



LÍVIA DAL SASSO DE SOUZA

**REMOÇÃO DE FÓSFORO EM SISTEMAS ALAGADOS
CONSTRUÍDOS DE ESCOAMENTO HORIZONTAL
SUBSUPERFICIAL COM SUBSTRATO DE LODO DE
ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUA**

**LAVRAS – MG
2023**

LÍVIA DAL SASSO DE SOUZA

**REMOÇÃO DE FÓSFORO EM SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS DE
ESCOAMENTO HORIZONTAL SUBSUPERFICIAL COM SUBSTRATO DE
LODO DE ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUA**

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

Profa. Dra. Fátima Resende Luiz Fia
Orientadora

Prof. Dr. Guilherme Max Dias Ferreira
Coorientador

**LAVRAS – MG
2023**

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

Souza, Lívia Dal Sasso de.

Remoção de fósforo em sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial com substrato de lodo de estação de tratamento de água / Lívia Dal Sasso de Souza. - 2023.
118 p. : il.

Orientador(a): Fátima Resende Luiz Fia.

Coorientador(a): Guilherme Max Dias Ferreira.

Dissertação (mestrado acadêmico) - Universidade Federal de Lavras, 2023.

Bibliografia.

1. Wetlands construídos. 2. Adsorção de fósforo. 3. Saneamento descentralizado. I. Fia, Fátima Resende Luiz. II. Ferreira, Guilherme Max Dias. III. Título.

LÍVIA DAL SASSO DE SOUZA

**REMOÇÃO DE FÓSFORO EM SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS DE
ESCOAMENTO HORIZONTAL SUBSUPERFICIAL COM SUBSTRATO DE
LODO DE ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUA**

**PHOSPHORUS REMOVAL IN HORIZONTAL SUBSURFACE FLOW
CONSTRUCTED WETLANDS WITH WATER TREATMENT SLUDGE
SUBSTRATE**

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

APROVADA em 16/06/2023

Dra. Fátima Resende Luiz Fia	UFLA
Dr. Guilherme Max Dias Ferreira	UFLA
Dr. Ronaldo Fia	UFLA
Dr. Alisson Carraro Borges	UFV

Profa. Dra. Fátima Resende Luiz Fia
Orientadora

Prof. Dr. Guilherme Max Dias Ferreira
Coorientador

**LAVRAS – MG
2023**

*À minha mãe, Terezinha, pelo apoio
incondicional, incentivo, amor e confiança.*

Dedico.

AGRADECIMENTOS

A Deus, por iluminar meu caminho e ter me dado paciência, força e resiliência para cumprir essa etapa.

À minha mãe, Terezinha, minha maior inspiração e exemplo de profissional, pelo apoio e porto seguro em todos os momentos da minha vida e ao meu pai, Wilson (*in memoriam*), pela certeza de tê-lo sempre ao meu lado. Ao meu irmão, Juninho, pela torcida e incentivo.

À professora Fátima Fia, pela orientação e por dispor recursos para execução da pesquisa.

Ao meu coorientador professor Guilherme Ferreira, agradeço pelos ensinamentos e muitas contribuições no trabalho, sempre tão disposto e solícito.

Aos membros da banca de Qualificação e de Defesa do Mestrado, professores Mateus Matos, Ronaldo Fia e Alisson Borges, por contribuírem para a melhoria do trabalho.

À professora Michele Reis e à doutoranda Mariana Cruz, do Departamento de Fitotecnia, agradeço por toda disponibilidade e auxílio no monitoramento da espécie vegetal. Ao professor Rafael Farinassi e ao técnico José de Arimateia, do Departamento de Engenharia, pela ajuda na produção do substrato e na condução de algumas análises.

Agradeço as técnicas dos laboratórios do Departamento de Engenharia Ambiental, Juliana e Lorena, pelo bom convívio e auxílio.

Aos técnicos da Estação de Tratamento de Água e da Estação de Tratamento de Esgotos da UFLA, em especial Aroldo e Tobias, pelo auxílio na montagem e manutenção da unidade experimental, além da companhia agradável, boa vontade e conselhos.

Aos alunos de iniciação científica Marcos Vinícios Silva, Gabrielle Bandeira, Gabriel Fernandes, Matheus Vaccarini e Ana Carolina Faria, pela dedicação e comprometimento com o trabalho.

Aos amigos e colegas do PPGEAMB Karla Danielle, Matheus Braga, Thainara Souza e Rodolfo Crippa, pelos momentos compartilhados. Em especial, a Laís Marçal, pela amizade, incentivo e por toda contribuição técnica.

Aos meus amigos de longa data e aos grandes amigos da UFV, que sempre estiveram presentes, apesar da distância. Aos que contribuíram em algum momento com este trabalho, destaco Igor Rodrigues e Lívia Carvalho. Em especial, agradeço à Larissa Carvalho, por toda ajuda, pelas contribuições e conversas, amizade e incentivo. À Ananda Vieira pelo auxílio e

companhia em inúmeras atividades do mestrado, por todo companheirismo, carinho e apoio incondicional. Minha eterna gratidão!

Aos meus amores, Belinha e João, por serem minha dose de amor e alegria diária.

À UFLA, especialmente ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, pela oportunidade de crescimento profissional. À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelo apoio financeiro através da concessão da bolsa de pesquisa (Código de Financiamento 001) e à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG), pelo apoio financeiro concedido pelo Edital Universal 001/2021 - Processo APQ-02800-21.

RESUMO

O excesso de fósforo (P) em ambientes aquáticos pode desencadear a eutrofização, por isso faz-se necessário o emprego de tecnologias de tratamento de efluentes de menor custo e satisfatória remoção de poluentes para prevenir a poluição de cursos d'água. O sistema alagado construído (SAC) é uma tecnologia de menor custo e desempenho satisfatório na remoção de poluentes, no entanto, a maximização da remoção de P está atrelada à utilização de substratos com maior capacidade de adsorção desse elemento, como o lodo de estação de tratamento de água (ETA), um resíduo do saneamento e de menor custo. O objetivo deste trabalho foi produzir um substrato utilizando lodo de ETA, cimento e aditivos e avaliar seu desempenho como adsorvente de P em sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial (SACs-EHSS) no tratamento de efluente sanitário. O substrato foi caracterizado por ATR-FTIR, MEV, EDS e resistência à compressão. Foram realizados estudos de efeito do pH e da força iônica, cinética e isoterma de adsorção em solução aquosa sintética e adsorção de fosfato em amostra de efluente sanitário. O substrato também foi avaliado em unidade experimental, em escala piloto, com três SACs-EHSS: 1) plantado com *Tulbaghia violacea* e sem substrato; 2) plantado com *T. violacea* e com substrato; e 3) sem vegetação e com substrato. O monitoramento das unidades foi dividido: Etapa 1, sem adição de substrato de lodo de ETA; e Etapa 2, com adição do substrato de lodo de ETA nos SACs-EHSS 2 e 3. Foram realizadas amostragens simples afluente e efluente a cada SAC-EHSS, para determinar pH, condutividade elétrica (CE), sólidos totais (ST), demanda química de oxigênio (DQO), nitrogênio total Kjeldahl (NTK), fósforo total (PT) e fosfato (Pfosf), com os dados submetidos ao teste de Kruskal-Wallis, a 5% de significância. Ao final do monitoramento, foram avaliados teor de água, produtividade e capacidade de extração de nutrientes para a parte aérea e radicular da *T. violacea*. Os resultados indicaram que o substrato de lodo de ETA pode ser aplicado em uma ampla faixa de pH e com pouca interferência da adição de íons cloreto. O modelo de pseudo-segunda ordem apresentou bom ajuste aos dados experimentais de cinética. Os modelos de Freundlich, Langmuir e Sips descreveram bem o processo de adsorção de P no substrato de lodo de ETA, com capacidade máxima de adsorção de 7,34 mg g⁻¹, obtida pelo ajuste de Langmuir. A complexidade do efluente sanitário reduziu a eficiência de remoção de fosfato em relação a solução sintética. Em campo, na Etapa 2, houve desfragmentação do substrato no contato imediato com o efluente sanitário, com aumento do pH, CE, ST e DQO na saída dos SACs-EHSS 2 e 3, mas com tendência de restabelecimento das condições observadas na Etapa 1. A aplicação do substrato reduziu as concentrações de NTK, PT e Pfosf, com eficiências médias de remoção de 35,42% de PT e 60,52% de Pfosf, no SAC-EHSS 2, superiores às encontradas no SAC-EHSS 1, de 13,73% de PT e 15,32% de Pfosf. A produtividade e capacidade de extração de nutrientes pela *T. violacea* está de acordo com os valores de espécies de uso consolidado em SACs-EHSS. A capacidade máxima de adsorção de P pelo substrato de lodo de ETA está dentro da faixa de valores reportados em estudos que utilizaram outros resíduos como adsorventes. A espécie *T. violacea* pode ser recomendada como planta ornamental para cultivo em SACs-EHSS no tratamento de efluente sanitário.

Palavras-chave: Adsorção de fósforo. Saneamento descentralizado. Sustentabilidade. *Tulbaghia violacea*. Wetlands construídos.

ABSTRACT

The excess of phosphorus (P) in aquatic environments can unleash the eutrophication, so it is necessary the use of effluent treatment technologies of lower cost and satisfactory pollutant removal to prevent the pollution of watercourses. The constructed wetland system (CWS) is a low cost technology with satisfactory performance in the removal of pollutants; however, the maximization of P removal is associated with the use of substrates with a higher adsorption capacity for this element, such as water treatment plant sludge (WTPS), a sanitation residue with lower cost. The purpose of this work was to produce a substrate using WTPS, cement and additives and to evaluate its performance as P adsorbent in horizontal subsurface flow constructed wetlands systems (HSSF-CWs) in the treatment of sanitary effluent. The substrate was characterized by ATR-FTIR, SEM, EDS and compressive strength. Studies of pH and ionic strength effect, kinetics and adsorption isotherm in synthetic aqueous solution and phosphate adsorption in real sample of sanitary effluent were performed. The substrate was also evaluated in an experimental unit, in pilot scale, with three HSSF-CWs: 1) planted with *Tulbaghia violacea* and without substrate; 2) planted with *T. violacea* and with substrate; and 3) without vegetation and with substrate. The monitoring of the units was divided: stage 1, without addition of WTS sludge substrate; and stage 2, with addition of WTS sludge substrate in HSSF-CWs 2 and 3. Single inflow and effluent samplings were performed to each HSSF-CWs, to determine pH, electrical conductivity (EC), total solids (TS), chemical oxygen demand (COD), total Kjeldahl nitrogen (TKN), total phosphorus (TP) and phosphate (P_{fosf}), with the data submitted to Kruskal-Wallis test, at 5% significance level. At the end of monitoring, water content, productivity and nutrient extraction capacity for the aerial and root parts of *T. violacea* were evaluated. The results indicated that the WTS sludge substrate can be applied over a wide pH range and with little interference from the addition of chloride ions. The pseudo-second order model showed good fit to the experimental kinetics data. The Freundlich, Langmuir and Sips models described well the P adsorption process in the WTP sludge substrate, with maximum adsorption capacity of 7.34 mg g⁻¹, obtained by the Langmuir fit. The complexity of the wastewater effluent reduced the phosphate removal efficiency compared to the synthetic solution. In the field, in stage 2, there was substrate defragmentation in the immediate contact with the sanitary effluent, with an increase in pH, EC, TS and COD at the outlet of HSSF-CWs 2 and 3, but with a tendency to reestablish the conditions observed in stage 1. The substrate application reduced the concentrations of TKN, TP and P_{fosf}, with average removal efficiencies of 35.42% of TP and 60.52% of P_{fosf}, in HSSF-CWs 2, higher than those found in HSSF-CWs 1, of 13.73% of TP and 15.32% of P_{fosf}. The productivity and nutrient extraction capacity of *T. violacea* is in the same range as the values of species of consolidated use in HSSF-CWs. The maximum adsorption capacity of P by the WTS sludge substrate is within the range of values reported in studies using other wastes as adsorbents. The species *T. violacea* can be recommended as an ornamental plant for cultivation in HSSF-CWs in the treatment of sanitary effluent.

Keywords: Phosphorus adsorption. Decentralized sanitation. Sustainability. *Tulbaghia violacea*. Constructed wetlands.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Esquema representativo do sistema alagado construído de escoamento horizontal subsuperficial – SAC-EHSS.....	23
Figura 2 - <i>Tulbaghia violacea</i> em floração.	28
Figura 3 - Substrato composto por lodo de ETA e aditivos.	34
Figura 4 – Desenho esquemático dos SACs-EHSS.....	43
Figura 5 - Unidade experimental na Etapa 1.	45
Figura 6 - Unidade experimental na Etapa 2, após aplicação do substrato.	46
Figura 7 - Microscopia eletrônica de varredura da superfície do substrato (A) e do substrato após trituração (B).	52
Figura 8 - Espectroscopia de energia dispersiva para o substrato triturado.	53
Figura 9 - Espectro do substrato puro na região do infravermelho médio.	54
Figura 10 - Teste do efeito do pH inicial sobre a adsorção de fosfato em solução aquosa pelo substrato.....	56
Figura 11 - Teste do efeito da força iônica.	58
Figura 12 - Cinética de adsorção de fosfato em solução aquosa pelo substrato.....	60
Figura 13 - Cinética de adsorção e ajuste dos modelos de pseudoprimeira ordem, pseudo-segunda ordem e Elovich aos dados obtidos para remoção de P pelo substrato.	62
Figura 14 - Ajuste do modelo de difusão intrapartícula de Weber-Morris aos dados experimentais do substrato.	62
Figura 15 - Isoterma de adsorção de espécies de P em solução aquosa pelo substrato.....	65
Figura 16 - Isoterma de adsorção e ajuste dos modelos de Freundlich, Langmuir e Sips aos dados obtidos para remoção de fosfato pelo substrato.	66
Figura 17 - Microscopia eletrônica de varredura do substrato após adsorção em solução de fosfato.	69
Figura 18 - Espectros do substrato antes e após adsorção na região do infravermelho médio.	70
Figura 19 - Espectroscopia de energia dispersiva (EDS) para o adsorvente após adsorção.	71
Figura 20 - Variação do pH do efluente sanitário na entrada e saída de cada SAC-EHSS.....	77
Figura 21 - Variação da CE do efluente sanitário na entrada e saída de cada SAC-EHSS.....	79
Figura 22 - Efluente sanitário coletado na entrada e saída dos SACs-EHSS, na etapa de monitoramento 2.....	81

Figura 23 - Taxa de carga de NTK e eficiências de remoção de NTK nos SACs-EHSS, nas Etapas 1 e 2.....	86
Figura 24 - Taxa de carga de PT e eficiência de remoção de PT nos SACs-EHSS, nas Etapas 1 e 2.	90
Figura 25 - Taxa de carga de Pfosf e eficiência de remoção de Pfosf nos SACs-EHSS nas Etapas 1 e 2.....	90
Figura 26 - Floração de <i>T.violacea</i> nos SACs-EHSS.....	94
Figura 27 - SACs-EHSS após ataque de formigas cortadeiras (a) e após a poda drástica (b).	95

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Características construtivas dos SACs-EHSS.	43
Tabela 2 - Características operacionais dos SACs-EHSS na Etapa 1.	45
Tabela 3 - Variáveis de qualidade da água e total de análises na Etapa 2.	47
Tabela 4 - Características operacionais dos SACs-EHSS na Etapa 2.	47
Tabela 5 - Caracterização química do lodo da ETA-UFLA (teores disponíveis).	49
Tabela 6 - Caracterização química do lodo da ETA-UFLA (teores totais).	49
Tabela 7 - Concentração de fosfato (C_e), eficiência de remoção e capacidade de adsorção de fosfato (q_e) em função do tempo de contato para ensaio cinético em solução de fosfato de 10 mg L ⁻¹	60
Tabela 8 - Parâmetros das curvas de cinética de adsorção ajustadas aos dados experimentais obtidos para a remoção de fosfato pelo substrato.	62
Tabela 9 - Concentração inicial (C_o), concentração final (C_e), eficiência de remoção e capacidade de adsorção de fosfato para o substrato.	65
Tabela 10 - Parâmetros das isotermas de adsorção ajustadas aos dados experimentais de remoção de fosfato pelo substrato.	66
Tabela 11 - Caracterização do efluente sanitário da ETE-UFLA.	72
Tabela 12 - Valores médios do ensaio de adsorção em efluente sanitário.	72
Tabela 13 - Propriedades do efluente sanitário, na entrada e saídas dos SACs-EHSS, durante a etapa de monitoramento 1.	74
Tabela 14 - Médias das propriedades do efluente sanitário, na entrada e saídas dos SACs-EHSS, durante a etapa de monitoramento 2.	75
Tabela 15 - Taxa de carga de ST e DQO e eficiência, com base na carga nos SACs-EHSS.	82
Tabela 16 - Taxa de carga de NTK e eficiência com base na carga de entrada e saída nos SACs-EHSS.	86
Tabela 17 – Taxa de carga de PT e Pfosf e eficiência com base na carga nos SACs-EHSS.	91
Tabela 18 - Teor de água e produtividade de matéria seca.	94
Tabela 19 - Concentração e extração de nitrogênio (N) e fósforo (P) das partes aérea e radicular de <i>T.violacea</i> nos SACs-EHSS 1 e 2.	97

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	14
2 OBJETIVOS	16
2.1 Objetivo Geral	16
2.2 Objetivos Específicos	16
3 REFERENCIAL TEÓRICO	17
3.1 Panorama do tratamento de esgoto no Brasil	17
3.2 Fósforo e mecanismos de remoção	18
3.2.1 Fósforo no ambiente aquático	18
3.2.2 Tecnologias de tratamento para remoção de fósforo	20
3.3 Sistemas Alagados Construídos	21
3.3.1. Sistema Alagado Construído de Escoamento Horizontal Subsuperficial	23
3.3.2 Vegetação cultivada	25
3.3.3 Meio suporte.....	28
3.4 Lodo de ETA e seu potencial para adsorção de fósforo em SACs	30
4 METODOLOGIA	32
4.1 Caracterização do lodo da Estação de Tratamento de Água	32
4.2 Produção do substrato	33
4.3 Caracterização do substrato	34
4.3.1 Espectro no Infravermelho Médio por Transformada de Fourier (ATR-FTIR).....	35
4.3.2 Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV) e Espectroscopia por Energia Dispersiva (EDS).....	35
4.3.3 Ponto de carga zero (pH _{PCZ}).....	36
4.3.4 Densidade aparente	36
4.3.5 Resistência à compressão	36
4.4 Ensaio de adsorção de fósforo no substrato	37
4.4.1 Efeito do pH	37
4.4.2 Efeito da força iônica	38
4.4.3 Cinética de adsorção.....	38
4.4.4 Isotermas de adsorção	39
4.5 Ensaio de adsorção com o efluente sanitário	40
4.6 Aplicação do substrato em Sistema Alagado Construído de Escoamento Horizontal Subsuperficial (SAC-EHSS)	41

4.6.1 Caracterização do experimento	41
4.6.2 Etapas de monitoramento e variáveis de qualidade da água analisadas.....	43
4.6.3 Produtividade e capacidade de extração de nutrientes pela <i>T.violacea</i>	47
4.6.4 Análises estatísticas.....	48
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	49
5.1 Caracterização do lodo de ETA.....	49
5.2 Caracterização do substrato/adsorvente	52
5.2.1 Caracterização morfológica e química.....	52
5.2.2 Caracterização física	55
5.3. Ensaio de adsorção em soluções de fosfato	56
5.3.1 Efeito do pH sobre a adsorção de P.....	56
5.3.2 Efeito da força iônica	58
5.3.3 Cinética de adsorção.....	59
5.3.4 Isoterma de adsorção	65
5.4 Caracterização do substrato após adsorção	69
5.5 Ensaio de adsorção em efluente sanitário.....	71
5.6 Aplicação do substrato em Sistema Alagado Construído de Escoamento Horizontal Subsuperficial (SAC-EHSS).....	73
5.6.1 Variação de pH e condutividade elétrica.....	76
5.6.2 Remoção de sólidos e matéria orgânica	80
5.6.3 Remoção de nutrientes	84
5.7 Produtividade e capacidade de extração de nutrientes pela <i>Tulbaghia violacea</i>	93
6 CONCLUSÕES.....	100
REFERÊNCIAS	101

1 INTRODUÇÃO

O tratamento de esgoto no Brasil é deficitário e não abrange toda a população. Cerca de 100 milhões de pessoas não dispõem de coleta de esgoto no país e somente metade do volume gerado é tratado (SNIS, 2021). Uma questão que dificulta o serviço de coleta de esgotos e consequentemente inviabiliza a aplicação de sistemas de tratamento centralizados de maior porte é o grande número de municípios brasileiros com população dispersa e localizada em zonas rurais, onde o atendimento é ainda mais precário.

Uma alternativa para essas localidades é a utilização de tecnologias de tratamento descentralizado de esgotos, em que o tratamento é realizado próximo da fonte geradora (METCALF; EDDY, 2014). Ademais, os tratamentos biológicos convencionais adotados nas estações de tratamento de esgotos (ETEs) no Brasil comumente atingem eficiência satisfatória na remoção de matéria orgânica, mas são pouco eficientes na remoção de nutrientes, cujo despejo nos cursos d'água pode causar a eutrofização (ARSHAD; HAMDAN, 2022). O fósforo é um desses nutrientes e, ainda que seja um elemento não tóxico e com baixa solubilidade no meio, mesmo em pequenas concentrações pode ter efeito deletério em cursos d'água (SHEN et al., 2022).

Para maximizar a remoção de nutrientes, é necessário incluir a etapa de tratamento terciário de esgotos, que ainda é pouco praticada no Brasil por onerar o processo. Uma alternativa de sistema descentralizado de tratamento de esgotos, adequado para pequenas comunidades e com resultados eficientes no tratamento de diferentes poluentes, é o Sistema Alagado Construído (SACs) (ZHANG et al., 2023; ZHENG et al., 2023).

Os SACs são unidades de tratamento de efluentes que têm menor custo de construção e simplicidade de operação e manutenção, em comparação aos demais sistemas de tratamento mecanizados (BENNY; CHAKRABORTY, 2023). São reatores naturais, que geram baixa quantidade de lodo, tem baixo ou nenhum requisito energético, podendo transformar a estação de tratamento de efluentes em local de harmonia paisagística e, ou com possibilidade de aproveitamento da massa vegetal para alimentação animal, em que a sinergia entre microrganismos, plantas e substrato resultam em desempenho satisfatório na remoção de poluentes (PUNYAPWAR; MUTNURI, 2020; COCOZZA et al., 2023; HASSAN et al., 2023).

A remoção do fósforo em SACs ocorre através de diferentes processos, mas a maior redução desse nutriente nos sistemas acontece pela adsorção em substratos (LAN et al., 2018). Contudo, os substratos comumente utilizados em SACs são areia, cascalho e brita, que têm

baixa capacidade de adsorção de fósforo (FIA et al., 2020), limitando as eficiências de remoção. Assim, uma estratégia para maximizar as eficiências de remoção de fósforo em SACs é utilizar como substratos materiais com elevada capacidade de adsorção de fósforo e menor custo de aquisição, de forma a manter a viabilidade de aplicação dessa tecnologia de tratamento de efluentes.

Dentre os materiais com potencial para utilização como substrato de SACs, cita-se o lodo proveniente de Estações de Tratamento de Água (ETA), que atualmente se caracteriza como passivo ambiental do saneamento. O lodo de ETA é constituído de óxidos de ferro e alumínio, que possuem forte afinidade por substâncias aniônicas, como o fosfato, bem como elevada área superficial e porosidade (XU et al., 2020; NOUR; TONY; NABWEY, 2023), características fundamentais em bons adsorventes. Além das vantagens econômicas, devido ao menor custo, tem perspectiva sustentável e, por isso, tem sido foco de recentes pesquisas.

O potencial do lodo de ETA como substrato de SACs foi avaliado e apresentou capacidade de adsorção de fósforo dentro da faixa reportada para outros materiais adsorventes (BABATUNDE et al., 2009; LI et al., 2013), sendo geralmente utilizado em compósitos com outros materiais que possam potencializar a remoção de fósforo e que possibilitem a moldagem desta mistura em formatos mais adequados para aplicação nos sistemas (GAO et al., 2020; ZHAO; LI; WANG, 2022). No entanto, estudos utilizando efluentes reais e avaliando o comportamento do lodo de ETA como substrato em SACs, sob condições de campo, ainda são limitados.

Neste contexto, surge a proposta desta pesquisa, de produzir um substrato utilizando lodo de ETA, cimento e aditivos e avaliar seu desempenho na remoção de fósforo em sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial (SAC-EHSS) utilizado no tratamento de efluente sanitário. Vale ressaltar que o desenvolvimento deste trabalho contribuirá, a longo prazo, para o avanço na minimização de dois problemas ambientais: o lançamento de efluentes com altas concentrações de fósforo em cursos d'água e a disposição inadequada do lodo gerado durante o processo de tratamento da água.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Produzir um substrato utilizando lodo de Estação de Tratamento de Água (ETA), cimento e aditivos (bentonita, cinzas vegetais e zeólita) e avaliar seu desempenho como adsorvente de fósforo em sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial (SACs-EHSS) no tratamento de efluente sanitário.

2.2 Objetivos Específicos

- Produzir um substrato composto de lodo de ETA, cimento e aditivos (bentonita, cinzas vegetais e zeólita);
- Caracterizar o substrato produzido quanto a suas propriedades físico-químicas e morfológicas;
- Avaliar a capacidade de adsorção de fosfato do substrato produzido e investigar os principais mecanismos de adsorção;
- Avaliar a remoção de fosfato de efluente sanitário pelo substrato;
- Construir um SAC-EHSS plantado com *Tulbaghia violacea* com compartimento para aplicação do substrato de lodo de ETA para avaliação da remoção de fósforo de efluente sanitário em escoamento contínuo e sob condições de campo;
- Avaliar a remoção de sólidos, matéria orgânica e nutrientes do efluente sanitário pelos SACs-EHSS;
- Avaliar a produtividade e a capacidade de extração de nutrientes pela planta cultivada nos SACs-EHSS.

3 REFERENCIAL TEÓRICO

3.1 Panorama do tratamento de esgoto no Brasil

Cerca de 100 milhões de pessoas não dispõem de coleta de esgoto no nosso país e de todo volume gerado apenas 50,8% é tratado (SNIS, 2021). Estima-se que de 9,1 toneladas de esgoto gerados por dia, 3,9 mil ton sejam encaminhadas para o tratamento coletivo, 1,1 mil ton sejam encaminhadas para fossa séptica (solução individual), 1,7 mil ton sejam coletadas, mas não tratadas e 2,4 mil ton não sejam sequer coletadas (ANA, 2017).

As diferenças regionais também são expressivas. Na região Norte, apenas 13,1% da população tem o esgoto coletado. Na região Nordeste, 30,3%, no Centro-Oeste 59,5%, no Sul 47,4% e no Sudeste 80,5%, respectivamente (SNIS, 2021). Em 2017, em apenas seis das vinte e sete Unidades da Federação, a proporção de residências com esgotamento sanitário foi maior que 50%: São Paulo, Distrito Federal, Minas Gerais, Paraná, Espírito Santo e Goiás (IBGE, 2017).

Dados relativos à estimativa da população residente nos municípios brasileiros com data de referência em 1º de julho de 2020, indicam que dos 5.570 municípios brasileiros, 67,7% possuem população inferior a 20.000 habitantes (IBGE, 2021). A concentração de municípios nessa faixa populacional com características rurais e com população dispersa dificulta o serviço de coleta de esgotos e conseqüentemente inviabiliza a aplicação de sistemas de tratamento centralizados de grande porte. Assim, tem-se uma situação ainda mais crítica e complexa em áreas rurais: quase 80% está em situação de atendimento precário ou de falta de atendimento em relação ao esgotamento sanitário (BRASIL, 2019). No entanto, para essas localidades a disponibilidade de área viabiliza a utilização de tecnologias de tratamento descentralizado, em que o tratamento de esgoto é realizado próximo da fonte geração (METCALF; EDDY, 2014).

É importante destacar que a saúde pública é a mais prejudicada pela ineficiência do saneamento no Brasil. Em 2021, houve 128.912 internações e 1.493 óbitos por doenças de veiculação hídrica. Somente no estado de Minas Gerais foram 7.058 mil internações por doenças associadas à falta de saneamento básico (TRATA BRASIL, 2022).

O tratamento de esgotos adotados nas estações de tratamento de esgotos (ETEs) no Brasil envolve, principalmente, três etapas: tratamento preliminar, primário e secundário. Ao entrar na ETE, o esgoto bruto é encaminhado para o tratamento preliminar, para que sejam

removidos sólidos grosseiros e areia; segue para o tratamento primário, onde são removidos materiais particulados, flutuantes e sedimentáveis; por fim, no tratamento secundário ocorre a remoção de matéria orgânica por meio de processos biológicos que podem ocorrer em um ambiente aeróbio ou anaeróbio (SNIS, 2021). Esse tratamento atinge eficiência satisfatória na remoção de matéria orgânica, mas é pouco eficiente na remoção de nutrientes, o que poderia ser alcançado incluindo-se a etapa de tratamento terciário (METCALF; EDDY, 2014), ainda pouco utilizado no país por onerar o sistema de tratamento.

A ineficiência dos sistemas de tratamentos na remoção de nutrientes, faz com que sejam despejados nos cursos d'água, causando a eutrofização, uma das principais causas de deterioração da qualidade da água (FREIRE; SOUZA FILHO, 2022). A eutrofização consiste na mineralização do meio aquático desencadeada pelo lançamento expressivo de nutrientes (nitrogênio e fósforo) que podem provocar crescimento excessivo de plantas aquáticas, tanto planctônicas quanto aderidas e que em níveis avançados pode causar interferências nos usos desejáveis dos corpos d'água (THOMANN; MUELLER, 1987).

3.2 Fósforo e mecanismos de remoção

O fósforo é um elemento químico essencial aos seres vivos, classificado como macronutriente devido à grande quantidade demandada por plantas e animais. A transferência de energia nas células, por meio dos ATPs, é uma das principais funções do fósforo em organismos vivos, além de ter papel fundamental no estímulo ao crescimento e aceleração da maturação de plantas (MATOS; MATOS, 2017). Na economia possui importância estratégica por ser matéria-prima para diversos processos de produção, como preparo e acabamento de metais, medicamentos e alimentos, além de detergentes e fertilizantes (REN et al., 2022).

3.2.1 Fósforo no ambiente aquático

O fósforo presente no ambiente aquático pode ser proveniente da lixiviação de rochas das bacias de drenagem, da decomposição de matéria orgânica, dos fertilizantes fosfatados aplicados no solo, dos excrementos de animais e do esgoto sanitário (MATOS, 2010). No esgoto sanitário, a concentração de fósforo advém principalmente de detergentes sintéticos

utilizados em residências e indústrias (VANN HANDELL, 2009; ROUT, BHUNIA; DASH, 2014).

Embora seja amplamente distribuído na natureza, não é encontrado em sua forma elementar. Em sistemas naturais, como solo e água, a maior parte do fósforo está adsorvida à fração sólida ou formando precipitados de baixa solubilidade em água (MATOS; MATOS, 2017). Na água, está presente sob as formas de ortofosfato, polifosfato e fósforo orgânico, sendo os ortofosfatos a forma diretamente disponível para o metabolismo biológico sem necessidade de conversão a formas mais simples. Já os polifosfatos e fosfatos orgânicos são moléculas mais complexas que necessitam ser convertidas à ortofosfatos para serem assimiladas pelos organismos (VON SPERLING, 2014).

Ainda que seja um elemento não tóxico e com baixa solubilidade no meio, mesmo em pequenas concentrações pode ter efeito deletério em cursos d'água, principalmente como precursor da eutrofização (NGATIA et al., 2017).

A eutrofização, em estágio avançado, pode acarretar perturbações no equilíbrio de oxigênio, com eventuais condições anaeróbias no corpo d'água, mudanças na composição das espécies - com comprometimento no crescimento ou morte de peixes por toxicidade cianobacteriana - além de elevar os custos operacionais de tratamento de águas de abastecimento (BOEYKENS et al., 2017; BHATTACHARJEE et al., 2021). O aumento da concentração de cianotoxinas provenientes de cianobactérias também é prejudicial aos seres humanos, já que por serem hidrossolúveis, são difíceis de remover da água pelo tratamento convencional, o que gera riscos de intoxicação para a população, podendo desencadear distúrbios gastrointestinais, disfunções neuromusculares, reações alérgicas, neoplasias e até a morte (OLIVER; IKEFUTI; RIBEIRO, 2020).

O fósforo é um recurso finito, não renovável e não intercambiável, cujas fontes poderão ser exauridas em curto prazo (PENG et al., 2018; REN et al., 2022). A apatita, principal fonte mineral desse elemento, poderá ser exaurida em 50-100 anos (CORDELL et al., 2011) ou no máximo em 100-400 anos, se novas técnicas de exploração das rochas forem consideradas (DAWSON; HILTON, 2011). Portanto, a recuperação do fósforo de efluentes deve ser considerada como possível fonte alternativa desse elemento.

3.2.2 Tecnologias de tratamento para remoção de fósforo

No esgoto, o fósforo encontra-se, principalmente, na forma solúvel e sua remoção se dá por meio de técnicas de transformação para uma fração sólida e posterior separação sólido-líquido. Dentre as abordagens para a remoção de fósforo de efluentes, tem-se a remoção biológica, a precipitação química, a eletrocoagulação, a utilização de microalgas e plantas e a adsorção.

A remoção biológica aprimorada de fósforo, do inglês *Enhanced Biological Phosphorus Removal* – EPBR, consiste em microrganismos específicos, os PAO – organismos acumuladores de fósforo (do inglês, *Phosphorus Accumulating Organisms*), que removem ortofosfatos do efluente acumulando-os, sob condições anaeróbias e aeróbias, como o biopolímero intracelular polifosfato (YADAV; PRUTHI; KUMAR, 2016).

A precipitação química envolve a adição de um sal de um metal bivalente ou trivalente, como sais de alumínio, cálcio, magnésio e ferro, causando a precipitação de um fosfato de metal insolúvel, que é separado por sedimentação (MARONEZE et al. 2014).

A eletrocoagulação envolve um processo de passagem de corrente elétrica através de eletrodos de alumínio e, ou ferro, com formação de produtos de hidrólise (espécies hidroxometálicas), que são eficazes na desestabilização de poluentes e, ou formação de partículas com baixa solubilidade e potencial para reter poluentes, como o fósforo (MORES et al., 2016).

As microalgas possuem potencial para uso como biocatalisadores em processos de conversão biológica de fósforo, que ocorre por esse elemento ser essencial para a síntese celular de fosfolípidios, nucleotídeos e ácidos nucléicos (MARONEZE et al., 2014; BRAGA et al., 2022).

As plantas, especialmente macrófitas, promovem redução de poluentes de forma direta por absorção e são utilizadas em tecnologias de tratamento, como leitos flutuantes ecológicos e sistemas alagados construídos (XU et al., 2021).

E a adsorção que corresponde a um processo em que substâncias presentes em fluidos líquidos ou gasosos se separam dos mesmos ao aderirem na superfície externa de determinados sólidos. A espécie que se acumula na interface do material é comumente denominada de adsorvato e a superfície sólida na qual o adsorvato se acumula, de adsorvente (RUTHVEN, 1984).

No entanto, as técnicas convencionais para a remoção de fósforo, como a precipitação química e processos biológicos, apresentam inconvenientes. A precipitação química é um processo de alto custo pela exigência de compra, transporte e armazenamento de precipitantes químicos, além de gerar grandes volumes de lodo que necessitam de descarte adequado. A remoção biológica, além de apresentar maior complexidade de operação, possui custos elevados, consome maior energia e demanda grandes áreas para implantação (LALLEY et al., 2016).

A adsorção, por sua vez, é um método promissor de remoção de fósforo, principalmente para efluentes com baixa concentração do poluente, devido à menor produção de lodo, simplicidade de operação, elevada eficiência e possibilidade de recuperação do fósforo (CHOI et al., 2016). A aplicação de diferentes adsorventes para remoção de fósforo, como cinzas volantes (ASAOKA et al., 2021), biocarvão (SUN; GU; XIAO, 2022), atapulgita granular modificada com cálcio (LV et al., 2022), zeólita modificada com lantânio (LI et al., 2020), escórias de magnesita (LIANG et al., 2022), tem demonstrado que a adsorção pode ser uma alternativa eficiente na remoção de fósforo devido a sua alta seletividade e fácil operação. No tratamento de efluentes, os adsorventes podem ser utilizados para remoção de fósforo por meio, por exemplo, de filtração e da aplicação em sistemas alagados construídos (LETSHWENYO; MOKGOSI, 2021).

3.3 Sistemas Alagados Construídos

O Sistema Alagado Construído (SAC) é uma tecnologia robusta de tratamento de efluente empregada em todo o mundo, desenvolvida em 1952 pelo Instituto Max Planck na Alemanha a partir da observação da melhoria da qualidade da água em sistemas alagados naturais (*wetlands* naturais), mas só foi difundido pelo mundo após 1985 (KADLEC; WALLACE, 2008).

Wetlands naturais são áreas de transição entre um sistema terrestre e um aquático, conhecidos como terras úmidas, brejos, várzeas, pântanos, manguezais ou lagos rasos. São regiões que ficam inundadas permanente ou sazonalmente e que desenvolveram uma vegetação adaptada à vida em ambientes alagados. A água, o solo e as espécies vegetais presentes nas *wetlands* naturais formam um ecossistema em equilíbrio, com degradação da matéria orgânica,

reciclagem de nutrientes e, conseqüentemente, melhora na qualidade da água (KADLEC; WALLACE, 2008).

As *wetlands* construídas ou sistemas alagados construídos (SACs) - também conhecidos como terras úmidas construídas, banhados artificiais, alagados artificiais, sistemas de zonas de raízes, leitos plantados, leitos com macrófitas e outras variantes, além da denominação internacional *constructed wetlands* - por sua vez, são ecossistemas artificiais que reproduzem as características das *wetlands* naturais, utilizando, comumente, plantas aquáticas e substratos (brita, cascalho, areia, entre outros). São construídas com o objetivo de tratar efluentes por meio de processos químicos, físicos e biológicos, simulando as condições de ecossistemas alagados naturais (VON SPERLING, 2014); contudo, com o processo de depuração de poluentes ocorrendo em condições controladas e em taxas mais elevadas (FIA et al., 2020).

Os SACs têm menor custo de implantação, simplicidade de operação e manutenção, quando comparados à outras tecnologias de tratamento de efluentes e apresentam resultados ambientais e sociais positivos (ÁVILA et al., 2015; ZHANG et al., 2019; WANG; XU; SHENG, 2020).

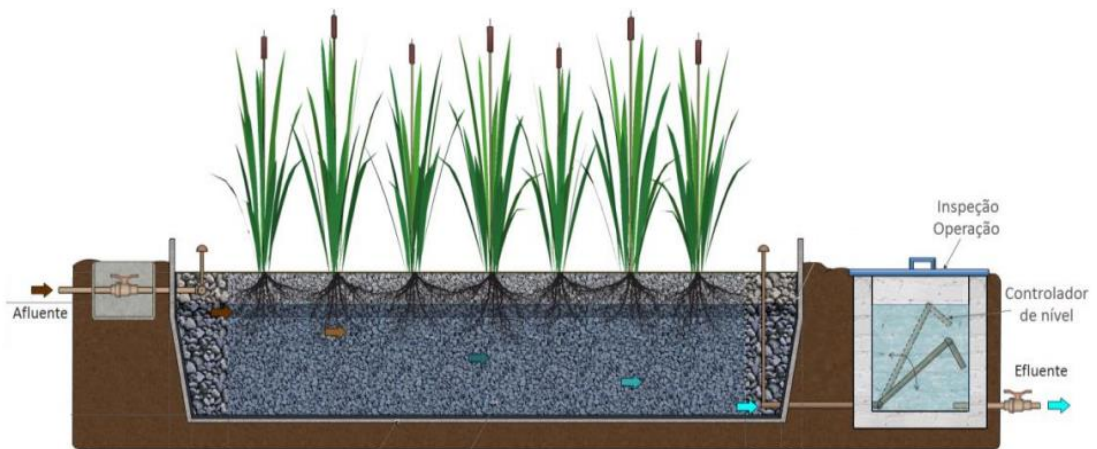
Os SACs podem ser construídos em diferentes configurações em relação ao modelo, meio suporte e tipo de vegetação cultivada, aspectos mais importantes para o funcionamento e desempenho dos sistemas (KADLEC; WALLACE, 2008; AALAM; KHALIL, 2019), sendo os mais comuns: os de escoamento superficial (SAC-ES), escoamento horizontal subsuperficial (SAC-EHSS) e escoamento vertical (SAC-EV) (DAI et al., 2017).

No SAC-ES, o líquido escoar por meio de uma coluna de água que flui sobre um substrato bentônico com vegetação do tipo flutuante ou emergente. Já o escoamento nos SAC-EHSS e SAC-EV ocorre através de um leito filtrante, geralmente cascalho, classificado como horizontal se a alimentação ocorrer por uma extremidade lateral do leito, ou vertical, se a alimentação ocorrer distribuída na parte superior do SAC com coleta do efluente no fundo do leito (VERLICCHI; AUKIDY; ZAMBELLO, 2012). Além disso, os SACs podem ser combinados para usufruir de características diferentes de cada sistema, sendo conhecidos como sistemas híbridos (ÁVILA et al., 2015).

3.3.1. Sistema Alagado Construído de Escoamento Horizontal Subsuperficial

No SAC-EHSS o fundo e laterais do sistema são impermeabilizados e o efluente é disposto na porção inicial do leito, denominada “zona de entrada”, atingindo a zona principal do leito por onde escoava através do meio suporte, também denominado material filtrante, ou substrato, até atingir a extremidade oposta, denominada “zona de saída”. Na Figura 1 é apresentado um esquema representativo do perfil longitudinal do SAC-EHSS.

Figura 1 - Esquema representativo do sistema alagado construído de escoamento horizontal subsuperficial – SAC-EHSS.



Fonte: Von Sperling e Sezerino (2018).

Comumente se utiliza brita ou cascalho como meio suporte e as zonas de entrada e saída são preenchidas com brita de maior granulometria. O escoamento ocorre de forma horizontal, ao longo da seção longitudinal e o nível do líquido fica abaixo do nível superior do material filtrante. O escoamento ocorre, portanto, em um meio saturado hidraulicamente, em que os espaços vazios do meio suporte estão preenchidos pelo efluente em tratamento (VON SPERLING; SEZERINO, 2018).

As vantagens do SAC-EHSS em relação ao SAC-ES, são a menor geração de odores, menor risco de proliferação de mosquitos e ratos e de contato de pessoas e animais com a lâmina d'água, além de facilidade de acesso para manutenção das espécies vegetais (MATOS; MATOS, 2017).

A alimentação pelo efluente é contínua e a degradação de poluentes ocorre por processos físicos e bioquímicos, como assimilação, biodegradação, metabolismo, adsorção, precipitação, sedimentação, volatilização, absorção vegetal e degradação microbiana,

que estão relacionados às interações entre microrganismos, plantas e substratos (FIA et al., 2020). Muitas variáveis influenciam nos fenômenos de remoção de poluentes e no desempenho satisfatório do sistema, como a taxa de aplicação orgânica e hidráulica, tempo de detenção hidráulica, potencial de oxirredução do meio, temperatura do ar, espécies vegetais cultivadas, substrato utilizado como meio suporte, tipologia do efluente e qualidade do afluente (BRIX, 1997; KADLEC; WALLACE, 2009; SEZERINO et al., 2015; ÁVILA et al., 2013).

Há relatos do emprego de SACs-EHSS no tratamento de águas residuárias do processamento de frutos do cafeeiro (FIA et al., 2010a; FIA et al., 2010b), laticínios (MATOS et al., 2010), suinocultura (RAMOS et al., 2017; FIA et al., 2020; AHN et al., 2020), esgoto doméstico (MATOS et al., 2013; HO et al., 2020), esgoto sanitário (AVELAR; MATOS; MATOS, 2019; MATOS et al., 2018), tanque de resfriamento de leite (MIRANDA et al., 2020), água de rio urbano poluído (LIU et al., 2019); indústria da cortiça (GOMES et al., 2020); processamento do couro (RAMÍREZ et al., 2019), entre outros.

Em termos de remoção de poluentes, os SACs-EHSS apresentam desempenho satisfatório na remoção de matéria orgânica e sólidos em suspensão (COSTA et al., 2013; HAGSHENAS-ADARMANABADI; HEIDARPOUR; TARKESH-ESFAHANI, 2016; VILAS BOAS et al., 2018). A capacidade de nitrificação é baixa, devido à limitação de transferência de oxigênio para a rizosfera para transformação de outras formas de nitrogênio em nitrato (RAMOS et al., 2017), porém há favorecimento da desnitrificação pela predominância de condições anóxicas e anaeróbias no meio, além de possível remoção de nitrogênio por adsorção ao material filtrante, assimilação pelas espécies vegetais e assimilação microbiana (VYMAZAL, 2005; TEE et al., 2012; ÁVILA et al., 2015).

A maior parte do fósforo em SACs-EHSS está na forma orgânica, que pode estar presente nas espécies vegetais, microrganismos, material em suspensão ou dissolvido no efluente e sua retirada dos sistemas se dá, principalmente, na forma orgânica (FIA et al., 2020). Esses mesmo autores afirmam que o fósforo inorgânico pode se tornar indisponível por adsorção, precipitação e complexação pelo material orgânico retido nos sistemas, mas que pode ser disponibilizado novamente na solução caso ocorram alterações químicas no meio, mineralização do material orgânico e, ou dessorção do material da superfície adsorvente.

Ramos et al. (2017) relatam que diferentes estudos já realizados com SACs-EHSS identificaram a limitação de remoção de fósforo, em comparação ao nitrogênio, pela

inexistência de processos análogos a nitrificação-desnitrificação que promova perda permanente deste elemento nesses sistemas.

Como principais mecanismos de remoção de fósforo em SACs-EHSS destacam-se a adsorção por substratos, absorção por plantas e reações de mineralização (LI et al., 2014). Assim, é importante que substratos com elevada capacidade de adsorção e espécies vegetais com capacidade de extração de fósforo sejam explorados.

As principais limitações do emprego de SACs-EHSS são as grandes áreas demandadas para o tratamento de efluentes; as questões envolvendo a vegetação cultivada, como tempo de adaptação e estabilização do sistema e a necessidade de corte da parte aérea e controle de pragas e espécies invasoras; influência de fatores ambientais, como a temperatura, que altera o metabolismo da microbiota; e, estarem sujeitos à colmatação do leito, que é o entupimento do espaço poroso entre o material suporte (GARFI et al., 2012; DOTRO et al., 2017; MATOS et al., 2019). Para extensão da vida útil dos SACs-EHSS recomenda-se a utilização de unidades de tratamento primário a montante dos sistemas para reduzir a presença de material grosseiro, gorduras e sólidos em suspensão (SEZERINO et al., 2015).

3.3.2 Vegetação cultivada

Em SACs, as plantas atuam nos processos de transpiração, retenção de sólidos e resistência ao escoamento e a intensidade destes fenômenos está intimamente ligada à espécie escolhida e à densidade de plantio.

A perda de água via transpiração ocorre quando as espécies vegetais transferem para a atmosfera quantidades expressivas de água, principalmente quando submetidas a climas quentes e ação dos ventos. Estima-se que a evapotranspiração em ambientes alagados com plantas pode ser de sete a oito vezes maior que a evaporação em ambientes alagados sem plantas (MILANI et al., 2019).

Quanto à resistência ao escoamento e retenção de sólidos, ainda que na literatura existam autores que defendem que as espécies vegetais contribuem com a colmatação do leito com o crescimento das raízes e rizomas, diminuindo o tempo de detenção hidráulica dos sistemas, outro grupo defende que as plantas promovem melhoria nas condições hidrodinâmicas do sistema, pelo mecanismo de “braço de alavanca”, quando ventos transferem

forças dinâmicas às plantas e a movimentação das raízes leva à desobstrução dos poros do meio suporte (PORTOCARRERO et al., 2006; MATOS; MATOS, 2017).

A presença de plantas também pode desempenhar papel na degradação de matéria orgânica, tanto por meio do aumento da área superficial para a formação do biofilme bacteriano, graças à presença das raízes, quanto pela disponibilidade de oxigênio para as zonas radiculares, que favorece processos aeróbios de degradação (AVELAR; MATOS; MATOS, 2019). Liu et al. (2016) estudaram a influência da presença e do tipo de plantas na comunidade microbiana estabelecida em SACs, que pode implicar em aumento nas taxas de nitrificação-desnitrificação no meio e na liberação de exsudatos pelas raízes das plantas, uma secreção que pode ser utilizada por microrganismos como fonte de carbono para desnitrificação.

A influência das plantas no tratamento de efluentes está vinculada, também, à retenção de nutrientes, que são absorvidos durante o crescimento das plantas. O aumento da disponibilidade de nutrientes, até um limite definido para cada cultura, leva à máxima produtividade das plantas, mas o seu excesso pode causar toxicidade (MATOS et al., 2013).

A espécie vegetal cultivada em SACs-EHSS deve ter capacidade de resistir a ambientes encharcados, uma vez que nesse sistema, o leito permanece saturado durante todo o tempo de operação (KADLEC; WALLACE, 2009). Além disso, para a escolha da espécie a ser cultivada deve-se avaliar a tipologia e as características químicas do efluente a ser tratado, as cargas orgânica e inorgânica que serão aplicadas, a facilidade de adaptação às condições climáticas locais, a taxa de absorção de nutrientes e aspectos econômicos, como custos de plantio e manutenção (KADLEC, WALLACE, 2009; MATOS; MATOS, 2017).

Comumente, em SACs-EHSS são cultivadas espécies vegetais emergentes (que crescem na água, mas podem aparecer na superfície) ou helófitas (a raiz se fixa no fundo, e parte do caule e as folhas ficam rigidamente expostos acima da linha d'água), cuja parte aérea disponível para realizar fotossíntese confere alta produtividade das plantas (MATOS; MATOS, 2017). Plantas forrageiras também são utilizadas, devido a possibilidade de a massa vegetal ser utilizada na alimentação animal (MATOS; ABRAHÃO; PEREIRA, 2008).

Destacam-se estudos em SACs-EHSS, com as espécies azevém (*Lolium multiflorum* Lam.) e aveia-preta (*Avena strigosa* Schreb) (FIA et al., 2010a); taboa (*Typha* sp.) e capim bermuda (*Cynodon* spp.) (FIA et al., 2011); erva-de-bicho (*Polygonum punctatum*) e capim-vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) (RAMOS et al., 2017); caniço (*Phragmites australis*) e

papiro (*Cyperus papyrus*) (CARRILLO; GÓMEZ; VIDAL, 2022), capim do texas (*Pennisetum setaceum*) (DE MELO et al., 2022), entre outras.

Plantas ornamentais herbáceas perenes, que têm caules flexíveis ou não lenhosos e são geralmente de pequeno porte, principalmente as espécies com flores que conferem harmonia paisagística, também têm sido estudadas (SANDOVAL et al., 2019), como íris-amarelo (*Iris pseudacorus*) (O'LUANAIGH; GILL, 2011); lírio-amarelo (*Hamerocallis flava*) (MATOS et al., 2013; PRATA et al., 2013), hortelã-da-água (*Mentha aquatica*) (AVELAR et al., 2015), lírio do brejo (*Hedychium coronarium*) (MENDONÇA et al., 2015), copo-de-leite (*Zantedeschia aethiopica*) (LEIVA et al., 2018), cana-da-Índia (*Canna indica*) (WANG et al., 2016); helicônia-papagaio (*Heliconia psitacorum*) (TORO-VELÉZ et al., 2016).

Rahman et al. (2020) realizaram um estudo comparativo da eficiência de remoção de plantas ornamentais e plantas de áreas alagadas naturais obtendo valores de eficiência de remoção de poluentes semelhantes. Marín-Muniz et al. (2018) avaliaram as espécies copo-de-leite (*Zantedeschia aethiopica*) e alpínia (*Alpinia purpurata*) no tratamento de efluente doméstico de zona rural e afirmaram que além da remoção de poluentes, a produção de plantas ornamentais melhorou a estética do sistema e sua aceitação pela comunidade. Do mesmo modo, Calheiros et al. (2015) utilizaram SAC-EHSS para o tratamento de efluente doméstico de uma pousada em área rural, plantado com policultivo com as espécies ornamentais bananeirinha-de-jardim (*Canna flaccida*), copo-de-leite (*Zantedeschia aethiopica*), cana-da-Índia (*Canna indica*), agapanto (*Agapanthus africanus*) e palminha (*Watsonia borbonica*) e afirmaram que foi possível, além do papel efetivo de remoção de poluentes, o aproveitamento das hastes florais na decoração do ambiente.

Além do potencial de remoção de nutrientes e a melhoria paisagística, em SACs com alta produção de plantas, a utilização de plantas ornamentais pode fornecer benefícios sociais e econômicos agregando valor aos sistemas (SANDOVAL et al., 2019). Machado et al. (2017) avaliaram o uso de SACs no Brasil, incluindo sistemas com plantas ornamentais e ressaltaram que as altas temperaturas, horas de luz solar extensas e área disponível, estimulam o crescimento e a proliferação das plantas, sendo esses sistemas uma excelente opção para remoção de poluentes em regiões tropicais e subtropicais.

O alho-social (*Tulbaghia violacea*) é uma espécie da família Amaryllidaceae. É uma erva ornamental, terrestre, cuja floração ocorre entre julho e setembro (Figura 2). Não é

endêmica do Brasil e pode ser popularmente conhecida também como tulbagia ou agapantorosa (FLORA E FUNGA DO BRASIL, 2023; PORTUGAL, 2023).

Esta espécie é bastante utilizada em paisagismo, na formação de paredes verdes e até forração de telhados vivos (RAMBOR, 2015), além do uso medicinal: folhas e bulbos da *T.violacea* têm sido empregados na fitoterapia para tratamento de diabetes Mellitus (LIMA, 2021), tuberculose, febre, tosse, asma, hipertensão, sinusite, dor de cabeça, câncer de esôfago, reumatismo e distúrbios gastrointestinais, além de possuir propriedades antifúngicas, antibacterianas, antioxidantes e anti-inflamatórias (MAKHUVELE; GBASHI; NJOBEH, 2022). Também tem aplicação condimentar e aromática (RAMBOR, 2015).

Figura 2 - *Tulbaghia violacea* em floração.



Fonte: Portugal (2023).

Não há registros na literatura da utilização de *T. violacea* em SACs, em escala piloto ou real, mas Burgos et al. (2017) analisaram a espécie, a nível de bancada, no tratamento de esgoto sob diferentes taxas de carga orgânica e obtiveram resultados satisfatórios, principalmente na remoção de fosfato.

3.3.3 Meio suporte

O meio suporte dos SACs é constituído de substrato poroso, comumente solo, areia ou cascalho, que afeta o escoamento da água através do leito, fornece área superficial para fixação do biofilme bacteriano e crescimento das espécies vegetais e atua como meio de filtração e, ou

adsorção de poluentes presentes no efluente (VALIPOUR; AHN, 2016; SANDOVAL et al., 2019).

Os substratos utilizados como meio suporte podem ser divididos em três categorias, de acordo com sua fonte:

- a) substratos naturais, que podem ser utilizados diretamente em SACs ou com pré-tratamento mínimo, como cascalho, solo, zeólita e calcário (ZHONG et al., 2022). Geralmente tem pequena capacidade de adsorção e baixa resistência mecânica e química (TANG; CHAN; SHIH, 2014);
- b) subprodutos de atividades industriais ou agrícolas, como escória de siderurgia, cinza volante, areia de quartzo, serragem e casca de ostra (ZHONG et al., 2022);
- c) Substratos sintéticos, que são sintetizados em laboratório, como biocarvão, carvão ativado e biocerâmica (ZHONG et al., 2022), mais caros e difíceis de regenerar (TANG; CHAN; SHIH, 2014).

Devido às particularidades de cada substrato, como suas propriedades físicas e químicas, os mecanismos e a eficiência de remoção de poluentes são diferentes para cada material, o que implica na necessidade de se analisar a capacidade de remoção pelo substrato, assim como as características do efluente a ser tratado (YANG et al., 2022).

Quando o objetivo do tratamento é maximizar a remoção de fósforo, substratos com alto teor de óxidos de cálcio, magnésio, alumínio ou ferro, que possuem elevada capacidade de adsorção de fósforo, são os mais indicados (WANG et al., 2016; PARK et al., 2016; BOLTON et al., 2019). Dentre os materiais naturais e sintéticos relatados na literatura como adsorventes de fósforo em SACs se destacam: tijolos quebrados (LIMA et al., 2018), biocarvão (BOLTON et al., 2019), pirita natural (GE et al., 2019), maifanita (LU et al., 2016); escória de aço (LU et al., 2016; ZHANG et al., 2022); conchas de molusco (NGUYEN et al., 2020) e agregado de argila leve expandida (LECA) (MLIH et al., 2020), alguns com custos elevados.

Subprodutos industriais, principalmente os que contêm alumínio e, ou ferro em sua composição, também podem ser considerados como substratos para remoção de fósforo de efluentes. O lodo de estações de tratamento de água (lodo de ETA) tem sido estudado como substrato de SACs, devido à sua composição química e estrutura porosa, o que pode conferir elevada capacidade de adsorção, alinhado ao menor custo em relação a outros materiais adsorventes (GAO et al., 2020; ZHAO; LI; WANG, 2022).

3.4 Lodo de ETA e seu potencial para adsorção de fósforo em SACs

No tratamento convencional de água, também conhecido como ciclo completo, ocorre o condicionamento químico da água, denominado coagulação, com o intuito de otimizar as etapas subsequentes de separação sólido-líquido, como a decantação, flotação e filtração. São gerados resíduos como o lodo de decantador e água de limpeza dos filtros - que formam o lodo de ETA - constituídos de microrganismos, impurezas coloidais e suspensas, como areia, silte, argila e partículas húmicas, que estão relacionadas à qualidade da água bruta; e, alto teor de espécies de alumínio ou ferro, devido ao uso de diferentes tipos de coagulantes incorporados no processo (KATAYAMA et al., 2015; WU et al., 2020).

O lodo de ETA é classificado como resíduo sólido pela NBR 10.004/2004 (ABNT, 2004) e, portanto, necessita de tratamento e destinação final adequada. Geralmente, é acondicionado e desidratado antes da disposição em aterros sanitários, no entanto, devido aos custos elevados dessa disposição final adequada, algumas ETAs lançam seus resíduos em cursos d'água provocando impactos ambientais negativos (ACHON; BARROSO; CORDEIRO, 2013) a longo prazo, dentre os quais o assoreamento e comprometimento da qualidade da água, que são prejudiciais ao meio ambiente e à saúde humana (VAN TRUONG; KIM, 2021).

Ainda que pouco implementado, o aproveitamento do lodo de ETA vêm sendo estudado em diversas aplicações nos últimos anos, como sua incorporação em solos degradados (BITTENCOURT et al., 2012), produção de tijolos de cerâmicas vermelhas (BANDIEIRA et al., 2021), concreto (RAMIREZ et al., 2016; LIU et al., 2020), argamassa (PHAM et al., 2021), tijolos de solo-cimento (RODRIGUES; HOLANDA, 2015) e como material adsorvente de fósforo (GAO et al., 2020; LETSHWENYO; MOKGOSI, 2021).

Seu potencial como adsorvente de fósforo é devido à sua composição química, principalmente constituída de ferro e, ou alumínio advindos dos sais geralmente utilizados como coagulantes nas ETAs (cloreto férrico e sulfato de alumínio), à estrutura amorfa, ou seja, sem estrutura atômica definida, além da elevada área superficial e porosidade (NOUR; TONY; NABWEY, 2023). Segundo Xu et al., (2020), a presença de óxidos de ferro e alumínio, que possuem forte afinidade por oxiânions como o fosfato, está fortemente correlacionada à adsorção de fósforo.

A capacidade de adsorção de fósforo pelo lodo de ETA é influenciada pelas propriedades inerentes ao lodo, como a área superficial, tamanho de partícula e composição química e pelas características da solução, que inclui o pH, temperatura, carbono orgânico dissolvido e espécies de fósforo presentes (BAI et al., 2014).

O potencial do lodo de ETA como adsorvente de fósforo para aplicação como substrato de SACs foi avaliado. Babatunde et al. (2009) avaliaram a capacidade de adsorção de fósforo pelo lodo de ETA, após seco, moído e passado por peneira de malha 2 mm e obtiveram capacidade de adsorção de fósforo de 31,9 mg g⁻¹, obtida do ajuste de Langmuir, em ensaio com solução sintética. Estes autores destacaram que o uso do lodo de ETA em SACs representa um conceito sustentável de agregação de valor ao resíduo.

Li et al. (2013) obtiveram capacidade de adsorção de fósforo, pelo ajuste de Langmuir, de 5,63, 4,17, 90,91, 15,39 e 20,41 mg g⁻¹, para o lodo de cinco ETAs da China, utilizando para os ensaios solução sintética de fósforo e destacaram a maior capacidade de adsorção para o lodo de ETA em relação a outros materiais adsorventes, além do potencial de uso do lodo como substrato de SACs.

Li, Cui e Pei (2018) relataram que embora o lodo de ETA tenha potencial para remoção de fósforo em SACs, sua aplicação em pó não é ideal, pois pode gerar colmatção do sistema. Assim, prepararam grânulos de lodo de ETA com alginato de sódio e observaram grande área de superfície e porosidade no material. A capacidade máxima de adsorção de fósforo, em ensaio com solução sintética, foi 19,70 mg g⁻¹, obtida do ajuste de Langmuir.

Zhao, Li e Wang (2022) produziram um compósito em forma de grânulos de lodo de ETA e zeólita e alcançaram capacidade de adsorção de fósforo de 21,25 mg g⁻¹, obtida do ajuste de Langmuir, em ensaio com solução sintética.

Gao et al. (2020) utilizaram lodo de ETA e aditivos (bentonita, cinzas volantes e zeólita) na produção de pelotas para serem utilizadas como substratos de SACs. Os resultados, em ensaio com solução sintética, demonstraram que a capacidade máxima de adsorção de fósforo, obtida pelo ajuste de Langmuir, foi de 40 mg g⁻¹.

No entanto, pesquisas com o efluente real e a aplicação do substrato em campo ainda precisam ser mais exploradas.

4 METODOLOGIA

4.1 Caracterização do lodo da Estação de Tratamento de Água

O lodo utilizado foi doado pela Estação de Tratamento de Água da Universidade Federal de Lavras (ETA-UFLA), classificada como estação de tratamento convencional, ou seja, realiza o ciclo completo de tratamento que é composto por captação, pré-oxidação com hipoclorito de cálcio, controle de pH com carbonato de sódio, coagulação com cloreto férrico, floculação, decantação, filtração em areia e carvão ativado e desinfecção com hipoclorito de cálcio.

O lodo foi obtido a partir da desidratação do efluente - retirado na limpeza dos filtros e do decantador da ETA - em leitos de secagem, por cerca de 30 dias. Em seguida foi submetido à secagem em estufa Sterilifer com circulação de ar, em temperatura de 60 °C, até atingir massa constante (5 dias). Depois de seco, o lodo foi triturado em triturador Trapp TRF 650 equipado com peneira de 3 mm e o material obtido foi peneirado em peneiras granulométricas de 28, 35, 48, 60, 100 e 200 mesh, com auxílio de agitador eletromagnético Bertel para peneiras granulométricas. A maior parte do material ficou retida em peneira de 100 mesh, optando-se por utilizar todo o lodo que passou pela peneira de 60 mesh (partículas com granulometria inferior a 0,250 mm).

O lodo selecionado foi submetido à caracterização química por análises de potássio, fósforo, zinco, ferro, cobre, manganês, boro, enxofre, sódio, cálcio, magnésio, nitrogênio, matéria orgânica, acidez potencial, fósforo remanescente, índice de saturação por bases, índice de saturação por alumínio, capacidade de troca catiônica potencial (CTC em pH = 7) e capacidade de troca catiônica efetiva, conforme metodologias descritas no manual de métodos de análises de solo (EMBRAPA, 2017), além das análises dos metais níquel, cromo, cádmio, chumbo, cobre, zinco, manganês e ferro que foram realizadas segundo o método 3051A da *United States Environmental Protection Agency* (USEPA, 2007). Todas as análises foram realizadas no Laboratório de Análises de Solos do Departamento de Ciência do Solo da UFLA.

Para determinar o pH do ponto de carga zero (pH_{PCZ}) foram preparadas duas suspensões: a) 6 g de lodo em 15 mL de água deionizada; e b) 6 g de lodo em 15 mL de solução de KCl (1 mol L⁻¹), que foram transferidas para tubos Falcon de 50 mL e agitadas em agitador tipo Wagner para dispersão física do material, a 70 rpm, durante 15 minutos. Posteriormente,

as amostras foram mantidas em repouso por 1 hora. Em seguida, realizou-se a leitura de pH do sobrenadante da suspensão de cada amostra, utilizando pHmetro MS TecnoPON mPA210. A partir dos valores obtidos, o pH_{PCZ} foi estimado conforme equação proposta por Keng e Uehara (1974) (Equação 1).

$$pH_{PCZ} = 2pH(KCl) - pH(H_2O) \quad (1)$$

em que: pH_{pcz} : pH no ponto de carga zero; pH (KCl): pH do lodo em solução de KCl (1 mol L^{-1}); pH (H_2O): pH do lodo em água deionizada.

4.2 Produção do substrato

O substrato foi produzido no Laboratório de Materiais Compósitos do Departamento de Engenharia da UFLA, utilizando lodo de ETA, cimento Portland de alta resistência inicial (CP V-ARI), bentonita, zeólita e cinzas vegetais de *Eucalyptus* sp. oriundas de uma fábrica de cerâmicas, localizada na cidade de Perdões, em Minas Gerais, Brasil. Para padronizar a granulometria, as cinzas vegetais foram peneiradas em peneira granulométrica de malha 100 mesh e foi utilizada a fração com granulometria inferior a 0,149 mm.

A produção do substrato foi realizada a partir da metodologia desenvolvida por Gao et al. (2020), com substituição das cinzas volantes, oriundas de usinas termelétricas, pelas cinzas vegetais, provenientes da queima da biomassa vegetal e disponíveis na região. Em resumo, os materiais foram divididos em misturas totais de 4 kg para evitar que o cimento iniciasse o processo de secagem antes do término do procedimento, com a proporção mássica percentual de 52% de lodo de ETA, 22% de cimento, 13% de bentonita, 4% de zeólita e 9% de cinzas vegetais. Em seguida, adicionou-se água na proporção 1:2 (água:sólido m/m).

Para a mistura dos componentes do substrato foi utilizado o misturador elétrico G.Paniz BP-38C, onde foram agitados em velocidade de 48 rpm, utilizando a raquete como acessório de mistura, durante 150 segundos, seguindo o procedimento:

- a) 30 segundos de mistura sem água;
- b) adição de 1 L de água, com mistura por 90 segundos; e
- c) adição de mais 1 L de água, com mistura por 30 segundos.

A mistura resultante foi enformada passando-a através de um tubo cilíndrico de 3,8 mm de diâmetro e cortando-a manualmente a cada 5 cm de comprimento. Para garantir secagem completa do substrato, o tempo de cura natural foi de 28 dias. Na Figura 3 é apresentado o substrato final após a cura.

Figura 3 - Substrato composto por lodo de ETA e aditivos.



Fonte: Da autora (2023).

Previamente às análises para caracterização e ensaios de adsorção em laboratório, o substrato foi triturado manualmente com auxílio de almofariz e pistilo e peneirado em peneira granulométrica de malha 60 mesh, utilizando partículas de diâmetro $< 0,250$ mm. A trituração do material foi necessária para permitir o estudo em batelada no laboratório, com utilização de volumes menores e dosagem de forma mais padronizada para a realização de replicatas. Ainda que esse processo possa resultar em um aumento de área superficial por grama do material, com alteração da morfologia externa, não há alteração na morfologia interna.

4.3 Caracterização do substrato

Para as análises de caracterização química e morfológica do substrato foram realizadas análises de Espectroscopia no Infravermelho Médio por Transformada de Fourier (ATR-FTIR), Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV), Espectroscopia por Energia Dispersiva (EDS), pH em água e pH no ponto de carga zero (pH_{PCZ}). Para as análises físicas foram realizadas análises de densidade aparente e resistência à compressão.

4.3.1 Espectro no Infravermelho Médio por Transformada de Fourier (ATR-FTIR)

Espectros de FTIR do substrato, antes e após adsorção de fósforo, foram obtidos com espectrômetro Varian 600-IR, por reflectância total atenuada (ATR), na faixa de 400-4000 cm^{-1} , realizando-se 32 *scans* por amostra em resolução de 4 cm^{-1} . Para obtenção do material contendo P, 0,200 g de substrato triturado e 40 mL de solução de KH_2PO_4 na concentração de 150 mg L^{-1} de fosfato (pH = 8, ajustado previamente pela adição de ácido clorídrico ou hidróxido de sódio 0,1 mol L^{-1}) foram adicionados em tubos Falcon de 50 mL. A mistura foi agitada a 70 rpm, a temperatura ambiente por 24 h, em um agitador tipo Wagner. Então, o sobrenadante foi filtrado através de um filtro de papel qualitativo (porosidade de 3 micras – gramatura de 80 g m^{-2}) e o material sólido lavado com água deionizada para a remoção do fosfato não adsorvido. O substrato retido no filtro foi seco até atingir massa constante, em estufa Sterilifer com circulação de ar, a 60 °C, previamente a análise.

4.3.2 Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV) e Espectroscopia por Energia Dispersiva (EDS)

As análises de MEV e EDS foram realizadas no microscópio LEO EVO 40 XVP com sistemas de microanálise de raios X da Bruker, no Laboratório de Microscopia Eletrônica e Análise Ultraestrutural (LME), situado no Departamento de Fitopatologia da UFLA. Foram preparadas três amostras:

- a) substrato triturado conforme descrito no item 4.2;
- b) “lasca” da superfície do substrato, retirada por raspagem com auxílio de um estilete; e
- c) substrato carregado com P, preparado conforme descrito no item 4.3.1, após processo adsortivo.

As amostras foram fixadas em *stubs* de alumínio com o auxílio de uma fita adesiva dupla face de carbono; o processo de evacuação para remoção de impurezas e recobrimento com carbono foi realizado com aparelho evaporador de carbono BAL-TEC 050.

4.3.3 Ponto de carga zero (pH_{PCZ})

A análise do pH em água e pH_{PCZ} do substrato triturado foi realizada segundo a metodologia descrita na sessão 4.1.

4.3.4 Densidade aparente

A densidade do substrato, em temperatura ambiente, foi calculada pela razão entre a massa e o volume do substrato, em cinco repetições. As unidades do substrato foram pesadas em balança analítica Ohaus Adventurer ARD110 e medidas as dimensões da largura (4 leituras) e comprimento (2 leituras), com auxílio do paquímetro digital Marberg. O volume de cada unidade de substrato foi calculado pela Equação 2, sendo considerado o volume do cilindro como o sólido geométrico com características mais similares ao substrato produzido.

$$V = \pi r^2 H \quad (2)$$

em que: V: volume do material (cm³); r: raio do material (cm); H: comprimento do material (cm).

Utilizando os dados de massa e volume de cada unidade de substrato, a densidade individual foi calculada, através da Equação 3, e o valor da média aritmética das densidades foi adotada:

$$\rho = \frac{m}{V} \quad (3)$$

em que: m: massa do material (g); V: volume do material (cm³); ρ: densidade do material (g cm⁻³).

4.3.5 Resistência à compressão

Para determinar as propriedades mecânicas, cinco unidades de substrato foram submetidas a uma força uniformemente distribuída, a temperatura ambiente, com velocidade

de deslocamento de 1 mm min^{-1} . O ensaio mecânico foi conduzido na máquina universal de ensaios Instron, com corpos de prova em posição horizontal. A resistência à compressão foi calculada pela média aritmética do máximo de força aplicada até a ruptura de cada unidade do substrato.

4.4 Ensaios de adsorção de fósforo no substrato

4.4.1 Efeito do pH

Para os ensaios iniciais de adsorção, 0,0250 g do substrato triturado e 25 mL de solução de KH_2PO_4 na concentração de 10 mg L^{-1} de fosfato, com pH inicial de 5, 7, 8 ou 9, ajustado pela adição de ácido clorídrico ou hidróxido de sódio, ambos a $0,1 \text{ mol L}^{-1}$, foram adicionados em tubos Falcon de 50 mL. A mistura foi agitada a 70 rpm, a temperatura ambiente, por 24 h, em um agitador tipo Wagner e então filtrada através de um filtro de papel qualitativo (porosidade de 3 micras – gramatura de 80 g m^{-2}). A concentração de fosfato foi determinada no filtrado pelo método 4500-P E, segundo metodologia descrita no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA; AWWA; WEF, 2022), com ensaios de adsorção e análises de fosfato realizados em triplicata. A capacidade de adsorção de fosfato pelo adsorvente foi calculada pela Equação 4 e a eficiência de remoção pela Equação 5.

$$q_e = \frac{(C_o - C_e)V}{m} \quad (4)$$

$$E = \frac{(C_o - C_e)}{C_o} \times 100 \quad (5)$$

em que: q_e : massa adsorvida de fosfato por massa de adsorvente (mg g^{-1}); C_o e C_e : concentrações inicial e de equilíbrio de fosfato (mg L^{-1}), respectivamente; V : volume da solução (L); m : massa do substrato adicionado (g); E : eficiência de remoção de fosfato (%).

O pH da solução antes e após o teste de adsorção foi mensurado com pHmetro MS Tecnonon mPA210, com leituras em triplicata de cada amostra.

4.4.2 Efeito da força iônica

Para avaliar o efeito da força iônica do meio sobre a capacidade de adsorção do substrato, 0,0250 g de substrato triturado e 25 mL de KH_2PO_4 na concentração de 10 mg L^{-1} de fosfato foram preparados na presença de diferentes concentrações de NaCl (1 mmol L^{-1} , 10 mmol L^{-1} e 20 mmol L^{-1}) e adicionados em tubos Falcon de 50 mL. O pH inicial da solução de P foi ajustado previamente às misturas com o substrato para 8 pela adição de ácido clorídrico ou hidróxido de sódio, ambos a $0,1 \text{ mol L}^{-1}$. Os procedimentos subsequentes foram realizados segundo metodologia descrita na sessão 4.4.1.

4.4.3 Cinética de adsorção

Para os ensaios de cinética de adsorção, sistemas contendo 0,0250 g de substrato triturado e 25 mL de KH_2PO_4 na concentração de 10 mg L^{-1} de fosfato (com pH igual a 8 ajustado pela adição de ácido clorídrico ou hidróxido de sódio, ambos a $0,1 \text{ mol L}^{-1}$) foram adicionados em tubos Falcon de 50 mL; as misturas foram agitadas a 70 rpm, a temperatura ambiente, em um agitador tipo Wagner, em diferentes tempos de contato (30 min, 1 h, 2 h, 4 h, 8 h, 12 h, 16 h, 20 h e 24 h). Após interrupção da agitação para cada instante de tempo, os procedimentos subsequentes foram realizados segundo metodologia descrita na sessão 4.4.1.

Para definir a modelagem cinética dos resultados obtidos, os dados foram ajustados pelos modelos de Elovich (ELOVICH; ZAHBROVA, 1939) (Equação 6), pseudoprimeira ordem (LAGERGREN, 1898) (Equação 7), pseudo-segunda ordem (HO; MCKAY, 1999) (Equação 8) e difusão intrapartícula de Weber-Morris (WEBER JR; MORRIS, 1963) (Equação 9). Os parâmetros de ajuste dos modelos foram obtidos por meio de rotina iterativa com a ferramenta “Solver” da planilha eletrônica do Excel®, de forma a reduzir a soma dos quadrados dos desvios entre os valores observados em experimento e os valores estimados pelos modelos.

$$q_e = \frac{1}{\beta} \ln(1 + \alpha\beta t) \quad (6)$$

em que: q_e : massa adsorvida por massa de adsorvente (mg g^{-1}); α : taxa inicial de adsorção ($\text{mg g}^{-1} \text{ min}^{-1}$); β : constante de desorção de Elovich (mg g^{-1}); t : tempo de contato (min).

$$q_e = S_e (1 - e^{-K_1 \cdot t}) \quad (7)$$

em que: q_e : massa adsorvida por massa de adsorvente (mg g^{-1}); S_e : quantidade adsorvato adsorvido por grama de adsorvente no equilíbrio (mg g^{-1}); K_1 : constante de velocidade de adsorção de pseudoprimeira ordem (min^{-1}); t : tempo de contato (min).

$$q_e = \frac{K_2 t S_e^2}{1 + K_2 t S_e} \quad (8)$$

em que: q_e : massa adsorvida por massa de adsorvente (mg g^{-1}); S_e : quantidade adsorvato adsorvido por grama de adsorvente no equilíbrio (mg g^{-1}); K_2 : constante da taxa de adsorção de pseudo-segunda ordem ($\text{mg g}^{-1} \text{min}^{-1}$); t : tempo (min.).

$$q_e = K_d \sqrt{t} + C \quad (9)$$

em que: q_e : massa adsorvida por massa de adsorvente (mg g^{-1}); K_d : coeficiente de difusão intrapartícula ($\text{mg g}^{-1} \text{min}^{-0,5}$); C : constante relacionada com a resistência à difusão (mg g^{-1}).

4.4.4 Isotermas de adsorção

Para os ensaios de equilíbrio, 0,0250 g de substrato triturado e 25 mL de KH_2PO_4 nas concentrações de 10 mg L^{-1} , 30 mg L^{-1} , 50 mg L^{-1} , 100 mg L^{-1} e 150 mg L^{-1} de fosfato (com $\text{pH} = 8$ ajustado pela adição de ácido clorídrico ou hidróxido de sódio, ambos a $0,1 \text{ mol L}^{-1}$), foram adicionados em tubos Falcon de 50 mL; os procedimentos subsequentes foram realizados segundo metodologia descrita na sessão 4.4.1.

Aos resultados obtidos neste ensaio foram aplicados os modelos de isotermas de adsorção de Langmuir (LANGMUIR, 1918) (Equação 10), Freundlich (FREUNDLICH, 1906) (Equação 11) e Sips (SIPS, 1950) (Equação 12). Os parâmetros foram ajustados por meio de rotina iterativa com a ferramenta “Solver” da planilha eletrônica do Excel®, de forma a reduzir a soma dos quadrados dos desvios entre os valores observados em experimento e os valores estimados pelos modelos.

$$q_e = \frac{K_L C_{eq} B}{1 + K_L C_{eq}} \quad (10)$$

em que: q_e : quantidade do soluto adsorvido pelo adsorvente no equilíbrio (mg g^{-1}); b : capacidade máxima de adsorção (mg g^{-1}); C_{eq} : concentração do adsorvato no equilíbrio (mg L^{-1}); K_L : constante de Langmuir (L g^{-1}).

$$q_e = K_F C_{eq}^{1/n} \quad (11)$$

em que: q_e : quantidade do soluto adsorvido pelo adsorvente no equilíbrio (mg g^{-1}); C_{eq} : concentração do adsorvato no equilíbrio (mg L^{-1}); K_F : constante relacionada à capacidade de adsorção de Freundlich ($\text{mg}^{1-(1/n)} \text{L}^{-1/n} \text{g}^{-1}$); n : constante relacionada à heterogeneidade do sistema.

$$q_e = \frac{q_{m\acute{a}x} K_s C_{eq}^{1/n_s}}{1 + C_{eq}^{1/n_s} K_s} \quad (12)$$

em que: q_e : quantidade do soluto adsorvido pelo adsorvente no equilíbrio (mg g^{-1}); $q_{m\acute{a}x}$: capacidade máxima de adsorção (mg g^{-1}); C_{eq} : concentração do adsorvato no equilíbrio (mg L^{-1}); K_s : constante de Sips (L g^{-1}); n_s : constante relacionada à heterogeneidade da superfície.

4.5 Ensaio de adsorção com o efluente sanitário

Para avaliar a capacidade de adsorção do substrato em uma amostra real, ensaios de adsorção foram realizados, em batelada, com efluente sanitário da ETE-UFLA. O efluente da ETE foi coletado em uma única amostragem, realizada de forma simples, após tratamento secundário em reator anaeróbio de escoamento ascendente e manta de lodo, do inglês *Upflow Anaerobic Sludge Blanket* (UASB).

O efluente sanitário foi caracterizado, com análises em triplicata, pelas análises de sólidos totais (ST), fixos (STF) e voláteis (STV) por gravimetria (Método 2540 B); demanda química de oxigênio (DQO), em refluxo fechado e leitura titulométrica com sulfato ferroso amoniacal (Método 5220 C); fósforo total (PT) pelo método do ácido ascórbico, utilizando digestão ácida em bloco digestor Marconi (Macro-MA 850/16) e espectrofotômetro Labnova UV-Vis UV8000 e fosfato (Pfosf), após filtração da amostra, e utilizando espectrofotômetro Labnova UV-Vis UV8000 (Método 4.500 - PE); nitrogênio total Kjeldahl (NTK), utilizando bloco digestor Marconi (Macro - MA 850/16) e destilador Marconi MA-036; nitrogênio

amoniaco, utilizando destilador Marconi MA-036 (Método 4500 N C) (APHA, AWWA; WEF, 2022); e nitrato, pelo método de Yang et al. (1998).

O potencial hidrogeniônico (pH) do efluente sanitário, antes e após o teste de adsorção, e a temperatura do líquido foram mensurados por método potenciométrico, utilizando medidor MS Tecnonon mPA210 e a condutividade elétrica (CE), por método potenciométrico, em condutivímetro de bancada da marca AZ, modelo 8650.

Para os ensaios de adsorção foram adicionados 0,0250 g do substrato e 25 mL do efluente sanitário em tubos Falcon de 50 mL; os procedimentos subsequentes foram realizados segundo metodologia descrita na sessão 4.4.1.

4.6 Aplicação do substrato em Sistema Alagado Construído de Escoamento Horizontal Subsuperficial (SAC-EHSS)

4.6.1 Caracterização do experimento

O experimento, em escala piloto, foi conduzido nas dependências da Estação de Tratamento de Esgoto da Universidade Federal de Lavras (ETE-UFLA), em Lavras, Minas Gerais, latitude 21°14 S, longitude 44°59 W, altitude média de 919 m e clima Cwa, segundo a classificação de Köppen. A água residuária aplicada nos SACs-EHSS foi o efluente da ETE-UFLA, após passar pelo tratamento preliminar (gradeamento e calha Parshall) e tratamento secundário em reator anaeróbico de escoamento ascendente e manta de lodo (reator UASB).

Foram construídos três SACs-EHSS (SAC-EHSS 1, SAC-EHSS 2 e SAC-EHSS 3) em fibra de vidro (0,8 m de comprimento, 0,25 m de largura e 0,25 m de altura) preenchidos com brita #0 (diâmetro D60 = 7,0 mm; porosidade drenável = 0,494 m³ m⁻³) e nível d'água a 0,05 m abaixo da superfície do sistema, a fim de evitar odores e proliferação de insetos. Para evitar colmatção precoce do meio poroso, o material suporte das unidades foi previamente peneirado e lavado (MATOS; MATOS, 2017).

A espécie ornamental alho-social (*Tulbaghia violacea*) foi cultivada no SAC-EHSS 1 e SAC-EHSS 2, no total de 12 mudas por sistema. Os primeiros 0,1 m da unidade foram dotados de uma chicana que direcionava o escoamento do efluente sanitário no sentido descendente. Assim, todo o plantio de *T. violacea* se deu nos 0,4 m seguintes de comprimento das unidades, com 4 fileiras de 3 mudas, sendo o espaçamento aproximado de 0,08 m para as bordas e entre

mudas ao longo do comprimento; e 0,055 m para as bordas e 0,07 m entre mudas ao longo da largura das unidades.

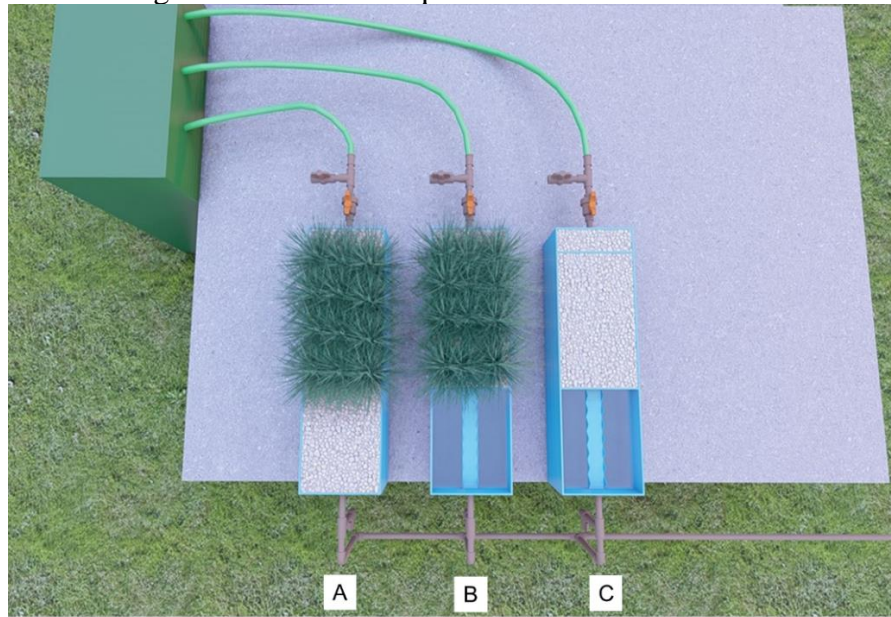
Para adaptação da espécie vegetal, os sistemas foram inicialmente alimentados com água da rede de abastecimento por uma semana e, em seguida, alimentados com o efluente diluído em água (1:1) por quatro semanas. Após essa fase, iniciou-se o monitoramento dos sistemas, em que o efluente sanitário, após passar pelo tratamento secundário, foi encaminhado para uma caixa de 200 litros para homogeneização do afluente, que foi bombeado aos sistemas utilizando bombas dosadoras a solenoide da marca ProMinent®.

O controle das vazões foi realizado diariamente por meio de medição direta (aferição manual, com uso de cronômetro e proveta) e regulagem das bombas. Com base nos registros diários de vazão foi calculada a vazão média de campo. Também foi realizado o registro das vazões de saída de cada SAC-EHSS para auxiliar na determinação das eficiências de remoção com base na carga aplicada e de saída.

As particularidades de cada SAC-EHSS são descritas a seguir e representadas na Figura 4:

- a) SAC-EHSS 1: unidade controle (testemunha) do emprego do substrato. Para essa linha, todo o volume do SAC-EHSS foi preenchido com brita #0;
- b) SAC-EHSS 2: unidade contendo 0,30 m final do comprimento com um compartimento para preenchimento com o substrato produzido. Esse compartimento foi composto de um fundo falso por onde o líquido entrou e escoou de forma ascendente até uma calha vertedora, que direcionou o escoamento para a saída;
- c) SAC-EHSS 3: unidade controle (testemunha) do emprego da *T.violacea*, sendo, portanto, uma unidade não plantada. O 0,30 m final do comprimento da unidade conteve um compartimento para preenchimento com o substrato produzido, de forma idêntica ao SAC-EHSS 2.

Figura 4 – Desenho esquemático dos SACs-EHSS.



Em que: A) SAC-EHSS 1; B) SAC-EHSS 2; C) SAC-EHSS 3.

Fonte: Da autora (2023).

O resumo das características construtivas dos SACs-EHSS é apresentado na Tabela 1.

Tabela 1 - Características construtivas dos SACs-EHSS.

Parâmetro	Unidade	SAC-EHSS 1	SAC-EHSS 2	SAC-EHSS 3
Largura útil	m	0,25	0,25	0,25
Comprimento útil	m	0,80	0,80	0,80
Área superficial	m ²	0,20	0,20	0,20
Altura do meio suporte	m	0,25	0,25	0,25
Altura útil do líquido	m	0,20	0,20	0,20
Volume útil	m ³	0,04	0,04	0,04
Porosidade (brita #0)	m ³ m ⁻³	0,494	0,494	0,494
Porosidade (substrato)	m ³ m ⁻³	-	0,600	0,600

Fonte: Da autora (2023).

4.6.2 Etapas de monitoramento e variáveis de qualidade da água analisadas

O período de adaptação da espécie vegetal foi de 19 de janeiro de 2022 a 21 de fevereiro de 2022. Após, iniciou-se o monitoramento das unidades, de 22 de fevereiro de 2022 a 5 de dezembro de 2022, sendo dividido em duas etapas:

Etapa 1 (21 de fevereiro a 4 de novembro): Durante o período, não foi adicionado o substrato nas unidades. O compartimento final, por onde o efluente sanitário escoou até a saída dos SACs-EHSS, permaneceu tampado para prevenir e controlar a proliferação de algas e biofilme.

A amostra afluente e efluente de cada SAC-EHSS foi coletada, de forma simples, uma vez por semana, totalizando 32 amostragens. As amostras foram coletadas em frascos de polietileno previamente limpos e encaminhadas para o Laboratório de Águas Residuárias e Reúso de Água do Departamento de Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Lavras (DAM/UFLA). O efluente sanitário foi caracterizado, com análises em triplicata, pelas análises de sólidos totais (ST), por gravimetria (Método 2540 B); demanda química de oxigênio (DQO), em refluxo fechado e leitura titulométrica com sulfato ferroso amoniacal (Método 5220 C); fósforo total (PT) pelo método do ácido ascórbico, utilizando digestão ácida em bloco digestor Marconi (Macro-MA 850/16) e espectrofotômetro Labnova UV-Vis UV8000 e fosfato (Pfosf), após filtração da amostra e utilizando espectrofotômetro Labnova UV-Vis UV8000 (Método 4.500 - PE); nitrogênio total Kjeldahl (NTK), utilizando bloco digestor Marconi (Macro - MA 850/16) e destilador Marconi MA-036; (APHA, AWWA; WEF, 2022).

O potencial hidrogeniônico (pH) e a condutividade elétrica (CE) foram mensurados por método potenciométrico, utilizando medidor MS TecnoPON mPA210 e condutivímetro de bancada da marca AZ, modelo 8650, respectivamente. A temperatura média do ar foi obtida do banco de dados do INMET (Instituto Nacional de Meteorologia), para a Estação 83687 de Lavras, MG.

A estimativa da eficiência de remoção de poluentes foi calculada considerando a concentração das variáveis afluente e efluente (Equação 13) e a carga afluente e efluente aos SACs-EHSS (Equação 14).

$$E = \frac{C_a - C_e}{C_a} \times 100 \quad (13)$$

$$C = \frac{(C_a \times Q_a) - (C_e \times Q_e)}{(C_a \times Q_a)} \times 100 \quad (14)$$

em que: E: eficiência de remoção, em relação a concentração (%); C: eficiência de remoção, em relação a carga (%); C_a : concentração afluente (mg L^{-1}); C_e : concentração efluente (mg L^{-1}); Q_a : vazão afluente (L d^{-1}); Q_e : vazão efluente (L d^{-1}).

Em 7 de abril de 2022, foi retirado do SAC-EHSS 1 a planta daninha tiririca (*Cyperus rotundus*), o que pode ter causado desestabilização no sistema. Também foi realizada uma poda drástica nas plantas dos SACs-EHSS 1 e 2, em 26 de abril de 2022, devido a um ataque de formigas cortadeiras. Na Figura 5 são apresentados os SACs-EHSS durante a Etapa 1.

Figura 5 - Unidade experimental na Etapa 1.



Fonte: Da autora (2023).

O tempo de detenção hidráulica teórico (TDH teórico), a vazão média de campo, com base nos registros diários de vazão de entrada ($Q_{\text{média entrada}}$) e o tempo de detenção hidráulica com base nas vazões de campo (TDH com base na $Q_{\text{média}}$) dos SACs-EHSS na Etapa 1, são apresentados na Tabela 2.

Tabela 2 - Características operacionais dos SACs-EHSS na Etapa 1.

Parâmetro	SAC-EHSS 1	SAC-EHSS 2	SAC-EHSS 3
TDH teórico (d)	1,2	1,7	1,7
$Q_{\text{média}}$ (entrada) ($\text{m}^3 \text{d}^{-1}$)	0,016	0,017	0,019
TDH (com base na $Q_{\text{média}}$) (d)	1,2	1,6	1,4

Fonte: Da autora (2023).

Etapa 2 (5 de novembro a 5 de dezembro): O substrato foi adicionado ao SAC-EHSS 2 e SAC-EHSS 3, sendo colocado de forma análoga nos dois sistemas e de forma a preencher todo o volume do compartimento até a calha vertedora, totalizando 167 unidades do substrato em cada unidade.

Após a inclusão do substrato nos SACs-EHSS, o compartimento foi novamente tampado para prevenir e controlar a proliferação de algas e biofilme, permanecendo até o final do monitoramento. Nesta etapa, foi adicionada à saída das unidades um cano de PVC de 0,1 m de diâmetro e 0,2 m de comprimento, preenchido com areia (tamanho efetivo: 0,45 mm a 0,55 mm; coeficiente de uniformidade: 1,4 a 1,6), com tampões nas extremidades superior e inferior e abertura de ½” para encaixe da tubulação de saída dos SACs-EHSS e coleta do efluente tratado. Essa etapa foi adicionada para funcionar como um filtro de areia e reduzir a concentração de sólidos no efluente sanitário tratado que era prevista, mediante pré-teste, após a inserção do substrato. Na Figura 6 são apresentados os SACs-EHSS durante a Etapa 2.

Figura 6 - Unidade experimental na Etapa 2, após aplicação do substrato.



Fonte: Da autora (2023).

A amostra afluente e efluente de cada unidade foi coletada, de forma simples, em frascos de polietileno previamente limpos e encaminhadas para o Laboratório de Águas Residuárias e Reúso de Água (DAM/UFLA). Na Etapa 2, as mesmas variáveis da Etapa 1 foram

mensuradas e as estimativas das eficiências de remoção de poluentes realizadas conforme equações 13 e 14. O número de observações para cada variável analisada na Etapa 2 são apresentados na Tabela 3.

Tabela 3 - Variáveis de qualidade da água e total de análises na Etapa 2.

Variável	Total de análises
Sólidos Totais	7
DQO	7
NTK	7
PT	9
Pfosf	13
pH e CE	13

Fonte: Da autora (2023).

O tempo de detenção hidráulica teórico, a vazão média de campo, com base nos registros diários de vazão de entrada e o tempo de detenção hidráulica com base nas vazões de campo dos SACs-EHSS na Etapa 2, são apresentados na Tabela 4.

Tabela 4 - Características operacionais dos SACs-EHSS na Etapa 2.

Parâmetro	SAC-EHSS 1	SAC-EHSS 2	SAC-EHSS 3
TDH teórico (d)	1,2	1,3	1,3
Qmédia (entrada) (m ³ d ⁻¹)	0,016	0,016	0,017
TDH (com base na Qmédia) (d)	1,2	1,3	1,3

Fonte: Da autora (2023).

4.6.3 Produtividade e capacidade de extração de nutrientes pela *T.violacea*

Ao final do monitoramento, as plantas foram retiradas dos sistemas e por meio de corte, separadas e identificadas as partes aérea e radicular do SAC-EHSS 1 e SAC-EHSS 2. Após, as raízes foram lavadas, sendo o excesso de água retirado. As amostras coletadas foram acondicionadas em sacos de papel, pesadas e levadas à estufa Sterilifer à temperatura de 60 °C, com circulação de ar, até atingirem massa constante (5 dias). Em seguida, as amostras foram novamente pesadas e encaminhadas para o Laboratório de Análise Foliar do Departamento de

Química da UFLA para análise dos teores dos macronutrientes nitrogênio (N) e fósforo (P), segundo metodologia proposta por Malavolta, Vitti e Oliveira (1997).

O teor de água das amostras (Equação 15), a produtividade de matéria seca por área superficial (Equação 16) e em relação ao total de dias de monitoramento (Equação 17), bem como a capacidade da *T.violacea* em extrair os macronutrientes N e P (Equação 18) foram obtidas por meio das equações a seguir, de acordo com metodologia proposta por Matos et al. (2010).

$$TA = \frac{(Mf - Ms)}{Mf} \times 100 \quad (15)$$

$$PMS = \frac{Ms}{As} \quad (16)$$

$$PMSd = \frac{Ms}{As \times t} \quad (17)$$

$$CEX = Cn \times (PMS \text{ ou } PMSd) \quad (18)$$

em que: TA: teor de água (%); Mf: massa fresca das amostras (kg); Ms: massa seca das amostras (kg); PMS: produtividade de matéria seca por área superficial (g m^{-2}); PMSd: produtividade de matéria seca por área superficial em relação ao total de dias de monitoramento ($\text{kg ha}^{-1} \text{d}^{-1}$); Ms: massa seca das amostras (g ou kg); As: área superficial dos SACs-EHSS (m^2 ou ha); t: tempo (dias); CEX: Capacidade de extração de macronutrientes pela planta, N ou P (g m^{-2} ou $\text{kg ha}^{-1} \text{d}^{-1}$); Cn: concentração do nutriente na planta (dag kg^{-1}).

4.6.4 Análises estatísticas

A análise estatística para comparação do desempenho dos SACs-EHSS foi realizada por meio de teste não paramétrico, uma vez que o teste de Shapiro-Wilk, a 5% de significância, evidenciou que os resíduos não seguem distribuição normal, o que é esperado para dados ambientais, principalmente em se tratando de águas residuárias com grande variação de características. Para isso, foi utilizado o teste de Kruskal-Wallis e posterior de Dunn, com nível de significância de 5%, empregando o software Statistica 10.0.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Caracterização do lodo de ETA

Nas Tabelas 5 e 6 são apresentadas caracterizações químicas do lodo da ETA-UFLA utilizado no preparo dos substratos adsorventes.

Tabela 5 - Caracterização química do lodo da ETA-UFLA (teores disponíveis).

Atributos Químicos			
K (mg dm ⁻³)	50,07	Mg (mg dm ⁻³)	66,86
P (mg dm ⁻³)	7,80	Al (mg dm ⁻³)	9
Na (mg dm ⁻³)	26	T (cmolc dm ⁻³)	8,98
Zn (mg dm ⁻³)	1,10	t (cmolc dm ⁻³)	7,78
Fe (mg dm ⁻³)	1396,70	H+Al (cmolc dm ⁻³)	1,30
Mn (mg dm ⁻³)	218,80	SB (cmolc dm ⁻³)	7,68
Cu (mg dm ⁻³)	6,19	P-rem (mg L ⁻¹)	14,20
B (mg dm ⁻³)	0,14	V (%)	85,51
S (mg dm ⁻³)	111,04	m (%)	1,29
Ca (mg dm ⁻³)	1402,80	M.O (dag kg ⁻¹)	3,13

Em que: T: Capacidade de Troca Catiônica a pH 7,0; t: Capacidade de Troca Catiônica Efetiva; m: Índice de Saturação de Alumínio; P-rem: Fósforo Remanescente; SB: Soma de Bases Trocáveis; V: Índice de Saturação de Bases; H+ Al: Acidez Potencial.

Fonte: Da autora (2023).

Tabela 6 - Caracterização química do lodo da ETA-UFLA (teores totais).

Atributos Químicos			
Fe (mg kg ⁻¹)	154846,5	Zn (mg kg ⁻¹)	47,6
Mn (mg kg ⁻¹)	1348,7	Ni (mg kg ⁻¹)	25,9
Cr (mg kg ⁻¹)	86,4	Cd (mg g ⁻¹)	12,1
Cu (mg kg ⁻¹)	53,3	Pb (mg kg ⁻¹)	28,4

Fonte: Da autora (2023).

Observou-se a predominância em sua constituição de Fe, Ca, Mg, Mn e K, o que também foi reportado no estudo de Mafra (2020), que caracterizou os resíduos da mesma estação de tratamento de água. A maior concentração de Fe é principalmente atribuída ao

cloreto férrico (FeCl_3), coagulante utilizado na ETA-UFLA, mas a constituição do lodo se deve também as características do solo e do manancial de captação, além de fatores como as precipitações, que aumentam a vazão do corpo hídrico e tendem a influenciar em variáveis como cor e turbidez, o que exige, conseqüentemente, a necessidade de aplicação de maiores quantidades de produtos químicos para o tratamento (NGUYEN et al., 2022).

Como as características do lodo estão relacionadas a diversos fatores, mas principalmente associadas com as características do solo da região, estendeu-se a interpretação da análise de solo para o lodo de ETA. A capacidade de sorção de P do lodo pode ser estimada através da análise de P remanescente (P-rem), que mede a concentração de P que permanece em solução após adição de uma concentração definida de P e agitação por tempo definido, sendo, portanto, fortemente relacionada com a capacidade tampão de P e com a capacidade máxima de adsorção de P do lodo (JULIO et al., 2018). Para o valor de $14,2 \text{ mg L}^{-1}$ de P-rem, estima-se que a textura do solo seja mais argilosa, ou seja, possua maior área superficial específica, o que favorece a adsorção de P (PREZOTTI; GUARÇONI, 2013).

O lodo de ETA tem potencial como adsorvente devido à composição química, estrutura amorfa, elevada área superficial e natureza porosa (NOUR; TONY; NABWEY, 2023). A presença de óxidos de Fe na sua constituição, amorfos e hidratados, com forte afinidade por oxianions como o fosfato, está fortemente correlacionada a adsorção de P (ZOHAR et al., 2017; ZHOU et al., 2018; XU et al., 2020). Assim, sua utilização como matéria-prima de adsorventes é amplamente relatada na literatura (VALERIO FILHO et al., 2020; GAO et al., 2020; ABBA et al., 2022; NGUYEN et al., 2022; QUANG et al., 2022; ZHAO; LI; WANG, 2022).

Considerando a aplicação do lodo da ETA-UFLA como matéria-prima para a produção de substrato adsorvente de fósforo, é importante que não ocorra aumento de elementos constituintes do lodo no ambiente em decorrência de seu uso. Dentre os diversos processos que controlam a disponibilidade e mobilidade de elementos químicos, ressalta-se o papel do pH e do potencial redox.

O pH do efluente sanitário na entrada dos SACs-EHSS avaliados no experimento foi próximo a 8. Para esse valor de pH, a maior parte dos metais pesados não está disponível no meio, além disso deve-se considerar que a metodologia para mensurar os teores totais envolve dois ácidos fortes em uma temperatura elevada (USEPA, 2007), então os teores resultantes da

análise possivelmente são mais altos que os que poderiam ser liberados em um ambiente em um curto prazo.

Em ambientes saturados, como ocorre em SACs-EHSS, o efluente tende a escoar em sistema com baixo potencial redox, assim pode ocorrer precipitação de Fe e metais pesados em complexos com sulfetos e carbonatos (KADLEC; WALLACE, 2009). Embora o ambiente também tenha maior tendência a ficar redutor e solubilizar óxidos de ferro e demais elementos que estão associados a ele (JARDIM, 2014), há também regiões com potenciais de oxirredução positivos, propiciados pela capacidade de oxigenação da rizosfera. Assim, utilizar o lodo de ETA como adsorvente nas condições de efluentes com elevados valores de pH sob condições não redutoras, não resultará em lixiviação de metais.

O pH da solução de fosfato e do efluente sanitário, utilizado nos ensaios de adsorção e experimento em campo, também desempenha papel importante na dinâmica do processo de adsorção, pois pode modificar a carga nos sítios ativos da superfície do lodo de ETA, provocando alteração superficial e influenciando as interações eletrostáticas entre as espécies presentes (HUANG et al., 2021). Diante disso, parâmetros como pH e pH no ponto de carga zero do lodo podem fornecer informações importantes para as condições dos processos adsorptivos.

O lodo de ETA-UFLA possui o pH em água de $6,2 \pm 0,1$ e o pH no ponto de carga zero (pH_{PCZ}) de $5,4 \pm 0,2$. O pH_{PCZ} permite prever a carga na superfície do material em função do pH e, portanto, tem-se que para valores de pH da solução inferiores a 5,4, a superfície do lodo tem carga líquida positiva. Contudo, se o pH da solução for superior a 5,4, a superfície do lodo tem carga líquida negativa (OLIVEIRA et al., 2018). Para esse valor de pH_{PCZ} tem-se que para pH próximo de 8 ocorre repulsão entre lodo de ETA e fosfato, no entanto, outras interações podem atuar na remoção de P em pH superior a 5,4, como ligações de hidrogênio. Ademais, ainda que o lodo da ETA-UFLA seja a principal matéria-prima do substrato produzido, há influência dos outros materiais utilizados (cinzas vegetais de *Eucalyptus* sp., argilominerais e cimento) sobre o pH_{PCZ} do substrato, o que é discutido em sessões subsequentes.

Diante dessas características, justifica-se o uso do lodo de ETA como matéria-prima de substrato para aplicação em SACs-EHSS, uma vez que além de agregar valor ao material, atende às perspectivas de utilização como adsorvente.

5.2 Caracterização do substrato/adsorvente

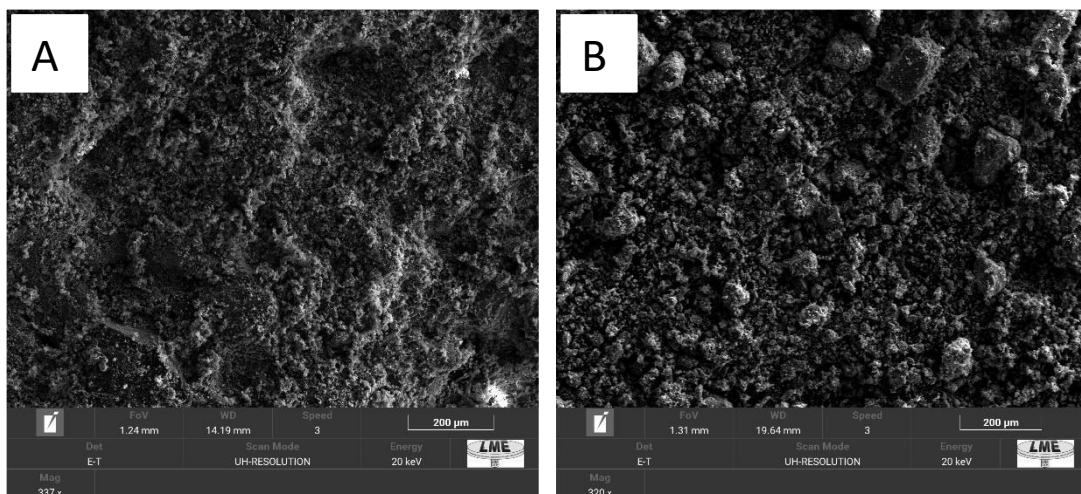
Para o adsorvente produzido, foram adicionados materiais sólidos na proporção de 52% de lodo de ETA, 22% de cimento, 13% de bentonita, 4% de zeólita e 9% de cinzas vegetais de *Eucalyptus* sp. A quantidade dessas matérias-primas utilizadas exerce influência na composição química (conteúdo de Ca, Al, Fe e outros elementos), resistência e na área superficial específica do material, o que pode ter desempenhado papel importante na capacidade de adsorção do adsorvente (GAO et al., 2020).

A avaliação dos parâmetros químicos e físicos de substratos para aplicação em SACs são importantes tanto do ponto de vista da capacidade de remoção de poluentes do meio quanto em relação à manutenção da integridade do material durante o seu processo de uso. Para caracterizar o substrato produzido, foram realizadas a caracterização morfológica por MEV, a caracterização química pelas análises de ATR-FTIR, EDS, pH e pH_{PCZ} e a caracterização física pela análise de densidade aparente e resistência à compressão.

5.2.1 Caracterização morfológica e química

As imagens de MEV do substrato adsorvente preparado, antes e após trituração do material, são apresentadas na Figura 7.

Figura 7 - Microscopia eletrônica de varredura da superfície do substrato (A) e do substrato após trituração (B).

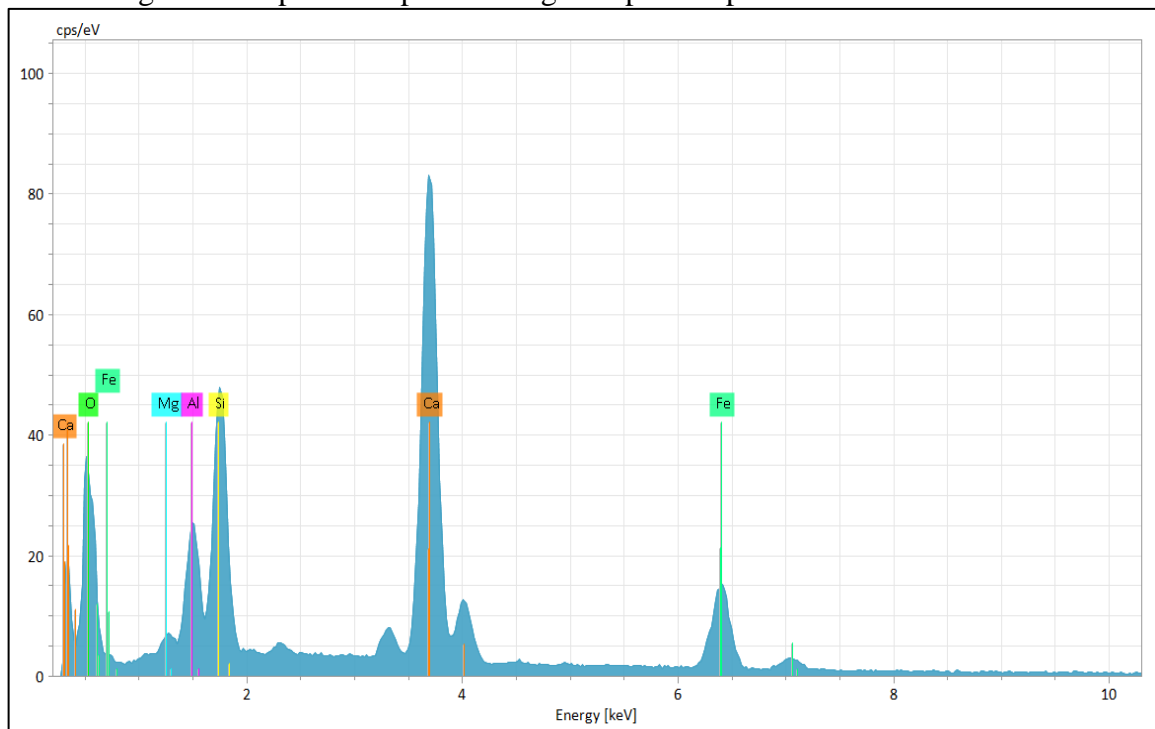


Fonte: Da autora (2023).

A superfície do substrato não triturado (Figura 7A) apresentou cavidades, com superfície rugosa empilhada de forma irregular, o que está associado a uma área superficial específica adequada do substrato para aplicação em adsorção, como observado por Gao et al. (2020). O substrato triturado (Figura 7B) apresentou porções com diferentes graus de rugosidade, sendo possível identificar regiões mais planas do que outras. Isso pode decorrer do fato de que o material triturado exhibe as superfícies dos diferentes materiais utilizados no preparo do substrato adsorvente.

Na Figura 8 é apresentada a composição química do substrato obtida por Espectroscopia por Energia Dispersiva (EDS).

Figura 8 - Espectroscopia de energia dispersiva para o substrato triturado.



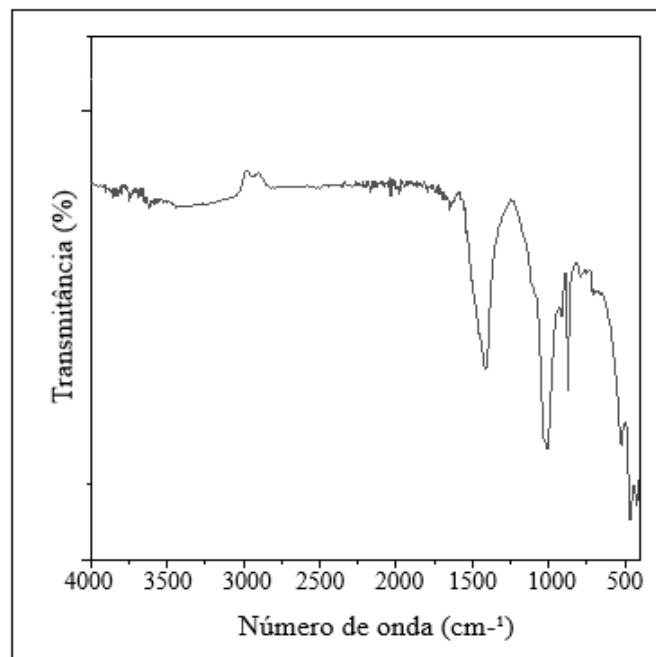
Fonte: Da autora (2023).

Os elementos presentes na superfície do substrato observados no espectro EDS foram, principalmente, O (42%), Ca (28%), Fe (12%), Si (10%) e Al (6%), todos esses provenientes da constituição das matérias-primas do substrato. Bakalár et al. (2020), em análise de espectroscopia de fotoelétrons de raios X e espectroscopia de fluorescência de raios X na superfície da bentonita e zeólita, evidenciaram maiores concentrações de O, Si e Al. Wei et al. (2022) destacaram como principais elementos nas cinzas vegetais de *Eucalyptus* sp., Fe, K, Ca, Cl, Si, S, Mn e P, mas ressaltam teores relativamente altos para Ca e Si. Além disso, tem-se o

lodo de ETA que contribui para presença de Mg no substrato, além de expressivas concentrações de Ca e Fe, conforme apresentado no item 5.1. Em relação a presença de P, embora este elemento esteja presente na constituição do lodo de ETA e nas cinzas de *Eucalyptus* sp., sua concentração é baixa e, portanto, não foi possível observar nenhum pico significativo de P antes no substrato preparado.

Os grupos funcionais superficiais do substrato também foram analisados por ART-FTIR (Figura 9).

Figura 9 - Espectro do substrato puro na região do infravermelho médio.



Fonte: Da autora (2023).

Observou-se pelo espectro de ATR-FTIR uma banda de intensidade fraca em aproximadamente 1643 cm^{-1} , que pode ser referente ao alongamento de carbonila C=O ou de C=C de alcenos assimétricos (SMIDT; MEISSI, 2007; GENG et al. 2009; PIGATTO et al., 2021). Esses grupos podem ser provenientes de estruturas carbonáceas presentes na constituição do lodo de ETA. A banda em 1417 cm^{-1} pode ser atribuída à vibração de grupo amida ou à vibração simétrica de alongamento de O=CO (QIU et al., 2019), também possivelmente provenientes do lodo de ETA.

As bandas em 1029 cm^{-1} , 1008 cm^{-1} e 449 cm^{-1} podem ser atribuídas à vibração de alongamento assimétrico Si–O–Si e indica a presença de sílica no substrato (MARÇAL et al.,

2015; MACHADO et al., 2018; RIBEIRO et al., 2019; GAO; ZHANG, 2022), provenientes tanto da cinza de *Eucalyptus* sp. quanto da bentonita e zeólita.

As bandas em 914 cm^{-1} , 530 cm^{-1} e 520 cm^{-1} são características de Al-Al-OH (MACHADO et al., 2018), vibrações de alongamento Al-O (ZHAO; LI; WANG, 2022) e dobramento Al-O-Si (ALABARSE et al., 2011), respectivamente; e a banda na região de 875 cm^{-1} pode ser atribuída à vibração Fe-O (NAKAMOTO, 1997). Esses compostos inorgânicos podem ser oriundos das matérias-primas que constituem o substrato, como a cinza, os argilominerais e o lodo da ETA-UFLA. Esses resultados são consistentes com os observados por EDS, em que os principais componentes do substrato observados foram Ca, Al, Si e Fe.

Os valores dos parâmetros químicos pH (em água) e pH_{PCZ} foram $9,5 \pm 0,1$ e $8,6 \pm 0,1$, respectivamente, evidenciando o caráter alcalino do substrato após a mistura das matérias-primas. Para a faixa de pH do efluente sanitário avaliado em campo ($\sim \text{pH} = 8$), o pH_{PCZ} indica que a superfície do substrato tende a estar protonada, possivelmente com carga positiva, o que pode favorecer sua interação com ânions do efluente, como o fosfato, pelo mecanismo de atração eletrostática (RIGUETO et al., 2021; XU et al., 2022).

5.2.2 Caracterização física

A densidade aparente do substrato a 12% de umidade foi de $1,12 \pm 0,12\text{ g cm}^{-3}$ e a resistência à compressão foi $438 \pm 139\text{ N}$, acima do valor de 308 N encontrado por Gao et al. (2020). A maior resistência a compressão, importante uma vez que o material deve suportar as condições de campo a que SACs são submetidos, pode ser atribuída ao formato do material e ao cimento CP V-ARI, que possui resistência superior a cimentos comuns (VIECILI; HASTENPFLUG; GIRARDI, 2018).

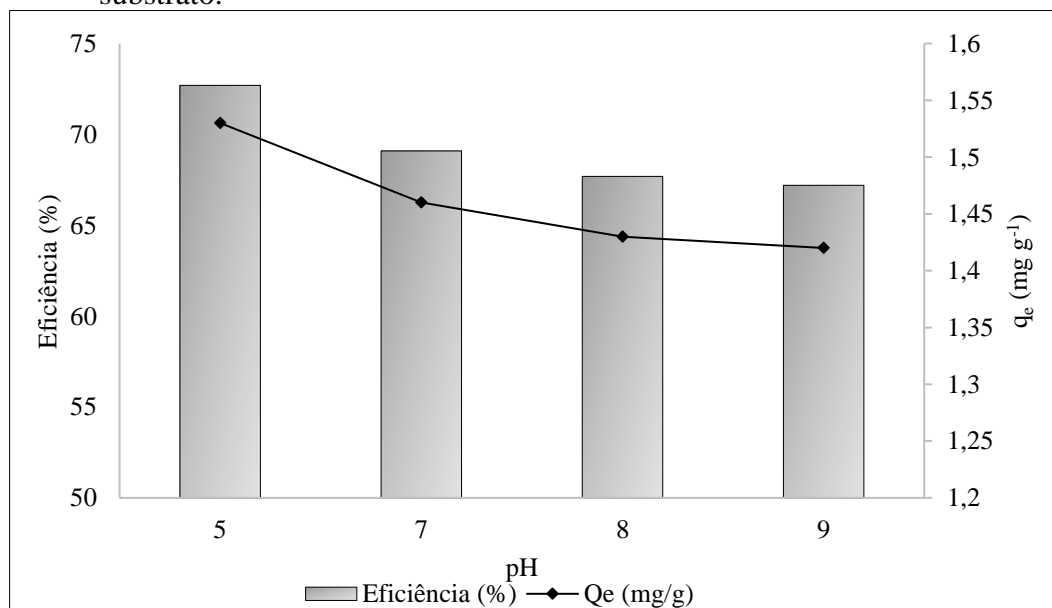
Além disso, é esperado que o substrato apresente uma elevada área de superfície específica devido a presença dos argilominerais na sua constituição (bentonita e zeólita). A zeólita, por exemplo, é geralmente caracterizada por uma estrutura cristalina tridimensional altamente porosa, possui uma grande área superficial específica (FAN; CHAKRABORTY, 2018; NIPPES et al., 2022) e, portanto, sua adição na preparação do material tende a aumentar a área superficial específica e porosidade do substrato. A estabilidade mecânica e elevada área de superfície específica também foi relatada para a bentonita (BORAH; NATH; SAIKIA, 2022).

5.3. Ensaio de adsorção em soluções de fosfato

5.3.1 Efeito do pH sobre a adsorção de P

Na Figura 10 é apresentado o efeito do pH inicial do meio sobre a quantidade adsorvida e a eficiência de remoção de espécies de P. Ambos os parâmetros diminuíram levemente com o aumento do pH de 5 para 9, o que indica que em condições iniciais ácidas o processo de adsorção foi mais favorável. A maior quantidade adsorvida observada (expressa em quantidade de fosfato) foi de $1,53 \text{ mg g}^{-1}$, correspondendo a uma eficiência de remoção de 72,7% em um pH inicial igual a 5. Os resultados observados sugerem que a mudança do pH inicial pode ter promovido mudanças na carga de superfície do adsorvente e que o aumento deste parâmetro pode ter levado à adsorção competitiva entre as espécies de P e íons hidroxila no meio (GAO et al., 2020).

Figura 10 - Teste do efeito do pH inicial sobre a adsorção de fosfato em solução aquosa pelo substrato.



Em que: dosagem do adsorvente: 5 g L^{-1} ; concentração inicial de fosfato: 10 mg L^{-1} ; taxa de agitação: 70 rpm.

Fonte: Da autora (2023).

No presente estudo, destaca-se que o pH do sobrenadante da solução após o teste de adsorção aumentou apenas levemente com o aumento do pH inicial para todos os ensaios (de 9,58 para 9,92 quando o pH inicial aumentou de 5 para 9). O valor de pH final com pouca

variação mostra o caráter tamponante do substrato em relação ao meio e determina a carga da espécie de P imperante nos sistemas. Em relação ao sistema ácido-base do fosfato, para pH menor que 2,1 há predomínio da espécie H_3PO_4 ; para pH entre 2,1 e 7,2 a espécie H_2PO_4^- é predominante. Na faixa de pH entre 7,2 e 12,4, observada neste estudo, prevalece no meio a espécie HPO_4^{2-} e acima de 12,4 tem-se PO_4^{3-} como a espécie majoritária (LI et al., 2016).

À medida que o pH da solução aumenta e se aproxima do pH_{pzc} do material, a superfície do substrato adquire carga líquida nula, tornando-se negativa acima desse valor de pH e promovendo repulsão eletrostática com as espécies de P, especificamente o HPO_4^{2-} . Além disso, íons hidroxila na solução podem competir com o fosfato pelos sítios de adsorção, de modo que a quantidade de fosfato adsorvido diminui com o leve aumento do pH final do meio (ZHAO; LI; WANG, 2022). Por outro lado, à medida que o pH diminui, ocorre a protonação da superfície do substrato, o que favorece a interação dos íons fosfato com o substrato pelo mecanismo de atração eletrostática em grupos superficiais positivamente carregados (HUANG et al., 2021). Portanto, concluiu-se que nas condições da análise não é a carga da espécie adsorvida que determina os valores de quantidade adsorvida obtidos. Como há um efeito pouco pronunciado da variação de carga do adsorvente promovida pela variação do pH sobre a adsorção do fosfato, provavelmente são interações específicas, como formação de ligações de hidrogênio, que contribuem para o processo adsorptivo.

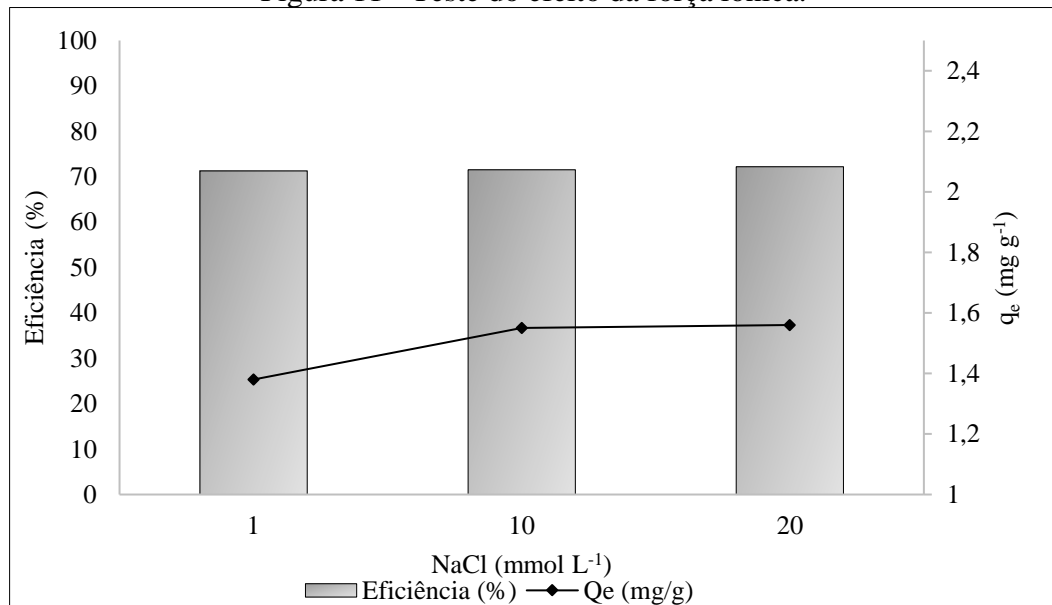
Gao et al. (2020) observaram comportamento semelhante para pelotas de lodo de ETA e aditivos (bentonita, zeólita, cinzas volantes), com a diminuição da capacidade de adsorção do fósforo com o aumento do valor do pH de 3 para 11. Para os autores, a condição ácida levou à repulsão entre cátions metálicos (Al^{3+} , Fe^{3+} e Ca^{2+} , presentes na superfície do material) e os sítios reativos positivos na superfície do material, levando ao favorecimento da atração eletrostática entre os cátions metálicos dispersos e íons fosfato, aumentando a remoção. O aumento do pH levou à precipitação de hidróxido daqueles íons metálicos que removeram o fósforo pelo mecanismo de precipitação.

De forma análoga, em estudo sobre o efeito do pH na adsorção de P por grânulos de alginato de cálcio contendo lodo de ETA, evidenciou-se que condições ácidas brandas resultaram em maior capacidade de adsorção de P devido à atração eletrostática (SHEN et al., 2018). Os resultados deste estudo também estão de acordo com outros achados da literatura (CHITTOO; SUTHERLAND, 2014; MAQBOOL; KHAN; ASGHAR, 2016; ABUKHADRA et al., 2020; LETSHWENYO; MOKGOSI, 2021).

5.3.2 Efeito da força iônica

Na Figura 11 é apresentado o efeito da força iônica sobre as capacidades de adsorção e eficiências de remoção de fosfato em solução aquosa. Observa-se que à medida que a concentração de NaCl aumentou de 1 mmol L⁻¹ para 20 mmol L⁻¹ a quantidade adsorvida de fosfato variou de 1,38 mg g⁻¹ (E% = 71,3%) para 1,56 mg g⁻¹ (E% = 72,1%). Em geral, a adsorção de fosfato não sofreu interferência da presença de íons cloreto (Cl⁻) em meio aquoso, permanecendo praticamente constante quando comparado aos dados obtidos para outros ensaios de adsorção sob condições semelhantes, confirmando que a interação eletrostática tem pouca contribuição no processo adsorptivo sob investigação. Isso é positivo para a adsorção, pois sugere que a presença de sais no efluente não prejudicará a performance de adsorção do material.

Figura 11 - Teste do efeito da força iônica.



Em que: dosagem do adsorvente: 5g L⁻¹; concentração inicial de fosfato: 10 mg L⁻¹; pH: 8,0; taxa de agitação: 70 rpm.

Fonte: Da autora (2023).

Huang et al. (2021) sintetizaram compostos do tipo hidrotalcita a partir de lodo de ETA para adsorção de P e não observaram influência expressiva da presença de ânions na adsorção de fosfato, o que sugeriu que o material tem uma seletividade potencial para adsorção efetiva de fósforo sob condições ambientais comuns.

Zhao, Li e Wang (2022) investigaram a influência de íons coexistentes no desempenho de um substrato de lodo de ETA e zeólita na remoção de P em sistemas alagados construídos e observaram que o substrato teve seletividade específica para remoção de fosfato. Apenas a coexistência de alta concentração de CO_3^{2-} na solução teve efeito inibitório na remoção de fosfato.

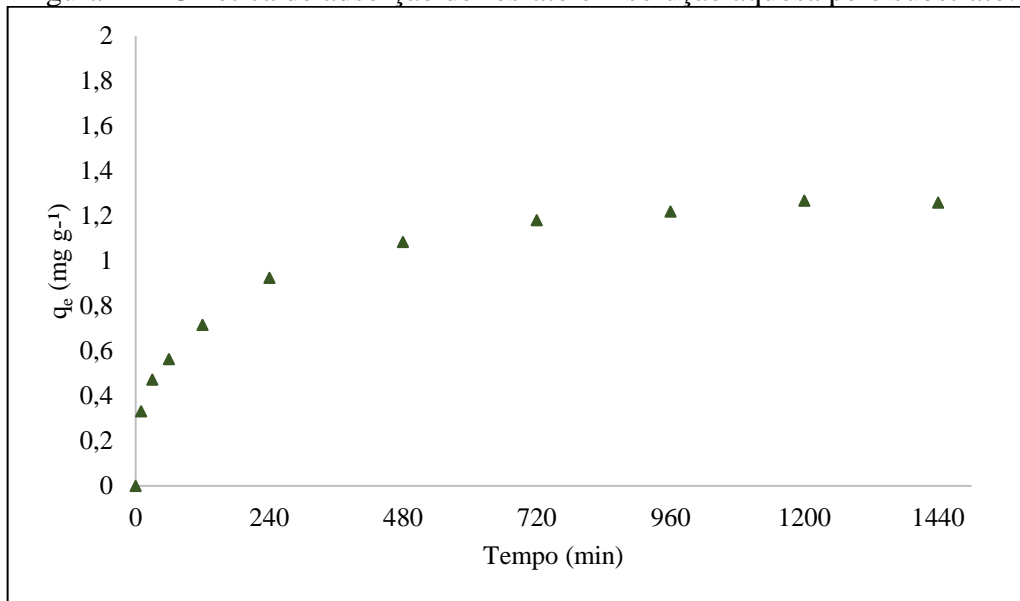
Liu et al. (2016) avaliaram a interferência dos íons Cl^- , CO_3^{2-} , HCO_3^- e SO_4^{2-} na adsorção de fosfato de soluções aquosas por partículas de quitosana reticuladas carregadas de zircônio e observaram que a presença dos íons reduziu a adsorção de P. Qiu et al. (2019) observaram que a presença dos íons Cl^- e NO_3^- aumentou a adsorção de P por biocarvão e demonstraram que diferentes concentrações de NaCl podem melhorar a adsorção quando $\text{pH} \geq 4$.

5.3.3 Cinética de adsorção

A adsorção do adsorvato na superfície do adsorvente é um processo dinâmico e o ensaio de cinética reflete a mudança da quantidade adsorvida com o tempo de adsorção (ZHAO; LI; WANG, 2022). Assim, tem-se que a cinética de adsorção é tão importante quanto os estudos de capacidade de adsorção, pois tanto a taxa de adsorção quanto a quantidade adsorvida são importantes para se obter um desempenho satisfatório (LI et al., 2016).

Na Figura 12 é apresentado o gráfico de cinética de adsorção de fosfato em solução aquosa pelo substrato e na Tabela 7 são apresentados os resultados das concentrações remanescentes de fosfato, eficiência de remoção de fosfato e capacidade de adsorção do substrato após ensaio de cinética de adsorção.

Figura 12 - Cinética de adsorção de fosfato em solução aquosa pelo substrato.



Em que: dosagem do adsorvente: 5 g L⁻¹; concentração inicial de fosfato: 10 mg L⁻¹; pH: 8,0; taxa de agitação: 70 rpm; temperatura: 25 °C ± 0,5.

Fonte: Da autora (2023).

Tabela 7 - Concentração de fosfato (C_e), eficiência de remoção e capacidade de adsorção de fosfato (q_e) em função do tempo de contato para ensaio cinético em solução de fosfato de 10 mg L⁻¹.

Tempo (min)	C_e (mg L ⁻¹)	Eficiência (%)	q_e (mg g ⁻¹)
0	0	0	0
10	7,73	17,65	0,33
30	7,03	25,15	0,47
60	6,57	30,02	0,56
120	5,81	38,10	0,72
240	4,76	49,29	0,92
480	3,97	57,72	1,08
720	3,48	62,90	1,18
960	3,29	64,92	1,22
1200	3,05	67,50	1,27
1440	3,09	67,11	1,18

Fonte: Da autora (2023).

O efeito do tempo de contato na remoção do fosfato em solução aquosa (Figura 12) indicou que após 240 minutos ocorreu a remoção de 49% do fosfato, mas o equilíbrio foi

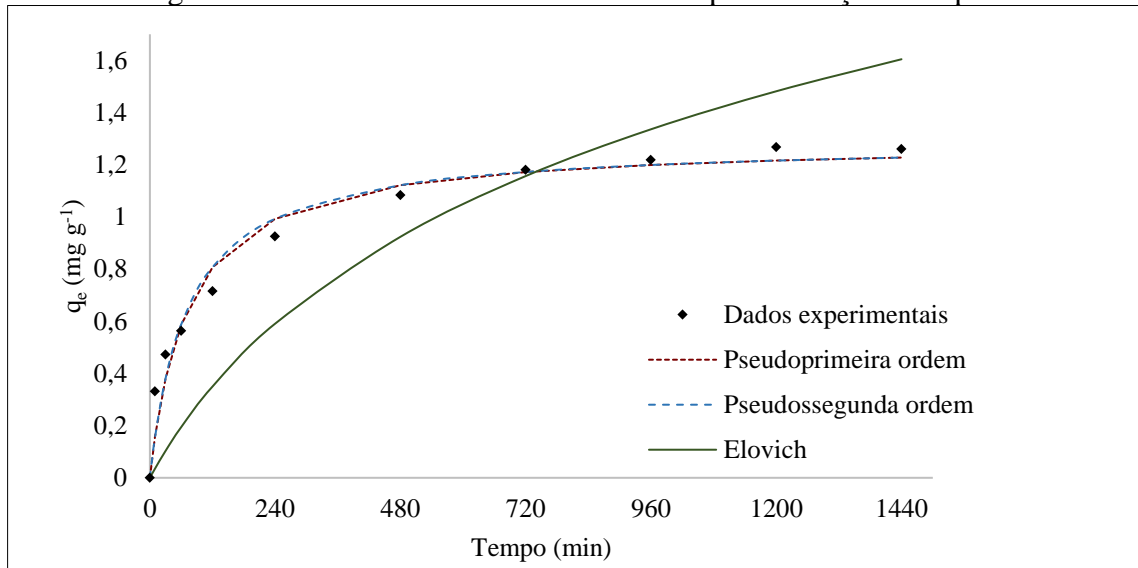
alcançado apenas após 720 minutos. Essa mudança na taxa de adsorção pode ser devida ao fato de que, em tempos menores, os sítios ativos na superfície do substrato estão disponíveis e o gradiente de concentração do soluto é alto (OLIVEIRA; COELHO; MELO, 2018). Para aplicação prática, é interessante que a cinética de adsorção seja rápida, ou seja, é importante que a quantidade máxima de adsorvato seja removida no menor tempo possível (MUISA et al., 2020)

Zhao, Li e Wang (2022) produziram substrato para sistemas alagados construídos a partir de lodo de ETA e zeólita e verificaram que quanto maior a concentração inicial de fosfato (25, 50 e 100 mg L⁻¹), maior foi o tempo para atingir o equilíbrio de adsorção (540, 900 e 1380 minutos) e maior a capacidade de adsorção, o que se deve a maior disponibilidade de P para se ligar aos sítios ativos do substrato. Os autores também observaram que quanto maior a concentração de íons fosfato na solução, mais forte a força motriz para transferência de massa e mais rápido os locais de adsorção ativos na superfície do material foram ocupados por íons de fosfato e, portanto, mais rápida foi a taxa de adsorção inicial.

Gao et al. (2020) verificaram que para concentrações iniciais de P de 30 mg L⁻¹, 50 mg L⁻¹ e 100 mg L⁻¹ atingiu-se o equilíbrio de adsorção em 240, 600 e 960 minutos, com rápida taxa de adsorção inicial. Hou et al. (2018) observaram que a cinética de adsorção de P por diferentes lodos de ETA e a capacidade de adsorção em todas as amostras avaliadas aumentou com o tempo e, na primeira meia hora, a maior parte do P na solução (> 80%) foi adsorvida. A razão é que na fase inicial de adsorção, há relativamente mais locais disponíveis para troca de ligantes entre fosfato e a superfície do lodo de ETA.

Para descrever o mecanismo de adsorção do fosfato em solução aquosa pelo substrato, foram empregados os modelos cinéticos de Elovich, de pseudoprimeira ordem (PPO), pseudo-segunda ordem (PSO) (Figura 13) e difusão intrapartícula de Weber-Morris (DIP) (Figura 14). Na Tabela 8, são apresentados os valores dos parâmetros das equações calculadas, bem como os coeficientes de determinação (R²) e soma dos quadrados dos erros.

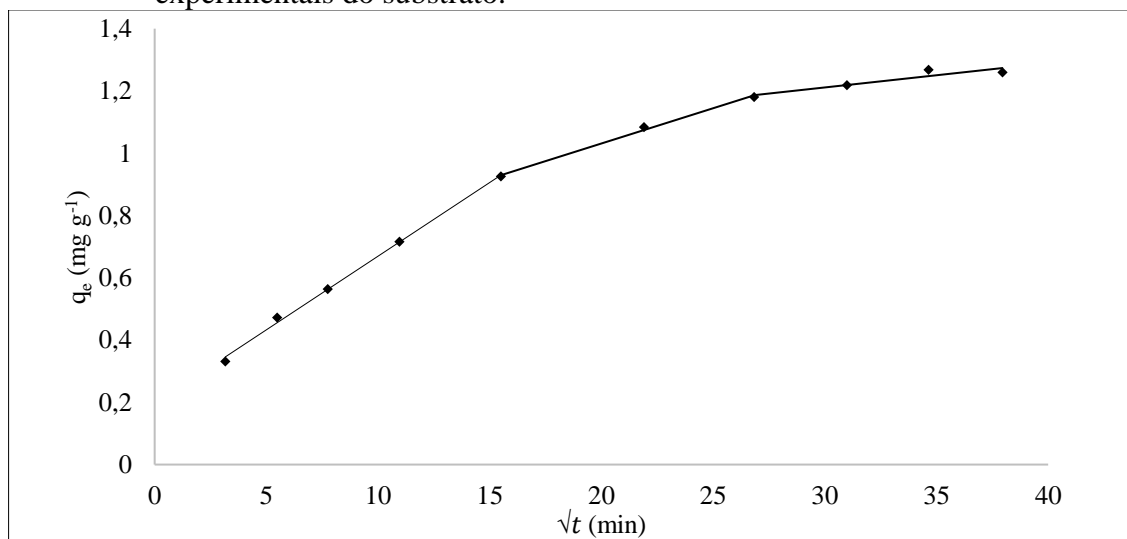
Figura 13 - Cinética de adsorção e ajuste dos modelos de pseudoprimeira ordem, pseudo-segunda ordem e Elovich aos dados obtidos para remoção de P pelo substrato.



Em que: concentração inicial de fosfato: 10 mg L⁻¹.

Fonte: Da autora (2023).

Figura 14 - Ajuste do modelo de difusão intrapartícula de Weber-Morris aos dados experimentais do substrato.



Em que: concentração inicial de fosfato: 10 mg L⁻¹.

Fonte: Da autora (2023).

Tabela 8 - Parâmetros das curvas de cinética de adsorção ajustadas aos dados experimentais obtidos para a remoção de fosfato pelo substrato.

Modelo	Parâmetro 1	Parâmetro 2	R ²	ERRSQ
PPO	K ₁ : 0,0097	Se: 1,1825	0,9481	0,1331
PSO	K ₂ : 0,0086	Se: 1,2883	0,9744	0,0575

Elovich	α : 0,0037	β : 1,2776	0,8757	0,8092
	K_{d1} : 0,0473	C_1 : 0,1962	0,9976	0,0005
Difusão Intrapartícula	K_{d2} : 0,0226	C_2 : 0,5786	0,9962	0,0001
	K_{d3} : 0,0078	C_3 : 0,9761	0,8744	0,0006

Em que: concentração inicial de fosfato: 10 mg L⁻¹. K_1 : min⁻¹; S_e : mg g⁻¹; K_2 : mg g⁻¹min⁻¹; α : mg g⁻¹h⁻¹; β : mg g⁻¹; K_s : L g⁻¹; q_{max} : mg g⁻¹; K_d : mmol g⁻¹ min^{-0,5}; C : mg g⁻¹.

Fonte: Da autora (2023).

Os modelos de PPO e PSO apresentaram bons ajustes aos dados experimentais de cinética. O modelo de PPO é utilizado para descrever a taxa de adsorção de um soluto de um sistema de fase líquida e sugere uma cinética de adsorção simples (ATTARI et al., 2017; RIBEIRO et al., 2019). Nesse caso, a taxa de adsorção é baseada na capacidade adsorvente, considerando que a taxa de ocupação é proporcional ao número de sítios ativos disponíveis (KUMAR; CHAUHAN, 2019). O modelo de PSO indica que a taxa de reação depende da quantidade de adsorvato adsorvida na superfície do adsorvente e da quantidade adsorvida no equilíbrio (HO; MCKAY, 1999).

O modelo de PSO apresentou o melhor ajuste com maior coeficiente de determinação e menor soma dos quadrados dos erros ($R^2 = 0,9744$; ERRSQ = 0,0575). Além disso, o resultado do ajuste do modelo para o parâmetro de quantidade adsorvida no equilíbrio é mais próximo da capacidade de adsorção de equilíbrio experimental e, portanto, a cinética de adsorção de P pelo substrato pode ser descrita pelo modelo cinético de PSO, o que evidencia uma possível predominância do mecanismo de adsorção química (CHENG et al., 2018). Porém, essa correlação nem sempre é verdadeira, sendo necessário avaliar outros elementos para confirmar essa hipótese.

Os resultados corroboraram com os obtidos em outros estudos (KRISHNA; ARYAL; JANSEN, 2016; HOU et al., 2018; GAO et al., 2020). Li et al. (2016) destacam que os dados cinéticos de adsorção de P em adsorventes de hidróxidos metálicos são geralmente melhor representados pelo modelo de PSO. Muisa et al. (2020) em estudo de revisão sobre adsorventes à base de lodo de ETA observaram que, comumente, adsorventes com lodo de ETA em sua composição, seguem o modelo de PSO.

O modelo de DIP assume que uma das etapas determinantes para a cinética de adsorção é a difusão dentro dos poros do adsorvente, sendo este um processo que ocorre de forma lenta (FEBRIANTO et al., 2009). A aplicação deste modelo consiste na construção de uma curva a

partir do gráfico de capacidade de adsorção (q_e) versus a raiz quadrada do tempo (\sqrt{t}) que fornece, a partir da inclinação da reta gerada, o valor da constante de difusão (K_d) e a partir da intersecção com o eixo das ordenadas, o valor da constante relacionada à resistência à difusão no filme líquido que solvata o adsorvente (C). Os valores de C dão uma ideia da espessura da camada limite de filme líquido, sendo que quanto mais alto o valor de C , maior o efeito da resistência à difusão do adsorvato nessa camada limite. Como desvantagem, esse modelo não leva em consideração a porosidade e o raio da partícula e não considera o comportamento cinético nos tempos iniciais do processo, pois a equação envolve a raiz quadrada do tempo (NASCIMENTO et al, 2014).

A partir da Figura 14 é possível observar a presença de um gráfico multilinear na aplicação do modelo DIP aos dados experimentais, com três diferentes estágios de adsorção, que podem estar relacionados a diferentes velocidades de difusão dentro dos poros do material ou momentos em que uma ou outra difusão é a dominante no fenômeno adsorativo. O modelo de DIP sugere que se o primeiro segmento de reta (estágios iniciais de adsorção) possuir C igual a zero, a difusão intraporo é o único mecanismo que determina a velocidade do processo de adsorção. No entanto, como C não interceptou a origem, ou seja, C é diferente de zero, tem-se que existem outros processos difusivos com velocidade baixa o suficiente para também contribuir no tempo total de adsorção (SALEH et al., 2017).

O coeficiente angular (constante de difusão, K_d) foi maior no primeiro estágio em relação ao subsequente ($K_{d1} > K_{d2}$). Isso pode significar que no primeiro estágio o adsorvato entrou em poros maiores, já no segundo estágio, que foi mais lento, o adsorvato se difundiu em poros menores, onde a difusão é menor (GONSALVESH et al., 2016). O terceiro estágio refere-se ao estágio de equilíbrio. Em resumo, o processo de adsorção das espécies de P envolveu difusões intraporo em poros de diferentes tamanhos, em que as difusões nos filmes líquidos também foram atuantes no processo adsorativo (YAO et al., 2020).

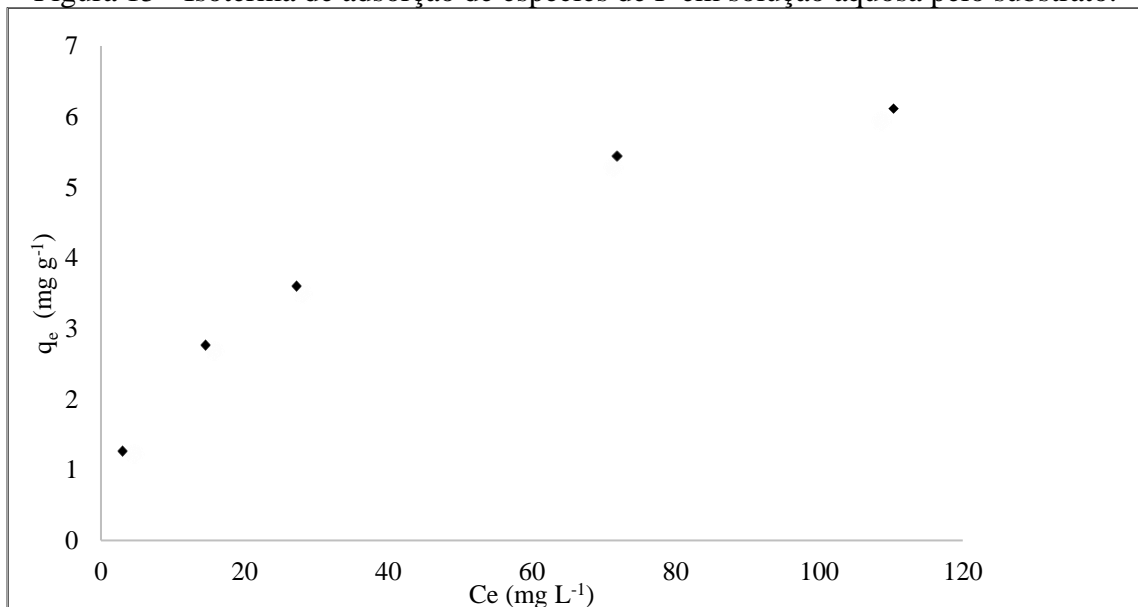
Zeng et al. (2021) produziram biocarvão à base de lodo e observaram que a DIP não foi a única etapa de controle de velocidade no processo de adsorção. De forma semelhante, em estudo com lodo de ETA para adsorção de P , também foi observado que o modelo de DIP foi capaz de descrever no fenômeno adsorativo, mas a difusão intrapartícula não foi a etapa limitante da taxa de adsorção e foi mais prevalente em altas concentrações iniciais de P (BABATUNDE; ZHAO, 2010). Segundo os autores, concentrações mais altas de P criam um gradiente de

concentração que favorece a transferência das espécies remanescentes do exterior para os poros internos para adsorção adicional, reforçando ainda mais o mecanismo de difusão intrapartícula.

5.3.4 Isoterma de adsorção

Na Figura 15 é apresentado o gráfico da isoterma de adsorção de espécies de P em solução aquosa pelo substrato triturado e na Tabela 9 são apresentados os resultados da concentração inicial e remanescente de adsorvato, eficiência de remoção e capacidade de adsorção correspondentes a cada ponto da isoterma.

Figura 15 - Isoterma de adsorção de espécies de P em solução aquosa pelo substrato.



Em que: dosagem do adsorvente: 5g L⁻¹; pH: 8,0; taxa de agitação: 70 rpm; temperatura: 25 ± 0,5 °C.
Fonte: Da autora (2023).

Tabela 9 - Concentração inicial (C_o), concentração final (C_e), eficiência de remoção e capacidade de adsorção de fosfato para o substrato.

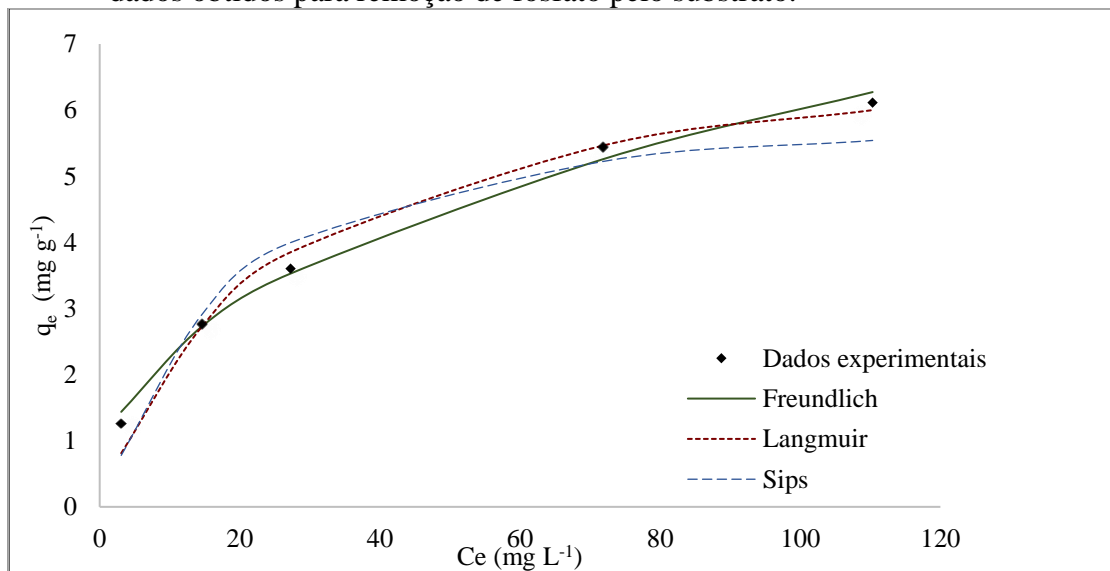
C_o (mg L ⁻¹)	C_e (mg L ⁻¹)	Eficiência de remoção (%)	q_e (mg g ⁻¹)
10	3,07	67,26	1,26
30	14,63	48,49	2,76
50	27,27	39,73	3,60
100	71,87	27,44	5,44
150	110,33	21,70	6,11

Fonte: Da autora (2023).

Observou-se que com o aumento da concentração inicial de P ocorreu a diminuição da eficiência de remoção do adsorvato devido à maior quantidade de soluto no meio para ocupar os sítios ativos disponíveis (JUNG et al. 2017). Já a quantidade adsorvida aumentou com o aumento da concentração inicial de P, tendendo a ficar constante devido à saturação dos sítios ativos do substrato (YOUNES; MAHANNA; EL-ETRIBY, 2019). Esse aumento da capacidade de adsorção pode ser atribuído ao aumento da força motriz fornecida pelo gradiente de concentração de P entre a fase sólida e aquosa (LIU et al., 2016).

Como a isoterma de adsorção desempenha papel fundamental na modelagem do sistema de adsorção e na previsão de seu desempenho, é essencial usar um modelo que possa prever com mais precisão o comportamento do adsorvente aplicado ao sistema (WOO et al., 2022). Os resultados dos ajustes dos modelos de Freundlich, Langmuir e Sips são apresentados na Figura 16 e Tabela 10.

Figura 16 - Isotherma de adsorção e ajuste dos modelos de Freundlich, Langmuir e Sips aos dados obtidos para remoção de fosfato pelo substrato.



Fonte: Da autora (2023).

Tabela 10 - Parâmetros das isotermas de adsorção ajustadas aos dados experimentais de remoção de fosfato pelo substrato.

Modelo	Parâmetro 1	Parâmetro 2	Parâmetro 3	R ²	ERRSQ
Freundlich	K _F : 0,9057	n: 2,430	-	0,9941	0,0965
Langmuir	K _L : 0,0404	b: 7,345	-	0,9884	0,2785
Sips	K _S : 0,0392	n _s : 0,8526	q _{max} : 6,11	0,9563	0,7831

Em que: K_F: mg^{1-(1/n)} L^{-1/n} g⁻¹; K_L: L g⁻¹; b: mg g⁻¹; K_S: L g⁻¹; q_{max}: mg g⁻¹.

Fonte: Da autora (2023).

Após ajuste dos modelos de isotermas aos dados experimentais foi possível realizar a classificação de Giles et al. (1960) quanto ao comportamento das curvaturas das isotermas. Os autores afirmam que é possível obter informações sobre o mecanismo de adsorção a partir da forma da curva da isoterma, além de indicar o tipo de adsorção que ocorre entre adsorvente e adsorvato.

As isotermas ajustadas aos dados experimentais de adsorção entre o substrato e a solução aquosa de fosfato foram classificadas como isoterma do tipo L (Langmuir), pois apresentam curvatura inicial voltada para baixo, indicando uma redução da disponibilidade dos sítios ativos do adsorvente com o aumento da concentração do adsorvato (GILES et al., 1960). O fato que pode justificar esta classificação é que o substrato pode ter um menor volume de poros e principalmente uma menor área superficial, ocorrendo a tendência à saturação dos mesmos pelo fosfato, associado à adsorção em monocamada.

Em relação aos modelos de isotermas ajustados aos dados experimentais, todos tiveram bons ajustes, com coeficiente de determinação (R^2) variando entre 0,9563 e 0,9941 e soma dos quadrados dos erros variando entre 0,0965 e 0,7831. O modelo com o maior R^2 e menor soma dos quadrados dos erros foi o modelo de Freundlich (R^2 : 0,9941; ERRSQ: 0,0965), sugerindo um processo de adsorção heterogêneo.

Pelo modelo de Langmuir, que também resultou em um bom ajuste, tem-se que a maior estimativa de máxima capacidade de adsorção pelo substrato foi de $7,34 \text{ mg g}^{-1}$. Portanto, a capacidade máxima de adsorção de fosfato pelo substrato prevista foi maior do que a da ceramsite, produzida com lodo de ETA, cinzas volantes e casca de ostra ($4,51 \text{ mg g}^{-1}$, obtida do ajuste de Langmuir) (CHENG et al., 2018), pellets de cinzas volantes, cal e argila ($0,59 - 2,56 \text{ mg g}^{-1}$, obtidas experimentalmente para diferentes proporções de matéria-prima) (ZHOU et al., 2019), biocarvão de casca de dendê ($0,89 \text{ mg g}^{-1}$, obtida experimentalmente) (MUNAR-FLOREZ et al., 2021), arenito Pisha modificado por Al ($4,21 \text{ mg g}^{-1}$, obtida do ajuste de Langmuir) (WANG et al., 2021). Porém, o valor encontrado neste trabalho foi menor que a encontrada para zeólita modificada com lantânio ($52,25 \text{ mg g}^{-1}$, obtida do ajuste de Langmuir) (LI et al., 2020), bentonita modificada em grânulos de alginato de cálcio ($15,77 \text{ mg g}^{-1}$, obtida do ajuste de Langmuir) (XU et al., 2020), nanopartículas de prata ($177,28 \text{ mg g}^{-1}$, obtida do ajuste de Langmuir) (TRINH et al., 2020), escórias de magnesita (526 mg g^{-1} , obtida do ajuste de Langmuir) (LIANG et al., 2022), sepiolita termicamente modificada ($19,49 \text{ mg g}^{-1}$ obtida do ajuste de Langmuir) (GAO; ZHANG, 2022), compósito de lodo de ETA e zeólita ($21,25 \text{ mg g}^{-1}$

¹, obtida do ajuste de Langmuir) (ZHAO; LI; WANG, 2022) e carvão ativado tratado com hidróxido de cálcio (50,02 mg g⁻¹, obtida do ajuste de Langmuir) (LI et al., 2023).

Os modelos de Langmuir e Freundlich também apresentaram bons ajustes na adsorção de P em pelotas de lodo de ETA e aditivos (bentonita, zeólita e cinzas volantes) em testes com dose de 1 g L⁻¹, pH = 7 e tempo de adsorção de 24 horas (GAO et al., 2020).

Huang et al. (2021) sintetizaram compostos do tipo hidrotalcita a partir de lodo de ETA para adsorção de P e obtiveram capacidade de adsorção de 21,6 mg g⁻¹ em ensaio com dose de 5 g L⁻¹, temperatura de 25 °C e pH = 8, com o melhor ajuste para o modelo de Freundlich. Os autores relatam que quanto mais ácido o meio e menor a temperatura do ensaio, melhor foi o desempenho do adsorvente, com capacidade máxima de adsorção de 51,1 mg g⁻¹ em teste realizado a 20 °C e pH = 4.

Outro indicativo muito usado na avaliação da preferência dos adsorvato no processo de adsorção na superfície dos adsorventes é o fator de separação (RL), o qual emprega os dados de K_L e capacidade máxima de adsorção do modelo de Langmuir. Valores de RL > 1 indicam que o processo é desfavorável, RL = 1 indica uma isoterma linear, 0 < RL < 1 indica que o processo é favorável e RL = 0 indica que o processo é irreversível (VARGAS et al., 2011; NIPPES et al., 2022). O valor observado de 0,8 para RL indicou comportamento favorável para a adsorção de P pelo substrato analisado.

Além disso, uma adsorção favorável tende a ter um valor de n (constante de Freundlich) entre 1 e 10. Quanto maior o valor de n (menor valor de 1/n), mais intensa tende a ser a interação entre o adsorvato e o adsorvente (DELLE-SITE, 2001; NASCIMENTO et al., 2014). O valor ajustado de n = 2,43 ficou na faixa entre 1 e 10, o que ratifica a interpretação dos valores de RL, confirmando assim, que a adsorção de fosfato foi alta para uma baixa concentração de equilíbrio do substrato na fase líquida. O valor de 1/n encontrado foi entre 0 e 1, o que indica que o fosfato foi favoravelmente adsorvido pelo substrato (YOUNES; MAHANNA; EL-ETRIBY, 2019; REN et al., 2021).

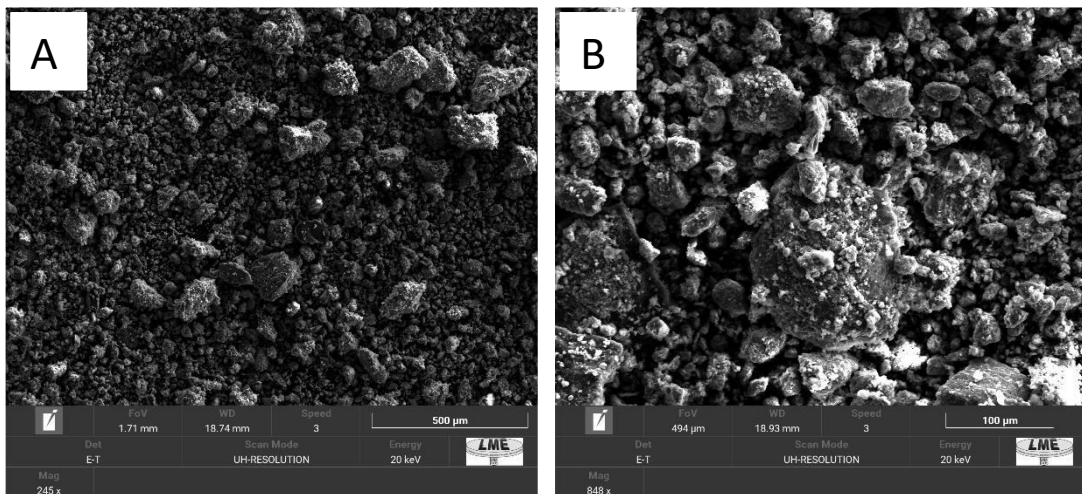
A constante relacionada à heterogeneidade da superfície (n_s) do modelo de Sips é um indicativo da heterogeneidade da superfície, sendo mais heterogênea quanto mais distante de um for o valor do parâmetro (DE ARAÚJO et al., 2020). O valor obtido (0,85) indica uma maior tendência de heterogeneidade da superfície. Além disso, o resultado do modelo de Sips indica que em baixas concentrações de adsorvato, os dados experimentais são reduzidos ao modelo de Freundlich e em altas concentrações de adsorvato, prevê a capacidade de adsorção em

monocamada, se reduzindo ao modelo de Langmuir (TZABAR; TER BRAKE, 2016; NIPPES et al., 2022). Isso pode explicar o bom ajuste dos dados experimentais ao modelo de Sips.

5.4 Caracterização do substrato após adsorção

Após ensaio de adsorção em solução aquosa de P sintética foi realizada a caracterização morfológica por MEV (Figura 17) e caracterização química pelas análises de ATR-FTIR (Figura 17) e EDS (Figura 18) do substrato.

Figura 17 - Microscopia eletrônica de varredura do substrato após adsorção em solução de fosfato.



Em que: A) aumento de 245 x; e B) aumento de 848 x.

Fonte: Da autora (2023).

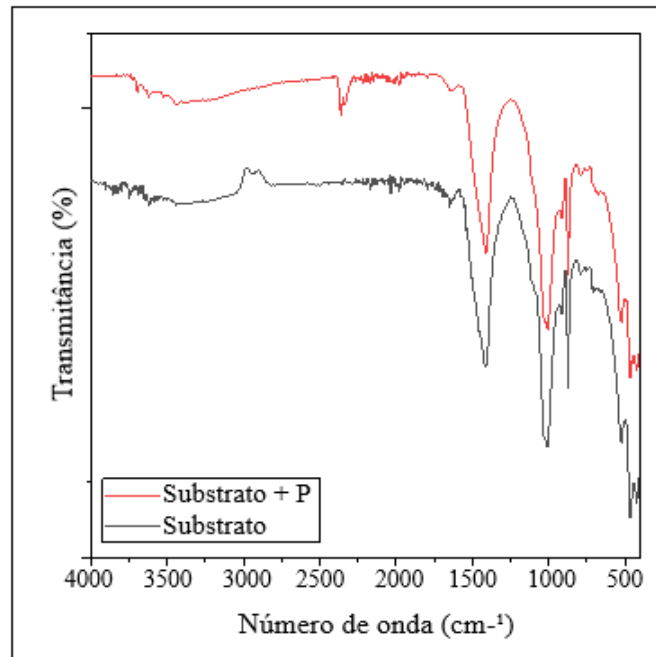
Observa-se que a superfície do substrato após a adsorção apresentou poucas mudanças em relação a estrutura do substrato antes da adsorção e exibiu porções com diferentes graus de rugosidade. Esse indício de manutenção da estrutura morfológica do material é importante, pois sugere que é possível manter intacta a superfície do substrato mesmo após o contato com o efluente, em um curto período.

Na Figura 18 são apresentados os grupos funcionais do substrato após adsorção em solução aquosa de P sintética obtidos por ATR-FTIR. O espectro previamente à adsorção é novamente apresentado para comparação.

Os espectros na região do infravermelho (FTIR) do substrato após e antes da adsorção de P apresentaram bandas com números de onda nas mesmas posições, indicando que a

quantidade adsorvida do P não foi suficiente para serem detectadas bandas específicas do adsorvato por meio desta análise espectroscópica. As pequenas variações observadas podem ser atribuídas a ruídos experimentais, que possivelmente desapareceriam com a reprodutibilidade da análise.

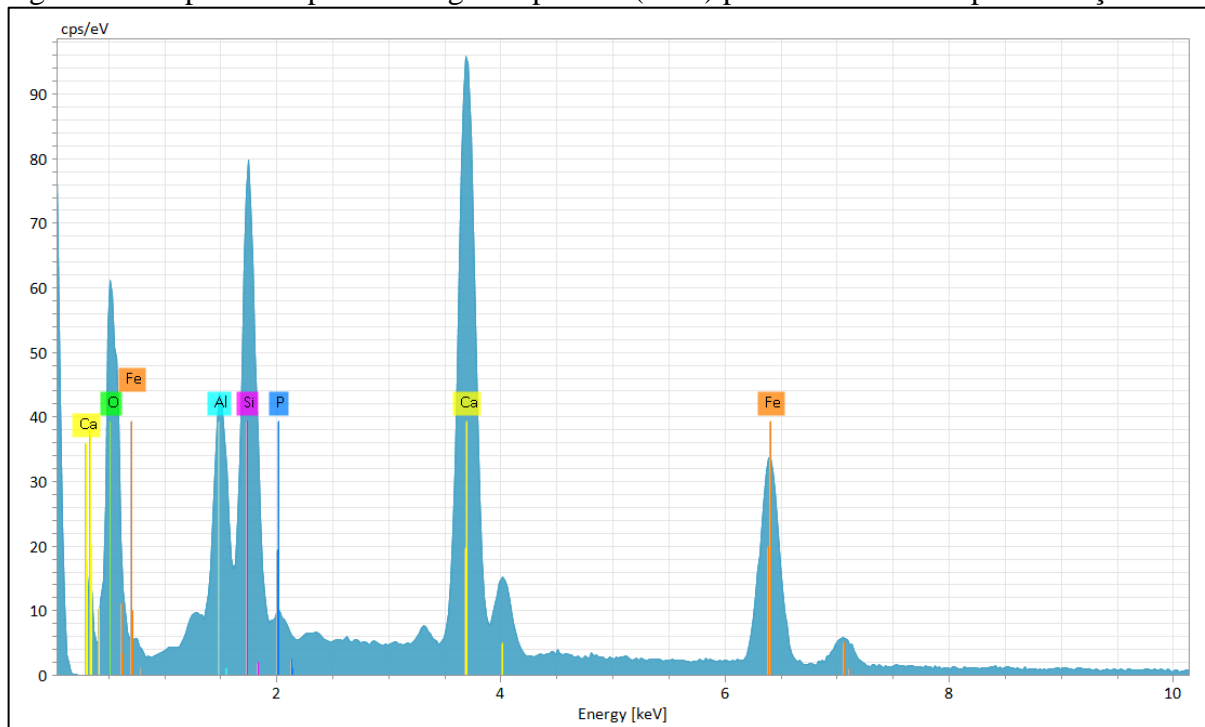
Figura 18 - Espectros do substrato antes e após adsorção na região do infravermelho médio.



Fonte: Da autora (2023).

Na Figura 19 é apresentada a composição química do substrato após adsorção em solução aquosa de P sintética obtida por Espectroscopia por Energia Dispersiva (EDS).

Figura 19 - Espectroscopia de energia dispersiva (EDS) para o adsorvente após adsorção.



Fonte: Da autora (2023).

Observa-se um pico de P na superfície do substrato que não foi observado antes da adsorção (Figura 19). Ainda que o pico não seja expressivo em relação aos outros elementos presentes na superfície, o que é coerente com os baixos valores encontrados para a capacidade de adsorção do material, o espectro confirma a ocorrência da adsorção de P pelo substrato. Além disso, a composição química do substrato em relação aos demais elementos, antes e após a adsorção, não variou consideravelmente, sugerindo que possivelmente não ocorreu liberação de grande quantidade daqueles elementos de superfície para a solução aquosa após adsorção.

5.5 Ensaio de adsorção em efluente sanitário

O efluente sanitário da ETE-UFLA foi coletado na entrada dos SACs-EHSS, após tratamento secundário em reator UASB, que visa à remoção de matéria orgânica e não objetiva a remoção de nutrientes. Assim, a concentração de fósforo na amostra se manteve dentro da faixa entre 4 e 12 mg L⁻¹, geralmente encontrada para efluentes sanitários (METCALF; EDDY, 2014). Os resultados obtidos da caracterização e ensaio de adsorção com o efluente sanitário da ETE-UFLA são apresentados na Tabela 11 e 12, respectivamente.

Tabela 11 - Caracterização do efluente sanitário da ETE-UFLA.

Variável	Quantificação
Sólidos Totais	368,3 mg L ⁻¹
Sólidos Totais Fixos	105,0 mg L ⁻¹
Sólidos Totais Voláteis	263,3 mg L ⁻¹
Demanda Química de Oxigênio	182,9 mg L ⁻¹
Fósforo Total	11,2 mg L ⁻¹
Fosfato	10,5 mg L ⁻¹
Nitrogênio Total Kjeldahl	53,2 mg L ⁻¹
Nitrogênio Amoniacal	41,0 mg L ⁻¹
Nitrato	0,2 mg L ⁻¹
pH	8,1
Condutividade Elétrica	1519,7 μS cm ⁻¹
Temperatura do Efluente	20,5 °C

Fonte: Da autora (2023).

Tabela 12 - Valores médios do ensaio de adsorção em efluente sanitário.

pH efluente	pH (t: 24 h)	Eficiência de remoção (%)	q _e (mg g ⁻¹)
8,1 ± 0,01	8,5 ± 0,03	46,2 ± 2,1	0,97 ± 0,04

Em que: dosagem do adsorvente: 5g L⁻¹; concentração inicial de fosfato no efluente: 10,5 mg L⁻¹; pH do efluente sanitário: 8,1; taxa de agitação: 70 rpm; pH efluente: pH do efluente sanitário coletado após tratamento secundário; pH (t: 24 h): pH da solução após equilíbrio de adsorção.

Fonte: Da autora (2023).

Verificou-se que a capacidade de adsorção (0,97 mg g⁻¹) e a eficiência de remoção do fosfato do efluente (46%) foram menores em relação aos observados nos ensaios de adsorção com a solução de fosfato sintética, em valor de concentração inicial similar (concentração inicial de 9,4 mg L⁻¹, com valor de C_e após adsorção igual a 3,1 mg L⁻¹). A concentração de fosfato no efluente real foi reduzida de 10,5 mg L⁻¹ para 5,7 mg L⁻¹ após ensaio. Ainda que o resultado do teste de efeito da força iônica tenha sugerido que a presença de sais no efluente não desfavoreceu a adsorção, apenas a interferência do íon cloreto (Cl⁻) foi avaliada naquele ensaio. Assim, é possível que devido a constituição complexa do efluente, outros íons tenham interferido no fenômeno de adsorção por meio da competição por sítios ativos na superfície do substrato e, conseqüentemente, isso tenha resultado na diminuição da eficiência de remoção e capacidade de adsorção de fosfato no efluente (LIU et al., 2016).

Outra observação neste estudo foi que os valores de pH após o equilíbrio de adsorção não excederam 8,5, próximo ao pH_{PCZ} do material (8,6) e com pouca variação em relação ao pH inicial. Contudo, para o efluente sintético, o pH de equilíbrio de adsorção foi maior que 9 em todos os ensaios. Em $pH > 9$, com a superfície do substrato carregada negativamente, espera-se que ocorra a repulsão entre adsorvente e íons de hidrogenofosfato (HPO_4^{2-}) e, consequentemente, diminuição da capacidade de adsorção. Os resultados melhores para o efluente sintético do que os observados para o ensaio com efluente real, em que a carga da superfície do substrato estava próxima a neutralidade, também pode ser um efeito da constituição mais complexa do efluente sanitário, em que a existência de outros íons pode interferir no processo adsortivo.

É importante salientar que a proposta inicial do trabalho é subsidiar informações preliminares para uma futura análise da aplicação do substrato para a remoção de P de efluentes em escala real. Dessa forma, a possível influência de outros íons interferentes é de suma importância para a determinação da viabilidade dessa tecnologia para o tratamento de diferentes tipos de efluentes ou para indicação da melhor etapa de utilização do substrato no processo de tratamento.

Em tópicos subsequentes será abordado o comportamento de outras variáveis de qualidade da água após a aplicação do substrato em unidade experimental, constituída de sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial utilizados no tratamento terciário de efluente sanitário. Em campo, os materiais foram utilizados no seu formato inicial produzido, isto é, não foram triturados, pois além da aplicação em maior escala, priorizou-se que partículas menores do substrato não fossem arrastadas pelo escoamento do efluente sanitário.

5.6 Aplicação do substrato em Sistema Alagado Construído de Escoamento Horizontal Subsuperficial (SAC-EHSS)

Para avaliar a influência da utilização do substrato no tratamento de efluente sanitário pelos SACs-EHSS, o experimento foi dividido em duas etapas, que contemplaram o monitoramento das unidades pelo período de 256 dias antes da aplicação do substrato (Etapa 1) e o monitoramento das unidades por 30 dias após a aplicação do substrato (Etapa 2).

As médias das propriedades do efluente sanitário na entrada e na saída dos SACs-EHSS, além do desvio padrão, medianas e médias das eficiências de remoção das duas etapas do monitoramento são apresentadas nas Tabelas 13 e 14, respectivamente.

Tabela 13 - Propriedades do efluente sanitário, na entrada e saídas dos SACs-EHSS, durante a etapa de monitoramento 1.

Variáveis		Etapa 1			
		Entrada	SAC-EHSS 1	SAC-EHSS 2	SAC-EHSS 3
pH	Média	7,8 ± 0,2	7,9 ± 0,2	8,0 ± 0,2	8,0 ± 0,2
	Mediana	7,8 a	7,9 a	8,0 a	8,0 a
CE	Média	1402,7 ± 280,8	1266,7 ± 239,7	1302,6 ± 257,2	1325,3 ± 240,3
	Mediana	1430,7 a	1279,0 a	1331,0 a	1351,0 a
ST	Média	351,5 ± 84,0	329,7 ± 73,9	337,1 ± 75,8	338,4 ± 82,4
	Mediana	350,8 a	321,4 a	321,3 a	328,3 a
	E (%)	-	6,2	4,1	3,7
DQO	Média	131,7 ± 41,5	84,5 ± 32,8	82,4 ± 39,8	93,3 ± 40,5
	Mediana	132,6 a	77,6 ab	70,9 bc	90,4 abc
	E (%)	-	35,8	37,5	29,1
NTK	Média	28,2 ± 13,6	20,0 ± 11,2	23,2 ± 11,6	25,3 ± 12,7
	Mediana	27,1 a	18,2 a	21,9 a	24,3 a
	E (%)	-	29,0	17,5	10,2
PT	Média	11,1 ± 3,0	10,0 ± 3,3	10,5 ± 3,3	10,8 ± 3,3
	Mediana	11,1 a	9,6 a	10,2 a	11,4 a
	E (%)	-	9,4	4,8	2,2
Pfosf	Média	9,3 ± 2,7	7,9 ± 3,4	8,6 ± 2,9	9,1 ± 2,3
	Mediana	8,9 a	7,1 a	8,1 a	9,5 a
	E (%)	-	14,3	7,7	0,2
T _{ar}	Média	21,8	21,8	21,8	21,8

CE: condutividade elétrica, em $\mu\text{S cm}^{-1}$; ST: sólidos totais, em mg L^{-1} ; DQO: demanda química de oxigênio, em mg L^{-1} ; NTK: nitrogênio total Kjeldahl, em mg L^{-1} ; PT: fósforo total, em mg L^{-1} , Pfosf: fosfato, em mg L^{-1} ; Tar: temperatura média do ar, em $^{\circ}\text{C}$. Medianas seguidas pela mesma letra em cada linha não diferem entre si pelo teste de Kruskal-Wallis, em nível de 5% de significância.

Fonte: Da autora (2023).

Tabela 14 - Médias das propriedades do efluente sanitário, na entrada e saídas dos SACs-EHSS, durante a etapa de monitoramento 2.

Variáveis		Etapa 2			
		Entrada	Saída		
			SAC-EHSS 1	SAC-EHSS 2	SAC-EHSS 3
pH	Média	8,0 ± 0,1	8,1 ± 0,2	8,4 ± 0,4	8,4 ± 0,4
	Mediana	8,0 a	8,0 a	8,4 a	8,2 a
CE	Média	1338,4 ± 126,6	1166,5 ± 119,9	1690,9 ± 610,3	1606,6 ± 538,8
	Mediana	1371,0 a	1189,3 ab	1539,0 ac	1504,0 ac
ST	Média	372,6 ± 31,9	369,5 ± 25,1	982,8 ± 640,5	891,3 ± 555,8
	Mediana	376,7 a	373,3 ab	775,0 c	703,3 c
	E (%)	-	0,8	0	0
DQO	Média	64,5 ± 10,0	43,7 ± 12,7	218,4 ± 232,9	211,3 ± 246,1
	Mediana	59,3 a	39,5 ab	118,5 c	88,9 c
	E (%)	-	32,2	0	0
NTK	Média	50,9 ± 5,5	35,6 ± 7,2	36,4 ± 7,2	38,0 ± 8,7
	Mediana	53,2 a	35,5 a	36,4 a	38,3 a
	E (%)	-	30,1	28,5	25,4
PT	Média	12,7 ± 0,9	11,9 ± 0,9	8,9 ± 1,1	8,9 ± 1,4
	Mediana	12,9 a	12,2 a	9,1 a	9,4 a
	E (%)	-	5,5	29,7	29,4
Pfosf	Média	11,6 ± 1,5	10,8 ± 1,8	4,9 ± 0,7	5,6 ± 0,9
	Mediana	12,1 a	11,4 ab	5,1 c	5,5 c
	E (%)	-	6,8	57,4	52,3
T _{ar}	Média	22,3	22,3	22,3	22,3

CE: condutividade elétrica, em $\mu\text{S cm}^{-1}$; ST: sólidos totais, em mg L^{-1} ; DQO: demanda química de oxigênio, em mg L^{-1} ; NTK: nitrogênio total Kjeldahl, em mg L^{-1} ; PT: fósforo total, em mg L^{-1} ; Pfosf: fosfato, em mg L^{-1} ; Tar: temperatura média do ar em $^{\circ}\text{C}$. Medianas seguidas pela mesma letra em cada linha não diferem entre si pelo teste de Kruskal-Wallis, em nível de 5% de significância.

Fonte: Da autora (2023).

Em ambas as etapas de monitoramento, alguns dados experimentais evidenciaram expressivos desvios em relação à média. Destaca-se que durante esse período ocorreram eventos que podem ter contribuído para alterações nas características do efluente sanitário da

ETE-UFLA, como período de aulas híbridas ocasionado pela pandemia de SARS-CoV-2, recessos escolares e retorno integral das atividades do campus.

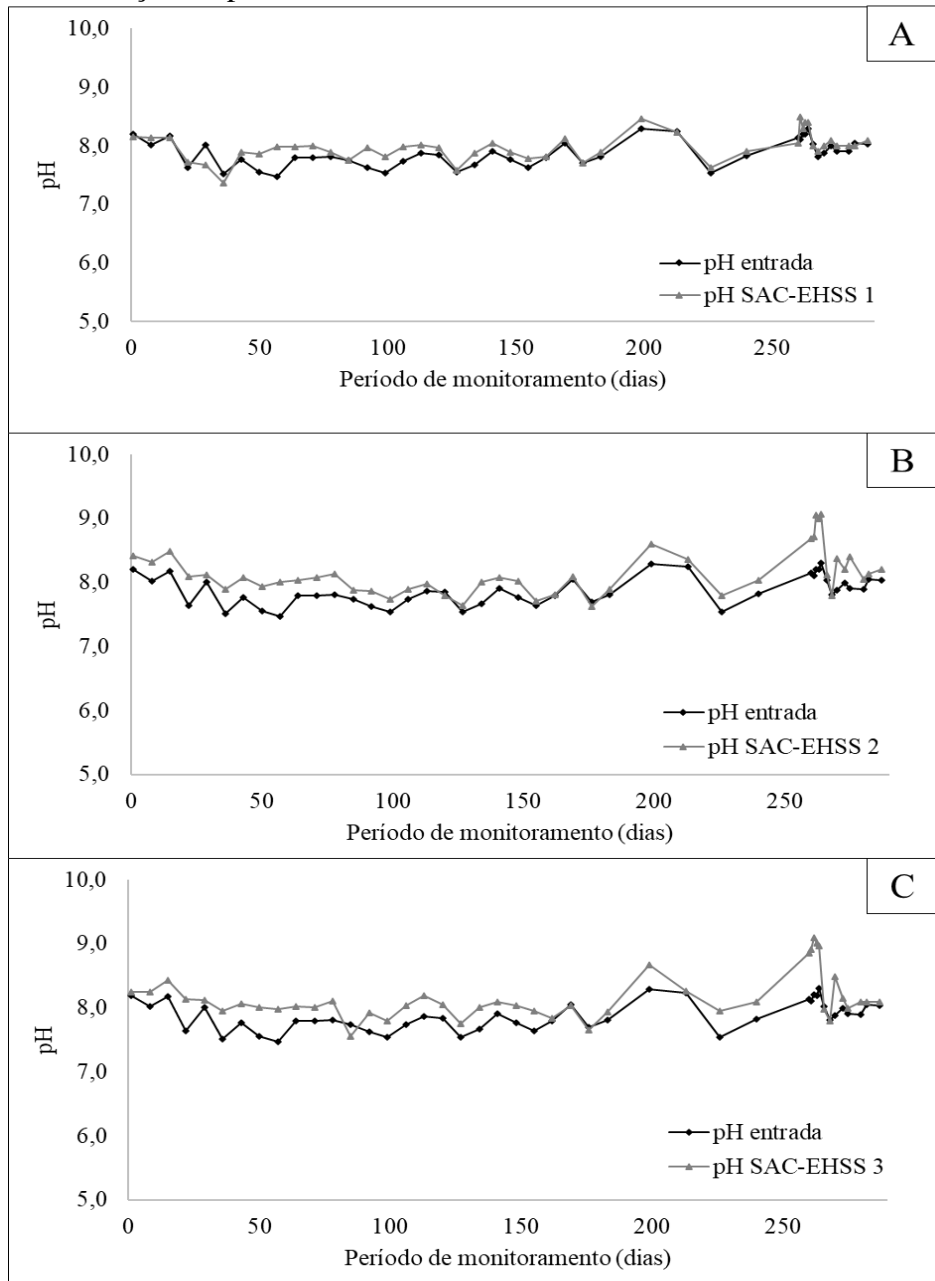
Além disso, a ETE-UFLA recebe o efluente de duas elevatórias distintas: a elevatória “Goiaba”, que recebe o efluente sanitário gerado na porção norte do campus, incluindo o restaurante universitário; e a elevatória “Veterinária” que coleta o efluente da porção sul do campus, incluindo o hospital veterinário (FIALHO, 2019). Assim, ainda que a coleta tenha sido realizada sempre no mesmo horário, a alimentação por uma ou outra elevatória, pode ter alterado as características do efluente e as taxas de carga aplicadas e, conseqüentemente, interferido no desempenho dos SACs-EHSS. Soma-se ainda, a retirada da planta daninha tiririca (*Cyperus rotundus*) do SAC-EHSS 1 e a poda drástica no SAC-EHSS 1 e SAC-EHSS 2, devido ao ataque de formigas cortadeiras, ambas realizadas durante a Etapa 1 de monitoramento, eventos que podem ter desestabilizado os sistemas.

Essa oscilação do efluente da ETE-UFLA já foi reportada em outros estudos (DE MELO, 2019; FIALHO, 2019; LIMA, 2019; BARBOSA, 2021; SOARES, 2021). Uma discussão mais aprofundada dos resultados obtidos será apresentada nos tópicos subsequentes.

5.6.1 Variação de pH e condutividade elétrica

O pH não apresentou diferença significativa pelo teste de Kruskal-Wallis ($\alpha = 0,05$), antes e após o tratamento nos SACs-EHSS, em ambas as etapas de monitoramento. No entanto, foi possível observar (Figura 20) ligeiras flutuações no pH ao longo do período avaliado, com aumento expressivo desta variável no início da Etapa 2 para os SACs-EHSS com a aplicação do substrato de lodo de ETA. Ainda assim, os sistemas operaram dentro da faixa de pH entre 6 e 9, adequada para o desenvolvimento de microrganismos responsáveis pela degradação de matéria orgânica (METCALF; EDDY, 2014).

Figura 20 - Variação do pH do efluente sanitário na entrada e saída de cada SAC-EHSS.



Em que: A) SAC-EHSS 1, sistema plantado e sem aplicação do substrato de lodo de ETA; B) SAC-EHSS 2, sistema plantado e com aplicação do substrato de lodo de ETA na Etapa 2; C) SAC-EHSS 3, sistema não plantado, com aplicação do substrato de lodo de ETA na Etapa 2.

Fonte: Da autora (2023).

Verificou-se nos SACs-EHSS, durante a Etapa 1, uma menor variabilidade dos dados com ligeira elevação no pH do efluente em relação ao pH afluente. No presente estudo, os SACs-EHSS atuaram como unidades de tratamento terciário e, por isso, espera-se que a maior parte da matéria orgânica tenha sido removida na unidade de tratamento secundário (reator UASB). A baixa concentração da demanda bioquímica de oxigênio (DBO) esperada nos SACs-

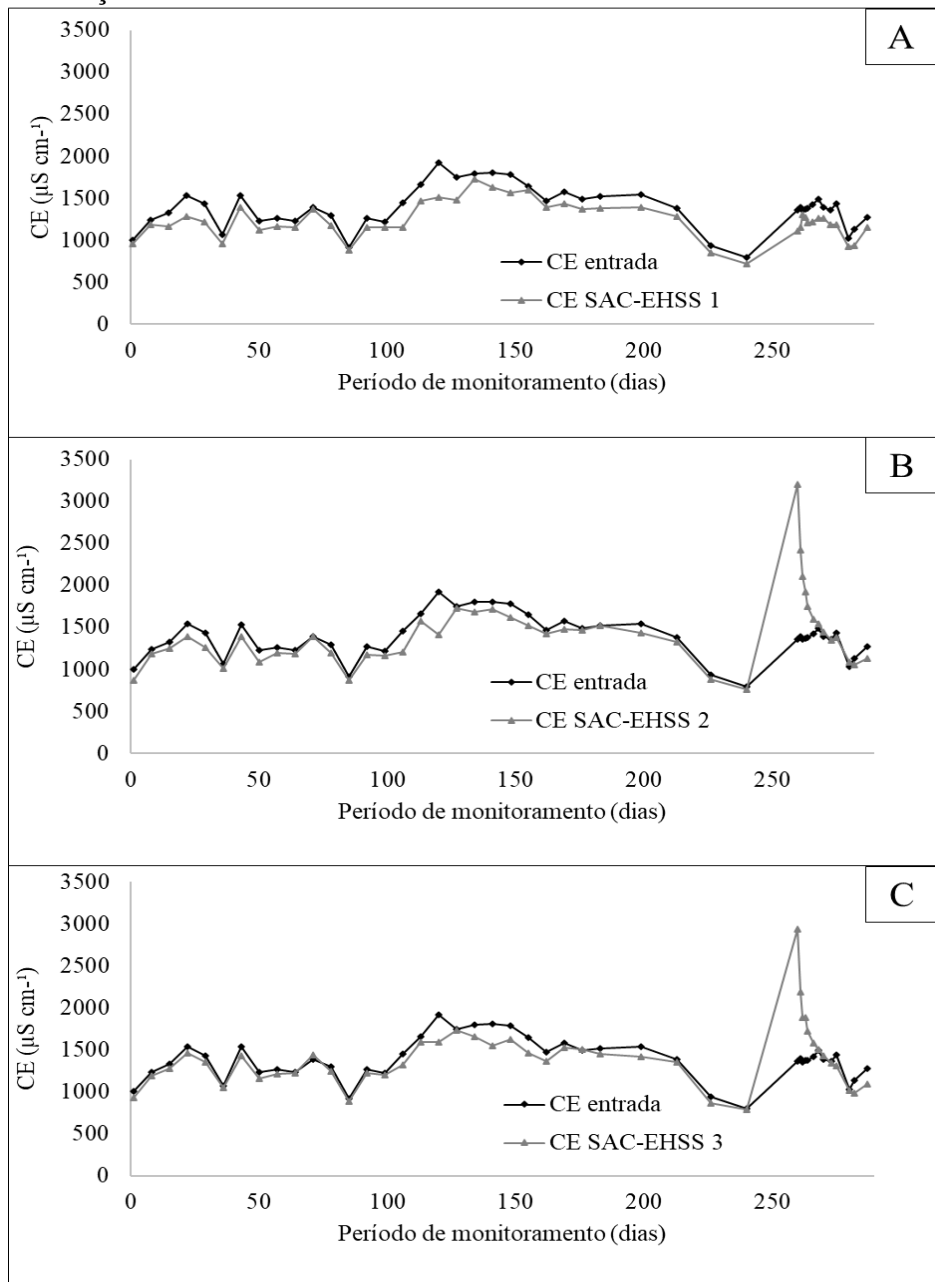
EHSS ajuda a entender a pequena variação do pH, já que a degradação da matéria orgânica influencia nesta variável em decorrência da produção de ácidos orgânicos e gás carbônico (FIA et al., 2015).

A exposição do líquido em tratamento com a atmosfera nos compartimentos do SAC-EHSS 2 e SAC-EHSS 3 podem ter possibilitado a ocorrência de intensas trocas gasosas, o que desfavorece as condições anaeróbias no meio e reduz a produção de ácidos orgânicos, responsáveis por reduzir o pH no sistema (FIA et al., 2010a). Além disso, o aumento do pH pode estar associado à liberação de cátions de reação básica pela brita utilizada como substrato (FIA et al., 2010b; SARAIVA et al., 2018).

A menor variabilidade dos valores de pH na Etapa 1 pode ser indício de que os SACs-EHSS promoveram tamponamento do efluente sanitário em tratamento (KADLEC; WALLACE, 2008). Após a inserção do substrato (Etapa 2), o pH dos SACs-EHSS 2 e 3 atingiu o valor de 9,1 e gradualmente retornou aos valores observados na Etapa 1. Como visto anteriormente, o pH do substrato de lodo de ETA em água é 9,5 e, portanto, essa elevação imediata do pH era esperada e pode ser resultado da protonação do substrato, que refletiu na diminuição da concentração de íons H^+ no meio com variação positiva do pH do efluente sanitário pelos SACs-EHSS. No entanto, como os SACs-EHSS receberam o efluente sanitário de forma contínua, a superfície do substrato já protonada, reduziu seu potencial de alteração do pH do efluente sanitário que escoou em tempos posteriores, o que explica a diminuição do pH até restabelecimento de seu valor natural.

Na Figura 21 são apresentados os valores de CE afluente e efluente aos SACs-EHSS ao longo do período de monitoramento.

Figura 21 - Variação da CE do efluente sanitário na entrada e saída de cada SAC-EHSS.



Em que: A) SAC-EHSS 1, sistema plantado e sem aplicação do substrato de lodo de ETA; B) SAC-EHSS 2, sistema plantado e com aplicação do substrato de lodo de ETA na Etapa 2; C) SAC-EHSS 3, sistema não plantado, com aplicação do substrato de lodo de ETA na Etapa 2.

Fonte: Da autora (2023).

Na Etapa 1, os valores das medianas da CE não apresentaram diferença estatística significativa pelo teste de Kruskal-Wallis ($\alpha = 0,05$), antes e após o tratamento nos SACs-EHSS. Saraiva et al. (2018) observaram um aumento da CE após a passagem de efluente de limpeza de tanque de resfriamento de leite a granel por SACs-EHSS preenchidos com brita, o que foi atribuído à liberação de íons pelo meio suporte. Por outro lado, Fia et al. (2016), em estudo de

tratamento de água residuária de suinocultura (ARS) por SACs-EHSS plantados com taboa (*Typha latifolia*) e capim-tifton 85 (*Cynodon* spp.), observaram redução nos valores de CE, atribuída à precipitação de sais no meio e absorção de íons (nutrientes) presentes na ARS pelas espécies vegetais. Costa (2016) não observou diferença estatística significativa entre SACs-EHSS preenchidos com brita utilizados no tratamento de efluente sanitário. Tal comportamento foi atribuído ao fato de todos os sistemas possuírem o mesmo volume útil e operarem sob as mesmas condições.

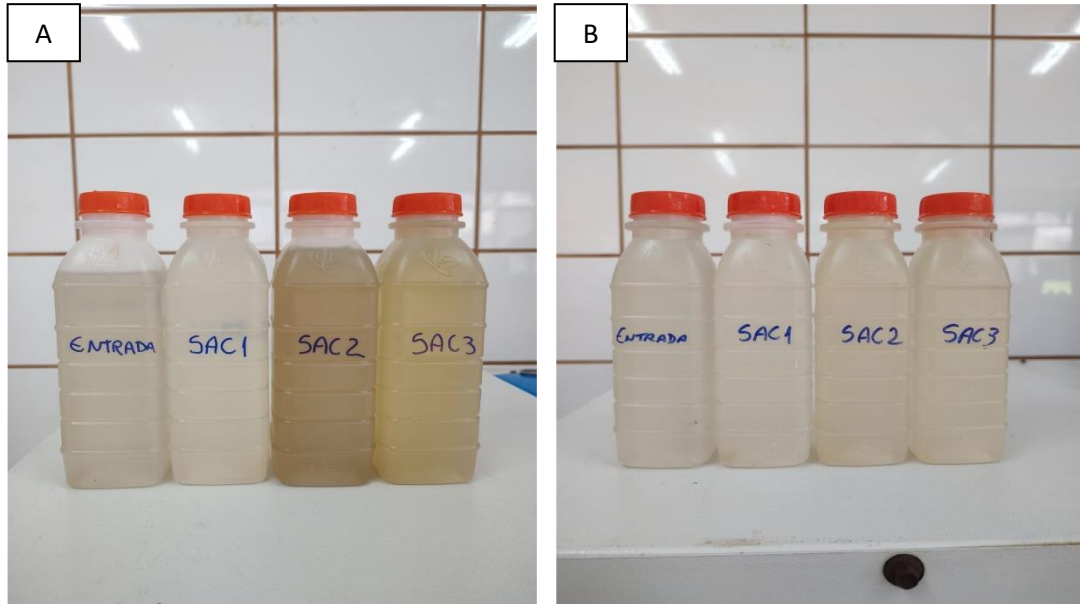
Na Etapa 2, após a aplicação do substrato, a CE atingiu os valores de $3210 \mu\text{S cm}^{-1}$ e $2937 \mu\text{S cm}^{-1}$ nos SACs-EHSS 2 e 3, respectivamente. Mas, de forma análoga ao pH, gradualmente retornou à valores similares aos observados na Etapa 1. Pelo teste de Kruskal-Wallis ($\alpha = 0,05$), não houve diferença estatística significativa entre os valores das medianas antes e após o tratamento nos SACs-EHSS na Etapa 2, mas foi observada diferença estatística significativa entre o SAC-EHSS 1 e SAC-EHSS 2 e SAC-EHSS 1 e SAC-EHSS 3, atribuída a desfragmentação de parte do substrato de lodo de ETA no imediato contato com o efluente sanitário, o que ficou evidente no aspecto do efluente na saída dos SACs-EHSS. Possivelmente, íons presentes na constituição do substrato foram liberados no meio, o que contribuiu para elevação da CE, além de ser uma das possíveis causas da elevação imediata do pH nos sistemas, no caso desses íons serem boas bases de Bronsted-Lowry, que são espécies químicas capazes de serem protonadas e aumentarem o pH.

5.6.2 Remoção de sólidos e matéria orgânica

O tratamento do efluente sanitário nos SACs-EHSS não promoveu a redução de sólidos na Etapa 1, visto que não houve diferença estatística significativa nos valores das medianas pelo teste de Kruskal-Wallis ($\alpha = 0,05$), antes e após o tratamento e entre os SACs-EHSS, com eficiências médias de remoção de 6,2%, 4,1% e 3,7% nos SACs-EHS 1, 2 e 3, respectivamente. Na Etapa 2, houve diferença estatística significativa nos valores das medianas, antes e após o tratamento para os SACs-EHSS 2 e 3, ambos com compartimento para aplicação do substrato, com aumento da concentração efluente em relação à concentração afluenta. A desfragmentação de parte do substrato no contato imediato com o efluente sanitário, elevou os teores de sólidos no sistema, no entanto, foi possível observar visualmente e quantitativamente uma estabilização no processo de desfragmentação do material com o tempo, com redução da

liberação de sólidos (Figura 22). O filtro de areia colocado após o compartimento com o substrato de lodo de ETA aparentou não ser suficiente para reter o material.

Figura 22 - Efluente sanitário coletado na entrada e saída dos SACs-EHSS, na etapa de monitoramento 2.



Em que: A) 08/11/2022 e B) 16/11/2022.

Fonte: Da autora (2023).

O efluente da ETE-UFLA após tratamento secundário em reator UASB apresentou concentração média de DQO de 132 mg L^{-1} e 64 mg L^{-1} , nas Etapas 1 e 2, respectivamente. Essa diferença nas concentrações afluente aos SACs-EHSS entre as duas etapas está relacionada as variações das características do efluente sanitário ao longo do tempo. A Etapa 1 foi marcada, principalmente, por resquícios da pandemia de SARS-CoV-2, com aulas híbridas e recessos escolares. Por outro lado, na Etapa 2, com o retorno integral das atividades da universidade, mais alimento (efluente sanitário) foi aportado no reator, que possivelmente se readaptou e otimizou o processo, melhorando a eficiência.

Na Etapa 1, as eficiências médias de remoção de matéria orgânica, em termos de DQO, foram de 36%, 37% e 29% para o SAC-EHSS 1, SAC-EHSS 2 e SAC-EHSS 3, respectivamente. Em relação ao tratamento, houve diferença estatística significativa nos valores das medianas pelo teste de Kruskal-Wallis ($\alpha = 0,05$), antes e após o tratamento para o SAC-EHSS 2, mas não entre os SACs-EHSS. Na Etapa 2, as eficiências de remoção de DQO foram de 32%, 0% e 0% para o SAC-EHSS 1, SAC-EHSS 2 e SAC-EHSS 3, respectivamente. Para

os SACs-EHSS 2 e 3, houve um aumento estatisticamente significativo da concentração de DQO na saída do tratamento.

Segundo Matos e Matos (2017), é recomendado que as eficiências de remoção nos SACs sejam obtidas com base na carga removida do poluente, pois pode ocorrer perda de água no sistema por evapotranspiração em SACs plantados e por evaporação em SACs não plantados, o que pode subestimar os valores de eficiência obtidos. Na Tabela 15 são apresentadas as médias das taxas de carga de sólidos e DQO tomada com base na área superficial dos SAC-EHSS, as eficiências médias de remoção com base na carga aplicada e de saída e as medianas das eficiências de remoção.

Tabela 15 - Taxa de carga de ST e DQO e eficiência, com base na carga nos SACs-EHSS.

		SAC-EHSS 1	SAC-EHSS 2	SAC-EHSS 3
Etapa 1	TC _{ST}	284,6 ± 76,8	311,5 ± 93,0	319,1 ± 92,4
	C (%)	13,7	10,7	9,9
	M (%)	12,7 a	11,5 a	12,0 a
	TC _{DQO}	107,4 ± 40,9	116,1 ± 39,6	118,8 ± 37,9
	C (%)	39,8	39,8	33,9
	M (%)	40,1 a	39,8 ab	32,8 c
Etapa 2	TC _{ST}	292,6 ± 52,2	302,9 ± 31,1	322,5 ± 54,3
	C (%)	9,6	0	0
	M (%)	13,3 a	0 b	0 b
	TC _{DQO}	50,5 ± 9,8	52,3 ± 7,4	55,4 ± 8,0
	C (%)	39,2	0	0
	M (%)	40,0 a	0 b	0 b

TC_{ST}, TC_{DQO}: Taxa de carga de sólidos totais e DQO com base na área superficial dos SACs-EHSS, em kg ha⁻¹ d⁻¹; C: médias das eficiências de remoção, em %; M: medianas das eficiências de remoção, em %. Medianas seguidas pela mesma letra em cada linha não diferem entre si pelo teste de Kruskal-Wallis, em nível de 5% de significância.

Fonte: Da autora (2023).

As eficiências de remoção em relação a carga aplicada e removida de ST nos SACs-EHSS 1, 2 e 3, respectivamente, foram 14%, 11% e 9,9% na Etapa 1 e 9,6%, 0% e 0%, na Etapa 2, de fato, superiores em relação às eficiências calculadas com base na concentração. Com base na carga aplicada e de saída dos SACs-EHSS, na Etapa 1 não houve diferença estatística

significativa nos valores das medianas das eficiências de remoção (teste de Kruskal-Wallis, $\alpha = 0,05$) entre os SACs-EHSS plantados e não plantados. No entanto, ocorreu tendência de maior remoção de ST no SAC-EHSS 1 quando os resultados foram comparados com os obtidos no SAC-EHSS 2 e SAC-EHSS 3. Como a redução de sólidos em SACs ocorre, principalmente, por meio de processos no meio suporte, como sedimentação nos interstícios, filtração e aderência a mídia utilizada (METCALF; EDDY, 2003), isso explica um possível melhor desempenho no SAC-EHSS 1, que foi preenchido por brita em todo seu volume.

Na Etapa 2, os SACs-EHSS 2 e 3, com compartimentos contendo o substrato de lodo de ETA, diferiram estatisticamente do SAC-EHSS 1 e, como já explicitado, isso se justifica pela desfragmentação do substrato no contato com o efluente sanitário, que liberou sólidos para o efluente tratado. Miranda et al. (2020) observaram diferença estatística significativa entre dois substratos utilizados nos SACs-EHSS (brita e garrafas PET trituradas), mas não para diferentes combinações de plantas nos sistemas. Os autores observaram uma menor remoção de ST no meio filtrante composto de brita, devido ao desgaste ao longo do material ao longo do tempo, o que não ocorreu com as garrafas PET trituradas.

Saraiva et al. (2018) obtiveram valores médios de remoção de ST de 52 a 70% em SACs-EHSS com taxa de carga média de ST de $421 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$, cultivados com capim Tifton 85 (*Cynodon spp.*) e capim-elefante (*Pennisetum purpureum* Schum) quando usados para o tratamento de efluente de um tanque de resfriamento de leite a granel. Para concentração média afluente de $1180 \text{ mg ST L}^{-1}$, superior a reportada neste trabalho, Rodrigues et al. (2021) observaram remoção de 32% de ST em SAC-EHSS plantado com capim-vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) e utilizados no tratamento de efluente doméstico, tendo a brita como material suporte.

As eficiências médias de remoção de matéria orgânica, no que se refere à DQO, diferiram estatisticamente pelo teste de Kruskal-Wallis ($\alpha = 0,05$) entre sistemas plantados e não plantados e variaram de 40%, obtidas nos SACs-EHSS 1 e 2, a 34% (obtida no SAC-EHSS 3) na Etapa 1. A presença de plantas pode ter impacto expressivo na eficiência de remoção de matéria orgânica, que está associada tanto a maior área superficial disponibilizada pelas raízes para a formação do biofilme bacteriano, responsável pela degradação microbiana da matéria orgânica, quanto pela disponibilidade de oxigênio, que favorece processos aeróbios de degradação (AVELAR; MATOS; MATOS, 2019), além de, indiretamente, aumentar as

flutuações dos níveis de água pela evapotranspiração, o que cria um ambiente mais aeróbio (CASELLES-OSORIO; GARCÍA, 2007).

Wang et al. (2023) obtiveram para concentração de DQO média afluyente de 85,59 mg L⁻¹, eficiência de remoção de 61% em SACs-EHSS plantados com espinafre d'água (*Ipomoea aquatica*) e utilizados no tratamento de efluente doméstico de zona rural pré-tratado biologicamente. Lima et al. (2018) mostraram que a presença de aguapé (*Eichhornia crassipes*) melhorou a remoção de DQO para sistemas com cascalho como material filtrante, aumentando a eficiência de remoção de 37% no sistema sem plantio para 60% no sistema plantado. Mendonça, Ribeiro e Nogueira (2017) não verificaram diferenças estatísticas significativas em termos de redução de DQO entre SACs-EHSS cultivados com taboa (*Typha domingensis*) e lírio do brejo (*Hedychium coronarium*) e não plantados, com valores de eficiência de remoção acima de 83%, para cargas de DQO compreendidas entre 164 e 559 kg ha⁻¹ d⁻¹, tendo observado que quanto maior a carga aplicada, menor a eficiência de tratamento.

A remoção de DQO, na Etapa 2, foi de 39% para o SAC-EHSS 1, com diferença estatística significativa para as medianas das eficiências de remoção dos SACs-EHSS 2 e 3, que obtiveram um aumento da DQO efluente em relação à DQO afluyente. Como o lodo de ETA representa 52% da composição do substrato e possui matéria orgânica em sua composição, com a liberação de partículas do substrato, partes do lodo da ETA possivelmente foram arrastadas com o efluente sanitário, o que contribuiu para o aumento da matéria orgânica no efluente tratado. Yang et al. (2022) relataram o desempenho na remoção de DQO em SACs-EHSS sem plantas com diferentes substratos (cascalho, escória, substrato de microeletrólise de ferro-carbono) no tratamento de efluente doméstico. Diferente do presente estudo, os resultados mostraram influência positiva do uso dos substratos na remoção de matéria orgânica, com a eficiência de remoção pelo cascalho (64,8%) superior aos outros dois substratos (63,6% e 51,9%, respectivamente).

5.6.3 Remoção de nutrientes

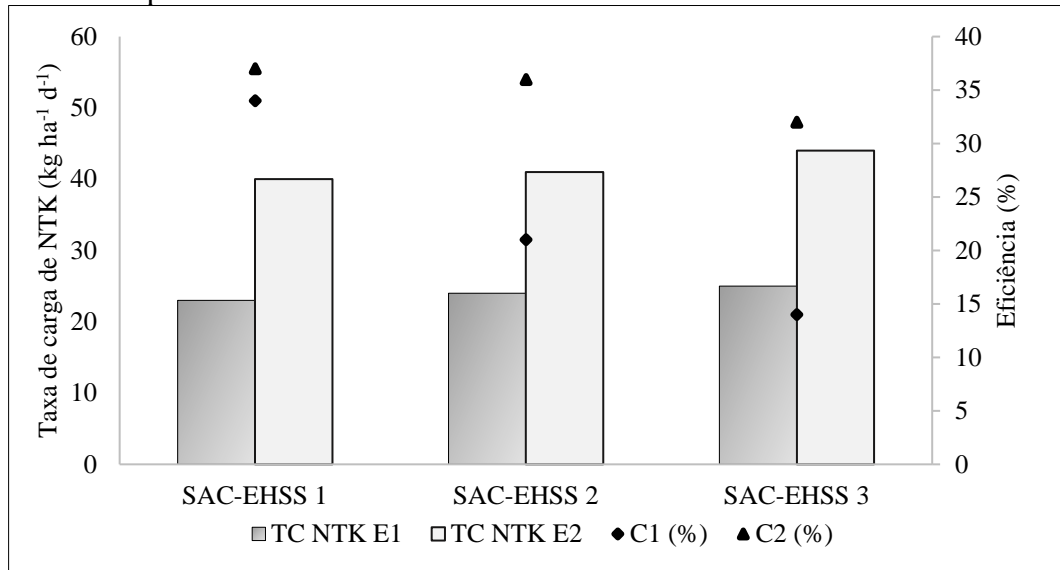
Na Etapa 1, a concentração média de NTK no efluente sanitário afluyente aos SACs-EHSS foi 28 mg L⁻¹, abaixo da faixa de 35 – 60 mg L⁻¹ típica de efluente sanitário predominantemente doméstico (VON SPERLING, 2014). Já na Etapa 2, a concentração se manteve dentro desta faixa, com valor médio de 51 mg L⁻¹. É importante ressaltar, como

indicado anteriormente, que a Etapa 1 contemplou muitos eventos que contribuíram para maiores oscilações no efluente sanitário, como período de aulas híbridas, recessos escolares e retorno integral das atividades do campus, além de dois eventos relacionados diretamente à espécie vegetal dos SACs-EHSS. Isso explica o desvio padrão dos dados de NTK da Etapa 1 superiores aos da Etapa 2, além de uma concentração média de NTK inferior. Na Etapa 2, o campus funcionou com todas as suas atividades presenciais e era esperado maior lançamento de compostos nitrogenados no efluente da ETE-UFLA.

As eficiências de remoção em relação a concentração de NTK nos SACs-EHSS 1, 2 e 3, respectivamente, foram 29%, 17% e 10% na Etapa 1 e 30%, 28% e 25%, na Etapa 2. Pelo teste de Kruskal-Wallis ($\alpha = 0,05$), não houve nos valores das medianas de NTK diferença estatística significativa antes e após o tratamento nos SACs-EHSS, em ambas as etapas. No entanto, os valores evidenciam uma manutenção da eficiência de remoção no SAC-EHSS 1 nas duas etapas, mas um aumento da eficiência de remoção de NTK nos SACs-EHSS 2 e 3 após a inserção do substrato, o que sugere que a presença do substrato possa ter influenciado na redução de compostos nitrogenados.

Na Figura 23 são apresentadas as médias das taxas de carga de NTK tomada com base na área superficial dos SAC-EHSS e as eficiências médias de remoção de NTK com base na carga aplicada e de saída, nas Etapas 1 e 2. Além desses dados, na Tabela 16 também são apresentadas as medianas das eficiências de remoção.

Figura 23 - Taxa de carga de NTK e eficiências de remoção de NTK nos SACs-EHSS, nas Etapas 1 e 2.



TC NTK E1: Taxa de carga de NTK tomada com base na área superficial dos SACs-EHSS na Etapa 1, em kg ha⁻¹ d⁻¹; TC NTK E2: Taxa de carga de NTK tomada com base na área superficial dos SACs-EHSS na Etapa 2, em kg ha⁻¹ d⁻¹; C1: eficiência de remoção de NTK na Etapa 1, em %; C2: eficiência de remoção de NTK na Etapa 2, em %.

Fonte: Da autora (2023).

Tabela 16 - Taxa de carga de NTK e eficiência com base na carga de entrada e saída nos SACs-EHSS.

		SAC-EHSS 1	SAC-EHSS 2	SAC-EHSS 3
Etapa 1	TC _{NTK}	23,0 ± 12,5	24,1 ± 11,0	25,4 ± 12,9
	C (%)	33,7	21,3	13,9
	M (%)	31,8 a	21,8 ab	23,3 c
Etapa 2	TC _{NTK}	40,1 ± 7,7	41,3 ± 3,9	43,8 ± 5,6
	C (%)	36,9	35,3	32,2
	M (%)	38,5 a	37,3 a	34,1 a

TC NTK: taxa de carga de NTK tomada com base na área superficial dos SACs, em kg ha⁻¹ d⁻¹; C: médias das eficiências de remoção, em %; M: medianas das eficiências de remoção, em %. Medianas seguidas pela mesma letra em cada linha não diferem entre si pelo teste de Kruskal-Wallis, em nível de 5% de significância.

Fonte: Da autora (2023).

As eficiências de remoção em relação a carga aplicada e removida de NTK nos SACs-EHSS 1, 2 e 3, respectivamente, foram 34%, 21% e 14% na Etapa 1 e 37%, 35% e 32%, na Etapa 2. Pelo teste de Kruskal-Wallis ($\alpha = 0,05$), na Etapa 1 houve diferença estatística significativa nos valores das medianas da eficiência de remoção de NTK entre os SACs-EHSS

plantados com *T. violacea* (SACs-EHSS 1 e SAC-EHSS 2) e o não plantado (SAC-EHSS 3). A maior eficiência de remoção nos sistemas plantados pode ser explicada pela liberação de exsudatos das raízes, que afetam positivamente a microbiota radicular (CHEN et al., 2016), absorção de nitrogênio pelas plantas, além da possibilidade de oxigenação do meio por estas, condição que favorece o desenvolvimento de uma comunidade microbiana mais ativa e heterogênea próxima à zona de raízes. A coexistência no mesmo sistema de regiões aeróbias, anóxicas e anaeróbias também proporciona remoção de parte do nitrogênio, por meio do processo de nitrificação/desnitrificação (AVELAR; MATOS; MATOS, 2019). A remoção de compostos nitrogenados no SAC-EHSS não plantado pode ser atribuída à imobilização do nitrogênio orgânico junto ao biofilme formado no substrato e a oxidação anaeróbia da amônia (MENDONÇA; RIBEIRO; NOGUEIRA, 2017).

Segundo Yang et al. (2018), a maior parte da remoção de nitrogênio em SACs-EHSS ocorre por meio da nitrificação/desnitrificação, promovida por bactérias nitrificantes e desnitrificantes no meio. Assim, é importante destacar que o SAC-EHSS 1 é preenchido com brita em todo seu volume e não possui compartimento. Na Etapa 1, o compartimento presente no SAC-EHSS 2 e 3 proporcionou contato do efluente com a superfície, o que pode ter reduzido a remoção de NTK por nitrificação/desnitrificação, por não criar condições adequadas no meio. Além disso, a presença de brita em todo leito filtrante no SAC-EHSS 1 pode ter disponibilizado mais áreas para crescimento e aderência de microrganismos, favorecendo a maior remoção de NTK por nitrificação/desnitrificação e assimilação microbiana (MIRANDA et al., 2020), ainda que a diferença entre os sistemas plantados não seja estatisticamente significativa.

Contudo, na Etapa 2, não houve diferença estatística significativa entre os SACs-EHSS plantados e não plantado, com aumento da eficiência de remoção de NTK para os SACs-EHSS 2 e 3 em relação à Etapa 1. Esse resultado pode ser justificado pela possível adsorção pelo substrato de lodo de ETA de compostos nitrogenados de carga negativa, como o nitrato, embora acredite-se que em termos de remoção de NTK, a redução por adsorção de nitrato seja praticamente desprezível; além da volatilização da amônia devido ao aumento imediato do pH dos SACs-EHSS após aplicação do substrato. Segundo Von Sperling (2014), em pH superior a 8, parte do nitrogênio amoniacal se encontra na forma de NH_3 , podendo ser perdido por volatilização, ainda que apenas em pH igual a 9,5 ocorra equilíbrio entre a concentração de amônia livre e ionizada. Assim, é possível que as perdas de nitrogênio por volatilização da amônia tenham sido expressivas nessa etapa.

De forma geral, as eficiências de remoção de nitrogênio nos SACs-EHSS, neste trabalho, foram inferiores a faixa de 40-50% verificadas para diferentes tipos de SACs, com taxas médias de carga de nitrogênio total entre $12,76 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ e $33,48 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ (VYMAZAL, 2007). Em vista disso, é importante destacar que cada espécie vegetal e microbiana possui capacidade de absorção de nutrientes limitada e isso exerce influência na eficiência de remoção de nutrientes, principalmente nos sistemas plantados (AVELAR; MATOS; MATOS, 2019). O manejo da espécie vegetal, com podas com certas frequências, pode elevar a capacidade de extração de nutrientes e outros compostos nos SACs-EHSS, pois essa ação induz o crescimento da planta, fase de maior demanda por nutrientes. No entanto, não há relatos do emprego da espécie *T.violacea* em SACs em escala piloto ou real e, portanto, pouco se sabe sobre o adequado manejo dessa espécie nesses sistemas. É possível que com o desenvolvimento de estudos futuros com foco no manejo da *T.violacea* em SACs-EHSS, seja possível maximizar o potencial de absorção de nutrientes pela espécie.

Zhang et al. (2016) afirmaram que a presença de plantas em SACs pode melhorar a eficiência do tratamento de efluentes, pois verificaram que quando comparados ao tratamento controle (sem cultivo de plantas), SACs em escala de bancada, cultivados com pinheirinho d'água (*Myriophyllum aquaticum*) e erva-jacaré (*Alternanthera philoxeroides*), aumentaram as taxas de remoção de nitrogênio total em 50,9% e 36,3%, respectivamente. Costa et al. (2013) obtiveram eficiência de remoção de NTK de 18% na unidade não plantada de 25% no SAC-EHSS plantado com taboa (*Typha latifolia*), onde estes foram avaliados com carga média em torno de $33,2 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$.

Avelar, Matos e Matos (2019) avaliaram o desempenho de SACs-EHSS na remoção de NTK de esgoto sanitário bruto e para o TDH de 1,5 dias, os autores obtiveram remoções de 29,5% e 51,9% e, para o maior TDH avaliado (6 dias), as eficiências de remoção foram de 55,6% e 77,2%, para o sistema não plantado e plantado com hortelã-da-água (*Mentha aquatica*), respectivamente. Portanto, os SACs-EHSS com melhores desempenhos na remoção de NTK foram os que tiveram menor aplicação de carga desse nutriente, indicando que a eficiência de remoção pode ser maior quanto menor a carga aportada.

Ramos et al. (2017), empregando taxas de carga de nitrogênio total de $104,3 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$, obtiveram valores médios de 48% e 36% para a remoção usando, respectivamente, a erva-de-bicho (*Polygonum punctatum*) e o capim-vetiver (*Chrysopogon zizanioides*), enquanto na unidade controle (sem plantas), o valor foi de 38%. Em mesocosmos plantados com caniço

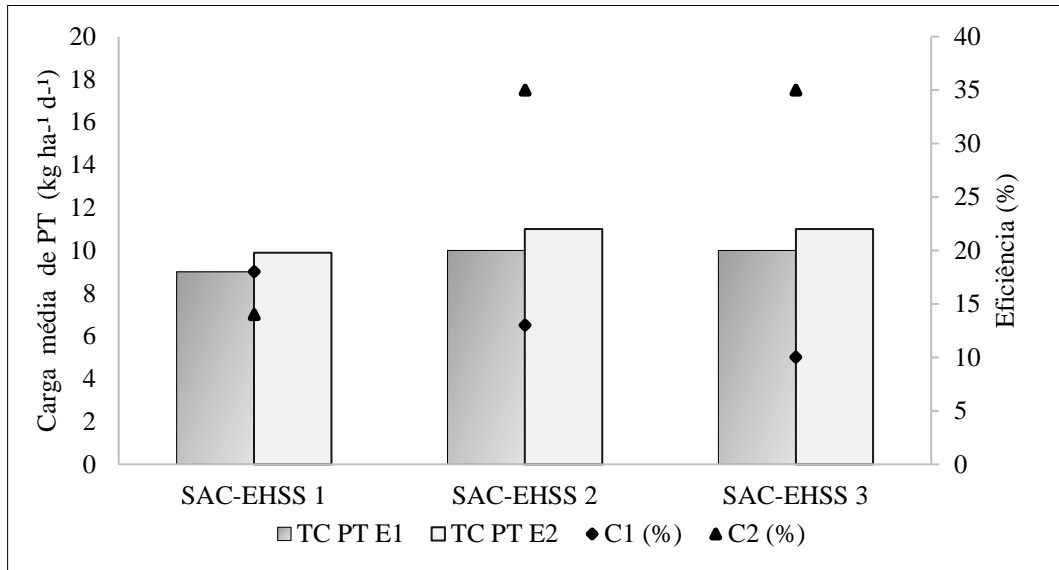
(*Phragmites australis*), a eficiência de remoção de nitrogênio total foi de 97%, enquanto, no sistema sem plantas, a eficiência de remoção foi de 53% (RODRÍGUEZ; BRISSON, 2015).

Em relação ao fósforo, as concentrações médias no efluente sanitário afluente aos SACs-EHSS foram de 11 mg L⁻¹ PT e 9,3 mg L⁻¹ Pfosf, na Etapa 1; e 13 mg L⁻¹ PT e 12 mg L⁻¹ Pfosf, na Etapa 2. Portanto, dentro da faixa de 4 a 15 mg L⁻¹ típica de efluente sanitário predominantemente doméstico (VON SPERLING, 2014).

As eficiências de remoção em relação a concentração de PT nos SACs-EHSS 1, 2 e 3, respectivamente, foram 9,4%, 4,8% e 2,2% na Etapa 1 e 5,5%, 30% e 29%, na Etapa 2. Pelo teste de Kruskal-Wallis ($\alpha = 0,05$), não houve nos valores das medianas de PT diferença estatística significativa antes e após o tratamento nos SACs-EHSS, em ambas as etapas. Mas, os valores evidenciam um aumento da eficiência de remoção de PT nos SACs-EHSS 2 e 3 após a aplicação do substrato. Para o Pfosf, as eficiências de remoção em relação à concentração nos SACs-EHSS 1, 2 e 3, respectivamente, foram 14%, 7,7% e 0,2% na Etapa 1 e 6,8%, 57% e 52%, na Etapa 2. Embora na Etapa 1 a diferença entre os SACs-EHSS não seja significativa, segundo o teste de Kruskal-Wallis ($\alpha = 0,05$), na Etapa 2 houve diferença estatística significativa antes e após o tratamento, com redução média de 11,6 mg L⁻¹ de Pfosf na entrada dos SACs-EHSS para 4,9 e 5,6 mg L⁻¹ na saída dos SACs-EHSS 2 e 3, respectivamente.

Na Figura 24 e 25 são apresentadas as médias das taxas de carga tomadas com base na área superficial dos SAC-EHSS e as eficiências médias de remoção de PT e Pfosf, respectivamente, com base na carga aplicada e de saída, nas Etapas 1 e 2. Além desses dados, na Tabela 17 também são apresentadas as medianas das eficiências de remoção.

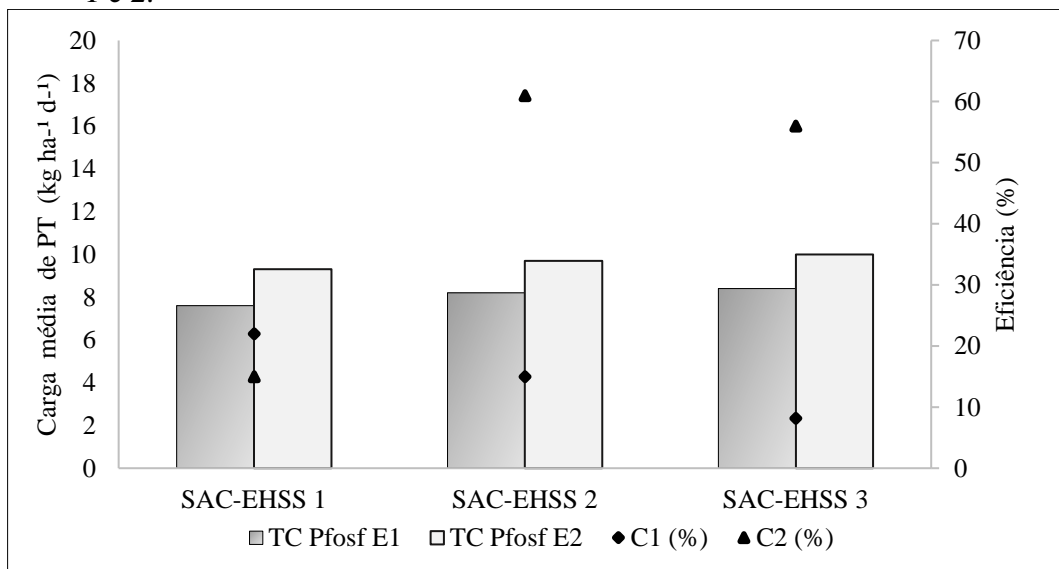
Figura 24 - Taxa de carga de PT e eficiência de remoção de PT nos SACs-EHSS, nas Etapas 1 e 2.



TC PT E1: taxa de carga de PT tomada com base na área superficial dos SACs-EHSS na Etapa 1, em kg ha⁻¹ d⁻¹; TC PT E2: taxa de carga de PT tomada com base na área superficial dos SACs-EHSS na Etapa 2, em kg ha⁻¹ d⁻¹; C1: eficiência de remoção de PT na Etapa 1, em %; C2: eficiência de remoção de PT na Etapa 2, em %.

Fonte: Da autora (2023).

Figura 25 - Taxa de carga de Pfosf e eficiência de remoção de Pfosf nos SACs-EHSS nas Etapas 1 e 2.



TC Pfosf E1: taxa de carga de Pfosf tomada com base na área superficial dos SACs-EHSS na Etapa 1, em kg ha⁻¹ d⁻¹; TC PT E2: taxa de carga de Pfosf tomada com base na área superficial dos SACs-EHSS na Etapa 2, em kg ha⁻¹ d⁻¹; C1: eficiência de remoção de Pfosf na Etapa 1, em %; C2: eficiência de remoção de Pfosf na Etapa 2, em %.

Fonte: Da autora (2023).

Tabela 17 – Taxa de carga de PT e Pfosf e eficiência com base na carga nos SACs-EHSS.

		SAC-EHSS 1	SAC-EHSS 2	SAC-EHSS 3
Etapa 1	TC _{PT}	9,1 ± 3,0	9,8 ± 2,8	10,1 ± 3,0
	C (%)	18,5	13,1	10,1
	M (%)	16,8 a	11,0 ab	8,6 c
	TC _{Pfosf}	7,6 ± 2,6	8,2 ± 2,5	8,4 ± 2,4
	C (%)	22,0	15,4	8,2
	M (%)	14,3 a	12,2 ab	9,1 c
Etapa 2	TC _{PT}	9,9 ± 1,2	10,6 ± 1,4	11,3 ± 1,6
	C (%)	13,7	35,4	34,6
	M (%)	14,5 a	37,2 b	34,0 b
	TC _{Pfosf}	9,2 ± 1,4	9,7 ± 1,7	10,1 ± 2,0
	C (%)	15,3	60,5	55,6
	M (%)	12,3 a	61,3 b	56,9 b

TC_{PT} e TC_{Pfosf}: Taxa de carga de fósforo total e fosfato com base na área superficial dos SACs-EHSS, em kg ha⁻¹ d⁻¹; C: médias das eficiências de remoção, em %; M: medianas das eficiências de remoção, em %. Medianas seguidas pela mesma letra em cada linha não diferem entre si pelo teste de Kruskal-Wallis, em nível de 5% de significância.

Fonte: Da autora (2023).

As eficiências de remoção de PT obtidas neste trabalho foram consideradas baixas, mesmo considerando a remoção com relação a carga. Vymazal (2007) verificou para diferentes tipos de SACs, com taxas médias de carga afluente de PT entre 3,45 kg ha⁻¹ d⁻¹ e 5,48 kg ha⁻¹ d⁻¹, eficiências de remoção de 40 a 60%. Para o autor, a remoção de P em todos os tipos de SACs é baixa, mas pode ser maximizada com a utilização de substratos com elevada capacidade de adsorção. Com o emprego do substrato de lodo de ETA na Etapa 2, houve um aumento expressivo das remoções de P nos SACs-EHSS 2 e 3, com diferença estatística significativa nos valores das medianas das eficiências de remoção (teste de Kruskal-Wallis, $\alpha = 0,05$), para o SAC-EHSS 1, sem aplicação do substrato. Para o PT, as eficiências de remoção foram de 14%, 35% e 35% e para Pfosf de 15%, 61% e 56%, para os SACs-EHSS 1, 2 e 3, respectivamente.

As interações específicas que ocorreram entre fosfato e o substrato de lodo de ETA, como as ligações de hidrogênio, justificam a maior efetividade de sua remoção nos SACs-EHSS 2 e 3, que possuem meio preenchido com o substrato de lodo de ETA. Outro aspecto que merece destaque, é que o experimento em campo apresentou maiores eficiências de remoção de Pfosf

em relação ao ensaio de adsorção com o efluente sanitário. Em SACs, a capacidade de remover P é limitada, principalmente quando comparada à remoção de nitrogênio, já que não há mecanismos de perda definitiva de P que sejam semelhantes à desnitrificação (RAMOS et al., 2017). No entanto, outros processos, além da adsorção, podem contribuir para a remoção P, como a assimilação de fósforo solúvel pelas plantas, que após absorção, é convertido a fósforo orgânico estrutural e armazenado na biomassa das espécies vegetais (MENDONÇA et al., 2012).

O papel da *T.violacea*, ainda que sutil, fica evidente na Etapa 1. Ao se comparar os sistemas plantados (SAC-EHSS 1 e SAC-EHSS 2) com o sistema não plantado (SAC-EHSS 3), houve diferença estatística significativa nos valores das medianas da eficiência de remoção, pelo teste de Kruskal-Wallis ($\alpha = 0,05$). Assim, nesta etapa, possivelmente a remoção de P por absorção pelas plantas foi o mecanismo de redução de P mais significativo, visto que materiais comumente utilizados em SACs como material filtrante, como a brita, têm baixa capacidade de adsorção e precipitação (FIA et al., 2020). No entanto, ainda que não expressivo, os íons fosfato do efluente sanitário podem interagir quimicamente com as espécies de Al e Fe presentes na brita, aumentando a eficiência de remoção de P (MENDONÇA et al., 2012). Isso pode explicar uma maior eficiência de remoção de P no SAC-EHSS 1, com preenchimento de todo seu leito com brita, em relação ao SAC-EHSS 2, sendo ambos plantados, ainda que estatisticamente essa diferença não seja significativa (teste de Kruskal-Wallis, $\alpha = 0,05$). Como abordado anteriormente, com a adequação do manejo da *T.violacea* nos SACs-EHSS, possivelmente a absorção de nutrientes pela planta poderia ser potencializada, mas é importante destacar que enquanto a adsorção do substrato pode contribuir com 36 - 87% da remoção de P nos SACs, a absorção pelas plantas e microrganismos representa 1,3 - 26% (LAN et al., 2018).

Miranda et al. (2020) também observaram que as eficiências médias de remoção de PT em SACs-EHSS foram superiores nos sistemas plantados com capim-elefante (*Pennisetum purpureum* Schum) e capim tifton 85 (*Cynodon* spp.) do que nos sistemas não plantados. Prata et al. (2013), em SAC-EHSS cultivados com lírio amarelo (*Hemerocallis flava*), cujas taxas de carga média de P variaram de 2,2 a 12,5 kg ha⁻¹ d⁻¹, obtiveram eficiência entre 27,9 e 42,3%.

Diferente dos resultados encontrados por Avelar, Matos e Matos (2019) que não observaram diferença significativa na remoção de PT em SACs-EHSS cultivados com Hortelã-da-água (*Mentha aquatica*) e sem cultivo, com eficiências médias de remoção de PT que variaram de 12,8 a 58,3%, para as taxas de carga afluente desse nutriente variando de 0,9 a 3,6

kg ha⁻¹ d⁻¹, inferiores as utilizadas neste trabalho. Segundo Fia et al., (2020), a eficiência de remoção de P pode ser influenciada pelo aporte desse elemento e pelo tempo de operação do sistema, sendo que, geralmente, menores cargas aplicadas estão relacionadas a maiores remoções. Burgos et al. (2017) observaram, em SACs em escala de bancada plantados com *T.violacea*, que para concentrações médias de 2,2 mg L⁻¹ de Pfosf, as eficiências de remoção foram de 2,8%; em concentração de 5,0 mg L⁻¹, eficiência de remoção foi entre 13,5% e em concentração de 11,4 mg L⁻¹, a eficiência de remoção foi de 19,8%.

É importante destacar que após 30 dias de monitoramento na Etapa 2, os SACs-EHSS mantiveram as eficiências de remoção de P praticamente estáveis, sem aparente saturação dos sítios ativos na superfície do substrato. Não foi possível mensurar o tempo para que essa saturação dos sítios disponíveis fosse atingida. Como os SACs-EHSS foram alimentados pelo efluente sanitário da ETE-UFLA de forma contínua, de forma a evitar oscilações no efluente que comprometessem a interpretação dos dados, o experimento foi finalizado antes de um novo recesso escolar. Além disso, o substrato já demonstrava perda de rigidez, o que pode ter disponibilizado regiões internas que não estavam acessíveis para adsorção anteriormente, o que possivelmente manteve o material ativo por mais tempo, aumentando o tempo para sua completa saturação.

5.7 Produtividade e capacidade de extração de nutrientes pela *Tulbaghia violacea*

O alho-social (*T.violacea*) ainda não foi reportado na literatura em SACs em escala piloto e real, o que dificultou a adequação do manejo da espécie nos sistemas. Ao longo do tempo de experimentação, as plantas sofreram com infestações de pragas como a tripes e o pulgão, os quais foram eliminados fazendo-se duas aplicações de inseticida Fipronil. No entanto, mediante a constatação do desenvolvimento do número de perfilhos e do número e comprimento de folhas e hastes reprodutivas, verificou-se a adaptação da espécie ornamental aos SACs-EHSS. Na Figura 26 é apresentado os SACs-EHSS 1 e 2 em período de floração.

Figura 26 - Floração de *T.violacea* nos SACs-EHSS.

Fonte: Da autora (2023).

Devido a um ataque de formigas cortadeiras, uma poda drástica foi realizada em 26 de abril de 2022, mas as circunstâncias inviabilizaram a avaliação da planta até essa data. Assim, apenas um corte foi realizado e o período de avaliação da planta foi de 223 dias, que englobou 193 dias da Etapa 1 e 30 dias da Etapa 2, além de três estações do ano (outono, inverno e primavera). Durante esse período, a taxa de carga média aplicada foi de 95 e 103 kg ha⁻¹ d⁻¹ de DQO, 9,4 e 10 kg ha⁻¹ d⁻¹ de PT e 29 e 30 kg ha⁻¹ d⁻¹ de NTK, nos SACs-EHSS 1 e 2, respectivamente. Ao final do monitoramento, a parte aérea e radicular das espécies foram separadas para avaliação. O teor de água e a produtividade de matéria seca por área superficial (PMS) e em relação ao total de dias de monitoramento (PMSd) dos SACs-EHSS 2 e 3 são apresentados na Tabela 18.

Tabela 18 - Teor de água e produtividade de matéria seca.

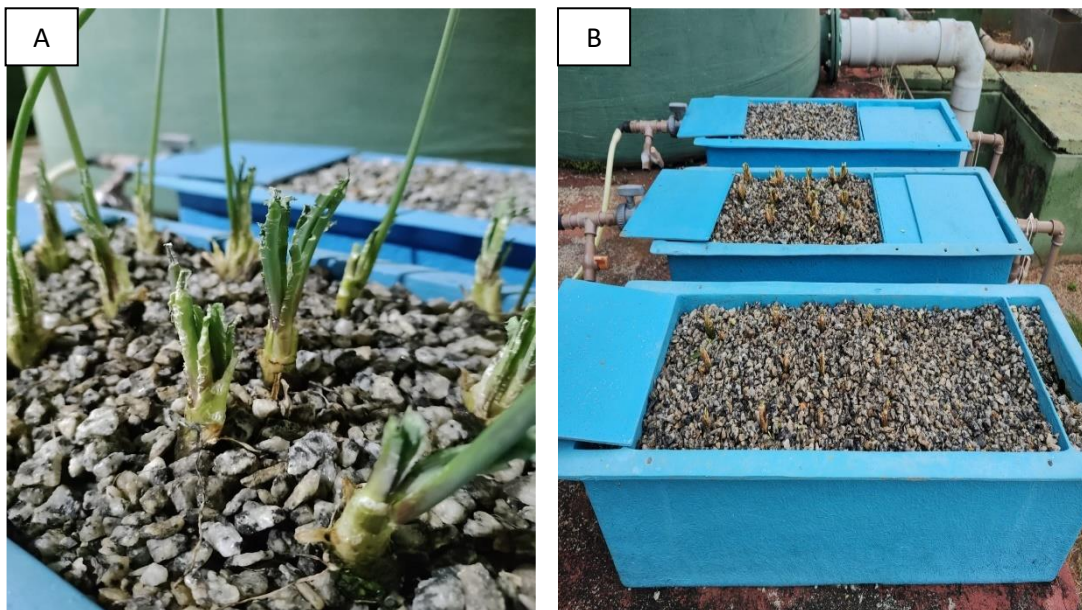
		SAC-EHSS 1	SAC-EHSS 2
Parte aérea	Teor de água (%)	89,55	90,30
	PMS (kg m ⁻²)	0,34	0,65
	PMSd (kg ha ⁻¹ d ⁻¹)	15,23	29,15
Parte radicular	Teor de água (%)	87,13	86,50
	PMS (kg m ⁻²)	0,49	0,94

	PMSd (kg ha ⁻¹ d ⁻¹)	21,99	41,98
Em que: PMS: produtividade de matéria seca por área superficial; PMSd: produtividade de matéria seca em relação ao total de dias de monitoramento.			

Fonte: Da autora (2023).

O teor de água foi de cerca de 90% para a parte aérea e 87% para a parte radicular, em ambos SACs-EHSS, no entanto, a produtividade de matéria seca no SAC-EHSS 2 foi superior ao SAC-EHSS 1. Acredita-se que a competição por espaço e nutrientes entre a *T.violacea* e a planta daninha tiririca (*Cyperus rotundus*) que ocorreu no início do monitoramento do experimento, previamente a poda, tenha retardado todo o ciclo de desenvolvimento da *T.violacea* no SAC-EHSS 1. Ademais, a retirada da tiririca do sistema possivelmente danificou a parte radicular da *T.violacea*, o que também pode ter impactado no seu desenvolvimento, além do ataque de formigas cortadeiras, em ambos SACs-EHSS plantados, que resultou na morte de uma planta no SAC-EHSS 1. Na Figura 27 são apresentados os SACs-EHSS após ataque de formigas e após a poda drástica.

Figura 27 - SACs-EHSS após ataque de formigas cortadeiras (a) e após a poda drástica (b).



Fonte: Da autora (2023).

A produtividade total (considerando parte aérea e radicular) da *T.violacea*, de 0,83 kg m⁻² para o SAC-EHSS 1 e 1,59 kg m⁻² para o SAC-EHSS 2, foi inferior ao reportado por Leiva et al. (2018), em SAC-EHSS plantado com papiro (*Cyperus papyrus*) e copo-de-leite

(*Zantedeschia aethiopica*) em sistema de policultivo, para o tratamento de efluente doméstico. Os autores dividiram o SAC-EHSS em três áreas ao longo do comprimento e obtiveram 7,4 kg m⁻² (zona de entrada), 3,7 kg m⁻² (zona intermediária) e 8,5 kg m⁻² (zona de saída), com período de operação de 844 dias.

A produtividade de massa seca para a parte aérea da *T.violacea* de 0,34 kg m⁻² para o SAC-EHSS 1 e 0,65 kg m⁻² para o SAC-EHSS 2 foi superior a produtividade de 0,01517 kg m⁻², obtida por Matos et al. (2013) para a planta ornamental lírio amarelo (*Heimerocallis flava*), após 309 dias do plantio, quando aplicada carga orgânica de 98 kg ha⁻¹ d⁻¹ de DBO.

Avelar et al. (2015) obtiveram para SACs-EHSS cultivados com hortelã-da-água (*Mentha aquatica*), utilizados no tratamento de efluente sanitário, produtividade de 28,58 kg ha⁻¹ d⁻¹ quando aplicada carga orgânica de DBO 40,35 kg ha⁻¹ d⁻¹ (65 dias de cultivo) e 75,01 kg ha⁻¹ d⁻¹ para carga de orgânica de 160,35 kg ha⁻¹ d⁻¹ (70 dias de cultivo). Os autores observaram que aumento da carga orgânica aplicada aos SACs-EHSS e o consequente aumento na quantidade de nutrientes aportados, proporcionaram aumento na produtividade de matéria seca. No entanto, Matos et al. (2013) ressaltam que, ainda que o melhor desempenho das plantas possa estar relacionado a fatores nutricionais, ou seja, a disponibilidade suficiente de nutrientes, é importante que não se atinja níveis tóxicos, o que resultaria em tendência de decréscimo na produtividade de matéria seca.

Ramos et al. (2017) reportaram produtividade de 19,1 kg ha⁻¹ d⁻¹ para o capim-vetiver (*Chrysopogon zizanioides*), cultivados em SACs-EHSS no tratamento de água residuária de suinocultura, com o intervalo entre cortes de 30 dias, valor inferior aos obtidos neste trabalho para o SAC-EHSS 2 e superior ao SAC-EHSS 1. Segundo Jesus (2016), cortes mais frequentes podem resultar em menor produtividade de matéria seca, contudo, em maior teor de nutrientes na parte aérea das plantas.

Fia et al. (2014) observaram que a taboa (*Typha* sp.) cultivada em SACs-EHSS, utilizados no pós-tratamento de águas residuárias da suinocultura, produziu entre 4,5 kg m⁻² e 6,7 kg m⁻² de matéria seca após 200 dias de cultivo, valores expressivamente superiores aos encontrados no presente estudo. Contudo, é esperado que a produtividade de massa seca de plantas ornamentais seja menor que a de forrageiras cultivadas em SACs utilizados no tratamento de efluentes (MATOS et al., 2013). Além da espécie cultivada nos SACs, outros fatores como intervalo entre podas, densidade de plantas, estação do ano e a carga aplicada, também podem interferir na produtividade (MATOS et al., 2010; FIA et al., 2011; AVELAR

et al., 2015). Portanto, é possível aumentar a produtividade da *T.violacea* em SACs com a otimização do manejo.

Os valores de concentração e extração de nitrogênio (N) e fósforo (P) pela *T.violacea* para a parte aérea e radicular são apresentados na Tabela 19.

Tabela 19 - Concentração e extração de nitrogênio (N) e fósforo (P) das partes aérea e radicular de *T.violacea* nos SACs-EHSS 1 e 2.

	SAC-EHSS 1	SAC-EHSS 2	
Parte aérea	N (dag kg ⁻¹)	4,78	4,92
	N (g m ⁻²)	16,22	31,98
	N (kg ha ⁻¹ d ⁻¹)	0,73	1,43
	P (dag kg ⁻¹)	0,41	0,38
	P (g m ⁻²)	1,41	2,46
	P (kg ha ⁻¹ d ⁻¹)	0,06	0,11
Parte radicular	N (dag kg ⁻¹)	6,73	5,15
	N (g m ⁻²)	32,98	48,20
	N (kg ha ⁻¹ d ⁻¹)	1,48	2,16
	P (dag kg ⁻¹)	0,63	0,62
	P (g m ⁻²)	3,09	5,82
	P (kg ha ⁻¹ d ⁻¹)	0,14	0,26

Em que: 1 g m⁻² d⁻¹ = 10 kg ha⁻¹ d⁻¹.

Fonte: Da autora (2023).

As concentrações de nitrogênio (4,78 e 4,92 dag kg⁻¹) encontradas na parte aérea da *T.violacea*, neste trabalho, foram superiores as relatadas para a taboa (*Typha* sp.) e capim bermuda (*Cynodon* spp.), de 3,1 e 4,5 dag kg⁻¹, respectivamente, em SACs-EHSS para o tratamento de água residuária de suinocultura (FIA et al. 2011); lírio amarelo (*Hemerocallis flava*), de 2,64 dag kg⁻¹, em SACs-EHSS para o tratamento de efluente doméstico (MATOS et al., 2013); hortelã-da-água (*Mentha aquatica*), de 4,48 dag kg⁻¹, em SACs-EHSS para o tratamento de efluente sanitário (AVELAR et al., 2015); erva-de-bicho (*Polygonum punctatum*) e capim-vetiver (*Chrysopogon zizanioides*), de 2,77 e 1,96 dag kg⁻¹, respectivamente, em SACs-EHSS para o tratamento de água residuária de suinocultura (RAMOS et al., 2017).

Em termos de concentração de fósforo na parte aérea, os valores encontrados de 0,41 e 0,38 dag kg⁻¹ da *T.violacea*, foram superiores ao azevém (*Lolium multiflorum* Lam.) e aveia-preta (*Avena strigosa* Schreb), de 0,17 e 0,22 dag kg⁻¹, respectivamente, em SACs-EHSS no tratamento de águas residuárias do processamento de frutos do cafeeiro (FIA et al., 2010a); lírio amarelo (*Hemerocallis flava*), de 0,28 dag kg⁻¹ (MATOS et al., 2013); taboa (*Typha* sp.), de 0,32 dag kg⁻¹ (FIA et al., 2011); e copo-de-leite (*Zantedeschia aethiopica*), de 0,31 dag kg⁻¹, em SACs-EHSS para tratamento de efluente doméstico (LEIVA et al., 2018). Contudo, inferior a erva-de-bicho (*Polygonum punctatum*) e capim-vetiver (*Chrysopogon zizanioides*), de 0,47 e 0,64 dag kg⁻¹, respectivamente (RAMOS et al., 2017) e capim tifton-85 (*Cynodon* spp.), de 0,97 dag kg⁻¹ (FIA et al., 2011).

A extração de nutrientes dos efluentes pelas plantas é dada pelo produto da produtividade e o teor de nutrientes. Segundo Vymazal (2020), para a maioria das macrófitas utilizadas em SACs-EHSS, como o caniço (*Phragmites australis*) ou capim-amarelo (*Phalaris arundinacea*), os valores típicos de extração de nutrientes podem variar de 30 a 80 g m⁻² para N e 2 a 6 g m⁻² para P, valores que foram alcançados para a parte aérea do SAC-EHSS 2. Avelar et al. (2015) obtiveram para avaliação do tecido foliar do hortelã-da-água (*Mentha aquatica*) cultivado em SACs-EHSS por 70 dias, extração de 13,3 g m⁻² de N e 1,33 g m⁻² de P, valores inferiores aos reportados neste trabalho para ambos macronutrientes.

Fia et al. (2014) verificaram para a taboa (*Typha* sp.) extrações de N e P de 5,10 kg ha⁻¹ d⁻¹ e 1,07 kg ha⁻¹ d⁻¹, respectivamente, após 200 dias de cultivo. Para o capim tifton-85 (*Cynodon* spp.), Fia et al. (2011) no tratamento de água residuária de suinocultura em SACs-EHSS, obtiveram extração de 3,7 e 4,5 kg ha⁻¹ d⁻¹ de N e 0,72 e 0,83 kg ha⁻¹ d⁻¹ de P, durante 120 dias de cultivo das plantas nos SACs-EHSS. Os menores valores de absorção de nutrientes pela *T.violacea* podem ser devido à baixa produção de biomassa (FIA et al., 2014). No entanto, existe um ponto máximo de extração pelas plantas, que é característico de cada cultura, a partir do qual maiores concentrações de nutrientes no efluente em tratamento, não resultarão em maior extração pelas plantas (GAO et al., 2014).

Para a parte radicular, os resultados de extração de macronutrientes (N e P) foram superiores aos da parte aérea, o que é justificado pela *T.violacea* ser uma planta com bulbo, que tem como função o armazenamento de nutrientes (MAKHUVELE; GBASHI; NJOBEH, 2022). Leiva et al. (2018) obtiveram para a parte radicular do copo-de-leite (*Zantedeschia aethiopica*)

cultivados em SACs-EHSS para o tratamento de efluente doméstico, concentrações de 0,42 e 0,05 dag kg⁻¹, para N e P, respectivamente, inferiores aos valores reportados neste trabalho.

É importante que as espécies vegetais cultivadas em SACs para o tratamento de efluentes contribuam para a remoção de nutrientes, principalmente N e P, que são fontes importantes de poluição de corpos d'água (MATOS et al., 2013). Assim, pode-se considerar que a *T.violacea* possui considerável potencial para cultivo em SACs-EHSS, já que sua capacidade de acúmulo de macronutrientes está dentro da faixa reportada para outras espécies com uso consolidado nesses sistemas.

6 CONCLUSÕES

Como conclusões do trabalho, tem-se que:

- O material adsorvente (substrato de lodo de ETA) pode ser aplicado em uma ampla faixa de pH e com pouca interferência da adição de íons cloreto;
- Os modelos de pseudoprimeira ordem e pseudo-segunda ordem apresentaram bons ajustes aos dados experimentais de cinética, com o melhor ajuste para o modelo de pseudo-segunda ordem;
- Os modelos de Freundlich, Langmuir e Sips descreveram bem o processo de adsorção de P no substrato de lodo de ETA;
- A capacidade máxima adsorvida estimada pelo modelo de Langmuir ($7,34 \text{ mg g}^{-1}$) está dentro da faixa dos valores reportados para outros estudos que também utilizam resíduos como precursores para a produção de adsorventes;
- A complexidade do efluente sanitário avaliado reduziu a eficiência de remoção de fosfato em relação a solução sintética;
- Ocorreu um processo multifatorial de adsorção, com difusão no filme líquido, difusão intrapartícula e ligações de hidrogênio;
- Em campo, as variáveis condutividade elétrica, potencial hidrogeniônico, sólidos totais e demanda química de oxigênio tiveram um aumento expressivo após inserção do adsorvente, atribuído a desfragmentação da estrutura do substrato, mas foram observadas tendências de restabelecimento das condições anteriores;
- A aplicação do substrato promoveu reduções nas concentrações de nitrogênio total kjedahl, fósforo total e fosfato;
- A espécie *T.violacea* pode ser recomendada como planta ornamental para cultivo em SACs-EHSS utilizados no tratamento de efluente sanitário, pois além da adaptação ao meio, sua capacidade de acúmulo de macronutrientes (nitrogênio e fósforo) está dentro da faixa reportada para outras espécies com uso consolidado nesses sistemas.

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, Part A**, v. 54, n. 12, p. 1245-1253, 2019.
- ABBA, A. B. et al. Copper and Zinc Removal from Wastewater Using Alum Sludge Recovered from Water Treatment Plant. **Sustainability**, v. 14, n. 16, p. 9806, 2022.
- ABUKHADRA, M. R. et al. Promoting the decontamination of different types of water pollutants (Cd^{2+} , safranin dye, and phosphate) using a novel structure of exfoliated bentonite admixed with cellulose nanofiber. **Journal of Environmental Management**, v. 273, p. 111130, 2020.
- ACHON, C. L.; BARROSO, M. M.; CORDEIRO, J. S. Resíduos de estações de tratamento de água e a ISO 24512: desafio do saneamento brasileiro. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 18, p. 115-122, 2013.
- ALABARSE, F. G. et al. In-situ FTIR analyses of bentonite under high-pressure. **Applied Clay Science**, v. 51, n. 1-2, p. 202-208, 2011.
- Amaryllidaceae in **Flora e Funga do Brasil**. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <https://floradobrasil.jbrj.gov.br/FB608986>. Acesso em: 10 mai. 2023
- ANA - AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. **Atlas Esgoto: Despoluição de Bacias Hidrográficas**, 2017. Disponível em: <http://atlasesgotos.ana.gov.br/>. Acesso em: 26 abr. 2023.
- ANH, B. T. K. et al. Selection of suitable filter materials for horizontal subsurface flow constructed wetland treating swine wastewater. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 231, p. 1-10, 2020.
- APHA. American Public Health Association. AWWA. American Water Works Association). WEF. Water 118 Environment Federation. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 24th. ed. Washington. D. C.: APHA/AWWA/WEF, 2022.
- ARSHAD, N. A. N. M.; HAMDAN, R. Determination of Phosphorus Removal Mechanism in Aerated and Un-aerated Steel Slag Filter System as Secondary Treatment System for Textile Industrial Wastewater. **International Journal of Integrated Engineering**, v. 14, n. 9, p. 106-113, 2022.
- ASAOKA, S. et al. Adsorption of phosphate onto lanthanum-doped coal fly ash—Blast furnace cement composite. **Journal of Hazardous Materials**, v. 406, p. 124780, 2021.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT. **NBR 10004 – Resíduos sólidos – classificação**. Rio de Janeiro: ABNT, 2004.

- ATTARI, M. et al. A low-cost adsorbent from coal fly ash for mercury removal from industrial wastewater. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 5, n. 1, p. 391-399, 2017.
- AVELAR, F. F. et al. Desempenho agrônômico de *Mentha aquatica* cultivada em sistemas alagados construídos sob diferentes taxas de aplicação orgânica. **Engenharia Agrícola**, v. 35, p. 322-330, 2015.
- AVELAR, F. F.; MATOS, A. T. de; MATOS, M. P. Remoção de contaminantes do esgoto sanitário em sistemas alagados construídos cultivados com *Mentha aquatica*. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 24, p. 1259-1266, 2019.
- ÁVILA, C. et al. Emerging organic contaminant removal depending on primary treatment and operational strategy in horizontal subsurface flow constructed wetlands: influence of redox. **Water research**, v. 47, n. 1, p. 315-325, 2013.
- ÁVILA, C. et al. Emerging organic contaminant removal in a full-scale hybrid constructed wetland system for wastewater treatment and reuse. **Ecological Engineering**, v. 80, p. 108-116, 2015.
- BABATUNDE, A. O. et al. Characterization of aluminium-based water treatment residual for potential phosphorus removal in engineered wetlands. **Environ. Pollut.** 157 (10), 2830e2836, 2009.
- BABATUNDE, A. O.; ZHAO, Y. Q. Equilibrium and kinetic analysis of phosphorus adsorption from aqueous solution using waste alum sludge. **Journal of hazardous materials**, v. 184, n. 1-3, p. 746-752, 2010.
- BAI, L. et al. Influence of the inherent properties of drinking water treatment residuals on their phosphorus adsorption capacities. **Journal of Environmental Sciences**, v. 26, n. 12, p. 2397-2405, 2014.
- BAKALÁR, T. et al. Characterization of Fe (III) adsorption onto zeolite and bentonite. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 17, n. 16, p. 5718, 2020.
- BANDIEIRA, M. et al. Water treatment sludge in the production of red-ceramic bricks: effects on the physico-mechanical properties. **Materials and Structures**, v. 54, n. 4, p. 1-16, 2021.
- BARBOSA, M. H. **Sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial com chicanas: desempenho, cinética de degradação**. 2021. 112 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Departamento de Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2021.
- BENNY, C. K.; CHAKRABORTY, S. Dyeing wastewater treatment in horizontal-vertical constructed wetland using organic waste media. **Journal of Environmental Management**, v. 331, p. 117213, 2023.

BHATTACHARJEE, A. et al. Assessing phosphorus removal potential of laterite soil for water treatment and eco-technological application. **Ecological Engineering**, v. 166, p. 106245, 2021.

BITTENCOURT, S. et al. Aplicação de lodos de estações de tratamento de água e de tratamento de esgoto em solo degradado. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 17, n. 3, p. 315-324, 2012.

BOEYKENS, S.P. et al. Eutrophication decrease: phosphate adsorption processes in presence of nitrates. **Journal of Environmental Management**, v. 203, p. 888-895, 2017.

BOLTON, L. et al. Phosphorus adsorption onto an enriched biochar substrate in constructed wetlands treating wastewater. **Ecological Engineering**, 1, 100005, 2019.

BORAH, D.; NATH, H.; SAIKIA, H. Modification of bentonite clay & its applications: a review. **Reviews in Inorganic Chemistry**, v. 42, n. 3, p. 265-282, 2022.

BRAGA, M. Q. et al. Transforming wastewater treatment plants in sustainable units coupled with local economies: Microalgae as resource recovery agents. **Journal of Cleaner Production**, v. 377, p. 134551, 2022.

BRASIL. Ministério da Saúde. Fundação Nacional de Saúde. **Programa Nacional de Saneamento Rural**. Brasília, DF: Funasa, 2019. Disponível em: http://www.funasa.gov.br/documents/20182/38564/MNL_PNSR_2019.pdf/08d94216-fb09-468e-ac98-afb4ed0483eb. Acesso em: 26 abr. 2023.

BRIX, H. Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands? **Water Science and Technology**, v. 35, n. 5, p. 11-17, 1997.

BURGOS, V. et al. Performance of ornamental plants in mesocosm subsurface constructed wetlands under different organic sewage loading. **Ecological Engineering**, v. 99, p. 246-255, 2017.

CALHEIROS, C. et al. Constructed wetlands with a polyculture of ornamental plants for wastewater treatment at a rural tourism facility. **Ecological Engineering**, 79, 1-7, 2015.

CARRILLO, V.; GÓMEZ, G.; VIDAL, G. Phosphorus uptake by macrophyte plants in monocultures and polycultures in constructed wetlands for wastewater treatment. **Ecological Engineering**, v. 182, p. 106690, 2022.

CASELLES-OSORIO, A; GARCÍA, J. Impact of different feeding strategies and plant presence on the performance of shallow horizontal subsurface-flow constructed wetlands. **Science of the Total Environment**, v. 378, n. 3, p. 253-262, 2007.

CHEN, Z. et al. Effects of root organic exudates on rhizosphere microbes and nutrient removal in the constructed wetlands. **Ecological Engineering**, v. 92, p. 243-250, 2016.

CHENG, G. et al. Preparation, optimization, and application of sustainable ceramsite substrate from coal fly ash/waterworks sludge/oyster shell for phosphorus immobilization in constructed wetlands. **Journal of Cleaner Production**, v. 175, p. 572-581, 2018.

CHITTOO, B. S.; SUTHERLAND, C. Adsorption of phosphorus using water treatment sludge. **Journal of Applied Sciences**, v. 14, n. 24, p. 3455-3463, 2014.

CHOI, J. et al. Phosphorous adsorption on synthesized magnetite in wastewater. **Journal of Industrial and Engineering Chemistry**, v. 34, p. 198-203, 2016.

COCOZZA, C. et al. Use of constructed wetlands to prevent overloading of wastewater treatment plants. **Chemosphere**, v. 311, p. 137126, 2023.

CORDELL, D. et al. Towards global phosphorus security: A systems framework for phosphorus recovery and reuse options. **Chemosphere**, v. 84, n. 6, p. 747-758, 2011.

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**, v. 68, n. 7, p. 1495-1502, 2013.

COSTA, R. A. **Fatores associados aos parâmetros ajustados na equação de cinética de primeira ordem modificada utilizada em sistemas alagados construídos**. 2016. 111 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Departamento de Engenharia Agrícola, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2016.

DAI, Y. et al. Utilization of biochar for the removal of nitrogen and phosphorus. **Journal of Cleaner Production**, v. 257, p. 120573, 2020.

DAWSON, C. J.; HILTON, J. Fertiliser availability in a resource-limited world: Production and recycling of nitrogen and phosphorus. **Food Policy**, v. 36, p. S14-S22, 2011.

DE ARAÚJO, T. P. et al. Activated hydrochar produced from brewer's spent grain and its application in the removal of acetaminophen. **Bioresource Technology**, v. 310, p. 123399, 2020.

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.

DE MELO, A. F. R. et al. Microcontaminants Removal in Constructed Wetlands with Different Baffle Arrangements and Cultivated with *Pennisetum setaceum*. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 233, n. 8, p. 322, 2022.

DELLE SITE, A. Factors affecting sorption of organic compounds in natural sorbent/water systems and sorption coefficients for selected pollutants. A review. **Journal of Physical and Chemical Reference Data**, v. 30, n. 1, p. 187-439, 2001.

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

ELOVICH, S.; ZAHBROVA, G. M. Mechanism of the catalytic hydrogenation of ethylene on nickel. I. kinetics of the process. **Journal of Physical Chemistry**, v. 13, p. 1761-1764, 1939.

EMBRAPA. **Manual de Métodos de Análise de Solo**. 3 ed. Brasília: Embrapa, 573 p., 2017.

- FAN, W.; CHAKRABORTY, A. Isosteric heat of adsorption at zero coverage for AQSOA-Z01/Z02/Z05 zeolites and water systems. **Microporous and Mesoporous Materials**, v. 260, p. 201-207, 2018.
- FEBRIANTO, J. et al. Equilibrium and kinetic studies in adsorption of heavy metals using biosorbent: a summary of recent studies. **Journal of Hazardous Materials**, v. 162, n. 2-3, p. 616-645, 2009.
- 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**, v. 14, p. 842-847, 2010a.
- FIA, R. et al. Desempenho de sistemas alagados no tratamento de águas residuárias do processamento dos frutos do cafeeiro. **Revista brasileira de engenharia agrícola e ambiental**, v. 14, p. 1323-1329, 2010b.
- FIA, F. R. L. et al. Remoção de nutrientes por *Typha latifolia* e *Cynodon* spp. cultivadas em sistemas alagados construídos. **Ambiente & Água-An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 6, n. 1, p. 77-89, 2011.
- FIA, R. et al. Removal of nitrogen, phosphorus, copper and zinc from swine breeding wastewater by bermudagrass and cattail in constructed wetland systems. **Engenharia Agrícola**, v. 34, p. 112-113, 2014.
- FIA, R. et al. Qualidade da água de um ecossistema lótico urbano. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 20, n. 1, p. 267-275, 2015.
- FIA, F. R. L. et al. Efeito da vegetação em sistemas alagados construídos para tratar águas residuárias da suinocultura. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 22, p. 303-311, 2016.
- FIA, F. R. L. et al. Dinâmica do fósforo em sistemas alagados construídos tratando água residuária da suinocultura. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 25, p. 79-86, 2020.
- FIALHO, D. E. S. **Caracterização do esgoto sanitário e avaliação da eficiência da ETE/UFLA na remoção de fármacos e desreguladores endócrinos**. 98 p. Dissertação (Mestrado em Tecnologias e Inovações Ambientais), Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2019.
- FREIRE, L. L.; SOUZA FILHO, F. A. Inter-relações entre preditores de eutrofização em reservatórios do semiárido brasileiro: como mensurar? Uma aplicação de aprendizado de máquina por árvores de decisão. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 27, p. 1155-1165, 2022.
- FREUNDLICH, H. M. Over the adsorption in solution. **Journal of Physical Chemistry**, v. 57, n. 385471, p. 1100-1107, 1906.
- GAO, J. et al. Nutrient removal capability and growth characteristics of *Iris sibirica* in subsurface vertical flow constructed wetlands in winter. **Ecological Engineering**, v. 70, p. 351-361, 2014.

GAO, J. et al. Preparation of a new low-cost substrate prepared from drinking water treatment sludge (DWTS)/bentonite/zeolite/fly ash for rapid phosphorus removal in constructed wetlands. **Journal of Cleaner Production**, 261, 121110, 2020.

GAO, P.; ZHANG, C. Study on Phosphorus Removal Pathway in Constructed Wetlands with Thermally Modified Sepiolite. **Sustainability**, v. 14, n. 19, p. 12535, 2022.

GARFI, M. et al. Effect of climatic conditions, season and wastewater quality on contaminant removal efficiency of two experimental constructed wetlands 128 in different regions of Spain. **Science of the Total Environment**, v.437, p.61–67, 2012.

GE, Z. et al. Natural pyrite to enhance simultaneous long-term nitrogen and phosphorus removal in constructed wetland: three years of pilot study. **Water Research**, v. 148, p. 153-161, 2019.

GENG, W. et al. Analysis of carboxyl group in coal and coal aromaticity by Fourier transform infrared (FT-IR) spectrometry. **Fuel**, v. 88, n. 1, p. 139-144, 2009.

GILES, C.H.; MACEWAN, T.H.; NAKHWA; S.N.; SMITH, D. Studies in adsorption. Part XI. A system of classification of solution adsorption isotherms, and its use in diagnosis of adsorption mechanisms and in measurement of specific surface areas of solids. **Journal of the Chemical Society**. v. 111, p. 3973-3993, 1960.

GOMES, A. C. et al. Treatment of cork boiling wastewater using a horizontal subsurface flow constructed wetland combined with ozonation. **Chemosphere**, v. 260, p. 127598, 2020.

GONSALVESH, L. et al. Preparation, characterization and application of polystyrene based activated carbons for Ni (II) removal from aqueous solution. **Fuel Processing Technology**, v. 149, p. 75-85, 2016.

HAGHSHENAS-ADARMANABADI, A.; HEIDARPOUR, M.; TARKESH-ESFAHANI, S. Evaluation of horizontal–vertical subsurface hybrid constructed wetlands for tertiary treatment of conventional treatment facilities effluents in developing countries. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 227, p. 1-18, 2016.

HASSAN, E. A. et al. Ecologically Engineered Systems for Treating Agriculture Runoff by Integrating “Wastes” into Constructed Wetlands. **Processes**, v. 11, n. 2, p. 396, 2023.

HO, T. T. et al. Study on Domestic Wastewater Treatment of the Horizontal Subsurface Flow Wetlands (HSSF-CWs) Using *Brachiaria Mutica*. **Waste and Biomass Valorization**, v. 11, p. 5627-5634, 2020.

HO, Y. S.; MCKAY, G. Pseudo-second order model for sorption processes. **Process Biochemistry**, v. 34, n. 5, p. 451-465, 1999.

HOU, Q. et al. Phosphorus adsorption characteristics of alum sludge: Adsorption capacity and the forms of phosphorus retained in alum sludge. **Materials Letters**, v. 229, p. 31-35, 2018.

HUANG, P. et al. Synthesis of hydrotalcite-like compounds with drinking water treatment residuals for phosphorus recovery from wastewater. **Journal of Cleaner Production**, v. 301, p. 126976, 2021.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Estimativas populacionais para os municípios brasileiros em 01.07.2020**. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/estimativa2020>. Acesso em: 26 abr. 2023.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico – 2017**. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/condicaodevida/pnsb2017/default.shtm>. Acesso em: 26 abr. 2023.

JARDIM, W. F. Medição e interpretação de valores do potencial redox (Eh) em matrizes ambientais. **Química Nova**, v. 37, p. 1233-1235, 2014.

JESUS, F. L. F. **Desempenho e influência dos capins Tifton 85 (*Cynodon sp.*) e vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) no tratamento de esgoto sanitário em sistemas alagados construídos**. 2016. 113 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2016.

JULIO, A. D. L. et al. A new biostimulation approach based on the concept of remaining P for soil bioremediation. **Journal of Environmental Management**, v. 207, p. 417-422, 2018.

JUNG, K. et al. Adsorption of phosphate from aqueous solution using electrochemically modified biochar calcium-alginate beads: Batch and fixed-bed column performance. **Bioresource Technology**, v. 244, p. 23-32, 2017.

KADLEC, R.H.; WALLACE, S.D. **Treatment Wetlands**, 2nd ed.; Boca Raton, FL, USA: CRC Press, 2008.

KATAYAMA, V. T. et al. Quantification of complete cycle water treatment plant sludge production: a critical assessment. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 20, n. 4, p. 559-569, 2015.

KENG, J. C.; UEHARA, G. Chemistry, mineralogy, and taxonomy of Oxisols and Ultisols. **J Environ Qual**, v. 33, p. 119-26, 1974.

KRISHNA, K.B.; ARYAL, A.; JANSEN, T. Comparative study of ground water treatment plants sludges to remove phosphorous from wastewater. **Journal of Environmental Management**, v. 180, p. 17-23, 2016.

KUMAR, P.; CHAUHAN, M. S. Adsorption of chromium (VI) from the synthetic aqueous solution using chemically modified dried water hyacinth roots. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 7, n. 4, p. 103218, 2019.

LAGERGREN, S. Zur theorie der sogenannten adsorption geloster stoffe. **Kungliga Svenska Vetenskapsakademiens Handlingar**, v. 24, p. 1-39, 1898.

LALLEY, J. et al. Phosphate adsorption using modified iron oxide-based sorbents in lake water: Kinetics, equilibrium, and column tests. **Chemical Engineering Journal**, 2016.

LAN, W. et al. Phosphorus removal enhancement of magnesium modified constructed wetland microcosm and its mechanism study. **Chemical Engineering Journal**, v. 335, p. 209-214, 2018.

LANGMUIR, I. The adsorption of gases on plane surfaces of glass, mica and platinum. **Journal of the American Chemical Society**, v. 40, n. 9, p. 1361-1403, 1918.

LEIVA, A. M. et al. Performance of ornamental plants in monoculture and polyculture horizontal subsurface flow constructed wetlands for treating wastewater. **Ecological Engineering**, v. 120, p. 116-125, 2018.

LETSHWENYO, M. W.; MOKGOSI, S. Investigation of water treatment sludge from drinking water treated with Zetafloc 553I coagulant for phosphorus removal from wastewater. **Journal of Environmental Management**, v. 282, p. 111909, 2021.

LI, Z. et al. Experimental investigation of phosphorus adsorption capacity of the waterworks sludges from five cities in China. **Ecological Engineering**, v. 53, p. 165-172, 2013.

LI, W. et al. Statistical modeling of phosphorus removal in horizontal subsurface constructed wetland. **Wetlands**, v. 34, p. 427-437, 2014.

LI, M. et al. Phosphate adsorption on metal oxides and metal hydroxides: A comparative review. **Environmental Reviews**, v. 24, n. 3, p. 319-332, 2016.

LI, X.; CUI, J.; PEI, Y. Granulation of drinking water treatment residuals as applicable media for phosphorus removal. **Journal of Environmental Management**, v. 213, p. 36-46, 2018.

LI, X. et al. Competitive adsorption of phosphate and dissolved organic carbon on lanthanum modified zeolite. **Journal of Colloid and Interface Science**, v. 574, p. 197-206, 2020.

LI, L. et al. Simultaneous phosphorus removal and adsorbents recovery with Ca-PAC assisted adsorption dynamic membrane system: Removal performance and influencing factors. **Journal of Cleaner Production**, v. 384, p. 135591, 2023.

LIANG, H. et al. Environmental application of engineering magnesite slag for phosphate adsorption from wastewater. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 29, n. 39, p. 59502-59512, 2022.

LIMA, M. X. et al. Performance of different substrates in constructed wetlands planted with *E. crassipes* treating low-strength sewage under subtropical conditions. **Science of the Total Environment**, v. 630, p. 1365-1373, 2018.

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.

- LIMA, L. J. F. de. **Plantas medicinais utilizadas no tratamento de diabetes mellitus: uma revisão da literatura.** 2021. 1 v. Monografia (Especialização) - Curso de Farmácia, Universidade Federal de Campina Grande, Cuité, 2021.
- LIU, J. et al. Impact of plant species on spatial distribution of metabolic potential and functional diversity of microbial communities in a constructed wetland treating aquaculture wastewater. **Ecological Engineering**, v. 94, p. 564-573, 2016.
- LIU, Q. et al. Phosphate adsorption from aqueous solutions by Zirconium (IV) loaded cross-linked chitosan particles. **Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers**, v. 59, p. 311-319, 2016.
- LIU, G. et al. Study on the purification effect of aeration-enhanced horizontal subsurface-flow constructed wetland on polluted urban river water. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 26, p. 12867-12880, 2019.
- LIU, Y. et al. Properties and microstructure of concrete blocks incorporating drinking water treatment sludge exposed to early-age carbonation curing. **Journal of Cleaner Production**, v. 261, p. 121257, 2020.
- LU, S. et al. Impacts of different media on constructed wetlands for rural household sewage treatment. **Journal of Cleaner Production**, v. 127, p. 325-330, 2016.
- LV, N. et al. Calcium-modified granular attapulgite removed phosphorus from synthetic wastewater containing low-strength phosphorus. **Chemosphere**, v. 296, p. 133898, 2022.
- MACHADO, A. I. et al. Overview of the state of the art of constructed wetlands for decentralized wastewater management in Brazil. **Journal of Environmental Management**, v. 187, p. 560-570, 2017.
- MACHADO, M. C. P. et al. Estudo do comportamento e caracterização de argilas bentoníticas após processo de liofilização. **Cerâmica**, v. 64, p. 207-213, 2018.
- MAFRA, D. C. B. **Remoção de fósforo de efluente sanitário utilizando filtros com lodo de ETA.** 2020. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Lavras. Lavras, 2020.
- MAKHUVELE, R.; GBASHI, S.; NJOBEH, P. B. GC-HRTOF-MS metabolite profiling and antioxidant activity of methanolic extracts of *Tulbaghia violacea* Harv. **Journal of King Saud University-Science**, v. 34, n. 7, p. 102278, 2022.
- MALAVOLTA, E.; VITTI, G. C.; OLIVEIRA, S.A. **Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações.** 1997.
- MAQBOOL, N.; KHAN, Z.; ASGHAR, A. Reuse of alum sludge for phosphorus removal from municipal wastewater. **Desalination and Water Treatment**, v. 57, n. 28, p. 13246-13254, 2016.

- MARÇAL, L. et al. Organically modified saponites: SAXS study of swelling and application in caffeine removal. **ACS Applied Materials & Interfaces**, v. 7, n. 20, p. 10853-10862, 2015.
- MARÍN-MUÑIZ, J.L. et al. Influence of different porous media and ornamental vegetation on wastewater pollutant removal in vertical subsurface flow wetland microcosms. **Environ. Eng. Sci.** 35, 88–94, 2018.
- MARONEZE, M. M. et al. A tecnologia de remoção de fósforo: Gerenciamento do elemento em resíduos industriais. **Revista Ambiente & Água**, v. 9, p. 445-458, 2014.
- MATOS, A. T.; ABRAHÃO, S. S.; PEREIRA, O. G. Desempenho agronômico de capim tifton 85 (*Cynodon spp.*) cultivado em sistemas alagados construídos utilizados no tratamento de água residuária de laticínios. **Ambiente & Água-An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 3, n. 1, p. 43-53, 2008.
- MATOS, A. T. et al. Influência da taxa de carga orgânica no desempenho de sistemas alagados construídos cultivados com forrageiras. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 15, n. 1, p. 83-92, 2010.
- MATOS, A. T. **Poluição ambiental: impactos no meio físico**. 1. ed. Viçosa: IFV, 2010.
- MATOS, A. T. et al. Desempenho agronômico do lírio amarelo cultivado sob diferentes taxas de aplicação de esgoto doméstico em sistemas alagados construídos. **Revista Engenharia na Agricultura-REVENG**, v. 21, n. 1, p. 79-88, 2013.
- MATOS, A. T.; MATOS, M. P. **Disposição de águas residuárias no solo e em sistemas alagados construídos**. Viçosa: Ed. UFV, 2017.
- MATOS, M. P. et al. Colmatação e desempenho de sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial ao longo de oito anos de operação. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 23, p. 1227-1237, 2018.
- 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**, v. 676, p. 333-342, 2019.
- MENDONÇA, H. V. et al. Remoção de nitrogênio e fósforo de águas residuárias de laticínios por sistemas alagados construídos operando em bateladas. **Revista Ambiente & Água**, v. 7, p. 75-87, 2012.
- MENDONÇA, H. V. et al. Sistemas Alagados Construídos em Batelada: remoção de Demanda Bioquímica de Oxigênio e regulação de pH no tratamento de efluentes de laticínios. **Revista Ambiente & Água**, v. 10, p. 442-453, 2015.
- MENDONÇA, H. V.; RIBEIRO, C. B. M.; NOGUEIRA, K. C. C. Remoção de matéria orgânica e nutrientes de águas residuais de laticínios em sistemas alagados construídos. **Revista de Ciências Agrárias**, v. 40, n. 1, p. 12-22, 2017.

METCALF & EDDY. **Wastewater Engineering Treatment Disposal Reuse**. 3rd ed. New York: McGraw-Hill, 2003.

METCALF & EDDY et al. **Wastewater Engineering: Treatment and Resource Recovery**. McGraw Hill Education, 2014.

MILANI, Mirco et al. Evapotranspiration from horizontal subsurface flow constructed wetlands planted with different perennial plant species. **Water**, v. 11, n. 10, p. 2159, 2019.

MIRANDA, S. T. et al. Efficiency of horizontal subsurface flow-constructed wetlands considering different support materials and the cultivation positions of plant species. **Revista Ambiente & Água**, v. 15, 2020.

MLIH, R. et al. Light-expanded clay aggregate (LECA) as a substrate in constructed wetlands—A review. **Ecological Engineering**, v. 148, p. 105783, 2020.

MUISA, N. et al. Utilization of alum sludge as adsorbent for phosphorus removal in municipal wastewater: A review. **Journal of Water Process Engineering**, v. 35, p. 101187, 2020.

MUNAR-FLOREZ, D. A. et al. Adsorption of ammonium and phosphates by biochar produced from oil palm shells: Effects of production conditions. **Results in Chemistry**, v. 3, p. 100119, 2021.

NAKAMOTO, K. **Infrared and raman spectra of inorganic and coordination compounds**. 5th ed. New York: John Wiley & Sons, 1997.

NASCIMENTO, R. F. et al. **Adsorção: aspectos teóricos e aplicações ambientais**. Imprensa Universitária da Universidade Federal do Ceará (UFC), Fortaleza, 2014.

NGATIA, L.W. et al. Potential phosphorus eutrophication mitigation strategy: biochar carbon composition, thermal stability and pH influence phosphorus sorption. **Chemosphere**, 180, 201e211, 2017.

NGUYEN, T. A. H. et al. White hard clam (*Meretrix lyrata*) shells media to improve phosphorus removal in lab-scale horizontal sub-surface flow constructed wetlands: Performance, removal pathways, and lifespan. **Bioresource Technology**, v. 312, p. 123602, 2020.

NGUYEN, M. D. et al. Reuse of aluminium-based water treatment sludge for phosphorus adsorption: Evaluating the factors affecting and correlation between adsorption and sludge properties. **Environmental Technology & Innovation**, v. 27, p. 102717, 2022.

NIPPES, R. P. et al. Hydroxychloroquine Adsorption in Aqueous Medium Using Clinoptilolite Zeolite. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 233, n. 8, p. 287, 2022.

NOUR, M. M.; TONY, M. A.; NABWEY, H. A. Adsorptive Pattern Using Drinking Water Treatment Residual for Organic Effluent Abatement from Aqueous Solutions. **Materials**, v. 16, n. 1, p. 247, 2023.

- OLIVEIRA, A. P. et al. Use of grape pomace as a biosorbent for the removal of the Brown KROM KGT dye. **Bioresource Technology Reports**, v. 2, p. 92-99, 2018.
- OLIVEIRA, F.M.; COELHO, L.M.; MELO, E.I. Avaliação de processo adsorptivo utilizando mesocarpo de coco verde para remoção do corante azul de metileno. **Revista Matéria**, v.23, n.4, 2018.
- OLIVER, S. L.; IKEFUTI, P. V.; RIBEIRO, H. Cyanobacteria bloom variations and atmospheric variables, an environmental health contribution. **Revista Ambiente & Água**, v. 15, 2020.
- O'LUANAIGH, N.; GILL, L. W. Nutrient removal from on-site wastewater in horizontal subsurface flow constructed wetlands in Ireland. **Water Practice and Technology**, v. 6, n. 3, 2011.
- PARK, T.; AMPUNAN, V.; LEE, S.; CHUNG, E. Chemical behavior of different species of phosphorus in coagulation. **Chemosphere**, 144, 2264e2269, 2016.
- PENG, L. et al. A comprehensive review of phosphorus recovery from wastewater by crystallization processes. **Chemosphere**, v. 197, p. 768-781, 2018.
- PHAM, P. N. et al. Properties of mortar incorporating untreated and treated drinking water treatment sludge. **Construction and Building Materials**, v. 280, p. 122558, 2021.
- PIGATTO, R. S. et al. Thermally treated sludge obtained from a coagulation–flocculation water treatment process as a low-cost and eco-friendly adsorbent for water defluorination. **Brazilian Journal of Chemical Engineering**, v. 38, p. 451-460, 2021.
- PORTOCARRERO, H. et al. **Aspectos hidrológicos e mecânicos da vegetação na estabilidade de taludes e encostas**. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Embrapa Solos. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Rio de Janeiro, 2006. Disponível em:
[https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/bitstream/doc/963337/1/Doc882006Aspectos hidrologicos.pdf](https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/bitstream/doc/963337/1/Doc882006Aspectos%20hidrologicos.pdf). Acesso em: 07 mai 2023.
- PORTUGAL. JARDIM BOTÂNICO DE UTAD. (org.). Espécie *Tulbaghia violacea*. Disponível em: https://jb.utad.pt/especie/Tulbaghia_violacea. Acesso em: 02 maio 2023.
- PRATA, R.C.C. et al. Tratamento de esgoto sanitário em sistemas alagados construídos cultivados com lírio-amarelo. **Engenharia Agrícola**, v. 33, p. 1144-1155, 2013.
- PREZOTTI, L.C.; GUARÇONI, A.G. **Guia de interpretação de análise de solo e foliar**. Vitória: Incaper, 2013.
- PUNYAPWAR, S.; MUTNURI, S. Diversity and functional annotation of microorganisms in French vertical flow constructed wetland treating greywater. **World Journal of Microbiology and Biotechnology**, v. 36, p. 1-17, 2020.

- QIU, G. et al. Biochar synthesized via pyrolysis of *Broussonetia papyrifera* leaves: mechanisms and potential applications for phosphate removal. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 26, p. 6565-6575, 2019.
- QUANG, H. H. P. et al. Using ZrO₂ coated sludge from drinking water treatment plant as a novel adsorbent for nitrate removal from contaminated water. **Environmental Research**, v. 212, p. 113410, 2022.
- RAHMAN, M. E. et al. Design, operation and optimization of constructed wetland for removal of pollutant. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 17, n. 22, p. 8339, 2020.
- RAMBOR, R. W. **A atuação do engenheiro agrônomo no meio urbano desenvolvendo o paisagismo como maximização da qualidade de vida e ambiental**. 2015. 1 v. Monografia (Especialização) - Curso de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2015.
- RAMIREZ, K. G. et al. Potential uses of waste sludge in concrete production. **Management of Environmental Quality: An International Journal**, 2017.
- RAMÍREZ, S. et al. Investigation of pilot-scale constructed wetlands treating simulated pre-treated tannery wastewater under tropical climate. **Chemosphere**, v. 234, p. 496-504, 2019.
- RAMOS, N. F. S. et al. Tratamento de águas residuárias de suinocultura em sistemas alagados construídos, com *Chrysopogon zizanioides* e *Polygonum punctatum* cultivadas em leito de argila expandida. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 22, p. 123-132, 2017.
- REN, Z. et al. Study on adsorption of ammonia nitrogen by iron-loaded activated carbon from low temperature wastewater. **Chemosphere**, v. 262, p. 127895, 2021.
- REN, Y. et al. Recent advances in electrochemical removal and recovery of phosphorus from water: A review. **Environmental Functional Materials**, 2022.
- RIBEIRO, P. B. et al. Evaluation of the potential of coal fly ash produced by gasification as hexavalent chromium adsorbent. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 26, p. 28603-28613, 2019.
- RIGUETO, C. V. T. et al. Adsorption of diclofenac sodium by composite beads prepared from tannery wastes-derived gelatin and carbon nanotubes. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 9, n. 1, p. 105030, 2021.
- RODRIGUES, E. B. et al. Avaliação de um Sistema Wetlands construído em uma propriedade rural no município de Ibirama (SC). **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, v. 12, n. 10, p. 305-313, 2021.
- RODRIGUES, L. P.; HOLANDA, J. N. F. Recycling of water treatment plant waste for production of soil-cement bricks. **Procedia Materials Science**, v. 8, p. 197-202, 2015.

RODRÍGUEZ, M.; BRISSON, J. Pollutant removal efficiency of native versus exotic common reed (*Phragmites australis*) in North American treatment wetlands. **Ecological Engineering**, v. 74, p. 364-370, 2015.

ROUT, P. R.; BHUNIA, P.; DASH, R. R. Modeling isotherms, kinetics and understanding the mechanism of phosphate adsorption onto a solid waste: ground burnt patties. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 2, n. 3, p. 1331-1342, 2014.

RUTHVEN, D. M. **Principles of adsorption and adsorption processes**. John Wiley & Sons, 1984.

SALEH, T. A. et al. Adsorptive desulfurization of thiophene, benzothiophene and dibenzothiophene over activated carbon manganese oxide nanocomposite: with column system evaluation. **Journal of Cleaner Production**, v. 154, p. 401-412, 2017.

SANDOVAL, L. et al. Role of wetland plants and use of ornamental flowering plants in constructed wetlands for wastewater treatment: A review. **Applied Sciences**, v. 9, n. 4, p. 685, 2019.

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

SEZERINO, P. H. et al. Wetlands construídos horizontais aplicados no tratamento descentralizado de esgotos. **Revista Engenharia e Construção Civil**, v. 2, n. 2, 2015.

SHEN, C. et al. Adsorption of phosphorus with calcium alginate beads containing drinking water treatment residual. **Water Science and Technology**, v. 78, n. 9, p. 1980-1989, 2018.

SHEN, S. et al. Evaluation of phosphorus removal in floating treatment wetlands: new insights in non-reactive phosphorus. **Science of the Total Environment**, v. 815, p. 152896, 2022.

SIPS, R. On the structure of a catalyst surface. II. **The Journal of Chemical Physics**, v. 18, n. 8, p. 1024-1026, 1950.

SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO - SNIS.

Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos - 2020. Brasília: Sns, 2021. 180 p. Disponível em:

http://antigo.snis.gov.br/downloads/diagnosticos/ae/2020/DIAGNOSTICO_TEMATICO_VISAO_GERAL_AE_SNIS_2021.pdf. Acesso em: 26 abr. 2023.

SMIDT, E.; MEISSL, K. The applicability of Fourier transform infrared (FT-IR) spectroscopy in waste management. **Waste Management**, v. 27, n. 2, p. 268-276, 2007.

SOARES, J. S. **Sistemas alagados construídos do tipo Bio-Rack como tratamento simplificado de esgoto sanitário para soluções individuais**. 2021. 111 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Departamento de Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2021.

SUN, Y.; GU, Y.; XIAO, S. Adsorption behaviors and mechanisms of Al-Fe dual-decorated biochar adsorbent for phosphate removal from rural wastewater. **Journal of Dispersion Science and Technology**, p. 1-12, 2022.

TANG, Y.; CHAN, S.W; SHIH, K. Copper stabilization in beneficial use of waterworks sludge and copper-laden electroplating sludge for ceramic materials. **Waste Management**, v. 34, n. 6, p. 1085-1091, 2014.

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

THOMANN, R. V.; MUELLER, J. A. **Principles of surface water quality modeling and control**. Harper & Row Publishers, 1987.

TORO-VÉLEZ, A. F. et al. BPA and NP removal from municipal wastewater by tropical horizontal subsurface constructed wetlands. **Science of the Total Environment**, v. 542, p. 93-101, 2016.

TRATA BRASIL. **Ranking do Saneamento Básico do Instituto Trata Brasil**. 2023. Disponível em: https://tratabrasil.org.br/wp-content/uploads/2023/03/Versao-Final-do-Relatorio_Ranking-do-Saneamento-de-2023-2023.03.10.pdf. Acesso em: 26 abr. 2023.

TRINH, V. T. et al. Phosphorus removal from aqueous solution by adsorption using silver nanoparticles: batch experiment. **Journal of Hazardous, Toxic, and Radioactive Waste**, v. 24, n. 4, p. 04020038, 2020.

TZABAR, N.; TER BRAKE, H. J. M. Adsorption isotherms and Sips models of nitrogen, methane, ethane, and propane on commercial activated carbons and polyvinylidene chloride. **Adsorption**, v. 22, p. 901-914, 2016.

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - USEPA, 2007. Method 3051A (SW846): **Microwave Assisted Acid Digestion of Sediments, Sludges, and Oils**, Revision. 1. ed. USEPA, Washington, 2007.

VALÉRIO FILHO, A. et al. Preparation and characterization of activated carbon obtained from water treatment plant sludge for removal of cationic dye from wastewater. **Processes**, v. 8, n. 12, p. 1549, 2020.

VALIPOUR, A.; AHN, Y. Constructed wetlands as sustainable ecotechnologies in decentralization practices: a review. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 23, p. 180-197, 2016.

VAN TRUONG, T.; KIM, D.J. Phosphate removal using thermally regenerated Al adsorbent from drinking water treatment sludge. **Environmental Research**, v. 196, p. 110877, 2021.

VANN HANDELL, A. M et al. Remoção biológica de fósforo no sistema de lodo ativado: mecanismos e configurações. **Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção**, p. 227-261, 2009.

VARGAS, A. M. et al. Adsorption of methylene blue on activated carbon produced from flamboyant pods (*Delonix regia*): Study of adsorption isotherms and kinetic models. **Chemical Engineering Journal**, v. 168, n. 2, p. 722-730, 2011.

VERLICCHI, P.; AL AUKIDY, M.; ZAMBELLO, E.. Occurrence of pharmaceutical compounds in urban wastewater: removal, mass load and environmental risk after a secondary treatment- a review. **Science of the Total Environment**, v. 429, p. 123-155, 2012.

VIECILI, M. J. C.; HASTENPFLUG, D.; GIRARDI, R. Comparativo entre o teste de Vicat e a calorimetria semi-adiabática para determinação do tempo de início e fim de pega em cimentos Portland. **Matéria (Rio de Janeiro)**, v. 23, 2018.

VILAS BÔAS, R. B. et al. Nutrient removal from swine wastewater in a combined vertical and horizontal flow constructed wetland system. **Engenharia Agrícola**, v. 38, p. 411-416, 2018.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos: Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**, UFMG, Belo Horizonte. Minas Gerais. v.1, 4a ed., 472 p., 2014.

VON SPERLING, M.; SEZERINO, P. H. Dimensionamento de wetlands construídos no brasil. documento de consenso entre pesquisadores e praticantes. **Boletim Wetlands Brasil**, p. 65, 2018.

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

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

VYMAZAL, J. 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.

WANG, D. et al. Investigation on the adsorption of phosphorus by Fe-loaded ceramic adsorbent. **J. Colloid Interface Sci.** 464, 277e284, 2016.

WANG, W. et al. Treatment of rich ammonia nitrogen wastewater with polyvinyl alcohol immobilized nitrifier biofortified constructed wetlands. **Ecological Engineering**, v. 94, p. 7-11, 2016.

WANG, H.; XU, J.; SHENG, L. Purification mechanism of sewage from constructed wetlands with zeolite substrates: a review. **Journal of Cleaner Production**, v. 258, p. 120760, 2020.

WANG, J. et al. Phosphorus removal from aqueous solution using Al-modified Pisha sandstone. **Journal of Cleaner Production**, v. 308, p. 127255, 2021.

WANG, S. et al. Application Potential of Constructed Wetlands on Different Operation Mode for Biologically Pre-Treatment of Rural Domestic Wastewater. **Sustainability**, v. 15, n. 3, p. 1799, 2023.

WEBER JR, W. J.; MORRIS, J. C. Kinetics of adsorption on carbon from solution. **Journal of the Sanitary Engineering Division**, v. 89, n. 2, p. 31-59, 1963.

WEI, Y. et al. Comparative study on ash deposit mechanism and characteristics of eucalyptus bark and bagasse-firing on boiler superheater. **International Journal of Pressure Vessels and Piping**, v. 196, p. 104626, 2022.

WOO, S.Y. et al. Applicability assessment of functional adsorption zeolite materials in adsorption desalination cum cooling systems driven by low-grade heat source. **Chemical Engineering Journal**, v. 430, p. 131375, 2022.

WU, Y. et al. Effect of adding drinking water treatment sludge on excess activated sludge digestion process. **Sustainability**, v. 12, n. 17, p. 6953, 2020.

XU, X. et al. Removal of phosphate from wastewater by modified bentonite entrapped in Calginate beads. **Journal of environmental management**, v. 260, p. 110130, 2020.

XU, J. et al. Nitrogen and phosphorus removal in simulated wastewater by two aquatic plants. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 28, p. 63237-63249, 2021.

XU, S. et al. Solvent-free synthesis of MgO-modified biochars for phosphorus removal from wastewater. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 19, n. 13, p. 7770, 2022.

YADAV, D.; PRUTHI, V.; KUMAR, P. Enhanced biological phosphorus removal in aerated stirred tank reactor using aerobic bacterial consortium. **Journal of Water Process Engineering**, v. 13, p. 61-69, 2016.

YANG, J.E. et al. A simple spectrophotometric determination of nitrate in water, resin, and soil extracts. **Soil Science Society of America Journal**, v.62, p.108-115, 1998.

YANG, L. et al. Material prepared from drinking waterworks sludge as adsorbent for ammonium removal from wastewater. **Applied Surface Science**, v. 330, p. 228-236, 2015.

YANG, Y., ZHAO, Y., LIU, R., MORGAN, D. Global development of various emerged substrates utilized in constructed wetlands. **Bioresource Technology**, v. 261, p. 441-452, 2018.

YANG, C. et al. Selection and optimization of the substrate in constructed wetland: A review. **Journal of Water Process Engineering**, v. 49, p. 103140, 2022.

YAO, X. et al. An abundant porous biochar material derived from wakame (*Undaria pinnatifida*) with high adsorption performance for three organic dyes. **Bioresource Technology**, v. 318, p. 124082, 2020.

YOUNES, H.; MAHANNA, H.; EL-ETRIBY, H. K. Fast adsorption of phosphate (PO_4^-) from wastewater using glauconite. **Water Science and Technology**, v. 80, n. 9, p. 1643-1653, 2019.

ZAHED, M. A. et al. Phosphorus removal and recovery: state of the science and challenges. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 29, n. 39, p. 58561-58589, 2022.

ZENG, H. et al. Preparation and characterization of sludge-based magnetic biochar by pyrolysis for methylene blue removal. **Nanomaterials**, v. 11, n. 10, p. 2473, 2021.

ZHANG, S. et al. Effect of vegetation on nitrogen removal and ammonia volatilization from wetland microcosms. **Ecological Engineering**, v. 97, p. 363-369, 2016.

ZHANG, Y. et al. Nutrient removal through pyrrhotite autotrophic denitrification: Implications for eutrophication control. **Science of the Total Environment**, 662, 287-296, 2019.

ZHANG, J. et al. Vegetated Steel Slag Substrate Constructed Wetlands can Achieve High Efficiency Simultaneous Nitrogen and Phosphorus Removal. **Frontiers in Environmental Science**, v. 10, p. 947783, 2022.

ZHANG, R. et al. Combining a novel biofilm reactor with a constructed wetland for rural, decentralized wastewater treatment. **Chemical Engineering Journal**, v. 455, p. 140906, 2023.

ZHAO, J.; LI, A.; WANG, H. Study on the feasibility and stability of drinking water treatment sludge (DWTS)@ zeolite to remove phosphorus from constructed wetlands. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 10, n. 6, p. 108713, 2022.

ZHENG, H. et al. Performance and mechanism of falling water enhanced tidal flow constructed wetlands (F-TFCW) for rural grey water treatment. **Journal of Cleaner Production**, v. 404, p. 136969, 2023.

ZHONG, H. et al. How to select substrate for alleviating clogging in the subsurface flow constructed wetland? **Science of The Total Environment**, p. 154529, 2022.

ZHOU, Z. et al. Characterizing the correlation between dephosphorization and solution pH in a calcined water treatment plant sludge. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 25, p. 18510-18518, 2018.

ZHOU, H. et al. Utilization of coal fly and bottom ash pellet for phosphorus adsorption: Sustainable management and evaluation. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 149, p. 372-380, 2019.

ZOHAR, I. et al. Innovative approach for recycling phosphorous from agro-wastewaters using water treatment residuals (WTR). **Chemosphere**, v. 168, p. 234-243, 2017.