



**MATEUS HENRIQUE BARBOSA**

**SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS DE ESCOAMENTO  
HORIZONTAL SUBSUPERFICIAL COM CHICANAS:  
DESEMPENHO, CINÉTICA DE DEGRADAÇÃO E  
COLMATAÇÃO**

**LAVRAS – MG  
2021**

**MATEUS HENRIQUE BARBOSA**

**SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS DE ESCOAMENTO HORIZONTAL  
SUBSUPERFICIAL COM CHICANAS: DESEMPENHO, CINÉTICA DE  
DEGRADAÇÃO E COLMATAÇÃO**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, área de concentração Saneamento e Geotecnia Ambiental, para a obtenção do título de Mestre.

Profa. Dra. Fátima Resende Luiz Fia  
Orientadora

**LAVRAS – MG  
2021**

**Ficha catalográfica elaborada pelo Sistema de Geração de Ficha Catalográfica da Biblioteca  
Universitária da UFLA, com dados informados pelo(a) próprio(a) autor(a).**

Barbosa, Mateus Henrique.

Sistemas alagados construídos de escoamento horizontal  
subsuperficial com chicanas: desempenho, cinética, degradação e  
colmatação / Mateus Henrique Barbosa. - 2021.

112 p. : il.

Orientador(a): Fátima Resende Luiz Fia.

Dissertação (mestrado acadêmico) - Universidade Federal de  
Lavras, 2021.

Bibliografia.

1. Placas defetoras. 2. Wetlands construídos. 3. Remoção de  
poluentes. I. Fia, Fátima Resende Luiz. II. Título.

**MATEUS HENRIQUE BARBOSA**

**SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS DE ESCOAMENTO HORIZONTAL  
SUBSUPERFICIAL COM CHICANAS: DESEMPENHO, CINÉTICA DE  
DEGRADAÇÃO E COLMATAÇÃO**

**HORIZONTAL SUBSURFACE FLOW CONSTRUCTED WETLANDS WITH  
BAFFLES: PERFORMANCE, DEGRADATION AND CLOGGING**

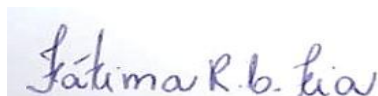
Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, área de concentração Saneamento e Geotecnia Ambiental, para a obtenção do título de Mestre.

APROVADA em 01 de abril de 2021.

Dr. Ronaldo Fia UFLA

Dr. Mateus Pimentel de Matos UFLA

Dr. Alisson Carraro Borges UFV



Profa. Dra. Fátima Resende Luiz Fia  
Orientadora

**LAVRAS – MG  
2021**

## AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus, por iluminar meus passos e permitir que eu pudesse alcançar mais uma conquista.

Aos meus pais, Antônio Bertolino Barbosa e Maria das Graças Ferreira, por sempre me apoiarem e incentivarem nos momentos mais difíceis e nos momentos de desespero, estando ao meu lado e me dando força para alcançar meus objetivos. Sem vocês nada disso seria possível.

Às minhas irmãs, Kátia e Neila, por fazerem parte da minha vida, sendo sempre exemplos de pessoas de bem. Pelos conselhos que hoje me fazem uma pessoa melhor.

Ao Renato, por fazer parte da minha vida, me apoiando e me ajudando em todos os momentos, e segurando a barra nas horas de desespero. Hoje sou uma pessoa completa ao seu lado.

Aos bolsistas de Iniciação Científica, Jonathan, Wesley, Beatriz e Rafaela, por toda a ajuda, dedicação e cooperação nas análises laboratoriais. Sem vocês nada disso seria possível.

Aos amigos de república, Olivia, Diego e Magno, por serem pessoas companheiras e fazerem parte da minha formação como pessoa, mostrando que a amizade é um sentimento que levamos para a vida toda, sendo pessoas presentes nos momentos mais difíceis. E em especial, ao Jean, que sempre foi mais que amigo, me ouvindo e aconselhando sempre, fazendo o que era possível e impossível para me ajudar. Serei sempre grato a vocês, podem contar comigo sempre.

À Professora Fátima, pela orientação e comprometimento, que foram essenciais no meu aprendizado, sempre contribuindo com minha formação acadêmica e pessoal.

À Juliana, técnica do laboratório, por compartilhar seu conhecimento e ser paciente em todos os momentos. Pelos conselhos e conversas na hora do café, hoje sei que tenho uma amiga para a vida toda.

Aos professores da Engenharia Ambiental e Sanitária, que foram peças chave na minha formação, contribuindo de forma brilhante, sendo profissionais exemplares, nos quais eu sempre vou me espelhar.

Aos técnicos da ETE/UFLA, Aroldo, Aline, Tobias e Henrique, que sempre ajudaram com os problemas envolvendo o experimento, sempre prontificados e dispostos a ajudar. Obrigado por fazerem parte dessa caminhada.

À baiana arretada, Jaqueline dos Santos Soares, uma grande amiga que a Pós-Graduação me deu, sempre sendo ombro nos momentos mais adversos. Obrigado por ser essa pessoa tão especial e agora minha futura amiga de doutorado.

Aos amigos do mestrado, turma 2019/2021, Jaqueline, Luisa, Lucas, Jonas, Magno, por fazerem parte desse ciclo tão importante, pelas conversas e momento tão memoráveis. Grandes amigos que a Pós-Graduação me deu.

Aos amigos da Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Heriberto, Gabriel, Tarcísio, Thiago, Pedro e Juliano, que foram muito importantes na minha formação, por cada experiência

trocada e pela ajuda no teste hidrodinâmico, pelas companhias durante toda a noite e a semana toda, sem vocês, esses dados tão importantes coletados, não seria possível.

À agência de fomento CAPES, pela concessão da bolsa, para o desenvolvimento da minha pesquisa, e pelo apoio ao programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da UFLA.

Muito obrigado!

## RESUMO

Muitas pesquisas têm se empenhado no desenvolvimento de sistemas de tratamento, com baixo custo de implementação e operação, focados no tratamento de efluentes. Os sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial (SACs-EHSS) são reatores projetados para tratar os mais diversos efluentes, espelhado nos sistemas alagados naturais, desempenhando os mesmos processos, químicos, físicos e biológicos, no tratamento de efluentes. Esses sistemas têm demonstrado grande potencial de tratamento, além de baixo custo de implementação e operação, visto que não há nenhum requisito externo de energia. Como forma de potencializar o tratamento nesses sistemas, muitos trabalhos utilizam chicanas, ou placas defletoras, para melhorar o tratamento, sem que ocorra a necessidade de maiores investimentos. Nesse sentido, o presente trabalho objetivou fazer um levantamento do estado da arte e avaliar a remoção de poluentes, colmatação e cinética de degradação, em sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial, com diferentes configurações internas, plantados com *Pennisetum setaceum*, no tratamento de esgoto universitário. Os SACs foram construídos em fibra de vidro, se diferenciando pela presença de chicanas laterais (horizontais) (SAC-B), verticais (SAC-C) ou ausência de divisórias internas, do tipo convencional (SAC-A), com tempo de detenção hidráulico teórico de 1,36, 1,32, 1,31 dias, respectivamente, com área superficial de 1 m<sup>2</sup>, preenchidos com brita zero. Os sistemas apresentaram significativa eficiência de remoção, entretanto, não apresentaram diferença estatística entre si, com valores superiores a 47% para a DQO, 22% para os ST, 39% para os STV, 10% para os STF, 9,7% para NTK. As baixas eficiências, bem como a semelhança nas remoções, foram provocadas pela maturação dos sistemas, evidenciado pela formação de lâmina superficial, formada devido a saturação inicial do leito, diminuindo a condutividade hidráulica, indicando uma possível colmatação, além de facilitar a formação de caminhos preferenciais, uniformizando o tratamento entre os sistemas. Observou-se maior acúmulo de ST, STV e STF na porção inicial dos SACs A e B, nos primeiros 0,45 m, e na camada superior, 0,15 m abaixo do material suporte, em relação a camada de fundo (0,50 m). O modelo cinético proposto por Chan e Chu (2003) demonstrou o melhor ajuste para o SAC-A (convencional) e o modelo proposto por Brasil *et al.* (2007) resultou nos melhores ajustes para os SACs com a presença de chicanas (SAC-B e C). Os SACs A e B demonstraram comportamento semelhante, com escoamento tendendo à mistura completa e uso integral do volume do reator, indicando estar menos colmatado que o SAC-C, que apresentou tendência a escoamento pistonado, com presença de curtos circuitos e zonas mortas. O SAC-C apresentou as maiores taxas de remoção de massa, maior produtividade de matéria seca, assim como maior extração de nitrogênio e fósforo na parte vegetal, seguido do SAC-B e por fim o SAC-A, com valores de extração de fósforo de 2 g m<sup>-2</sup> no corte II para SAC-B e nos cortes I, II e IV para o SAC-C. Houve forte correlação positiva entre a CE e as variáveis NTK e PT, afluente e efluente ao tratamento, e correlação positiva muito forte entre a CE e o fosfato, para os três sistemas avaliados, demonstrando alto potencial na determinação das concentrações de nutrientes por meio da CE no esgoto universitário e após o tratamento em SACs-EHSS.

Palavras-chave: Placas defletoras. Wetlands construídos. Remoção de poluentes.

## ABSTRACT

Many studies have been engaged in developing effluent treatment systems with low cost of implementation and operation. The horizontal subsurface-flow constructed wetlands (HSSF-CWs) are designed to treat the most diverse effluents. Based in natural wetland systems, performing the same chemical, physical and biological processes in the treatment of effluents. These systems have shown great treatment potential, in addition to low implementation and operation costs, as there is no external energy requirement. As a way to enhance the treatment in these systems, many studies use baffles, or deflector plates, to improve the treatment, without the need for greater investments. In that regard, this study aimed to survey the state of the art and evaluate the removal of pollutants, clogging and degradation kinetics in flooded systems built with horizontal subsurface flow, with different internal configurations, planted with *Penninsetum setaceum*, in the treatment of university sewage. The CWs were built in fiberglass, differing by the presence of horizontal baffles (CW-B), vertical (CW-C) or the absence of internal partitions, of the conventional type (CW-A), with detention time of 1.36, 1.32, 1.31 days, respectively, with a surface area of 1 m<sup>2</sup>, filled with gravel. The systems showed significant removal efficiency, however, they did not differ statistically, with values above 47% for COD, 22% for ST, 39% for STV, 10% for STF, 9.7% for NTK. The low efficiencies, as well as the similarity in removals, were caused by the maturation of the systems, evidenced by the formation of a superficial layer, formed due to the initial saturation of the bed, decreasing the hydraulic conductivity, indicating a possible clogging, in addition to facilitating the formation of paths preferential treatment, standardizing the treatment between the systems. A greater accumulation of ST, STV and STF was observed in the initial portion of CWs A and B, in the first 0.45 m, and in the upper layer, 0.15 m below the support material, in relation to the bottom layer (0, 50 m). The kinetic model proposed by Chan and Chu (2003) demonstrated the best fit for the CW-A (conventional) and the model proposed by Brasil *et al.* (2007) resulted in the best adjustments for SACs with the presence of baffles (CW-B and C). CWs A and B showed similar behavior, with flow tending to complete mixing and full use of the reactor volume, indicating that it is less clogged than CW-C, which showed a tendency to piston flow, with the presence of short circuits and dead zones. CW-C had the highest mass removal rates, highest dry matter productivity, as well as higher nitrogen and phosphorus extraction in the plant, followed by CW-B and finally CW-A, with phosphorus extraction values of 2 g m<sup>-2</sup> in section II for CW-B and in sections I, II and IV for CW-C. There was a strong positive correlation between EC and the variables NTK and PT, affluent and effluent to treatment, and a very strong positive correlation between EC and phosphate, for the three systems evaluated, showing high potential in determining nutrient concentrations by means of EC in university sewage and after treatment in HSSF-CWs.

Key-words: Baffle plates. Constructed wetlands. Removal of pollutants.



## LISTA DE FIGURAS

### CAPÍTULO 1

- Figura 1 - Representação de um sistema alagado construído de escoamento horizontal subsuperficial com chicanas laterais (vista superior) e um com chicanas verticais (corte longitudinal)..... 19

### CAPÍTULO 2

- Figura 1 - Representação esquemática dos SACs-EHSS avaliados. .... 51
- Figura 2 - Representação esquemática dos tubos de coletas, colocados ao longo dos SACs-EHSS..... 54
- Figura 3 - Variação dos valores de pH e condutividade elétrica (CE) ao longo dos SACs-EHSS avaliados..... 61
- Figura 4 - Perfil de retenção de ST, STV e STF ao longo do comprimento dos SACs-EHSS avaliados. .... 63
- Figura 5 - Curvas de decaimento de DQO ao longo dos SACs-EHSS obtidas com as equações ajustadas para os diferentes modelos avaliados. .... 66
- Figura 6 - Relação entre os sólidos totais voláteis (STV) e sólidos totais (ST), em diferentes alturas e ao longo do comprimento, de cada SACs-EHSS. .... 68
- Figura 7 - Imagem dos SACs-EHSS avaliados, ao fim do monitoramento, evidenciando a lâmina de efluente formada na porção inicial dos sistemas. .... 69
- Figura 8 - Variação da concentração de cloreto de sódio (NaCl) ao longo do tempo, nos SACs A, B e C, no primeiro, segundo e terceiro ensaio hidrodinâmico..... 71

### CAPÍTULO 3

- Figura 1 - Representação esquemática dos SACs-EHSS avaliados. .... 88
- Figura 2 - Variação dos valores de pH e condutividade elétrica (CE) ao longo dos SACs-EHSS avaliados..... 96
- Figura 3 - Perfil de retenção de nitrogênio total Kjeldahl (NTK), fósforo total (PT) e fosfato ao longo do comprimento dos SACs-EHSS avaliados. .... 98
- Figura 4 - Imagem das amostras, logo após a coleta, ao longo dos seis pontos coletados em cada SACs-EHSS..... 100
- Figura 5 - Vista frontal e posterior dos SACs-EHSS, plantados com Penninsetum setaceum, com formação de lâmina superficial no início dos três sistemas. .. 103
- Figura 6 - Valores de extração de nitrogênio e fósforo, nos três cortes realizados (I, II e III), e para o corte da parte inferior (IV), nos três SACs-EHSS. .... 104

## LISTA DE TABELAS

### CAPÍTULO 1

Tabela 1 -	Características operacionais e eficiência de remoção de matéria orgânica e nutrientes em SACs-EHSS, plantados e não plantados (NP), com diferentes posições de chicanas, no tratamento de diferentes águas residuárias (AR). ....	22
Tabela 2 -	Características operacionais e eficiência de remoção de matéria orgânica e nutrientes em SACs-EHSS, plantados e não plantados (NP), com diferentes posições de chicanas, no tratamento de diferentes águas residuárias (AR). ....	29
Tabela 3 -	Variáveis utilizadas para determinar o desempenho hidráulico dos SACs-EHSS. ....	34

### CAPÍTULO 2

Tabela 1 -	Características construtivas e operacionais dos SACs-EHSS.....	50
Tabela 2 -	Posição dos pontos de coleta, ao longo de cada sistema, em relação ao ponto de entrada e em relação ao tempo de detenção hidráulico teórico (TDH).....	53
Tabela 3 -	Modelos cinéticos de remoção de matéria orgânica avaliados nos SACs-EHSS, com diferentes configurações internas. ....	54
Tabela 4 -	Concentrações médias, das variáveis monitoradas, seguidas do desvio padrão (DP) do esgoto universitário (Entrada) e efluente aos SACs-EHSS e eficiência média de remoção (Ef). ....	59
Tabela 5 -	Parâmetros médios estimados, dos modelos avaliados, em cada SACs-EHSS.	65
Tabela 6 -	Composição granulométrica do material suporte nos três SACs-EHSS, após o fim do monitoramento, representados em termos de D10, D30, D60, coeficiente de uniformidade (CU) e curvatura (CC) e o diâmetro médio da ponderado (Dmp). ....	67
Tabela 7 -	Ajustes das curvas de distribuição do tempo de detenção aos modelos uniparamétricos de pequena dispersão (PD), grande dispersão (GD) e de tanques em série (N-CSTR). ....	72
Tabela 8 -	Resultados dos índices obtidos na avaliação do desempenho hidrodinâmico nos SACs A, B e C, nos três ensaios realizados. ....	74

### CAPÍTULO 3

Tabela 1 -	Características construtivas e operacionais dos SACs-EHSS.....	89
Tabela 2 -	Valores médios, seguidos do desvio padrão (DP) e mediana das taxas de carregamento superficial (TCS), com base no nitrogênio total Kjeldahl (NTK),	

	fósforo total (PT) e fosfato (fosf), assim como as eficiências médias de remoção (Ef), em cada SACs-EHSS. ....	92
Tabela 3 -	Concentrações médias, seguidas do desvio padrão (DP) e medianas das variáveis do esgoto universitário (Entrada), do efluente aos SACs-EHSS, assim como as eficiências médias de remoção (Ef). ....	93
Tabela 4 -	Valores de produtividade de matéria seca, da gramínea Penninsetum setaceum, para os três cortes realizados (I, II, III), para o corte da parte inferior (IV) e a produtividade total (PT), para os diferentes SACs-EHSS. ....	101
Tabela 5 -	Coefficientes de correlação de Spearman ( $\rho$ ) e de determinação ( $R^2$ ), assim como os coeficientes obtidos para obter as equações lineares, entre a condutividade elétrica (CE) e as variáveis monitoradas efluentes aos SACs-EHSS. ....	106

## SUMÁRIO

	<b>CAPÍTULO 1 INTRODUÇÃO GERAL .....</b>	<b>13</b>
<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO.....</b>	<b>13</b>
<b>1.1</b>	<b>Objetivo geral.....</b>	<b>16</b>
<b>1.2</b>	<b>Objetivos específicos .....</b>	<b>16</b>
<b>2</b>	<b>REFERENCIAL TEÓRICO .....</b>	<b>17</b>
<b>2.1</b>	<b>Configurações internas.....</b>	<b>17</b>
<b>2.2</b>	<b>Eficiências de remoção .....</b>	<b>19</b>
<b>2.3</b>	<b>Material suporte e plantas utilizadas.....</b>	<b>27</b>
<b>2.4</b>	<b>Cinética de degradação .....</b>	<b>29</b>
<b>2.5</b>	<b>Hidrodinâmica e colmatação .....</b>	<b>31</b>
<b>3</b>	<b>CONSIDERAÇÕES .....</b>	<b>36</b>
	<b>REFERÊNCIAS.....</b>	<b>37</b>
	<b>CAPÍTULO 2 AVALIAÇÃO DA COLMATAÇÃO E CINÉTICA DE DEGRADAÇÃO DA MATÉRIA ORGÂNICA EM SACs-EHSS COM PRESENÇA DE CHICANAS.....</b>	<b>44</b>
<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO.....</b>	<b>46</b>
<b>2</b>	<b>MATERIAL E MÉTODOS .....</b>	<b>49</b>
<b>2.1</b>	<b>Local e descrição dos sistemas de tratamento .....</b>	<b>49</b>
<b>2.2</b>	<b>Esgoto universitário, período de monitoramento e variáveis analisadas .....</b>	<b>52</b>
<b>2.3</b>	<b>Cinética de remoção de matéria orgânica .....</b>	<b>52</b>
<b>2.4</b>	<b>Quantificação dos sólidos intersticiais .....</b>	<b>54</b>
<b>2.5</b>	<b>Composição granulométrica do substrato.....</b>	<b>55</b>
<b>2.6</b>	<b>Avaliação hidrodinâmica .....</b>	<b>56</b>
<b>2.7</b>	<b>Estatística descritiva .....</b>	<b>57</b>
<b>3</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÃO.....</b>	<b>58</b>
<b>3.1</b>	<b>Características do esgoto universitário e eficiências de tratamento .....</b>	<b>58</b>
<b>3.2</b>	<b>Perfil de retenção de matéria orgânica e cinética de degradação .....</b>	<b>60</b>
<b>3.3</b>	<b>Granulometria do material suporte e avaliação dos sólidos intersticiais .....</b>	<b>67</b>
<b>3.4</b>	<b>Avaliação hidrodinâmica .....</b>	<b>69</b>
<b>4</b>	<b>CONCLUSÃO .....</b>	<b>75</b>
	<b>REFERÊNCIAS.....</b>	<b>76</b>

	<b>CAPÍTULO 3 REMOÇÃO DE NUTRIENTES EM SACS-EHSS COM DIFERENTES POSIÇÕES DE CHICANAS PLANTADOS COM <i>Penninsetum setaceum</i></b> .....	<b>81</b>
<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO</b> .....	<b>83</b>
<b>2</b>	<b>MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	<b>86</b>
<b>2.1</b>	<b>Descrição da área de pesquisa e do esgoto universitário</b> .....	<b>86</b>
<b>2.2</b>	<b>Descrição dos sistemas de tratamento e período de monitoramento</b> .....	<b>86</b>
<b>2.3</b>	<b>Período de Monitoramento e Variáveis Analisadas</b> .....	<b>89</b>
<b>2.4</b>	<b>Perfil de retenção de nutrientes ao longo dos SACS-EHSS</b> .....	<b>89</b>
<b>2.5</b>	<b>Produtividade da gramínea <i>Penninsetum setaceum</i></b> .....	<b>90</b>
<b>2.6</b>	<b>Análise de dados</b> .....	<b>90</b>
<b>3</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÃO</b> .....	<b>92</b>
<b>3.1</b>	<b>Características do esgoto universitário e eficiências de tratamento</b> .....	<b>92</b>
<b>3.2</b>	<b>Perfil de retenção de nutrientes</b> .....	<b>95</b>
<b>3.3</b>	<b>Produtividade e extração de nutrientes pelo capim <i>Penninsetum setaceum</i></b>	<b>100</b>
<b>3.4</b>	<b>Correlação das variáveis monitoradas</b> .....	<b>105</b>
<b>4</b>	<b>CONCLUSÃO</b> .....	<b>108</b>
	<b>REFERÊNCIAS</b> .....	<b>109</b>

## CAPÍTULO 1 INTRODUÇÃO GERAL

### 1 INTRODUÇÃO

A crescente urbanização e as mudanças nos hábitos de consumo ao redor do mundo, contribuem com fatores que são prejudiciais ao meio ambiente, como o aumento na demanda de água, a geração de resíduos sólidos, maior dispersão de poluentes atmosféricos, contaminação dos solos, além de maior geração de esgoto. Essa maior geração de esgoto pode ser um potencial problema, já que, em alguns casos, eles são dispostos de forma inadequada no solo, rios e mares, sem prévio tratamento, causando a contaminação desses ambientes.

No Brasil, segundo os dados dos SNIS 2018 (BRASIL, 2018), apenas 53% da população tem acesso à coleta de esgoto, privando aproximadamente 100 milhões de pessoas da cobertura desses serviços. De todo o esgoto gerado no país, apenas 46% é tratado. Esses dados revelam a forte necessidade de investimentos no saneamento, garantindo melhor condição de vida à população, assim como a preservação do meio ambiente. Nesse sentido, desenvolver sistemas de tratamento de efluentes que sejam eficientes, atrelados ao baixo custo de implantação e monitoramento torna-se um grande desafio para países como o Brasil, em que o tratamento de esgoto ainda é um entrave no desenvolvimento social e ambiental.

Nesse sentido, sistemas alagados construídos (SACs) são reatores projetados para o tratamento de águas residuárias, por meio de processos biológicos, químicos e físicos, espelhados em sistemas alagados naturais. Por desempenharem o mesmo processo de degradação natural, os SACs podem ser mais econômicos do que os sistemas químicos e os mecanizados, utilizados em estações de tratamento de efluentes, pois não há nenhum requisito externo de energia, sendo possível a sua aplicação em regiões descentralizadas, com baixo recurso econômico. Existem vários tipos de SACs, classificados de acordo com o tipo de escoamento e em relação a presença de meio suporte, são eles: sistemas alagados construídos de escoamento horizontal, de escoamento horizontal subsuperficial, de escoamento vertical e de superfície livre (não utiliza material suporte em seu interior) (VYMAZAL, 2005; YANG *et al.*, 2018).

Os sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial (SACs-EHSS) são sistemas que utilizam material suporte em seu interior e a lâmina do efluente em tratamento ocorre alguns centímetros abaixo da superfície do leito, projetados com uma leve inclinação para que o efluente escoe no sentido horizontal do reator (VYMAZAL, 2005). Muitos trabalhos têm demonstrado o significativo benefício desses sistemas no tratamento dos mais diversos tipos de águas residuárias, contribuindo com a remoção de sólidos e matéria orgânica (FIA *et al.*, 2012), nutrientes (FIA *et al.*, 2021), como fósforo e nitrogênio, metais pesados (SINGH; CHAKRABORTY, 2020), pesticidas/herbicidas (CHEN *et al.*, 2017; LIANG *et al.*, 2020), fármacos e desreguladores endócrinos (DAI *et al.*, 2017; PAPADEVANGELOU *et al.*, 2016), microplásticos (WANG *et al.*, 2020) e microrganismos patogênicos (DONDE *et al.*, 2020).

A aplicação bem-sucedida de SACs-EHSS no tratamento do esgoto doméstico levou a uma infinidade de outros usos no tratamento de águas residuárias de diferentes fontes, incluindo efluentes industriais (ARIVOLI; MOHANRAJ; SEENIVASAN, 2015), drenagem ácida de mina (SINGH; CHAKRABORTY, 2020), abatedouro (CARREAU *et al.*, 2012), suinocultura (FIA *et al.*, 2021), bovinocultura (RAJAN; SUDARSAN; NITHIYANANTHAM, 2020), vinícola (SHERIDAN; GLASSER; HILDEBRANDT, 2014), águas pluviais (LI; ZHANG; WANG, 2017), lixiviado de aterro (YIN *et al.*, 2017), laticínios (SCHIERANO *et al.*, 2020), curtumes (ASHRAF *et al.*, 2020) e águas residuárias do processamento do café (FIA *et al.*, 2010).

A utilização de plantas nesses sistemas pode potencializar a remoção de poluentes, e mais recentemente a utilização de plantas ornamentais tem ganhado maior atenção, contribuindo com a harmonia paisagística, aceitação visual (MARÍN-MUÑIZ *et al.*, 2018; SANDOVAL-HERAZO *et al.*, 2018), além do potencial de comercialização das hastes florais, tornando uma fonte de renda extra dentro do setor.

Além disso, muitos trabalhos se empenharam em analisar diferentes tipos de material suporte, a fim de selecionar aquele com maior potencial de retenção e degradação de poluentes, como por exemplo, cascalho e areia, com diferentes granulometrias (MAHARJAN, 2021; MAHARJAN; AMATYA; TOYAMA, 2021), garrafas pet, amassadas e trituradas (MIRANDA *et al.*, 2019; SARAIVA *et al.*, 2018), escoria de alto forno (XU *et al.*, 2019), biochar e zeólita (GUO *et al.*, 2021), agregados de concreto (CAO

*et al.*, 2021), casca de arroz (TEE *et al.*, 2012), lascas de madeira (YUAN *et al.*, 2020), ceramsita (XU *et al.*, 2021), pirrotita (LIANG *et al.*, 2020), dentre outros.

A introdução de placas defletoras, ou chicanas, no interior desses sistemas, tem ganhado bastante atenção por ser uma alternativa no aumento da eficiência de remoção de poluentes, favorecido pelo aumento do caminho percorrido pelo líquido dentro do reator (CUI *et al.*, 2015), excluindo a necessidade de introdução de energia externa, contribuindo com menores custos de operação. As chicanas podem ser instaladas, internamente, paralelas à largura ou ao comprimento, forçando o líquido em tratamento escoar de uma lateral a outra ou escoando de forma ascendente e descendente, no caso de chicanas verticais, melhorando a remoção de nutrientes (LEHL *et al.*, 2015). Com isso, o efluente é forçado a percorrer zonas aeróbias e anaeróbias, podendo assim, ocorrer a nitrificação e desnitrificação ao longo do reator.

Embora muitos são os benefícios proporcionados pelo SACs-EHSS no tratamento de efluentes, alguns pontos ainda são desconhecidos no projeto e na operação desses sistemas ao longo do tempo, dentre eles é possível destacar a modelagem cinética. Muitas pesquisas demonstraram resultados significativos nos modelos cinéticos de primeira ordem, assim como nos modelos ditos modificados, entretanto, há uma grande variação nos coeficientes obtidos, influenciados por muitos processos, inclusive por se tratar de um sistema biológico, (GAJEWSKAET *et al.*, 2020), prejudicando o ajuste dos modelos. O desenvolvimento de modelos mais simplistas e que modelem de forma precisa é um desafio para projetar esses tipos de sistemas (DOTRO *et al.*, 2017; FERREIRA; BORGES; ROSA, 2020).

Outro ponto ainda em estudo é o avanço da maturação dos SACs, resultando na colmatação, proporcionado pela retenção dos sólidos entre os porosos do material suporte (MIRANDA *et al.*, 2019). Embora esse processo seja inerente a esses sistemas, entender e propor formas de atenuar essa atividade é de grande importância, contribuindo com o aumento da vida útil desses reatores (KENG; SAMSUDIN; SUFIAN, 2021), facilitando a aplicação em grande escala ou de maneira descentralizada, melhorando o tratamento de esgoto em locais com menor poder econômico, como ocorre em muitas regiões do Brasil.



## 1.1 Objetivo geral

Avaliar o desempenho de três sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial (SACs-EHSS), com diferentes posições de chicanas no tratamento do esgoto universitário, plantados com *Pennisetum setaceum*.

## 1.2 Objetivos específicos

Fazer um levantamento do estado da arte, sobre SACs-EHSS, com a presença de chicanas, bem como seus benefícios no tratamento de efluentes.

Avaliar a eficiência de remoção de matéria orgânica, nutrientes, sólidos totais fixos e voláteis nos diferentes sistemas;

Determinar os coeficientes cinéticos de degradação de matérias orgânica em SACs-EHSS com, e sem a presença de chicanas.

Avaliar a colmatção, por meio de ensaios hidrodinâmicos e da quantificação dos sólidos intersticiais e avaliação visual, em SACs-EHSS com diferentes posições de chicanas.

Quantificar a produtividade e capacidade de extração de nutriente pelo capim *Pennisetum setaceum* cultivado nos diferentes SACs-EHSS, por meio da matéria seca produzida e análise nutricional do tecido vegetal.

## 2 REFERENCIAL TEÓRICO

### 2.1 Configurações internas

Alterações na configuração interna dos SACs-EHSS pode ser um mecanismo sustentável, econômico e favorável na remoção de poluentes, mas ainda não é possível destacar qual a melhor configuração no tratamento de efluentes. Em relação aos SACs de formato cilíndrico, com área superficial circular, a maioria é em escala piloto empregados no escoamento vertical (GALVE *et al.*, 2021; PING *et al.*, 2021; WANG *et al.*, 2021), favorecendo o escoamento ascendente ou descendente do efluente. Apenas alguns trabalhos analisaram esse formato de reator em sistemas de escoamento horizontal (MEIRA *et al.*, 2012; OLIVEIRA *et al.*, 2019).

Sistemas modificados são projetados a fim de identificar um modelo otimizado e eficiente no tratamento de efluentes. Ye e Li (2009), desenvolveram um SAC híbrido, plantado, em formato de torre circular, para tratar esgoto de uma pequena comunidade, em que, parte do efluente flui por um SAC de escoamento subsuperficial, primeiro estágio, e parte do efluente cascadeia por três camadas circulares, segundo estágio, favorecendo a introdução de oxigênio e, assim, a nitrificação. Na terceira fase ocorre a mistura do efluente, da primeira e da segunda fase, favorecendo a desnitrificação. Todo o processo resultou em uma eficiência de remoção de nitrogênio total de 83%.

Os SACS-EHSS são projetados, na sua maioria, em formato retangular variando a altura útil e a relação comprimento/largura (L/B). Costa *et al.* (2019) ao avaliarem o regime hidráulico de 3 SACs-EHSS no tratamento de esgoto, com características estruturais e operacionais semelhantes, variando a relação L/B, que foram de 1, 4 e 7,3, e a área transversal, que foram de 0,2, 0,1 e 0,07 m<sup>2</sup>, para o SAC 1, SAC 2 e SAC 3, respectivamente, concluíram que houve relação inversa entre a relação L/B e o número de dispersão. Embora tenha ocorrido baixa diferença entre os SACs, com relação ao número de dispersão, os resultados apontaram que seções com área transversal maior podem apresentar escoamento ainda mais disperso, diminuindo as chances de entupimento em um período curto de operação.

Segundo Von Sperling (2017), sistemas com escoamento disperso são caracterizados por apresentar um grau de mistura intermediário entre o escoamento em

pistão e mistura completa. O último é indicado para efluentes que apresentam compostos tóxicos, pois proporcionam uma rápida mistura do líquido ou para efluentes com alta variação de carga. Já os sistemas com escoamento em pistão apresentam melhores eficiências de remoção de poluentes que seguem a cinética de primeira ordem. Valores de L/B próximos a 1 indicam sistemas com mistura completa, enquanto que sistemas com valores muito elevados indicam sistemas com escoamento pistonado.

Uma alternativa para alterar a relação L/B em SACs-EHSS é a introdução de chicanas, paralelas à largura ou ao comprimento, aproximando esses sistemas ao escoamento em pistão, disperso ou mistura completa. As chicanas paralelas as larguras podem ser verticais, posicionadas acima do fundo dos SACs ou abaixo do material suporte, favorecendo o efluente escoar de forma descendente e ascendente dentro do sistema; ou laterais, também chamadas de horizontais, posicionadas nas paredes laterais dos SACs, forçando o efluente escoar de uma lateral a outra (FIGURA 1). As relações L/B podem ser calculadas conforme Von Sperling (2017), descrita nas Equações 1 e 2.

Chicanas paralelas a largura:

$$\frac{L}{B} = \frac{B}{L} (n + 1)^2 \quad (1)$$

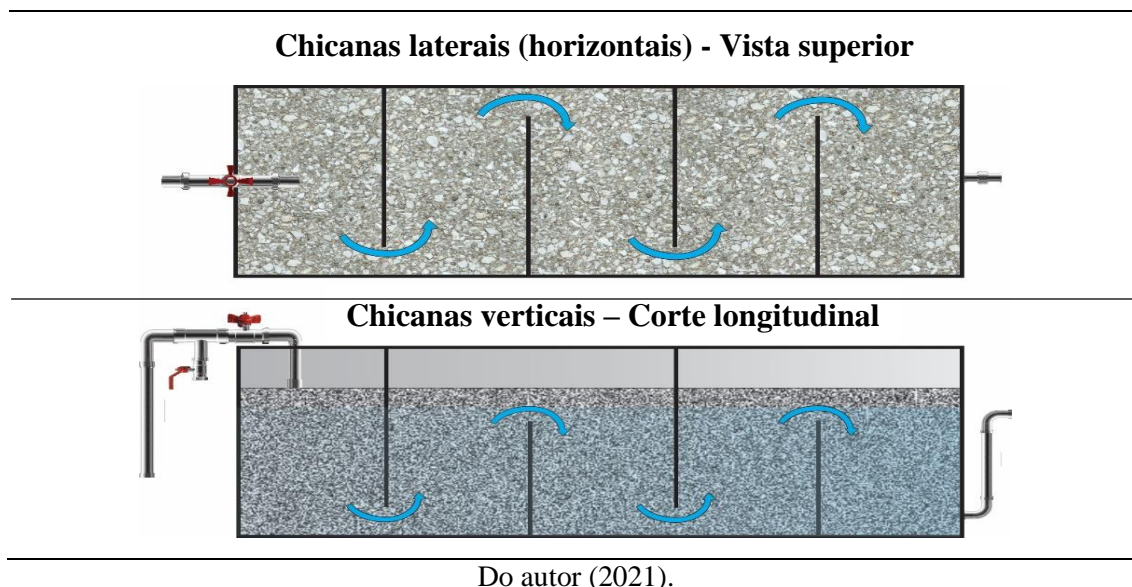
Chicanas paralelas ao comprimento:

$$\frac{L}{B} = \frac{L}{B} (n + 1)^2 \quad (2)$$

Em que:

L: comprimento do sistema, em metros; B: largura do sistema, em metros; n: número de divisórias internas.

Figura 1 - Representação de um sistema alagado construído de escoamento horizontal subsuperficial com chicanas laterais (vista superior) e um com chicanas verticais (corte longitudinal).



Do autor (2021).

## 2.2 Eficiências de remoção

O estudo da introdução de chicanas em SACS-EHSS se demonstra em evolução, confirmado pelos poucos trabalhos encontrados e por serem quase todos em escala laboratorial (TABELA 1). Entre as águas residuárias tratadas em SACS-EHSS com chicanas é possível destacar esgoto doméstico, esgoto universitário, esgoto sintético, suinocultura, efluente da produção de sementes, escoamento de rodovias, corante de amaranço, efluente ácido de mina sintético, com TDHs variando de 0,4 a 88 dias.

Na Tabela 1, é possível observar a relação de vários trabalhos que avaliaram a eficiência de remoção de poluentes, como a demanda química de oxigênio (DQO), nitrogênio total (NT), nitrogênio total Kjeldahl (NTK), nitrogênio amoniacal (NA) e fósforo total (PT), em SACS-EHSS convencionais (C) e com a introdução de chicanas verticais (CV) ou laterais (CL), plantados e não plantados (NP), com diferentes tempos de detenção hidráulica (TDH). Observou-se significativas eficiências de remoção de DQO, NT, NTK, NA e PT, em SACS-EHSS com CV, que variaram de 42 a 98%, 4,8 a 70%, 13 a 54%, 12 a 98%, 12 a 99%, e com CL, 40 a 75%, 28 a 60%, 16 a 58%, 30 a 60%, 9 a 88%, respectivamente. A eficiência negativa observada para o NA foi atribuída

a degradação da matéria orgânica em ambiente anaeróbio, liberando o NA no meio, fazendo com que a concentração efluente fosse maior que a concentração afluente (KIFLAY, SELEMANI, NJAU, 2021).

Trabalhos avaliando SACs-EHSS com a presença de chicanas, com a introdução de aeradores ou voltados na remoção de poluentes como nitrato, metais, bem como sistemas híbridos foram identificados. Zhai *et al.* (2011) desenvolveram um SAC híbrido, composto por um SAC de escoamento vertical seguido de um SACS-EHSS, aerados, ambos com chicanas, plantados com *Phragmites* e *Cyperus alternifolius*. Os sistemas em escala real, foram instalados em três localidades diferentes da China, na cidade do lago Lugu, província de Sichuan; na nova zona de Baishiyi, em um subúrbio da cidade de Chongqing; e cidade de Fairy Mountain, condado de Wulong. Os TDHs foram de 78, 80 e 88 dias e vazão de 1000, 500 e 1200 m<sup>3</sup> d<sup>-1</sup>, respectivamente. As eficiências médias de remoção de DQO, sólidos suspensos, NA, NT e PT foram de 83,6, 95,0, 71,7, 64,5 e 68,1% respectivamente, sendo que as concentrações médias efluentes desses parâmetros atenderiam aos limites de lançamento de águas residuárias e reutilização na irrigação agrícola na China.

Chang *et al.* (2018) avaliaram, em escala laboratorial, 5 SACs-EHSS com chicanas verticais no tratamento de efluente sintético enriquecido com nitrato, preenchido com fragmentos grandes de rocha na entrada e saída do sistema (15 – 25 mm) e com fragmentos de rocha pequeno (3 – 6 mm) no interior dos reatores, operando com TDH de 2,5 dias, plantados com *Canna indica*. Biomassa de macrófitas foram adicionadas por meio de tubos perfurados para fornecer matéria orgânica para o crescimento microbiano. Os autores observaram que uma pequena quantidade de nitrato e NT foram removidos, 5,5 e 4,8% respectivamente. As baixas eficiências foram atribuídas à ausência de carbono orgânico, concentração de oxigênio dissolvido e altas cargas de nitrato.

O trabalho desenvolvido por Singh e Chakraborty (2020) avaliou um SACS-EHSS com chicanas verticais no tratamento de efluente ácido de mina sintético, rico em metais e sulfato, em quatro fase distintas operado com um TDH de 7 dias, utilizando cascalho grosso (12,5 – 20 mm), cascalho fino (10 – 12,5 mm) e substrato orgânico, esterco de vaca e aparas de bambu (< 2 mm), como fonte de carbono, além de favorecer a condutividade hidráulica, plantado com *Typha*. Após 6 meses de operação o sistema mostrou-se potencial na elevação do pH, de 2,1 para 6,4, com eficiência de remoção de

56,0, 99,7, 97,8, 93,7, 91,6 e 59,7% para sulfato, cromo, níquel, cobalto, ferro e alumínio respectivamente.

Tabela 1 - Características operacionais e eficiência de remoção de matéria orgânica e nutrientes em SACs-EHSS, plantados e não plantados (NP), com diferentes posições de chicanas, no tratamento de diferentes águas residuárias (AR). (continua)

AR	Conf Interna	TDH	PO	Q	TAH	NCH	L/B	DQO	NT	NTK	NA	PT	Referências	
ED	C NP					-		48	35	-	25	45	AALAM e KHALIL (2019)	
	C	2,5	151	100,0	0,093	-	3	62	54	-	46	49		
	CL					2		72	60	-	51	57		
	CV					2		77	66	-	59	64		
Fase 1														
EU	C					-	4	53	-	29	-	20	DE MELO (2019)	
	CL		0-120			4	6,3	54	-	30	-	20		
	CV					4	6,3	47	-	30	-	20		
	Fase 2													
	C					-	4	46	-	17	-	15		
	CL	1,36	121-208	183,0	0,183	4	6,3	46	-	16	-	13		
	CV					4	6,3	42	-	13	-	14		
	Fase 3													
	C					-	4	74	-	24	-	15		
	CL		209-271			4	6,3	75	-	17	-	9		
CV					4	6,3	74	-	23	-	15			

Tabela 1 - Características operacionais e eficiência de remoção de matéria orgânica e nutrientes em SACs-EHSS, plantados e não plantados (NP), com diferentes posições de chicanas, no tratamento de diferentes águas residuárias (AR). (continua)

AR	Conf Interna	TDH	PO	Q	TAH	NCH	L/B	DQO	NT	NTK	NA	PT	Referências
ED	CV	Batelada	133	-	-	3	6,4	56	-	-	29	64	SAEED et al. (2014)
ES	CV	2	0-75	97,5	0,152	3	4	43	>65	-	12	99	YUAN et al. (2020)
			76-146					82	>60		>15	75	
			147-208					80	>70		>55	99	
			209-237					80	>60		75	99	
EU	C	1	730	-	-	-	2	59	32	-	51	88	CUI et al. (2015)
	CL					4	12,5	61	33	-	58	84	
	CV					4	12,5	60	55	-	72	94	
	C	2				-	2	65	44	-	61	91	
	CL					4	12,5	74	50	-	60	88	
	CV					4	12,5	72	59	-	75	93	
	C	3				-	2	70	36	-	57	90	
	CL					4	12,5	70	28	-	54	85	
	CV					4	12,5	68	45	-	74	93	



Tabela 1 - Características operacionais e eficiência de remoção de matéria orgânica e nutrientes em SACs-EHSS, plantados e não plantados (NP), com diferentes posições de chicanas, no tratamento de diferentes águas residuárias (AR). (continua)

AR	Conf Interna	TDH	PO	Q	TAH	NCH	L/B	DQO	NT	NTK	NA	PT	Referências
	C					-	4	-	-	31	-	13	
	CL	4,8	0-80	51,5	0,052	4	6,3	-	-	24	-	35	
	CV					4	6,3	-	-	22	-	12	
ES	C					-	4	-	-	32	-	14	VILAS BÔAS et al. (2018)
	CL	3,1	81-141	79,7	0,080	4	6,3	-	-	26	-	17	
	CV					4	6,3	-	-	25	-	17	
	C					-	4	-	-	44	-	15	
	CL	2,3	142-202	107,4	0,107	4	6,3	-	-	58	-	11	
	CV					4	6,3	-	-	54	-	39	

Tabela 1 - Características operacionais e eficiência de remoção de matéria orgânica e nutrientes em SACs-EHSS, plantados e não plantados (NP), com diferentes posições de chicanas, no tratamento de diferentes águas residuárias (AR). (continua)

AR	Conf	TDH	PO	Q	TAH	NCH	L/B	DQO	NT	NTK	NA	PT	Referências
	<b>Interna</b>												
	CV					5	4	59	-	-	74	-	
	C					-	4	50	-	-	55	-	
	CV NP	5	360	98,9	0,099	5	9	49	-	-	35	-	
	C NP					-	9	42	-	-	26	-	
	CV					5	4	67	-	-	84	-	
EU	C					-	4	60	-	-	70	-	TEE et al. (2012)
	CV NP	3	90	164,9	0,165	5	9	60	-	-	43	-	
	C NP					-	9	50	-	-	35	-	
	CV					5	4	79	-	-	99	-	
	C					-	4	69	-	-	96	-	
	CV NP	2	60	247,3	0,247	5	9	66	-	-	49	-	
	C NP					-	9	59	-	-	42	-	
			6					>40	>30	-	>40	>40	
ES	CL NP	1,33	9	131,6	0,263	9	50	>60	>50	-	>30	>30	XU et al. (2021)
			5					>70	>40	-	>40	>20	
EPS	CV NP	5	92	25000	0,35	5	6,9	72	-	-	-15	12	KIFLAY, SELEMANI, NJAU (2021)

Tabela 1 - Características operacionais e eficiência de remoção de matéria orgânica e nutrientes em SACs-EHSS, plantados e não plantados (NP), com diferentes posições de chicanas, no tratamento de diferentes águas residuárias (AR). (conclusão)

AR	Conf Interna	TDH	PO	Q	TAH	NCH	L/B	DQO	NT	NTK	NA	PT	Referências
CA	CV	1	128	41,76	0,174	4	9,4	98	-	-	-	-	LEHL et al. (2017)
ES	CV	1	71	41,76	0,174	4	9,4	98	-	-	98	-	LEHL et al. (2016)
ER	CV	0,4	19	201,6	0,56	3	4	>64	-	-	>96	>94	ZHAO et al. (2016)
	>58							-	-	>95	>89		

ED: Esgoto doméstico; EU: Esgoto universitário; ES: Esgoto sintético; ES: Efluente de suinocultura; CA: Corante de amaranato; EPS: Efluente do processamento de sementes; ER: Escoamento de rodovias; Conf interna: Configuração interna; TDH: tempo de detenção hidráulica, em dias; PO: período de operação, em dias; Q: vazão, em L d<sup>-1</sup>; TAH: taxa de aplicação hidráulica, em m<sup>3</sup> m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>; DQO: demanda química de oxigênio; NT: nitrogênio total; NTK: nitrogênio total Kjeldahl; NA: nitrogênio amoniacal; PT: fósforo total; Fosf: fosfato.

SACS-EHSS – C: convencional; CL: com chicanas laterais; CV: com chicanas verticais.

Fonte: Do autor (2021).

Hu, Chu e Ma (2020) avaliaram dois SACs híbridos, composto por um SAC de escoamento superficial seguido de um SACS-EHSS com chicanas laterais, plantados e não plantados, no tratamento de efluente de bovinocultura, operando com TDH de 4 dias. Os SACs-EHSS foram plantados com *Typha orientalis* e *Chrysopogon zizanioides*, utilizando cascalho, areia e solo como material suporte. Os autores observaram, para o sistema híbrido plantado, eficiência de remoção de DQO, NT, NA, PT, cobre e zinco de 96, 75, 82, 84, 82 e 86%, e para o sistema não plantado de 90, 58, 62, 84, 56 e 61%, respectivamente.

Com base nos trabalhos levantados é possível destacar que os SACs-EHSS com a presença de chicanas podem contribuir significativamente com a remoção de diversos poluentes, nos mais diversos efluentes, demonstrando potencial aplicação para tratamento de efluentes de forma descentralizada, como ocorre em países como o Brasil. Entretanto, os trabalhos ainda são incipientes e merecem mais atenção, pois podem contribuir com o desenvolvimento de sistemas integrados, sustentáveis que sejam capazes de tratar os mais diversos efluentes, com os menores requisitos econômicos.

### **2.3 Material suporte e plantas utilizadas**

Como a maioria dos meios suporte utilizados em SACs-EHSS são a areia e a brita, muito já se sabe sobre os benefícios proporcionados por eles, como a sedimentação, filtração e aprisionamento físico em seus poros, das partículas presentes nas águas residuárias (ENGIDA *et al.*, 2020). Com isso, muitos estudos buscam avaliar formas alternativas de material suporte a fim de selecionar aquele que contribui da melhor forma na retenção e degradação de poluentes específicos presentes nos mais diversos efluentes.

Os materiais suportes utilizados em SACs-EHSS com a presença de chicanas identificados, seguido do diâmetro médio, foram brita zero (4,8 – 12,5 mm) (VILAS BÔAS *et al.*, 2018; DE MELO, 2019), cascalho fino (6 – 10 mm) e cascalho grosso (16 – 20 mm) (AALAM; KHALIL, 2019), cascalho fino (2,36 – 2,75) e areia (0,3 – 0,6 mm) (SAEED *et al.*, 2014), lascas de madeira e lodo de alumínio (5 a 20 mm) (YUAN *et al.*, 2020), calcário (40 mm), cascalho (10 – 20 mm), cinza, entulho e escória de alto forno (CUI *et al.*, 2015), casca de arroz (0 – 3 mm) e cascalho (2,4 – 4,8 mm) (TEE *et al.*, 2012), ceramsita (3 – 5 mm) (XU *et al.*, 2021), agregado limpo (12 – 20 mm) (KIFLAY, SELEMANI, NJAU, 2021), cascalho (10 mm) (LEHL *et al.*, 2016; LEHL *et al.*, 2017), cascalho triturado (8 – 15 mm), vesuvianita (10 – 15 mm), vermiculita expandida (6 – 10 mm) e zeólita (4 – 8 mm) (ZHAO *et al.*, 2016), substrato orgânico, esterco de vaca e aparas de bambu (< 2 mm) (SINGH; CHAKRABORTY, 2020),

fragmentos de rocha grande (15 – 25 mm) e fragmentos de rocha pequeno (3 – 6 mm) (CHANG *et al.*, 2018).

Recentemente, o uso de diferentes tipos de biochar para melhorar o desempenho de SACs no tratamento de águas residuárias tem sido muito apreciado. A combinação de ambas as tecnologias com a introdução de chicanas podem aumentar muito a eficiência do sistema. No estudo desenvolvido por Gupta; Ann; Lee (2016), avaliando o desempenho de remoção de poluentes em SACs-EHSS experimentais controlados, observaram que os SACs com biochar são muito mais eficientes em comparação com SACs com cascalho sozinho, que apresentaram taxa média de remoção inferior.

Já as plantas avaliadas em função do tratamento de águas residuárias em SACs-EHSS, com presença de chicanas, foram, *Pennisetum setaceum* (DE MELO, 2019), *Iris* (AALAM; KHALIL, 2019), *Phragmites australis*, *Cyperus papyrus*, *Cyperus difformis*, *Dracaena sanderiana*, *Hydrocotyle umbellata*, *Echinodorus cordifolius*, *Colocasia esculenta*, *Caladium sp.*, *Hymenocallis littoralis*, *Canna indica* (CHANG *et al.*, 2018; SAEED *et al.*, 2014), *Acorus calamus* (YUAN *et al.*, 2020), *C. indica L* (CUI *et al.*, 2015), *Typha latifolia* (BÔAS *et al.*, 2018; SINGH E CHAKRABORTY, 2020; TEE *et al.*, 2012), *Phragmite australis* (LEHL *et al.*, 2016; LEHL *et al.*, 2017), *Acorus calamus e juncos* (ZHAO *et al.*, 2016), *Phragmites e Cyperus alternifolius* (ZHAI *et al.*, 2011), *Typha orientalis e Chrysopogon zizanioides* (HU; CHU; MA, 2020).

Muitos trabalhos estão sendo avaliados considerando o potencial dos SACs cultivados com plantas ornamentais em promover a harmonia paisagística do ambiente. Dos trabalhos descritos anteriormente, é possível destacar as plantas ornamentais estudadas em SACS-EHSS com presença de chicanas: *Cyperus papyrus*, *Cyperus alternifolius*, *Pennisetum setaceum*, *Iris*, *Dracaena sanderiana*, *Caladium sp*, *Hymenocallis littoralis*, *C. indica l*.

O emprego de plantas ornamentais em SACs-EHSS com chicanas se demonstra promissor. Cui *et al.* (2015) ao estudarem sistemas com chicanas verticais, apresentaram maior quantidade de biomassa, comparadas aos sistemas com chicanas horizontais e sem chicanas. De acordo com os autores, a razão exata pela maior produtividade ainda é desconhecida, porém, uma possível explicação pode estar relacionada a uma maior concentração de oxigênio neste sistema, favorecido pelo tipo de escoamento, proporcionando condições favoráveis para o crescimento das plantas.

## 2.4 Cinética de degradação

Os modelos cinéticos de primeira ordem são amplamente utilizados para descrever a remoção de contaminantes em SACs-EHSS. Embora muitos autores têm demonstrado que as taxas de remoção de matéria orgânica possuem uma ampla variação, devido a grande variabilidade nos processos de degradação (GAJEWSKAET *et al.*, 2020), associado ao fato de que alguns modelos demonstram bastante complexidade, fazendo uso de diversos parâmetros (FERREIRA; BORGES; ROSA, 2020), a utilização de modelos mais simples e que possam demonstrar o perfil de degradação de poluentes ao longo dos SACs tem se destacado. Recentemente modelos mais simplistas e com significativo potencial de predição da degradação de matéria orgânica vêm sendo recomendados (DOTRO *et al.*, 2017; FERREIRA; BORGES; ROSA, 2020).

Recentemente, o modelo aplicado por Ferreira, Borges e Rosa (2020), derivado do modelo de Chan e Chu (2003), aplicado para prever a remoção de DQO em SACs-EHSS, demonstrou alto potencial de predição e simulação da cinética de degradação da matéria orgânica, além de fazer uso de apenas dois parâmetros, demonstrando ser mais simplista. Na Tabela 2 é possível observar os modelos cinéticos para prever a remoção de matéria orgânica, proposto por Chan e Chu (2003) e adaptado por Ferreira, Borges e Rosa (2020), assim como o modelo de primeira ordem e o proposto por Brasil *et al.* (2007).

Tabela 2 - Características operacionais e eficiência de remoção de matéria orgânica e nutrientes em SACs-EHSS, plantados e não plantados (NP), com diferentes posições de chicanas, no tratamento de diferentes águas residuárias (AR).

Modelo	Equação	Parâmetro
Primeira Ordem	$\frac{C}{C_0} = e^{(-k.TDH)}$	C = concentração efluente, mg L <sup>-1</sup> ; C <sub>0</sub> = concentração afluenta, mg L <sup>-1</sup> ; (1)
BRASIL et al. (2007)	$\frac{C}{C_0} = e^{(-k_B.TDH^n)}$	k, k <sub>B</sub> , k <sub>CH</sub> = constante de degradação, dias <sup>-1</sup> ; TDH = tempo de detenção hidráulico, dias <sup>-1</sup> ; (2)
CHAN e CHU (2003)	$\frac{C}{C_0} = 1 - \frac{TDH}{\left(\frac{1}{k_{CH}} + \frac{TDH}{1-R}\right)}$	n = constante da equação; R = fração recalitrante. (3)

Em SACS-EHSS, a faixa de variação encontrada para a constante de decaimento ( $k$ ) para o modelo de primeira ordem pode variar entre 0,21 e 2,92  $d^{-1}$  (BRASIL *et al.*, 2007; FIA *et al.*, 2012; VILLASEÑOR *et al.*, 2011; VON SPERLING; PAOLI, 2013), para o modelo proposto por Brasil *et al.* (2007) a faixa encontrada para constante de decaimento ( $k_B$ ) pode variar entre 0,45 e 1,72  $d^{-1}$  (BRASIL *et al.*, 2007; BORGES, 2011; CHAGAS *et al.*, 2011; FIA *et al.*, 2011; MATOS; FREITAS). Em relação ao parâmetro  $n$ , coeficiente ajustado para o modelo proposto por Brasil *et al.* (2007), a faixa encontrada pode variar entre 0,05 e 0,83 (BORGES, 2011; CHAGAS *et al.*, 2011; MATOS; FREITAS). Em relação ao modelo proposto por Chan e Chu (2003), utilizado para prever a remoção de atrazina em um processo Feton, e aplicado por Ferreira, Borges e Rosa (2020) para prever a remoção de matéria orgânica em SACs, resultou em uma faixa de variação para a constante de decaimento, entre 29,72 e 44,37  $d^{-1}$ , e para a fração recalcitrante  $R$ , entre 0,26 e 0,30.

Por ser um sistema ainda em estudo foram observados apenas dois trabalhos focados em analisar a cinética de degradação de poluentes em SACs-EHSS com a presença de chicanas. Li *et al.* (2020) avaliaram a capacidade e cinética de remoção de poluentes em SACs-EHSS com chicanas verticais, com e sem aeração artificial, plantados *Canna indica* e *Phragmites australis*. Os resultados mostraram que os sistemas tiveram um bom desempenho na remoção de DQO, fósforo e tetraciclinas, com eficiências de remoção acima de 80%, 64% e 75%, respectivamente, com um TDH de 3 dias. Porém, a remoção de nitrogênio foi limitada, apresentando eficiência de remoção de nitrogênio total de 30%. O sistema com *Phragmites australis* apresentou maior eficiência e taxa de remoção. A aeração artificial melhorou o suprimento de oxigênio e aumentou notavelmente a capacidade de remoção de DQO, N e P. No estudo cinético, baseado na Equação de Monod, os valores de  $R^2$  da curva de degradação foram superiores a 0,75 para poluentes convencionais, a precisão da análise cinética foi viável considerando a variação da concentração dos poluentes no afluente. Diferente dos poluentes convencionais, houve baixo desempenho na descrição do processo de remoção das tetraciclinas. De modo geral, a cinética de degradação baseada na Equação de Monod poderia descrever a remoção de poluentes em SACs-EHSS com chicanas verticais em condições de aeração e não aeração.

Tee *et al.* (2012) avaliaram quatro SACs-EHSS, dois com a presença de chicanas e dois do tipo convencional, no tratamento de esgoto universitário. Foram utilizadas *Typha latifolia* em uma unidade com chicanas e em uma unidade sem chicanas, com densidade de 44 rizomas por  $m^2$ . Verificou-se que, para todos os casos, os dados experimentais se ajustaram bem ao

modelo de primeira ordem ( $R^2 > 0,87$ ). Os valores médios do coeficiente de decaimento ( $k$ ) variaram entre 0,92 a 0,12  $d^{-1}$ , com base em sete conjuntos de dados de desempenho para cada TDH (5, 3 e 2 dias), à temperatura média de 27 °C. A comparação dos valores de  $k$  entre os quatro SACs-EHSS é mais significativa, pois foram operadas nas mesmas condições. O estudo demonstrou claramente que o novo *design* tem uma vantagem esmagadora sobre o *design* convencional na taxa de remoção especialmente para o pantanal plantado, que apresentou as melhores eficiências de remoção de DQO e NA (TABELA1).

Recomenda-se maiores estudos pautados na cinética de degradação de matéria orgânica e nutrientes em SACs-EHSS com a presença de chicanas, de forma a identificar o melhor modelo para descrever o decaimento de contaminantes nesses sistemas.

## 2.5 Hidrodinâmica e colmatação

A introdução de chicanas pode ser utilizada como um dispositivo para melhorar as condições hidrodinâmicas em SACs-EHSS. Shih *et al.* (2017) avaliaram a distribuição do tempo de residência e a eficiência hidráulica de uma lagoa de tratamento com diferentes profundidades e com a introdução de chicanas com diferentes larguras. Os autores observaram que a melhoria mais eficaz envolveu a instalação de chicanas, com o número de chicanas tendo o maior efeito positivo, seguido pela largura e comprimento das chicanas. Chicanas longas e finas resultaram em um campo de velocidade de escoamento uniforme e tempos de residência mais longos. A instalação de dois defletores, no interior dos sistemas, aumentou a eficiência hidráulica para 1,00, indicando excelente desempenho hidráulico, apontando o potencial para sua aplicação prática em regiões com uso limitado de área.

A introdução de chicanas pode ser uma alternativa promissora, pois reduz a área requerida dos SACs-EHSS, contribui com a melhoria da eficiência de remoção de poluentes (AALAM; KHALIL, 2019; COGGINS *et al.*, 2018; CUI *et al.*, 2015; FARJOOD; MELVILLE; SHAMSELDIN, 2015; RENGERS *et al.*, 2016; SHIH *et al.*, 2017; TEE *et al.*, 2015; WU *et al.*, 2014), favorecido pelo aumento do caminho percorrido pelo líquido dentro do sistema (CUI *et al.*, 2015), aumento do tempo de detenção hidráulica (COGGINS *et al.*, 2018; SHIH *et al.*, 2017), uso efetivo do volume disponível e aumento da eficiência hidráulica (RENGERS *et al.*, 2016; SHIH *et al.*, 2017), redução do número de dispersão (COSTA *et al.*, 2019), além de favorecer o escoamento pistonado do líquido em tratamento (LEHL *et al.*, 2016; RENGERS *et al.*, 2016; TEE *et al.*, 2015).



Entretanto, a colmatação pode influenciar negativamente nas condições hidrodinâmicas dos SACS-EHSS, sendo este um dos principais problemas operacionais identificados, definido como o acúmulo de sólidos entre os poros do material suporte ao longo do tempo (KLADEC, WALLACE, 2009; MIRANDA *et al.*, 2019). Trabalhos recentes têm demonstrado que a interceptação dos sólidos presentes nas cargas de poluentes afluentes, a formação de biofilme e o material fino, proveniente do desgaste do material suporte, são os principais responsáveis por esse entupimento (MATOS *et al.*, 2017).

A colmatação pode influenciar na dinâmica hidráulica dos SACS ao longo do tempo. Muitos trabalhos têm avaliado as condições hidráulicas desses sistemas por meio de testes hidrodinâmicos. Esses métodos utilizam traçadores, como os fluorescentes, como a rodamina WT e a fluoresceína sódica (COGGINS *et al.*, 2018), os traçadores químicos não reativos, como o cloreto de sódio e o cloreto de lítio (COSTA *et al.*, 2019; MATOS *et al.*, 2015) e os traçadores radioativos, como o radioisótopo  $^{82}\text{Br}$  (PAOLI; VON SPERLING, 2013) para avaliar o desempenho hidráulico de SACS. Embora o cloreto de sódio possa ser absorvido e em solução apresente massa específica diferente dos efluentes (LANGE *et al.*, 2011), ele tem sido o mais utilizado em testes hidrodinâmicos em SACS-EHSS, devido a sua fácil aquisição, baixo custo e fácil detecção (COTA; VON SPERLING; PENIDO, 2011).

Para que a condutividade elétrica (CE) seja utilizada para avaliar a concentração do traçador cloreto de sódio (NaCl) é necessário conhecer o valor da concentração de *background* do sistema. A quantificação do cloreto de sódio pode ser determinada por meio de uma curva de calibração, determinada pela correlação entre a condutividade elétrica (CE) e as concentrações de soluções padrão de NaCl, previamente preparadas, obtendo uma equação linear que seja possível determinar os valores de concentração de NaCl a partir dos valores de CE. Como recomendação, a concentração de NaCl a ser utilizada como traçador deve ser superior a concentração de *background* e inferior ao limite de detecção do condutivímetro (MATOS *et al.*, 2015).

A determinação dos valores de concentração de pulso do NaCl, durante o ensaio hidrodinâmico, pode ser determinada descontando os valores de *background*, como recomendado por Matos *et al.* (2015), ilustrado na Equação 3.

$$[\text{NaCl}] = \alpha \cdot (CE_{med} - CE_{back}) + \beta \quad (3)$$

Em que:  $[\text{NaCl}]$ : concentração de cloreto de sódio, em  $\text{mg L}^{-1}$ ;  $\text{CE}_{\text{med}}$ : valor da condutividade elétrica, em  $\text{dS m}^{-1}$ ;  $\alpha$ : coeficiente angular;  $\beta$ : coeficiente angular.

Como forma de avaliar as condições hidrodinâmicas em SACS-EHSS, muitos trabalhos buscam avaliar suas condições no início e ao fim do monitoramento, de forma a comparar a situação do sistema após determinado período de operação. Essa metodologia tem se mostrado muito importante para avaliar o grau de entupimento dos SACs, pois é possível determinar os índices hidráulicos propostos por Metcalf e Eddy (2003). Estas variáveis permitem inferir sobre o tipo, a extensão e as anomalias do escoamento, podendo ser calculados seguindo a metodologia proposta pelos autores. Suas definições e interpretações encontram-se resumidas na Tabela 3.

De Melo (2019) avaliou a hidrodinâmica, no início e após 8 meses de operação, de três SACS-EHSS, convencional, com chicanas laterais e com chicanas verticais, plantados com *Pennisetum setaceum*. A autora verificou que houve maior dispersão longitudinal do fluido e grau de mistura no SAC convencional e com chicanas laterais, e menor no SAC com chicanas verticais, nos dois ensaios realizados. Assim, observa-se que a introdução de chicanas influencia a hidrodinâmica nos reatores, porém, as dimensões das chicanas horizontais podem ter causado o aumento na velocidade de passagem do líquido, implicando em maior dispersão e redução no tempo de detenção hidráulica. Ademais, após oito meses do primeiro ensaio, foi observado um atraso na saída do traçador, principalmente no SAC com chicanas verticais, o que pode estar vinculado ao início de colmatação do leito.

Tabela 3 - Variáveis utilizadas para determinar o desempenho hidráulico dos SACS-EHSS.

<b>Índice</b>	<b>Interpretação</b>
Eficiência volumétrica ( $e_v$ ) - $TDH_{real}/TDH_{teórico}$	O valor 1 indica uso integral do volume de tratamento; maior ou menor que 1 indica a existência de curtos circuitos e zonas mortas.
Índice de Tempo Modal de Retenção (ITMR) - $TDH_{pico}/TDH_{teórico}$	Valores próximos a 1 indicam comportamento pistonado e 0, mistura completa. Valores que se afastam de 1, para mais ou para menos, indica que distribuição não uniforme. Muito inferior a 1 indica curtos circuitos ou volume efetivo baixo.
Índice de Curto Circuito (ICC) - $TDH_i / TDH_{teórico}$	Para sistema com comportamento pistonado ideal, a razão é 1 e aproximadamente 0 para sistema com comportamento de mistura completa.
Índice de tempo de residência médio (ITRM) - $TDH_{50\%}/TDH_{real}$	Valores menores que 1 podem indicar áreas estagnadas no reator (zonas mortas)
Índice de Dispersão de Morril (IDM) - $TDH_{90\%}/TDH_{10\%}$	Sob condições ideais, reatores de escoamento em pistão devem assumir IDM igual a 1,0; e para escoamento em mistura completa igual a 22,0.

$TDH_{real}$  - tempo de detenção hidráulica real;  $TDH_{teórico}$  - tempo de detenção hidráulica teórico;  $TDH_{pico}$  - tempo em que a concentração de pico do traçador é registrada na saída;  $TDH_i$  - tempo em que o traçador foi detectado pela primeira vez;  $TDH_{10\%}$ ,  $TDH_{50\%}$  e  $TDH_{90\%}$  - tempo em que 10, 50 e 90% da massa do traçador passam pela saída da unidade.

Fonte: Adaptado de Fia *et al.* (2016).

Recentemente, métodos mais modernos vêm sendo avaliados para estudar as condições hidrodinâmicas em SACS-EHSS convencionais e com placas defletoras. Rengers *et al.* (2016) aplicaram simulações de dinâmica de fluidos computacional (CFD) em uma bacia de evapotranspiração (CEvaT) em SACS-EHSS convencional e com a presença de placas defletoras, a fim de determinar os efeitos empíricos dos parâmetros geométricos e de escoamento no desempenho hidráulico. O modelo CFD foi validado comparando a distribuição do tempo de residência computado (RTD) com resultados experimentais. As funções RTD foram então usadas para quantificar os índices hidráulicos: curto-circuito, mistura e momento. Para o CEvaT, o comprimento e a interação entre comprimento e vazão foram os fatores mais importantes para a eficiência hidráulica. Para o SACS-EHSS, a maior influência na eficiência hidráulica foi o comprimento. Defletores e a interação entre comprimento e defletores também

tiveram influência estatística significativa na eficiência hidráulica. Além disso, os resultados mostraram que a vazão, o comprimento e a interação entre a vazão e o comprimento influenciaram significativamente a fração de poluente do efluente.

Matos *et al.* (2019) avaliaram o uso de um radar de penetração no solo na caracterização de entupimento de dois SACs-EHSS convencionais, em escala real, sendo uma unidade plantada com taboa (*Typha latifolia*), e a outra unidade, sem vegetação. Ambas as unidades recebiam esgoto municipal previamente tratado em reator anaeróbio, e estavam em operação há sete anos, com indícios de forte entupimento, levando ao escoamento superficial. Os autores concluíram que a caracterização das condições do meio poroso usando o radar coincidiu com as observações visuais dos SACs, indicando as zonas e trechos mais críticos com escoamento superficial, sendo um método alternativo para a obtenção do valor da porosidade desses sistemas.

Com base nos trabalhos apresentados, a introdução de chicanas melhora significativamente a hidrodinâmica e, conseqüentemente, as eficiências de remoção de poluentes, porém, são necessários maiores estudos para entender profundamente os benefícios oferecidos por esses dispositivos, principalmente em relação a dinâmica de degradação e a hidrodinâmica desses sistemas.

Embora existam muitos métodos para avaliar as condições hidrodinâmicas em SACs-EHSS, poucos trabalhos se preocuparam em avaliar a evolução da colmatação em sistemas com a presença de chicanas, sendo necessário maiores pesquisas para determinar qual a melhor configuração interna para proporcionar a melhor hidrodinâmica juntamente com o aumento da vida útil.

### 3 CONSIDERAÇÕES

Com base nos dados levantados, é possível afirmar que os SACs-EHSS com a presença de chicanas, contribuem significativamente com a remoção dos mais diversos poluentes, presente nos mais diversos tipos de águas residuárias, principalmente os sistemas com a presença de chicanas verticais. Contribuindo também com uma maior produção vegetal, favorecidos pela possível introdução de oxigênio devido ao tipo de escoamento oferecido.

O biochar demonstra ser um importante material a ser utilizado como suporte nesses sistemas, devido principalmente a sua maior porosidade, melhorando a retenção e, conseqüentemente, a remoção dos contaminantes.

Devido aos poucos trabalhos identificados, recomenda-se maiores estudos em relação a cinética de degradação, hidrodinâmica e colmatação desses sistemas, assim como a melhor espécie vegetal a ser cultivada. Visto que, com base nas informações levantadas, os SACs-EHSS apresentam grande potencial de aplicação em grandes escalas, bem como em sistemas descentralizados de tratamento de efluentes, contribuindo com o tratamento de esgoto em regiões que possuem carência desse tipo de serviço.

## REFERÊNCIAS

- AALAM, T.; KHALIL, N. Performance of horizontal sub-surface flow constructed wetlands with different flow patterns using dual media for low-strength municipal wastewater: A case of pilot scale experiment in a tropical climate region. **Journal of Environmental Science and Health**, [S.l.], Part A, v. 54, n. 12, p. 1245-1253, 2019.
- ARIVOLI, A.; MOHANRAJ, R.; SEENIVASAN, R. Application of vertical flow constructed wetland in treatment of heavy metals from pulp and paper industry wastewater. **Environmental Science and Pollution Research**, [S.l.], v. 22, n. 17, p. 13336-13343, 2015.
- ASHRAF, S. *et al.* Evaluation of Toxicity on *Ctenopharyngodon idella* Due to Tannery Effluent Remediated by Constructed Wetland Technology. **Processes**, [S.l.], v. 8, n. 5, p. 612, 2020.
- BRASIL. Ministério do Desenvolvimento Regional. Secretaria Nacional de Saneamento – SNS. **Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: 24º Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos – 2018**. Brasília: SNS/MDR, 2019. 180 p.: il.
- BRASIL, M. S. *et al.* Modeling of pollution removal in constructed wetlands with horizontal subsurface flow. **Agrartechnische Forschung-Agricultural Engineering Research**, [S.l.], v. 13, n. 2, p. 48-56, 2007.
- BÔAS, R. B. V. *et al.* Nutrient removal from swine wastewater in a combined vertical and horizontal flow constructed wetland system. **Engenharia Agrícola**, v. 38, n. 3, p. 411-416, 2018.
- CAO, Z. *et al.* Comprehensive benefits assessment of using recycled concrete aggregates as the substrate in constructed wetland polishing effluent from wastewater treatment plant. **Journal of Cleaner Production**, [S.l.], v. 288, p. 125-151, 2021.
- CARREAU, R. *et al.* Evaluation of a surface flow constructed wetland treating abattoir wastewater. **Applied Engineering in Agriculture**, [S.l.], v. 28, n. 5, p. 757-766, 2012.
- CHAGAS, R C. *et al.* Organic matter removal kinetics in constructed wetlands cultivated with yellow lily. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, [S.l.], v. 15, n. 11, p. 1186-1192, 2011.
- CHAN, K. H.; CHU, W. Modeling the reaction kinetics of Fenton's process on the removal of atrazine. **Chemosphere**, [S.l.], v. 51, n. 4, p. 305-311, 2003.
- CHANG, J. *et al.* Nitrogen removal performance and enzyme activities of baffled subsurface-flow constructed wetlands with macrophyte biomass addition. **Water, Air, & Soil Pollution**, [S.l.], v. 229, n. 6, p. 1-10, 2018.
- CHEN, Z. *et al.* Dynamics of chloroacetanilide herbicides in various types of mesocosm wetlands. **Science of the Total Environment**, [S.l.], v. 577, p. 386-394, 2017.

COGGINS, L. X. *et al.* Impact of hydrodynamic reconfiguration with baffles on treatment performance in waste stabilisation ponds: a full-scale experiment. **Water**, [S.l.], v. 10, n. 2, p. 109, 2018.

COSTA, R. A. *et al.* Hydrodynamic behavior of horizontal subsurface flow constructed wetlands with different aspect ratio and operation time. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, [S.l.], v. 24, n. 1, p. 83-91, 2019.

COTA, R. S.; VON SPERLING, M.; PENIDO, R. C. S. Tracer studies and hydraulic behaviour of planted and un-planted vertical-flow constructed wetlands. **Water Science and Technology**, [S.l.], v. 64, n. 5, p. 1056-1063, 2011.

CUI, L. *et al.* Removal of nutrients from septic tank effluent with baffle subsurface-flow constructed wetlands. **Journal of Environmental Management**, [S.l.], v. 153, p. 33-39, 2015.

DAI, Y. *et al.* Application of a full-scale newly developed stacked constructed wetland and an assembled bio-filter for reducing phenolic endocrine disrupting chemicals from secondary effluent. **Ecological Engineering**, [S.l.], v. 99, p. 496-503, 2017.

DE MELO, A. F. S. R. **Remoção de contaminantes e hidrodinâmica em sistemas alagados construídos contendo chicanas dispostas de diferentes formas**. 2019. 108 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Departamento de Engenharia Agrícola, Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2019.

DONDE, O. O. *et al.* A novel integrative performance evaluation of constructed wetland on removal of viable bacterial cells and related pathogenic, virulent and multi-drug resistant genes from wastewater systems. **Journal of Water Process Engineering**, [S.l.], v. 33, p. 101060, 2020.

DOTRO, G. *et al.* **Treatment wetlands**. IWA publishing, Alliance House, 12 Caxton Street, London SW1H 0QS, UK, 2017.

ENGIDA, T. *et al.* Review paper on horizontal subsurface flow constructed wetlands: potential for their use in climate change mitigation and treatment of wastewater. **Applied Ecology and Environmental Research**, [S.l.], v. 18, n. 1, p. 1051-1089, 2020.

FARJOOD, A.; MELVILLE, B. W.; SHAMSELDIN, A. Y. The effect of different baffles on hydraulic performance of a sediment retention pond. **Ecological Engineering**, [S.l.], v. 81, p. 228-232, 2015.

FERREIRA, A. G.; BORGES, A. C.; ROSA, A. P. Comparison of first-order kinetic models for sewage treatment in horizontal subsurface-flow constructed wetlands. **Environmental Technology**, p. 1-8, 2020.

FIA, F. R. L. *et al.* Organic matter removal and assessment of kinetic parameters in laboratory-scale constructed wetland systems. **Acta Scientiarum. Technology**, [S.l.], v. 34, n. 2, p. 149-157, 2012.

FIA, F. R. L. *et al.* Kinetics and Removal Efficiency of Nitrogen in Constructed Wetlands Cultivated with Different Plant Species for Treating Swine Wastewater Applied at Different Rates. **Water, Air, & Soil Pollution**, [S.l.], v. 232, n. 1, p. 1-17, 2021.

FIA, R. *et al.* Desempenho de forrageiras em sistemas alagados de tratamento de águas residuárias do processamento do café. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, [S.l.], v. 14, n. 8, p. 842-847, 2010.

GAJEWSKA, M. *et al.* Kinetics of pollutants removal in vertical and horizontal flow constructed wetlands in temperate climate. **Science of the Total Environment**, [S.l.], v. 718, p. 137371, 2020.

GALVE, J. C. A. *et al.* Series Type Vertical Subsurface Flow Constructed Wetlands for Dairy Farm Wastewater Treatment. **Civil Engineering Journal**, [S.l.], v. 7, n. 2, p. 292-303, 2021.

GAO, Y. *et al.* Intensified nitrate and phosphorus removal in an electrolysis-integrated horizontal subsurface-flow constructed wetland. **Water Research**, [S.l.], v. 108, p. 39-45, 2017.

GUO, X. *et al.* Purifying effect of biochar-zeolite constructed wetlands on arsenic-containing biogas slurry in large-scale pig farms. **Journal of Cleaner Production**, [S.l.], v. 279, p. 123-579, 2021.

GUPTA, P.; ANN, T. W.; LEE, S. M. Use of biochar to enhance constructed wetland performance in wastewater reclamation. **Environmental Engineering Research**, [S.l.], v. 21, n. 1, p. 36-44, 2016.

HU, Z.; CHU, Y.; MA, Y. Design of a combined constructed wetland system and its application on swine wastewater treatment. **Journal of Environmental Engineering**, [S.l.], v. 146, n. 1, p. 04019093, 2020.

JEHAWI, O. H. Performance of pilot Hybrid Reed Bed constructed wetland with aeration system on nutrient removal for domestic wastewater treatment. **Environmental Technology & Innovation**, [S.l.], v. 19, p. 100891, 2020.

KENG, T. S.; SAMSUDIN, M. F. R.; SUFIAN, S. Evaluation of wastewater treatment performance to a field-scale constructed wetland system at clogged condition: A case study of ammonia manufacturing plant. **Science of The Total Environment**, [S.l.], v. 759, p. 143489, 2021.

KIFLAY, E.; SELEMANI, J.; NJAU, K. Integrated constructed wetlands treating industrial wastewater from seed production. **Water Practice and Technology**, [S.l.], v. 16, n. 2, p. 504–515, 2021.

LANGE, J. *et al.* Multi-tracer experiments to characterise contaminant mitigation capacities for different types of artificial wetlands. **International Journal of Environmental and Analytical Chemistry**, [S.l.], v. 91, n. 7-8, p. 768-785, 2011.



- LEHL, H. K. *et al.* Decolorization and mineralization of Amaranth dye using multiple zoned aerobic and anaerobic baffled constructed wetland. **International Journal of Phytoremediation**, [S.l.], v. 19, n. 8, p. 725-731, 2017.
- LEHL, H. K. *et al.* Multiple aerobic and anaerobic baffled constructed wetlands for simultaneous nitrogen and organic compounds removal. **Desalination and Water Treatment**, [S.l.], v. 57, n. 60, p. 29160-29167, 2016.
- LI, Y. C.; ZHANG, D. Q.; WANG, M. Performance Evaluation of a Full-Scale Constructed Wetland for Treating Stormwater Runoff. **CLEAN–Soil, Air, Water**, [S.l.], v. 45, n. 11, p. 160-740, 2017.
- LI, X. *et al.* Efficiency and kinetics of conventional pollutants and tetracyclines removal in integrated vertical-flow constructed wetlands enhanced by aeration. **Journal of Environmental Management**, [S.l.], v. 273, p. 111-120, 2020.
- LIANG, Y. *et al.* Glyphosate and nutrients removal from simulated agricultural runoff in a pilot pyrrhotite constructed wetland. **Water research**, v. 168, p. 115154, 2020.
- MAHARJAN, A. K.; AMATYA, I. M.; TOYAMA, T. Pollutant Removal Abilities of Horizontal Subsurface Flow Constructed Wetland. **Nepal Journal of Civil Engineering**, [S.l.], v. 1, n. 1, p. 11-17, 2021.
- MARÍN-MUÑIZ, J. L. *et al.* Influence of different porous media and ornamental vegetation on wastewater pollutant removal in vertical subsurface flow wetland microcosms. **Environmental Engineering Science**, [S.l.], v. 35, n. 2, p. 88-94, 2018.
- MATOS, M P. *et al.* Uso de traçador salino para avaliação da colmatação e das condições hidrodinâmicas em sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial. **Engenharia Agrícola**, [S.l.], v. 35, n. 6, p. 1137-1148, 2015.
- MATOS, A. T.; FREITAS, W. S.; BORGES, A. C. Kinetic study of organic matter removal from swine wastewaters treated in constructed wetlands cultivated with different species of plants. **Engenharia Agrícola**, [S.l.], v. 31, n. 6, p. 1179-1188, 2011.
- MATOS, M. P. *et al.* Clogging in constructed wetlands: indirect estimation of medium porosity by analysis of ground-penetrating radar images. **Science of the Total Environment**, [S.l.], v. 676, p. 333-342, 2019.
- MEIRA, C. M. B. S. *et al.* Warm season performance of horizontal subsurface flow constructed wetlands vegetated with rice treating water from an urban stream polluted with sewage. **African Journal of Biotechnology**, [S.l.], v. 12, n. 25, 2013.
- MIRANDA, S. T. *et al.* Influence of the substrate type and position of plant species on clogging and the hydrodynamics of constructed wetland systems. **Journal of Water Process Engineering**, [S.l.], v. 31, p. 100-871, 2019.
- OLIVEIRA, M. *et al.* Ibuprofen and caffeine removal in vertical flow and free-floating macrophyte constructed wetlands with *Heliconia rostrata* and *Eichornia crassipes*. **Chemical Engineering Journal**, [S.l.], v. 373, p. 458-467, 2019.

PAOLI, A. C.; VON SPERLING, M. Avaliação das condições hidrodinâmicas de wetlands de escoamento horizontal subsuperficial (unidades plantada e não plantada). **Revista Eletrônica de Gestão e Tecnologias Ambientais**, [S.l.], v. 1, n. 2, p. 213-222, 2013.

PAPAEVANGELOU, V. A. *et al.* Removal of endocrine disrupting chemicals in HSF and VF pilot-scale constructed wetlands. **Chemical Engineering Journal**, [S.l.], v. 294, p. 146-156, 2016.

PING, T. *et al.* Laboratory investigation on *Bacillus subtilis* addition to alleviate bio-clogging for constructed wetlands. **Environmental Research**, [S.l.], v. 194, p. 110642, 2021.

RAJAN, R. J.; SUDARSAN, J. S.; NITHIYANANTHAM, S. Efficiency of constructed wetlands in treating *E. coli* bacteria present in livestock wastewater. **International Journal of Environmental Science and Technology**, [S.l.], v. 17, n. 4, p. 2153-2162, 2020.

RENGERS, E. E. *et al.* Hydraulic performance of a modified constructed wetland system through a CFD-based approach. **Journal of Hydro-environment Research**, [S.l.], v. 12, p. 91-104, 2016.

SAEED, T. *et al.* Pollutant removal from municipal wastewater employing baffled subsurface flow and integrated surface flow-floating treatment wetlands. **Journal of Environmental Sciences**, [S.l.], v. 26, n. 4, p. 726-736, 2014.

SANDOVAL-HERAZO, L. C. *et al.* Effects of the use of ornamental plants and different substrates in the removal of wastewater pollutants through microcosms of constructed wetlands. **Sustainability**, [S.l.], v. 10, n. 5, p. 1594, 2018.

SARAIVA, C. B. *et al.* Influence of substrate and species arrangement of cultivated grasses on the efficiency of horizontal subsurface flow constructed wetlands. **Engenharia Agrícola**, [S.l.], v. 38, n. 3, p. 417-425, 2018.

SCHIERANO, M. C. *et al.* Horizontal subsurface flow constructed wetland for tertiary treatment of dairy wastewater: removal efficiencies and plant uptake. **Journal of Environmental Management**, [S.l.], v. 272, p. 111094, 2020.

SHERIDAN, C. M.; GLASSER, D.; HILDEBRANDT, D. Estimating rate constants of contaminant removal in constructed wetlands treating winery effluent: A comparison of three different methods. **Process Safety and Environmental Protection**, [S.l.], v. 92, n. 6, p. 903-916, 2014.

SHIH, S. S. *et al.* Tracer experiments and hydraulic performance improvements in a treatment pond. **Water**, v. 9, n. 2, p. 137, 2017.

SINGH, S.; CHAKRABORTY, S. Performance of organic substrate amended constructed wetland treating acid mine drainage (AMD) of North-Eastern India. **Journal of Hazardous Materials**, [S.l.], v. 397, p. 122719, 2020.

TEE, H. C. *et al.* Newly developed baffled subsurface-flow constructed wetland for the enhancement of nitrogen removal. **Bioresource Technology**, [S.l.], v. 104, p. 235-242, 2012.

TEE, H. C. *et al.* Enhancement of azo dye Acid Orange 7 removal in newly developed horizontal subsurface-flow constructed wetland. **Journal of Environmental Management**, [S.l.], v. 147, p. 349-355, 2015.

VILLASEÑOR, J. *et al.* Kinetics of domestic wastewater COD removal by subsurface flow constructed wetlands using different plant species in temperate period. **International Journal of Environmental and Analytical Chemistry**, [S.l.], v. 91, n. 7-8, p. 693-707, 2011.

VON SPERLING, M.; DE PAOLI, A. C. First-order COD decay coefficients associated with different hydraulic models applied to planted and unplanted horizontal subsurface-flow constructed wetlands. **Ecological Engineering**, [S.l.], v. 57, p. 205-209, 2013.

VYMAZAL, J. Removal of enteric bacteria in constructed treatment wetlands with emergent macrophytes: a review. **Journal of Environmental Science and Health**, [S.l.], v. 40, n. 6-7, p. 1355-1367, 2005.

WANG, Q. *et al.* Horizontal subsurface flow constructed wetlands as tertiary treatment: Can they be an efficient barrier for microplastics pollution? **Science of The Total Environment**, [S.l.], v. 721, p. 137785, 2020.

WANG, Y. *et al.* Hydraulic flow direction alters nutrients removal performance and microbial mechanisms in electrolysis-assisted constructed wetlands. **Bioresource Technology**, [S.l.], v. 325, p. 124692, 2021.

XU, R. *et al.* Effects of different substrates on nitrogen and phosphorus removal in horizontal subsurface flow constructed wetlands. **Environmental Science and Pollution Research**, [S.l.], v. 26, n. 16, p. 16229-16238, 2019.

XU, Z. *et al.* Effects of Different Shunt Rate on the Purification of Hybrid Constructed Wetland. **Water, Air, & Soil Pollution**, [S.l.], v. 232, n. 2, p. 1-14, 2021.

YE, F.; LI, Y. Enhancement of nitrogen removal in towery hybrid constructed wetland to treat domestic wastewater for small rural communities. **Ecological Engineering**, v. 35, n. 7, p. 1043-1050, 2009.

YIN, T. *et al.* Perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances removal in a full-scale tropical constructed wetland system treating landfill leachate. **Water Research**, [S.l.], v. 125, p. 418-426, 2017.

YUAN, C. *et al.* Woodchips as sustained-release carbon source to enhance the nitrogen transformation of low C/N wastewater in a baffle subsurface flow constructed wetland. **Chemical Engineering Journal**, [S.l.], v. 392, p. 124840, 2020.

ZHAI, J. *et al.* Experimental study of a novel hybrid constructed wetland for water reuse and its application in Southern China. **Water Science and Technology**, [S.l.], v. 64, n. 11, p. 2177-2184, 2011.

ZHAO, J. *et al.* Highway runoff treatment by hybrid adsorptive media-baffled subsurface flow constructed wetland. **Ecological Engineering**, [S.l.], v. 91, p. 231-239, 2016.

WU, Y. et al. Long-term performance of an integrated constructed wetland for advanced treatment of mixed wastewater. **Ecological Engineering**, [S.l.], v. 99, p. 91-98, 2017.

## CAPÍTULO 2 AVALIAÇÃO DA COLMATAÇÃO E CINÉTICA DE DEGRADAÇÃO DA MATÉRIA ORGÂNICA EM SACs-EHSS COM PRESENÇA DE CHICANAS

### RESUMO

A introdução de chicanas em sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial (SACs-EHSS) tem demonstrado uma importante alternativa na otimização desses sistemas, aumentando o potencial de remoção de matéria orgânica, além de possível redução de área requerida. Com isso, o presente trabalho objetivou avaliar a colmatação e cinética de degradação de matéria orgânica em SACs-EHSS com a presença de chicanas (laterais e verticais), e sem a presença de divisórias internas, plantados com *Penninsetum setaceum*. Os SACs foram construídos em fibra de vidro, se diferenciando pela presença de chicanas laterais (SAC-B), verticais (SAC-C) ou ausência de divisórias internas, do tipo convencional (SAC-A) e alimentados com esgoto universitário. Foram realizados teste hidrodinâmico ao fim do monitoramento dos sistemas, a cinética de degradação de matéria orgânica, granulometria do material suporte e a determinação dos sólidos intersticiais. Os sistemas apresentaram significativa eficiência de remoção, entretanto, não apresentaram diferença estatística entre si, com valores superiores a 47% para a DQO, 22% para os ST, 39% para os STV e 10% para os STF, embora não apresentaram diferença estatística, provocadas pela maturação dos sistemas, evidenciado pela formação de lâmina superficial formada devido a saturação inicial do leito, diminuindo a condutividade hidráulica, indicando uma possível colmatação, além de facilitar a formação de caminhos preferenciais, uniformizando o tratamento entre os sistemas. Observou-se maior acúmulo de ST, STV e STF na porção inicial dos SACs-A e B, nos primeiros 0,45m, e na camada superior, 0,15m abaixo do material suporte, em relação a camada de fundo (0,50m). O modelo cinético proposto por Chan e Chu (2003) demonstrou o melhor ajuste para o SAC-A (convencional) e o modelo proposto por Brasil *et al.* (2007) resultou nos melhores ajustes para os SACs com a presença de chicanas (SAC-B e C). Os SACs-A e B demonstraram comportamento semelhante, com escoamento tendendo a mistura completa e uso integral do volume do reator, indicando estar menos colmatado que o SAC-C, que apresentou tendência a escoamento pistonado, com presença de curtos circuitos e zonas mortas.

Palavras-chave: Esgoto universitário. Wetlands construídos. Perfil de degradação. hidrodinâmica de reatores.

## ABSTRACT

The use of baffles in horizontal subsurface-flow constructed wetlands (HSSF-CWs) has demonstrated an important alternative in optimizing these systems, increasing the potential for removal of organic matter, in addition to a possible reduction in the required area. Thus, the present study aimed to evaluate the clogging and degradation kinetics of organic matter in HSSF-CWs with the presence of baffles (horizontal and vertical), and without the presence of internal partitions, planted with *Pennisetum setaceum*. The CWs were built in fiberglass, differing by the presence of horizontal baffles (CW-B), vertical (CW-C) or the absence of internal partitions, the conventional type (CW-A) and fed with university sewage. Hydrodynamic tests were carried out at the end of the systems monitoring, also the degradation kinetics of organic matter, the granulometry of the support material and the determination of interstitial solids. The systems showed significant removal efficiency, however, they did not show statistical difference, with values above 47% for COD, 22% for ST, 39% for STV and 10% for STF. They did not present statistical difference due to the maturation of the systems, evidenced by the formation of a superficial layer by reason of the initial saturation of the bed. Which reduced the hydraulic conductivity, indicating a possible clogging, in addition to facilitate the formation of preferential paths, standardizing the treatment between the systems. A greater accumulation of ST, STV and STF was observed in the initial portion of CWs-A and B, in the first 0.45m, and in the upper layer, 0.15m below the support material, in relation to the bottom layer (0.50 m). The kinetic model proposed by Chan and Chu (2003) demonstrated the best fit for the CW-A (conventional) and the model proposed by Brasil *et al.* (2007) resulted in the best adjustments for CWs with the presence of baffles (CW-B and C). CWs-A and B showed similar behavior, with flow tending to complete mixing and full use of the reactor volume, indicating that it is less clogged than CW-C, which showed a tendency to piston flow, with the presence of short circuits and dead zones.

Palavras-chave: University sewer. Constructed wetlands. Degradation profile. Reactors hydrodynamics.

## 1 INTRODUÇÃO

O acúmulo de sólidos, seja de origem orgânica ou inorgânica, é um processo inerente aos sistemas alagados construídos (SACs), uma vez que esses sistemas são destinados a remoção de poluentes presentes nos mais diversos efluentes. Por sua vez, o acúmulo progressivo desses poluentes nos meios porosos e do material fino, proveniente do desgaste do meio suporte, além da formação de biofilme pode provocar o entupimento ou a colmatação do sistema, considerado por muitos pesquisadores como os principais problemas operacionais em sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial (SACs-EHSS) (KADLEC; WALLACE, 2009; MATOS *et al.*, 2017).

Muitos são os processos que podem atuar na retenção dos poluentes nos SACs-EHSS, como os processos físicos de adsorção, filtração e sedimentação, que ocorrem com os sólidos suspensos, favorecido pela baixa velocidade do escoamento através dos poros, material suporte e pelas raízes presentes em sistemas plantados. Os químicos, como a precipitação de compostos como sulfetos, carbonatos, metais pesados, dentre outros (MARSHALL, 2009) e os biológicos como absorção pelas plantas, degradação e assimilação pelas bactérias (KADLEC; WALLACE, 2009).

Embora os sólidos orgânicos, suspensos e dissolvidos, presentes nos esgotos sejam apontados como um dos principais fatores que contribuem com a obstrução dos poros, devido a sua retenção e crescimento de biofilme, muitos trabalhos têm revelado que o desgaste do material suporte também é um potencial causador do entupimento dos poros, favorecendo a colmatação (CASELLES-OSORIO *et al.*, 2007; PAOLI; VON SPERLING, 2013; PEDESCOLL *et al.*, 2009).

As plantas ainda apresentam uma influência controversa na contribuição da colmatação em SACs (MATOS; VON SPERLING; MATOS, 2018). Embora suas raízes possam ocupar os espaços porosos, quebrando e desgastando o material suporte, restringindo gradativamente os espaços drenáveis, elas são responsáveis por absorver os sólidos dissolvidos, naturalmente presentes e aqueles que sofreram hidrólise, além de anular os efeitos de entupimento pelo crescimento radicular, causando a expansão dos espaços porosos (BRASIL; MATOS, 2008).

Além disso, as distintas configurações geométricas internas dos SACs, projetadas para melhorar a eficiência de tratamento de efluentes, também podem apresentar influência na colmatação desses sistemas. Dentre elas é possível destacar os sistemas circulares (BALDOVI *et al.*, 2020; SANDOVAL-HERAZO *et al.*, 2018), os retangulares que podem variar em relação ao comprimento/largura (FOUNTOULAKIS *et al.*, 2017; MATOS *et al.*, 2018; WU *et al.*,

2017) e os com presença de placas defletoras ou chicanas (AALAM E KHALIL, 2019; CUI *et al.*, 2015; SAEED *et al.*, 2014; TEIXEIRA; SIQUEIRA, 2008), cujo objetivo é otimizar o sistema, aumentando o contato do efluente com o material suporte, favorecendo a eficiência de tratamento. Entender a dinâmica espacial e temporal do processo de acúmulo de sólidos, nos SACs-EHSS, com diferentes configurações geométricas internas, pode ser importante na estimativa da vida útil desses reatores, evidenciando a melhor geometria interna na remoção de matéria orgânica e de outros poluentes, facilitando os cálculos de projetos para aplicação em grandes escalas.

Os modelos cinéticos de primeira ordem, utilizados para prever a remoção de matéria orgânica, podem ser uma importante ferramenta para entender a dinâmica de degradação ao longo desses reatores e ao longo do tempo. Embora muitos autores têm demonstrado que as taxas de remoção de matéria orgânica possuem uma ampla variação, devido a grande variabilidade de modelos e dos processos de degradação (GAJEWSKAET *et al.*, 2020), associado ao fato de que alguns modelos demonstram bastante complexidade, fazendo uso de diversos parâmetros (FERREIRA; BORGES, 2020). Recentemente modelos mais simples e com significativo potencial de predição da degradação de matéria orgânica vêm sendo recomendados (DĄBROWSKI, 2019; DOTRO *et al.*, 2017; FERREIRA; BORGES; ROSA, 2020).

O modelo derivado por Chan e Chu (2003), utilizado para prever a remoção de um pesticida orgânico via oxidação química avançada com apenas dois parâmetros ajustáveis e aplicado por Ferreira, Borges e Rosa (2020), para prever a remoção de DQO em SACs-EHSS, demonstrou alto potencial de predição para ser utilizado na modelagem e simulação da cinética de degradação da matéria orgânica, além de fazer uso de apenas dois parâmetros, demonstrando ser mais simplista.

A avaliação hidrodinâmica é outra importante ferramenta utilizada para entender a dinâmica dos SACs-EHSS, pois podem indicar o tipo de escoamento (pistonado, disperso ou mistura completa) e se esses sistemas apresentam algum grau de colmatagem (MATOS; VON SPERLING; MATOS, 2018). Essa ferramenta, associada aos modelos cinéticos, podem auxiliar no entendimento do funcionamento e da melhor configuração interna para os SACs-EHSS, no tratamento de água residuárias, contribuindo com projetos integrados e mais sustentáveis.

Nesse sentido, o objetivo do presente trabalho foi realizar uma análise completa do monitoramento de SACs-EHSS por meio da determinação das eficiências, cinética de remoção, análise dos sólidos intersticiais acumulados entre os poros do material suporte, além de ensaios hidrodinâmicos. Como os SACs-EHSS apresentam diferentes configurações geométricas



internas, devido a introdução de chicanas, as avaliações descritas podem ser uma alternativa para otimizar, entender as eficiências de tratamento e a vida útil dos sistemas, além de propor a melhor configuração na remoção de matéria orgânica.

## 2 MATERIAL E MÉTODOS

### 2.1 Local e descrição dos sistemas de tratamento

O experimento foi conduzido na estação de tratamento de esgoto da Universidade Federal de Lavras (ETE-UFLA), Lavras - Minas Gerais, com latitude 21°14'S, longitude 44°59'W e altitude média de 919 m. Segundo Köppen, o clima local é classificado como Cwa (subtropical úmido), com estações bem definidas, verão chuvoso, com precipitação média mensal de 110 mm, correspondentes aos meses de outubro a março e inverno seco, com precipitação média mensal de 42mm, correspondentes aos meses de abril a setembro, e temperatura média máxima no verão de 22,7 °C e no inverno de 19,7 °C (SÁ JÚNIOR *et al.*, 2012).

Os sistemas de tratamento em escala piloto avaliados, eram compostos por três sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial (SACs-EHSS), construídos em fibra de vidro, com 2 m de comprimento, 0,5 m de largura e 0,7 m de altura, com diferentes configurações geométricas internas, destinados a remoção de matéria orgânica do esgoto universitário.

Os SACs-EHSS foram posicionados em paralelo, preenchidos com brita zero (4,8 - 12,5 mm de diâmetro), previamente lavada conforme recomendado por Matos *et al.* (2017), a fim de aumentar a vida útil do sistema, até a altura de 0,55 m e o nível de efluente mantido a 0,05 m abaixo do material suporte. Plantados com *Penninsetum setaceum* (capim do texas), com densidade de plantio de 10 propágulos por metro quadrado em cada SACs-EHSS. Essa espécie foi selecionada devido sua alta tolerância ecológica e plasticidade fenotípica (BADALAMENTI *et al.*, 2016), ou seja, capacidade de adaptação em diversos ambientes, assim como em ambientes totalmente alagados como ocorre nos SACs-EHSS, além de apresentar características ornamentais, melhorando a estética e a aceitação visual.

Descrição das características de cada SACs-EHSS:

- i. SAC-A: Não apresentava divisórias internas, como ocorre nos SACs-EHSS convencionais, apresentando 0,35m<sup>2</sup> de seção transversal;
- ii. SAC-B: Apresentava 4 chicanas nas laterais, com espaçamento de 0,4 m entre elas, com as seguintes dimensões: 0,4 m de comprimento e 0,7 m de altura, ocupando 80% da seção transversal total do reator. Levando em consideração a altura útil do líquido, a seção transversal de passagem do efluente onde ocorria as chicanas era de 0,05 m<sup>2</sup>. A

introdução de chicanas horizontais favorece o escoamento do líquido, de uma lateral a outra, dentro do reator.

- iii. SAC-C: Apresentava 2 chicanas na parte superior com a mesma largura do reator, de 0,5 m, disposta a 0,1 m acima do fundo, ocupando 85,7% da seção transversal total. Levando em consideração a altura útil do líquido, a seção transversal de passagem do efluente onde ocorria as chicanas era de 0,05 m<sup>2</sup>. E duas chicanas na parte inferior com 0,45 m de altura e com a mesma largura do reator 0,5 m, ocupando 64,3% da seção transversal. Levando em consideração a altura útil do líquido, a seção transversal de passagem do efluente onde ocorriam as chicanas era de 0,025 m<sup>2</sup>. Essa introdução de chicanas verticais favorece o escoamento descendente e ascendente do líquido dentro do reator.

A representação esquemática de cada sistema pode ser observada na Figura 1, assim como o resumo das características construtivas e operacionais, podem ser observadas na Tabela 1.

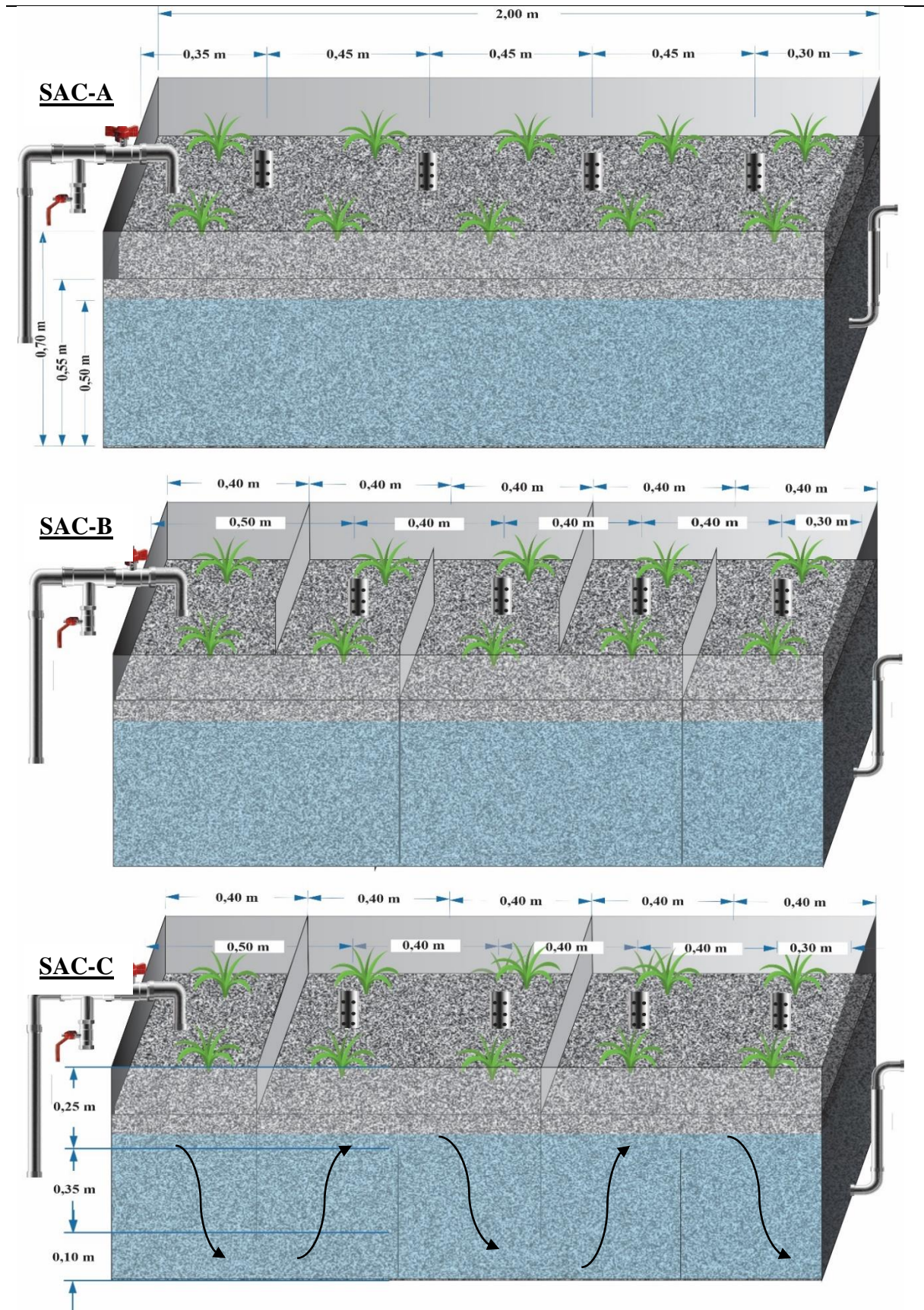
Tabela 1 - Características construtivas e operacionais dos SACs-EHSS.

<b>Parâmetro</b>	<b>Unidade</b>	<b>SAC-A</b>	<b>SAC-B</b>	<b>SAC-C</b>
Largura útil (B)	m	0,5	0,5	0,5
Comprimento útil (L)	m	2	2	2
Razão L/B	-	4	6,3*	6,3*
Área superficial (A <sub>s</sub> )	m <sup>2</sup>	1	1	1
Altura do meio suporte	m	0,55	0,55	0,55
Altura útil do líquido	m	0,50	0,50	0,50
Declividade	%	2	2	2
Porosidade	m <sup>3</sup> m <sup>-3</sup>	0,494	0,494	0,494
Volume útil	m <sup>3</sup>	0,247	0,247	0,247
Vazão média de entrada (Q <sub>afi</sub> )	m <sup>3</sup> dia <sup>-1</sup>	0,189	0,181	0,187
Vazão média de saída (Q <sub>efl</sub> )	m <sup>3</sup> dia <sup>-1</sup>	0,182	0,175	0,163
Tempo de detenção hidráulica teórico (TDH <sub>t</sub> )	d <sup>-1</sup>	1,31	1,36	1,32
Taxa de carga hidráulica superficial	m <sup>3</sup> m <sup>2</sup> d <sup>-1</sup>	0,189	0,182	0,187
Taxa de carga hidráulica volumétrica	m <sup>3</sup> m <sup>3</sup> d <sup>-1</sup>	0,765	0,732	0,757
Taxa de carregamento orgânico superficial (TCO <sub>s</sub> )	Kg ha <sup>-1</sup> d <sup>-1</sup>	539,3	505,1	507,8
Taxa de carregamento orgânico volumétrica (TCO <sub>v</sub> )	g m <sup>-3</sup> d	218,3	204,5	205,6

\*Calculado de acordo com o número de divisórias internas, paralelas a largura (Von Sperling, 2017).

Fonte: Do autor (2021).

Figura 1 - Representação esquemática dos SACs-EHSS avaliados.



Do autor (2021).

## 2.2 Esgoto universitário, período de monitoramento e variáveis analisadas

O esgoto gerado na UFLA é armazenado temporariamente em estações elevatórias alimentadas pelos efluentes gerados no *campus* universitário e drenados por gravidade. As elevatórias são dotadas de boia automática, acionadas de acordo com o nível reservado, que ao serem acionadas, o esgoto é bombeado para ETE-UFLA. Para a condução do experimento, parte do esgoto universitário era desviado após passar por gradeamento, medidor *parshall*, caixa de gordura e tanque de equalização, para posterior bombeamento para os SACs-EHSS, por bombas solenoides da marca *ProMinent*®.

O período de monitoramento iniciou no dia 06 de agosto de 2019 e foi encerrado no dia 24 de março de 2020, totalizando 238 dias de avaliação. Entretanto, a unidade experimental já estava em operação desde de 23 de agosto de 2018, sendo avaliado por De Melo (2019), totalizando 586 dias de operação, o que favoreceu a avaliação da colmatção devido ao longo período de funcionamento dos SACs.

As amostragens ocorreram no afluente e efluente dos sistemas, de maneira pontual, todas as terças-feiras, entre 07:00 e 08:00 horas da manhã, e as amostras, após coletadas, eram imediatamente encaminhadas ao Laboratórios de Águas Residuárias do Departamento de Engenharia Ambiental e Sanitária da UFLA.

As análises realizadas foram: pH por potenciômetro, condutividade elétrica (CE), demanda química de oxigênio (DQO) determina pelo método de reescoamento fechado e titulação com sulfato ferroso de amônio, e série de sólidos (totais, fixos e voláteis) por gravimetria, segundo APHA *et al.* (2012).

## 2.3 Cinética de remoção de matéria orgânica

Para que fosse possível investigar a concentração de matéria orgânica ao longo dos SACs-EHSS e determinar a cinética de remoção, foram introduzidos 4 tubos de PVC com diâmetro nominal de 32 mm, com furos de 0,005 m de diâmetros e espaçamento horizontal e vertical de 0,01 m, ao longo de cada sistema (FIGURA 2). A entrada, onde ocorria a alimentação dos SACs foi disposta a 0,05 m da parede de entrada, assim como a tubulação de saída, disposta a 0,05 m da parede de saída.

Amostras foram coletadas uma vez por mês, ao logo de cada SAC, na entrada bem como na saída, durante os meses de agosto de 2019 a março de 2020, ocorrendo todas as primeiras terças-feiras do mês, entre 07:00 e 08:00 horas da manhã, com exceção do mês de março que

foram realizadas duas coletas, uma na primeira e a outra na última semana, totalizando 9 amostragens, para a determinação da DQO filtrada ( $DQO_f$ ), determina pelo método de reescoamento fechado e titulação com sulfato ferroso de amônio, após amostra filtrada, segundo APHA *et al.* (2012). Foram obtidos os coeficientes de remoção de matéria orgânica, com base na  $DQO_f$ , por meio de ajustes aos modelos de previsão, com o objetivo de averiguar qual o melhor modelo que explica a cinética de remoção de matéria orgânica, presente no esgoto universitário tratado nos SACs-EHSS.

Na Tabela 2, é possível observar os pontos de coleta, em cada SACs-EHSS avaliado, em relação a distância do ponto de entrada, medido em metros e em relação ao  $TDH_t$ , medido em dias.

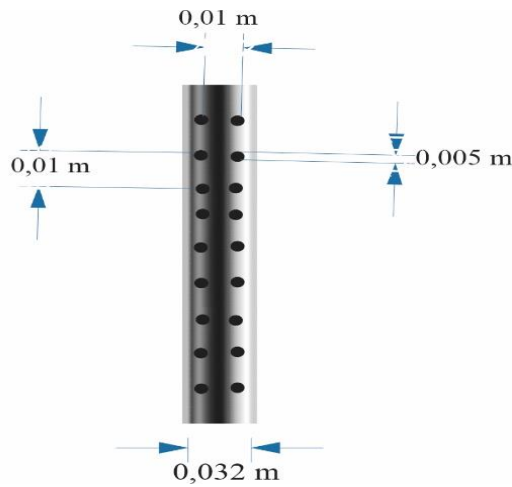
Tabela 2 - Posição dos pontos de coleta, ao longo de cada sistema, em relação ao ponto de entrada e em relação ao tempo de detenção hidráulico teórico ( $TDH_t$ ).

	SACS- EHSS	Pontos de coleta					
		Entrada (Afluente)	P1	P2	P3	P4	Saída (Efluente)
<b>Distância (m)</b>	SAC-A	0,00	0,30	0,75	1,20	1,65	2,00
	SAC-B	0,00	0,45	0,85	1,25	1,65	2,00
	SAC-C	0,00	0,45	0,85	1,25	1,65	2,00
<b><math>TDH_t</math> (<math>d^{-1}</math>)</b>	SAC-A	0,00	0,18	0,46	0,74	1,01	1,31
	SAC-B	0,00	0,29	0,54	0,79	1,05	1,36
	SAC-C	0,00	0,29	0,55	0,81	1,07	1,32

Distância dos pontos, em metros; Tempo de detenção hidráulico teórico, em dias.

Fonte: Do autor (2021).

Figura 2 - Representação esquemática dos tubos de coletas, colocados ao longo dos SAC-EHSS.



Do autor (2021).

Os modelos cinéticos de remoção de matéria orgânica avaliados no presente trabalho podem ser observados na Tabela 3.

Tabela 3 - Modelos cinéticos de remoção de matéria orgânica avaliados nos SACs-EHSS, com diferentes configurações internas.

Modelo	Equação	Parâmetro
Primeira Ordem	$\frac{C}{C_0} = e^{(-k.TDH)}$	$C$ = concentração efluente, $\text{mg L}^{-1}$ ; $C_0$ = concentração afluente, $\text{mg L}^{-1}$ ; (1)
BRASIL et al. (2007)	$\frac{C}{C_0} = e^{(-k_B.TDH^n)}$	$k$ , $k_B$ , $k_{CH}$ = constante de degradação, $\text{dias}^{-1}$ ; $TDH$ = tempo de detenção hidráulico, $\text{dias}^{-1}$ ; (2)
CHAN e CHU (2003)	$\frac{C}{C_0} = 1 - \frac{TDH}{\left(\frac{1}{k_{CH}} + \frac{TDH}{1-R}\right)}$	$n$ = constante da equação; $R$ = fração recalcitrante. (3)

(1) Reed; Crites; Middlebrooks (1995).

Fonte: Do autor (2021).

## 2.4 Quantificação dos sólidos intersticiais

Para que fosse possível a quantificação dos sólidos intersticiais, aqueles acumulados nos espaços porosos da brita (CASELLES-OSORIO *et al.*, 2007), responsáveis pelo entupimento dos sistemas, coletou-se, após o encerramento do monitoramento e drenagem dos sistemas, aproximadamente 1Kg do material suporte, em três pontos diferentes; a 0,05 m, a 0,85 e a 1,80 metros da entrada. E em duas profundidades distintas, de 15 cm e 50 cm, totalizando 6 pontos em cada sistema.

Após coletado, o material foi devidamente acondicionado em sacos plásticos e encaminhado ao laboratório de Geotecnia Ambiental, do Departamento de Engenharia Ambiental da UFLA, para secagem ao ar. Em seguida, as amostras, material suporte mais sólidos intersticiais, foram peneiradas. O material que passou pela peneira de 1,00 mm, considerado sólido de colmatção foi muito inferior a 1,00 g.

A determinação da massa de sólidos totais ( $m_{ST}$ ), fixos ( $m_{SF}$ ) e voláteis, segundo o APHA *et al.* (2012), foram realizadas no material que passou pela peneira de 2,38 mm e foram retidos na peneira de 1mm, considerado neste trabalho como sólidos intersticiais, assim como nos trabalhos realizados por Caselles-Osorio *et al.* (2007) e Matos *et al.* (2017). Retirou-se 1,00 g de amostra, colocando-se o material em cadinhos previamente secos e tarados. As concentrações de sólidos totais (CST), fixos (CSF) e voláteis (CSV), em  $\text{Kg m}^{-3}$ , foram obtidas considerando a massa de sólidos totais, fixo e voláteis, o volume da amostra ( $v_a$ ) e a porosidade ( $\epsilon$ ), em  $\text{m}^3 \text{m}^{-3}$ , do material suporte, calculadas segundo Matos (2015).

## 2.5 Composição granulométrica do substrato

Após o peneiramento realizado na quantificação dos sólidos intersticiais, utilizou-se a massa retida em cada classe granulométrica ( $> 12,70$ ;  $9,25$  a  $12,70$ ;  $6,35$  a  $9,25$ ;  $4,76$  a  $6,35$ ;  $2,38$  a  $4,76$ ;  $1,00$  a  $2,38$ ;  $< 1,00$  mm), para determinar os diâmetros que correspondem a passagem de 10, 30 e 60% da massa do material. E assim, foi possível determinar o diâmetro médio ponderado ( $D_{mp}$ ) e os coeficientes de uniformidade (CU) e curvatura (CC), segundo Matos *et al.* (2017).

Os resultados obtidos a partir dessas variáveis, servem de base na comparação das alterações das características físicas da brita, que podem ter sofrido alguma quebra ou desgaste. Além de verificar se há diferença na profundidade, quanto à distância da entrada ou conforme o SACS-EHSS (com presença de chicanas ou não).



## 2.6 Avaliação hidrodinâmica

Ao encerrar o monitoramento dos SACs-EHSS, realizou-se o ensaio hidrodinâmico, a fim de comparar com os ensaios realizados por De Melo (2019), com o objetivo de identificar alterações na hidrodinâmica dos reatores por influência do acúmulo de sólidos e crescimento do biofilme, de forma a avaliar a ocorrência de colmatação dos mesmos.

Utilizou-se cloreto de sódio (NaCl) como traçador, devido sua facilidade de aquisição, baixo custo e facilidade de detecção (MATOS *et al.*, 2015). Para determinar o valor de *background* dos SACs foram realizadas leituras da CE, utilizando condutivímetro de bancada da marca AZ (modelo 8650), do efluente em intervalos de 1 hora durante 8 horas, para obter a concentração média de NaCl do efluente anterior ao teste. Os valores de CE foram convertidos em concentração de NaCl, como recomenda Matos *et al.* (2015).

Os ensaios foram iniciados com a aplicação de 12,0 kg de sal de cozinha (NaCl), previamente dissolvido em 50 litros de água, adicionados à entrada dos SACs-EHSS. A quantidade de traçador utilizada foi calculada com base no volume útil das unidades e no limite de detecção do equipamento de leitura utilizado. Durante o monitoramento foram realizadas leituras da CE em amostras do efluente dos SACs-EHSS, em intervalos de 15 minutos para melhor definição da curva de concentração do traçador. Também foi realizado o monitoramento da vazão efluente de cada sistema em intervalos de 1 hora.

O ajuste das curvas experimentais de distribuição do tempo de detenção hidráulica em função do tempo adimensional foi realizado com base nos modelos teóricos uniparamétricos de dispersão - pequena (PD) e de grande intensidade (GD) e de tanques em série (N-CSTR), de acordo com Levenspiel (2000). Essas características podem ser verificadas pelos parâmetros  $d$  (ou  $D/uL$ ) para os modelos de pequena e grande dispersão ou pelo número ( $N$ ) de reatores de mistura completa em série para o modelo N-CSTR. As estimativas destes parâmetros foram realizadas pela variância dos dados.

Para avaliação do desempenho hidráulico das unidades de tratamento, foram utilizados os índices de eficiência volumétrica ( $TDH_{real}/TDH_{teórico}$ ), índice de tempo modal de retenção ( $TDH_{pico}/TDH_{teórico}$ ), índice de curto circuito ( $TDH_i / TDH_{teórico}$ ), índice de tempo de residência médio ( $TDH_{50\%}/TDH_{real}$ ) e Índice de dispersão de Morrill ( $TDH_{90\%}/TDH_{10\%}$ ), propostos por Metcalf e Eddy (2003). Estas variáveis permitem inferir sobre o tipo, a extensão e as anomalias do escoamento, podendo ser calculados seguindo a metodologia proposta pelos autores.

## 2.7 Estatística descritiva

Após a obtenção dos dados, foi possível determinar a média e o desvio padrão, assim como a distribuição empírica, representada em gráficos do tipo boxplot, utilizando o software Excel<sup>®</sup>. Para avaliar a normalidade dos dados foi realizado o teste de Shapiro-Wilk. Para o teste de comparação de agrupamentos, considerando dados independentes e pareados, foi utilizado o teste de Kruskal-Wallis, com 5% de significância, realizados em linguagem de programação R.

### 3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

#### 3.1 Características do esgoto universitário e eficiências de tratamento

Os resultados obtidos na caracterização do esgoto universitário (Entrada) e no monitoramento dos SACS-EHSS, para as variáveis pH, CE, DQO, ST, STV, STF e STV/ST, podem ser observados na Tabela 4. Os valores de Entrada estão próximos dos valores encontrados para o esgoto universitário (GUEDES ALONSO *et al.*, 2020; LIMA, 2019; SILVA; SILVA; SARTI, 2017). Os valores de pH e CE não apresentaram diferença estatística antes e após os tratamentos, demonstrando características típicas de esgoto doméstico, como reportado por Metcalf e Eddy (2016).

A concentração de DQO foi estaticamente diferente antes e após os tratamentos, com eficiências de remoção superior a 47% para os 3 SACS, entretanto, não houve diferença estatística na concentração de saída entre os SACS avaliados. De Melo (2020), ao avaliar os mesmos SACS no tratamento de esgoto universitário em três fases distintas, obteve eficiência de remoção superiores a 74% para os três SACS na terceira fase, correspondente ao mesmo TDH do presente trabalho. Aalam e Khalil (2019) ao avaliarem SACS-EHSS do tipo convencional, não plantado e plantado, com chicanas verticais e horizontais, no tratamento de esgoto universitário, obteve eficiência de remoção de 48%, 62%, 77% e 72% respectivamente, operando com TDH de 2,5 d<sup>-1</sup>, durante 6 meses de operação. Cui *et al.* (2015) também avaliaram SACS-EHSS, no tratamento de esgoto universitário, com e sem a presença de chicanas e obtiveram eficiências de remoção de DQO superior 62% para todos os SACS avaliados, operando com TDH de 2 d<sup>-1</sup>. Saeed *et al.* (2014) ao estudarem SACS, organizados em três estágios em série, sendo um SAC de escoamento vertical, seguido de SACS-EHSS e por fim SAC de escoamento superficial, observaram eficiência de remoção de DQO de 63,1%, 55,8% e 66,1%, respectivamente, e remoção global de 94,4%.

O SAC-A não apresentou diferença estatística na concentração de ST antes e após o tratamento, o oposto foi observado para os SACS B e C, entretanto, não houve diferença estatística na concentração de saída entre os SACS, resultando em eficiência de remoção, superior a 22% para todos os SACS. Os resultados estão próximos dos obtidos por De Melo (2020), na fase 2, ao avaliar os mesmos SACS-EHSS, observando aumento das eficiências ao longo das fases. Aalam e Khalil (2019) observaram eficiência de 80%, 76% e 69% para os SACS com chicanas verticais, horizontais e convencionais, respectivamente.

Assim como a DQO, os SVT apresentaram diferença estatística antes e após o tratamento, mas não apresentaram diferença entre os SACs, com satisfatória eficiência de remoção de 39,9%, 41,4% e 45,5% para os SACs A, B e C respectivamente. Demonstrando assim, eficiências superiores às encontradas por De Melo (2020), ao estudar os mesmos SACs, nas três fases avaliadas. As concentrações de STF não apresentaram diferença estatística antes e após o tratamento, nem entre os SACs avaliados, resultando em eficiência de remoção de 12,3%, 14,0% e 10,0% para os SACs A, B e C respectivamente.

Tabela 4 - Concentrações médias, das variáveis monitoradas, seguidas do desvio padrão (DP) do esgoto universitário (Entrada) e efluente aos SACs-EHSS e eficiência média de remoção (Ef).

		Variáveis						
		pH	CE	DQO	ST	STV	STF	STV/ST
<b>SACS-EHSS</b>	<b>N</b>	27	27	27	27	27	27	27
	Média	7,3	903,4	272,7	410,8	186,4	235,0	0,6
<b>Entrada</b>	±DP	±0,3	±335,2	±142,5	±144,8	±111,6	±110,3	±0,2
	Mediana	7,3a	967,0a	242,4a	468,3a	171,7a	225,0a	0,6a
	Média	7,3	901,3	142,6	318,1	112,1	206,0	0,6
<b>SAC-A</b>	±DP	±0,2	±353,9	±106,8	±115,6	±65,6	±115,2	±0,2
	Mediana	7,3a	982,0a	103,2b	351,7ac	106,7b	183,3a	0,7a
	Ef (%)	-	-	47,7	22,6	39,9	12,3	-
	Média	7,3	914,0	140,1	311,3	109,2	202,0	0,7
<b>SAC-B</b>	±DP	±0,1	±350,5	±79,8	±111,2	±70,1	±110,4	±0,2
	Mediana	7,3a	1010,0a	117,6b	338,3bc	101,7b	191,7a	0,7a
	Ef (%)	-	-	48,6	24,2	41,4	14,0	-
	Média	7,3	903,1	143,4	299,4	101,5	211,5	0,7
<b>SAC-C</b>	±DP	±0,1	±351,3	±86,8	±115,4	±67,7	±127,6	±0,2
	Mediana	7,3a	978,0a	107,8b	321,7bc	86,7b	201,7a	0,7a
	Ef (%)	-	-	47,4	27,1	45,5	10,0	-

N: número de amostras; pH: potencial de hidrogênio; CE: condutividade elétrica, em  $\mu\text{S cm}^{-1}$ ; DQO: Demanda química de oxigênio, em  $\text{mg L}^{-1}$ ; ST: sólidos totais, em  $\text{mg L}^{-1}$ ; STV: Sólidos totais voláteis, em  $\text{mg L}^{-1}$ ; STF: Sólidos totais fixos, em  $\text{mg L}^{-1}$ ; STV/ST: Relação entre os sólidos totais e os sólidos voláteis; Ef: Eficiência média de remoção, em porcentagem.

Medianas seguidas pela mesma letra na coluna, não diferem significativamente pelo teste de *Kruskal-Wallis* em nível de 5% de significância.

Do autor (2021).

Os trabalhos desenvolvidos por Aalam e Khalil (2019) e Cui *et al.* (2015), utilizaram mais de um tipo de material suporte e apenas uma espécie de planta na avaliação da remoção de DQO do esgoto universitário, em SACS-EHSS. Por outro lado, os trabalhos avaliados por Fountoulakis *et al.* (2017) e Saeed *et al.* (2014) utilizaram mais de um tipo de material suporte e mais de um tipo de planta (policultura), alcançando satisfatórias eficiências de remoção, superior a 50% para ambos os trabalhos. É possível observar que a introdução de placas defletoras contribuiu com o aumento das eficiências em comparação com os SACs convencionais, demonstrando ser uma alternativa na melhora do tratamento de efluentes, sem que ocorra o aumento dos custos de operação.

Cui *et al.* (2015) relatam significativa eficiência dos SACs-EHSS, com presença de placas defletoras em relação ao sistema convencional, não só para a DQO, mas na remoção de nutrientes, como fósforo e nitrogênio, nos diferentes TDHs avaliados. O mesmo pode ser observado por Fountoulakis *et al.* (2017), Saeed *et al.* (2014), Wu *et al.* (2017).

As eficiências de remoção de DQO nos trabalhos reportados estão superiores aos obtidos no presente trabalho, entretanto, essa situação pode ser justificada pelo tempo de monitoramento e pelo TDH de cada trabalho. Embora o presente trabalho tenha sido avaliado por 238 dias, os SACs já estavam em funcionamento, totalizando 586 dias de operação, período muito superior aos trabalhos citados, principalmente em relação aos que avaliaram SACS-EHSS com a presença de chicanas, que apresentaram TDH superior a 2 dias e tempo de operação de no máximo 237 dias (AALAM; KHALIL, 2019; KIFLAY; SELEMANI; NJAU, 2021; YUAN *et al.*, 2020). As baixas eficiências do presente trabalho podem ser justificadas pelo fato de que os SACs podem ter atingido a maturação, indicando uma possível colmatção dos sistemas.

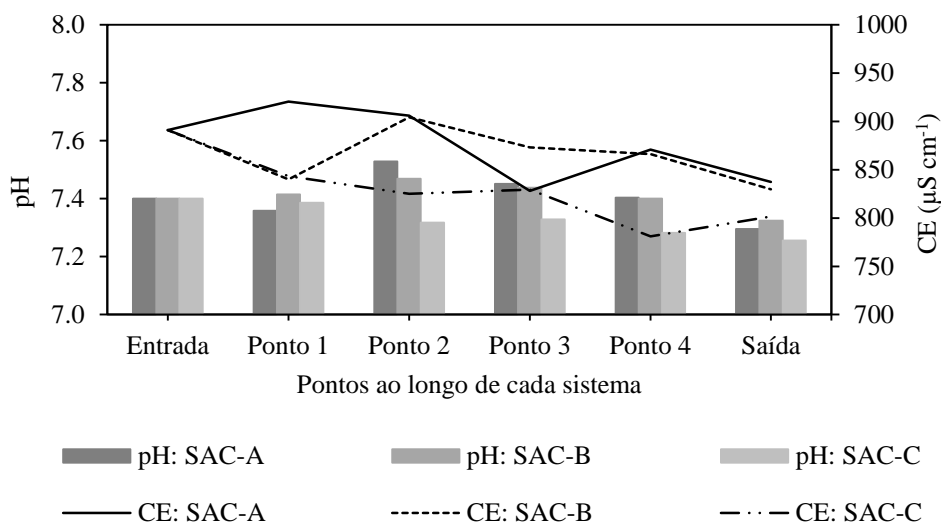
### **3.2 Perfil de retenção de matéria orgânica e cinética de degradação**

Nas Figura 3 e 4, é possível observar a variação das concentrações de pH e CE, ST, STV e STF ao longo dos SACS-EHSS avaliados. Nota-se que as variações das concentrações de pH e CE permaneceram constantes, ao longo do comprimento dos reatores. Como o  $TDH_{teórico}$  foi calculado levando em consideração a vazão diária média de entrada ( $Q_{afI}$ ), houve uma pequena variação nas posições nos  $TDH_{teóricos}$  ao longo do comprimento, em cada SACS-EHSS.

A CE apresentou valores tipicamente encontrados no esgoto sanitário, avaliados em SACs-EHSS plantados, não proporcionando toxicidade devido a salinidade, descartando a necessidade, por exemplo, de adaptação osmótica pelas plantas (ARIF *et al.*, 2020).

É possível destacar que o material suporte (brita) não contribuiu com a variação do pH ao longo dos sistemas, o oposto foi observado por Liu *et al.* (2018), ao utilizar escória como material suporte em SACs-EHSS, resultado na elevação do pH no efluente. A atividade microbiana e das raízes das plantas também não contribuíram com a possível redução do pH devido a liberação de ácidos orgânicos (VYMAZAL, 2005), indicando uma possível capacidade de tamponamento dos sistemas.

Figura 3 - Variação dos valores de pH e condutividade elétrica (CE) ao longo dos SACs-EHSS avaliados.



Do autor (2021).

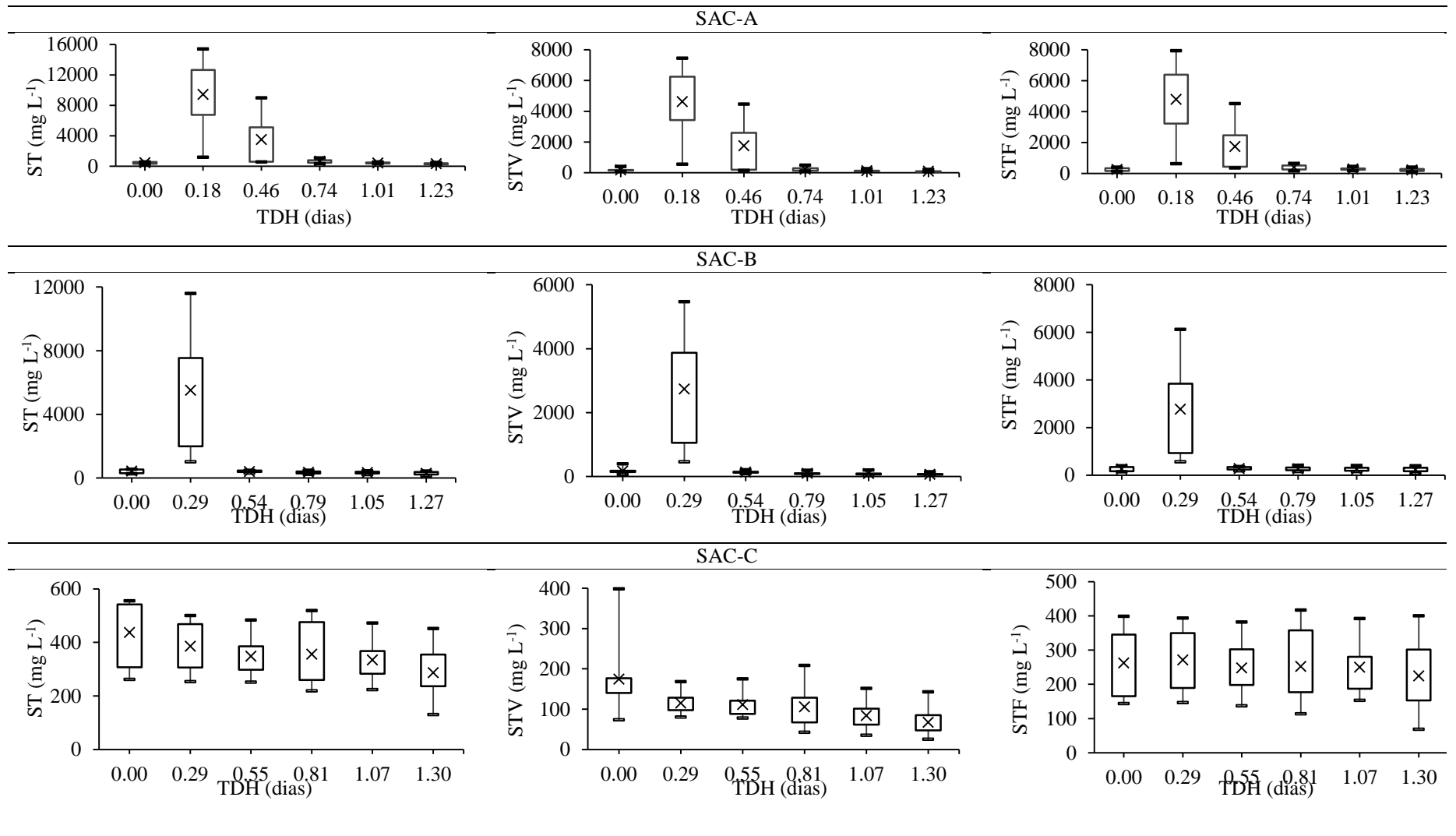
No SAC-A ocorreu maior acúmulo de ST, STV e STF nos dois primeiros pontos, P1 e P2, dentro do reator, representando uma concentração dessas variáveis muito superior ao demais pontos, indicando que esse acúmulo ocorreu, principalmente, por filtração e sedimentação, o mesmo pode ser observado no ponto P1 do SAC-B. Esse acúmulo na porção inicial de SACs-EHSS também foi observado por Matos, Freitas e Borges (2011), Matos *et al.* (2018), Von Sperling e De Paoli (2013).

O primeiro ponto de coleta dentro do SAC-C estava posicionado 5 cm após a primeira chicana, ou seja, não havia ponto de coleta no primeiro compartimento desse reator, local onde ocorreu o maior acúmulo visual sólido, prejudicando a visualização do perfil de concentração

de sólidos na porção inicial do SAC, diferente do que pode ser observado nos SACs A e B que tinham ponto de amostragem no primeiro compartimento. Para complementar essa informação foi avaliado a concentração de sólidos intersticiais no primeiro compartimento do SAC-C, assim como nos demais sistemas, relatado no próximo tópico.

O SAC-C demonstrou pequena redução de ST e STV ao longo do comprimento, resultando em baixas eficiências de remoção. Já os STF se mantiveram constantes ao longo do reator. O perfil homogêneo de sólidos pode ser justificado possivelmente pelo tipo de escoamento associados às chicanas verticais, que ao escoar, ora descendente, e ora ascendente, (para cima e para baixo), varreu os sólidos sedimentados no fundo do sistema.

Figura 4 -Perfil de retenção de ST, STV e STF ao longo do comprimento dos SACs-EHSS avaliados.



Do autor (2021).



Modelos cinéticos são utilizados para prever a remoção de matéria orgânica e para aprimorar os critérios de projetos existentes. Dentre os modelos aplicados é possível destacar o escoamento em pistão (primeira ordem), escoamento disperso e o de tanques em série de mistura completa, sendo possível incluir, nesses modelos, um coeficiente de concentração residual (VON SPERLING; PAOLI, 2013). Os autores, ao avaliarem a aplicação dos três modelos, considerando também a concentração residual em SACs-EHSS com relação comprimento/largura (L/B) igual 8, observaram que, embora os três modelos tenham demonstrado boa previsão do perfil da concentração média de matéria orgânica, os modelos de escoamento disperso e o de tanques em série apresentaram o melhor desempenho, pois são capazes de se adaptar a geometria dos reatores

O modelo de primeira ordem é amplamente utilizado e demonstra boa previsão do perfil de retenção de poluentes, além ser mais simples fazendo uso de apenas um coeficiente. Recentemente modelos simples e com significativo potencial de predição da degradação de matéria orgânica vem sendo recomendados (DĄBROWSKI *et al.*, 2019; DOTRO *et al.*, 2017), como é o caso do modelo de Chan e Chu (2003), adaptado por Ferreira e Borges (2020) para prever a remoção de DQO em SACs-EHSS, fazendo uso de apenas dois parâmetros e o modelo baseado na equação de Monod, adaptada por Li *et al.* (2020), para prever a remoção de matéria orgânica, nutrientes e microcontaminantes em SACS-EHSS com introdução de chicanas verticais

Na Tabela 5 estão apresentados os parâmetros médios estimados para as equações de primeira ordem (REED; CRITES; MIDDLEBROOKS, 1995) e as proposta por Brasil *et al.* (2007) e Chan e Chu (2003) obtidos com os perfis médios de degradação de DQO<sub>f</sub>. Devido as diversas variações nas configurações internas dos SACs, do tipo de material suporte, presença ou ausência de plantas e da característica das águas residuárias, os valores das constantes de reação podem apresentar grande variação.

Em SACs-EHSS, a faixa de variação encontrada para a constante de decaimento (k) para o modelo de primeira ordem pode variar entre 0,005 e 2,92 d<sup>-1</sup> (BRASIL *et al.*, 2007; FIA *et al.*, 2012; GAJEWSKA *et al.*, 2020; MATOS *et al.*, 2018; VILLASEÑOR *et al.*, 2011; VON SPERLING; PAOLI, 2013), para o modelo proposto por Brasil *et al.* (2007) a faixa encontrada para constante de decaimento (k<sub>B</sub>) pode variar entre 0,45 e 1,72 d<sup>-1</sup> (BRASIL *et al.*, 2007; BORGES, 2011; CHAGAS *et al.*, 2011; MATOS; FREITAS; FIA *et al.*, 2011, MATOS *et al.*, 2018). Em relação ao parâmetro *n*, coeficiente ajustado para o modelo proposto por Brasil *et al.* (2007), a faixa encontrada pode variar entre 0,05 e 0,83 (CHAGAS *et al.*, 2011; FIA *et al.*, 2011; MATOS; FREITAS; BORGES, 2011; MATOS *et al.*, 2018). Em relação ao modelo

proposto por Chan e Chu (2003), utilizado para prever a remoção de atrazina em um processo Feton, e aplicado por Ferreira, Borges e Rosa (2020) para prever a remoção de matéria orgânica em SACs, resultou em uma faixa de variação para a constante de decaimento ( $k_{CH}$ ), entre 29,72 e 44,37  $d^{-1}$ , e para a fração recalcitrante R, entre 0,26 e 0,30.

Tabela 5 - Parâmetros médios estimados, dos modelos avaliados, em cada SACs-EHSS.

Modelos	Coefficientes	SAC-A	SAC-B	SAC-C
1° Ordem	$C_a$	256,5	277,5	226,0
	k	0,8297	0,7312	0,4548
	$R^2$ (%)	98,2	96,1	54,1
BRASIL et al. (2007)	$C_a$	264,1	269,9	264,7
	$k_B$	0,8382	0,7228	0,5686
	$n$	0,8118	1,2743	0,0575
	$R^2$ (%)	98,2	97,6	89,5
CHAN e CHU (2003)	$C_a$	264,8	279,9	264,7
	$k_{CH}$	1,2987	1,0242	45,6000
	R	0,0500	0,0500	0,5659
	$R^2$ (%)	98,6	92,1	89,2

$C_a$ : Concentração afluyente ( $mg L^{-1}$ ); k,  $k_B$ ,  $k_{CH}$ : constantes de decaimento ( $dia^{-1}$ );  $n$ : coeficiente ajustado para o modelo proposto por Brasil et al. (2007), adimensional; R: fração recalcitrante, adimensional;  $R^2$ : coeficiente de determinação, em porcentagem.

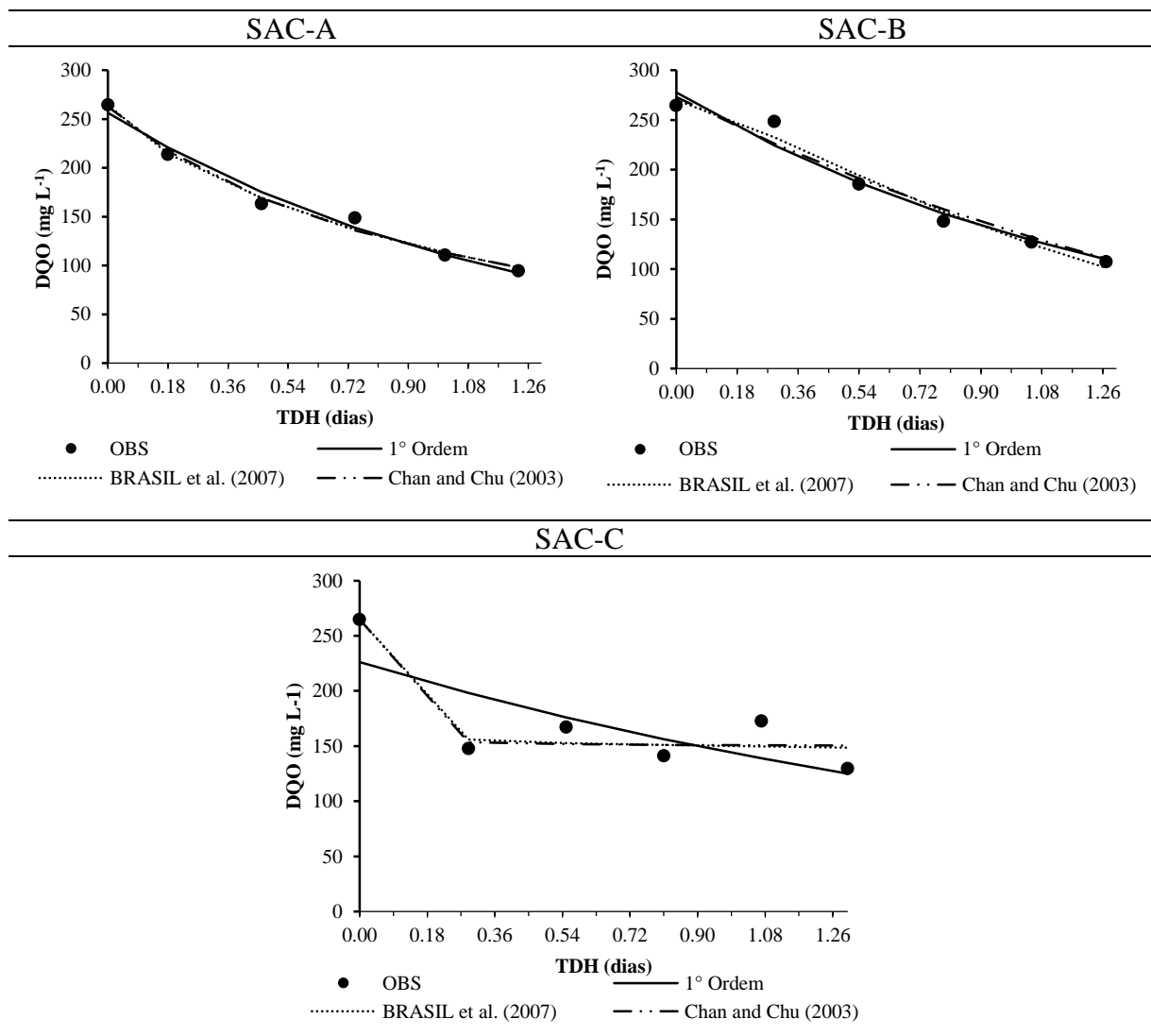
Do autor (2021).

Na Figura 5 são apresentadas as curvas de decaimento de DQO ao longo do comprimento dos SACs-EHSS, obtidas com as equações ajustadas para os diferentes modelos avaliados. Com base nas informações obtidas na literatura, é possível observar que os valores obtidos para as variáveis nos modelos de primeira ordem e o proposto por Brasil *et al.* (2007) estão dentro da faixa encontrada na literatura, demonstrando boa aplicação desses modelos para SACs-EHSS com presença chicanas. Entretanto, embora o modelo proposto por Chan e Chu (2003) tenha apresenta apresentado ajuste satisfatório ( $R^2 > 89,0\%$ ) para todos os sistemas, apenas o SAC-C, aquele com chicanas verticais, obteve coeficientes próximos aos relatados por Freitas, Borges e Rosa (2020), os valores obtidos para os SACs A e B foram subestimados.

Observa-se que, em relação ao coeficiente de determinação ( $R^2$ ), os SACs A e B apresentaram satisfatórios ajustes para os modelos avaliados, com valores superiores a 92%.

Por outro lado, o SAC-C demonstrou uma menor capacidade de ajuste em relação aos demais SACs avaliados, principalmente para o modelo de primeira ordem, concordando com os resultados encontrados por Von Sperling e Paoli (2013) e Queluz, Drizo e Sánchez-Román (2017), que também observaram um pior ajuste para o modelo de primeira ordem, porém, o modelo proposto por Brasil *et al.* (2007) e Chan e Chu (2003) demonstraram um bom ajuste dos modelos ( $R^2 > 89$ ). A menor capacidade de ajuste aos modelos avaliados para o SAC-C pode estar associada ao tipo de escoamento do efluente dentro do sistema, descendente e ascendente, devido a presença de placas defletoras verticais.

Figura 5 - Curvas de decaimento de DQO ao longo dos SACs-EHSS obtidas com as equações ajustadas para os diferentes modelos avaliados.



Do autor (2021).

### 3.3 Granulometria do material suporte e avaliação dos sólidos intersticiais

Na Tabela 6 é possível observar a distribuição do tamanho das partículas, para os três SACs-EHSS avaliados, após encerrado o monitoramento, por meio das variáveis  $D_{10}$ ,  $D_{30}$ ,  $D_{60}$ , diâmetro médio ponderado ( $D_{mp}$ ) e os coeficientes de uniformidade e curvatura obtidos a partir dessas variáveis. Nota-se que houve pouca diferença entre os SACs, na granulometria do material suporte.

Tabela 6 - Composição granulométrica do material suporte nos três SACs-EHSS, após o fim do monitoramento, representados em termos de  $D_{10}$ ,  $D_{30}$ ,  $D_{60}$ , coeficiente de uniformidade (CU) e curvatura (CC) e o diâmetro médio da ponderado ( $D_{mp}$ ).

SACS-EHSS	$D_{10}$ (mm)	$D_{30}$ (mm)	$D_{60}$ (mm)	CU	CC	$D_{mp}$ (mm)
SAC-A	4,8	6,7	8,9	1,9	1,1	8,6
SAC-B	4,4	6,5	8,8	2,0	1,1	8,4
SAC-C	5,0	6,8	9,0	1,9	1,1	8,5

Do autor (2021).

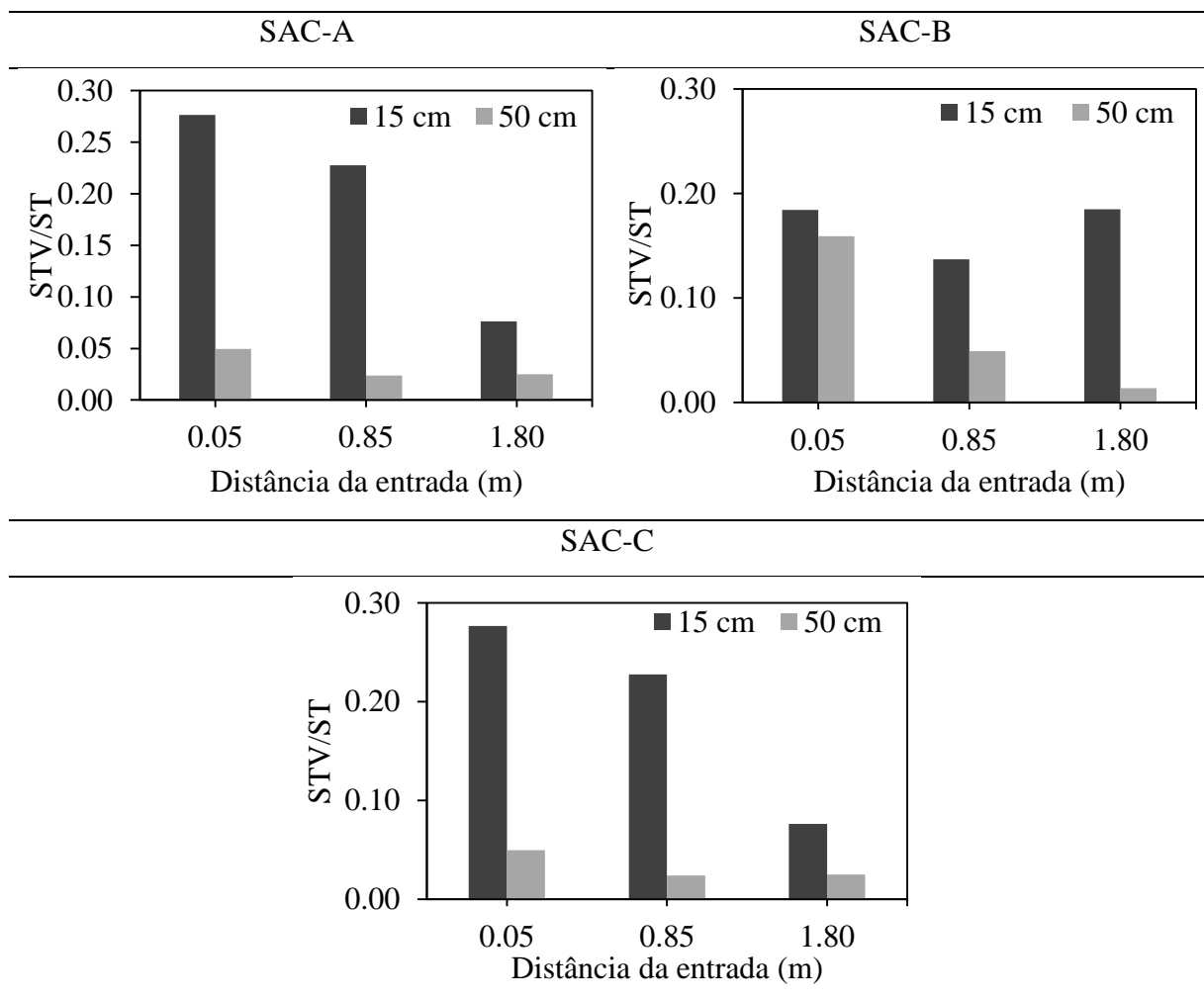
É possível afirmar que o material suporte dos três SACs-EHSS apresenta boa uniformidade pois  $C_u < 5$ , distribuiu-se em uma pequena faixa de granulometria ( $1 < C_c < 3$ ). Pode-se dizer que esse material apresenta partículas com tamanho aproximadamente igual, de forma a gerar espaços vazios entre os grãos, favorecendo o acúmulo de sólidos nesses locais, assim como uma boa drenagem no efluente.

Na Figura 6 é possível observar a relação entre os STV e os ST do substrato, em diferentes alturas e ao longo do comprimento de cada reator, destacando que os STV estão em maior concentração relativa nas camadas superiores do material suporte, ocorrendo decaimento ao longo do sistema, exceto para o SAC-B, onde concentração relativa de STV demonstrou tendência constante ao longo do reator na camada superior.

Os SACs A e C resultaram em um acúmulo de STV superior a 20% nas posições iniciais dos reatores, nas camadas superiores, decaindo ao longo dos sistemas, concordando com os resultados obtidos por Caselles-Osorio *et al.* (2007), Costa *et al.* (2013), Von Sperling e De Paoli (2013) e Matos *et al.* (2017).

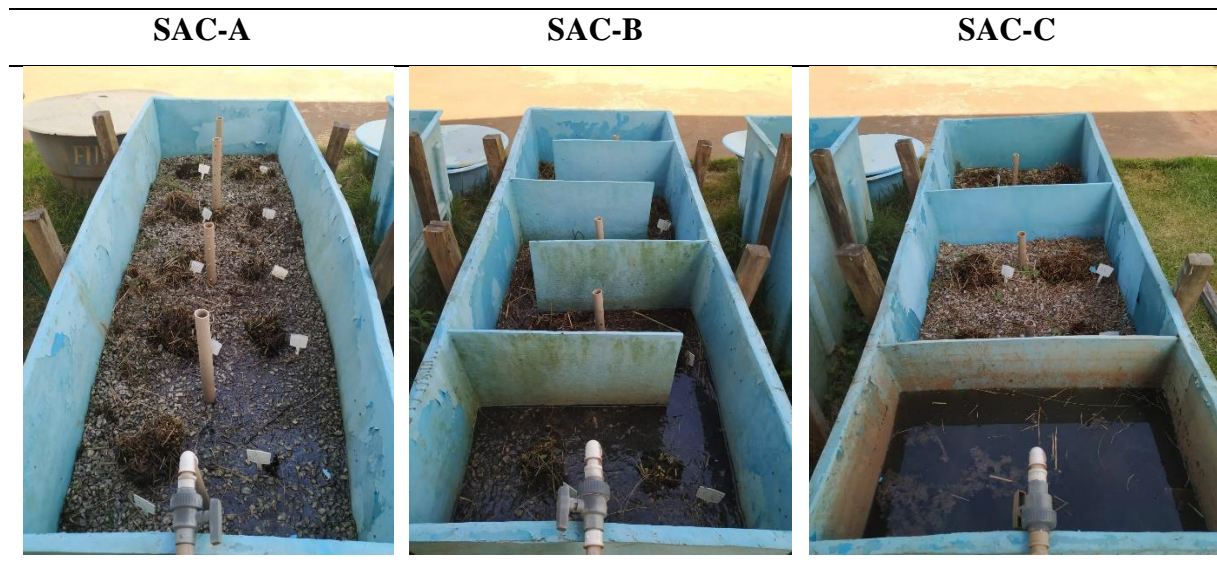
Embora os resultados da granulometria do material suporte presentes nos SACs-EHSS avaliados (TABELA 6) tenham indicado boa uniformidade ao fim do monitoramento, que pode favorecer um bom escoamento do efluente, os poros presentes foram preenchidos com sólidos orgânico, que podem contribuir com a redução da condutividade hidráulica favorecendo o escoamento superficial dos efluentes, que ocorreu no início dos três sistemas, como pode ser observado na Figura 7, principal consequência provocada pela colmatção em SACs (PEDESCOLL *et al.*, 2009).

Figura 6 - Relação entre os sólidos totais voláteis (STV) e sólidos totais (ST), em diferentes alturas e ao longo do comprimento, de cada SACs-EHSS.



Do autor (2021).

Figura 7 - Imagem dos SACs-EHSS avaliados, ao fim do monitoramento, evidenciando a lâmina de efluente formada na porção inicial dos sistemas.



Do autor (2021).

### 3.4 Avaliação hidrodinâmica

As curvas de distribuição da concentração de cloreto de sódio (NaCl) efluente ao longo do tempo, para os diferentes SACs avaliados e nos três ensaios realizados, podem ser observadas na Figura 8. Observa-se um atraso na detecção do traçador na saída dos SACs A e B, no último teste em relação aos anteriores, e um menor valor para a concentração de pico no último teste, para todos os SACs, ambos os fatos podem estar associados à retenção do traçador nos meios porosos e no lodo acumulado, ocorrendo a liberação do traçador de forma mais lenta.

Em todos os ensaios nota-se um efeito caudal para todas as unidades de tratamento, proporcionado pela redução exponencial na concentração do traçador ao final dos ensaios. Provocado, provavelmente, pela dispersão/difusão do traçador em regiões com baixíssima velocidade de escoamento, com recirculação interna e zonas mortas, ou devido a sorção no material suporte e nos sólidos presentes (NARDI; ZAIAT; FORESTI, 1999; LEVENSPIEL; 2000; CASTRO, 2010), ocorrendo o mesmo nos trabalhos realizados por Borges *et al.* (2009), Calheiros, Perico e Nunes (2009), Vilas Bôas (2012), Junqueira *et al.* (2017), Costa *et al.* (2019).

Na Tabela 8 estão apresentados os resultados obtidos com o ajuste das curvas de distribuição do tempo de detenção aos modelos uniparamétricos de pequena dispersão (PD), grande dispersão (GD) e de tanques em série (N-CSTR), para os SACs A, B e C, durante o

primeiro e segundo ensaio (DE MELO, 2019) e para o terceiro ensaio, conforme descrito por Levenspiel (2000). Observa-se no último ensaio, assim como nos ensaios realizados por De Melo (2019), que o TDH real nos SACs A e B foram inferiores ao TDH teórico, com redução de 21% e 7%, respectivamente. Chazarenc *et al.* (2003) destacam que o TDH real seja inferior ao TDH teórico em SAC devido a heterogeneidade do material filtrante (porosidade e área superficial específica), posição do sistema de distribuição do efluente e fatores climáticos, com a evaporação e transpiração. Matos *et al.* (2015) ao avaliar SACs plantados, em florescimento e não plantados, e também observaram a redução nos valores do TDH real em relação ao teórico.

Por outro lado, o TDH real do SAC-C foi superior ao TDH teórico, com um aumento de 31%, o mesmo foi observado nos ensaios realizados por De Melo (2019), indicando um atraso na saída do traçador, provocado provavelmente pela existência de zonas de recirculação no interior do SAC (COSTA, 2019), devido ao tipo de escoamento desse sistema. Os autores Nardi, Zaiat e Foresti (1999), Borges *et al.* (2009), Calheiros, Perico e Nunes (2009) associaram esse comportamento ao forte efeito de cauda, causado pelo aprisionamento do traçador em zonas mortas do sistema. As chicanas verticais presentes nesse sistema, também podem ter contribuído com a retenção do traçador, nos compartimentos ao longo do sistema.

Figura 8 - Variação da concentração de cloreto de sódio (NaCl) ao longo do tempo, nos SACs A, B e C, no primeiro, segundo e terceiro ensaio hidrodinâmico.

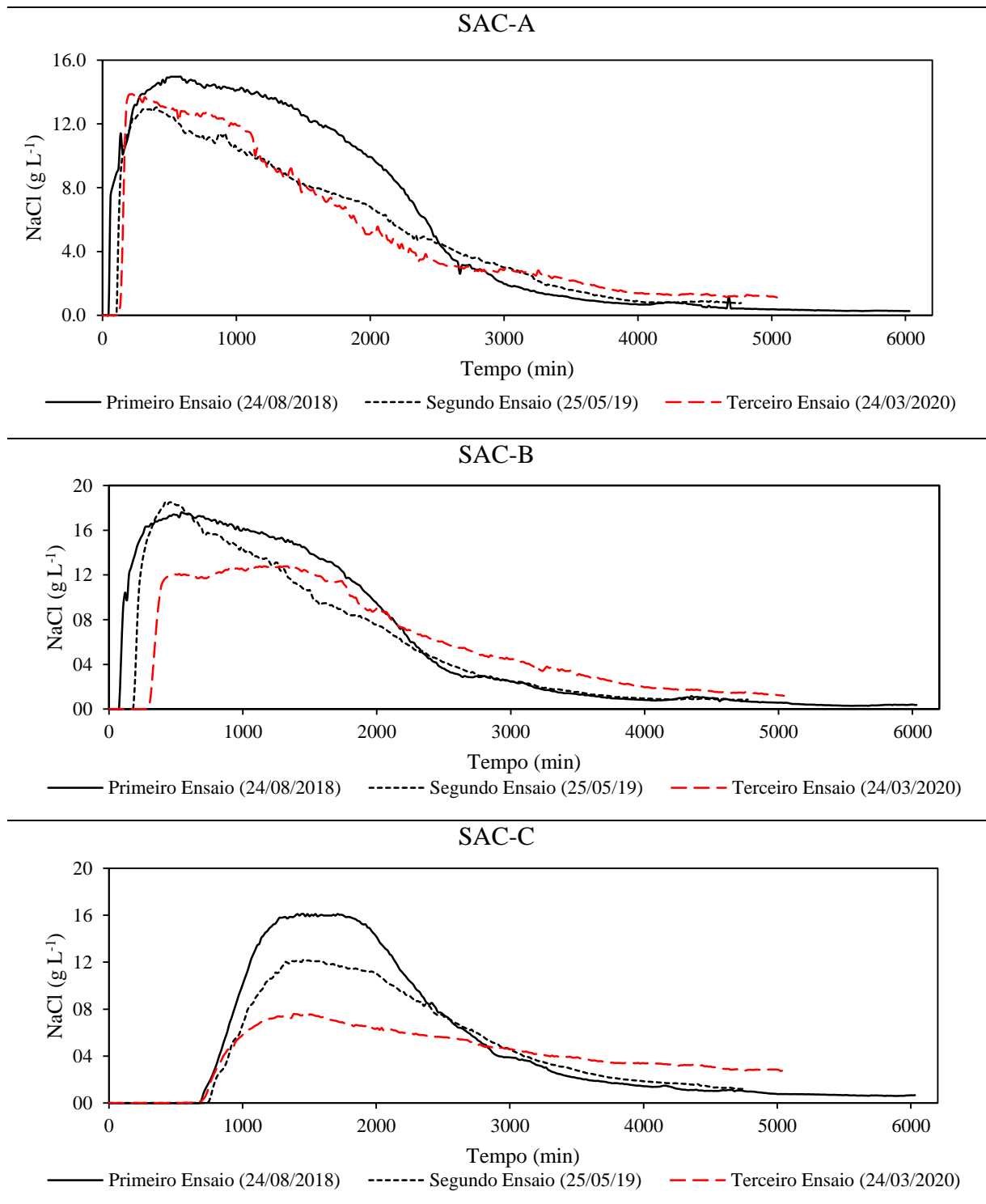




Tabela 7 - Ajustes das curvas de distribuição do tempo de detenção aos modelos uniparamétricos de pequena dispersão (PD), grande dispersão (GD) e de tanques em série (N-CSTR).

Ensaio	SACS-EHSS	TRH teórico (dias)	TRH real (dias)	N-CSTR	PD (D/uL)	GD (D/uL)	Coeficiente de determinação (R <sup>2</sup> )		
							N-CSTR	PD	GD
Melo (2019) Primeiro	SAC-A	1,34	0,98	2,0	0,2451	0,1523	0,9595	0,8437	0,5857
	SAC-B	1,34	0,97	1,9	0,2630	0,1602	0,9706	0,7840	0,5662
	SAC-C	1,34	1,45	4,4	0,1149	0,0856	0,9147	0,7049	0,7208
Melo (2019) Segundo	SAC-A	1,33	1,02	2,1	0,2355	0,1479	0,9206	0,6200	0,3047
	SAC-B	1,35	0,96	2,2	0,2274	0,1442	0,9334	0,6243	0,3937
	SAC-C	1,28	1,49	6,1	0,0822	0,0652	0,9428	0,7493	0,7091
Presente trabalho	SAC-A	1,36	1,07	1,8	0,2809	0,1680	0,8829	0,4647	0,2267
	SAC-B	1,36	1,27	2,8	0,1779	0,1202	0,9080	0,6048	0,4204
	SAC-C	1,36	1,78	4,9	0,1028	0,0783	0,8096	0,4802	0,3950

Adaptado de De Melo (2019).

Os valores observados para o modelo teórico de tanques em série para os SACs A, B e C estão entre 1,8 e 2,1, 1,9 e 2,8, e 4,4 e 6,1 respectivamente, onde o SAC-C resultou nos maiores valores. Mendonça (2002) destaca que, quanto maior os valores do número de tanques em série, menor será o grau de mistura. Um menor grau de mistura no SAC-C em relação aos SACs A e B, pode ser observado em relação aos valores do número de dispersão para os modelos de pequena e grande dispersão nos três ensaios realizados. Ou seja, os SACs A e B demonstraram maior grau de dispersão longitudinal do fluido e maior grau de mistura em relação ao SAC-C.

Os valores de intensidade de dispersão, em relação aos modelos de PD e GD, podem ser considerados como média (moderada), com valores entre 0,05 e 0,25 (METCALF; EDDY, 2003) no último ensaio hidrodinâmico, com exceção do SAC-A, para o modelo de PD que foi superior a 0,25, indicando grande dispersão com tendência à condição de mistura completa.

Observa-se em relação ao coeficiente de determinação (R<sup>2</sup>), que o modelo de número de tanques em série demonstrou os melhores ajustes para os SACs avaliados, em relação aos modelos de PD e GD, nos três ensaios realizados, com redução nos valores dos ajustes dos modelos no terceiro ensaio em relação aos dois primeiros. Essa piora nos ajustes pode ser justificada pela redução dos espaços vazios do material suporte devido ao acúmulo de sólidos, indicando a colmatação do leito, provocando zonas mortas, zonas de recirculação, prejudicando o ajuste dos modelos.

Na Tabela 9 estão apresentados os índices obtidos para complementar a avaliação hidrodinâmica, fornecendo informações mais detalhadas em relação ao desempenho hidráulico dos SACs-EHSS avaliados, descrito por Junqueira *et al.* (2017) e De Melo (2019). Em relação a eficiência volumétrica ( $e_v$ ) observa-se tendência de aumento, do primeiro para o último ensaio, para os três sistemas. Os SACs A e B apresentaram valores próximos a 1 no último ensaio, indicando uso integral do volume de tratamento nesses sistemas. O oposto foi observado para o SAC-C, que resultou em valor de  $e_v$  próximo de 1 no primeiro ensaio, porém, houve o aumento desse valor nos ensaios seguintes, indicando a formação de regiões com curtos circuitos e de zonas mortas.

A relação comprimento/largura (L/B) para os SAC-A, SAC-B e SAC-C calculadas conforme Von Sperling (2017) foram iguais a 4,0, 6,3, e 6,3. Segundo o autor, sistemas com L/B elevado tendem a apresentar regime de escoamento em pistão. Entretanto Costa *et al.* (2019) e Matos *et al.* (2019) ao avaliarem as condições hidrodinâmicas de SACs-EHSS convencionais com diferentes relações L/B, concluíram que o melhor regime hidráulico que representa esses sistemas é o disperso, e não o pistonado. Confirmando os resultados obtidos em relação aos valores do número de dispersão para os modelos de pequena e grande dispersão, nos três ensaios realizados, para os SACs A e B, que demonstraram maior grau de dispersão longitudinal do fluido e maior grau de mistura em relação ao SAC-C

O SAC-B, apesar de apresentar L/B maior que o SAC-A, apresentou tempo de retenção próximo deste nos dois primeiros ensaios, e valor intermediário em relação ao SAC-A e C no terceiro ensaio. O fato pode ser justificado por um aumento na velocidade do líquido como resultado da redução da área da seção de passagem, já que o mesmo apresenta chicanas horizontais ocupando 80% da seção transversal do sistema, também relatado por Li *et al.* (2018). Tal fato, não foi uma situação desejada, já que a presença de sessões com velocidade maior de passagem aumenta a presença de curtos-circuitos e prejudicam a performance hidrodinâmica do reator (FARJOOD; MELVILLE; SHAMSELDIN, 2015). No SAC-C foi observado situação diferente, já que, mesmo apresentando L/B semelhante ao SAC-B, e seu tempo de detenção real foi maior. Demonstrando que as chicanas verticais bloquearem a passagem do líquido, não aumentando a velocidade de passagem do líquido no reator.

De acordo com os valores encontrados  $e_v$  e pelo ICC, verifica-se que os SACs A e B se encontram menos colmatados que o SAC-C. Como o SAC-C apresentava chicana vertical, a primeira estava posicionada a 0,1m acima do fundo, forçando o escoamento descendente, com seção transversal de passagem de apenas  $0,05\text{m}^2$ , acredita-se que nessa região, por estar próximo a entrada e pela restrita área de passagem do efluente, houve maior acúmulo de sólidos,

causando o entupimento parcial dessa seção, como pode ser observado pela formação de uma lâmina superficial de 10 cm acima do material suporte, ilustrado na Figura 6. A presença das plantas nos SACs A e B podem ter provocado o processo de ‘empolamento’, relatado por Brix (1997), Brasil e Matos (2008) e observado por Matos *et al.* (2015), favorecendo o escoamento do líquido dentro dos sistemas, minimizando o efeito da colmatação, o mesmo não foi observado no SAC-C.

Tabela 8 - Resultados dos índices obtidos na avaliação do desempenho hidrodinâmico nos SACs A, B e C, nos três ensaios realizados.

Índices	Primeiro ensaio			Segundo ensaio			Terceiro Ensaio		
	SAC- A	SAC- B	SAC- C	SAC- A	SAC- B	SAC- C	SAC- A	SAC- B	SAC- C
$e_v$	0,73	0,72	1,07	0,77	0,72	1,16	0,78	0,94	1,31
ITMR	0,23	0,26	0,66	0,21	0,22	0,79	0,13	0,58	0,71
ICC	0,03	0,05	0,35	0,05	0,10	0,41	0,06	0,15	0,28
ITRM	0,88	0,86	0,88	0,86	0,84	0,92	0,78	0,87	0,92
IDM	7,77	7,33	3,08	8,52	6,74	2,97	9,61	5,78	3,77

$e_v$ : Índices de eficiência volumétrica ( $TDH_{real}/TDH_{teórico}$ ); ITMR: Índice de tempo modal de retenção ( $TDH_{pico}/TDH_{teórico}$ ); ICC: Índice de curto circuito ( $TDH_i/TDH_{teórico}$ ); ITRM: Índice de tempo de residência médio ( $TDH_{50\%}/TDH_{real}$ ) e IDM: Índice de dispersão de Morril ( $TDH_{90\%}/TDH_{10\%}$ ), propostos por Metcalf e Eddy (2003) Adaptado de De Melo (2019).

O índice de tempo modal de retenção (ITMR) foi inferior a 1, nas três unidades, nos três ensaios, o que sugere distribuição não uniforme do escoamento com tendência à mistura completa. Os valores do índice de tempo de residência médio (ITRM), também foram inferiores a 1, indicando a presença de zonas mortas.

Em relação ao índice de dispersão de Morril (IDM) no terceiro ensaio, o SAC-A apresentou os maiores valores, com tendência de aumento, indicando escoamento de mistura completa. O SAC-B, embora tenha demonstrado tendência de redução entre os ensaios, os valores foram superiores aos obtidos para o SAC-C, indicando tendência de mistura completa. O SAC-C não demonstrou tendência nos valores de IDM, apresentando os menores valores, indicando tendência de escoamento em pistão.

## 4 CONCLUSÃO

Os SACs A, B e C apresentaram significativa eficiência de remoção de DQO, ST, STF e STV, embora não tenham apresentado diferença estatística entre si, provocadas pela maturação dos sistemas, evidenciado pela formação de lâmina superficial formada devido a saturação inicial do leito, diminuindo a condutividade hidráulica, indicando uma possível colmatção, além de facilitar a formação de caminhos preferenciais, uniformizando o tratamento entre os sistemas.

O modelo cinético proposto por Chan e Chu (2003) demonstrou o melhor ajuste para o SAC-A (convencional), e o modelo proposto por Brasil *et al.* (2007) resultou nos melhores ajustes para os SACs com a presença de chicanas (SAC-B e C). Mesmo os sistemas estando com algum grau de colmatção, os modelos cinéticos demonstraram satisfatório ajuste aos dados, indicando que esses modelos podem ser usados para prever o perfil de retenção de matéria orgânica em sistemas colmatados.

O material suporte de ambos os SACs, apresentaram boa uniformidade, distribuindo-se em uma pequena faixa de granulometria ( $1 < C_c < 3$ ). Pode-se dizer que esse material apresenta partículas com tamanho aproximadamente igual, de forma a gerar espaços vazios entre os grãos, favorecendo o acúmulo de sólidos nesses locais, assim como uma boa drenagem no efluente.

Os sólidos de obstrução apresentaram maior concentração na porção inicial dos SACs, nos primeiros 0,45 m, e na camada de 0,15 m abaixo do material suporte, em relação a camada de fundo (0,50 m). São predominantemente inorgânicos, embora os sólidos orgânicos sejam os que mais influenciam na ocupação dos poros de SACs-EHSS, devido a seu maior volume.

Os desvios de escoamento foram ocasionados pelas zonas mortas, pelos curtos-circuitos e pela recirculação interna, efeitos que contribuem para a distribuição não uniforme, indicando a colmatção dos sistemas. A determinação do modelo de escoamento sofreu influência de vários fatores, como a retenção do traçador no lodo e a elevada retenção de sólidos por decantação na parte inferior. Esses fatores retardaram o escoamento e, conseqüentemente, o tempo de percurso do fluido ao longo dos SACs-EHSS.

Os SACs A e B demonstraram comportamento semelhante, com escoamento tendendo a mistura completa e uso integral do volume do reator, indicando estar menos colmatado que o SAC-C, que apresentou tendência a escoamento pistonado, com presença de curtos circuitos e zonas mortas.

## REFERÊNCIAS

- AALAM, T.; KHALIL, N. Performance of horizontal sub-surface flow constructed wetlands with different flow patterns using dual media for low-strength municipal wastewater: A case of pilot scale experiment in a tropical climate region. **Journal of Environmental Science and Health**, [S.l.], Part A, v. 54, n. 12, p. 1245-1253, 2019.
- APHA. American Public Health Association. AWWA. American Water Works. WEF. Association W.E.F. **Standard methods for the examination of water and wastewater, twentieth**. Washington, USA, 2012
- ARIF, Y. *et al.* Salinity induced physiological and biochemical changes in plants: An omic approach towards salt stress tolerance. **Plant Physiology and Biochemistry**, [S.l.], v. 156, p. 64-77, 2020.
- BADALAMENTI, E. *et al.* Seedling growth of a native (*Ampelodesmos mauritanicus*) and an exotic (*Pennisetum setaceum*) grass. **Acta Oecologica**, [S.l.], v. 77, p. 37-42, 2016.
- BALDOVI, A. A. *et al.* Phosphorus removal in a pilot scale free water surface constructed wetland: hydraulic retention time, seasonality and standing stock evaluation. **Chemosphere**, v. 266, p. 128939, 2021.
- BORGES, A. C. *et al.* Uso de traçadores para avaliação da hidrodinâmica de sistemas alagados construídos operando sob condições climáticas tropicais. **Engenharia Agrícola**, [S.l.], v. 29, n. 2, p. 301-310, 2009.
- BRASIL, M. S.; MATOS, A. T. Evaluating hydrological and hydraulic aspects in subsurface-flow constructed wetland systems. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, [S.l.], v. 13, n. 3, p. 323-328, 2008.
- BRASIL, M. S. *et al.* Modeling of pollution removal in constructed wetlands with horizontal subsurface flow. **Agrartechnische Forschung-Agricultural Engineering Research**, [S.l.], v. 13, n. 2, p. 48-56, 2007.
- CALHEIROS, H. C.; PERICO, A. C. S.; NUNES, C. F. Estudo experimental de aspectos hidrodinâmicos e da partida de um reator anaeróbio sequencial tratando esgotos domésticos. **Ambiente & Água-An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, [S.l.], v. 4, n. 3, p. 144-156, 2009.
- CASTRO, F.M.S. **Estudo do comportamento hidrodinâmico de uma nova proposta de configuração interna para reator UASB**. 2010. 102 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2010.
- CASELLES-OSORIO, A. *et al.* Solids accumulation in six full-scale subsurface flow constructed wetlands. **Water Research**, [S.l.], v. 41, n. 6, p. 1388-1398, 2007.
- CHAGAS, R. C. *et al.* Organic matter removal kinetics in constructed wetlands cultivated with yellow lily. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, [S.l.], v. 15, n. 11, p. 1186-1192, 2011.

CHAN, K. H.; CHU, Wei. Modeling the reaction kinetics of Fenton's process on the removal of atrazine. **Chemosphere**, [S.l.], v. 51, n. 4, p. 305-311, 2003.

CHAZARENC, F.; MERLIN, G.; GONTHIER, Y. Hydrodynamics of horizontal subsurface flow constructed wetlands. **Ecological Engineering**, [S.l.], v. 21, n. 2-3, p. 165-173, 2003.

COSTA, R. A. *et al.* Hydrodynamic behavior of horizontal subsurface flow constructed wetlands with different aspect ratio and operation time. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, [S.l.], v. 24, n. 1, p. 83-91, 2019.

CUI, L. *et al.* Removal of nutrients from septic tank effluent with baffle subsurface-flow constructed wetlands. **Journal of Environmental Management**, [S.l.], v. 153, p. 33-39, 2015.

DĄBROWSKI, W. *et al.* Modeling of pollutants removal in subsurface vertical flow and horizontal flow constructed wetlands. **Water**, [S.l.], v. 11, n. 1, p. 180, 2019.

DOTRO, G. *et al.* **Treatment wetlands**. IWA publishing, 2017.

FARJOOD, A.; MELVILLE, B. W.; SHAMSELDIN, A. Y. The effect of different baffles on hydraulic performance of a sediment retention pond. **Ecological Engineering**, [S.l.], v. 81, p. 228-232, 2015.

FÁVERO, L. P. *et al.* **Análise de dados: modelagem multivariada para tomada de decisões**. Rio de Janeiro: Elsevier, 2009. 544 p.

FERREIRA, A. G.; BORGES, A. C.; ROSA, A. P. Comparison of first-order kinetic models for sewage treatment in horizontal subsurface-flow constructed wetlands. **Environmental Technology**, [S.l.], p. 1-8, 2020.

FIA, F. R. L. *et al.* Organic matter removal and assessment of kinetic parameters in laboratory-scale constructed wetland systems. **Acta Scientiarum Technology**, [S.l.], v. 34, n. 2, p. 149-157, 2012.

FOUNTOULAKIS, M. S. *et al.* Use of halophytes in pilot-scale horizontal flow constructed wetland treating domestic wastewater. **Environmental Science and Pollution Research**, [S.l.], v. 24, n. 20, p. 16682-16689, 2017.

GAJEWSKA, M. *et al.* Kinetics of pollutants removal in vertical and horizontal flow constructed wetlands in temperate climate. **Science of the Total Environment**, [S.l.], v. 718, p. 137371, 2020.

GUEDES-ALONSO, R. *et al.* Pharmaceutical and personal care product residues in a macrophyte pond-constructed wetland treating wastewater from a university campus: Presence, removal and ecological risk assessment. **Science of the Total Environment**, [S.l.], v. 703, p. 135-596, 2020.

JUNQUEIRA, W. B. C. *et al.* Hydrodynamic flow studies in the grease trap employed in the primary treatment of effluents from industrial kitchen. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, [S.l.], v. 22, n. 5, p. 911-919, 2017.

KADLEC, R. H.; WALLACE, R. D. **Treatment Wetlands**, 2nd. ed. Florida: CRC Press, 2009, p. 1016.

LEVENSPIEL, O. **Engenharia das reações químicas**. 3. ed. São Paulo: Edgard Blücher, 2000. 563 p.

LI, M. *et al.* On the hydrodynamics and treatment efficiency of waste stabilisation ponds: From a literature review to a strategic evaluation framework. **Journal of Cleaner Production**, [S.l.], v. 183, p. 495-514, 2018.

LI, X. *et al.* Efficiency and kinetics of conventional pollutants and tetracyclines removal in integrated vertical-flow constructed wetlands enhanced by aeration. **Journal of Environmental Management**, [S.l.], v. 273, p. 111120, 2020.

LIMA, L. C. **Tratamento do esgoto sanitário da universidade federal de lavras, em estação piloto, objetivando sua caracterização, remoção de poluentes e cinética**. 2019. 179 p. Tese (Doutorado em Recursos Hídricos) – Departamento de Recursos Hídricos, Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2019.

LIU, X. *et al.* Effects of influent nitrogen loads on nitrogen and COD removal in horizontal subsurface flow constructed wetlands during different growth periods of *Phragmites australis*. **Science of the Total Environment**, [S.l.], v. 635, p. 1360-1366, 2018.

MARSHALL, J. S. Discrete-element modeling of particulate aerosol flows. **J. Comput. Phys.**, [S.l.], v. 228, n. 5, p. 1541–1561, 2009.

MATOS, A. T.; FREITAS, W. S.; BORGES, A. C. Kinetic study of organic matter removal from swine wastewaters treated in constructed wetlands cultivated with different species of plants. **Engenharia Agrícola**, v. 31, n. 6, p. 1179-1188, 2011.

MATOS, M. P. *et al.* Saline tracer use for clogging and hydrodynamic evaluations in horizontal subsurface flow constructed wetlands. **Engenharia Agrícola**, [S.l.], v. 35, n. 6, p. 1137-1148, 2015.

MATOS, A. T. *et al.* Influence of the geometric configuration of unplanted horizontal subsurface flow constructed wetlands in the adjustment of parameters of organic matter decay models. **Journal of Water Process Engineering**, [S.l.], v. 22, p. 123-130, 2018.

MATOS, M. P. *et al.* Key factors in the clogging process of horizontal subsurface flow constructed wetlands receiving anaerobically treated sewage. **Ecological Engineering**, [S.l.], v. 106, p. 588-596, 2017.

MATOS, M. P.; VON SPERLING, M.; MATOS, A. T. Clogging in horizontal subsurface flow constructed wetlands: influencing factors, research methods and remediation techniques. **Reviews in Environmental Science and Bio/Technology**, v. 17, n. 1, p. 87-107, 2018.

MATOS, A. T. *et al.* Influence factors in the adjustment of parameters of the modified first-order kinetics equation used to model constructed wetland systems. **Acta Scientiarum Technology**, [S.l.], v. 41, p. e36709-e36709, 2019.

MENDONÇA, L. C. **Microbiologia e cinética de Sistema de lodos ativados como pós-tratamento de efluente de reator anaeróbio de leito expandido**. 2002. 240 p. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Escola de Engenharia, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2002.

METCALF.; EDDY. **Tratamento de efluentes e recuperação de recursos**. HESPANHOL, I.; MIERZWA, J.C. (Trad.). 5.ed. Porto Alegre: AMGH, 2016. 1980 p.

\_\_\_\_\_. **Wastewater engineering treatment disposal reuse**. 3rd ed. New York: McGraw-Hill, 2003. 1848 p.

NARDI, I. R.; ZAIAT, M.; FORESTI, E. Influence of the tracer characteristics on hydrodynamic models of packed-bed bioreactors. **Bioprocess Engineering**, [S.l.], v. 21, n. 5, p. 469-476, 1999.

DE PAOLI, A. C.; VON SPERLING, M. Evaluation of clogging in planted and unplanted horizontal subsurface flow constructed wetlands: solids accumulation and hydraulic conductivity reduction. **Water Science and Technology**, [S.l.], v. 67, n. 6, p. 1345-1352, 2013.

PEDESCOLL, A. *et al.* Practical method based on saturated hydraulic conductivity used to assess clogging in subsurface flow constructed wetlands. **Ecological Engineering**, [S.l.], v. 35, n. 8, p. 1216-1224, 2009.

QUELUZ, J. G. T.; DRIZO, A.; SÁNCHEZ-ROMÁN, R. M. Performance evaluation of first-order hydraulic models for COD removal in horizontal subsurface-flow constructed wetlands. **Journal of Environmental Engineering**, [S.l.], v. 143, n. 10, p. 06017008, 2017.

REED, S.C.; CRITES, R.W.; MIDDLEBROOKS, E.J. **Natural systems for management and treatment**. Nova York: McGraw- Hill, Inc., 1995. 435 p.

SÁ JÚNIOR, A *et al.* Application of the Köppen classification for climatic zoning in the state of Minas Gerais, Brazil. **Theoretical and Applied Climatology**, [S.l.], v. 108, n. 1, p. 1-7, 2012.

SANDOVAL-HERAZO, L. C. *et al.* Effects of the use of ornamental plants and different substrates in the removal of wastewater pollutants through microcosms of constructed wetlands. **Sustainability**, [S.l.], v. 10, n. 5, p. 1594, 2018.

SAEED, T. *et al.* Pollutant removal from municipal wastewater employing baffled subsurface flow and integrated surface flow-floating treatment wetlands. **Journal of Environmental Sciences**, [S.l.], v. 26, n. 4, p. 726-736, 2014.

SILVA, J. A.; SILVA, G. H. R.; SARTI, A. Treatment of low-strength sanitary sewage using an anaerobic/aerobic baffled reactor in pilot scale. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, [S.l.], v. 22, n. 3, p. 539-549, 2017.

TEIXEIRA, E. C.; SIQUEIRA, R. N. Performance assessment of hydraulic efficiency indexes. **Journal of Environmental Engineering**, [S.l.], v. 134, n. 10, p. 851-859, 2008.



VILAS BÔAS, R. B. **Avaliação de sistemas alagados construídos combinados com diferentes configurações**. 2012. 161 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2012.

VILLASEÑOR, J. *et al.* Kinetics of domestic wastewater COD removal by subsurface flow constructed wetlands using different plant species in temperate period. **International Journal of Environmental and Analytical Chemistry**, [S.l.], v. 91, n. 7-8, p. 693-707, 2011.

VON SPERLING, M. **Lagoas de estabilização: princípios básicos do tratamento biológico de águas residuárias**. 3. ed. Belo Horizonte: UFMG, 2017. 196 p.

VON SPERLING, M.; DE PAOLI, A. C. First-order COD decay coefficients associated with different hydraulic models applied to planted and unplanted horizontal subsurface-flow constructed wetlands. **Ecological Engineering**, [S.l.], v. 57, p. 205-209, 2013.

VYMAZAL, J. Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment. **Ecological Engineering**, [S.l.], v. 25, n. 5, p. 478-490, 2005.

WU, Y. *et al.* Long-term performance of an integrated constructed wetland for advanced treatment of mixed wastewater. **Ecological Engineering**, [S.l.], v. 99, p. 91-98, 2017.

### **CAPÍTULO 3 REMOÇÃO DE NUTRIENTES EM SACs-EHSS COM DIFERENTES POSIÇÕES DE CHICANAS PLANTADOS COM *Penninsetum setaceum***

#### **RESUMO**

O presente trabalho objetivou avaliar a remoção de nutrientes do esgoto universitário em sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial (SACs-EHSS), com e sem a presença de chicanas, plantados com *Penninsetum setaceum*. Além de avaliar a capacidade de extração pela espécie vegetal e a correlação entre a CE e os nutrientes, afluente e efluente ao tratamento, por meio da correlação de Spearman. Os SACs foram construídos em fibra de vidro, com ausência de chicanas, do tipo convencional (SAC-A), e presença de chicanas horizontais (SAC-B) e verticais (SAC-C), alimentados com esgoto universitário, com TDH de 1,31, 1,36, 1,32 dias, respectivamente, com área superficial de 1 m<sup>2</sup>, preenchidos com brita zero. As baixas eficiências apontam uma possível colmatção dos sistemas, evidenciado pela formação de lâmina superficial no início dos leitos, provocadas pela redução da condutividade hidráulica devido a retenção de sólidos, uniformizando o tratamento entre os SACs. O SAC-C apresentou as maiores taxas de remoção de massa, maior produtividade de matéria seca, assim como maior extração de nitrogênio e fósforo na parte vegetal, seguido do SAC-B e, por fim, o SAC-A, com valores de extração de fósforo de 2 g m<sup>-2</sup> no corte II para SAC-B e nos cortes I, II e IV para o SAC-C. Houve forte correlação positiva entre a CE e as variáveis NTK e PT, afluente e efluente ao tratamento, e correlação positiva muito forte entre a CE e o fosfato, para os três sistemas avaliados, demonstrando alto potencial na determinação da concentração de nutrientes por meio da CE no esgoto universitário, e após o tratamento em SACs-EHSS.

Palavras-chave: Placas defletoras. Esgoto universitário. Correlação de *Spearman*.

## ABSTRACT

The present study aimed to evaluate the removal of nutrients from university sewage in horizontal subsurface-flow constructed wetlands (HSSF-CWs), with and without the presence of baffles, planted with *Pennisetum setaceum*. In addition to evaluating the extraction capacity by the plant species and the correlation between EC and nutrients, influent and effluent to treatment, through Spearman's correlation. The CWs were built in fiberglass, without baffles, the conventional type (CW-A), and the presence of horizontal (CW-B) and vertical (CW-C) baffles, fed with university sewage, with a HDT of 1.31, 1.36, 1.32 days, respectively, with a surface area of 1 m<sup>2</sup>, filled with gravel. The low efficiencies point to a possible clogging of the systems, evidenced by the formation of a superficial layer at the beginning of the beds, caused by the reduction of hydraulic conductivity due to solid retention, standardizing the treatment between the CWs. CW-C had the highest mass removal rates, highest dry matter productivity, as well as higher nitrogen and phosphorus extraction by the plant, followed by CW-B and, finally, CW-A, with extraction values of 2 g m<sup>-2</sup> phosphorus in cut II for CW-B and in cuts I, II and IV for CW-C. There was a strong positive correlation between EC and the variables NTK and PT, influent and effluent to treatment, and a very strong positive correlation between EC and phosphate, for the three systems evaluated. Showing high potential in determining the concentration of nutrients through the EC in university sewage, and after treatment in HSSF-CWs.

Key-words: Deflector plates. University sewage. Spearman correlation.

## 1 INTRODUÇÃO

O lançamento inadequado de esgoto pode causar uma série de danos ao meio ambiente e aos seres vivos, que podem ser irreversíveis. No Brasil, o tratamento de esgoto abrange apenas 45% do esgoto gerado, ocorrendo a disposição final de aproximadamente 5 bilhões de metros cúbicos sem o devido tratamento (ANA, 2017), poluindo o solo, praias, águas superficiais e subterrâneas, com substâncias como matéria orgânica, nutrientes, metais pesados, microplásticos, microrganismos patogênicos e microcontaminantes, como os pesticidas, fármacos e desreguladores endócrinos.

Em especial, os nutrientes como o fósforo e o nitrogênio, embora sejam de grande importância para a manutenção e crescimento de plantas e microrganismos, podem causar uma série de inconvenientes devido ao enriquecimento desses elementos, no solo e nas águas. O desenvolvimento de tecnologias que sejam de fácil implementação e economicamente viáveis, são de grande importância, contribuindo com o desenvolvimento econômico e ambiental de locais em que o tratamento de esgoto ainda seja um entrave.

Os sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial (SACs-EHSS) demonstram ser uma alternativa importante na remoção desses poluentes, pois garantem considerável eficiência de remoção, baixo custo de tratamento, simplicidade na operação e de manutenção, além do menor potencial de geração de odores e atração de vetores (MIRANDA *et al.*, 2016; PAPAEVANGELOU *et al.*, 2016), contribuindo com a solução de problemas encontrados em regiões em que ocorre a carência de investimento no tratamento de esgoto.

Os SACs-EHSS removem o fósforo pelo processo da precipitação e adsorção no material suporte (VYMAZAL, 2007) e o nitrogênio por nitrificação seguido da desnitrificação devido ao ambiente aeróbio, anaeróbio e anóxico encontrado no interior desses sistemas (MANDER *et al.*, 2014), além da assimilação por bactérias e absorção pelas plantas. A liberação de exsudados radiculares e a perda radial de oxigênio são descritos como uma das características funcionais mais importantes desempenhadas pelas plantas nos SACs (CHENG *et al.*, 2014), favorecendo a manutenção e crescimento microbiano no meio, contribuindo com degradação de poluentes, purificando o efluente em tratamento (JIANG *et al.*, 2020).

Muitos trabalhos têm demonstrado uma grande variação de espécies de plantas com potencial de remoção de poluentes em SACs (BRIX, 1994; VYMAZAL, 2013). Essas plantas, denominadas macrófitas aquáticas, são classificadas quanto ao ambiente em que vivem, adaptadas à vida totalmente ou parcialmente submersas em água. Em SACs-EHSS são utilizados, em sua maioria, as macrófitas emergentes, devido ao seu grande potencial de

enraizamento, produção vegetal, remoção de bactérias, desenvolvendo-se parcialmente submersa e parcialmente fora d'água (BRIX, 1994; VYMAZAL, 2005).

As espécies de plantas do gênero *Pennisetum* têm ganhado bastante atenção, pois são capazes de sobreviver em ambientes totalmente alagados, assim como em ambientes com escassez de água, possuem alta produção de biomassa que pode ser destinada à alimentação animal, incorporada no solo, ou destinada a produção de bioenergia (OSMAN *et al.*, 2020). A espécie *Pennisetum setaceum*, além das características citadas, é uma planta ornamental, devido a produção de hastes florais, contribuindo com a harmonia paisagística, além de possuir ampla tolerância ecológica, alta plasticidade fenotípica (capacidade de alterar a sua fisiologia ou morfologia de acordo com as condições do ambiente), rápida exploração dos recursos disponíveis, como água e nutrientes, alta taxa de crescimento, boa capacidade competitiva de adaptação e produção abundante de sementes (RAHLAO *et al.*, 2014; BADALAMENTI *et al.*, 2016).

A combinação de SACs-EHSS plantados com a introdução de chicanas, ou placas defletoras, pode ser uma alternativa significativa para otimizar a remoção de nutriente dos efluentes, visto que, além dos benefícios oferecidos pelas macrófitas aquáticas, a introdução de chicanas reduz a área requerida desses reatores, contribui com a melhoria da eficiência de remoção de poluentes (WU *et al.*, 2014; CUI *et al.*, 2015; TEE *et al.*, 2015; FARJOOD; MELVILLE; SHAMSELDIN, 2015; RENGERS *et al.*, 2016; SHIH *et al.*, 2017; COGGINS *et al.*, 2018; AALAM; KHALIL, 2019), favorecido pelo aumento do caminho percorrido pelo líquido dentro do sistema (CUI *et al.*, 2015), aumento do tempo de detenção hidráulico (SHIH *et al.*, 2017; COGGINS *et al.*, 2018), uso efetivo do volume disponível (SHIH *et al.*, 2017), redução do número de dispersão (COSTA *et al.*, 2019), além de favorecer o escoamento pistonado do líquido em tratamento (TEE *et al.*, 2015; LEHL *et al.*, 2016; RENGERS *et al.*, 2016).

Um das dificuldades encontradas no monitoramento da remoção de nutrientes nesses sistemas é o alto custo oferecido pelas análises, além da lenta obtenção nos resultados. A utilização da condutividade elétrica (CE), variável responsável por determinar a aptidão de uma solução em conduzir corrente elétrica, devido a presença de sais dissolvidos (MOTA *et al.*, 2013), como o amônio, nitrato e fosfato, demonstra-se como uma importante ferramenta de análise, por ser mais rápida, econômica e facilmente obtida por meio de sensores portáteis disponíveis comercialmente (SURESH *et al.*, 2009; MOTA *et al.*, 2013), em relação a determinação analítica de nutrientes, como fósforo e nitrogênio, que requerem preparo de reagentes e equipamentos que possuem custos mais elevados.

A determinação desses nutrientes, utilizando a CE, pode ser calculada após obter a relação linear entre a CE e a concentração do nutriente em que se deseja determinar. Ao analisar a relação entre a CE e os macro e micronutrientes presentes em dejetos de suínos, Suresh *et al.*, (2009) observaram forte correlação positiva entre a CE e o nitrogênio total ( $r > 0,83$ ) e correlação positiva muito forte entre a CE e o nitrogênio amoniacal ( $r > 0,92$ ). De Oliveira *et al.* (2020) ao estudar três sistemas de tratamento de águas residuárias da suinocultura, obtiveram correlação positiva muito forte entre a CE e o nitrogênio total Kjeldahl, e forte correlação positiva entre a CE e o fósforo.

Assim, há um grande potencial da utilização da CE no monitoramento em tempo real, na determinação das concentrações de nutrientes em efluentes brutos e após o tratamento, permitindo avaliar as eficiências de tratamento de forma rápida e barata. Nesse sentido, o presente trabalho objetivou avaliar a remoção de nutrientes do esgoto universitário em SACs-EHSS, com e sem a presença de chicanas, plantados com *Pennisetum setaceum*. Além disso, avaliar a capacidade de extração pela espécie vegetal e a correlação entre a CE e os nutrientes, afluente e efluente ao tratamento, por meio da correlação de Sperman.

## 2 MATERIAL E MÉTODOS

### 2.1 Descrição da área de pesquisa e do esgoto universitário

Os SACs-EHSS, em escala piloto, foram alocados na estação de tratamento de esgoto da Universidade Federal de Lavras (ETE-UFLA), Lavras - Minas Gerais, com latitude 21°14'S, longitude 44°59'W e altitude média de 919 m. Segundo Köppen, o clima local é classificado como Cwa (subtropical úmido), com estações bem definidas e temperatura média máxima no verão de 22,7 °C e no inverno de 19,7 °C (SÁ JÚNIOR *et al.*, 2012).

O esgoto gerado no *campus* da UFLA é drenado e armazenado temporariamente em estações elevatórias, que são dotadas de boia automática, acionadas de acordo com o nível reservado, e ao serem acionadas o esgoto é bombeado para ETE-UFLA. Para a condução do experimento, parte do esgoto universitário era desviado após passar por gradeamento, medidor *parshall*, caixa de gordura e tanque de equalização, para posterior bombeamento para os SACs-EHSS, por bombas solenoides da marca *ProMinent*®.

### 2.2 Descrição dos sistemas de tratamento e período de monitoramento

Os SACs-EHSS foram posicionados em paralelo, construídos em fibra de vidro (2 m de comprimento x 0,5 m de largura x 0,7 m de altura), preenchidos com brita zero (4,8 – 12,5 mm de diâmetro), previamente lavada até a altura de 0,55 m, para evitar a introdução de sólidos que contribuam com a colmatção precoce, conforme recomendado por Matos e Matos (2017), a fim de aumentar a vida útil do sistema, e o nível de efluente mantido a 0,05 m abaixo do material suporte. A descrição de cada sistema está descrita a seguir:

- i. SAC-A: Não apresentava divisórias internas, como ocorre nos SACs-EHSS convencionais, apresentando 0,25 m<sup>2</sup> de seção transversal útil;
- ii. SAC-B: Apresentava 4 chicanas nas laterais, com espaçamento de 0,4 m entre si, com as seguintes dimensões: 0,4 m de comprimento e 0,7 m de altura, ocupando 80% da seção transversal total do reator. Levando em consideração a altura útil do líquido, a seção transversal de passagem do efluente nas chicanas eram de 0,05 m<sup>2</sup>. A introdução de chicanas laterais (horizontais) favorece o escoamento de uma lateral dentro do sistema, aumentando o caminho percorrido pelo efluente.
- iii. SAC-C: Apresentavam 4 chicanas, a primeira e a terceira foram posicionadas na parte superior com a mesma largura do reator (0,5 m), disposta a 0,1 m acima do fundo,

ocupando 85,7% da seção transversal total. Levando em consideração a altura útil do líquido, a seção transversal de passagem do efluente nas chicanas eram de 0,05 m<sup>2</sup>. A segunda e a quarta chicanas foram posicionadas na parte inferior com 0,45 m de altura e com a mesma largura do reator (0,5 m), ocupando 64,3% da seção transversal total. Levando em consideração a altura útil do líquido, a seção transversal de passagem do efluente onde ocorriam as chicanas eram de 0,025 m<sup>2</sup>. A introdução de chicanas verticais favorece o escoamento descendente e ascendente do líquido dentro do reator.

A representação esquemática de cada sistema pode ser observada na Figura 1, assim como o resumo das características construtivas e operacionais, podem ser observadas na Tabela 1.



Figura 1 - Representação esquemática dos SACs-EHSS avaliados.

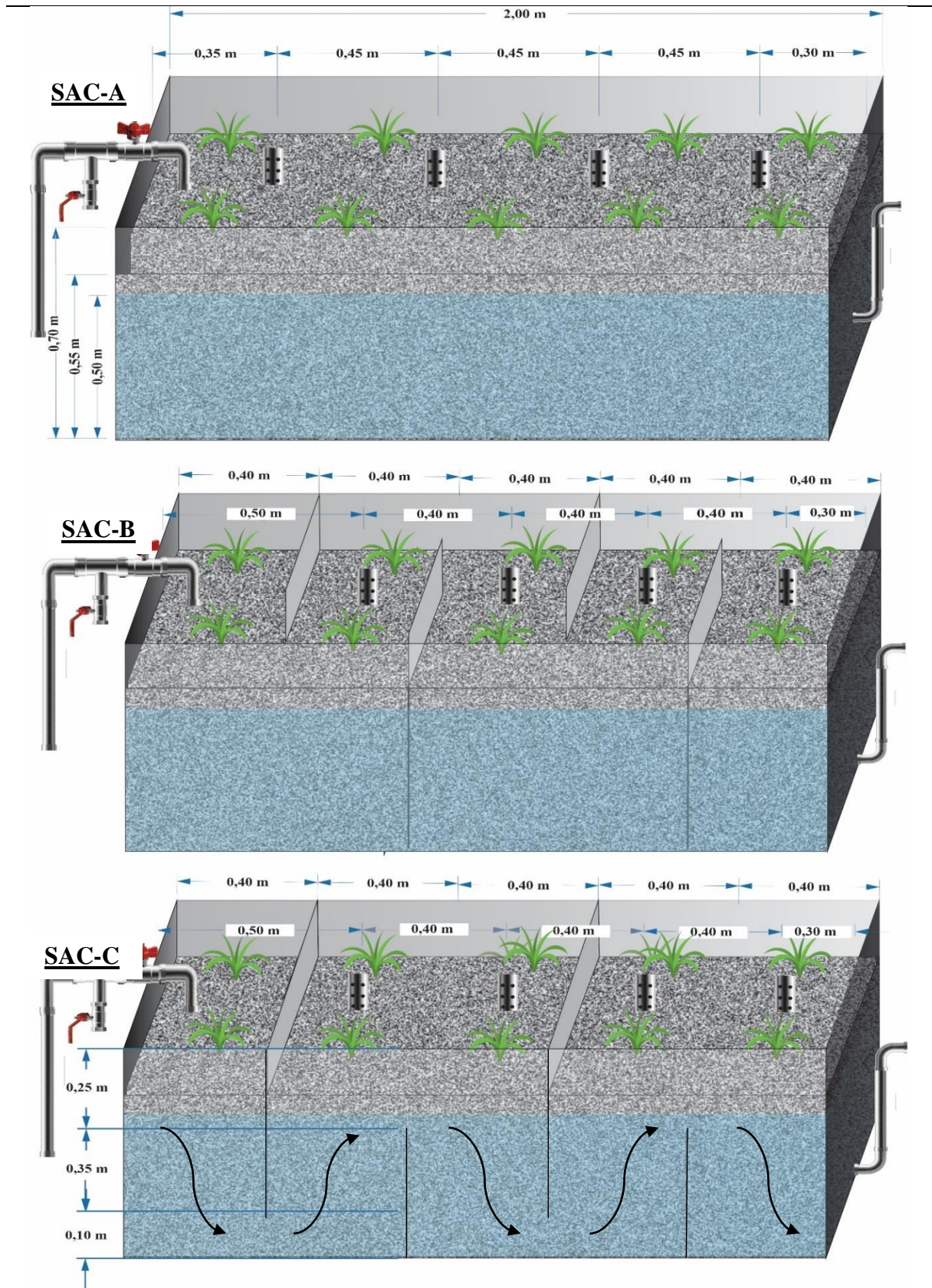


Tabela 1 - Características construtivas e operacionais dos SACs-EHSS.

Parâmetro	Unidade	SAC-A	SAC-B	SAC-C
Largura útil (B)	m	0,5	0,5	0,5
Comprimento útil (L)	m	2	2	2
Razão L/B	-	4	6,3*	6,3*
Área superficial (A <sub>s</sub> )	m <sup>2</sup>	1	1	1
Altura do meio suporte	m	0,55	0,55	0,55
Altura útil do líquido	m	0,50	0,50	0,50
Declividade	%	2	2	2
Porosidade	m <sup>3</sup> m <sup>-3</sup>	0,494	0,494	0,494
Volume útil	m <sup>3</sup>	0,247	0,247	0,247
Vazão média de entrada (Q <sub>afi</sub> )	m <sup>3</sup> dia <sup>-1</sup>	0,189	0,181	0,187
Vazão média de saída (Q <sub>efi</sub> )	m <sup>3</sup> dia <sup>-1</sup>	0,182	0,175	0,163
Tempo de detenção hidráulica teórico (TDH <sub>t</sub> )	d <sup>-1</sup>	1,31	1,36	1,32
Taxa de carga hidráulica superficial	m <sup>3</sup> m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup>	0,189	0,182	0,187
Taxa de carga hidráulica volumétrica	m <sup>3</sup> m <sup>-3</sup> d <sup>-1</sup>	0,765	0,732	0,757

\*Calculado de acordo com o número de divisórias internas, paralelas a largura (Von Sperling, 2017).

Fonte: Do autor (2021).

### 2.3 Período de Monitoramento e Variáveis Analisadas

O período de monitoramento iniciou no dia 06 de agosto de 2019 e foi encerrado no dia 24 de março de 2020, totalizando 231 dias de avaliação. As amostragens ocorreram afluente e efluente aos sistemas, de maneira pontual, todas as terças-feiras, entre 07:00 e 08:00 horas da manhã, e as amostras, após coletadas, eram imediatamente encaminhadas aos Laboratórios de Águas Residuárias do Departamento de Engenharia Ambiental e Sanitária da UFPA.

A unidade experimental estava em operação desde de 23 de agosto de 2018, sendo avaliados por De Melo (2019). As variáveis monitoradas foram: potencial Hidrogeniônico (pH), condutividade elétrica (CE), nitrogênio total Kjeldahl (NTK) (Método 4500-N C), fósforo total (PT) (Método 4500-P C) e fosfato (Método 4500-P C), após filtração da amostra, segundo APHA *et al.* (2012).

### 2.4 Perfil de retenção de nutrientes ao longo dos SACs-EHSS

Para que fosse possível determinar o perfil de retenção de nutrientes ao longo dos SACs-EHSS, foram introduzidos 4 tubos de PVC com diâmetro nominal de 32 mm, com furos de 0,005 m de diâmetro e espaçamento horizontal e vertical de 0,01 m. A entrada, onde ocorria a

alimentação dos SACs foi disposta a 0,05 cm da parede de entrada, assim como a tubulação de saída, disposta a 0,05 m da parede de saída.

Amostras foram coletadas uma vez por mês, ao logo de cada SAC, bem como na entrada e saída, durante os meses de agosto de 2019 a março de 2020, ocorrendo todas as primeiras terças-feiras do mês, entre 07:00 e 08:00 horas da manhã, com exceção do mês de março que foram realizadas duas coletas, uma na primeira e a outra na última semana, totalizando 9 amostragens, para a determinação do NTK, PT e fosfato, além do pH e CE.

## **2.5 Produtividade da gramínea *Penninsetum setaceum***

Os SACs-EHSS foram plantados com *Penninsetum setaceum* (capim do texas), com densidade de plantio de 10 propágulos por metro quadrado em cada SACs-EHSS. Essa espécie foi selecionada devido a sua alta capacidade de adaptação em ambientes onde ocorre estresse hídrico, com capacidade de rápida exploração de água e nutrientes (BADALAMENTI *et al.*, 2016), assim como em ambientes totalmente alagados, como ocorre nos SACS-EHSS, além de apresentar características ornamentais, melhorando a estética e a aceitação visual.

Foram realizados três cortes do capim, na altura de 0,10 metros, aos 55 (corte I), 147 (corte II) e 231 dias (corte III) após início do monitoramento, para avaliação da produção de matéria seca e extração de nutrientes pelo capim, em cada SAC. O material vegetal acumulado de 0 a 0,10 metros, foi cortado ao fim do monitoramento (corte IV), correspondendo a 579 dias de acúmulo. O material, após coletado, foi acondicionado em sacos de papel e imediatamente encaminhados ao laboratório para secagem em estufa com circulação de ar, sob temperatura de 65 °C, até atingir peso constante. Em seguida, as amostras foram trituradas em moinho de faca, passadas em peneira (1 mm) e armazenadas para posterior realização de análise nutricional. Foram quantificados os teores de nitrogênio (N) e fósforo (P) segundo metodologia proposta por Matos (2015) no Laboratório Águas Residuárias do Departamento de Engenharia Ambiental e Sanitária da UFLA.

## **2.6 Análise de dados**

Após a obtenção dos dados, foi possível determinar a média e o desvio padrão, assim como a distribuição empírica, representada em gráficos do tipo boxplot, utilizando o software Excel<sup>®</sup> 2016. Para avaliar a normalidade e a homocedasticidade dos dados foi realizado o teste de Shapiro-Wilk. E para o teste de comparação de agrupamentos, considerando dados

independentes e pareados, foi utilizado o teste de Kruskal-Wallis, com 5% de significância, realizados em linguagem de programação R.

Foi utilizada a linguagem R para obter os coeficientes de correlação ( $\rho$ ) e determinação ( $R^2$ ), de Spearman, entre a CE e as variáveis monitoradas (pH, NTK, PT e fosfato), afluente e efluente aos sistemas. Esse método não paramétrico foi aplicado devido ao fato de que os dados não apresentam distribuição normal. As correlações significativas foram categorizadas como:  $0,0 < \rho < 0,3$  (fraca),  $0,3 < \rho < 0,6$  (moderada),  $0,6 < \rho < 0,9$  (forte),  $0,9 < \rho < 1,0$  (muito forte), conforme proposto por Callegari-Jacques (2005) utilizado para correlação de Pearson.

### 3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

#### 3.1 Características do esgoto universitário e eficiências de tratamento

Os valores médios, seguidos do desvio padrão e as medianas das taxas de carregamento superficial (TCS), com base na demanda química de oxigênio (DQO), nitrogênio total Kjeldahl (NTK), fósforo total (PT) e fosfato (fosf), em cada SACs-EHSS, podem ser observadas na Tabela 2. Embora o uso de bombas solenoides na aplicação da vazão tenha influenciado os valores médios das taxas de aplicação, não houve diferença significativa entre os sistemas ( $p < 0,05$ ), favorecido pelo controle diário realizado por meio de medição direta.

Tabela 2 - Valores médios, seguidos do desvio padrão (DP) e mediana das taxas de carregamento superficial (TCS), com base no nitrogênio total Kjeldahl (NTK), fósforo total (PT) e fosfato (fosf), assim como as eficiências médias de remoção (Ef), em cada SACs-EHSS.

Taxas		SAC-A	SAC-B	SAC-C
TCS <sub>DQO</sub>	média±DP	515,3±269,3	493,5±257,9	509,9±266,5
	mediana	458,2a	438,8a	453,3a
TCS <sub>NTK</sub>	média±DP	70,1±31,7	67,1±30,4	69,3±31,4
	mediana	75,9a	72,7a	75,1a
TCS <sub>PT</sub>	média±DP	14,1±5,4	13,5±5,2	14,0±5,4
	mediana	14,9a	14,2a	14,7a
TCS <sub>fosf</sub>	média±DP	12,9±5,3	12,4±5,1	12,8±5,3
	mediana	14,2a	13,6a	14,0

TCS: taxa de carregamento superficial, em  $\text{Kg ha}^{-1} \text{d}^{-1}$ .

Medianas seguidas pela mesma letra minúscula na coluna, ou pela mesma letra maiúscula na linha, não diferem significativamente pelo teste de *Kruskal-Wallis* em nível de 5% de significância.

Do autor (2021).

Os valores médios, seguidos do desvio padrão, e a mediana, afluente e efluente aos SACs-EHSS, assim como as eficiências de remoção, das variáveis monitoradas, podem ser observadas na Tabela 3. Os valores de pH se encontraram dentro da faixa considerada ideal para a ocorrência da degradação da matéria orgânica, entre 6,0 e 9,0 (METCALF; EDDY, 2003), não havendo diferença significativa antes e após o tratamento, assim como para a CE.

Tabela 3 - Concentrações médias, seguidas do desvio padrão (DP) e medianas das variáveis do esgoto universitário (Entrada), do efluente aos SACs-EHSS, assim como as eficiências médias de remoção (Ef).

SACS-EHSS		Variáveis				
		pH	CE	NTK	PT	Fosfato
		N	27	27	27	27
Entrada	Média±DP	7,3±0,3	903,4±335,2	37,1±16,8	7,5±2,9	6,8±2,8
	Mediana	7,3a	967,0a	40,2a	7,9aA	7,5aA
SAC-A	Média±DP	7,3±0,2	901,3±353,9	32,6±16,5	7,6±3,8	7,2±2,9
	Mediana	7,3a	982,0a	31,6a	7,3aA	7,2aA
	Ef (%)	-	-	12,1	-1,3	-5,9
SAC-B	Média±DP	7,3±0,1	914,0±350,5	33,5±15,8	7,0±2,6	7,1±2,9
	Mediana	7,3a	1010,0a	34,6a	7,0aA	7,7aA
	Ef (%)	-	-	9,7	6,7	-4,4
SAC-C	Média±DP	7,3±0,2	903,1±351,3	33,3±16,0	7,1±2,5	7,2±3,0
	Mediana	7,3a	978,0a	36,0a	7,6aA	8,0aA
	Ef (%)	-	-	10,2	5,3	-5,9

N: número de amostras; pH: potencial de hidrogênio; CE: condutividade elétrica, em  $\mu\text{S cm}^{-1}$ ; NTK: nitrogênio total Kjeldahl, em  $\text{mg L}^{-1}$ ; PT: fósforo total, em  $\text{mg L}^{-1}$ ; Fosfato em  $\text{mg L}^{-1}$ . Ef: Eficiência média de remoção, em porcentagem.

Medianas seguidas pela mesma letra minúscula na coluna, ou pela mesma letra maiúscula na linha, não diferem significativamente pelo teste de *Kruskal-Wallis* em nível de 5% de significância.

Do autor (2021).

Por ser um efluente originado em um *campus* universitário, o mesmo apresenta grande variação na carga, assim como nas características físico-químicas ao longo do ano, devido a um ambiente com maior concentração de pessoas durante os dias letivos, diminuindo consideravelmente nos finais de semana, feriados e férias escolares. Entretanto, apresentou valores médios condizentes com os reportados por Lima (2019) e De Melo (2019).

Os sistemas receberam  $\text{TCS}_{\text{NTK}}$  variando de 67,1 a 70,1  $\text{Kg ha}^{-1} \text{d}^{-1}$ , com TDHs de 1,31, 1,36, 1,32 dias, com área superficial de  $1\text{m}^2$ , resultado em baixas eficiências de remoção, de 12,1, 9,7, 10,2%, para os SACs A, B e C, respectivamente. Costa *et al.* (2013) relataram 25% de eficiência de remoção em um SACs-EHSS plantado com taboa, utilizando TDH de 1,1 dias. Fia *et al.* (2021) ao analisar nove SACs-EHSS plantados, com exceção do primeiro sistema, com diferentes TDH, demonstrou maiores eficiências de remoção de  $\text{TCS}_{\text{NTK}}$  para maiores TDH, com eficiência de 27,6% para o sistema com o menor TDH, de 3,2 dias.

A relação DQO/NTK, de 7,35, foi favorável a remoção de nitrogênio (ZHU *et al.*, 2014), entretanto as eficiências remoção foram baixas, em relação as encontradas na literatura, para SACs-EHSS. A eficiência de remoção de nitrogênio não depende apenas da qualidade do

efluente, mas das condições oferecidas por esses sistemas, como disponibilidade de oxigênio, TDH e a configuração interna, como relatado por Gajewska *et al.* (2020).

O SAC-A apresentou eficiência negativa na remoção de PT e fosfato, o mesmo comportamento foi observado nos SACs B e C em relação ao fosfato. Observa-se baixas eficiências em relação às encontradas na literatura (BÔAS *et al.*, 2018; XU *et al.*, 2019; DE MELO, 2019), não ocorrendo diferença estatística ao comparar as concentrações dos poluentes, antes e após o tratamento, o mesmo ocorreu ao comparar os sistemas. Esse fato pode estar associado ao tempo de operação dos SACs-EHSS, pois o envelhecimento dos sistemas pode prejudicar o desempenho de tratamento, relacionado a fatores como colmatação, sombreamento da cama superior e saturação do leito, formação de caminhos preferenciais, diminuição da condutividade hidráulica, uniformizando o tratamento entre os sistemas (REYES-CONTRERAS *et al.*, 2012; HIJOSA-VALSERO; SIDRACH-CARDONA; BÉCARES, 2012).

A condição de maturação também influenciou nas taxas de remoção de massa (TRM), obtidas com base na vazão média, de entrada e saída, e na carga aplicada média. Em relação ao NTK foram de 10,8, 8,5 e 15,0 Kg ha<sup>-1</sup>d<sup>-1</sup>, em relação ao PT forma de 0,3, 1,2 e 2,4 Kg ha<sup>-1</sup>d<sup>-1</sup> e em relação ao Fosfato de -0,2, -0,1 e 1,1 Kg ha<sup>-1</sup>d<sup>-1</sup>, para o SAC-A, SAC-B e SAC-C respectivamente. Observa-se com base nos dados da literatura que, quanto maior a carga de nitrogênio aplicada, maior a TRM (GAJEWSKA *et al.*, 2020; FIA *et al.*, 2021).

Gajewska *et al.* (2020) ao avaliarem 8 SACs-EHSS com diferentes taxas de aplicação de matéria orgânica e nitrogênio, observaram que maiores taxas de aplicação resultaram em maiores TRM, que variaram de 2,17 Kg ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> a 33,6 Kg ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> em relação ao nitrogênio total. Os sistemas que receberam uma taxa de aplicação de 56,2 e 30,2 Kg ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> de nitrogênio total resultaram em uma TRM de 7,4 e 2,3 Kg ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>. Observa-se que, mesmo o sistema que apresentou uma maior taxa de aplicação resultou em uma menor TRM em comparação com os valores obtidos no presente trabalho.

De maneira geral, as TRM para NTK, observadas no presente trabalho, foram próximas dos valores observados pra SACs-EHSS. Em relação ao nitrogênio total, Nguyen *et al.* (2018) observaram TRM de 12 Kg ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>, Vymazal e Kröpfelová (2015) observaram 12 Kg ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> e Dzakpasu *et al.* (2011) observaram 2,8 Kg ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>.

A TRM de PT relatado por Vymazal e Kropfelava (2008) varia de 6,8 a 1,9 Kg ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> para SACs. Vymazal (2020) ao avaliar quatro SACs plantados no tratamento de esgoto municipal com diferentes taxas de aplicação, variando de 0,5 a 4,63 Kg ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> de PT, observou que maiores taxas aplicadas de PT resultaram em maiores TRM, variando de 0,2 a 2,2 Kg ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>. Os valores observados no presente trabalho estão dentro da faixa descrita, com exceção do

SAC-A, que apresentou valores inferiores, demonstrando que os SACs com a presença de chicanas foram melhores na retenção de PT.

Os SACs-EHSS receberam efluente bruto, sendo avaliados como sistema primário no tratamento de esgoto universitário, esse fato também pode ter contribuído com as baixas eficiências de tratamento e TRM negativas, confirmados pelas altas taxas de carregamento orgânico superficial em que os sistemas foram submetidos, superior a 493,5 Kg DQO ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>. Esse fator associado a um baixo TDH e a formação de caminhos preferenciais, como a formação de lâmina superficial (FIGURA 6), provocado pelo entupimento dos poros, contribuíram com o arraste de material dentro do sistema, prejudicando o tratamento.

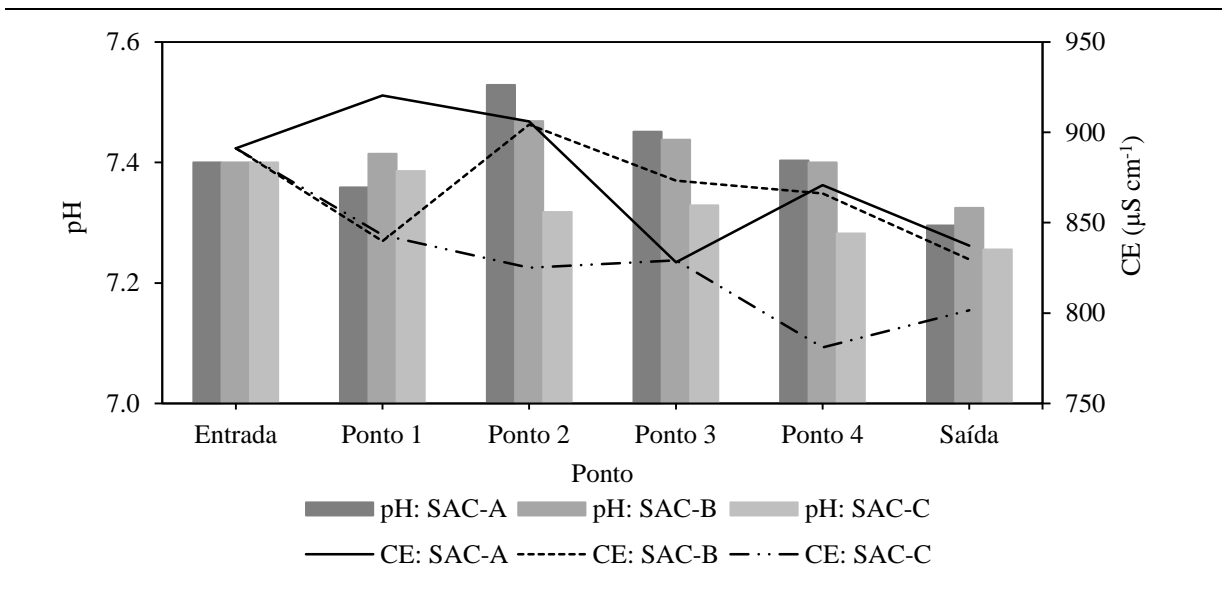
### 3.2 Perfil de retenção de nutrientes

As concentrações de pH, CE, NTK, PT e fosfato ao longo dos SACs-EHSS podem ser observadas na Figura 2 e 3, com pH e CE variando de 7,2 a 7,5 e 781,0 a 920,4  $\mu\text{S cm}^{-1}$ , respectivamente, com valores tipicamente encontrados no esgoto sanitário (METCALF; EDDY, 2003). O efluente universitário estudado pode ser considerado como um meio não salino, pois apresentou valores de CE inferiores a 4000  $\mu\text{S cm}^{-1}$  (RUAN *et al.*, 2010). Plantas expostas a ambientes salinizados podem sofrer estresses, como desequilíbrio da absorção de nutrientes, exigência de adaptação osmótica, além de prejudicar no crescimento, fotossíntese e a transpiração (ARIF *et al.*, 2020).

O entupimento da zona de entrada foi devido principalmente a interceptação e sedimentação de partículas sólidas, e foi um fenômeno comum em todos os SACs-EHSS, o mesmo fenômeno também foi observado por Llorens *et al.* (2011), Matos, Freitas e Borges (2011), Von Sperling e De Paoli (2013), Matos *et al.* (2018) e Liu *et al.* (2018). A interceptação das partículas sólidas no início dos sistemas resultou em maiores concentrações de NTK e PT. A representação do efluente coletado ao longo de cada sistema, pode ser observado na Figura 4, confirmando, de maneira visual, uma maior presença de sólidos na porção inicial dos SACs A e B.



Figura 2 - Variação dos valores de pH e condutividade elétrica (CE) ao longo dos SACs-EHSS avaliados.



Do autor (2021).

Pelo fato do primeiro ponto dentro do SAC-C estar posicionado 5 cm após a primeira chicana, ou seja, não havia ponto de coleta no primeiro compartimento desse reator, local onde ocorreu o maior acúmulo de sólidos, a visualização da concentração nesse ponto foi prejudicada, diferente do que pode ser observado nos outros sistemas. Entretanto, a formação da lâmina superficial foi observada no início dos três SACs, como pode ser observado na Figura 5.

O experimento desenvolvido por Clarke e Baldwin (2002), avaliou a aplicação de dosagens crescentes de amônio (0, 50, 100, 200 e 400 mg L<sup>-1</sup>) em SAC plantados. Foram avaliadas 5 espécies de plantas e cada planta submetida a 5 dosagens diferentes, descritas anteriormente. Os resultados demonstraram que as dosagens superiores a 200 mg L<sup>-1</sup> inibiram o crescimento de 3 três espécies, das 5 avaliadas, após uma semana de monitoramento, e níveis acima de 100 mg L<sup>-1</sup> inibiram o crescimento da espécie *Schoenoplectus tabernaemontani*.

No presente trabalho foram avaliados ao longo dos sistemas o nitrogênio total Kjeldahl (NTK), que corresponde a soma do nitrogênio orgânico e o amoniacal em uma amostra. O alto valor de NTK na porção inicial do SAC-A (195,7 mg L<sup>-1</sup>) pode ter favorecido a morte do propágulo nessa região. O mesmo ocorreu no primeiro compartimento do SAC-C, onde ocorreu a morte de 2 propágulos, embora não foram apresentados os valores de concentração nesse

ponto, para o SAC-C, é possível observar a formação de lâmina superficial nessa região na Figura 4.

Figura 3 - Perfil de retenção de nitrogênio total Kjeldahl (NTK), fósforo total (PT) e fosfato ao longo do comprimento dos SACs-EHSS avaliados. (continua)

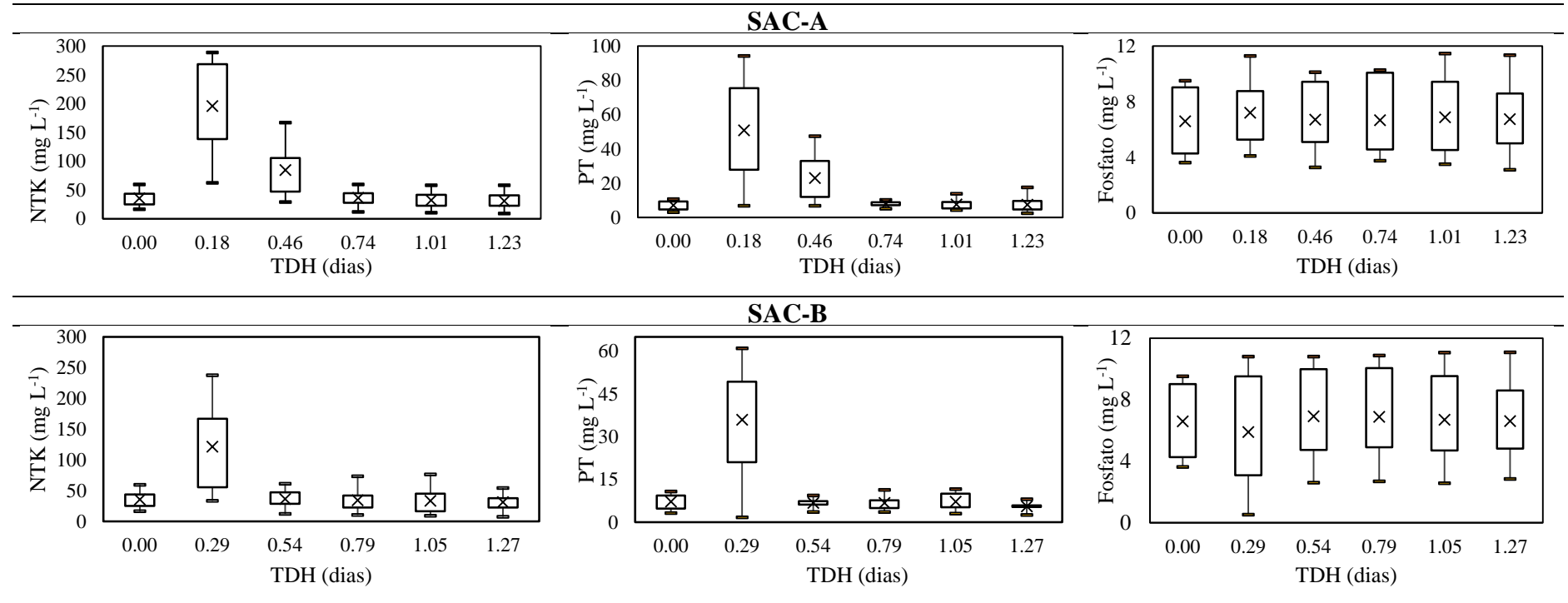
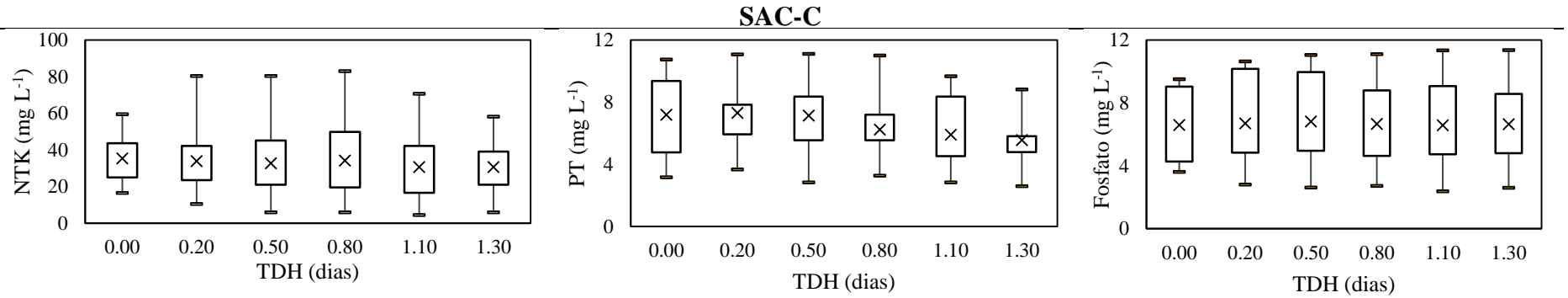
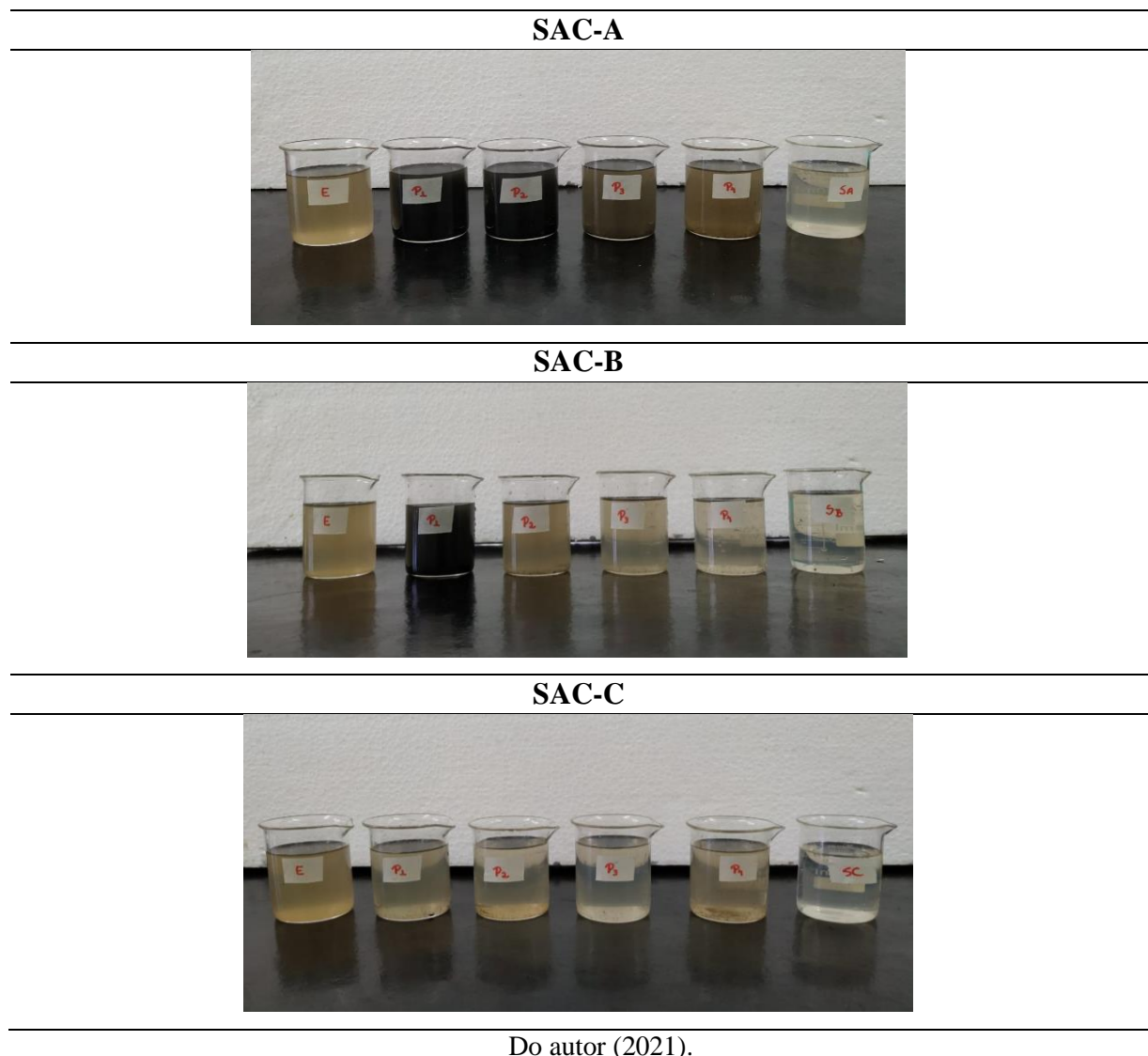


Figura 3 - Perfil de retenção de nitrogênio total Kjeldahl (NTK), fósforo total (PT) e fosfato ao longo do comprimento dos SACs-EHSS avaliados (conclusão)



Do autor (2021).

Figura 4 - Imagem das amostras, logo após a coleta, ao longo dos seis pontos coletados em cada SACs-EHSS.



Outro fator associado à morte das plantas no início do SAC-C, pode ser devido a formação de uma lâmina superficial com altura de 0,10 metros em relação ao material suporte, indicando que a espécie vegetal analisada não é capaz de sobreviver em ambientes totalmente alagados com alta concentração de nutrientes.

### 3.3 Produtividade e extração de nutrientes pelo capim *Pennisetum setaceum*

Foram realizados três cortes (I, II e III), na altura de 0,10 m da superfície do leito, e um corte ao fim do monitoramento (IV) da parte vegetal produzida de 0 a 0,10 m, como pode ser observado na Figura 5. Os valores de produtividade de matéria seca podem ser observados na

Tabela 4. A produtividade total (PT) é representada pela somatória da produtividade referente a cada corte, demonstrando a produção total do capim ao fim do monitoramento. Foram calculados a produtividade de matéria seca com base na área superficial de cada sistema (1 m<sup>2</sup>), em Kg m<sup>2</sup>, e em relação ao total de dias de monitoramento referente a cada corte, em Kg ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>.

Tabela 4 - Valores de produtividade de matéria seca, da gramínea *Pennisetum setaceum*, para os três cortes realizados (I, II, III), para o corte da parte inferior (IV) e a produtividade total (PT), para os diferentes SACs-EHSS.

Cortes	SAC-A	SAC-B	SAC-C				
	Kg m <sup>-2</sup>			SAC-A	SAC-B	SAC-C	
				Kg ha <sup>-1</sup> d <sup>-1</sup>			
I	0,04	0,21	0,38	7,5	38,1	69,0	
II	0,04	0,58	0,76	3,9	63,3	82,1	
III	0,07	0,11	0,09	8,8	12,7	10,3	
IV	0,33	0,66	0,95	5,8	11,4	16,5	
PT	0,49	1,56	2,18	<b>Média</b>	6,5	31,4	44,5

Quantidade de dias em cada corte: I: 55 dias; II: 92 dias; III: 84 dias; IV: 579 dias.

Fonte: Do autor (2021).

Observa-se na literatura alguns trabalhos focados em avaliar algumas espécies do gênero *Pennisetum* em SACs, como por exemplo *Pennisetum sinense* (GUO *et al.*, 2021), *Pennisetum purpureum* (OSMAN *et al.*, 2020), *Pennisetum pedicellatum* (THALLA *et al.*, 2019), *Pennisetum setaceum* (Forssk.) Chiov. (CHOWDHURY *et al.*, 2017), *Pennisetum clandestinum* (UDOM; MBAJIORGU; OBOHO, 2018), *Pennisetum alopecuroides* (LUCAS; GREENWAY, 2011).

Guo *et al.* (2021) avaliaram SAC de escoamento vertical em escala real, preenchido com zeólita e biochar, no tratamento de lama de suínos diluídas em três proporções e vazão de 3,75 m<sup>3</sup> h<sup>-1</sup>, contaminada com arsênio, cultivados com *Pennisetum sinense*, e observaram que as diferentes diluições não influenciaram significativamente na concentração de arsênio na parte vegetal, entretanto, o sistema com zeólita, como material suporte, favoreceu maior acúmulo desse elemento na parte aérea das plantas.

Osman *et al.* (2020) estudaram SACs de escoamento vertical no tratamento do efluente industrial de óleo de palma, preenchido com areia fina, areia grossa e rocha, com área superficial de 0,22 m<sup>2</sup>, plantados com 4 propágulos de *Pennisetum purpureum* em cada sistema. Os autores observaram que o efluente aumentou significativamente a produção vegetal do

capim em relação ao tratamento controle, que recebia apenas água da chuva, além de maior concentração de cobre, ferro, manganês e zinco, na folha e no caule.

Thalla *et al.* (2020) avaliaram SACs de escoamento vertical, com área superficial de 0,7 m<sup>2</sup>, e horizontal subsuperficial, com área superficial de 1,45 m<sup>2</sup>, como tratamento terciário do esgoto universitário, plantados com duas espécies diferentes, *Cyperus rotundus* e *Pennisetum pedicellatum*. Os autores reportaram significativas eficiências de remoção dos sistemas, superiores a 60% para DQO, 67% para nitrogênio amoniacal, 66% para nitrato e 85% para fosfato, onde o SAC de escoamento vertical demonstrou as melhores eficiências.

Udom, Mbajorgu e Oboho (2018), ao estudarem três SACs-EHSS preenchidos com mistura de concreto, areia e cascalho, observaram que os sistemas plantados com *Pennisetum clandestinum* e *Pennisetum purpureum*, com 11 propágulos por m<sup>2</sup>, apresentaram os melhores desempenhos em relação ao sistema não plantado, com eficiência de remoção superior a 41% para a DQO, 58% para o nitrogênio total e 44% em relação ao fósforo total. As baixas eficiências de fósforo em relação ao reportado na literatura em sistemas plantados, foram atribuídas ao baixo TDH (1,94 dias), que provavelmente não favoreceu a remoção desse poluente.

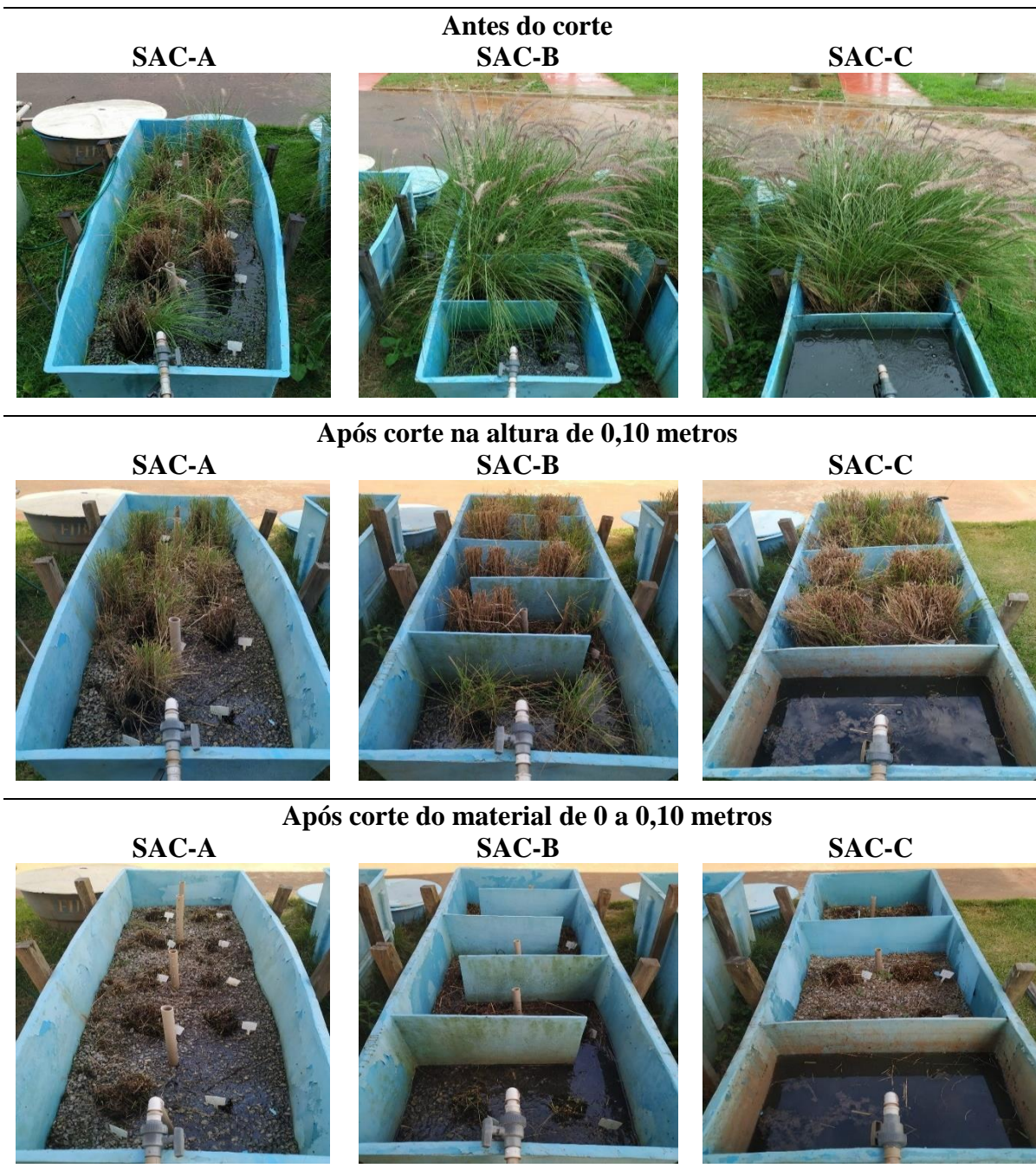
Chowdhury *et al.* (2017), ao estudarem SAC de escoamento vertical no tratamento de águas cinzas sintéticas durante 22 semanas, preenchidos com solo, areia e cascalho, cultivados com plantas ornamentais, observaram que o sistema plantado com *Pennisetum setaceum* (Forssk.) Chiov. apresentou significativa eficiência de tratamento em relação aos demais.

Embora o interesse de cultivar plantas do gênero *Pennisetum* em SACs tenha aumentado nos últimos anos, demonstrando significativa contribuição nas eficiências de remoção, observa-se pouca informação em relação a produtividade do material vegetal e extração de nutrientes, como fosforo e nitrogênio, em efluentes. Os principais resultados estão focados apenas nas eficiências de tratamento, ao comparar sistemas plantados e não plantados. O interesse nas espécies vegetais desse gênero se deve ao grande potencial de produção vegetal, que pode ser incorporada ao solo como biomassa, destinadas à alimentação animal, utilizadas como biomassa na produção de energia, além de apresentarem características ornamentais, como é o caso da espécie *Pennisetum setaceum*.

Com base nos resultados reportados no presente trabalho, é possível observar que o SAC-C apresentou a maior produtividade de matéria seca, proporcionadas possivelmente à maior TRM de NTK, fósforo total e fosfato, assim como maior extração de nitrogênio e fósforo na parte vegetal, seguido do SAC-B e por fim o SAC-A. A presença de chicanas verticais que fazia com que o escoamento fosse, ora em cima, ora em baixo, promoveu maior

homogeneização dos nutrientes ao longo do comprimento do SAC-C, o que provavelmente garantiu uma disponibilidade constante dos nutrientes para a espécie vegetal e resultou em maior produtividade de matéria seca e na extração de nutrientes.

Figura 5 - Vista frontal e posterior dos SACs-EHSS, plantados com *Pennisetum setaceum*, com formação de lâmina superficial no início dos três sistemas.

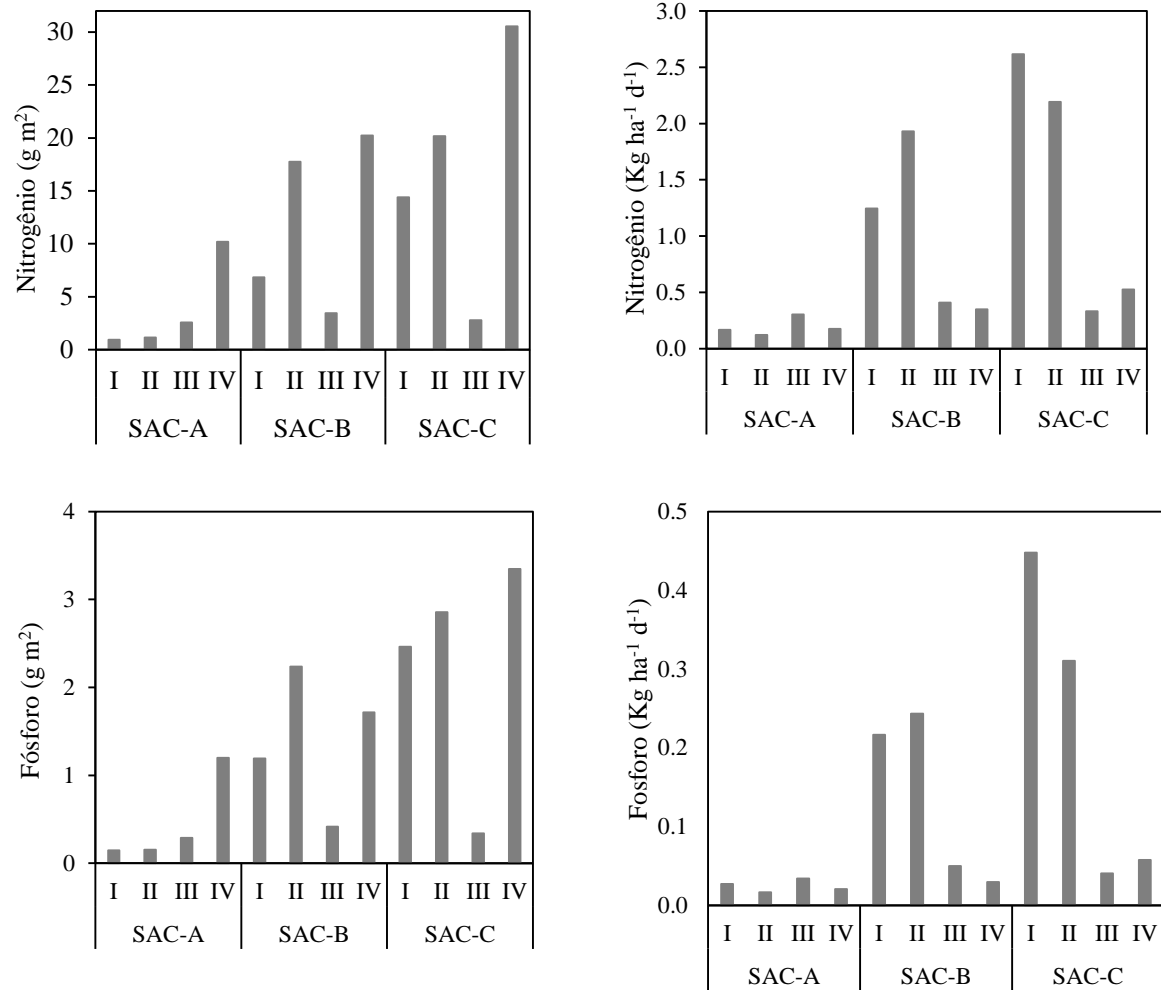


Do autor (2021).



Na Figura 6 é possível observar os valores de extração de nitrogênio e fósforo, para os três cortes realizados e para o corte da parte inferior, nos diferentes SACs-EHSS avaliados.

Figura 6 - Valores de extração de nitrogênio e fósforo, nos três cortes realizados (I, II e III), e para o corte da parte inferior (IV), nos três SACs-EHSS.



Quantidade de dias em cada corte: I: 55 dias; II: 92 dias; III: 84 dias; IV: 579 dias.

Fonte: Do autor (2021).

Os valores típicos de extração de nitrogênio em SACs-EHSS podem variar de 30 a 80 g m<sup>-2</sup> e os de fósforo podem variar de 2 a 6 g m<sup>-2</sup> (VYMAZAL, 2020), nota-se que em relação a extração de nitrogênio os valores apresentados estão abaixo dos valores típicos, diferente do fósforo que apresentou valores de extração superiores a 2 g m<sup>-2</sup> no corte II do SAC-B e nos cortes I, II e IV do SAC-C.

Cui *et al.* (2015) ao estudar sistemas com chicanas verticais, também apresentou maior quantidade de biomassa, comparado aos sistemas com chicanas laterais (horizontais) e sem

chicanas. De acordo com os autores, a razão exata pela maior produtividade ainda é desconhecida, porém, uma possível explicação pode estar relacionada a uma maior concentração de oxigênio neste sistema, favorecido pelo tipo de escoamento, proporcionando condições favoráveis para o crescimento das plantas.

### 3.4 Correlação das variáveis monitoradas

A CE pode ser caracterizada como a capacidade de uma solução em conduzir corrente elétrica, em função da presença de solutos iônicos, favorecidos pela presença de cargas positivas e negativas (YAGÜE; QUÍLEZ, 2012). Em outras palavras, a variável está relacionada à concentração de sais dissolvidos, como o fosfato e o nitrogênio amoniacal, se elevando à medida que aumenta a força iônica (concentração de íons) em solução.

A determinação de nutrientes em esgoto pelo método indireto utilizando a CE, demonstra ser uma técnica promissora, pois geralmente são mais baratos e possuem precisão suficiente para determinar a concentração de íons como o amônio ( $\text{NH}_4^+$ ), diferente dos métodos diretos, utilizados para determinar fósforo e nitrogênio em efluentes, que possuem algumas limitações, como a necessidade de reagentes que precisam ser preparados continuamente, degradação durante o armazenamento, riscos de contaminação durante o preparo, além dos valores elevados para a aquisição de reagentes (YAGÜE; QUÍLEZ, 2012).

As concentrações de nitrogênio e fósforo podem ser determinadas após obter a correlação linear entre a CE e a concentração do nutriente que deseja se determinar. Os valores, afluentes aos SACs-EHSS, dos coeficientes de determinação ( $R^2$ ), seguidos dos coeficientes de correlação de Sperman ( $\rho$ ), entre parênteses, foram de 26(0,51), 72(0,85), 54(0,74), 50%(0,71) entre a condutividade elétrica efluente ( $\text{CE}_{\text{ef}}$ ) e as variáveis  $\text{pH}_{\text{af}}$ ,  $\text{NTK}_{\text{af}}$ ,  $\text{PT}_{\text{af}}$ ,  $\text{Fosfato}_{\text{af}}$ , respectivamente.

Os valores dos coeficientes de determinação e correlação de Sperman, efluente aos SACs-EHSS, entre a CE e as variáveis pH, NTK, PT e fosfato, assim como os valores dos coeficientes das equações lineares obtidos para cada variável, em cada sistema, podem ser observados na Tabela 5. Em relação ao NTK os valores do coeficiente  $\alpha$  foram próximos, variando de 0,0383 a 0,0413, assim como o PT e para o fosfato, que variaram de 0,0062 a 0,0074 e 0,0076 a 0,0078, respectivamente. Esses resultados permitem a obtenção de uma equação linear capaz de determinar a concentração de nutrientes, efluentes aos SACs-EHSS, a partir de valores de CE.

Observa-se moderada correlação ( $\rho > 0,3$ ) entre a CE e a variável pH, antes e após o tratamento, em todos os SACs-EHSS avaliados. Houve forte correlação ( $\rho > 0,6$ ) positiva entre a CE e as variáveis NTK e PT, afluente e efluente ao tratamento, e correlação positiva muito forte ( $\rho > 0,9$ ) entre a CE e o fosfato, para os três sistemas avaliados, demonstrando alto potencial na determinação de nutrientes por meio da CE no esgoto universitário e após o tratamento em SACs-EHSS. As concentrações de pH próximo da neutralidade, afluente e efluente aos sistemas, favorecem que a CE não seja influenciada pela presença de íons de hidrogênio ( $H^+$ ) e hidroxilas ( $OH^-$ ) (YAGÜE; QUÍLEZ, 2012), que contribuem com a elevação ou abaixamento do pH, mas pela presença de outros cátions e ânions.

Tabela 5 - Coeficientes de correlação de Spearman ( $\rho$ ) e de determinação ( $R^2$ ), assim como os coeficientes obtidos para obter as equações lineares, entre a condutividade elétrica (CE) e as variáveis monitoradas efluentes aos SACs-EHSS.

V	SAC-A				SAC-B				SAC-C			
	$\alpha$	$\beta$	$\rho$	$R^2$	$\alpha$	$\beta$	$\rho$	$R^2$	$\alpha$	$\beta$	$\rho$	$R^2$
<b>pH<sub>ef</sub></b>	-	-	0,66	37	-	-	0,48	24	-	-	0,49	24
<b>NTK<sub>ef</sub></b>	0,0413	-4,6395	0,84	70	0,0383	-1,4469	0,81	67	0,0410	-3,6870	0,86	74
<b>PT<sub>ef</sub></b>	0,0074	0,8774	0,85	73	0,0064	1,1690	0,84	71	0,0062	1,5422	0,85	71
<b>Fosf<sub>ef</sub></b>	0,0076	0,3572	0,92	85	0,0077	0,0724	0,95	90	0,0078	0,1092	0,92	85

V: variáveis analisadas, efluente ao tratamento; NTK: nitrogênio total Kjeldahl; PT: fósforo total; Fosf: fosfato; Todos os valores de  $R^2$  foram significativos para  $p < 0,01$ .

Do autor (2021).

Yagüe e Quílez (2012) ao estudarem a lama suína, determinaram a correlação entre a CE e as variáveis nitrogênio orgânico, íon amônio ( $NH_4^+$ ), nitrogênio total e fósforo total e obtiveram valores de correlação de 0,45, 0,84, 0,78 e 0,08 respectivamente, para a lama diluída dez vezes com água destilada, demonstrando ser um método promissor na gestão da lama suína, no nordeste da Espanha, devido ao seu baixo custo e facilidade de uso.

Ribeiro *et al.* (2017) ao avaliaram a correlação de Spearman entre a CE e as variáveis de qualidade da água do Ribeirão Anicuns, Goiânia, GO, obtiveram valores de correlação de 0,81 e 0,60 para o período chuvoso, e 0,88 e 0,67 para o período seco, entre a CE e a amônia ( $NH_3$ ) e o fosfato, respectivamente. Os autores associaram a presença desses nutrientes ao lançamento de efluentes domésticos no ribeirão estudado, considerando as características de ocupação da bacia hidrográfica.

De Oliveira *et al.* (2020) ao monitorarem a remoção de nitrogênio e fósforo em reator de manta de lodo ascendente (UASB), filtro biológico aerado submerso (FBAS) e em SACs-

EHSS, tratando diferentes cargas orgânicas de águas residuárias da suinocultura, determinaram a correção entre a CE e o NTK e PT e obtiveram forte correlação positiva para o UASB e FBAS. Para o SACs-EHSS os valores de correlação foram de 0,93 e 0,80 entre a CE e o NTK e o PT respectivamente.

Alguns trabalhos focados em avaliar a relação entre a CE e o nitrogênio total e amoniacal no esterco de gado e de suínos foram identificados ( $R^2 > 0,75$ ), e demonstraram alto potencial de uso para a determinação de nutrientes no esgoto *in situ*, contribuindo com o manejo adequado desse resíduo, evitando a poluição do solo e da água (MORAL *et al.*, 2005; SINGH; BICUDO, 2005; YANG *et al.*, 2006; PROVOLO; MARTÍNEZ-SULLER, 2007; MARTINEZ-SULLER; AZZELLINO; PROVOLO, 2008).

Embora poucos são os trabalhos focados em determinar a correlação entre a CE e os nutrientes no esgoto universitário, os resultados apresentados demonstram grande potencial de uso da CE como ferramenta para determinar as concentrações de nitrogênio e fósforo, em águas residuárias brutas e após o tratamento, aumentando a aquisição de dados de forma prática, além de reduzir os custos das análises.

#### 4 CONCLUSÃO

Os SACs-EHSS não demonstram diferença estatística na remoção de nutrientes, além de resultar em baixas eficiências de remoção, com 12,1, 9,7 e 10,2% para o NTK e -1,3, 6,7 e 5,3 para o PT, para o SAC-A, B e C, respectivamente, provocadas pela maturação dos sistemas, evidenciado pela formação de lâmina superficial formada devido à saturação inicial do leito, diminuindo a condutividade hidráulica, indicando uma possível colmatção, além de facilitar a formação de caminhos preferenciais, uniformizando o tratamento entre os sistemas.

O SAC-C apresentou a maior TRM em relação ao PT, contribuindo com uma maior produtividade de matéria seca, assim como maior extração de nitrogênio e fósforo, seguido do SAC-B e, por fim, o SAC-A, do capim *Pennisetum setaceum*. Os valores de extração de nitrogênio estão abaixo dos reportados na literatura para SACs-EHSS, diferente do fósforo que apresentou valores de extração superiores a  $2 \text{ g m}^{-2}$  no corte II do SAC-B e nos cortes I, II e IV do SAC-C.

Houve forte correlação positiva entre a CE e as variáveis NTK e PT, afluente e efluente ao tratamento, e correlação positiva muito forte entre a CE e o fósforo, para os três sistemas avaliados, demonstrando alto potencial na determinação de nutrientes por meio da CE no esgoto universitário e após o tratamento em SACs-EHSS.

## REFERÊNCIAS

- AALAM, T.; KHALIL, N. Performance of horizontal sub-surface flow constructed wetlands with different flow patterns using dual media for low-strength municipal wastewater: A case of pilot scale experiment in a tropical climate region. **Journal of Environmental Science and Health**, [S.l.], Part A, v. 54, n. 12, p. 1245-1253, 2019.
- ANA. Agência Nacional de Águas. **Atlas Esgoto: Despoluição de Bacias Hidrográficas**, 2017. Disponível em: <http://atlasesgotos.ana.gov.br/>. Acesso em: 21 jan. 2021.
- APHA. American Public Health Association. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21. ed. Washington: APHA, 2005. 8 p.
- ARIF, Y. *et al.* Salinity induced physiological and biochemical changes in plants: An omic approach towards salt stress tolerance. **Plant Physiology and Biochemistry**, [S.l.], v. 156, p. 64-77, 2020.
- BADALAMENTI, E. *et al.* Seedling growth of a native (*Ampelodesmos mauritanicus*) and an exotic (*Pennisetum setaceum*) grass. **Acta Oecologica**, [S.l.], v. 77, p. 37-42, 2016.
- BRIX, H. Functions of macrophytes in constructed wetlands. **Water Science and Technology**, [S.l.], v. 29, n. 4, p. 71-78, 1994.
- CALLEGARI-JACQUES, S. M. **Bioestatística: princípios e aplicações**. Porto Alegre: Artemed, 2003. 255 p.
- CHENG, X. Y. *et al.* Relationships between plant photosynthesis, radial oxygen loss and nutrient removal in constructed wetland microcosms. **Biochemical Systematics and Ecology**, [S.l.], v. 54, p. 299-306, 2014.
- CHOWDHURY, R. K. *et al.* Greywater quality changes in laboratory scale vegetative biofiltration prototypes. **Journal of Water Management Modeling**, v. 26, n. C434, p. 1-7, 2017.
- CLARKE, E.; BALDWIN, A. H. Responses of wetland plants to ammonia and water level. **Ecological Engineering**, [S.l.], v. 18, n. 3, p. 257-264, 2002.
- COGGINS, L. X. *et al.* Impact of hydrodynamic reconfiguration with baffles on treatment performance in waste stabilization ponds: a full-scale experiment. **Water**, [S.l.], v. 10, n. 2, p. 109, 2018.
- COSTA, J. F. *et al.* Performance and behaviour of planted and unplanted units of a horizontal subsurface flow constructed wetland system treating municipal effluent from a UASB reactor. **Water Science and Technology**, [S.l.], v. 68, n. 7, p. 1495-1502, 2013.
- COSTA, R. A. *et al.* Comportamento hidrodinâmico de sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial de diferentes proporções geométricas e tempos de operação. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, [S.l.], v. 24, n. 1, p. 83-91, 2019.

CUI, L. *et al.* Removal of nutrients from septic tank effluent with baffle subsurface-flow constructed wetlands. **Journal of Environmental Management**, [S.l.], v. 153, p. 33-39, 2015.

DE SÁ JÚNIOR, A. *et al.* Application of the Köppen classification for climatic zoning in the state of Minas Gerais, Brazil. **Theoretical and Applied Climatology**, [S.l.], v. 108, n. 1, p. 1-7, 2012.

DZAKPASU, M. *et al.* Nitrogen removal in an integrated constructed wetland treating domestic wastewater. **Journal of Environmental Science and Health**, [S.l.], Part A, v. 46, n. 7, p. 742-750, 2011.

FARJOOD, A.; MELVILLE, B. W.; SHAMSELDIN, A. Y. The effect of different baffles on hydraulic performance of a sediment retention pond. **Ecological Engineering**, [S.l.], v. 81, p. 228-232, 2015.

FIA, F. R. L. *et al.* Kinetics and Removal Efficiency of Nitrogen in Constructed Wetlands Cultivated with Different Plant Species for Treating Swine Wastewater Applied at Different Rates. **Water, Air, & Soil Pollution**, [S.l.], v. 232, n. 1, p. 1-17, 2021.

GAJEWSKA, M. *et al.* Kinetics of pollutants removal in vertical and horizontal flow constructed wetlands in temperate climate. **Science of the Total Environment**, [S.l.], v. 718, p. 137371, 2020.

GUO, X. *et al.* Purifying effect of biochar-zeolite constructed wetlands on arsenic-containing biogas slurry in large-scale pig farms. **Journal of Cleaner Production**, [S.l.], v. 279, p. 123579, 2021.

HIJOSA-VALSERO, M.; SIDRACH-CARDONA, R.; BÉCARES, E. Comparison of interannual removal variation of various constructed wetland types. **Science of the Total Environment**, [S.l.], v. 430, p. 174-183, 2012.

LEHL, H. K. *et al.* Multiple aerobic and anaerobic baffled constructed wetlands for simultaneous nitrogen and organic compounds removal. **Desalination and Water Treatment**, [S.l.], v. 57, n. 60, p. 29160-29167, 2016.

LIMA, L. C. **Tratamento do esgoto sanitário da universidade federal de lavras, em estação piloto, objetivando sua caracterização, remoção de poluentes e cinética.** 2019. 179 p. Tese (Doutorado em Recursos Hídricos) – Departamento de Recursos Hídricos, Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2019.

LIU, H. *et al.* Effects of solids accumulation and plant root on water flow characteristics in horizontal subsurface flow constructed wetland. **Ecological Engineering**, [S.l.], v. 120, p. 481-486, 2018.

LLORENS, E. *et al.* Bacterial transformation and biodegradation processes simulation in horizontal subsurface flow constructed wetlands using CWM1-RETRASO. **Bioresource Technology**, [S.l.], v. 102, n. 2, p. 928-936, 2011.

LUCAS, W. C.; GREENWAY, M. Phosphorus retention by bioretention mesocosms using media formulated for phosphorus sorption: Response to accelerated loads. **Journal of Irrigation and Drainage Engineering**, [S.l.], v. 137, n. 3, p. 144-153, 2011.

MANDER, Ü. *et al.* Greenhouse gas emission in constructed wetlands for wastewater treatment: a review. **Ecological Engineering**, [S.l.], v. 66, p. 19-35, 2014.

MARTINEZ-SULLER, L.; AZZELLINO, A.; PROVOLO, G. Analysis of livestock slurries from farms across Northern Italy: Relationship between indicators and nutrient content. **Biosystems Engineering**, [S.l.], v. 99, n. 4, p. 540-552, 2008.

MATOS, A. T.; FREITAS, W. S.; BORGES, A. C. Kinetic study of organic matter removal from swine wastewaters treated in constructed wetlands cultivated with different species of plants. **Engenharia Agrícola**, [S.l.], v. 31, n. 6, p. 1179-1188, 2011.

MATOS, A. T. **Manual de análise de resíduos sólidos e águas residuárias**. Viçosa: UFV, 2015, 149 p.

MATOS, A. T. *et al.* Influence of the geometric configuration of unplanted horizontal subsurface flow constructed wetlands in the adjustment of parameters of organic matter decay models. **Journal of Water Process Engineering**, [S.l.], v. 22, p. 123-130, 2018.

DE MELO, A. F. S. R. **Remoção de contaminantes e hidrodinâmica em sistemas alagados construídos contendo chicanas dispostas de diferentes formas**. 2019. 108 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Departamento de Engenharia Agrícola, Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2019.

METCALF; EDDY. **Wastewater engineering treatment disposal reuse**. 3rd ed. New York: McGraw-Hill, 2003. 1848 p.

MIRANDA, S. T. *et al.* Evaluation of unclogging aspects in horizontal subsurface flow constructed wetlands. **Water Science and Technology**, [S.l.], v. 74, n. 7, p. 1594-1601, 2016.

MORAL, R. *et al.* Estimation of nutrient values of pig slurries in Southeast Spain using easily determined properties. **Waste Management**, [S.l.], v. 25, n. 7, p. 719-725, 2005.

MOTA, P. R. D. *et al.* Condutividade elétrica da solução nutritiva e acúmulo de macro e micronutrientes no cultivo de crisântemo. **Bragantia**, [S.l.], v. 72, n. 1, p. 81-89, 2013.

NGUYEN, X. C. *et al.* A hybrid constructed wetland for organic-material and nutrient removal from sewage: process performance and multi-kinetic models. **Journal of Environmental Management**, [S.l.], v. 222, p. 378-384, 2018.

OLIVEIRA, J. F. *et al.* Nitrogen and Phosphorus Removal Associated with Changes in Organic Loads from Biological Reactors Monitored by Multivariate Criteria. **Water, Air, & Soil Pollution**, [S.l.], v. 231, n. 10, p. 1-16, 2020.

PAPAEVANGELOU, V. A. *et al.* Removal of endocrine disrupting chemicals in HSF and VF pilot-scale constructed wetlands. **Chemical Engineering Journal**, [S.l.], v. 294, p. 146-156, 2016.



- PROVOLO, G.; MARTÍNEZ-SULLER, L. In situ determination of slurry nutrient content by electrical conductivity. **Bioresource technology**, [S.l.], v. 98, n. 17, p. 3235-3242, 2007.
- OSMAN, N. A. *et al.* The effect of palm oil mill effluent final discharge on the characteristics of *Pennisetum purpureum*. **Scientific Reports**, [S.l.], v. 10, n. 1, p. 1-10, 2020.
- RAHLAO, S. J. *et al.* Performance of invasive alien fountain grass (*Pennisetum setaceum*) along a climatic gradient through three South African biomes. **South African Journal of Botany**, [S.l.], v. 91, p. 43-48, 2014.
- RENGERS, E. E. *et al.* Hydraulic performance of a modified constructed wetland system through a CFD-based approach. **Journal of Hydro-environment Research**, [S.l.], v. 12, p. 91-104, 2016.
- REYES-CONTRERAS, C. *et al.* Temporal evolution in PPCP removal from urban wastewater by constructed wetlands of different configuration: a medium-term study. **Chemosphere**, [S.l.], v. 88, n. 2, p. 161-167, 2012.
- RIBEIRO, T. G. *et al.* Estudo da qualidade das águas por meio da correlação de parâmetros físico-químicos, Bacia Hidrográfica do Ribeirão Anicuns. **Geochimica Brasiliensis**, [S.l.], v. 30, n. 1, p. 84-94, 2017.
- RUAN, C. J. *et al.* Halophyte improvement for a salinized world. **Critical Reviews in Plant Sciences**, [S.l.], v. 29, n. 6, p. 329-359, 2010.
- SHIH, S. S. *et al.* Tracer experiments and hydraulic performance improvements in a treatment pond. **Water**, [S.l.], v. 9, n. 2, p. 137, 2017.
- SINGH, A.; BICUDO, J. R. Dairy manure nutrient analysis using quick tests. **Environmental Technology**, [S.l.], v. 26, n. 5, p. 471-478, 2005.
- SURESH, A. *et al.* Prediction of the nutrients value and biochemical characteristics of swine slurry by measurement of EC–Electrical conductivity. **Bioresource Technology**, [S.l.], v. 100, n. 20, p. 4683-4689, 2009.
- TEE, H. *et al.* Enhancement of azo dye Acid Orange 7 removal in newly developed horizontal subsurface-flow constructed wetland. **Journal of Environmental Management**, [S.l.], v. 147, p. 349-355, 2015.
- THALLA, A. K. *et al.* Performance evaluation of horizontal and vertical flow constructed wetlands as tertiary treatment option for secondary effluents. **Applied Water Science**, [S.l.], v. 9, n. 6, p. 1-9, 2019.
- UDOM, I. J.; MBAJIORGU, C. C.; OBOHO, E. O. Development and evaluation of a constructed pilot-scale horizontal subsurface flow wetland treating piggery wastewater. **Ain Shams Engineering Journal**, [S.l.], v. 9, n. 4, p. 3179-3185, 2018.
- WU, S. *et al.* Development of constructed wetlands in performance intensifications for wastewater treatment: a nitrogen and organic matter targeted review. **Water Research**, [S.l.], v. 57, p. 40-55, 2014.

VON SPERLING, M.; DE PAOLI, A. C. First-order COD decay coefficients associated with different hydraulic models applied to planted and unplanted horizontal subsurface-flow constructed wetlands. **Ecological Engineering**, [S.l.], v. 57, p. 205-209, 2013.

VON SPERLING, M. **Lagoas de estabilização: princípios básicos do tratamento biológico de águas residuárias**. 3. ed. Belo Horizonte: UFMG, 2017. 196 p.

VYMAZAL, J. Removal of enteric bacteria in constructed treatment wetlands with emergent macrophytes: a review. **Journal of Environmental Science and Health**, [S.l.], v. 40, n. 6-7, p. 1355-1367, 2005.

VYMAZAL, J. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. **Science of the Total Environment**, [S.l.], v. 380, n. 1-3, p. 48-65, 2007.

VYMAZAL, J; KRÖPFELOVÁ, L. **Wastewater treatment in constructed wetlands with horizontal sub-surface flow**. Springer science & business media, 2008.

VYMAZAL, J. Emergent plants used in free water surface constructed wetlands: a review. **Ecological engineering**, [S.l.], v. 61, p. 582-592, 2013.

VYMAZAL, J; KRÖPFELOVÁ, L. Multistage hybrid constructed wetland for enhanced removal of nitrogen. **Ecological Engineering**, [S.l.], v. 84, p. 202-208, 2015.

VYMAZAL, J. Removal of nutrients in constructed wetlands for wastewater treatment through plant harvesting—Biomass and load matter the most. **Ecological Engineering**, [S.l.], v. 155, p. 105962, 2020.

YANG, Z. *et al.* Estimating nutrient contents of pig slurries rapidly by measurement of physical and chemical properties. **The Journal of Agricultural Science**, [S.l.], v. 144, p. 261, 2006.

YAGÜE, M. R.; QUÍLEZ, D. On-farm Measurement of Electrical Conductivity for the Estimation of Ammonium Nitrogen Concentration in Pig Slurry. **Journal of Environmental Quality**, [S.l.], v. 41, n. 3, p. 893-900, 2012.

ZHU, H. *et al.* Removal of nitrogen and COD in horizontal subsurface flow constructed wetlands under different influent C/N ratios. **Ecological Engineering**, [S.l.], v. 63, p. 58-63, 2014.