad *et al.* (2014), porém, consideravelmente superior às médias encontradas na entrada e saída do sistema avaliado por Oliveira e Costanzi (2014), com 243,4 e 300,2  $\mu\text{S cm}^{-1}$ , respectivamente. Vale destacar que os autores supracitados avaliaram um tratamento para águas cinzas.

### 5.5. Sólidos Totais, Dissolvidos e Suspensos

Em relação aos sólidos totais, não foi observada nenhuma diferença estatística significativa ( $p > 5$ ) a partir da Análise de Variância e do teste de Tukey na etapa I de tratamento tanto para a entrada (afluente), quanto para os SACs plantado e controle (Figura 27).

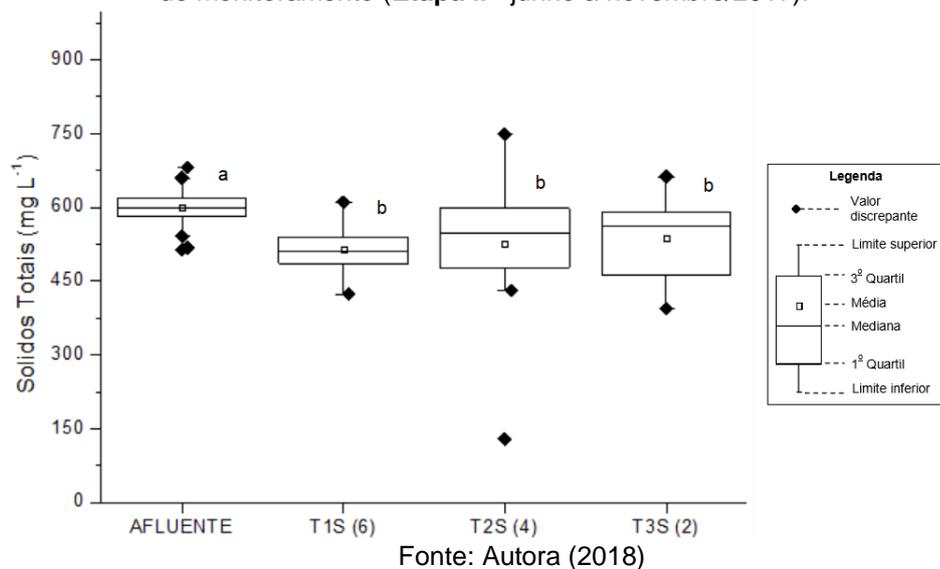
**Figura 27** – Variação de sólidos totais ( $\text{mg L}^{-1}$ ) do afluente, do efluente do SAC controle (T4S) durante o período de monitoramento (**Etapa I** - janeiro a junho/2017).



Já na etapa II, houve diferença em relação aos SACs plantado e o afluente ( $p < 5$ ), embora não tenha sido observada diferença estatística entre os tanques plantados com diferentes TDH. Apesar disso, de acordo com o *boxplot* desta etapa (Figura 28), o tanque T1S (6) foi o que apresentou menor variabilidade de dados, tanto quanto o afluente, o que permite inferir que um maior tempo de detenção hidráulica promove menores flutuações de resultados para este parâmetro.

Na Tabela 10 estão descritos os valores mínimos, máximos e as médias a despeito dos sólidos totais, observados durante cada etapa de tratamento.

**Figura 28** – Variação de sólidos totais ( $\text{mg L}^{-1}$ ) do afluente e do efluente do SAC plantado com os três tanques em diferentes tempos de detenção hidráulica (T1S (6), T2S (4) e T3S (2)) durante o período de monitoramento (**Etapa II** - junho a novembro/2017).



**Tabela 10** – Limite inferior, limite superior, média e desvio padrão dos valores de sólidos totais ( $\text{mg L}^{-1}$ ) obtidos ao longo do experimento.

Etapa de tratamento	ST ( $\text{mg L}^{-1}$ )	Limite Inferior	Limite Superior	Média $\pm$ Desvio Padrão
I	AFLUENTE (n = 27)	88,2	777,0	535,6 $\pm$ 179,8
	T1S (n = 27)	169,2	649,4	421,0 $\pm$ 149,5
	T2S (n = 27)	208,4	698,1	475,8 $\pm$ 152,5
	T3S (n = 27)	195,6	639,0	484,1 $\pm$ 157,0
	T4S (n = 27)	32,3	634,6	460,3 $\pm$ 164,6
II	AFLUENTE (n = 22)	514,1	681,8	597,7 $\pm$ 40,9
	T1S (n = 22)	424,1	610,4	512,0 $\pm$ 50,2
	T2S (n = 22)	129,8	748,4	547,0 $\pm$ 115,5
	T3S (n = 22)	393,9	631,6	561,4 $\pm$ 76,0

Fonte: Autora (2018)

Em relação aos sólidos dissolvidos totais, também não foi observada diferença estatística significativa em nenhuma das etapas de tratamento ( $p > 5$ ),

corroborando com a hipótese levantada em relação a cor aparente, onde as diferenças estatísticas observadas estavam diretamente relacionadas com as partículas suspensas nas amostras e não com os sólidos dissolvidos em si.

Com base na Tabela 11, pode-se observar uma grande dispersão dos dados obtidos para o afluente e os SACs plantados e controle durante a etapa I, que pode ser justificada pela variabilidade encontrada no próprio afluente de alimentação, sendo mais discreta na etapa II, inclusive em relação ao afluente.

**Tabela 11** – Limite inferior, limite superior, média e desvio padrão dos valores de sólidos dissolvidos totais ( $\text{mg L}^{-1}$ ) obtidos ao longo do experimento.

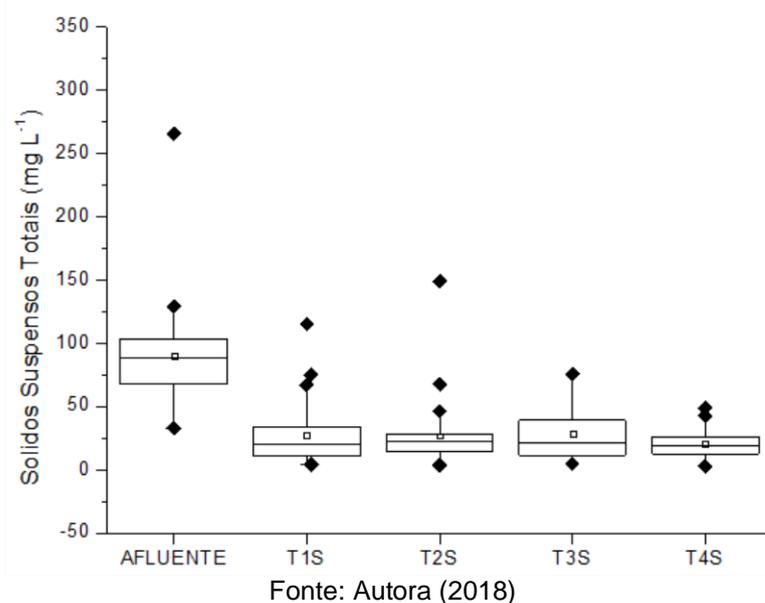
Etapa de tratamento	SDT ( $\text{mg L}^{-1}$ )	Limite Inferior	Limite Superior	Média $\pm$ Desvio Padrão
I	AFLUENTE (n = 26)	198,5	652,0	468,5 $\pm$ 132,6
	T1S (n = 26)	142,0	596,0	406,0 $\pm$ 144,3
	T2S (n = 26)	192,0	652,0	455,5 $\pm$ 153,5
	T3S (n = 26)	184,0	594,0	456,5 $\pm$ 154,2
	T4S (n = 26)	196,0	603,0	454,0 $\pm$ 145,3
II	AFLUENTE (n = 22)	405,0	592,0	485,0 $\pm$ 40,9
	T1S (n = 22)	345,0	588,0	491,5 $\pm$ 57,7
	T2S (n = 22)	119,0	596,0	509,5 $\pm$ 99,7
	T3S (n = 22)	384,0	597,0	521,5 $\pm$ 71,1

Fonte: Autora (2018)

Os sólidos suspensos totais, fração que tem correlação direta com turbidez, apresentou inicialmente (etapa I) diferença estatística significativa entre o afluente e os SACs plantados e controle (Figura 29), sendo que estes últimos expressaram concentrações inferiores, na ordem de  $20,0 \text{ mg L}^{-1}$ , enquanto que o afluente apresentou concentrações médias na ordem de  $90,0 \text{ mg L}^{-1}$ . A semelhança observada entre os SACs plantado e o SAC controle podem estar relacionadas a liberação de exsudatos radiculares pelas macrófitas, que provocam aumento na

concentração de SST, mascarando assim uma possível remoção superior ao SAC controle (T4S) durante o período de monitoramento (Etapa I - janeiro a junho/2017).

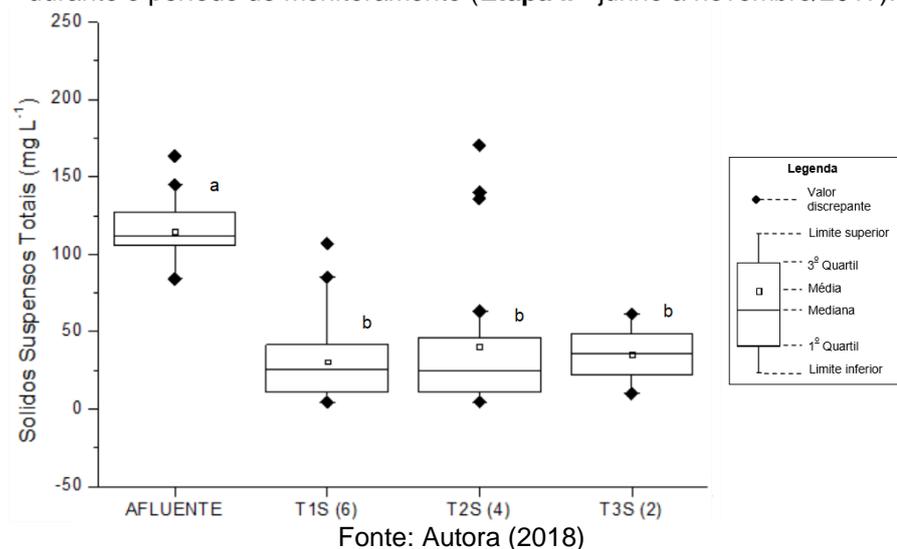
**Figura 29** – Variação de sólidos suspensos totais ( $\text{mg L}^{-1}$ ) do afluente, do efluente do SAC controle (T4S) durante o período de monitoramento (**Etapa I** - janeiro a junho/2017).



Na etapa II de tratamento (Figura 30), a diferença estatística observada foi mantida ( $p < 5$ ), embora as concentrações tenham sido um pouco superiores tanto para o afluente (cerca de  $110,0 \text{ mg L}^{-1}$ ) quanto para os SACs plantados (na faixa de  $29,0 \text{ mg L}^{-1}$ ), resultando em eficiências médias de remoção de SST na ordem de 81,1%, 76,4% e 69,1% para os SACs T1S (6), T2S (4) e T3S (2), respectivamente.

Segundo Çakir, Gipirislioglu e Çebi (2015), existe relação entre a eficiência de remoção de SST e o TDH, sendo que, um maior TDH, promove maior redução de SST. Neste trabalho, os autores encontraram remoções médias de STT na faixa de 71,3%, 81,7% e 86,6% quando aumentaram o TDH de 2,2 para 3,7 e 5,6, respectivamente.

**Figura 30** – Variação de sólidos suspensos totais ( $\text{mg L}^{-1}$ ) do afluente e do efluente do SAC plantado com os três tanques em diferentes tempos de detenção hidráulica (T1S (6), T2S (4) e T3S (2)) durante o período de monitoramento (**Etapa II** - junho a novembro/2017).

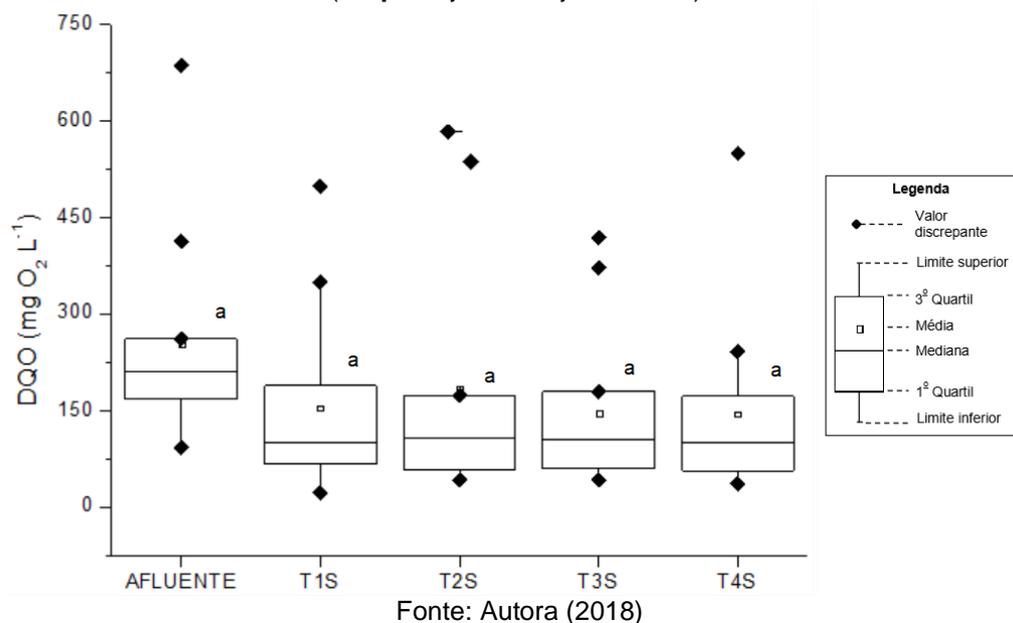


## 5.6. Remoção de matéria orgânica

### 5.6.1. Demanda Química de Oxigênio

A DQO, medida indireta de toda a matéria orgânica presente no sistema, se apresentou na faixa de  $209,8 \pm 165,9 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$  para o afluente durante o período de janeiro a junho de 2017, enquanto que os SACs plantado e controle obtiveram médias de  $105,2 \pm 153,1$  e  $101,0 \pm 147,0 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ , respectivamente (Figura 31), porém, sem diferença estatística significativa ( $p > 5$ ). A eficiência de remoção média obtida no SAC plantado foi de  $45,0 \pm 23,4 \%$  nesta etapa e no SAC controle, cerca de  $44,0 \pm 22,9 \%$ . Em um sistema híbrido, Silva e Bueno (2015) obtiveram  $67,7 \%$  na média de remoção de DQO na etapa do sistema de fluxo subsuperficial horizontal, quando seu aporte (afluente proveniente do SACFSSV) foi de  $288,0 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ .

**Figura 31** – Variação da demanda química de oxigênio ( $\text{mg O}_2 \text{L}^{-1}$ ) do afluente, do efluente do SAC plantado (T1S, T2S e T3S) e do efluente do SAC controle (T4S) durante o período de monitoramento (Etapa I - janeiro a junho/2017).

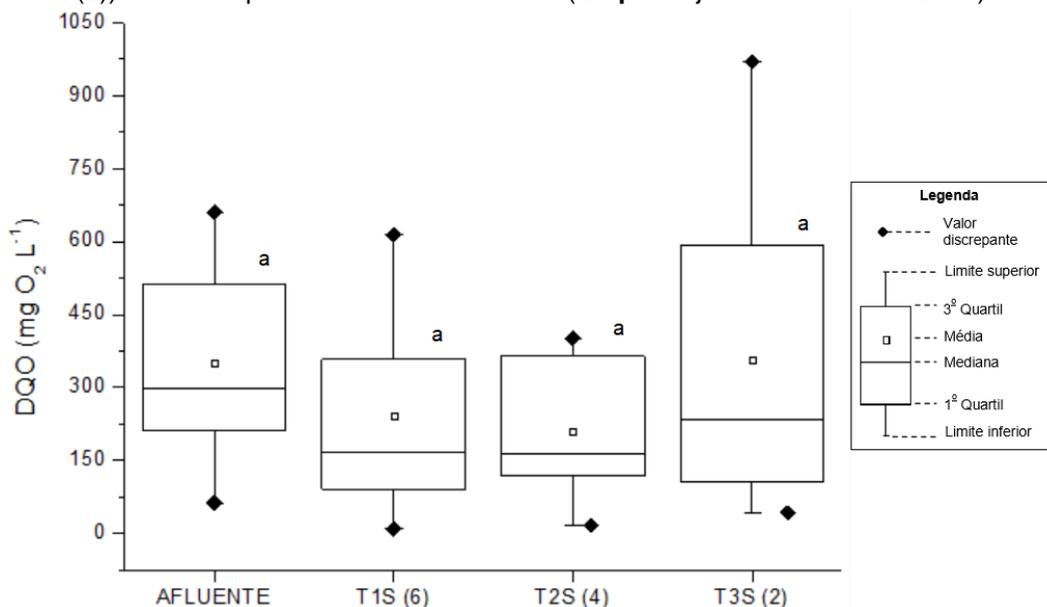


Em relação à segunda etapa (junho a novembro de 2017), houve maior dispersão dos dados, principalmente para o tanque plantado T3S (Figura 32), cujo TDH era menor (2 dias). Ainda assim, não foi observada diferença estatística significativa ( $p > 5$ ) entre afluente e SAC plantado com diferentes TDHs. Essa variabilidade de dados também foi encontrada no estudo de Cardoso (2015) em um SACFSSH, estando de acordo com o que foi encontrado neste estudo.

Embora não tenha sido observada diferença estatística significativa entre os tanques com diferentes TDHs, Zhang *et al.* (2012) observou em seu estudo que existe a tendência de aumento significativo na remoção de DQO conforme há o aumento do TDH. Os autores atribuem esse aumento na eficiência de remoção do sistema ao maior tempo de contato da matéria orgânica com os microrganismos, sendo este tempo essencial para o processo de decomposição dos poluentes. Entretanto, Vich *et al.* (2013) concluíram em seu estudo utilizando um SACFSSH que o aumento do TDH e a presença da vegetação não elevaram a eficiência em relação a DQO, assim como foi observado no presente trabalho.

Outros autores apontam ainda que, a remoção de DQO e SST depende da aeração do sistema, bem como da taxa de carregamento do afluente, mas não tanto das macrófitas, o que pode justificar os resultados obtidos no presente trabalho frente ao SAC controle (MALTAIS-LANDRY *et al.*, 2009; ZHANG *et al.*, 2012).

**Figura 32** – Variação da demanda química de oxigênio ( $\text{mg O}_2 \text{L}^{-1}$ ) do afluente e do efluente do SAC plantado com os três tanques em diferentes tempos de detenção hidráulica (T1S (6), T2S (4) e T3S (2)) durante o período de monitoramento (**Etapa II** - junho a novembro/2017).



Ainda em relação à Figura 32, destaca-se a ampla variabilidade de dados obtidos no tanque com TDH de 2 dias (T3S (2)). Provavelmente, esta flutuação nas concentrações de DQO está relacionada ao baixo TDH, visto que os demais tanques com 4 e 6 dias não tiveram o mesmo comportamento. Matos, Brasil e Mônico (2013) também obtiveram maior variabilidade das concentrações de DQO quando operaram um SACFSSH com menor TDH (1,9 dias) do que quando operaram com TDH de 3,8 dias.

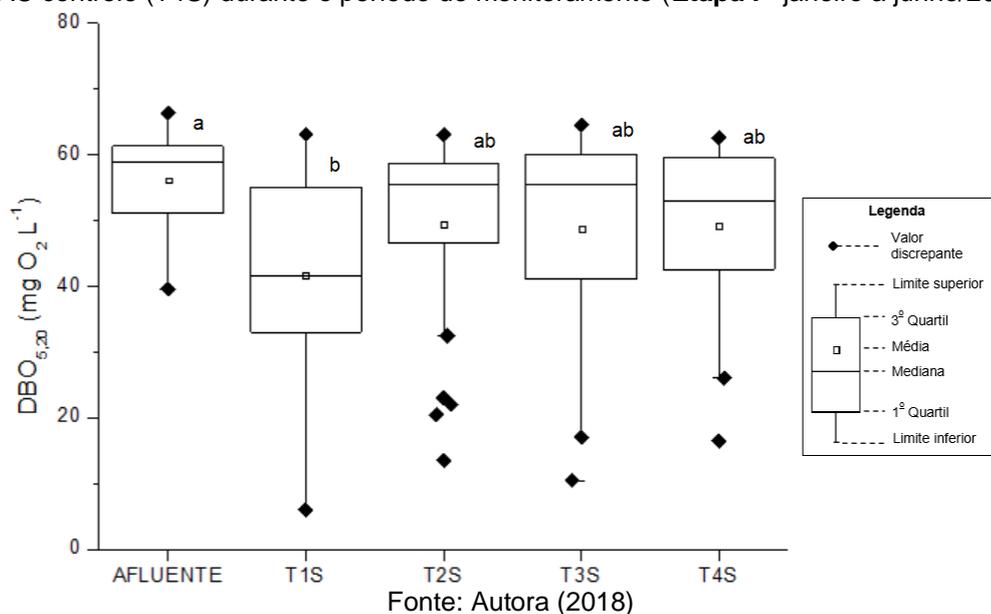
### 5.6.2. Demanda Bioquímica de Oxigênio

Os resultados obtidos a partir da análise indireta da matéria orgânica biodegradável ( $\text{DBO}_{5,20}$ ) mostram que, com exceção do T1S, que sofreu algumas falhas de operação que justificam tal diferença, não houve diferença estatística significativa ( $p > 5$ ) em nenhuma das etapas de tratamento (Figuras 33 e 34).

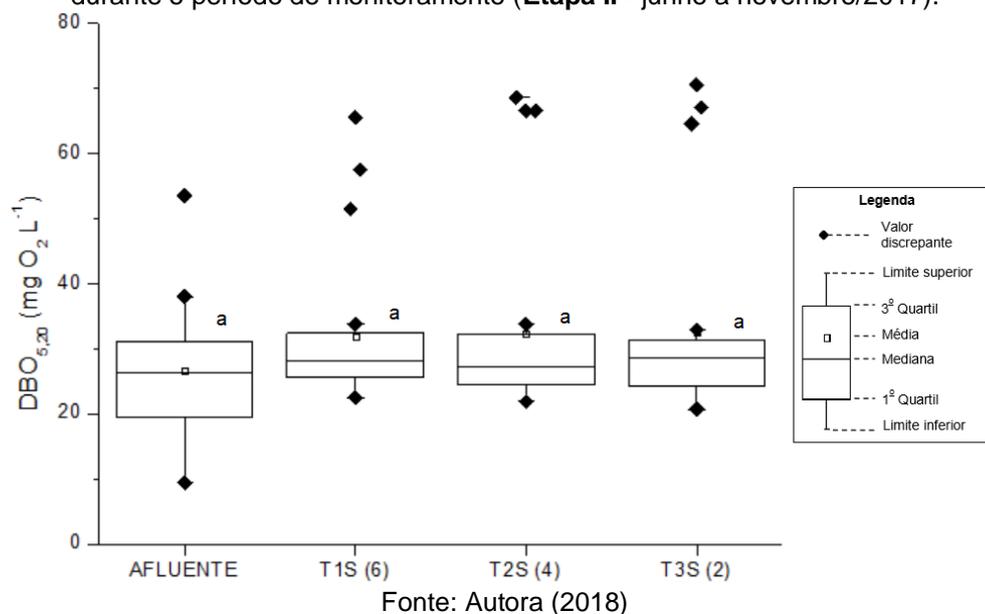
Na etapa I, era esperado que houvesse diferença entre o SAC plantado e o SAC controle, assim como observado em outros estudos (ZHANG *et al.*, 2012; WEERAKOON *et al.*, 2013), visto que a zona de raízes presente no SAC plantado promove uma capacidade de adsorção da matéria orgânica adicional, bem como

proporciona um ambiente favorável para o crescimento biológico e consequente degradação da fração biodegradável.

**Figura 33** – Variação da demanda bioquímica de oxigênio ( $\text{mg O}_2 \text{L}^{-1}$ ) do afluente, do efluente do SAC controle (T4S) durante o período de monitoramento (**Etapa I** - janeiro a junho/2017).



**Figura 34** – Variação da demanda bioquímica de oxigênio ( $\text{mg O}_2 \text{L}^{-1}$ ) do afluente e do SAC plantado com os três tanques em diferentes tempos de detenção hidráulica (T1S (6), T2S (4) e T3S (2)) durante o período de monitoramento (**Etapa II** - junho a novembro/2017).



Em relação à etapa II, o que pode justificar a semelhança estatística entre os SACs com diferentes TDHs é o baixo aporte de  $\text{DBO}_{5,20}$ , visto que, baixas concentrações de entrada já não permitem gerar grandes eficiências de remoção. Além disso, a retirada de amostras pode elevar a velocidade do fluxo do sistema,

perturbando a estrutura do material filtrante e, conseqüentemente, carregando materiais indesejados que provocam erros nas amostragens, muitas vezes, resultando em concentrações superiores às de entrada (QUELUZ, 2016). Na Tabela 12 encontram-se os valores mínimos, máximos e médios em relação à demanda bioquímica de oxigênio nas etapas I e II.

**Tabela 12** – Limite inferior, limite superior, média e desvio padrão dos valores da demanda bioquímica de oxigênio ( $\text{mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ ) obtidos ao longo do experimento.

Etapa de tratamento	DBO ( $\text{mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ )	Limite Inferior	Limite Superior	Média $\pm$ Desvio Padrão
I	AFLUENTE (n = 27)	39,5	66,3	58,8 $\pm$ 7,2
	T1S (n = 27)	6,0	63,0	41,5 $\pm$ 15,3
	T2S (n = 27)	13,5	63,0	55,5 $\pm$ 14,5
	T3S (n = 27)	10,5	61,5	55,5 $\pm$ 16,2
	T4S (n = 27)	16,5	62,5	53,0 $\pm$ 12,3
II	AFLUENTE (n = 19)	9,4	33,5	26,1 $\pm$ 6,6
	T1S (n = 19)	22,5	33,8	27,3 $\pm$ 3,2
	T2S (n = 19)	21,9	33,8	26,0 $\pm$ 3,7
	T3S (n = 19)	20,7	31,0	27,0 $\pm$ 3,6

Fonte: Autora (2018)

### 5.6.3. Carbono Orgânico Total

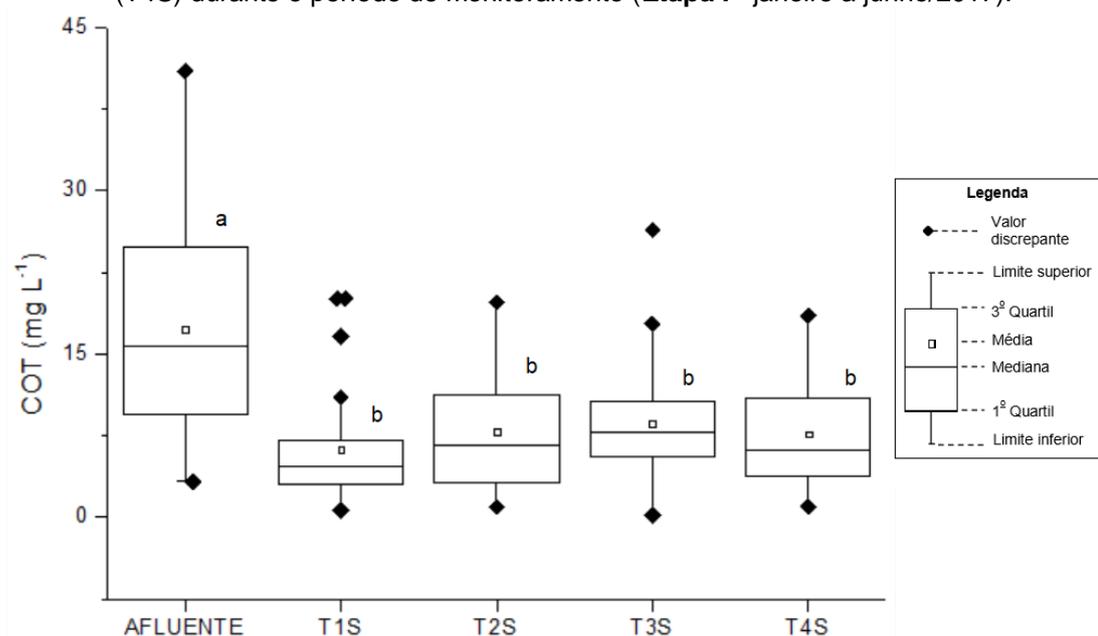
Nos esgotos domésticos, a matéria orgânica é constituída por uma complexa mistura de compostos orgânicos de diferentes origens e presentes nas formas dissolvida e particulada. Por sua vez, o carbono orgânico total vem se tornando a principal ferramenta de análise de matéria orgânica, principalmente devido às incertezas e dificuldades encontradas nos ensaios para a determinação de  $\text{DBO}_{5,20}$ , especialmente quanto baixas concentrações de matéria orgânica estão presentes no meio (KNAPIK; FERNANDES; AZEVEDO, 2016).

Durante o monitoramento do carbono orgânico total, observou-se nas duas etapas (I e II) uma diferença estatística significativa ( $p < 5$ ) entre o afluente e os SACs plantado e controle (Figura 35) e entre o afluente e os SACs plantados com diferentes TDHs (Figura 36).

Na primeira etapa, não foi observada diferença significativa ( $p > 5$ ) entre os SACs plantado e controle, evidenciando que a diminuição da concentração de carbono orgânico não ocorreu devido à presença das macrófitas, mas sim, devido ao biofilme presente no material filtrante de todos os SACs.

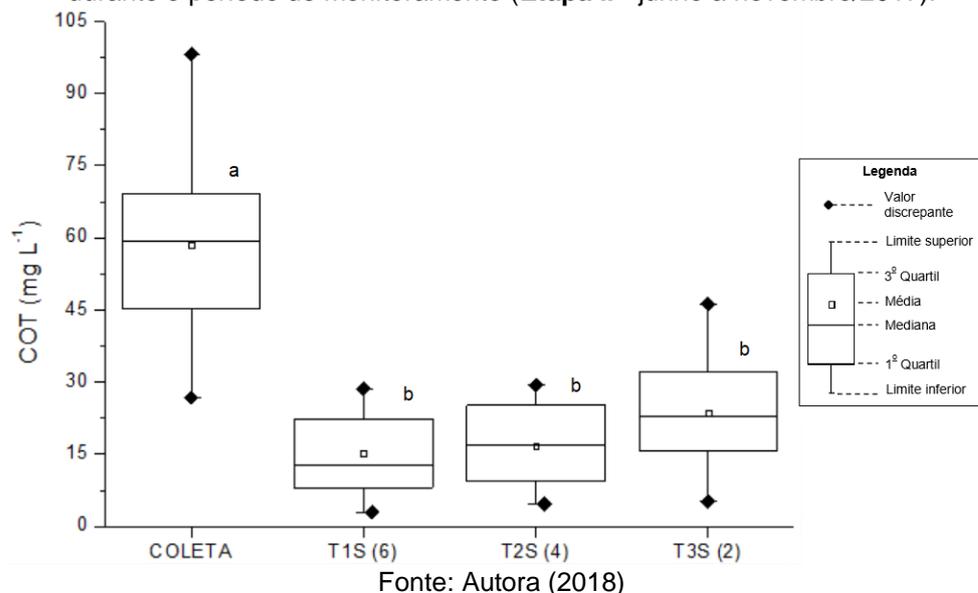
Já na segunda etapa, embora não tenha sido demonstrada uma diferença significativa ( $p > 5$ ) entre os SACs com TDHs diferentes, nota-se uma possível tendência de diferenciação principalmente entre o SAC T1S (6) e o SAC T3S (2), que se tornaria mais evidente com um monitoramento a longo prazo, indicando que o tempo de detenção hidráulica tem influência na remoção da matéria orgânica carbonácea, permitindo maior atuação de mecanismos físicos na remoção (sedimentação e filtração) e bioquímicos (degradação microbológica e absorção pelas plantas) no sistema (CELIS, 2015).

**Figura 35** – Variação do carbono orgânico total ( $\text{mg L}^{-1}$ ) do afluente, do efluente do SAC controle (T4S) durante o período de monitoramento (**Etapa I** - janeiro a junho/2017).



Fonte: Autora (2018)

**Figura 36** – Variação de carbono orgânico total ( $\text{mg L}^{-1}$ ) do afluente e do efluente do SAC plantado com os três tanques em diferentes tempos de detenção hidráulica (T1S (6), T2S (4) e T3S (2)) durante o período de monitoramento (**Etapa II** - junho a novembro/2017).



Na Tabela 13 encontram-se os valores mínimos, máximos e médios de COT obtidos em cada etapa de tratamento.

**Tabela 13** – Limite inferior, limite superior, média e desvio padrão dos valores do carbono orgânico total ( $\text{mg L}^{-1}$ ) obtidos ao longo do experimento.

Etapa de tratamento	COT ( $\text{mg L}^{-1}$ )	Limite Inferior	Limite Superior	Média $\pm$ Desvio Padrão
I	AFLUENTE (n = 27)	3,3	41,0	15,7 $\pm$ 10,6
	T1S (n = 26)	0,7	20,1	4,7 $\pm$ 5,2
	T2S (n = 27)	1,0	19,7	6,6 $\pm$ 5,3
	T3S (n = 27)	0,2	26,4	7,9 $\pm$ 5,7
	T4S (n = 27)	1,0	18,5	6,1 $\pm$ 4,9
II	AFLUENTE (n = 19)	26,8	98,2	59,4 $\pm$ 17,6
	T1S (n = 19)	2,9	28,6	12,8 $\pm$ 8,1
	T2S (n = 19)	4,7	29,4	16,9 $\pm$ 8,1
	T3S (n = 19)	5,2	46,3	22,9 $\pm$ 11,5

Fonte: Autora (2018)

## 5.7. Remoção de Nutrientes

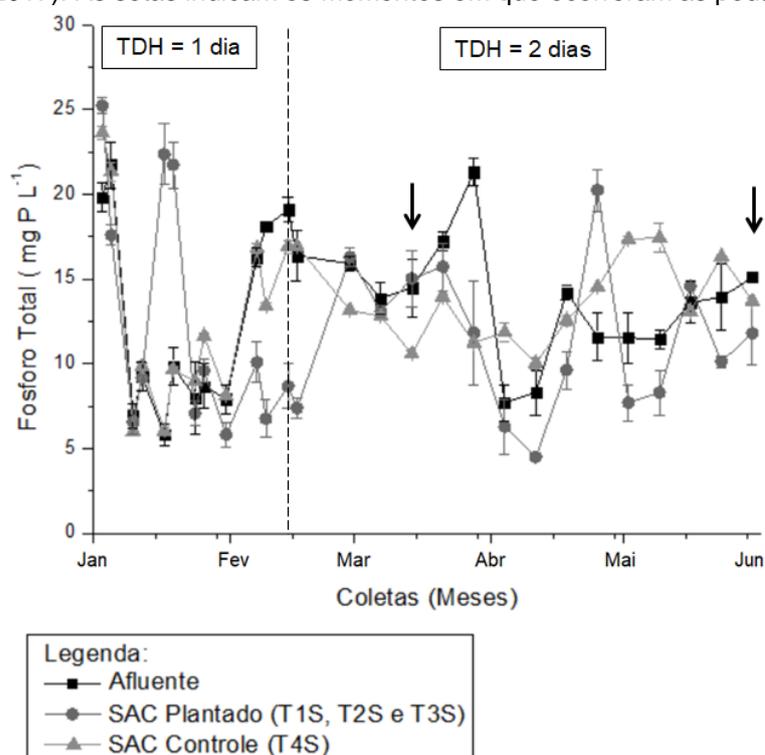
### 5.7.1. Formas fosfatadas

#### 5.7.1.1. Fósforo Total

A variação temporal do fósforo total no afluente e nos SACs plantado e controle está demonstrada nas Figuras 37 e 38.

Na primeira etapa de tratamento (Figura 37) pode-se observar uma variação nas concentrações do fósforo, relacionada à variação das concentrações do afluente proveniente da lagoa aerada da ETE. Contudo, o SAC plantado, em geral, obteve concentrações inferiores ao afluente (cerca de 30 % a menos) durante todo o período de monitoramento, evidenciando a possível assimilação de fósforo pelas macrófitas aquáticas. Ao observar o SAC controle, nota-se que, em geral, suas concentrações também ficaram abaixo das concentrações de entrada do sistema (cerca de 10,5 %).

**Figura 37** – Variação temporal do fósforo total ( $\text{mg P L}^{-1}$ ) do afluente, do efluente do SAC plantado (T1S, T2S e T3S) e do efluente do SAC controle (T4S) durante o período de monitoramento (**Etapa I** - janeiro a junho/2017). As setas indicam os momentos em que ocorreram as podas das macrófitas.



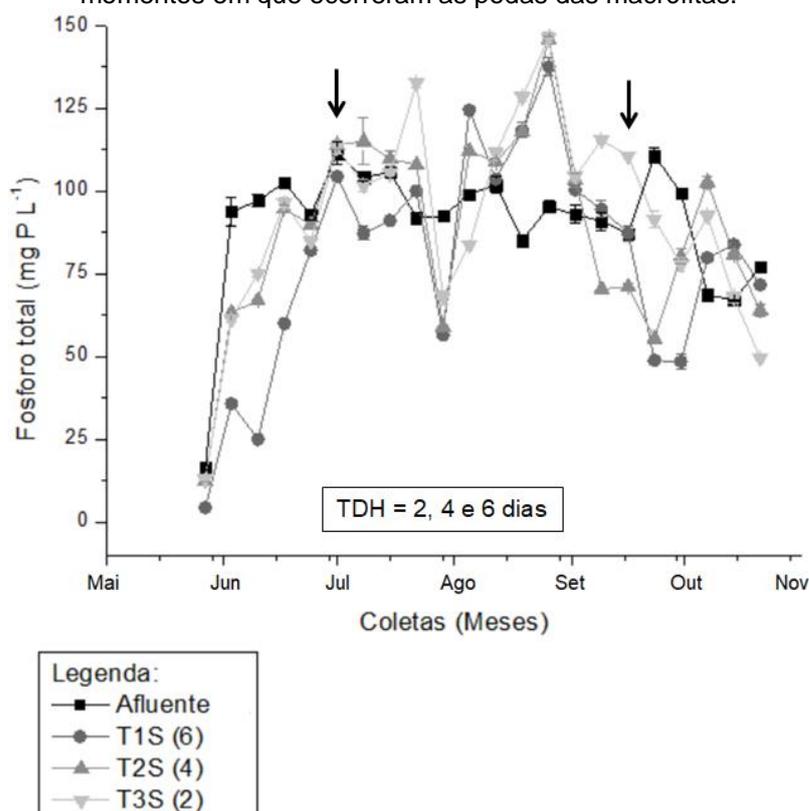
Fonte: Autora (2018)

Isso ocorreu, provavelmente, em função da capacidade de adsorção do nutriente no meio suporte – a brita – que pode conter óxidos de ferro e alumínio, responsáveis por intensificar o fenômeno de adsorção e fixação fósforo junto ao meio suporte (MENDONÇA *et al.*, 2017). Entretanto, no final desta etapa (meados de maio de 2017), a concentração de fósforo total presente no SAC controle superou o afluente, evidenciando uma possível saturação da matriz de adsorção, acarretando em uma dessorção do nutriente no meio aquoso (Bonner *et al.*, 2017).

Na Figura 38, etapa II de tratamento (junho a novembro de 2017), nota-se grande variação na concentração de fósforo do sistema como um todo, independente do TDH. Variações nas remoções de fósforo também foram observadas em outros estudos (ZHAO; ZHU; TONG, 2009; MARTIN *et al.*, 2013; WU *et al.*, 2015), se estendendo de 24 % a 80 %. Neste trabalho, chegou-se a atingir 74 % de remoção no T1S (6) em dado momento, assim como também a concentração de saída chegou a superar a concentração de entrada em algumas coletas. Essas variações podem estar relacionadas a diversos fatores, tais como o período de maturação em que as plantas se encontram (fase de brotamento, onde a capacidade de assimilação é alta, pois a planta se encontra em momento de desenvolvimento ou fase de senescência, quando o valor de assimilação tende a reduzir devido a fase final da vida da macrófita), capacidade de adsorção do material filtrante, entre outros. (WU *et al.*, 2013).

Outro ponto importante a ser destacado é que, nas primeiras coletas subsequentes à manutenção das macrófitas nessa etapa, observa-se uma diminuição nas concentrações do P do efluente em todos os SACs plantados. No entanto, essa redução fica mais evidente no SAC com tempo de detenção hidráulica de 6 dias (T1S (6)), provavelmente devido ao fato deste estar diretamente relacionado com a capacidade de assimilação de fósforo pelas macrófitas (WU *et al.*, 2013).

**Figura 38** – Variação temporal do fósforo total ( $\text{mg P L}^{-1}$ ) do afluente e do efluente do SAC plantado com os três tanques em diferentes tempos de detenção hidráulica (T1S (6), T2S (4) e T3S (2)) durante o período de monitoramento (**Etapa II** - junho a novembro/2017). As setas indicam os momentos em que ocorreram as podas das macrófitas.

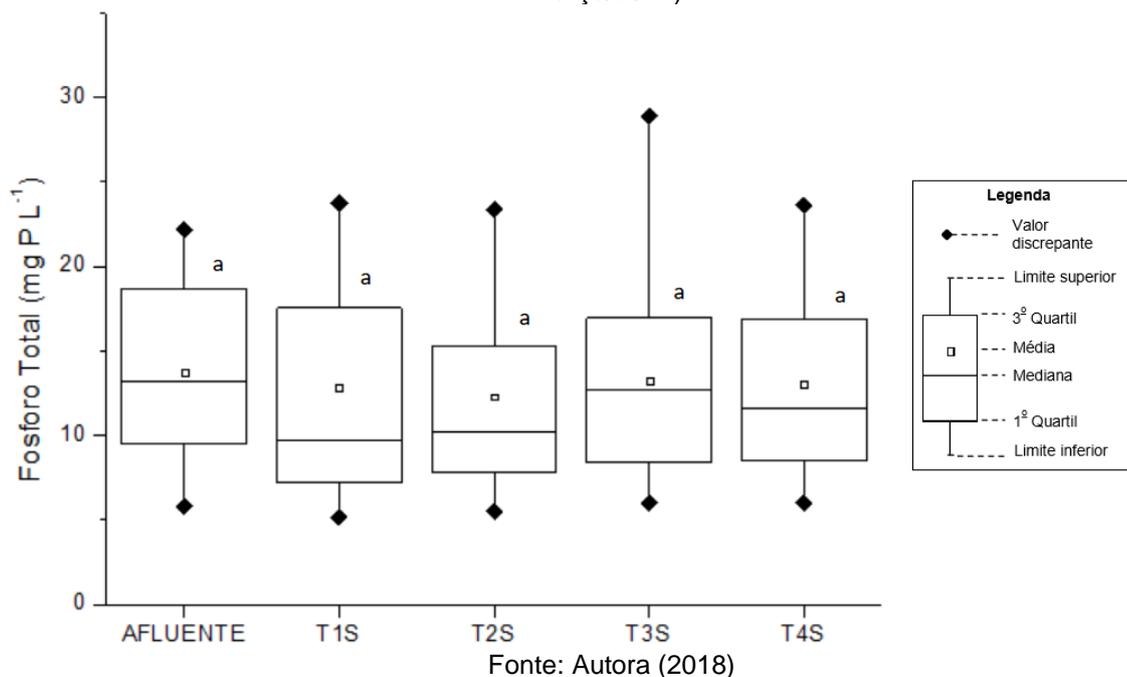


Fonte: Autora (2018)

Nas Figuras 39, 40 e 41 têm-se os *boxplots* das etapas de tratamento em relação ao fósforo total, bem como as análises estatísticas aplicadas.

Durante a fase de comparação do SAC plantado com o SAC controle (etapa I), não foi observada diferença estatística significativa ( $p > 5$ ) durante o monitoramento do sistema com TDH aplicado de 1 dia (Figura 39). Ademais, nota-se grande variabilidade dos dados obtidos, inclusive para o afluente, sendo este o principal responsável por tais oscilações nos SACs, visto que o esgoto que adentrava o sistema alagado construído possuía grandes variações.

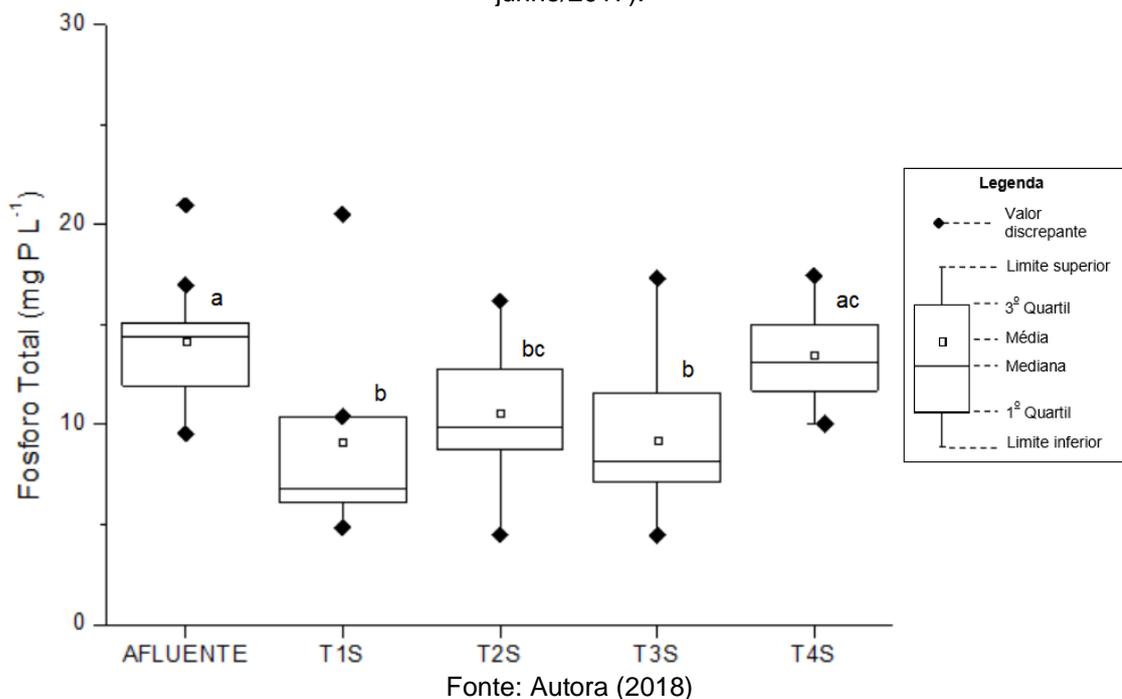
**Figura 39** – Variação do fósforo total ( $\text{mg P L}^{-1}$ ) do afluente, do efluente do SAC plantado (T1S, T2S e T3S) e do efluente do SAC controle (T4S) durante o período de monitoramento (**Etapa I** - janeiro a março/2017).



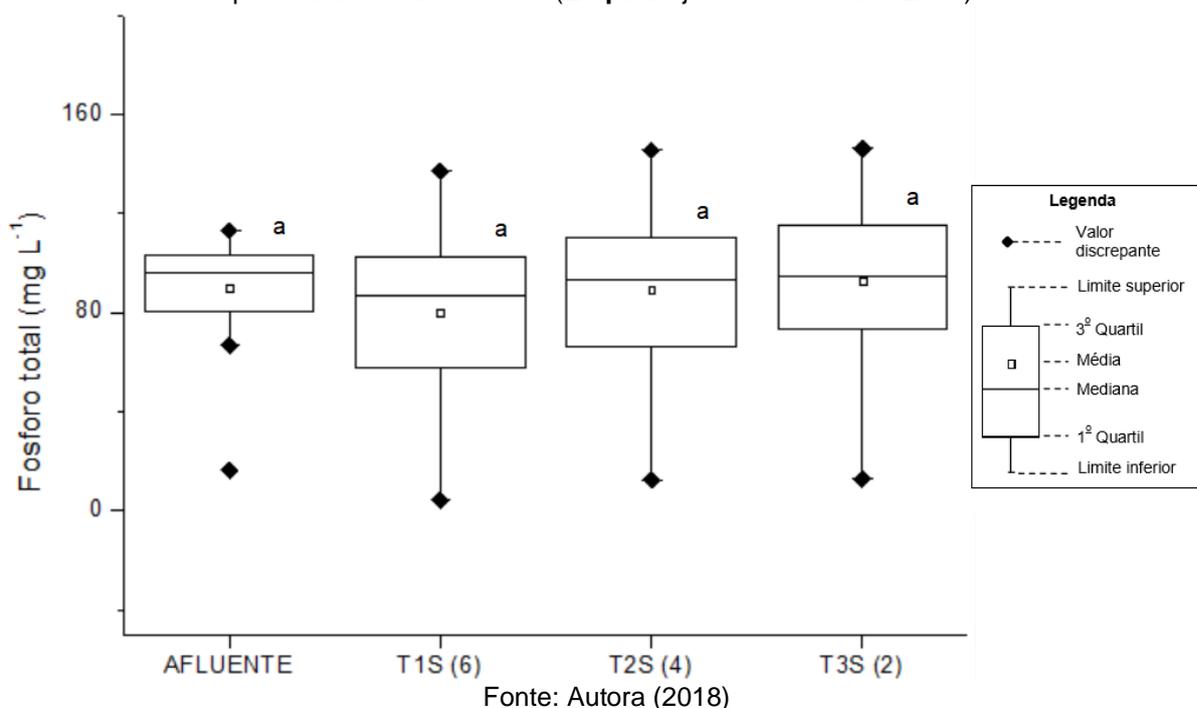
Já durante a operação dos sistemas com TDH de 2 dias (Figura 40), obtiveram-se diferenças significativas ( $p < 5$ ) entre o SAC plantado, o afluente e o SAC controle, com exceção do T2S cuja concentração não foi estatisticamente diferente do SAC controle, embora seja estatisticamente igual aos demais SACs plantados. Isso sugere que, a partir de 2 dias de tempo de residência, pode-se observar uma remoção de fósforo principalmente via assimilação pelas plantas, já que o SAC controle não conseguiu se diferenciar do afluente.

Na etapa II de tratamento (Figura 41), cujo objetivo era a comparação dos SACs plantado com diferentes TDHs, não foi observada diferença significativa ( $p > 5$ ) entre eles, e, principalmente, em relação ao afluente. Nesse momento, possivelmente o meio suporte já se encontrava saturado e pode ter dado início ao processo de dessorção, de forma que o ortofosfato liberado pela matriz adsorvente mascarava o que foi efetivamente absorvido pelas macrófitas (BAI *et al.*, 2017).

**Figura 40** – Variação do fósforo total ( $\text{mg P L}^{-1}$ ) do afluente, do efluente do SAC plantado (T1S, T2S e T3S) e do efluente do SAC controle (T4S) durante o período de monitoramento (**Etapa I** - março a junho/2017).



**Figura 41** – Variação do fósforo total ( $\text{mg P L}^{-1}$ ) do afluente e do efluente do SAC plantado com os três tanques em diferentes tempos de detenção hidráulica (T1S (6), T2S (4) e T3S (2)) durante o período de monitoramento (**Etapa II** - junho a novembro/2017).



Na Tabela 14 constam os limites inferiores e superiores para as concentrações de fósforo total encontradas, bem como as médias e desvios-padrão nas diferentes etapas de tratamento e TDHs.

Vale ressaltar que as concentrações de entrada e, conseqüentemente, das saídas, foram consideravelmente superiores na etapa II de tratamento, provavelmente devido ao aporte de esgoto neste período, cujas concentrações de nutrientes estavam mais elevadas.

**Tabela 14** – Limite inferior, limite superior, média e desvio padrão dos valores de fósforo total (mg P L<sup>-1</sup>) obtidos ao longo do experimento.

<b>Etapa de tratamento</b>	<b>Fósforo Total (mg P L<sup>-1</sup>)</b>	<b>Limite Inferior</b>	<b>Limite Superior</b>	<b>Média ± Desvio Padrão</b>
<b>I – TDH = 1</b>	AFLUENTE (n = 13)	5,8	22,2	13,2 ± 5,4
	T1S (n = 13)	5,2	23,8	9,7 ± 6,3
	T2S (n = 13)	5,5	23,4	10,2 ± 5,7
	T3S (n = 13)	6,0	28,9	12,7 ± 6,2
	T4S (n = 13)	6,0	23,6	11,6 ± 5,7
<b>I – TDH = 2</b>	AFLUENTE (n = 14)	9,5	21,0	14,4 ± 2,8
	T1S (n = 7)	4,9	20,5	6,8 ± 5,3
	T2S (n = 13)	4,5	16,2	9,8 ± 3,0
	T3S (n = 12)	4,5	17,3	8,2 ± 3,4
	T4S (n = 14)	10,0	17,4	13,1 ± 2,3
<b>II</b>	AFLUENTE (n = 22)	16,5	113,4	95,9 ± 20,9
	T1S (n = 22)	4,2	137,5	86,9 ± 33,0
	T2S (n = 22)	12,5	145,8	93,6 ± 28,9
	T3S (n = 22)	12,8	146,5	94,4 ± 30,4

Fonte: Autora (2018)

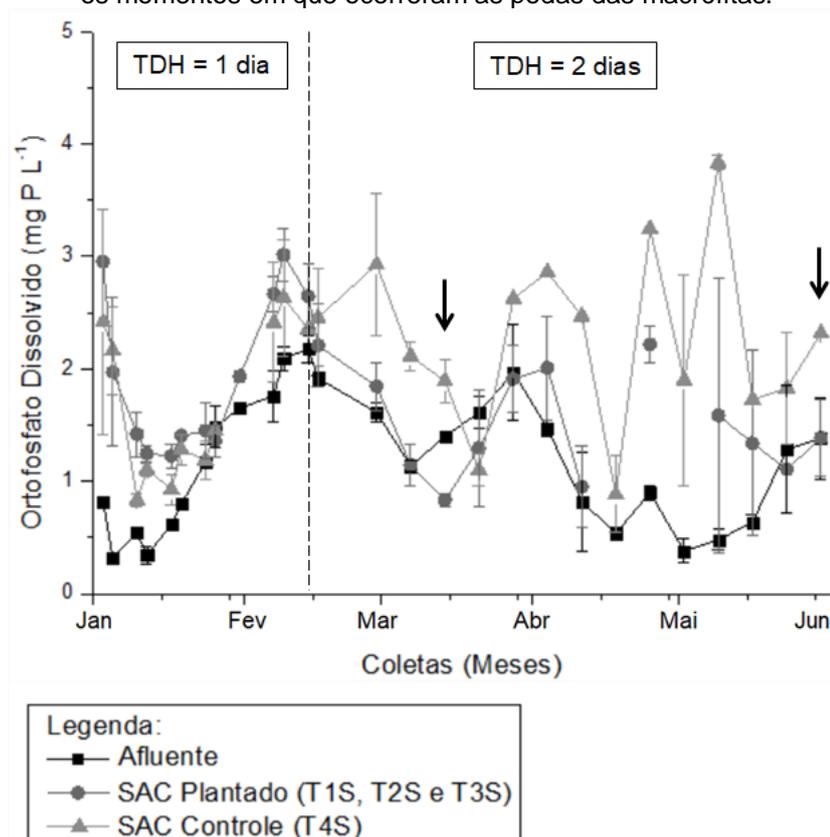
### 5.7.1.2. Ortofosfato Dissolvido

A remoção de fósforo total está associada principalmente à capacidade de adsorção do material filtrante e ao fenômeno de precipitação, enquanto que a remoção de ortofosfato depende da assimilação deste pelas plantas e da atividade microbológica (WANG *et al.*, 2017). Segundo Wang *et al.* (2013), a remoção de fósforo em SACs é um processo complicado e difícil de ser mantido, pois dependem de fatores bióticos e abióticos. A remoção de fósforo inorgânico por plantas e microrganismos é considerada rápida e em curto prazo, enquanto que os processos abióticos (sedimentação, precipitação com minerais, sorção, etc) são considerados os principais reservatórios de fósforo, mas são totalmente dependentes de outros fatores como pH, presença de íons competidores, temperatura, entre outros (LUCA *et al.*, 2017).

Durante o monitoramento de ortofosfato na etapa I (Figura 42), observa-se que, em geral, sua concentração no afluente foi inferior à concentração dos SACs plantado e controle, em ambos os tempos de detenção hidráulica (1 e 2 dias). Este fato pode estar relacionado à composição química do meio suporte utilizado (brita), visto que este também pode ser uma fonte interna de fósforo e, em geral, pode desempenhar um papel importante na obtenção de concentrações do nutriente na coluna de água subjacente (SANTOS *et al.*, 2016; LUCA *et al.*, 2017).

Contudo, nota-se que até o final de abril de 2017, tanto o SAC plantado quanto o SAC piloto acompanharam as variações do fósforo proveniente do afluente, que pode estar associado ao amortecimento promovido pelo biofilme formado no sistema (MENDONÇA *et al.*, 2012). Porém, no final do monitoramento da etapa I, percebe-se que ambos os SACs (plantado e controle) tiveram suas concentrações de ortofosfato dissolvido bastante elevadas, mesmo quando o aporte de ortofosfato pelo afluente era bastante inferior. Nesse momento, possivelmente iniciou-se a dessorção do fósforo devido à saturação do meio (PARK *et al.*, 2017).

**Figura 42** – Variação temporal do ortofosfato dissolvido ( $\text{mg P L}^{-1}$ ) do afluente, do efluente do SAC controle (T4S) durante o período de monitoramento (**Etapa I** - janeiro a junho/2017). As setas indicam os momentos em que ocorreram as podas das macrófitas.



Fonte: Autora (2018)

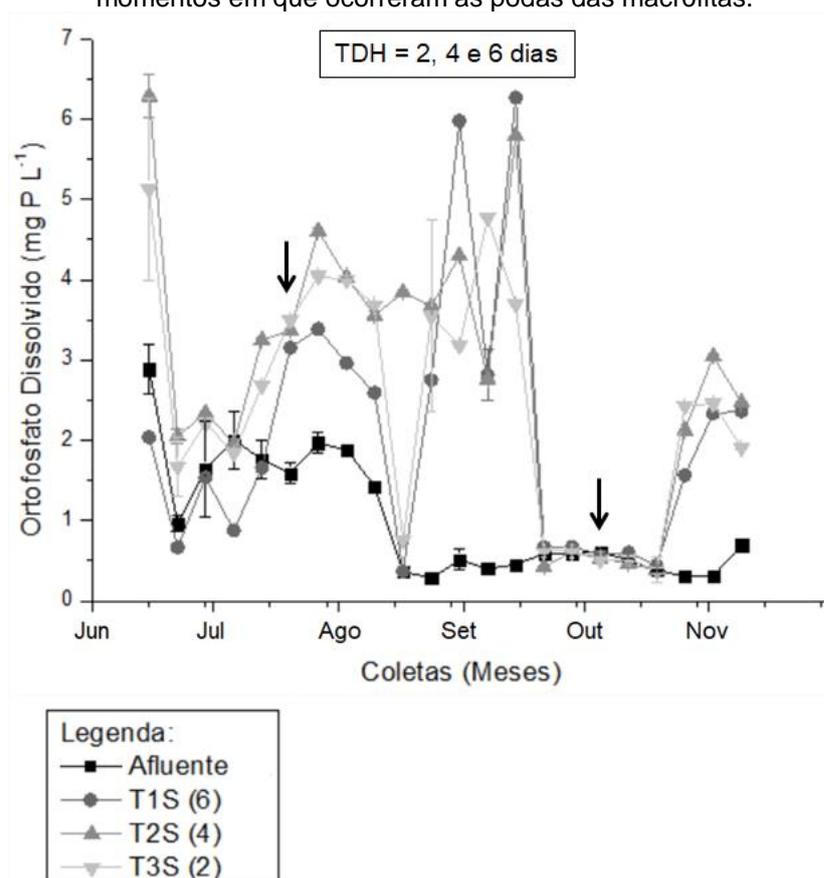
Destaca-se que a concentração de ortofosfato dissolvido no SAC piloto foi, em geral, inferior à concentração do SAC controle (cerca de 59,0 % no SAC plantado e 34,2 % no SAC controle), evidenciando uma possível assimilação do ortofosfato pelas macrófitas (WANG et al., 2017).

Em relação a segunda etapa de tratamento (Figura 43), a liberação do ortofosfato pelos SACs ficou ainda mais evidente. Tal fato é creditado à saturação do material filtrante proveniente desde a etapa I de tratamento e, intensificado, devido ao considerável aporte do nutriente nesta etapa em relação à primeira.

Segundo Bai *et al.* (2017), a remoção de fósforo também é bastante influenciada pelo pH, sendo que, à medida que o pH aumenta, a adsorção do nutriente diminui pela formação de precipitados de hidróxidos de Fe e Al nos sítios ativos do meio suporte. Em seu estudo, a adsorção de fosfato ao material filtrante foi menor quando o pH estava entre 7 e 8 (cerca de  $5 \text{ mg Kg}^{-1}$ ) e aumentou gradativamente com o aumento da acidez ( $\text{pH} < 7$ ). Neste estudo, o menor pH encontrado durante todo o monitoramento foi de 6,5, sendo que a média do pH nas

etapas I e II foi de, respectivamente,  $7,1 \pm 0,1$  e  $7,5 \pm 0,1$ . O potencial hidrogeniônico encontrado no sistema corrobora com a dificuldade de adsorção do íon ao material filtrante encontrada no estudo de Bai *et al.* (2017), indicando que nem toda a capacidade de adsorção do material ao ortofosfato consegue ser utilizada, haja vista o bloqueio de sítios ativos por precipitação de hidróxidos metálicos.

**Figura 43** – Variação temporal do ortofosfato dissolvido ( $\text{mg P L}^{-1}$ ) do afluente e do efluente do SAC plantado com os três tanques em diferentes tempos de detenção hidráulica (T1S (6), T2S (4) e T3S (2)) durante o período de monitoramento (**Etapa II** - junho a novembro/2017). As setas indicam os momentos em que ocorreram as podas das macrófitas.

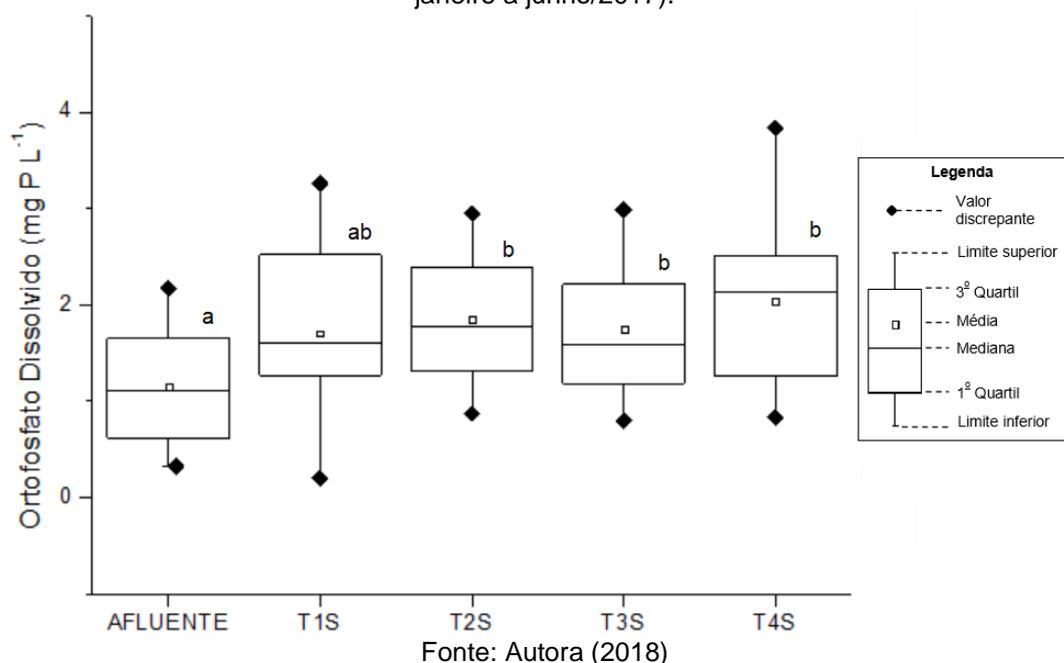


Fonte: Autora (2018)

Outro fator possivelmente associado à baixa adsorção do ortofosfato no meio é o período de intermitência do sistema. Segundo alguns estudos, uma quantidade relativamente alta de fósforo pode ser liberada conforme ocorrem períodos de seca e reabastecimento, como no caso deste estudo (GILBERT *et al.*, 2014; BAI *et al.*, 2017). Alguns processos de adsorção de fósforo mais fracos, especialmente baseados em interações do tipo forças de van der Waals, podem ser quebrados, desorvendo a substância novamente para o meio.

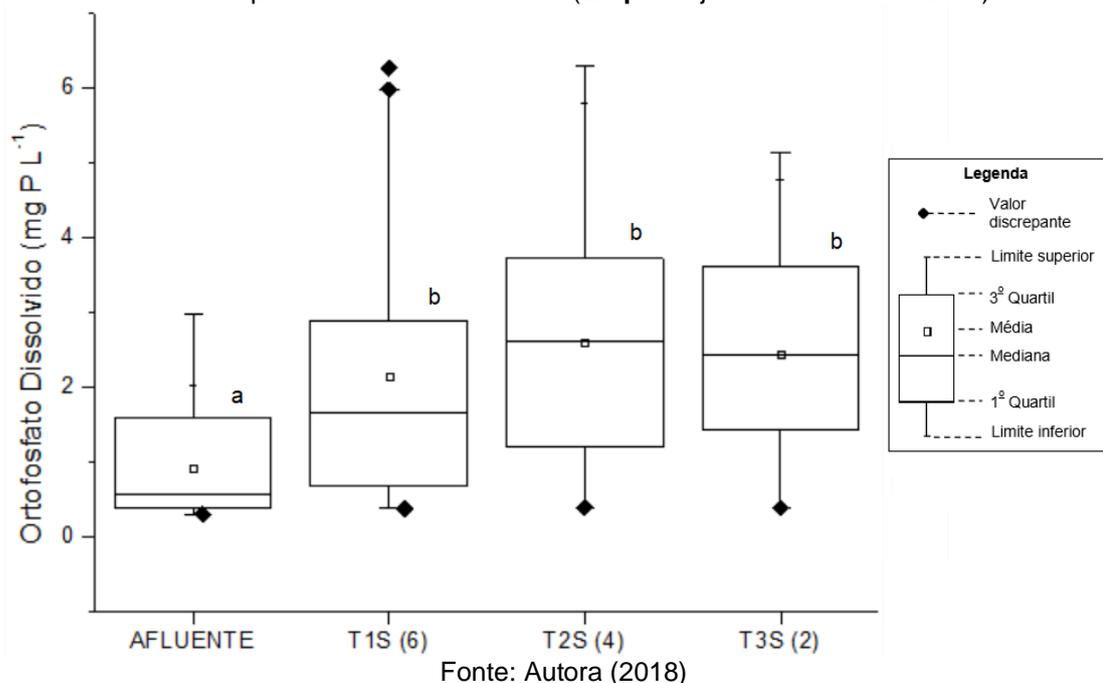
Avaliações estatísticas (ANOVA e teste de Tukey) foram realizadas a partir dos dados obtidos de concentração de ortofosfato e constatou-se que o afluente apresentou diferença significativa ( $p < 5$ ) em relação aos SACs plantado e controle (Figura 44), com exceção do SAC plantado T1S, cujas concentrações médias foram um pouco inferiores aos demais tanques, embora não seja estatisticamente relevante tal diferença.

**Figura 44** – Variação do ortofosfato dissolvido ( $\text{mg P L}^{-1}$ ) do afluente, do efluente do SAC plantado (T1S, T2S e T3S) e do efluente do SAC controle (T4S) durante o período de monitoramento (**Etapa I** - janeiro a junho/2017).



A Figura 45 ilustra o *boxplot*, bem como o resultado da Análise de Variância e o teste de Tukey para a segunda etapa de tratamento. Nesta etapa, fica ainda mais evidente a diferença significativa ( $p < 5$ ) entre as concentrações médias de ortofosfato encontradas no afluente e nos SACs plantados:  $0,6 \pm 0,8 \text{ mg L}^{-1}$  (afluente),  $1,8 \pm 1,6 \text{ mg P L}^{-1}$  (T1S (6)),  $2,8 \pm 1,7 \text{ mg P L}^{-1}$  (T2S (4)) e  $2,4 \pm 1,4 \text{ mg P L}^{-1}$  (T3S (2)).

**Figura 45** – Variação do ortofosfato dissolvido ( $\text{mg P L}^{-1}$ ) do afluente e do efluente do SAC plantado com os três tanques em diferentes tempos de detenção hidráulica (T1S (6), T2S (4) e T3S (2)) durante o período de monitoramento (**Etapa II** - junho a novembro/2017).



Embora exista uma tendência do T1S (6) em possuir as menores concentrações de ortofosfato, essa diferença não é estatisticamente significativa ( $p > 5$ ) e não se observa uma influência do TDH sob essas condições de operação em relação ao fósforo, diferente do que é destacado por Wu *et al.* (2013), que observou diferenças significativas entre os TDHs de 2, 4, 6, 8 e 10 dias na remoção de ortofosfato.

Na Tabela 15 encontram-se os valores máximos, mínimos e a média com desvio padrão de cada um dos SACs e afluente, em cada etapa de tratamento. Cabe destacar que as elevadas concentrações de ortofosfato nos SACs plantados também podem estar relacionadas ao período de desenvolvimento das macrófitas, visto que, apesar de possuírem a capacidade de assimilar elevadas cargas de fósforo, também o liberam de volta ao meio na fase de morte vegetativa (WU *et al.*, 2013), bem como devido à falta de colheita e remoção.

**Tabela 15** – Limite inferior, limite superior, média e desvio padrão dos valores de ortofosfato dissolvido ( $\text{mg P L}^{-1}$ ) obtidos ao longo do experimento.

<b>Etapa de tratamento</b>	<b>Ortofosfato (<math>\text{mg P L}^{-1}</math>)</b>	<b>Limite Inferior</b>	<b>Limite Superior</b>	<b>Média <math>\pm</math> Desvio Padrão</b>
<b>I</b>	AFLUENTE (n = 27)	0,3	2,2	1,1 $\pm$ 0,6
	T1S (n = 20)	0,2	3,3	1,6 $\pm$ 0,8
	T2S (n = 24)	0,9	2,9	1,8 $\pm$ 0,6
	T3S (n = 22)	0,8	3,0	1,6 $\pm$ 0,7
	T4S (n = 26)	0,6	3,9	2,0 $\pm$ 0,8
<b>II</b>	AFLUENTE (n = 20)	0,3	2,0	0,6 $\pm$ 0,6
	T1S (n = 21)	0,4	6,3	1,7 $\pm$ 1,5
	T2S (n = 22)	0,4	5,8	2,5 $\pm$ 1,4
	T3S (n = 21)	0,3	4,8	2,4 $\pm$ 1,3

Fonte: Autora (2018)

## 5.7.2. Formas nitrogenadas

### 5.7.2.1. Nitrogênio Total

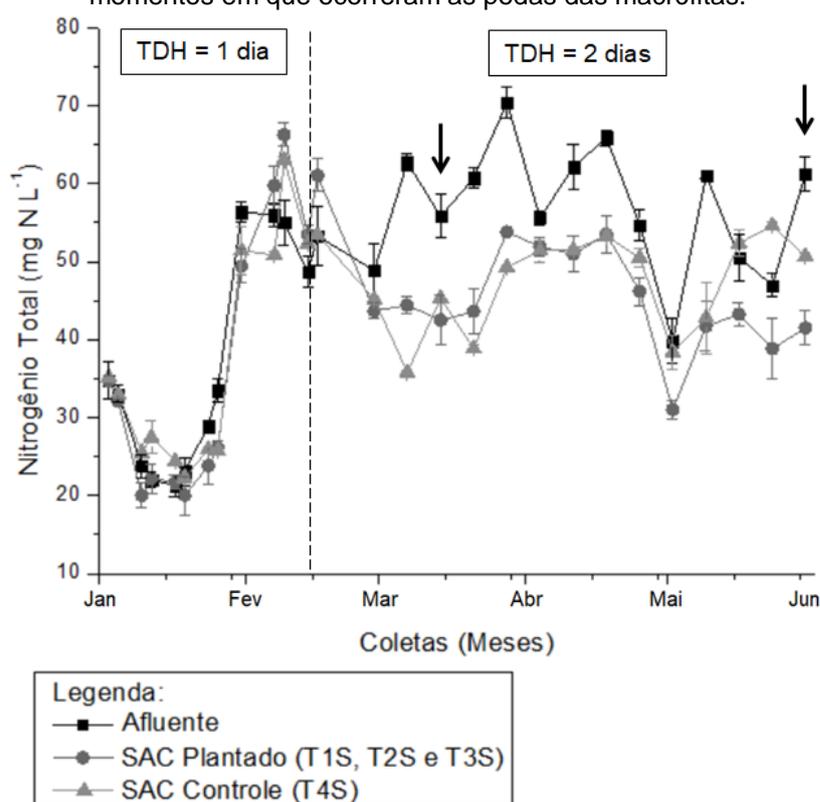
Em relação ao nitrogênio total (NT) no sistema, é possível observar uma oscilação em sua concentração ao longo do experimento (etapas I e II), tanto em relação ao afluente quanto nos SACs plantado e controle (Figuras 46 e 47). Parte dessa variação pode ser atribuída à própria ETE, visto que seu afluente varia de acordo com a situação que os esgotos chegam às instalações (ora mais concentrados, ora mais diluídos). Além disso, as oscilações encontradas para o SAC plantado são influenciadas pelo ciclo vegetativo das plantas, que em sua fase de envelhecimento não absorvem nutrientes na mesma proporção da fase de crescimento (SOUSA *et al*, 2004; CALIJURI, 2009).

Em relação à influência do tempo de detenção hidráulica, a partir da Figura 46, observa-se que, quando operado em TDH = 1 dia, não fica evidente uma

diferença estatística nas concentrações entre o afluente e as saídas dos SACs plantado e controle. Contudo, ao alterar o tempo de detenção hidráulica para 2 dias, já é possível observar que, na maior parte do tempo, a concentração do afluente foi superior aos SACs. Isto ocorreu porque, como já visto em outros estudos, o TDH tem grande influência na remoção de nutrientes, principalmente por permitir um maior contato e interação dos poluentes com o biofilme e as raízes das plantas (WU *et al.*, 2015; SOUPIR, *et al.*, 2018). Soupir *et al.* (2018) observaram em seu estudo que, ao aumentar o TDH de 12 horas para 24 horas, a remoção de nitrato passou de 29 % para 48 %.

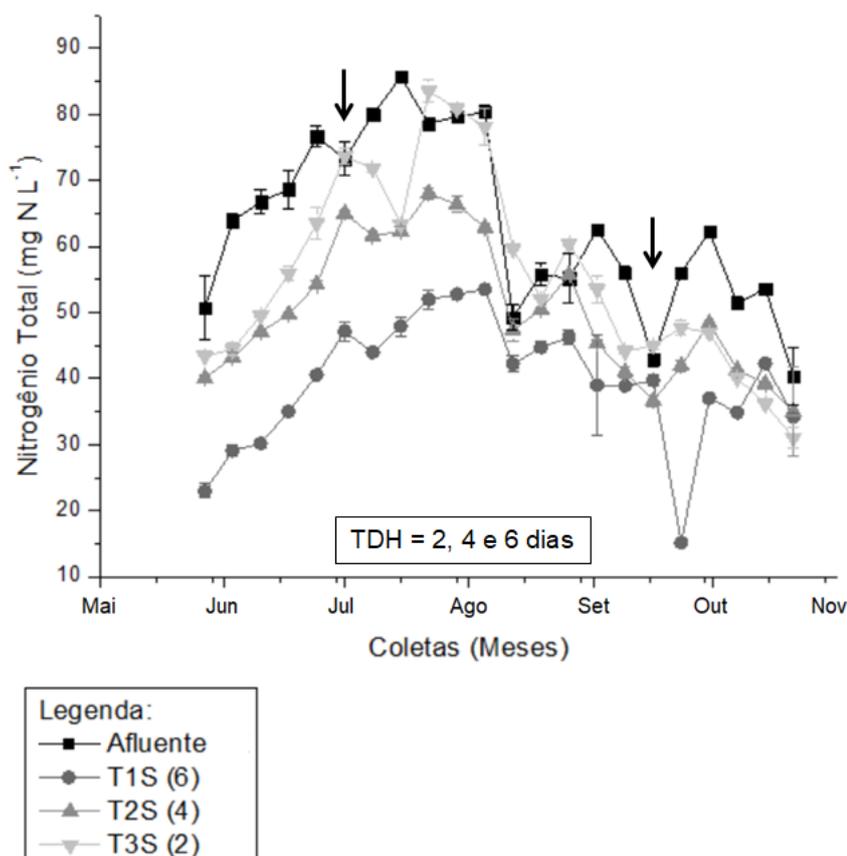
A partir de meados de maio, começou-se a observar uma tendência de diferenciação entre o afluente, o SAC plantado e o SAC controle, sendo que o SAC plantado é o que obtém as menores concentrações de nitrogênio total. Essa diferença se estende até a etapa II de tratamento, onde os SACs plantados com diferentes TDHs, em geral, possuem concentrações inferiores às concentrações do afluente (Figura 47).

**Figura 46** – Variação temporal do nitrogênio total ( $\text{mg N L}^{-1}$ ) do afluente, do efluente do SAC controle (T4S) durante o período de monitoramento (**Etapa I** - janeiro a junho/2017). As setas indicam os momentos em que ocorreram as podas das macrófitas.



Fonte: Autora (2018)

**Figura 47** – Variação temporal do nitrogênio total ( $\text{mg N L}^{-1}$ ) do afluente e do efluente do SAC plantado com os três tanques em diferentes tempos de detenção hidráulica (T1S (6), T2S (4) e T3S (2)) durante o período de monitoramento (**Etapa II** - junho a novembro/2017). As setas indicam os momentos em que ocorreram as podas das macrófitas.



Fonte: Autora (2018)

A diferenciação dos SACs controle e plantado só se tornou evidente a partir de março de 2017, devido à absorção do nitrogênio pelas macrófitas ser um processo mais lento quando comparado com a adsorção, por exemplo (LUDERITZ; GERLACH, 2002).

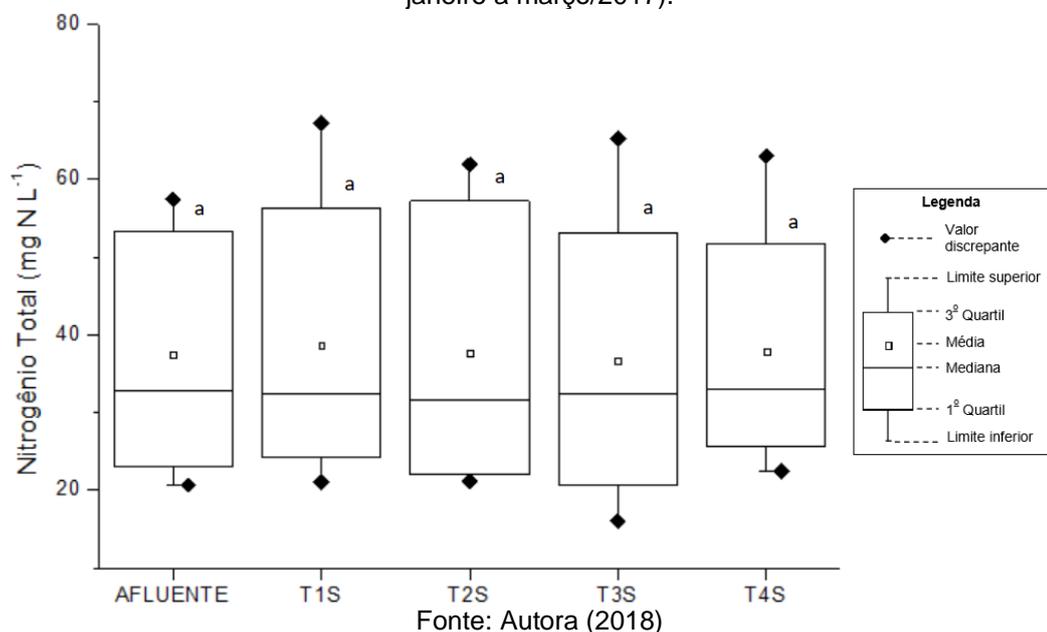
Vale salientar que, na etapa II do tratamento, a influência do TDH foi mais uma vez comprovada: a concentração de nitrogênio total nas saídas dos SACs decaiu à medida que o TDH aumentou, ou seja, o T1S (cujo TDH era de 6 dias) foi o SAC com menor concentração em relação ao afluente.

Os dados utilizados na avaliação temporal de nitrogênio total foram submetidos à Análise de Variância e teste de Tukey, para confirmar as hipóteses observadas acima.

Na Figura 48 encontra-se o *boxplot* da etapa I de tratamento, referente ao TDH = 1 dia. Observa-se que, como já dito, não houve diferença significativa entre o afluente e os SACs plantados e controle, indicando que o TDH de 1 dia não foi

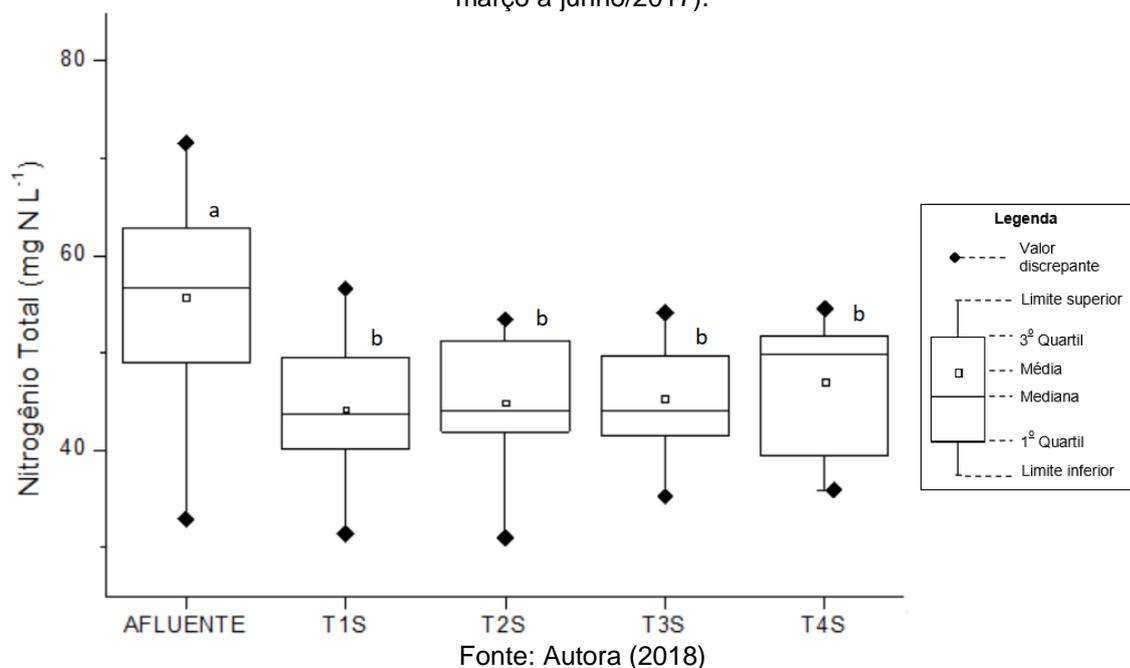
suficiente para que ocorressem processos de remoção de nitrogênio, principalmente absorção pelas macrófitas e remoção pelo biofilme ou adsorção.

**Figura 48** – Variação do nitrogênio total ( $\text{mg N L}^{-1}$ ) do afluente, do efluente do SAC plantado (T1S, T2S e T3S) e do efluente do SAC controle (T4S) durante o período de monitoramento (**Etapa I** - janeiro a março/2017).



Já na Figura 49, tem-se a variação do nitrogênio total também na etapa I de tratamento, porém com TDH = 2 dias. Nesta etapa, fica evidente a diferença estatística ( $p < 5$ ) nas concentrações entre o afluente e os SACs plantado e controle, mostrando que a partir deste momento, alguns processos de remoção de nitrogênio puderam se intensificar. Além disso, a mediana dos SACs plantados (T1S, T2S e T3S) foi inferior ao SAC controle (T4S). Tal fato está associado ao final dessa etapa de tratamento, onde o SAC plantado deu início à diferenciação do SAC controle, dada a absorção pelas plantas que começou a ficar mais evidente.

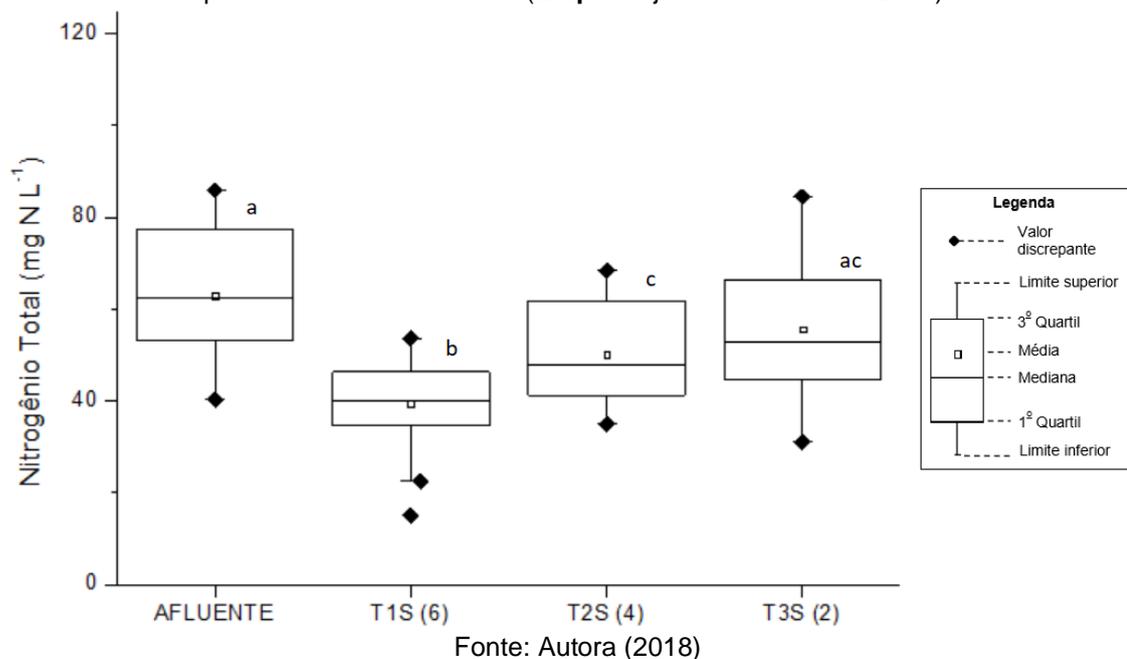
**Figura 49** – Variação do nitrogênio total ( $\text{mg N L}^{-1}$ ) do afluente, do efluente do SAC plantado (T1S, T2S e T3S) e do efluente do SAC controle (T4S) durante o período de monitoramento (**Etapa I** - março a junho/2017).



Na Figura 50 (etapa II do tratamento), observa-se que houve diferença estatística significativa ( $p < 5$ ) entre o afluente e os SACs T1S (6) e T2S (4) segundo teste de Tukey. Tal diferença está associada ao tempo de detenção hidráulica que permitiu um maior tempo de contato com os microrganismos e as macrófitas, resultando assim em uma maior remoção do nitrogênio total. Cabe destacar que não foi observada diferença estatística entre os tanques T2S (4) e T3S (2), cujos TDHs eram de 4 e 2 dias, respectivamente. No entanto, no T1S (6), cujo TDH era de 6 dias, foram encontradas diferenças estatísticas significativas ( $p < 5$ ) entre todos os outros sistemas observados (afluente, T2S (4) e T3S (2)).

A influência do TDH na remoção de nitrogênio também foi observada no trabalho de Zhang *et al.* (2012), que observou que a eficiência de remoção de nitrogênio – em especial o amoniacal – aumentou de 70 % para 81 % quando ele alterou o TDH de 2 para 4 dias de retenção. No presente trabalho, as eficiências médias de remoção de nitrogênio total foram de 36,1 %, 21,6 % e 14,6 % para os TDHs de 6, 4 e 2 dias, respectivamente.

**Figura 50** – Variação do Nitrogênio total ( $\text{mg N L}^{-1}$ ) do afluente e do efluente do SAC plantado com os três tanques em diferentes tempos de detenção hidráulica (T1S (6), T2S (4) e T3S (2)) durante o período de monitoramento (**Etapa II** - junho a novembro/2017).



Na Tabela 16, encontram-se os valores inferiores, superiores, bem como as médias e desvios-padrão ao longo do tratamento em relação ao nitrogênio total.

Na etapa I de tratamento com TDH = 2 dias (onde foi possível observar diferença estatística entre o afluente e os SACs plantados e controle), houve uma remoção média de nitrogênio total na faixa de 21,4 % para o SAC plantado e 17,0 % para o SAC controle. Já na etapa II de tratamento, as remoções médias obtidas para o T1S (6), T2S (4) e T3S (2) foram, respectivamente, na faixa de 36,1 %, 22,0 % e 15,0 %. Vários estudos têm demonstrado uma ampla variação na remoção de nitrogênio em sistemas alagados construídos de fluxo subsuperficial horizontal, como observado por Ilyas *et al.* (2017). Em relação ao nitrogênio total, encontram-se na literatura remoções na faixa de 10 a 36 %, que corroboram com os resultados obtidos no presente trabalho (Zhang *et al.*, 2010; Butterworth *et al.*, 2013; Zapater-Pereyra *et al.*, 2014; Zhong *et al.*, 2015; Wu *et al.*, 2016). Tais diferenças nas porcentagens de remoções estão relacionadas com a configuração e a operação dos sistemas, como TDH, material suporte utilizado, carga orgânica aplicada, entre outros.

**Tabela 16** – Limite inferior, limite superior, média e desvio padrão dos valores de nitrogênio total (mg N L<sup>-1</sup>) obtidos ao longo do experimento.

<b>Etapa de tratamento</b>	<b>Nitrogênio Total (mg N L<sup>-1</sup>)</b>	<b>Limite Inferior</b>	<b>Limite Superior</b>	<b>Média ± Desvio Padrão</b>
<b>I – TDH = 1</b>	AFLUENTE (n = 13)	20,7	57,4	32,8 ± 14,3
	T1S (n = 13)	21,1	67,2	32,4 ± 16,9
	T2S (n = 13)	21,2	61,9	31,7 ± 16,9
	T3S (n = 13)	16,0	65,3	32,3 ± 17,1
	T4S (n = 13)	22,5	63,0	33,0 ± 14,1
<b>I – TDH = 2</b>	AFLUENTE (n = 14)	32,9	71,6	56,7 ± 9,8
	T1S (n = 8)	31,4	56,6	43,7 ± 7,5
	T2S (n = 14)	31,0	53,5	44,0 ± 6,3
	T3S (n = 14)	35,3	54,1	44,0 ± 5,5
	T4S (n = 14)	35,9	54,6	49,8 ± 6,2
<b>II</b>	AFLUENTE (n = 22)	40,3	85,9	62,4 ± 13,2
	T1S (n = 22)	15,1	53,6	40,1 ± 9,6
	T2S (n = 22)	34,9	68,4	47,9 ± 10,4
	T3S (n = 22)	31,0	84,5	52,8 ± 14,8

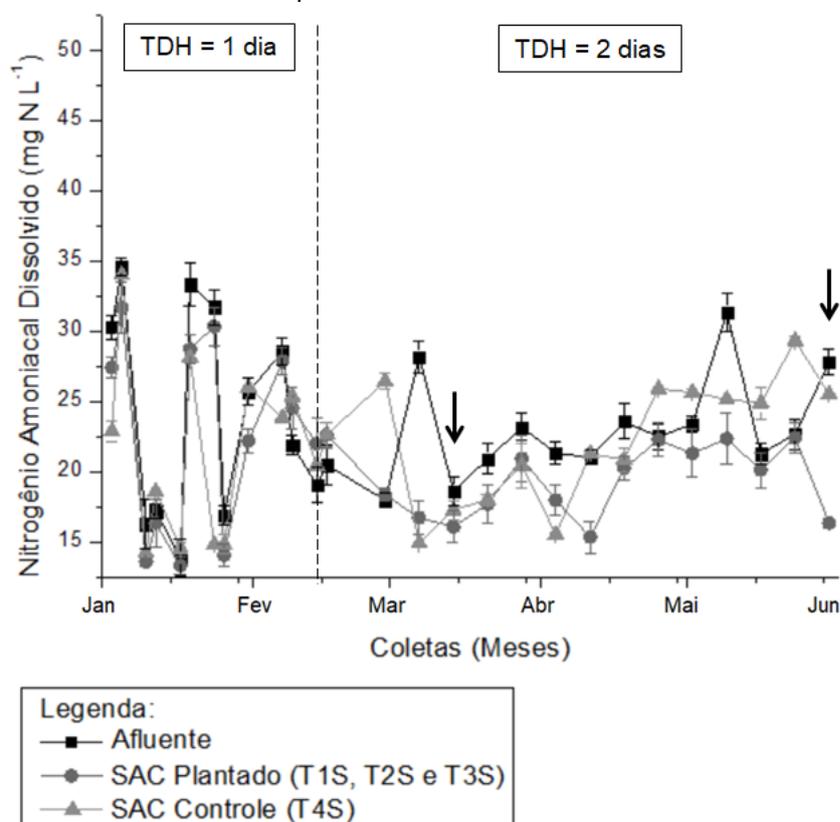
Fonte: Autora (2018)

### 5.7.2.2. Nitrogênio Amoniacal Dissolvido

No esgoto sanitário, tipicamente, as formas nitrogenadas predominantes são o nitrogênio orgânico e o amoniacal. Neste estudo, o nitrogênio amoniacal obteve destaque tanto no afluente quanto no efluente, correspondendo a praticamente todo o nitrogênio presente (97,6 ± 2,3 %).

A variação temporal do nitrogênio amoniacal – analisado em sua forma dissolvida – durante a primeira etapa de tratamento se encontra na Figura 51. Durante monitoramento com TDH de 1 dia, diferenças entre o afluente e os SACs plantado e controle são praticamente imperceptíveis, porém, com o TDH alterado para 2 dias, nota-se a tendência do SAC plantado em manter as concentrações sempre inferiores às concentrações do afluente e, em alguns pontos, às do SAC controle também, principalmente a partir de meados de maio. Embora as macrófitas tenham preferência pelo nitrogênio na forma de nitrato, elas também são capazes de assimilar o nitrogênio amoniacal, principalmente quando o nitrato é praticamente indisponível, como no caso do presente trabalho (PELLISSARI, 2017).

**Figura 51** – Variação temporal do nitrogênio amoniacal dissolvido ( $\text{mg N L}^{-1}$ ) do afluente, do efluente do SAC plantado (T1S, T2S e T3S) e do efluente do SAC controle (T4S) durante o período de monitoramento (**Etapa I** - janeiro a junho/2017). As setas indicam os momentos em que ocorreram as podas das macrófitas.

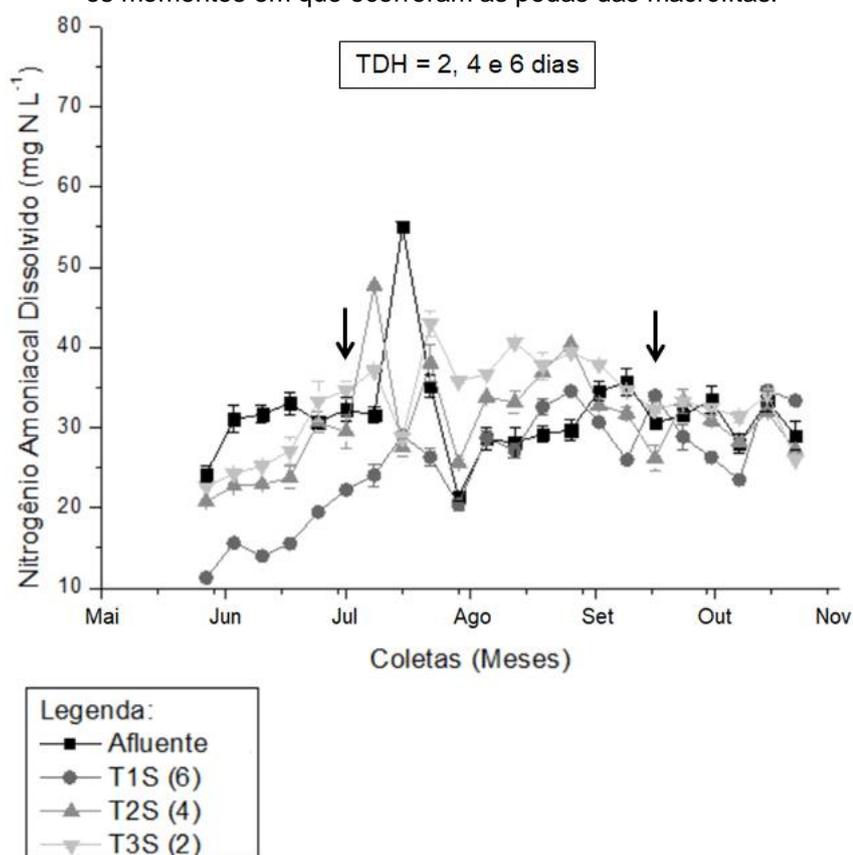


Fonte: Autora (2018)

Na segunda etapa de tratamento (Figura 52), observa-se que, inicialmente, o tempo de detenção hidráulica teve influência considerável, sendo que, o tanque com maior TDH (T1S (6)), foi o tanque capaz de manter as menores concentrações de nitrogênio amoniacal em relação ao afluente e aos demais tanques. Contudo, no

decorrer do tratamento, essa diferença se tornou menos evidente, possivelmente porque apesar do TDH maior favorecer a assimilação do nitrogênio amoniacal pelas macrófitas, sua concentração pode ter ultrapassado a capacidade de remoção do sistema e das plantas.

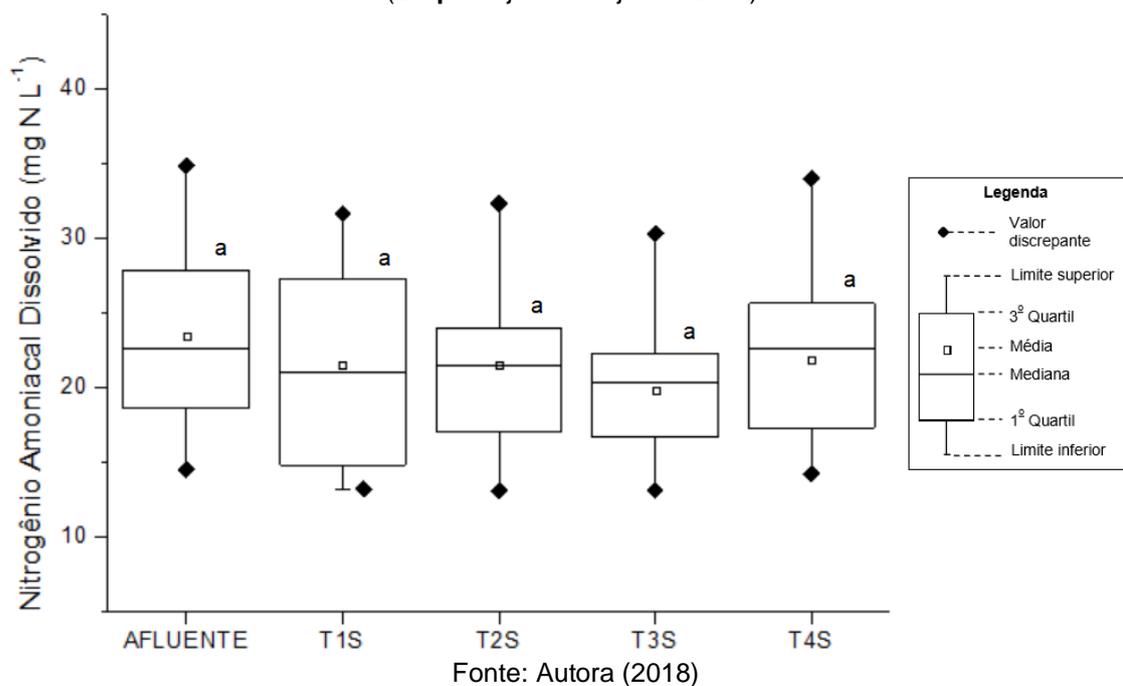
**Figura 52** – Variação temporal do nitrogênio amoniacal dissolvido ( $\text{mg N L}^{-1}$ ) do afluente e do efluente do SAC plantado com os três tanques em diferentes tempos de detenção hidráulica (T1S (6), T2S (4) e T3S (2)) durante o período de monitoramento (**Etapa II** - junho a novembro/2017). As setas indicam os momentos em que ocorreram as podas das macrófitas.



Fonte: Autora (2018)

As Figuras 53 e 54 ilustram os *boxplots* das duas etapas de tratamento (I e II), bem como os resultados obtidos a partir da Análise de Variância e o teste de Tukey.

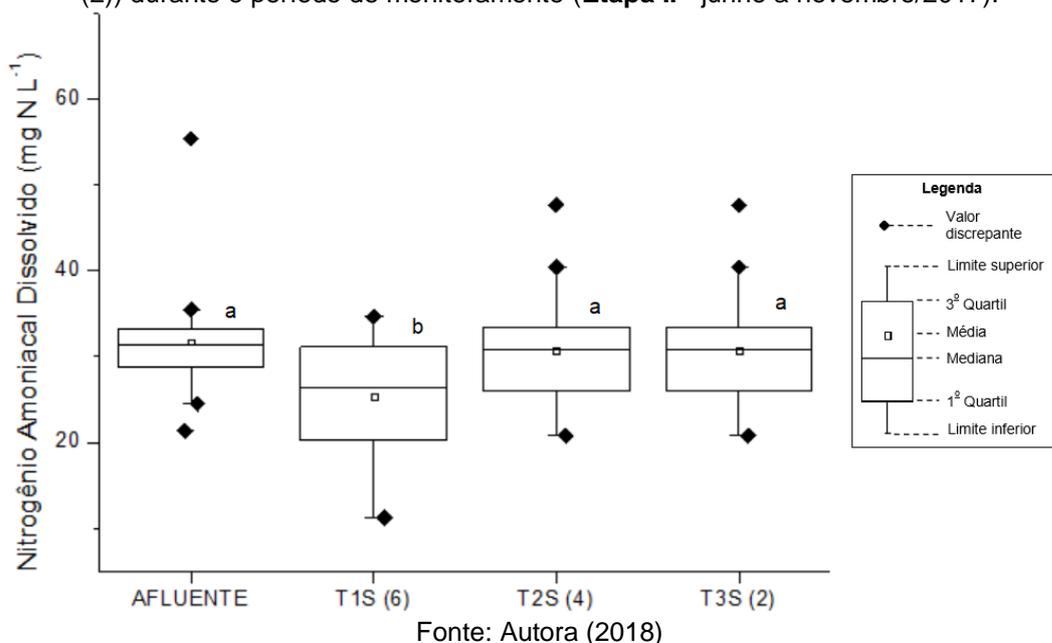
**Figura 53** – Variação do nitrogênio amoniacal dissolvido ( $\text{mg N L}^{-1}$ ) do afluente, do efluente do SAC plantado (T1S, T2S e T3S) e do efluente do SAC controle (T4S) durante o período de monitoramento (Etapa I - janeiro a junho/2017).



Na etapa I (janeiro a junho) não foi encontrada diferença estatística ( $p > 5$ ) entre a entrada do sistema e as saídas dos tanques. Já na etapa II (junho a novembro), a única diferença estatisticamente significativa foi em relação ao T1S (6) em comparação com os demais tanques e o afluente, mostrando a importância do TDH na remoção e/ou transformação dessa forma nitrogenada, que neste caso, provavelmente favoreceu a assimilação pelas plantas devido ao maior tempo de contato e a nitrificação, visto que o nitrato nesta fase tendeu a um aumento neste mesmo tanque.

Zhang *et al.* (2016) encontraram diferença estatística significativa na remoção de nitrogênio amoniacal ao operar o sistema de fluxo subsuperficial horizontal em batelada com 2 dias de TDH (93 %) e 4 dias de TDH (95 %). No presente trabalho, não foi possível observar diferença significativa entre esses mesmos dias de TDH, porém ficou evidente a eficiência de remoção/conversão de nitrogênio amoniacal quando operado o sistema com TDH 6 dias (média de 55,2 %).

**Figura 54** – Variação do nitrogênio amoniacal dissolvido ( $\text{mg N L}^{-1}$ ) do afluente e do efluente do SAC plantado com os três tanques em diferentes tempos de detenção hidráulica (T1S (6), T2S (4) e T3S (2)) durante o período de monitoramento (**Etapa II** - junho a novembro/2017).



Nos sistemas alagados construídos, a amonificação – ou mineralização – definida como a transformação biológica do nitrogênio orgânico em nitrogênio amoniacal, é geralmente aceita como sendo a mais importante dentre todos os mecanismos de remoção de nitrogênio, sendo sucedida pelo processo de nitrificação (transformação do nitrogênio amoniacal em nitrito e em seguida, nitrato) e desnitrificação (transformação do nitrato em gás nitrogênio) (MESQUITA *et al.*, 2017). Neste estudo, o nitrogênio orgânico foi obtido através da diferença entre o nitrogênio total, amoniacal e o nitrato – dado que o nitrito não foi encontrado em níveis detectáveis em nenhuma das amostras. É de extrema relevância destacar que esse balanço de massa só foi possível utilizando o nitrogênio total e as demais formas nas suas frações dissolvidas, pois se constatou através de análises comparativas e estatísticas ( $n = 61$ ) que o nitrogênio (em todas as suas formas) na entrada e na saída dos sistemas era composto basicamente pela fração dissolvida ( $93,6 \pm 3,2 \%$ ). Nem todas as formas nitrogenadas puderam ser analisadas em sua totalidade (particulado + dissolvido) em função de estratégias de preparo de amostras requeridas para a preservação dos equipamentos utilizados nas análises. Os valores mínimos, máximos, médios e desvios padrão de nitrogênio amoniacal dissolvido estão descritos na Tabela 17 a seguir.

**Tabela 17** – Limite inferior, limite superior, média e desvio padrão dos valores de nitrogênio amoniacal dissolvido ( $\text{mg N L}^{-1}$ ) obtidos ao longo do experimento.

Etapa de tratamento	Nitrogênio Amoniacal Dissolvido ( $\text{mg N L}^{-1}$ )	Limite Inferior	Limite Superior	Média $\pm$ Desvio Padrão
I	AFLUENTE (n = 27)	17,2	48,1	28,9 $\pm$ 7,8
	T1S (n = 13)	7,3	40,7	22,8 $\pm$ 9,2
	T2S (n = 27)	7,6	41,5	27,6 $\pm$ 7,6
	T3S (n = 27)	11,8	46,8	26,6 $\pm$ 6,8
	T4S (n = 27)	18,7	45,9	27,3 $\pm$ 7,1
II	AFLUENTE (n = 22)	27,4	70,0	40,1 $\pm$ 7,8
	T1S (n = 22)	14,4	44,5	33,8 $\pm$ 8,8
	T2S (n = 22)	26,7	66,1	39,6 $\pm$ 9,0
	T3S (n = 22)	31,2	55,3	42,8 $\pm$ 6,9

Fonte: Autora (2018)

### 5.7.2.3. Nitrato e Nitrito

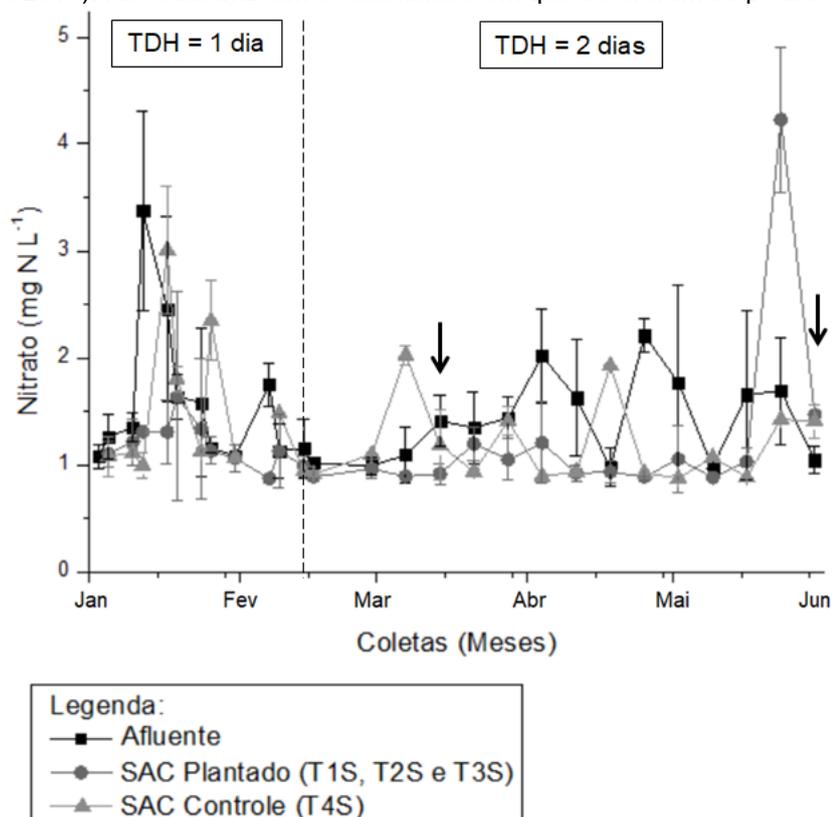
Não foi detectado nitrito nas amostras estudadas neste trabalho, provavelmente porque essa é a forma mais instável de nitrogênio, que facilmente é oxidada a nitrato (nitrificação), sendo utilizada pelos microrganismos como aceptor de elétrons para degradação da matéria orgânica (MELLO, 2016).

Em relação ao nitrato, pode-se inferir que esta forma foi a menos abundante no sistema, mesmo em relação ao afluente, o que já era esperado em um efluente tipicamente sanitário (VON SPERLING, 2017).

Na Figura 55 encontra-se a variação temporal do nitrato ( $\text{mg N L}^{-1}$ ) durante a etapa I de tratamento (janeiro a junho/2017). Em geral, observa-se que as concentrações dos SACs plantado e controle mantiveram próximas e abaixo das concentrações de entrada do sistema (afluente). Como não foi possível observar uma clara diferença entres os SACs, conclui-se que a diminuição de nitrato

encontrada nas saídas dos sistemas não foi devido a assimilação pelas macrófitas, mas provavelmente pela atuação das bactérias desnitrificantes, que reduzem o nitrato a óxido nítrico, nitroso e, por fim, nitrogênio gasoso e/ou ainda, via imobilização do nitrato por adsorção (PELISSARI, 2017).

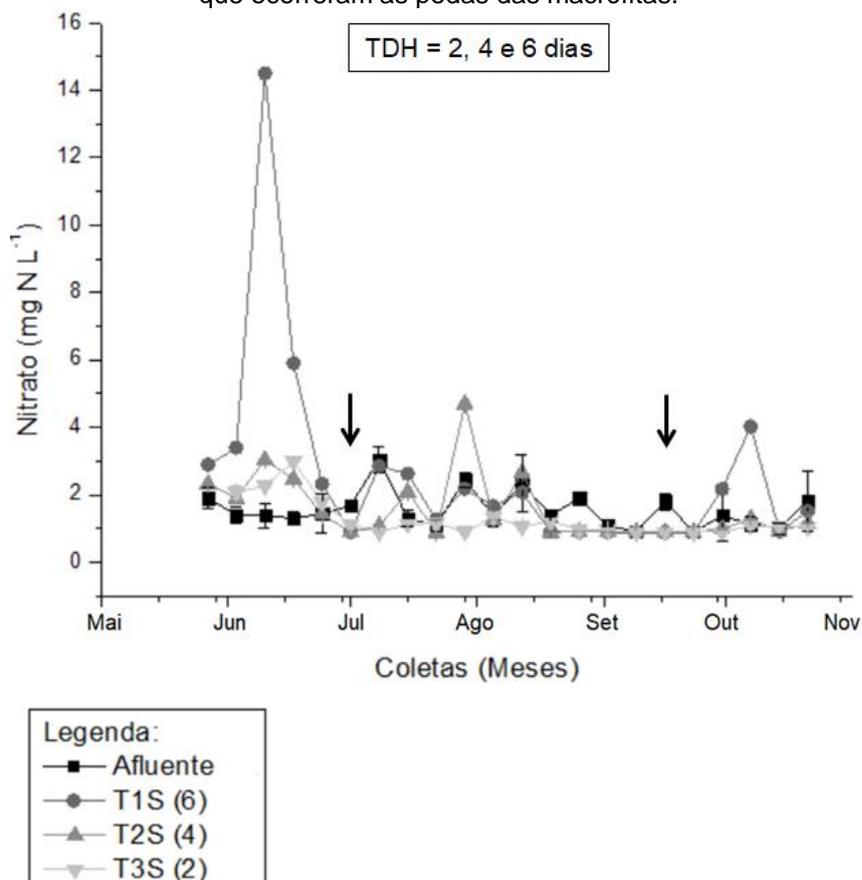
**Figura 55** – Variação temporal do nitrato ( $\text{mg N L}^{-1}$ ) do afluente, do efluente do SAC plantado (T1S, T2S e T3S) e do efluente do SAC controle (T4S) durante o período de monitoramento (**Etapa I** - janeiro a junho/2017). As setas indicam os momentos em que ocorreram as podas das macrófitas.



Fonte: Autora (2018)

Na Figura 56, tem-se a variação temporal do nitrato ( $\text{mg N L}^{-1}$ ) durante a segunda etapa de tratamento, na qual avaliou-se a influência do TDH na remoção do nutriente. Nesta etapa de tratamento também não fica evidente nenhuma diferença significativa tanto entre os SACs plantados e controle, quanto entre a entrada (afluente) e as saídas dos sistemas.

**Figura 56** – Variação temporal do Nitrato ( $\text{mg N L}^{-1}$ ) do afluente e do efluente do SAC plantado com os três tanques em diferentes tempos de detenção hidráulica (T1S (6), T2S (4) e T3S (2)) durante o período de monitoramento (**Etapa II** - junho a novembro/2017). As setas indicam os momentos em que ocorreram as podas das macrófitas.

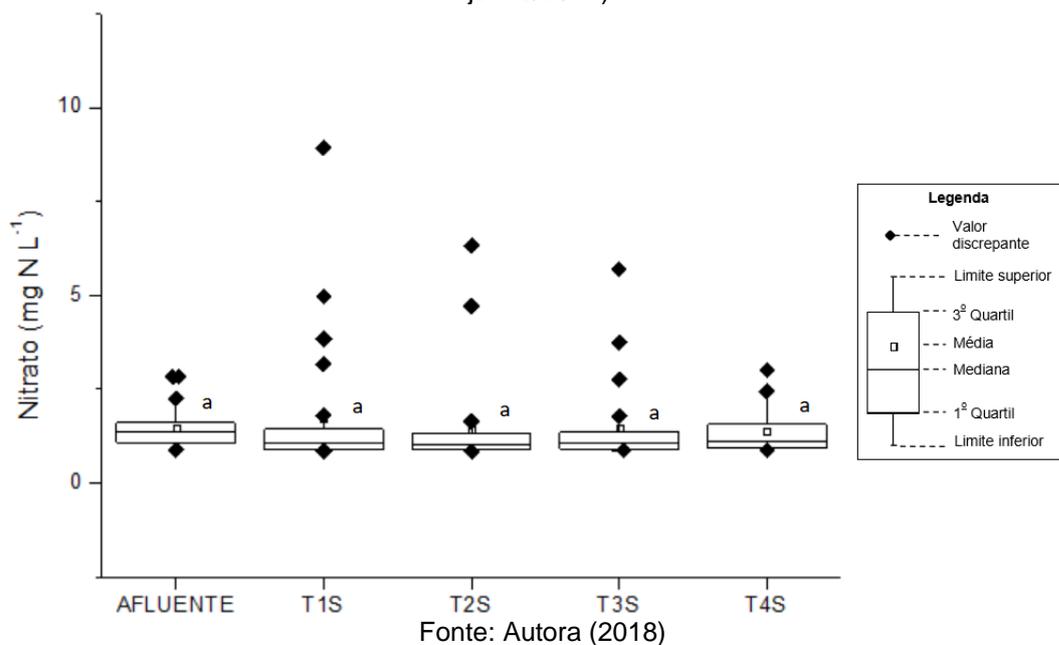


Fonte: Autora (2018)

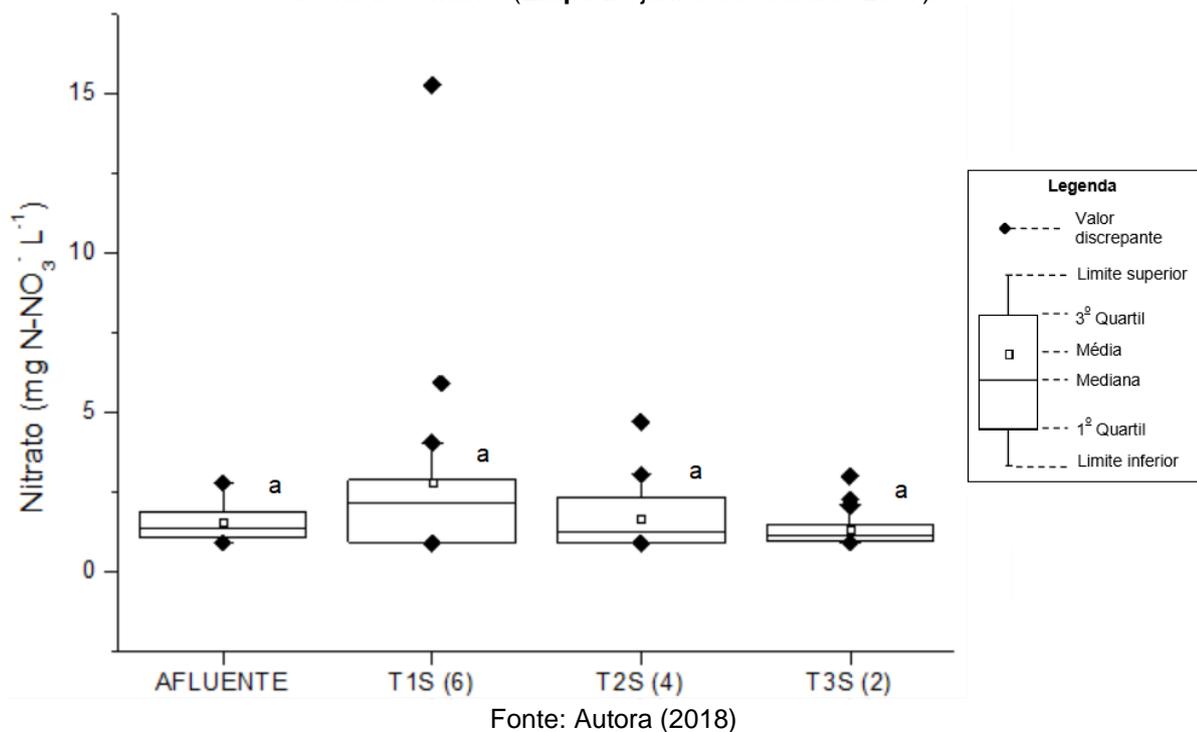
As baixas concentrações encontradas nessa forma nitrogenada possibilitam maiores erros estatísticos, como observado nas Figuras 57 (etapa I) e 58 (etapa II) com a quantidade de dados discrepantes presentes.

Na Figura 58 destaca-se a variabilidade dos dados obtidos para o tanque com maior TDH (T1S (6)), tendendo a uma maior concentração de nitrato em relação aos demais tanques e ao afluente, apesar de não existir uma diferença significativa ( $p > 5$ ). Isso ocorreu provavelmente porque um TDH maior resultou em uma redução mais pronunciada do oxigênio devido ao processo de nitrificação, impedindo que ocorresse a desnitrificação, levando a um acúmulo do nitrato no meio.

**Figura 57** – Variação do nitrato ( $\text{mg N L}^{-1}$ ) do afluente, do efluente do SAC plantado (T1S, T2S e T3S) e do efluente do SAC controle (T4S) durante o período de monitoramento (**Etapa I** - janeiro a junho/2017).



**Figura 58** – Variação do nitrato ( $\text{mg N L}^{-1}$ ) do afluente e do efluente do SAC plantado com os três tanques em diferentes tempos de detenção hidráulica (T1S (6), T2S (4) e T3S (2)) durante o período de monitoramento (**Etapa II** - junho a novembro/2017).



Na Tabela 18 encontram-se os valores mínimos, máximos e médios em relação ao nitrogênio na forma de nitrato nas duas etapas de tratamento.

**Tabela 18** – Limite inferior, limite superior, média e desvio padrão dos valores de nitrato ( $\text{mg N L}^{-1}$ ) obtidos ao longo do experimento.

Etapa de tratamento	Nitrato ( $\text{mg N L}^{-1}$ )	Limite Inferior	Limite Superior	Média $\pm$ Desvio Padrão
I	AFLUENTE (n = 27)	0,9	2,8	1,4 $\pm$ 0,5
	T1S (n = 26)	0,9	8,9	1,1 $\pm$ 1,8
	T2S (n = 24)	0,8	6,3	1,0 $\pm$ 1,3
	T3S (n = 24)	0,9	5,7	1,1 $\pm$ 1,1
	T4S (n = 26)	0,9	3,0	1,1 $\pm$ 0,6
II	AFLUENTE (n = 22)	0,9	2,8	1,4 $\pm$ 0,5
	T1S (n = 20)	0,9	15,3	2,1 $\pm$ 3,2
	T2S (n = 19)	0,9	4,7	1,2 $\pm$ 1,0
	T3S (n = 18)	0,9	3,0	1,1 $\pm$ 0,6

Fonte: Autora (2018)

#### 5.7.2.4. Remoção e conversão de formas nitrogenadas presentes no sistema

Na etapa de tratamento I, com TDH = 1 dia, não foi observada alteração na dinâmica de nitrogênio do sistema, possivelmente em decorrência do estabelecimento do biofilme e da própria cinética de nitrificação e desnitrificação do sistema. A partir do TDH = 2 dias, pode-se verificar a redução do NT em ambos os sistemas. Ao avaliar o N-amoniaco, observa-se que para o SAC plantado essa redução é mais pronunciada que para o sistema controle. Essa diminuição de N-amoniaco teria como mecanismos o processo de volatilização (pouco provável no pH de trabalho do sistema) ou a nitrificação do composto (favorecida pelo elevado OD e temperatura do meio, mas limitada pela baixa alcalinidade do afluente nessa etapa, a qual foi, em média, inferior a  $20 \text{ mg CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$ ). Essa hipótese se confirma ao avaliar o perfil de nitrato ao longo da operação, observando-se que, para o SAC plantado, os níveis de nitrato são tipicamente mais elevados que o afluente,

denotando um acúmulo da substância no meio em decorrência do processo de nitrificação (MELLO, 2016).

Para o sistema controle, os níveis de nitrato estão abaixo do afluente, caracterizando que, após nitrificação, esse substrato pode ser consumido via processo de desnitrificação. Isso corrobora com a avaliação de pH e alcalinidade do meio nessas condições: para o sistema plantado, o pH alterou de 8,3 para 7,3, evidenciando uma acidificação do meio com diminuição da alcalinidade em decorrência do processo de nitrificação. Para o controle, o pH do efluente foi de 8,0, o que indica que houve reposição de alcalinidade ao meio, possivelmente em decorrência do processo de desnitrificação, resultando em menores níveis de NT no efluente tratado. Outro fator importante de destacar é o papel do OD no processo de desnitrificação: no sistema plantado, observou-se que, nesse mesmo período, o nível de OD ficou em  $2,0 \text{ mg L}^{-1}$ , o que já interfere na dinâmica nitrificação e desnitrificação simultânea, a qual é favorecida em valores de OD inferiores à  $1,5 \text{ mg L}^{-1}$  (BUENO, 2011; HOCAOGLU *et al.*, 2011).

Apesar disso, para o SAC plantado, também houve redução do NT, entretanto não se verificou desnitrificação no período de operação sob essas condições. Essa redução do nutriente pode ser devida, especialmente, à assimilação do N pelas macrófitas aquáticas (CELIS, 2015).

Ao longo da etapa II, observa-se que em todas as condições de operação houve remoção de NT. Ao se avaliar o N-amoniaco, também houve decréscimo, com perfil análogo ao do NT, sendo esse mais acentuado para T1S (6). No primeiro mês de operação, observou-se um aumento na concentração de nitrato do efluente em relação ao afluente em todos os sistemas, especialmente no TDH = 6 dias, tendo um pico de mais  $14 \text{ mg N L}^{-1}$ . Tal fato deve-se a nitrificação do sistema, transformando o N-amoniaco em nitrato e acidificando o meio (o que resultou numa variação de pH de 8,3 na entrada para 7,4, em média, nas saídas), com consequente consumo de alcalinidade, a qual reduziu de  $96,4 \text{ mg CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$  na entrada para 35,4; 66,8 e  $75,0 \text{ mg CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$  para os T1S (6), T2S (4) e T3S (2), respectivamente. Ressalta-se que, nessa etapa de operação, a alcalinidade do afluente estava superior à da etapa I, que se apresentava abaixo de  $20 \text{ mg CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$ , acarretando em efeito de tamponamento do sistema. Ou seja, na primeira etapa de operação, alguma acidez incorporada ao meio pelo processo de nitrificação não foi amortecida pelo efeito tamponante da alcalinidade, o que acarretou no

decréscimo de 1 unidade de pH, mesmo sob condições de pouca nitrificação. Esse mesmo decréscimo de pH foi observado na etapa II, mas com uma característica de tamponamento do meio mais acentuada em virtude da alcalinidade 5 vezes superior. Esse resultado indica que, possivelmente, mais ácido foi liberado para o meio pela extensão do processo de nitrificação, mas neutralizado pela alcalinidade, resultando em pHs análogos àqueles obtidos na etapa I de operação, mas com níveis de nitrato superiores em decorrência da conversão do nitrogênio amoniacal.

Destaca-se condição ocorrida no final de setembro de 2017 (após 10 meses de operação dos SACs), onde ocorreu a menor concentração de NT para T1S (6), com redução de 38%. Ao se avaliar as demais formas nitrogenadas nesse mesmo período, houve um decréscimo de apenas 11% do N-amoniacal e 16% do nitrato. Quando se avalia o pH do sistema, verifica-se uma redução de 8,5 para 7,7 e, em termos de alcalinidade, a mesma aumenta, passando de 93,5 na entrada para 100,1 mg CaCO<sub>3</sub> L<sup>-1</sup> na saída de T1S (6). Concomitantemente, o OD no efluente estava em 1,15 mg L<sup>-1</sup>. Essas condições de pouca redução de pH, aumento de alcalinidade e OD abaixo de 1,5 mg L<sup>-1</sup> indicam que o processo de desnitrificação foi favorecido (PELISSARI, 2017), levando à essa redução do NT. Tal fato não descarta que parte deste nitrogênio também possa ter sido incorporado pelas plantas, assim como em outros momentos do sistema discutidos acima.

Um comportamento análogo foi observado nos tanques T2S (4) e T3S (2), entretanto menos pronunciado em decorrência dos maiores níveis de OD nesse período.

Vale destacar que, apesar de ter sido avaliado o NT nas macrófitas aquáticas, não foi possível observar quantitativamente essa assimilação. Provavelmente isso se deve à metodologia de determinação de nitrogênio total, que apresenta incertezas elevadas, mas também por erros no preparo da amostra de macrófita seca. Como a biomassa foi apenas seca em estufa, mesmo que até peso constante, uma grande quantidade de umidade ainda permanece no material, o que pode resultar em porcentagens menores de elemento avaliado por unidade de peso seco da biomassa. Assim, para resultados mais confiáveis, deve-se recorrer à processos de liofilização criogênica da amostra, de forma que toda a umidade seja removida e o peso seco seja mais representativo do real conteúdo da amostra, repercutindo em dados analíticos mais confiáveis.

## 5.8. Desenvolvimento da biomassa

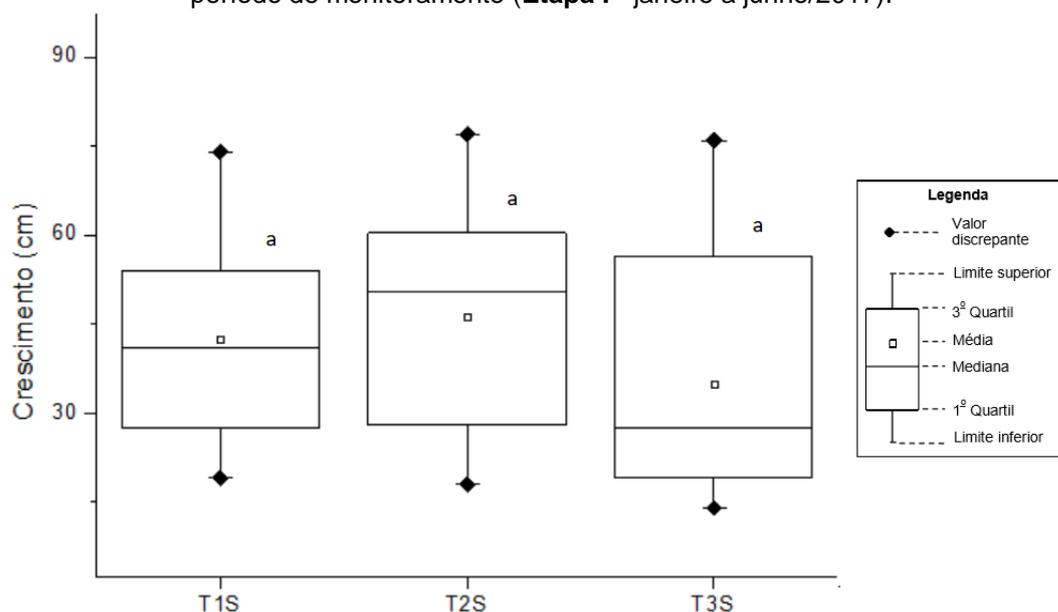
### 5.8.1. Crescimento da macrófita aquática *Eleocharis* sp.

O monitoramento quinzenal do crescimento das macrófitas foi tabulado em uma planilha e depois submetido à Análise de Variância e teste de Tukey, onde procurou-se compreender se houve diferença estatística significativa em relação ao crescimento das macrófitas nos diferentes SACs plantados sob mesmas condições na etapa I de tratamento, quanto verificar se os TDHs diferentes aplicados em cada SAC na etapa II de tratamento influenciaram no desenvolvimento das plantas.

É importante ressaltar que existem outras formas de se monitorar o crescimento efetivo das plantas além de observar apenas a altura, como por exemplo, o peso, o número de hastes, presença de inflorescências, número de indivíduos, entre outros. No entanto, o monitoramento da altura dos exemplares de *Eleocharis* sp. foi julgado como o mais adequado para a aplicação no presente estudo, visto que este era um trabalho complementar e não o foco da pesquisa.

Nas Figuras 59 e 60 encontram-se os *boxplots* de cada etapa de tratamento, onde se observa não ter ocorrido diferença estatística significativa ( $p > 5$ ) em relação ao crescimento das macrófitas em cada um dos SACs plantados, o que já era esperado visto que eles operaram sob mesmas condições.

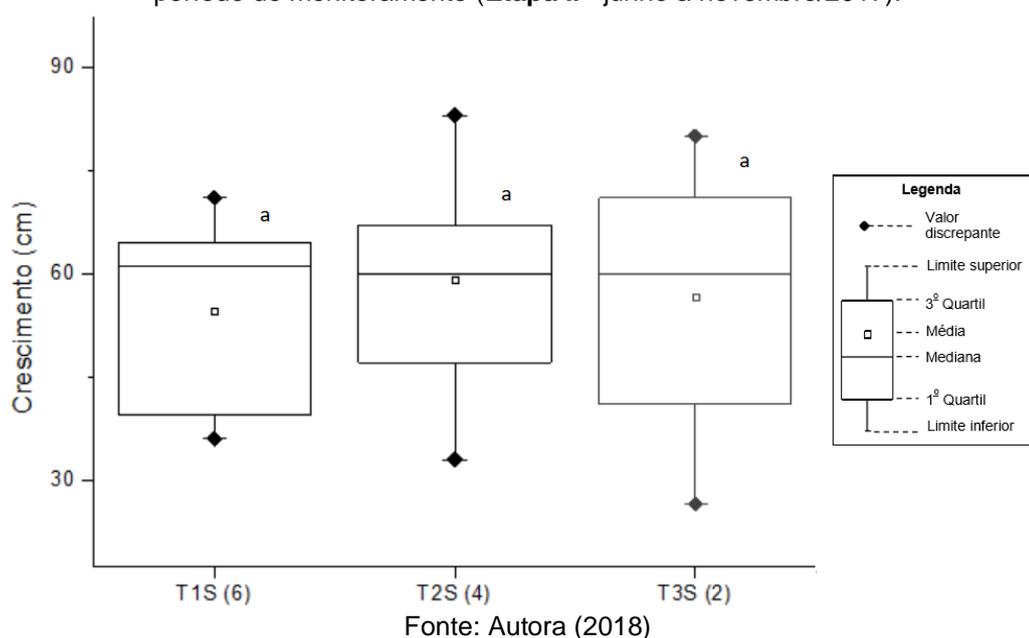
**Figura 59** – Variação do Crescimento das macrófitas no SAC plantado (T1S, T2S e T3S) durante o período de monitoramento (**Etapa I** - janeiro a junho/2017).



Fonte: Autora (2018)

Vale destacar que as médias obtidas em cada um dos SACs na etapa II de tratamento (Figura 60) foram semelhantes, evidenciando que o TDH possivelmente não influenciou no desenvolvimento das macrófitas. Deve-se ressaltar ainda que, as imprecisões desse tipo de determinação de crescimento (medida aleatória das macrófitas) podem também ter mascarado a influência do TDH.

**Figura 60** – Variação do Crescimento das macrófitas no SAC plantado (T1S, T2S e T3S) durante o período de monitoramento (**Etapa II** - junho a novembro/2017).



### 5.8.2. Tecido Vegetal das macrófitas: Teor de nutrientes e COT

Na Tabela 19, 20 e 21 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 T1, T2 e T3 no início, meio e final de cada etapa de tratamento aplicada no sistema. Os valores foram expressos em  $\text{dag. kg}^{-1}$ , pois é a unidade comumente utilizada por corresponder a porcentagem do nutriente expresso em material seco (MELLO, 2016).

**Tabela 19** – Teor dos macronutrientes nitrogênio e fósforo total, e de carbono orgânico total ( $\text{dag kg}^{-1}$  PS), encontrados no tecido vegetal (aéreo e subterrâneo) das macrófitas aquáticas da espécie *Eleocharis* sp. presentes no tanque 1, bem como a razão N:P.

Tanque 1					
Etapa de tratamento	Período de Coleta	N ( $\text{dag kg}^{-1}$ PS)	P ( $\text{dag kg}^{-1}$ PS)	COT ( $\text{dag kg}^{-1}$ PS)	N:P
I – TDH = 1	Início	0,36	0,11	10,29	3,27
	Meio	0,36	0,07	9,11	5,14
	Fim	0,26	0,06	5,62	4,33
I – TDH = 2	Início	0,26	0,06	5,62	4,33
	Meio	0,50	0,11	6,79	4,55
	Fim	0,20	0,09	4,70	2,22
II	Início	0,20	0,09	4,70	2,22
	Meio	0,47	0,12	5,14	3,92
	Fim	0,32	0,14	4,82	2,29

Fonte: Autora (2018)

**Tabela 20** – Teor dos macronutrientes nitrogênio e fósforo total, e de carbono orgânico total ( $\text{dag kg}^{-1}$  PS), encontrados no tecido vegetal (aéreo e subterrâneo) das macrófitas aquáticas da espécie *Eleocharis* sp. presentes no tanque 2, bem como a razão N:P.

Tanque 2					
Etapa de tratamento	Período de Coleta	N ( $\text{dag kg}^{-1}$ PS)	P ( $\text{dag kg}^{-1}$ PS)	COT ( $\text{dag kg}^{-1}$ PS)	N:P
I – TDH = 1	Início	0,36	0,11	10,29	3,27
	Meio	0,48	0,08	7,74	6,00
	Fim	0,26	0,08	7,08	3,25
I – TDH = 2	Início	0,26	0,08	7,08	3,25
	Meio	0,48	0,09	6,63	5,33
	Fim	0,04	0,10	5,00	0,4
II	Início	0,04	0,10	5,00	0,4
	Meio	0,45	0,14	5,10	3,21
	Fim	0,48	0,13	4,39	3,69

Fonte: Autora (2018)

**Tabela 21** – Teor dos macronutrientes nitrogênio e fósforo total, e de carbono orgânico total (dag kg<sup>-1</sup> PS), encontrados no tecido vegetal (aéreo e subterrâneo) das macrófitas aquáticas da espécie *Eleocharis* sp. presentes no tanque 3, bem como a razão N:P.

Tanque 3					
Etapa de tratamento	Período de Coleta	N (dag kg <sup>-1</sup> PS)	P (dag kg <sup>-1</sup> PS)	COT (dag kg <sup>-1</sup> PS)	N:P
I – TDH = 1	Início	0,36	0,11	10,29	3,27
	Meio	0,42	0,08	7,36	5,25
	Fim	0,42	0,08	6,47	3,25
I – TDH = 2	Início	0,42	0,08	6,47	3,25
	Meio	0,52	0,08	5,60	5,56
	Fim	0,04	0,12	5,64	0,40
II	Início	0,04	0,12	5,64	0,40
	Meio	0,40	0,13	4,05	3,46
	Fim	0,48	0,13	4,51	3,69

Fonte: Autora (2018)

Segundo Greenway e Woolley (1999), o tecido vegetal das macrófitas aquáticas da espécie *Eleocharis* sp. pode apresentar teores de N, P e COT variando, respectivamente, entre 1,4 a 1,9 dag N kg<sup>-1</sup> PS, 0,27 a 0,4 dag P kg<sup>-1</sup> PS e de 32 a 40 dag COT kg<sup>-1</sup> PS. No presente estudo, as três variáveis analisadas mantiveram-se abaixo dessas faixas, principalmente o COT. Considerando o aumento de COT obtido no efluente ao longo do período de monitoramento e o decréscimo nas concentrações de COT no tecido vegetal das macrófitas ao longo do tempo, pode-se inferir que, provavelmente, estas liberaram carbono para o meio conforme entraram em estado de decomposição devido à senescência, contribuindo para o aumento da concentração de COT no efluente.

Analisando a razão N:P, nota-se que esta variou de 0,4 a 6,0, o que, segundo Koerselman e Meuleman (1996), indica a limitação de N para as macrófitas, já que a razão é inferior a 14. Caso fosse superior a esse valor, mais precisamente uma razão acima de 16, seria indicativo de limitação de P. Neste caso, 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 pelas plantas (especialmente em relação ao nitrato), além da influência do período de senescência das mesmas e também a própria metodologia aplicada cujas incertezas são elevadas, bem como por erros no preparo da amostra de macrófita seca. Devido à biomassa ter sido seca apenas em estufa, mesmo que até peso constante, uma

grande quantidade de umidade ainda permanece no material, o que pode resultar em porcentagens menores de elemento avaliado por unidade de peso seco da biomassa. O mesmo foi observado por Sanchez (2017), utilizando um SAC plantado também com *Eleocharis* sp. para tratar efluente tipicamente doméstico.

### **5.9. Eficiência de remoção do sistema piloto frente a outras tecnologias**

Quando se objetiva remover nitrogênio das águas residuárias, muitas são as tecnologias que podem ser aplicadas, tais como cloração *Breakpoint* (adição de cloro), troca iônica (emprego de resinas sintéticas de troca iônica), coagulação química, *stripping* da amônia (elevação do pH seguido de agitação na presença de ar facilitando a difusão da amônia para a atmosfera), osmose reversa, entre outros (PROSAB, 2009; METCALF e EDDY, 2016). No entanto, tais opções geralmente possuem custo elevado ou ainda, são responsáveis por introduzir compostos no meio que podem causar algum malefício ao ambiente aquático devido à formação de compostos intermediários e/ou desconhecidos (ASSUNÇÃO, 2009). Nesse sentido, processos biológicos de tratamento acabam sendo mais seguros e relativamente econômicos.

Na Tabela 22 são apresentadas as eficiências de remoções máximas encontradas no presente estudo – com foco em tratamento por processos biológicos – para nitrogênio total, bem como as eficiências máximas obtidas através de alguns processos físicos e químicos, destacados por Assunção (2009) e Metcalf e Eddy (2016).

**Tabela 22** – Eficiências de remoções máximas de nitrogênio total (EF MÁX NT) do sistema piloto de tratamento (SAC plantado e T1S (6)) e outros processos utilizados na remoção do NT (cloração *breakpoint*, coagulação química, troca iônica, *stripping* da amônia e osmose reversa).

Sistemas	EF MÁX NT (%)
SAC plantado*	87,7
T1S (6)*	73,0
Cloração <i>breakpoint</i>	80,0 - 95,0
Coagulação química	20,0 - 30,0
Troca iônica	70,0 - 95,0
Stripping da amônia	50,0 - 90,0
Osmose reversa	80,0 - 90,0

\* Sistemas avaliados no presente trabalho.

Fonte: Adaptado de ASSUNÇÃO (2009)

Nota-se que, em relação às eficiências de remoções máximas de nitrogênio total, o sistema plantado operado na etapa I e o SAC com TDH de 6 dias operado durante a etapa II (T1S (6)) atingiram eficiências elevadas e próximas – ou até superiores em alguns casos – quando comparados com outros processos utilizados para a remoção de nitrogênio. Considerando principalmente o custo de operação e a desnecessidade de aplicação de compostos externos, o sistema alagado construído estudado teria uma maior vantagem para investimento em relação à remoção de nitrogênio total.

Em relação ao fósforo, os principais processos de remoção do nutriente se dão por precipitação química (por adição de cal ou sais metálicos), processos biológicos, adsorção e ultrafiltração. Segundo Santos (2011), processos físicos como adsorção e ultrafiltração geralmente são dispendiosos e algumas vezes, pouco eficientes na remoção de fósforo. Já os processos químicos, que envolvem a adição de reagentes químicos para facilitar a remoção do nutriente por precipitação/sedimentação resultam em custos onerosos devido a elevada demanda por insumos químicos e na produção de lodos com altas concentrações de metais pesados (PRATT *et al.*, 2012; MARONEZE *et al.*, 2014).

Na Tabela 23 são apresentadas as eficiências de remoções máximas de fósforo total encontradas no presente, bem como as eficiências máximas obtidas através de alguns processos físico-químicos e biológicos, destacados por Maroneze *et al.* (2014).

**Tabela 23** – Eficiências de remoções máximas de fósforo total (EF MÁX PT) do sistema piloto de tratamento (SAC plantado e T1S (6)) e outros processos utilizados na remoção do PT (precipitação química, adsorção e remoção biológica aprimorada).

Sistemas	EF MÁX PT (%)
SAC plantado*	99,1
T1S (6)*	74,4
Precipitação química	60,0 - 95,0
Adsorção	75,0 - 90,0
Remoção biológica aprimorada	75,0 – 98,0

\* Sistemas avaliados no presente trabalho.

Fonte: adaptado de MARONEZE *et al.* (2014)

Observa-se com base na Tabela 23 que, tanto o SAC plantado quanto o SAC T1S (6) resultaram em eficiências máximas dentro do observado com a aplicação de tecnologias convencionalmente utilizadas para a remoção do fósforo e até superiores em relação aos processos físicos (adsorção) e químicos (precipitação química), evidenciando a aplicabilidade do sistema alagado construído para a remoção do nutriente.

Como já mencionado, tais processos acima destacados demandam investimento financeiro elevado ou ainda, dependem de ajuste de pH, temperatura, entre outros fatores que contribuem para a elevação do custo do tratamento. Além disso, vale ressaltar que, quando o objetivo é a remoção de nitrogênio e fósforo do esgoto sanitário, eficiências de remoção consideráveis só são observadas quando se opera o sistema com tratamento biológico. Em outras palavras, os processos físico-químicos acima destacados são capazes de remover satisfatoriamente um nutriente ou outro, raramente observa-se a remoção dos dois simultaneamente. Nesse sentido, esse levantamento evidencia a viabilidade de aplicação do sistema alagado construído como tratamento terciário de esgotos sanitários, visando a remoção de nutrientes, embora mais estudos sejam necessários para otimizar as remoções médias.

## 6. CONCLUSÕES

Ao final deste trabalho, conclui-se que, o oxigênio dissolvido, um dos principais parâmetros monitorados no sistema piloto, provavelmente não foi limitante para o processo de nitrificação nos SACs, porém, o suprimento de OD superior ao requerido para a ocorrência da nitrificação, interferiu negativamente na desnitrificação, devido aos níveis de OD residuais no sistema superiores a  $1,5 \text{ mg L}^{-1}$ . Como a capacidade de assimilação de N pelas plantas é limitada e cineticamente pouco favorável, a remoção de NT em sistemas alagados construídos deve ponderar os níveis de OD de entrada de forma que os processos nitrificação e desnitrificação simultâneas possam ocorrer juntamente com a assimilação pelas plantas.

Em relação às etapas de tratamento avaliadas neste estudo, durante a etapa I, onde se objetivou avaliar o SAC plantado frente ao SAC controle e ao afluente, verificou-se para o parâmetro cor aparente, uma eficiência superior no SAC plantado quando comparada com o SAC controle e o afluente. Quando avaliada a etapa II de tratamento, observou-se maiores remoções para os tanques com maiores TDHs de operação. Tais diferenças foram dadas como significativas pelos testes ANOVA e Tukey, evidenciando a influência do TDH na remoção da cor aparente.

Em relação à eficiência de remoção da turbidez, durante a etapa I de tratamento, não foi observada diferença estatística significativa entre o afluente e os SACs plantados e controle. No entanto, durante a etapa II, o SAC operado com 6 dias de TDH atingiu remoções maiores do que as encontradas na saída do SAC com TDH = 2 dias, porém não foi observada diferença estatística em relação ao SAC operado com 4 dias de TDH, possivelmente porque, para a turbidez, um TDH de 4 já é suficiente para remover determinadas concentrações de sólidos equivalentes à TDHs maiores.

Não foi possível observar influência significativa do TDH para os sólidos totais, dissolvidos e suspensos, assim como para a DQO, DBO e COT, apenas uma tendência de maior remoção conforme aumento do TDH. Provavelmente isso se deve ao fato das concentrações de matéria orgânica na entrada do sistema já serem mais baixas por se tratar de um efluente de ETE com tratamento secundário, sendo que as concentrações resultantes pós-tratamento pelos SACs não obtiveram variações suficientes para atingir diferenças significativas entre os tanques com diferentes TDHs.

Em relação ao fósforo, devido a sua variabilidade nas concentrações do afluente e efluente, não foi possível observar uma tendência clara para os SACs na etapa I de tratamento. Porém, foi possível identificar uma diferença significativa entre o SAC plantado e controle, bem como entre o SAC plantado e o afluente quando o sistema piloto passou a operar com 2 dias de detenção hidráulica, evidenciando que a assimilação do fósforo pelas plantas ocorre, porém, de forma mais lenta do que os processos físicos e químicos de remoção e retenção do nutriente. Apesar disso, não ficou evidente a influência do TDH na remoção de fósforo total na etapa II de tratamento, provavelmente devido aos processos de adsorção e dessorção que podem ter mascarado possíveis remoções influenciadas pelo tempo de detenção hidráulica.

Ao se tratar do ortofosfato dissolvido, forma principal de fósforo que é removida principalmente por processo de adsorção, foi observado que, além de não ficar evidente a adsorção, a concentração no efluente dos SACs plantados e controle foi superior a concentração do afluente, praticamente durante todo o período de monitoramento. Este fato pode estar relacionado com o pH médio do sistema que não era um dos mais favoráveis, além da saturação do material filtrante, bem como sua própria liberação de fósforo presente em sua composição.

Para o nitrogênio total, foi observada diferença significativa entre os SACs plantado e controle e o afluente apenas quando o TDH da etapa I de tratamento foi operado em 2 dias, no entanto, esse TDH não foi suficiente para evidenciar diferença significativa entre os SACs. Já na etapa II de tratamento, fica clara a influência do TDH na remoção do nitrogênio. No SAC operado com 6 dias de TDH, obteve-se remoções médias significativas de nitrogênio total frente aos demais. Vale destacar que não houve diferença significativa para os TDHs de 2 e 4 dias em relação a esse parâmetro. O maior TDH provavelmente favoreceu a assimilação pelas macrófitas aquáticas, devido ao maior tempo de contato que o efluente ficou exposto. Pode-se dizer ainda que, a redução de nitrogênio total do sistema não se deveu prioritariamente pelo processo de desnitrificação devido às concentrações de OD presentes no meio, além deste processo possivelmente ter tido influência do TDH, visto que este influencia diretamente nas concentrações de OD no sistema, sendo que um maior TDH resulta em menores concentrações de OD.

Em relação ao nitrogênio amoniacal dissolvido, só foi possível observar alguma diferença relevante durante a etapa II de tratamento, para o SAC operado

com 6 dias de TDH. Já para o nitrato, não foi encontrada diferença significativa em nenhuma das etapas estudadas. Vale destacar que, no presente estudo, foi observada a ocorrência de nitrificação ao longo de todo o sistema, sendo mais pronunciada em alguns momentos e menos evidentes em outros.

A assimilação de nitrogênio pelas plantas possivelmente não foi maior devido a uma suposta limitação de N em que elas se encontravam, como ficou indicado pela razão N:P, que variou de 0,4 a 5,6. Ademais, o período de senescência das macrófitas também tem grande influência na assimilação dos nutrientes.

Conclui-se por fim que, embora mais estudos sejam necessários para uma melhor avaliação do sistema, incluindo um estudo aprofundado em relação à frequência de poda das macrófitas, o SAC plantado, em geral, obteve resultados positivos em comparação com o SAC controle e o afluente, principalmente em termos de nutrientes, se equiparando e até superando em alguns casos as remoções máximas encontradas em outros processos comumente utilizados para remover nitrogênio ou fósforo, sendo que um SAC é capaz de remover ambos simultaneamente, o que significa que a implantação de um sistema alagado construído é viável e indicada para o polimento de efluente sanitário.



## 7. RECOMENDAÇÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

Visando a melhoria nas eficiências médias de remoções de nutrientes como fósforo e nitrogênio, sugere-se um monitoramento em longo prazo do sistema, a fim de compreender melhor a influência das macrófitas na assimilação destes e o teste com outras espécies de plantas.

Ainda, seria interessante avaliar diferentes intervalos de alimentação do sistema, objetivando assim encontrar o melhor tempo que permitisse uma maior desnitrificação nos tanques, porém, sem comprometer o processo de nitrificação.

Propõe-se também a avaliação de outra metodologia para quantificar o teor de nutrientes nas plantas, baseada na liofilização criogênica, visando minimizar as incertezas dos resultados. Recomenda-se ainda, um estudo mais aprofundado em relação à frequência de poda das macrófitas, bem como o monitoramento de sua produtividade visando atingir as máximas remoções de nutrientes via assimilação.

Por fim, sugere-se a avaliação de diferentes níveis de OD de entrada visando compreender qual a melhor concentração de oxigênio dissolvido é capaz de favorecer tanto a nitrificação, quanto a desnitrificação, resultando assim em uma efetiva remoção de nitrogênio.



## 8. REFERÊNCIAS

- APHA – American Public Health Association. *Standard methods for the examination for water and wastewater*. 21. ed. Washington, Dc: APHA-AWWA-WEF, 2005. 1220 p.
- ASSUNÇÃO, F. A. L. *Estudo da remoção de nitrogênio, com ênfase na volatilização de amônia, em lagoas de polimento de efluentes de reatores UASB tratando esgotos urbanos de Belo Horizonte/MG*. 2009. 105 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2009.
- AUSTIN, D.; NIVALA, J. Energy requirements for nitrification and biological nitrogen removal in engineered wetlands. *Ecol. Eng.* v.35, p.184-192, 2009.
- BAI, J., *et al.* Phosphorus sorption-desorption and effects of temperature, pH and salinity on phosphorus sorption in marsh soils from coastal wetlands with different flooding conditions. *Chemosphere*. v.188, p.677-688, 2017.
- BAVANDPOUR, F., *et al.* Removal of dissolved metals in wetland columns filled with shell grits and plant biomass. *Chemical Engineering Journal*, v.331, p.234-241, 2018.
- BEGOSSO, L. *Determinação de parâmetros de projeto e critérios para dimensionamento e configuração de wetlands construídas para tratamento de água cinza*. 2009. 43 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologias Ambientais) – Centro de Ciências Exatas e Tecnologia, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande. 2009.
- BIRKIGT, J., *et al.* Evaluation of the hydrological flow paths in a gravel bed filter modeling a horizontal subsurface flow wetland by using a multi-tracer experiment. *Science of the Total Environment*, v.621, p.265-272, 2018.
- BIUDES, J. F. V.; CAMARGO, A. F. M. Estudos dos Fatores Limitantes à Produção Primária por Macrófitas Aquáticas no Brasil. *Oecologia Brasiliensis*, v. 12 p. 7-19, 2008.
- BONNER, R., *et al.* A comparison of three different residence time distribution modelling methodologies for horizontal subsurface flow constructed wetlands. *Ecological Engineering*, v. 99, p. 99-113, 2017.
- BORJA, P. C. Política pública de saneamento básico: uma análise da recente experiência brasileira. *Saúde Soc.* São Paulo, v.23, n.2, p.432-447, 2014.
- BORTOLI, M. *et al.* Emissão de óxido nitroso nos processos de remoção biológica de nitrogênio de efluentes. *Eng. Sanit. Ambient.* v.17, n.1, p.1-6, 2012.
- BUENO, R.F. 2011. 143 f. *Nitrificação e desnitrificação simultânea em reator com biomassa em suspensão e fluxo contínuo de esgoto*. Dissertação (Mestrado em

Saúde Pública) – Faculdade de Saúde Pública, Universidade de São Paulo, São Paulo. 2011.

BRASIL. *Decreto n. 10.775, de 22 de nov. de 1977*. Dispõe sobre o enquadramento dos corpos de água receptores na classificação prevista no Decreto n. 8.468 (1), de 8 de setembro de 1976, e dá providências correlatas, Brasília, DF, mar 1977.

BRASIL. Ministério das Cidades. Lei Federal nº 11.445, de 05 de janeiro de 2007. Estabelece Diretrizes Nacionais para o Saneamento Básico; Altera as Leis nº 6.766, de 19 de dezembro de 1979, 8.036, de 21 de junho de 1993, 8.987, de 13 de fevereiro de 2005; revoga a Lei nº 6,528, de 11 de maio de 1978; e dá outras providências. Disponível em: <[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_ato2007-2010/2007/lei/l11445.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2007/lei/l11445.htm)>. Acesso em: 25 jan 2018.

BRASIL. Ministério das Cidades. *Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: Diagnósticos dos Serviços de Água e Esgotos – 2016*. Brasília, 2018.

BRASIL, M. S. *et al.* Modeling of pollution removal in constructed wetlands with horizontal subsurface flow. *Agrartechnische Forschung*, v.13, n.2, p.48-56, 2007.

BREZINOVÁ, T., VYMAZAL, J. Evaluation of heavy metals seasonal accumulation in Phalaris arundinacea in a constructed treatment wetland. *Ecol. Eng.*, v.79, p.94–99, 2015.

BRUCH, I., *et al.* Improving the treatment efficiency of constructed wetlands with zeolite-containing filter sands. *Bioresour. Technol.* v.102, p.937–941, 2011.

BUTTERWORTH, E., *et al.* Effect of artificial aeration on tertiary nitrification in a fullscale subsurface horizontal flow constructed wetland. *Ecol. Eng.*, v.54, p.236-244, 2013.

CALIJURI, M. L., *et al.* 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. *Eng Sanit Ambient*, v. 14, n. 3, p.421-430, 2009.

CANO, V. *Estratégias de tratamento de lixiviado de aterro sanitário com foco na matéria orgânica biodegradável e nitrogênio amoniacal*. 2014. 152f. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Programa de Pós-Graduação em Saúde Pública Universidade de São Paulo, São Paulo, 2014.

CARBALLEIRA, T.; RUIZ, I.; SOTO, M. Aerobic and anaerobic biodegradability of accumulated solids in horizontal subsurface flow constructed wetlands. *International Biodeterioration and Biodegradation*. v.199, p.396-404, 2017.

CARDOSO, M. L. Tratamento de efluente de laticínio por sistema alagado construído híbrido. 2015. 83 p. Trabalho de Conclusão de Curso (Engenharia Ambiental) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, 2015.

- CELIS, G. S. *Participação da macrófita Typha dominguensis na remoção de nutrientes de esgoto sanitário em wetlands construídos*. 2015. 124 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental), Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2015.
- CHEN, Z., *et al.* Dynamics of chloroacetanilide herbicides in various types of mesocosm wetlands. *Science of The Total Environment.*, v. 577, p. 386-394, 2017.
- COASACA, R. L. *Remoção biológica de nitrogênio em sistemas alagados construídos (constructed wetlands) enriquecidos com bactérias anammox*. 2016. 57 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo – Universidade Estadual de Campinas, Campinas. 2016.
- 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.*
- ÇAKIR, R.; GIDIRISLIOGLU, A.; ÇEBI, U. A study on the effects of different hydraulic loading rates (HLR) on pollutant removal efficiency of subsurface horizontal-flow constructed wetlands used for treatment of domestic wastewaters. *Journal of Environmental Management*, v. 164, p.121-128, 2015.
- DECEZARO, S. T. *Nitrificação e remoção de matéria orgânica carbonácea e sólidos de efluente doméstico em wetland construído de fluxo vertical*. 2016. 143 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Santa Maria, Rio Grande do Sul, 2016.
- DI BERNARDO, L.; DANTAS, A. B.; VOLTAN, P. E. N. *Tratabilidade de água e dos resíduos gerados em estações de tratamento de água*. São Carlos: LDiBe, 2011. 454 p.
- DOHERTY, L., *et al.* A review of a recently emerged technology: Constructed wetland e Microbial fuel cells. *Water Research*. v.85, p.38-45, 2015.
- FERRO, T. N. *Avaliação do processo de nitrificação e desnitrificação de efluente de abatedouro bovino em reator combinado anaeróbio-aeróbio*. 2015. 62 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Campo Mourão, 2015.
- FIA, F. R. L., *et al.* Remoção de matéria orgânica e determinação de parâmetros cinéticos em sistemas alagados construídos em escala laboratorial. *Acta Scientiarum. Technology*, v,34, n.2, p.149-156, 2012.

- FIA, F. R. L., *et al.* Efeito da vegetação em sistemas alagados construídos para tratar águas residuárias da suinocultura. *Eng. Sanit. Ambient.*, p.1-9, 2016.
- FIGUEIREDO, P. P. R. A. *Transformação sustentável do território: o papel das ferramentas de avaliação do desempenho do ambiente urbano.* 2017. 213 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Transporte e Gestão Territorial) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis. 2017.
- GHOSH, D.; GOPAL, B. Effect of hydraulic retention time on the treatment of secondary effluent in a subsurface flow constructed wetland. *Ecological Engineering*, v.36, p.1044-1051, 2010.
- GIL, A. S. B.; BOVE, C. P. Eleocharis R.Br. (Cyperaceae) no Estado do Rio de Janeiro, Brasil. *Biota Neotropica*, v.7, n.1, p.163-193, 2007.
- GILBERT, J.D., Guerrero, F., de Vicente, I. Sediment desiccation as a driver of phosphate availability in the water column of Mediterranean wetlands. *Sci. Total Environ.*, v.466, p.965-975, 2014.
- GREENWAY, M.; WOOLLEY, A. Constructed wetlands in Queensland: Performance efficiency and nutrient bioaccumulation. *Ecol. Eng.*, v.12, p. 39–55, 1999.
- HOCAOGLU, S.M.; INSEL, G.; COKGOR, E.U.; ORHON, D. Effect of low dissolved oxygen on simultaneous nitrification and denitrification in a membrane bioreactor treating black water. *Bioresource Technology*, v. 102, n. 6, p. 4333-4340, 2011.
- HOFFMANN, H. *et al.* *Technology review of constructed wetlands: Subsurface flow constructed wetlands for greywater and domestic wastewater treatment.* Alemanha: Deutsche Gesellschaft für, 2011. Disponível em: <[http://www.susana.org/\\_resources/documents/default/2-930-giz2011-en-technology-review-constructed-wetlands.pdf](http://www.susana.org/_resources/documents/default/2-930-giz2011-en-technology-review-constructed-wetlands.pdf)>. Acesso em: 17 jan. 2018.
- HUA, G., *et al.* Applying a resting operation to alleviate bioclogging in vertical flow constructed wetlands: An experimental lab evaluation. *Journal of Environmental Management*, v. 136, p. 47-53, 2014.
- IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Estimativas populacionais para os municípios e para as Unidades da Federação brasileiros, 2016 [online]. Disponível em: <<https://ww2.ibge.gov.br/home/estatistica/população/estimativa2016/default.shtm>>. Acesso em: 25 jan. 2018.
- ILYAS, H.; MASIH, I. The performance of the intensified constructed wetlands for organic matter and nitrogen removal: A review. *Journal of Environmental Management*, v.198, p. 372-383, 2017.
- JÁCOME, J. A., *et al.* Performance of constructed wetland applied for domestic wastewater treatment: Case study at Boimorto (Galicia, Spain). *Ecological Engineering*, v. 95, p. 324–329, 2016.

- JESUS, B. M.; WINCKLER, V. L. Avaliação de um sistema de wetlands construído no pós-tratamento de efluente de frigorífico. 2015. 90 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Engenharia Civil) - Departamento Acadêmico de Construção Civil, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba, 2015.
- JU, X., *et al.* How the novel integration of electrolysis in tidal flow constructed wetlands intensifies nutrient removal and odor control. *Bioresour. Technol.* v.169, p.605–613, 2014.
- KADLEC, R. H.; WALLACE, S. D. *Treatment wetlands*. Boca Raton: CRC, Press 2 ed, 2009.
- KIEHL, E. J. *Fertilizantes orgânicos*. São Paulo: Ceres, 1985, 492 p.]
- KNAPIK, H. G.; FERNANDES, V. S.; AZEVEDO, J. C. R. Modelagem de carbono orgânico em rios urbanos: aplicabilidade para o planejamento e gestão de qualidade de água. *RBRH*, Porto Alegre: v.21, n.4, p.841-854, 2016.
- 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.
- KONRAD, O. *et al.* Eficiência no polimento do efluente de vinícola utilizando o sistema de “wetland” construído. *Revista Engenharia Ambiental*, v.10, n.3, p. 78-187, 2013.
- LETO, C., *et al.* Effects of plant species in a horizontal subsurface flow constructed wetland – phytoremediation of treated urban wastewater. *Ecological Engineering.*, v. 61, p. 282-291, 2013.
- LIBRALATO, G.; GHIRARDINI, A. V.; AVEZZU, F. To centralize or to decentralize: An overview of the most recent trends in wastewater treatment management. *Journal of Environmental Management*, v. 94, p.61-68, 2012.
- LIMA, F. T. *Capacidade de retenção e dinâmica de um “wetland” construído no tratamento de águas residuais*. 2011. 123 f. Dissertação (Mestrado em Aquicultura) – Centro de Aquicultura, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal. 2011.
- LOHMANN, G. *Caracterização de uma estação de tratamento de esgoto por zona de raízes utilizando variáveis abióticas e microbiológicas*. 2011. 93f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Curitiba, 2011.
- LOURO, M. Q. Respostas relacionais entre nitrato, ortofosfato e biomassa fitoplanctônica da lagoa de cima (RJ): uma abordagem experimental. 2011. 76 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) – Centro de Biociências e Biotecnologia, Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, Rio de Janeiro, 2011.

- LUCA, G. A. D., *et al.* Phosphorus distribution pattern in sediments of natural and constructed wetlands. *Ecol. Eng.* v.108, p.227-233, 2017.
- LUDERITIZ, V. GERLACH, F. Phosphorus removal in different constructed wetlands. *Acta Biotechnol.* v.22, p.91-99, 2002.
- MACHADO, A. I., *et al.* Overview of the state of the art of constructed wetlands for decentralized wastewater management in Brazil. *Journal of Environmental Management*, v. 187, p. 560-570, 2017.
- MACHADO, A. R. *Wetlands construídos de fluxo vertical para remoção de nitrogênio amoniacal de lixiviado de aterro sanitário.* 2016. 161 f. Dissertação (Mestrado em Meio Ambiente, Água e Saneamento) – Escola Politécnica, Universidade Federal da Bahia. Salvador, 2016.
- MALTAIS-LANDRY, G. Nitrogen transformations and retention in planted and artificially aerated constructed wetlands. *Water Resour.*, v.43 n.2, p.535-545, 2009.
- MARONEZE, M. M., *et al.* A tecnologia de remoção de fósforo: gerenciamento do elemento em resíduos industriais. *Revista Ambiente e Água*, Taubaté, v.9, n.3, p.445-458,2014.
- MARTIN, M., *et al.* Phosphorus and nitrogen removal from tertiary treated urban wastewaters by a vertical flow constructed wetland. *Ecological Engineering*, v. 61, p.34-42, 2013.
- 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, p. 652-659, 2009.
- 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.
- MATOS, P. M., *et al.* Uso de traçador salino para avaliação da colmatção e das condições hidrodinâmicas em sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial. *Eng. Agríc.*, Jaboticabal, v.35, n.6, p.1137-1148, 2015.
- MAZZOLA, M., *et al.* Uso de leitos cultivados de fluxo vertical por batelada no pós-tratamento de efluente de reator anaeróbio compartimentado. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 9, n. 2, p. 276-283, 2005.
- MELLO, D. *Avaliação do uso de sistemas de wetlands construídas no tratamento de esgotos sanitários.* 2016. 165 f. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba. 2016.
- MENDONÇA, H. V., *et al.* Remoção de nitrogênio e fósforo de águas residuárias de laticínios por sistemas alagados construídos operando em bateladas. *Ambi-Água*, Taubaté, v.7, n.2, p.75-87, 2012.

- MENDONÇA, H.V., *et al.* Sistemas Alagados Construídos em Batelada: remoção de Demanda Bioquímica de Oxigênio e regulação de pH no tratamento de efluentes de laticínios. *Rev. Ambient. Água*. v.10, n.2, p.442-453, 2015.
- MENDONÇA, H. V.; RIBEIRO, C. B. M.; NOGUEIRA, K. C. C. Remoção de matéria orgânica e nutrientes de águas residuais de laticínios em sistemas alagados construídos. *Revista de Ciências Agrárias*, v.40 n.1, p.12-22, 2017.
- MESQUITA, M. C., *et al.* Seasonal variation of nutrient removal in a full-scale horizontal constructed wetland. *Energy Procedia*. v.136, p. 225-232, 2017.
- METCALF, L.; EDDY, H. Tratamento de efluentes e recuperação de recursos. McGraw Hill Brasil, 5. ed., 2015. 2008 p.
- MIRANDA, S. T. Avaliação de aspectos da colmatção e descolmatção de sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial. 2014. 88 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Viçosa, Minas Gerais, 2014.
- MORAES, L. R. S., *et al.* *Panorama do saneamento básico no Brasil: análise situacional do déficit em saneamento básico*. Brasília, DF: Ministério das Cidades, v.2. 2011.
- MORAIS, E. R. C., *et al.* Indicadores da qualidade química do solo em áreas cultivadas com mamoeiro irrigado. *R. Bras. Eng. Agríc. Ambiental*, v.19, n.6, p.587–591, 2015.
- NAHAS, M. I. P.; HELLER, L. Indicadores para avaliação e monitoramento do direito humano universal à água e ao esgotamento sanitário na Agenda Global 2030: discussão teórico-conceitual. In: CONGRESO DE LA ASOCIACIÓN LATINOAMERICANA DE POBLACIÓN, 7, 2016, Foz do Iguaçu. *Anais...* Paraná: Fundação Oswaldo Cruz, Centro de Pesquisas René-Rachou, 2016. V.1, p.1-20.
- OLIVEIRA, D. M. C.; COSTANZI, R. N. Wetlands construídos para o tratamento de água cinza. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE GESTÃO AMBIENTAL, 5. 2014, Belo Horizonte. *Anais...* Belo Horizonte: IBEAS, 2014.
- OLIVEIRA FILHO, G. R. A crise da água na região metropolitana de são paulo em 2014 e a ineficiente gestão dos recursos hídricos. *CES REVISTA*, v.29, n.1, p.5-20, 2015.
- OLIVEIRA JR, JL. *Tratamento descentralizado de águas residuárias domésticas: uma estratégia de inclusão social*. In: LIRA, WS., and CÂNDIDO, GA., orgs. *Gestão sustentável dos recursos naturais: uma abordagem participativa* [online]. Campina Grande: EDUEPB, pp. 213-232, 2013.
- OLIJNYK, D. P. *Avaliação da nitrificação e desnitrificação de esgoto doméstico empregando filtros plantados com macrófitas (wetlands) de fluxo vertical e horizontal – Sistemas Híbridos*. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental)

- Centro Tecnológico, Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2008.

O'LUANAIGH, N. D., *et al.* Nutrient removal from on-site domestic wastewater in horizontal subsurface flow reed beds in Ireland. *Ecological Engineering*, v. 36, p. 1266-1276, 2010.

OMS. Organização Mundial da Saúde. *O Direito Humano à Água e Saneamento*. 2010. Disponível em: <<http://www.ohchr.org/Documents/Publications/FactSheet35en.pdf>>. Acesso em: 25 jan. 2018.

ONU, 2010. *The Millennium Development Goals Report 2010*. UN, New York. UNEP, 2002. Environmentally Sound Technologies for Wastewater and Stormwater Management e an International Source Book. IWA Publishing and UNEP e International Environmental Technology Centre, London and Osaka. <http://www.unep.or.jp>.

PAGANINI, W. S.; BOCCHIGLIERI, M. M. A nova Resolução Conama: avanço ou retrocesso para o desenvolvimento ambiental e urbano? *Revista Saneas*, n. 41, ano XII, p. 31-37, 2011.

PARK, J., *et al.* Phosphate removal in constructed wetland with rapid cooled basic oxygen furnace slag. *Chemical Engineering Journal*. v.327, p.713-724, 2017.

PARTELLI, F. L., *et al.* Root system distribution and yield of 'Conilon' coffee propagated by seeds or cuttings. *Pesq. Agropec. Bras.*, v.49, n.5, p.349-355, 2014.

PELISSARI, C. *Tratamento de efluente proveniente da bovinocultura de leite empregando wetlands construídos de escoamento subsuperficial*. 2013. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Santa Maria. Santa Maria, 2013.

PELISSARI, C., *et al.* Wetlands construídos aplicados no tratamento de efluente de bovinocultura leiteira. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO SOBRE WETLANDS CONSTRUÍDOS, 2, 2015, Curitiba. *Anais...* Curitiba: II Simpósio Brasileiro sobre Wetlands Construídos, 2015.

PELISSARI, C. *Dinâmica microbiana nitrificante e desnitrificante em wetland construído vertical*. 2017. 213 p. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2017.

PIO, C. S.; ANTONY, L. P.; SANTANA, G. P. Wetlands construídas (terras alagada): conceitos, tipos e perspectiva para remoção de metais potencialmente tóxicos de água contaminada: Uma revisão. *Scientia Amazonia*, v. 2, n. 1. p. 28-40, 2013.

POÇAS, C. D. *Utilização da tecnologia de wetlands para tratamento terciário: controle de nutrientes*. 2015. 109 f. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Faculdade de Saúde Pública, Universidade de São Paulo. São Paulo, 2015.

- PROSAB – *Programa de pesquisa em saneamento básico*. Disponível em: <[https://www.finep.gov.br/images/apoio-e-financiamento/historico-de-programas/prosab/prosab5\\_tema\\_2.pdf](https://www.finep.gov.br/images/apoio-e-financiamento/historico-de-programas/prosab/prosab5_tema_2.pdf)>. Acesso em: 13 jun 2018.
- QUELUZ, J. G. T. *Eficiência de alagados construídos para o tratamento de águas residuárias com baixas cargas orgânicas*. 2015. 110 f. Tese (Doutorado em Agronomia) - Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2015.
- REDDY, K. R.; DELAUNE, R. D. *Biogeochemistry of wetlands: science and applications*. Florida: CRC Press. 774p, 2008.
- ROZARI, P.; M. GREENWAY, M.; EL HANANDEH, A. Phosphorus removal from secondary sewage and septage using sand media amended with biochar in constructed wetland mesocosms. *Science of the Total Environment*, v. 569-570, p.123-133, 2016.
- 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. *J Environ Manag*, v.112, p.429–448, 2012.
- SAIANI, C. C. S. Restrições à expansão dos investimentos em saneamento básico no Brasil: Déficit de acesso e desempenho dos prestadores. 2007. 317 f. Dissertação (Mestrado em Economia Aplicada) – Faculdade de Economia, Administração e Contabilidade de Ribeirão Preto, Universidade de São Paulo. Ribeirão Preto, 2007.
- SANCHEZ, A.A., *et al.* Remoção de matéria orgânica, turbidez e cor aparente em sistema de tratamento de efluente sanitário por leito cultivado de macrófitas aquáticas emergentes (*Typha* sp. e *Eleocharis* sp.). In: SIMPÓSIO SOBRE SISTEMAS SUSTENTÁVEIS, 3, 2016, Porto Alegre. *Anais...* Porto Alegre: III Simpósio sobre Sistemas Sustentáveis, 2016.
- SANCHEZ, A. A. *Desempenho de sistema piloto de alagados construídos de fluxo subsuperficial horizontal no tratamento secundário de efluente sanitário*. 2017. 149 f. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) – Universidade Federal do ABC, Santo André. 2017.
- SANTOS, W. R. B. *Remoção de nitrogênio e fósforo presentes em efluentes agroindustriais pela precipitação de estruvita*. 2011. 89 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de processos) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2011.
- SANTOS, R. F., *et al.* Abordagem descentralizada para concepção de sistemas de tratamento de esgoto doméstico. *Revista Eletrônica de Tecnologia e Cultura*. v.16, p.35-44, 2015.
- SANTOS, B. S., *et al.* Avaliação da Eficiência de Um Sistema de Tratamento por Wetland Construído Aplicado ao Efluente de um Frigorífico de Suínos. *Semina: Ciências Exatas e Tecnológicas*, v. 37, n. 2, p. 13-22, 2016.

- 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.23, n.6, p.517-528, 2016.
- SECCHI, F. J., *et al.* Avaliação do balanço hídrico e da eficiência de um alagado construído como alternativa de tratamento para efluente doméstico. *Ciência e Natura*, v. 38, n. 1, p. 453-461, 2016.
- 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 f. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis. 2006.
- SEZERINO, P. H., *et al.* Experiências brasileiras com wetlands construídos aplicados ao tratamento de águas residuárias: parâmetros de projeto para sistemas horizontais. *Eng. Sanit. Ambient.* v.20, n.1, p. 151-158, 2015.
- SHUIB, N., *et al.* Effluent quality performance of horizontal subsurface flow constructed wetlands using natural zeolite (escott). In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON ENVIRONMENT SCIENCE AND ENGINEERING, 2011, Singapura. *Anais...Singapura: IACSIT Press*, 2011, v.8, p.19-23.
- SILVA, M. V.; BUENO, R. F. Avaliação de um wetland construído híbrido no tratamento de esgoto sanitário. *HOLOS Environment*, v.15, n.2, p.211-222, 2015.
- SILVA, A. M. L.; VIEIRA, P. C. Estudo do tempo de detenção hidráulico (TDH) em reatores UASB e sua relação com a eficiência de remoção de DBO. In: SIMPÓSIO CIENTÍFICO DE GESTÃO AMBIENTAL, 2, 2012, Piracicaba. *Anais... São Paulo: Universidade de São Paulo, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz*, 2012. V.1, p. 1-5.
- SILVA, S. C.; BERNARDES, R. S.; RAMOS, M. L. G. Remoção de matéria orgânica do esgoto em solo de wetland construído. *Eng. Sanit. Ambient.* v.20, n.4, p.533-542, 2015.
- SOUPIR, M. L., *et al.* Impact of temperature and hydraulic retention time on pathogen and nutrient removal in woodchip bioreactors. *Ecol. Eng.*, v.112, p.153-157, 2018.
- SOUSA, J.T.; VAN HAANDEL, A.; LIMA, E.P.C. Use of constructed wetland for the post-treatment of domestic sewage anaerobic effluent from UASB reactor. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v.9, n.4, p. 285-290, 2004.
- SOUZA, C. F., *et al.* Eficiência de estação de tratamento de esgoto doméstico visando reúso agrícola. *Revista Ambi-Água, Taubaté*, v.10, n.3, pp. 587-597, 2015.

- 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.
- TREIN, C. M. Monitoramento de sistemas descentralizados de wetlands construídos de fluxo vertical aplicados no tratamento avançado de esgotos. 2015. 134 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2015.
- TREVISAN, L. Y I.; ORSSATTO, F. Tratamento de águas residuárias e mecanismos de gestão hídrica de uma universidade em Foz do Iguaçu/PR. *Rev. Gestão Ambiental e Sustentabilidade*. v. 6, n. 3, p. 118-130, 2017.
- TREVISAN, R.; BOLDRINI, I. I. O gênero *Eleocharis* R. Br. (Cyperaceae) no Rio Grande do Sul, Brasil. *Rev. Brasileira de Biociências*. v.6, n.1, p.7-67, 2008.
- TUNÇSIPER, B.; DRIZO, A.; TWOHIG, E. Constructed wetlands as a potential management practice for cold climate dairy effluent treatment – VT, USA. *Catena*, v. 135, n. 12, p. 184-192, 2015.
- UCKER, F. E. *et al.* Componentes do sistema de tratamento de esgoto com plantas. *REMOA*. v.14, n.1, p.2974-2981, 2014.
- USEPA. United States Environmental Protection Agency. *Constructed Wetlands Treatment of Municipal Wastewaters*. Office of Research and Development. Cincinnati (OH), 2000.
- USEPA. United States Environmental Protection Agency. *America's Wetlands: Our vital link between land and water*. Washington, DC: Office of Wetlands, Oceans and Watersheds Wetlands Division, 2003.
- VALLADARES NETO, J., *et al.* Boxplot : um recurso gráfico para a análise e interpretação de dados quantitativos. *Rev. Odontol. Bras. Central*, v. 26, n. 76, p.1-6, 2017.
- VAN HAANDEL, A., KATO, M., VON SPERLING, M. *Remoção biológica de nitrogênio: Aplicações para o sistema de lodo ativado*. In: MOTA, S. B.; VON SPERLING, M (org). Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção. ABES, 2009.
- VERA, I., *et al.* Influence of hydraulic retention time and plant species on performance of mesocosm subsurface constructed wetlands during municipal wastewater treatment in super-arid areas. *J. Environ. Sci. Health A Tox. Hazard. Subst. Environ. Eng*, v. 51, p. 105-113, 2016.
- VICH, D. V., *et al.* Tratamento de lixiviado de aterro sanitário em wetlands horizontais de fluxo subsuperficial em escala de bancada: avaliação da influência da vegetação e do tempo de detenção hidráulica. In: Simpósio Brasileiro sobre

aplicação de wetlands construídos no tratamento de águas residuárias, 1, 2013, Florianópolis. SC. *Anais...* Florianópolis, SC. 1 CD-ROM.

VON SPERLING, M. *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. 4. ed. Belo Horizonte: UFMG, 2017.

VYMAZAL, J. Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment. *Ecological Engineering*. Article in press. 13 p., 2005.

VYMAZAL, J.; KROPFLOVÁ, L. *Wastewater treatment in Constructed Wetlands with Horizontal Sub-Surface Flow*. Czech Republic: Springer, 2008. 566 p.

VYMAZAL, J. Constructed Wetlands for Wastewater Treatment. *Water*. v. 2, n. 3, p. 530-549, 2010.

VYMAZAL, J. Constructed wetlands for wastewater treatment: five decades of experience. *Environ. Sci. Technol.*, v. 45, p. 61-69, 2011a.

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

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

WANG, Z., *et al.* Screening of phosphate-removing substrates for use in constructed wetlands treating swine wastewater. *Ecol. Eng.* v.54, p.57-65, 2013.

WANG, M., *et al.* Constructed wetlands for wastewater treatment in cold climate — A review. *Journal of Environmental Sciences*, v.57, p.293-311, 2017.

WEBER, C. F. Proposta de dimensionamento e implantação de wetlands construídos em sistema individual de tratamento de esgoto sanitário. 2015. 70 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação) – Curso Superior de Tecnologia em Processos Ambientais. Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Curitiba, 2015.

WEERAKOON, G. M. P. R., *et al.* Impact of the hydraulic loading rate on pollutants removal in tropical horizontal subsurface flow constructed wetlands. *Ecol. Eng.* v.61, p.154-160, 2013.

WU, H., *et al.* Mass Balance Study on Phosphorus Removal in Constructed Wetland Microcosms Treating Polluted River Water. *Clean – Soil, Air, Water*. v.41, n.9, p.844-850, 2013.

WU, S., *et al.* Development of constructed wetlands in performance intensifications for wastewater treatment: A nitrogen and organic matter targeted review. *Water Research*. v.57, p.40-55, 2014.

- WU, H., *et al.* A review on the sustainability of constructed wetlands for wastewater treatment: Design and operation. *Bioresource Technology*, v.175, p. 594-601, 2015.
- WU, S., *et al.* Treatment of pig manure liquid digestate in horizontal flow constructed wetlands: effect of aeration. *Eng. Life Sci.*, v.16, n.3, p.263-271, 2016.
- XU, J., *et al.* Physiological responses of *Phragmites australis* to wastewater with different chemical oxygen demands. *Ecological Engineering*, v. 36, p. 1341-1347, 2010.
- YAN, Y., XU, J. Improving winter performance of constructed wetlands for wastewater treatment in Northern China: a review. *Wetlands* v.34, p.243-253, 2014.
- ZACARKIM, C. E., *et al.* Analysis of a Wetland System In The Post-Treatment of Wastewater. *Revista Brasileira de Energias Renováveis*, v. 3, n. 1, 2014.
- ZAPATER-PEREYRA, M., *et al.* Effect of aeration on pollutants removal: biofilm activity and protozoan abundance in conventional and hybrid horizontal subsurface-flow constructed wetlands. *Environ. Technol.*, v.35 n.16, 2086-2094, 2014.
- ZHANG, L., *et al.* Effect of limited artificial aeration on constructed wetland treatment of domestic wastewater. *Desalination*, v.250, p.915-920, 2010.
- ZHANG, C. B., *et al.* Effects of plant diversity and hydraulic retention time on pollutant removals in vertical flow constructed wetland mesocosms. *Ecol. Eng.*, v.49, p.244-248, 2012.
- ZHAO, L., ZHU, W., TONG, W. Clogging processes caused by biofilm growth and organic particle accumulation in lab-scale vertical flow constructed wetlands. *Journal of Environmental Sciences*, v. 21, p. 750-757, 2009.
- ZHONG, F., *et al.* Bacterial community analysis by PCR-DGGE and 454-pyrosequencing of horizontal subsurface flow constructed wetlands with front aeration. *Appl. Microbiol. Biotechnol.*, v.99, p.1499-1512, 2015.
- ZOPPAS, F. M.; BERNARDES, A. M.; MENEGUZZI, A. Parâmetros operacionais na remoção biológica de nitrogênio de águas por nitrificação e desnitrificação simultânea. *Eng. Sanit. Ambient.*, v.21, n.1, p.29 -42, 2016.
- ZURITA, F.; ANDA, J. D.; BELMONT, M. A. Treatment of domestic wastewater and production of commercial flowers in vertical and horizontal subsurface-flow constructed wetlands. *Ecological Engineering*, Amsterdam, v.35, n.5, p.861-869, 2009.