

UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ

LUCAS DE CARVALHO SILVA

**CERÂMICA VERMELHA, CONCRETO AUTOCLAVADO E COMPOSITO A
PARTIR DE CONCRETO AUTOCLAVADO E CIMENTO BRANCO COMO
SUBSTRATO EM WETLANDS CONSTRUÍDOS TRATANDO MATÉRIA
CARBONÁCEA, NUTRIENTES E HORMÔNIOS**

CURITIBA

2023

LUCAS DE CARVALHO SILVA

CERÂMICA VERMELHA, CONCRETO AUTOCLAVADO E COMPOSITO A PARTIR DE CONCRETO AUTOCLAVADO E CIMENTO BRANCO COMO SUBSTRATO EM WETLANDS CONSTRUÍDOS TRATANDO MATÉRIA CARBONÁCEA, NUTRIENTES E HORMÔNIOS

Red ceramics, autoclaved and composite concrete from autoclaved concrete, and white cement as substrates in constructed wetlands treatment of carbonaceous matter, nutrients, and hormones

Dissertação apresentada como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil, do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR).

Orientadora: Profa. Dra. Karina Querne de Carvalho

Coorientadora: Profa. Dra. Cristiane Kreutz

**CURITIBA
2023**



[4.0 Internacional](https://creativecommons.org/licenses/by-nc/4.0/)

Esta licença permite remixe, adaptação e criação a partir do trabalho, para fins não comerciais, desde que sejam atribuídos créditos ao(s) autor(es). Conteúdos elaborados por terceiros, citados e referenciados nesta obra não são cobertos pela licença.



LUCAS DE CARVALHO SILVA

CERÂMICA VERMELHA, CONCRETO AUTOCLAVADO E COMPOSITO A PARTIR DE CONCRETO AUTOCLAVADO E CIMENTO BRANCO COMO SUBSTRATO EM WETLANDS CONSTRUÍDOS TRATANDO MATÉRIA CARBONÁCEA, NUTRIENTES E HORMÔNIOS

Trabalho de pesquisa de mestrado apresentado como requisito para obtenção do título de Mestre Em Engenharia Civil da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR). Área de concentração: Meio Ambiente.

Data de aprovação: 27 de Abril de 2023

Dra. Karina Querne De Carvalho Passig, Doutorado - Universidade Tecnológica Federal do Paraná

Dra. Jossy Karla Brasil Bernardelli, Doutorado - Universidade Tecnológica Federal do Paraná

Dr. Pablo Heleno Sezerino, Doutorado - Universidade Federal de Santa Catarina (Ufsc)

Documento gerado pelo Sistema Acadêmico da UTFPR a partir dos dados da Ata de Defesa em 27/04/2023.

In memoriam da minha querida avó Nilce Barros da
Silva e da minha maravilhosa tia Edenir Barros
Vianna, que foram minha fonte de inspiração e amor
incondicional.

AGRADECIMENTOS

A Deus por toda força concedida para superar as dificuldades durante esse processo e sabedoria para realizar essa pesquisa.

A minha mãe Edinar de Carvalho Silva (*in memoriam*) e ao meu pai Rogério Barros da Silva (*in memoriam*), por toda abdicação e luta. Sempre guardarei na memória a imensa gratidão e amor que sinto por eles.

As minhas irmãs, Tamires de Carvalho Silva e Larissa de Carvalho Silva, e aos meus familiares pela confiança e acolhimento em todos os momentos, sejam os alegres e os tristes.

A Aline Yoshie Mileski Okahara que esteve presente nos melhores momentos desta jornada e, nos momentos mais difíceis, não hesitou em me amparar e me oferecer seu apoio.

A Professora Karina Querne de Carvalho, que sempre me inspirou com sua paixão pela pesquisa e pela busca incessante pelo conhecimento. Sou grato por sua orientação, encorajamento e amizade ao longo desta jornada acadêmica.

A Professora Cristiane Kreutz pela orientação valiosa, ensinamento, pela confiança e dedicação.

Aos meus amigos, Camila Rigueiro e Thiago Andrade Marques, que me deram suporte e me incentivaram durante todo esse período.

Aos professores, Jossy Karla Brasil Bernardelli e Pablo Heleno Sezerino por aceitarem gentilmente o convite para participar da minha banca de defesa. Suas colaborações e conselhos críticos foram fundamentais para o aprimoramento do meu trabalho e para o desenvolvimento da minha trajetória acadêmica.

Ao Professor Fernando Hermes Passig, cuja colaboração foi fundamental para a elaboração e aprimoramento deste trabalho, compartilhando seu vasto conhecimento e incentivando esta pesquisa.

À UTFPR por ceder o suporte físico para a realização deste trabalho, aos técnicos e servidores que desempenham papel fundamental para o funcionamento da UTFPR.

Aos Professores do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil (PPGEC) e em Ciência e Tecnologia Ambiental (PPGCTA) da Universidade

Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR) pelo valioso auxílio e competência em compartilhar conhecimentos.

Ao Alexandre José Gonçalves por conduzir as análises de MEV e EDS no Centro Multiusuário de Caracterização de Materiais (CMCM) do Departamento Acadêmico de Mecânica da UTFPR - Curitiba. A Professora Cintia Boeira Batista Lafay por tão gentilmente me auxiliar e receber no Laboratório multiusuário (LAMEAA). Também expresso minha gratidão ao técnico Felipe Peretto por me ajudar na obtenção e preparação dos materiais.

A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior Brasil (CAPES) Código de Financiamento 001, pela concessão da bolsa que me proporcionou a oportunidade de me dedicar exclusivamente à minha formação de mestre.

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

RESUMO

A utilização de substratos com capacidade de sorção e de macrófitas capazes de remover macro e micronutrientes pode contribuir na remoção de poluentes e no desenvolvimento de comunidades microbianas, favorecendo o tratamento de águas residuárias por *wetlands* construídos (WC). O objetivo desta pesquisa foi avaliar a utilização de resíduos da cerâmica vermelha (CV, fragmentos de tijolos), concreto aerado autoclavado (CA) e de compósito gerado a partir do CA quimicamente ativado com cimento branco (CQA) como substrato em sistemas de WC subsuperficial vertical de fundo saturado (WCV-FS) na remoção de matéria carbonácea, nitrogenada, fosfatada e de desreguladores endócrinos (DE). Os três sistemas, em escala de microcosmos, foram montados em caixas de polipropileno de 0,2 m², preenchidas com uma camada de 0,20 m de cada material sobreposta por uma camada de 0,05 m como fundo saturado e vegetado com a macrófita *Eichhornia crassipes* (25 plantas m⁻²) no tratamento de efluente sintético simulando esgoto sanitário. Os sistemas foram operados em três etapas com variação do tempo de amostragem, sendo - Etapa I de 24 h; Etapa II de 48 h e Etapa III de 48 h e adição de desreguladores endócrinos (E1, E2 e EE2), totalizando 380 dias de operação. Na Etapa III, o WC-CV apresentou melhor eficiência na remoção de DQO (91%), NO₂⁻ (85%) e NO₃⁻ (94%). Não foi verificada diferença significativa (p-valor > 0,05) na remoção de NTK (31%, 33% e 27%) e N-Amon (0%, 10% e 0%) entre as Etapas I, II e III, nem entre as Etapas II (85%) e III (77%) para remoção de PT. O WC-CA e WC-CQA apresentaram melhores resultados de remoção de NTK (70% e 66%), N-Amon (70% e 62%) e PT (95% e 92%) na Etapa II. No WC-CA, foi verificada melhor remoção da DQO na Etapa II (84%) e do NO₂⁻ na Etapa III (87%). Não foi verificada diferença significativa (p-valor > 0,05) na eficiência de remoção do NO₃⁻ entre as Etapas II (89%) e III (85%). O WC-CQA apresentou melhores remoções do NO₂⁻ (93%) e NO₃⁻ (76%) na Etapa III. Não foi verificada diferença significativa (p-valor > 0,05) em relação à remoção da DQO entre as Etapas II (78%) e III (81%). A Etapa II se mostrou mais efetiva no comportamento dos sistemas WC-CA e WC-CQA, provavelmente devido a uma maior interação entre as macrófita, substrato e microrganismo. Pode-se concluir que os sistemas mantiveram a estabilidade operacional e melhoraram o desempenho da desnitrificação após a adição dos DE. Na avaliação da estrutura da comunidade microbiana do sistema, *Firmicutes*, *Proteobacteria* e *Planctomycetes* foram os filos mais abundantes. Além disso, foram identificadas bactérias Anammox, como *Candidatus brocadia* e *Candidatus Jettenia*, além de algumas responsáveis pela degradação dos DE, como *Pseudomonas*, *Citrobacter* e *Comamonas*. No balanço de massa após 188 dias de operação foi observado que CQA (258,5 g m⁻² b⁻¹) apresentou maior capacidade de retenção do PT, enquanto CV (246,4 g m⁻² b⁻¹) reteve mais NT. A macrófita contribuiu com remoção máxima de 5,4% de PT e 7,0% de NT.

Palavras-chaves: Resíduos de construção; Ativação química; Remoção de poluentes; Desreguladores endócrino

ABSTRACT

The use of a substrate with sorption capacity and macrophytes capable of removing macro and micronutrients can contribute to the removal of pollutants and the development of microbial communities, favoring wastewater treatment by constructed wetlands (CW). The objective of this research was to evaluate the use of waste from red ceramics (RC, fragments of bricks), autoclaved aerated concrete (AC), and the composite generated from chemically activated AC with white cement (AAC) as a substrate in vertical subsurface flow constructed wetlands with saturated bottom (VCW) in the removal of carbonaceous, nitrogenous, phosphate matter and endocrine disruptors (ED). The three systems were operated in three stages with varying sampling times: Stage I of 24 h, Stage II of 48 h, and Stage III of 48 h, with the addition of endocrine disruptors (E1, E2, and EE2), totaling 380 days of operation. In Stage III, CW-RC showed better efficiency in the removal of COD (91%), NO_2^- (85%), and NO_3^- (94%). No significant difference (p -value > 0.05) was observed in the removal of TKN (31%, 33%, and 27%) and N-Ammon (0%, 10%, and 0%) between Stages I, II, and III, nor between Stages II (85%) and III (77%) for PT removal. CW-AC and CW-AAC presented better results for TKN removal (70% and 66%), N-Ammon removal (70% and 62%), and PT removal (95% and 92%) in Stage II. In CW-AC, better removal of COD was observed in Stage II (84%), and better NO_2^- was observed in Stage III (87%). No significant difference (p -value > 0.05) was observed in the removal efficiency of NO_3^- between Stages II (89%) and III (85%). CW-AAC showed better removal of NO_2^- (93%) and NO_3^- (76%) in Stage III. No significant difference (p -value > 0.05) was observed in the removal of COD between Stages II (78%) and III (81%). Stage II proved to be more effective in the behavior of CW-AC and CW-AAC systems, possibly due to more significant interaction between macrophytes, substrate, and microorganisms. It can be concluded that the systems maintained operational stability and improved denitrification performance after adding EDs. In the evaluation of the microbial community structure of the system, *Firmicutes*, *Proteobacteria*, and *Planctomycetes* were the most abundant phyla. In addition, Anammox bacteria were identified, such as *Candidatus brocadia* and *Candidatus Jettenia*, and some responsible for the degradation of EDs, such as *Pseudomonas*, *Citrobacter*, and *Comamonas*. In the mass balance after 188 days of operation, it was observed that CQA (258.5 g m⁻² b⁻¹) showed higher PT retention capacity, while CV (246.4 g m⁻² b⁻¹) retained more NT. The macrophyte contributed with a maximum removal of 5.4% for PT and 7.0% for NT.

Keywords: Construction waste; Chemical activation; Removal of pollutants; Endocrine Disruptors

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

| | |
|--|----|
| Figura 1 - Classificação dos Wetlands Construídos | 22 |
| Figura 2 - Características operacionais de diferentes tipos de WC para tratamento de diferentes poluentes e os mecanismos envolvidos na sua remoção | 24 |
| Figura 3 - Sistema de Wetlands Construído Vertical Subsuperficial | 29 |
| Figura 4 - Formas biológicas de macrófitas aquáticas | 33 |
| Figura 5 - Propagação global da <i>Eichhornia crassipes</i> | 34 |
| Figura 6 - Imagens ilustrativas de indivíduos de <i>Eichhornia crassipes</i> (a) e em destaque a flor (b) | 35 |
| Figura 7 - Morfologia da <i>Eichhornia crassipes</i> | 36 |
| Figura 8 - Bloco de Concreto Aerado Autoclavado..... | 43 |
| Figura 9 - Fluxograma do processo de produção do CA..... | 44 |
| Figura 10 - Diagrama das etapas experimentais da pesquisa..... | 49 |
| Figura 11 - Representação gráfica do sistema experimental (perfil longitudinal) | 50 |
| Figura 12 - Representação gráfica do sistema experimental (perfil transversal) | 51 |
| Figura 13 - Mudanças da <i>Eichhornia crassipes</i> | 52 |
| Figura 14 - Esquema das etapas de preparação dos materiais | 54 |
| Figura 15 - Imagem dos fragmentos do CA imersos em cimento branco (pré-tratamento)..... | 55 |
| Figura 16 – Fragmentos de cerâmica vermelha (CV), concreto aerado autoclavado (CA) e compósito (CQA) empregados como substratos | 55 |
| Figura 17 – Medição dos fragmentos utilizados no sistema Wetlands | 56 |
| Figura 18 - Linha do tempo da preparação, monitoramento e avaliação dos sistemas WC | 58 |
| Figura 19 - Fotomicrografias obtidas por MEV para amostras de CA antes da operação (a) 500x; (b) 1.000x; e após período de operação (c) 500x; (d) 1.000x. | 68 |
| Figura 20 - Fotomicrografias obtidas por MEV para amostras de CQA antes da operação (a) 500x; (b) 1.000x; e após período de operação (c) 500x; (d) 1.000x. | 69 |
| Figura 21 - Fotomicrografias obtidas por MEV para amostras de CV antes da operação (a) 500x; (b) 1.000x; e após período de operação (c) 500x; (d) 1.000x. | 70 |
| Figura 22 - Resultados do pH nas amostras do afluente e efluente nas Etapas I e II | 77 |
| Figura 23 - Variação das concentrações de OD nas amostras do afluente e efluente nas Etapas I e II..... | 80 |
| Figura 24 - Variação da concentração de matéria orgânica em termos de DQO total nas amostras do afluente e efluente e eficiências médias de remoção nas Etapas I e II | 87 |
| Figura 25 - Variação da concentração de matéria orgânica em termos de DQO total nas amostras do afluente e efluente e eficiências médias de remoção nas Etapas II e III..... | 91 |
| Figura 26 - Variação das concentrações da série nitrogenada nas amostras do afluente e efluente nas Etapas I (24 h) e II (48 h) | 94 |

| | |
|---|------------|
| Figura 27 - Variação das concentrações da série nitrogenada nas amostras do afluente e efluente nas Etapas II (48 h) e III (48 h - DE)..... | 95 |
| Figura 28 - Variação da concentração do NTK no efluente dos sistemas Wetlands e eficiência de remoção da DQO nas Etapas I e II | 107 |
| Figura 29 - Variação das concentrações de fósforo total (PT) nas amostras do afluente e efluente dos sistemas Wetlands e eficiências médias de remoção nas Etapas I e II | 109 |
| Figura 30 - Variação das concentrações de fósforo total (PT) nas amostras do afluente e efluente dos Wetlands e eficiências médias de remoção nas Etapas II e III | 112 |
| Figura 31 - Variação da concentração de fósforo nas amostras do afluente e efluente dos sistemas WC-CV, WC-CA e WC-CQA durante o período experimental | 113 |
| Figura 32 - Valores de concentração de E1, E2 e EE2 obtidos nas análises dos sistemas Wetlands, na Etapa III | 115 |
| Figura 33 - Relação entre a remoção da matéria orgânica, DE e formas nitrogenadas nos efluentes dos Wetlands nas Etapas II e III..... | 118 |
| Figura 34 - Índices Alpha de diversidade da microbiota obtida nos sistemas Wetlands | 119 |
| Figura 35 - Abundância relativa dos filos de bactérias identificadas nas amostras representativas nos sistemas Wetlands | 120 |
| Figura 36 - Heatmap obtido pela clusterização hierárquica dos dados de gêneros de microrganismos de acordo com sua abundancia relativa nos sistemas Wetlands | 122 |

LISTA DE QUADROS

| | |
|--|-----------|
| Quadro 1 - Visão geral dos diferentes experimentos de WC no Brasil: características do afluente, design e dimensões dos sistemas | 25 |
| Quadro 2 - Comparação da eficiência de remoção de matéria carbonácea, nitrogênio total e fósforo total em diferentes Wetlands Construídos | 40 |
| Quadro 3 - Descrição dos hormônios naturais e sintético | 47 |

LISTA DE TABELAS

| | |
|---|-----|
| Tabela 1 - Volume útil e índice de espaço vazios dos sistemas experimentais | 51 |
| Tabela 2 - Composição do efluente sintético simulando esgoto sanitário “fraco” | 53 |
| Tabela 3 - Dimensões máximas e mínimas dos valores de comprimento (x), altura (y) e largura (z) dos fragmentos de CV, CA e CQA (n = 100) | 57 |
| Tabela 4 - Parâmetros físico-químicos avaliados | 59 |
| Tabela 5 - Parâmetros para os compostos | 59 |
| Tabela 6 – Resultado das análises de EDS com a composição química (%) dos substratos, antes e depois do tratamento | 72 |
| Tabela 7 – Resultados da estatística descritiva obtidos no monitoramento das Etapas I e II | 76 |
| Tabela 8 - Taxas de carregamento orgânicos e inorgânico para os parâmetros DQO, NTK, N-Amon, NO ₂ ⁻ , NO ₃ ⁻ e PT aplicada na Etapas I (24 h) | 84 |
| Tabela 9 - Taxas de carregamento orgânicos e inorgânicos para os parâmetros DQO, NTK, N-Amon, NO ₂ ⁻ , NO ₃ ⁻ e PT aplicada na Etapas II (48 h) | 85 |
| Tabela 10 - Taxas de carregamento orgânicos e inorgânicos para os parâmetros DQO, NTK, N-Amon, NO ₂ ⁻ , NO ₃ ⁻ e PT aplicada na Etapas III (DE) | 85 |
| Tabela 11 - Resultados obtidos nas análises dos compostos DE na Etapa III | 114 |
| Tabela 12 - Média dos resultados obtidos com as avaliações de crescimento das macrófitas dos sistemas após o início de operação e no final da Etapa II | 125 |
| Tabela 13 - Número de indivíduos de Eichhornia crassipes e densidade vegetal em cada sistema, no plantio e na colheita (após 185 dias de operação) | 125 |
| Tabela 14 - Nitrogênio Total e Fósforo total na massa seca da Eichhornia crassipes no 185º dia de operação | 127 |
| Tabela 15 - Concentrações de Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK) e fósforo total (PT) nos substratos de cada sistema após 185 dias de operação | 129 |
| Tabela 16 - Balanço de massa de fósforo total (PT) e nitrogênio total (NT) após 185 dias de operação | 130 |

SUMÁRIO

| | | |
|------------|--|-----------|
| 1 | INTRODUÇÃO | 14 |
| 2 | OBJETIVOS | 17 |
| 2.1 | Objetivo geral..... | 17 |
| 2.2 | Objetivos específicos..... | 17 |
| 3 | REVISÃO BIBLIOGRÁFICA | 18 |
| 3.1 | Acesso ao esgotamento sanitário | 18 |
| 3.2 | Sistemas descentralizados de tratamento de esgotos | 19 |
| 3.3 | Wetlands construídos | 21 |
| 3.4 | Wetlands construídos vertical (WCV)..... | 28 |
| 3.4.1 | Cobertura vegetal..... | 31 |
| 3.4.2 | Substrato | 38 |
| 3.5 | Micropoluentes | 45 |
| 4 | MATERIAIS E MÉTODOS | 49 |
| 4.1 | Configuração experimental | 49 |
| 4.2 | Cobertura vegetal | 52 |
| 4.3 | Efluente sintético..... | 53 |
| 4.4 | Preparo e caracterização dos substratos | 53 |
| 4.5 | Monitoramento dos Wetlands construídos | 57 |
| 4.6 | Análises dos micropoluentes..... | 60 |
| 4.6.1 | Preparo das amostras e dos materiais | 60 |
| 4.6.2 | Procedimento de extração em fase sólida..... | 61 |
| 4.6.3 | Quantificação de nutrientes no tecido vegetal | 63 |
| 4.6.4 | Quantificação de nitrogênio e fósforo nos substratos..... | 64 |
| 4.6.5 | Sequenciamento de nova geração | 64 |
| 4.6.6 | Procedimentos de cálculo | 66 |
| 4.6.7 | Análise estatística..... | 67 |
| 5 | RESULTADOS E DISCUSSÃO | 68 |
| 5.1 | Caracterização dos substratos | 68 |
| 5.2 | Avaliação do comportamento dos Wetlands | 74 |
| 5.3 | Avaliação dos Wetlands em termos de matéria carbonácea, nitrogenada e fosfatada | 83 |
| 5.3.1 | Remoção de matéria orgânica | 87 |
| 5.3.2 | Remoção da matéria nitrogenada | 93 |

| | | |
|------------|--|------------|
| 5.3.3 | Remoção da matéria fosforada | 108 |
| 5.3.4 | Desreguladores endócrinos (DEs)..... | 114 |
| 5.3.5 | Avaliação da comunidade microbiana dos sistemas Wetlands | 119 |
| 5.4 | Nitrogênio e fósforo no tecido vegetal e no leito filtrante | 124 |
| 6 | CONCLUSÕES | 132 |
| | REFERÊNCIAS..... | 135 |

1 INTRODUÇÃO

Ignorar a ausência ou deficiência de infraestrutura no saneamento básico pode trazer tanto riscos à saúde pública, quanto ao bem estar da população (FUNDAÇÃO NACIONAL DE SAÚDE, 2019). Pessoas em situação de vulnerabilidade social estão mais propensas a estarem expostas a doenças devido ao baixo nível de investimentos em políticas públicas, que promovem o avanço da universalização do acesso ao saneamento básico (AQUINO, 2020). Esta realidade é que as Organizações das Nações Unidas visa amenizar por meio dos 17 Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) (AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO, 2019).

O déficit de acesso ao serviço de coleta e tratamento de esgoto é predominante em áreas onde a conexão aos sistemas centralizados de tratamento é inviável devido às condições topográficas locais ou à falta de investimentos históricos. A universalização desse serviço ainda é um desafio a ser enfrentado nessas áreas (MESQUITA, 2019).

Uma alternativa viável aos sistemas convencionais de tratamento de esgoto existentes é a adoção de *Wetlands* construídos (WC) como tratamento descentralizado de efluentes. Considerado uma ecotecnologia (*eco-friendly solution*) consolidada em nível mundial, o WC apresenta diversidade de configurações e características operacionais que podem ser adaptadas para tratamento de esgotos sanitários de origem doméstica e de efluentes agrícolas e industriais (principalmente agroalimentares), atendendo as mais diversas necessidades (OLIVEIRA *et al.*, 2021).

Os sistemas de *wetlands* construídos (WC) são estruturas de engenharia que consistem principalmente de vegetação, substrato, solo, microrganismos e água (VYMAZAL, 2010). Este sistema tem sido usado como alternativa econômica, eficiente e sustentável para tratamento de águas residuárias, com variedade de combinações de configurações para intensificar os processos de remoção dos poluentes (HDIDOU *et al.*, 2021).

As configurações de WC apresentam mecanismos de transformação química, física e biológica que podem potencializar a eliminação de certos contaminantes em detrimento de outros (MACHADO *et al.*, 2017). Os Wetland Construído Vertical (WCV) têm a vantagem de transferir oxigênio do ar atmosférico para o sistema de maneira mais eficiente devido ao seu formato de alimentação e distribuída ao longo do tempo.

No entanto, apresentam limitações quanto à remoção de nitrogênio, pois não promovem a remoção completa destes nutrientes, devido à ausência de ambientes redutores (VYMAZAL, 2011; PELISSARI *et al.*, 2017).

Com o objetivo de aprimorar a remoção de poluentes nos sistemas de WCV, estratégias operacionais estão sendo desenvolvidas. Uma dessas estratégias é a utilização de *Wetlands* construídos verticais de fundo saturado (WCV-FS), que permitem a ocorrência de nitrificação e desnitrificação sequencial (SANTOS *et al.*, 2016). Além disso, estudos recentes estão explorando a aplicação de materiais emergentes com maior capacidade de sorção e de macrófitas capazes de remover macro e micronutrientes, além de possibilitar uma maior diversidade da comunidade bacteriana (VYMAZAL *et al.*, 2021; ZHONG *et al.*, 2022).

Espécies como a *Eichhornia crassipes*, popularmente conhecida por jacinto de água ou aguapé, possuem alta capacidade de adaptação. A *Eichhornia crassipes* é uma angiosperma aquática flutuante que vive na interface ar-água (THANH, 2019). Essa espécie é capaz de crescer e se desenvolver em todos os tipos de água doce, tanto em ambiente lêntico quanto em ambiente lótico (HARUN *et al.*, 2021), além de tolerar temperaturas de 1 a 40 °C (LALITHA *et al.*, 2012) e ambientes com pH na faixa de 4 a 10 (TING *et al.*, 2018). Estudos tem sido reportados na literatura com aplicação desta macrófita em diferentes configurações de WC, inclusive vegetada em material substrato (MELLO *et al.*, 2019; LIMA *et al.*, 2018; COLARES *et al.*, 2021).

O substrato é parte indispensável do WCV, pois dá suporte para os demais componentes destes sistemas, e conseqüentemente, para os principais processos de tratamento realizados (WANG *et al.*, 2020). Dos componentes estruturais, o substrato contribui 25,2% para a carga ambiental total do ciclo de vida e representa 55,1% do custo total do projeto (ZHONG *et al.*, 2022).

Neste contexto, o grupo de estudos do Laboratório de Saneamento (LabSan) do Departamento Acadêmico de Construção Civil da UTFPR, câmpus Curitiba, sede Ecoville vem pesquisando a utilização de materiais emergentes que promovam maior eficiência na remoção dos poluentes com melhor relação custo-benefício. Estudos sobre a utilização de resíduos da construção civil têm sido realizados por diversos pesquisadores, como Lima *et al.* (2018), Cabral *et al.* (2021), Marcelino *et al.* (2020), Kuhn *et al.* (2023), entre outros.

Comparados aos materiais convencionais, os resíduos da construção civil possuem estrutura com presença abundante de poros e composição mineralógica

variada (com presença e Al, Fe, Mg, Ca e Si) que os torna potencialmente aplicáveis no tratamento de diversas águas residuárias (DENG e WHEATLEY, 2018). A utilização desses resíduos para remoção de poluentes é uma alternativa para reduzir o ciclo do produto no cenário de economia circular e das emissões de gases de efeito estufa (LIMA *et al.*, 2018; MATEUS e PINHO, 2018; SAEED e KHAN, 2019).

Atualmente, os efeitos adversos dos resíduos da construção civil não incluem apenas a ocupação de grandes áreas de recursos terrestres, mas também os riscos de poluição resultantes das atividades produtivas (LI *et al.*, 2021; AHMAD *et al.*, 2021).

Utilizados em larga escala como opção ao concreto normal, os blocos de concreto aerado autoclavado tem demonstrado capacidade significativa de adsorção de fósforo (BAO *et al.*, 2016; CASTELLAR *et al.*, 2019; LIU *et al.*, 2020; SHEN *et al.*, 2022) devido à sua natureza físico-química. A possibilidade de intensificar a adsorção de fósforo utilizando a ativação química deste material com outro resíduo da construção civil (cimento branco), ambos à base de concreto, possibilita a produção de um compósito novo, motivando estudos que avaliem sua utilização como substrato em sistemas de WC.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Avaliar a utilização de resíduos da cerâmica vermelha (fragmentos de tijolos), concreto aerado autoclavado (CA) e de compósito gerado a partir do CA quimicamente ativado com cimento branco como substrato de sistemas de Wetland Construído vertical subsuperficial de fundo saturado, na remoção de matéria carbonácea, nitrogenada, fosfatada e de hormônios.

2.2 Objetivos específicos

- Caracterizar os resíduos quanto à composição e microestrutura;
- Verificar a influência da variação do tempo de amostragem (24 h e 48 h) nos *Wetlands* Construídos quanto ao desempenho na remoção de matéria orgânica e nutrientes;
- Avaliar o comportamento dos sistemas na remoção dos hormônios Estrona, 17 β -estradiol e 17 α -etinilestradiol;
- Avaliar a estrutura da comunidade microbiana e sua abundância relativa no substrato dos sistemas *Wetlands*;
- Quantificar a capacidade de remoção de nitrogênio total e fósforo total pela macrófita *E. Crassipes* e de armazenamento destes nutrientes nos substratos e;
- Propor balanço de massa do nitrogênio total e fósforo total dos sistemas estudados.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Acesso ao esgotamento sanitário

O acesso ao saneamento básico resulta em ações que representam promoção da saúde pública, manutenção de recursos naturais e asseguram a produtividade no trabalho e na escola, além de benefícios associados, como maior dignidade, segurança, saúde e bem-estar para a população (FUNDAÇÃO NACIONAL DE SAÚDE, 2019).

A ampliação e a melhoria do acesso ao saneamento básico são dois dos meios mais efetivos e menos custosos para promover saúde pública de qualidade. Segundo Aquino (2020), a ausência ou deficiência de infraestrutura no saneamento básico aumenta o risco de doenças de veiculação hídrica que podem ser transmitidas por uma diversidade de microrganismos patogênicos, tais como bactérias, protozoários, algas, fungos, helmintos e vírus, como o SARS-CoV-2.

A universalização do acesso ao saneamento básico faz parte das metas de desenvolvimento do milênio da Organização das Nações Unidas (ONU). A partir do processo de aprimoramento da agenda sustentável que resultou nos 17 Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS), o ODS 6, tem como objetivo assegurar a disponibilidade e a gestão sustentável da água e saneamento para todos como forma de universalização dos serviços até 2030 (AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO, 2019).

No Brasil, existe um contraste com relação ao nível de atendimento dos serviços de saneamento básico de água e esgoto, com diferença marcante entre a ampla distribuição dos serviços de abastecimento do primeiro, e o *déficit* persistente na coleta do segundo. Enquanto as redes públicas de abastecimento de água atendem mais de 93,4% dos brasileiros que vivem na zona urbana, a média nacional da população sem acesso a sistemas públicos de coleta de esgotos, incluindo ou não seu tratamento, é de 46,85% (SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO, 2020).

A avaliação dos serviços de cobertura da coleta de esgotos sanitários mostrou tendência similar aos dados anteriores da Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (PNSB), com pequeno crescimento, sendo de 52,2% em 2000, 55,1% em 2008 e 57,6% em 2017 (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA, 2021).

No diagnóstico atual do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS) está relatado que 2.807 municípios (59,2% da amostra) contam com sistemas públicos de esgotamento sanitário e que 1.937 (40,8%) fazem uso de soluções alternativas individuais como fossa séptica, fossa rudimentar, vala à céu aberto e lançamento em cursos d'água. Dessas alternativas, apenas a fossa séptica é considerada como adequada pelo Plano Nacional de Saneamento Básico (PLANSAB) com referência na NBR 7229 (ABNT, 1993) e complementada na NBR 13969 (ABNT, 1997). Além disso, apenas 50,8% dos esgotos são coletados e 79,8% dos esgotos coletados são tratados (SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO, 2021).

O déficit de acesso ao serviço de coleta e tratamento de esgoto é predominante em áreas onde a conexão aos sistemas centralizados de tratamento é inviável devido às condições topográficas locais ou à falta de investimentos históricos. A universalização desse serviço ainda é um desafio a ser enfrentado nessas áreas (MESQUITA, 2019).

Nestas circunstâncias, o maior obstáculo encontrado tem sido os custos para implantação de sistemas de coleta e transporte de esgotos, congestionamento de tráfego, falta de locais de descarte designados e evasão de taxas cobradas nos locais de tratamento. Em função disso, os sistemas descentralizados buscam manter a menor rede de coleta possível, priorizando as etapas de tratamento e disposição final dos efluentes (MACHADO *et al.*, 2017).

A percepção é que há um grande desafio para alcançar a universalização de serviços de esgotamento sanitário eficiente e com qualidade. Para proporcionar o esgotamento sanitário adequado à população é preciso repensar os modelos de gestão do sistema, com base em normatização e clara definição legal da responsabilidade de gestão, com incorporação de novas práticas em municípios estruturados, permitindo criação de um sistema híbrido de gerenciamento, composto de sistemas satélites e descentralizados (MESQUITA *et al.*, 2021).

3.2 Sistemas descentralizados de tratamento de esgotos

Uma alternativa viável aos sistemas convencionais existentes é a adoção de sistemas descentralizados para substituir ou complementar o atendimento e desempenho geral do tratamento de esgotos. De acordo com Capodaglio *et al.* (2017), sistema descentralizado é definido como tratamento e descarte de esgotos na fonte

ou próximo à fonte, em quantidades relativamente pequenas, em regiões que não sejam atendidas por um sistema central de esgotos.

O uso desse sistema como alternativa de infraestrutura pode ser expandido como solução para blocos de edifícios, bairros, instalações comerciais, instalações industriais, comunidades isoladas, até áreas remotas, pequenas ilhas, dentre outros, mesmo para aplicações marítimas, como embarcações marítimas e plataformas *offshore* (STEFANAKIS, 2019).

O efluente tratado tem potencial para reuso ou recarga de água subterrânea mais eficiente no local, preservando suas características hidrogeológicas de origem e às suas necessidades urbanas para recuperar recursos, ou seja, energia, água ou nutrientes, atendendo alguns dos objetivos do desenvolvimento sustentável (ODS) (TORRE *et al.*, 2021).

Estes sistemas incluem fossas sépticas e tanques *Imhoff* e soluções baseadas na natureza, além de sistemas de pós-tratamento como filtro anaeróbio, filtro aeróbio, filtro de areia, vala de infiltração e lodos ativados em batelada. A maioria dos sistemas de tratamento descentralizados não requer altas demandas energéticas, custos elevados com operação ou sofisticação, tornando possível a construção gradativa do sistema (evitando unidades ociosas), com fácil adaptação em diferentes contextos geográficos (TREIN *et al.*, 2015; MESQUITA, 2019).

Desse modo, a seleção da alternativa apropriada para cada local deve basear-se na avaliação de componentes ambientais, tais como qualidade das águas subterrâneas e superficiais, ecossistemas aquáticos e terrestres, qualidade do solo, qualidade do ar e uso de energia (MASSOUD *et al.*, 2009).

Dentre as várias alternativas, a aplicação de Wetlands Construídos (WC) para tratamento de efluentes, principalmente por suas características de projeto, representa uma solução prática viável para países tropicais em desenvolvimento que buscam atender o saneamento e, ao mesmo tempo, criar espaços verdes no ambiente urbano, o que também poderia compensar parcialmente a falta de áreas verdes suficientes (STEFANAKIS, 2019).

Os WC são considerados ecotecnologias (*eco-friendly solution*) com diversidade de configurações e características operacionais que podem ser adaptadas para tratamento de esgotos sanitários de origem doméstica, e efluentes agrícolas e industriais (principalmente agroalimentares) (OLIVEIRA *et al.*, 2021).

3.3 Wetlands construídos

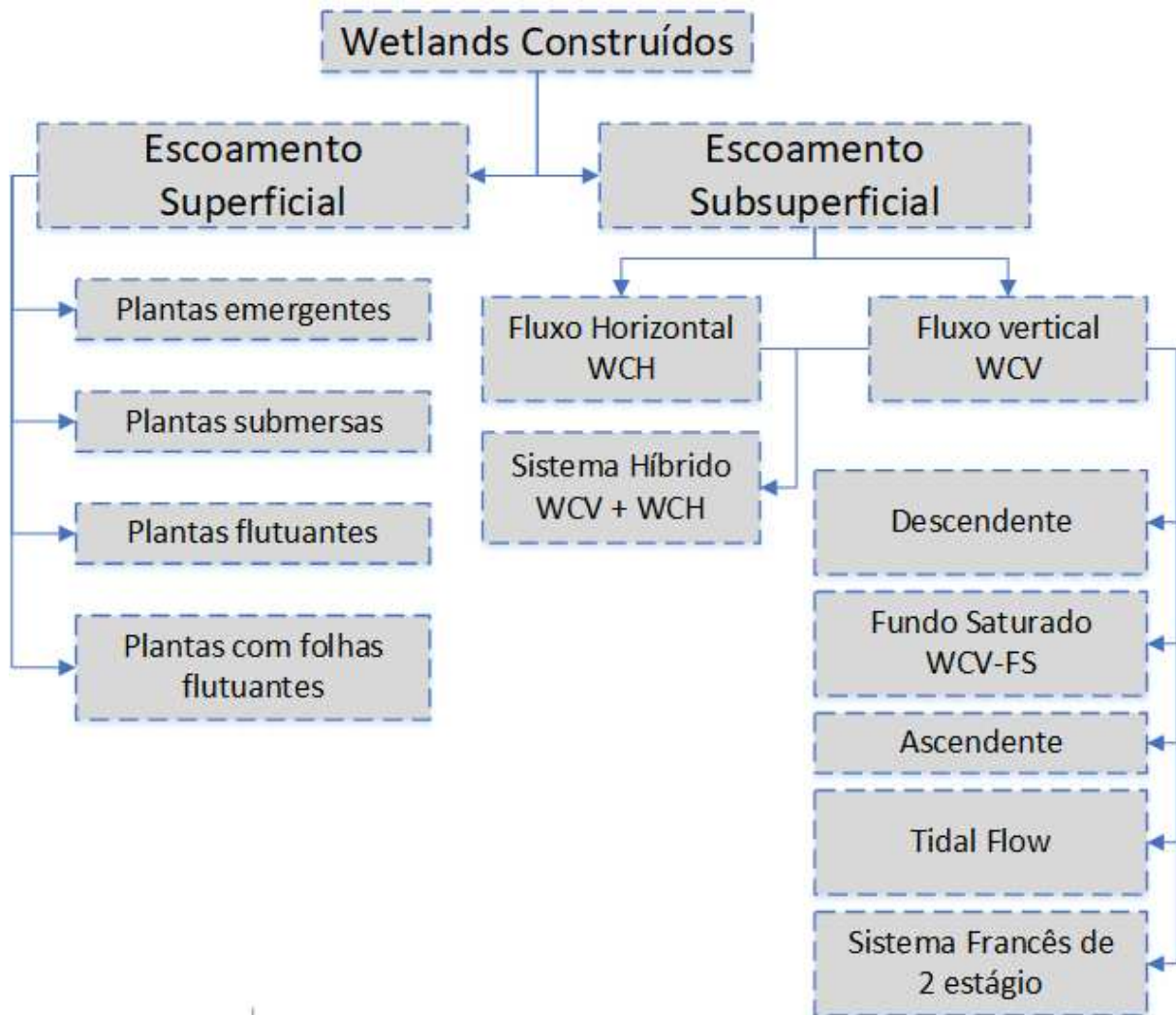
Os primeiros estudos com aplicações de Wetlands construídos (WC) ocorreram na Europa na década de 1950, mas a tecnologia passou a ser especialmente estimulada por Ka¨the Seidel na década de 1960 e por Reinhold Kickuth na década de 1970. Em seu estágio inicial de desenvolvimento, a aplicação de WC foi usada principalmente para tratamento de águas residuárias de fonte pontual. No Brasil, as primeiras experiências do uso desta tecnologia foram publicadas na década de 80, porém, se intensificaram a partir do ano 2000. Atualmente, esta tecnologia está estabelecida como um método de tratamento de alta capacidade de diversas aplicações sanitárias e industriais (VYMAZAL, 2011; WU *et al.*, 2014; TREIN *et al.*, 2015).

Os Wetlands Construídos têm sido abordados na literatura como alagados construídos, sistemas de raízes, jardins filtrantes, dentre outros. Estes sistemas são obras de engenharia compostos principalmente por vegetação, substrato, solos, microrganismos e água, projetados e construídos para otimizar os efeitos físicos (filtração, sedimentação e volatilização), químicos (adsorção, oxidação, redução e precipitação) e biológicos (biodegradação) para tratamento de águas residuárias (DAVID *et al.*, 2022).

Este sistema provou ser uma forma econômica, eficiente e sustentável para tratamento de águas residuárias, possuindo requisitos de baixa manutenção, número reduzido de funcionários para operá-lo, além de apresentar mais estabilidade no desempenho já que está menos suscetível a variações de entrada (JI *et al.*, 2022a). Há possibilidade de tratar efetivamente esgoto bruto, primário, secundário ou terciário e efluentes agrícolas e industriais, além de serem adequados para implantação em áreas urbanas e rurais (DOTRO *et al.*, 2021).

Conforme representado na Figura 1, os WC podem ser categorizados de acordo com os vários parâmetros de projeto, sendo os mais importantes o escoamento (superficial ou subsuperficial), vegetação (emergente, submersa, flutuante e folhas flutuantes) e a direção do fluxo (horizontal e vertical). Diferentes configurações de WC podem ser combinadas entre si, compondo sistemas híbridos ou combinados, com o objetivo de aproveitar as vantagens específicas de cada sistema (VYMAZAL, 2011; SEZERINO *et al.*, 2021).

Figura 1 - Classificação dos Wetlands Construídos



Fonte: Adaptado de Sezerino et al. (2021, p. 14)

De acordo com Fonder e Headley (2013), os sistemas de escoamento superficial, que se assemelham a Wetlands naturais, são compostos por um substrato de fundo que permanece saturado com o escoamento das águas residuárias pela superfície. Quando o substrato não está presente, esses sistemas dependem da presença de macrófitas e da coluna líquida. Por outro lado, os sistemas de escoamento subsuperficial são classificados em fluxo horizontal ou vertical, dependendo da direção do fluxo do escoamento através do substrato, e as águas residuárias tratadas estão abaixo da superfície do substrato (BENASSI *et al.*, 2018).

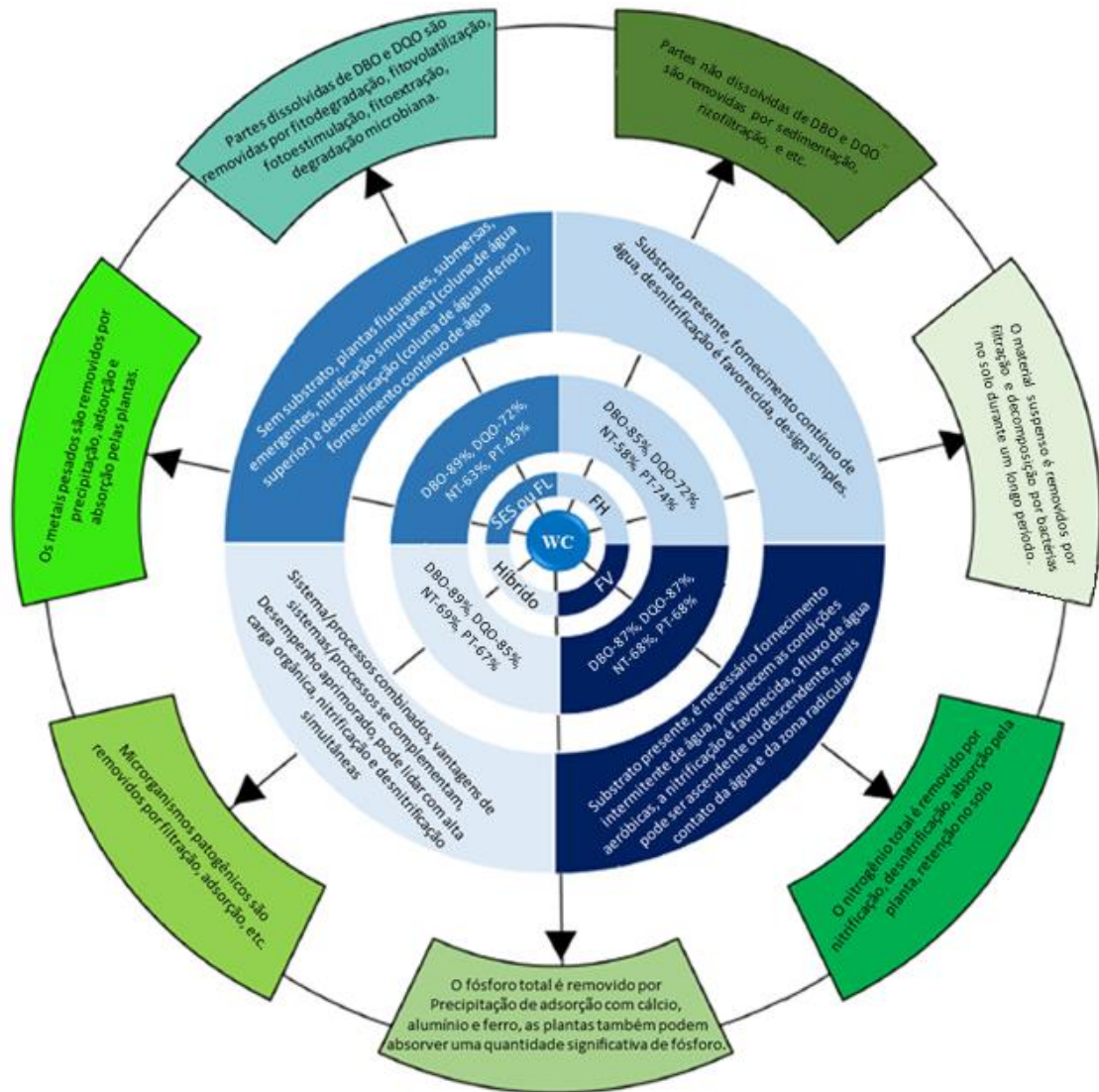
Os WC são sistemas adaptáveis que podem apresentar uma variedade de combinações de configurações para intensificar os processos de remoção dos poluentes. Estes projetos geralmente consistem em diferentes unidades acopladas de

WC para explorar suas diferentes vantagens e alcançar melhor desempenho na remoção dos poluentes (HDIDOU *et al.*, 2022).

Recentemente, os WC vêm recebendo a introdução de equipamentos e tecnologias complementares para aperfeiçoar o desempenho na remoção de poluentes. Uma variedade de projetos e configurações neste campo surgiram, tais como os WC de fluxo subsuperficial aerados, de torre híbrida, de alimentação por degrau e de corredor de fluxo circular, além de combinações com célula de combustível microbiana (CCM), processo de oxidação eletroquímica, reator de biossorção com tecnologia mais limpa (WC inseridos em reatores de lodo ativado) e de forma modular (WU *et al.*, 2014; ZHAO *et al.*, 2020).

Cada configuração de WC tem mecanismos de transformação química, física e biológica potencializados que favorecem a eliminação de alguns contaminantes (MACHADO *et al.*, 2017). O *design* e as condições operacionais dos WC dependem da origem e das características das águas residuárias e suas necessidades de tratamento. Geralmente, os sistemas de WC alcançam elevadas eficiências na remoção de matéria orgânica carbonácea, em termos de demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e demanda química de oxigênio (DQO) e de sólidos suspensos (SS), enquanto que a remoção de nitrogênio (N) está diretamente relacionada à configuração empregada do WC (VARMA *et al.*, 2021). O desempenho dos WC em termos de remoção de DQO, DQO, NT e PT e os mecanismos subjacentes estão descritos na Figura 2.

Figura 2 - Características operacionais de diferentes tipos de WC para tratamento de diferentes poluentes e os mecanismos envolvidos na sua remoção



Fonte: Adaptado de Varma et al. (2021, p. 3)

É também possível observar no Quadro 1 que o uso de WCV vem sendo mais explorado para tratar esgoto sanitário de origem doméstica e municipal, em diferentes escalas.

Quadro 1 - Visão geral dos diferentes experimentos de WC no Brasil: características do afluente, design e dimensões dos sistemas

| Modelo do Sistema | Efluente | | Espécie Vegetal | Área Total (m ²) | Região do Brasil | Referência |
|-----------------------------------|------------|------------|--|------------------------------|------------------|--------------------------------------|
| | Fonte | Tratamento | | | | |
| WCH | Industrial | Primário | <i>Pennisetum purpureum Schum</i> e <i>Cynodon spp.</i> | 1,5 | SE | Miranda (2018) |
| WCV | Doméstico | Primário | <i>Typha domingensis Pers</i> | 7,5 | S | Bassani <i>et al.</i> (2021) |
| WCV | Doméstico | Primário | <i>Canna spp.</i> | 24,5 | S | Decezaro <i>et al.</i> (2019) |
| WCV | Doméstico | Primário | <i>Heliconia rostrate</i> | 0,3 | S | Atalla <i>et al.</i> (2019) |
| WCV | Doméstico | Primário | <i>Heliconia psittacorum</i> | 24,5 | S | Decezaro <i>et al.</i> (2018) |
| WCV (sistema francês compacto) | Doméstico | Primário | <i>Juncus spp.</i> | 2,5 | NE | Carneiro <i>et al.</i> (2022) |
| WCH | Doméstico | Primário | <i>Heliconia psittacorum</i> , <i>Cyperus isocladius</i> , <i>Canna sp.</i> | 4,6 | CO | Magalhães Filho <i>et al.</i> (2021) |
| WCH | Doméstico | Primário | <i>Typha domingensis</i> | 2200,0 | N | Conti <i>et al.</i> (2021) |
| WCV | Doméstico | Secundário | <i>Hymenachne grumosa</i> , <i>Cyperus papyrus</i> | 4,2 | S | Pereira da Silva (2021) |
| WCH | | | <i>Hymenachne grumosa</i> , <i>Cyperus papyrus</i> e <i>Vetiveria zizanioides.</i> | 4,2 | | |
| WCV | Sintético | - | <i>Typha domingensis</i> | 2,8 | S | Marchesi (2020) |

| | | | | | | |
|-----------------------|---------------------|------------|--|-------|----|----------------------------------|
| WCH | Industrial | Secundário | <i>Typha latifolia e Cynodon spp</i> | 0,6 | SE | Fia <i>et al.</i> (2020) |
| WCV | Sintético | - | <i>Eichhornia crassipes</i> | 0,2 | S | Lima <i>et al.</i> (2018) |
| WCV | Sintético | - | <i>Eichhornia crassipes</i> | 0,5 | S | Mello <i>et al.</i> (2017) |
| WCV | Doméstico | Secundário | <i>Canna x generalis, Chrysopogon zizanioides e Xanthosoma violaceum</i> | 4,2 | S | Dell'Osbel <i>et al.</i> (2020) |
| WCH | | | <i>Cyperus papyrus, Strelitzia reginae, Canna generalis e Hymenachne grumosa</i> | 4,2 | | |
| WCV (sistema francês) | Municipal | Primário | <i>Cynodon dactylon Pers.</i> | 29,4 | SE | Trein <i>et al.</i> (2020) |
| WCV | Hospitalar | - | <i>Chrysopogon zizanioides</i> | 0,3 | S | Lutterbeck <i>et al.</i> (2022) |
| WCH | Sintético | - | <i>Chrysopogon zizanioides e Cynodon spp.</i> | 0,7 | SE | Teixeira <i>et al.</i> (2020) |
| WCH | Lixiviado de Aterro | Secundário | <i>Heliconia psittacorum</i> | 0,03 | SE | Cano <i>et al.</i> (2020) |
| WCH | Doméstico | Secundário | <i>Hymenachne grumosa</i> | 20,0 | S | Lutterbeck <i>et al.</i> (2018) |
| WCH | Municipal | Primário | <i>Eleocharis sp. e Typha sp.</i> | 1,7 | SE | Sanchez <i>et al.</i> (2018) |
| WCH | Municipal | Secundário | <i>Typha latifolia</i> | 72,3 | SE | Costa <i>et al.</i> (2018) |
| WCH | Municipal | Secundário | <i>Typha latifolia e Cyperus alternifolius</i> | 100,8 | NE | Lopes <i>et al.</i> (2018) |
| WCV | Doméstico | Primário | <i>Heliconia rostrata</i> | 1,0 | S | De Carvalho <i>et al.</i> (2018) |

| | | | | | | |
|-----|-----------|----------|-----------------------------|--------|---|--------------------------------|
| WCV | Municipal | Primário | <i>Cyperus papyrus</i> | 3144,0 | S | Pelissari <i>et al.</i> (2018) |
| WCV | Sintético | - | <i>Pistia stratiotes L.</i> | 0,2 | S | Marcelino <i>et al.</i> (2020) |

Fonte: Autoria própria (2022).

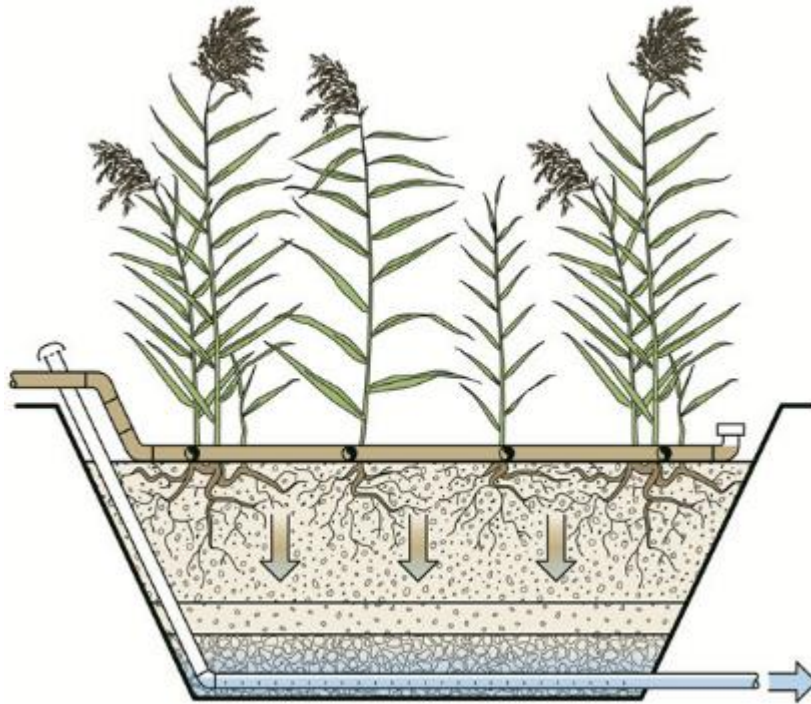
Rodriguez e Dominguez *et al.* (2020) conduziram pesquisa contemplando 168 documentos sobre a utilização de sistemas de WC em países da América Latina. Eles verificaram que apenas 9% do total implementaram a tecnologia WCV, em contraste com WCH, Escoamento Superficial (Fluxo Livre) e sistemas Híbridos. Os autores destacaram que países como Argentina, Brasil, Colômbia, Costa Rica, Cuba e México utilizam WCV, apesar da falta de conhecimento e da necessidade de sistemas de distribuição pressurizados serem consideradas limitações para seu uso.

3.4 Wetlands construídos vertical (WCV)

Os WCV se distinguem pelas características hidrológicas (FONDER E HEADLEY, 2013) em três arranjos de fluxos, sendo descendente, ascendente e de enchimento e drenagem (*Tidal flow*) (VYMAZAL, 2022).

A configuração mais comum do WCV é a unidade de fluxo descendente, na qual as águas residuárias são distribuídas intermitentemente na superfície do leito de filtração. Durante o período de alimentação, o afluente gradualmente percola verticalmente entre os vazios do substrato até atingir a rede de drenagem na base do filtro (Figura 3). Entre os pulsos de alimentação, há entrada do oxigênio nos vazios do meio, permitindo a difusão do ar no leito vazio e o desenvolvimento da microbiota aeróbia (DOTRO *et al.*, 2021).

Figura 3 - Sistema de Wetlands Construído Vertical Subsuperficial



Fonte: Dotro *et al.* (2021)

O abastecimento do sistema é feito por uma rede de tubos com vários difusores que espalham uniformemente as águas residuárias sobre o substrato, evitando possível formação de curtos-circuitos. A rede de distribuição do afluyente pode ser posicionada sobre ou acima da superfície do substrato ou pode ser enterrada na camada do material grosseiro componente do substrato ou sob a camada de cobertura isolante, principalmente em regiões de climas frios. A rede de coleta do efluente é posicionada abaixo do substrato, geralmente envolvida por material grosseiro (DOTRO *et al.*, 2021).

O modo de alimentação intermitente por meio de pulsos induzidos por conjuntos eletromecânicos tipo motor-bomba permite maior entrada de ar atmosférico (transferência de oxigênio), resultando em maiores remoções de carbono orgânico (em termos de DBO ou DQO), sólidos em suspensão e amônia (SEZERINO *et al.*, 2021).

As condições predominantemente aeróbias no substrato facilitam a oxidação da amônia à nitrito, e deste à nitrato, ou seja, o processo de nitrificação. Foi por este motivo que o WCV ganhou destaque na década de 1990 em resposta às mudanças dos requisitos legais na Europa (especificamente na Áustria, Dinamarca e Alemanha)

que exigiam eliminação do nitrogênio amoniacal para pequenas estações de tratamento de águas residuárias (DOTRO *et al.*, 2021).

Muitos dos sistemas de fluxo vertical são sistemas em estágios com leitos paralelos e em série para que seja possível operar com fluxo alternado, de modo que haja ajuste no tempo de reoxigenação do leito variando a frequência e a carga hidráulica do afluente (GORGOGNONE e TORRETTA, 2018).

Esse sistema é normalmente utilizado para tratamento de efluentes com foco na remoção de nitrogênio amoniacal e/ou carbono orgânico. Entretanto, é necessária uma etapa prévia para evitar a colmatação (entupimento) devido ao acúmulo de poluentes na zona de entrada. A alta carga orgânica também pode inibir as transformações necessárias para remoção de nitrogênio. Os WCV também atuam na remoção de sólidos suspensos remanescentes de etapas anteriores (DOTRO *et al.*, 2021; SEZERINO *et al.*, 2021).

Por outro lado, a remoção de fósforo é limitada e semelhante ao WCH, mas pode ser potencializada com utilização de substratos com alta capacidade de sorção (VYMAZAL *et al.*, 2021). A escolha do tipo de substrato é importante durante a elaboração, pois pode influenciar no escoamento do sistema e na colmatação do substrato (BENASSI *et al.*, 2018).

Na França, os WCV de fluxo descendente são usados para tratar esgotos em um sistema composto de duas etapas, conhecido como sistema francês. Estes sistemas comumente possuem vários leitos operados em paralelo para melhor gerenciar a camada de lodo que acumula na superfície (FONDER e HEADLEY, 2013). A presença desta camada influencia a transferência de oxigênio, comportamento hidráulico e biológico (TREIN *et al.*, 2020).

Os sistemas de WCV fornecem ambiente ideal para respiração aeróbia, com melhor remoção orgânica de esgotos sanitários pré-tratados do que os WCH (GORGOGNONE e TORRETTA, 2018). Em geral, os WCV têm como principal vantagem em relação aos WCH a sua capacidade de transferir oxigênio do ar atmosférico para o sistema de maneira mais eficiente, devido à sua forma de alimentação intermitente e distribuída ao longo do tempo. Além disso, possuem uma área superficial menor em comparação com os WCH (VYMAZAL, 2011).

O WCV-FS é uma técnica que aprimora a remoção de nitrogênio através da variação no fornecimento de oxigênio, afetando a estrutura da comunidade microbiana e, conseqüentemente, o desempenho na remoção de contaminantes. Essa técnica

cria um ambiente propício para a ocorrência de nitrificação aeróbica na zona insaturada superior e de desnitrificação anaeróbica/anóxicas na zona saturada inferior, permitindo a ocorrência simultânea desses processos em uma única unidade de área úmida (PELLISSARI *et al.*, 2018; CHEN *et al.*, 2022).

Alguns pesquisadores como Santos *et al.* (2016), Pelissari *et al.* (2018), Zhou *et al.* (2018), Chen *et al.* (2022), demonstraram eficiências de remoção muito maiores de matéria orgânica (DQO), N-Amon e nitrogênio total (NT) em WCV-FS.

Para Sezerino *et al.* (2021), os critérios de projeto como seleção de local, espécie, substrato, tipo de água residuária, profundidade do leito, taxa de carregamento hidráulica (TCH), tempo de detenção hidráulica (TDH), modo de operação e procedimento de manutenção são cruciais para estabelecer um sistema viável e alcançar desempenho de tratamento sustentável.

3.4.1 Cobertura vegetal

Uma das características mais marcantes dos WC é o papel que as plantas desempenham ao proporcionarem condições adequadas para remoção de macros e micronutrientes e poluentes, além de propiciarem desenvolvimento de filmes biologicamente ativos que auxiliam na degradação dos compostos orgânicos em solução e em suspensão na água (SEZERINO *et al.*, 2021).

As macrófitas contribuem para redução na velocidade do fluxo, promoção da sedimentação, diminuição da ressuspensão, absorção de nutrientes, aumento da porosidade, prevenção de entupimento do meio e erosão e melhoria da condutividade hidráulica (SANDOVAL *et al.*, 2019). Além disso, as macrófitas podem melhorar o ambiente da paisagem, manter a umidade, reduzir a migração de contaminantes e realizar a difusão de oxigênio (WANG *et al.*, 2018).

Como parte importante no ecossistema complexo como o dos WC, as macrófitas fornecem oxigênio pela perda radicular de oxigênio (PRO), ou seja, liberam oxigênio gasoso das raízes de plantas que habitam ambientes úmidos ou alagados para a rizosfera (WANG *et al.*, 2018).

As macrófitas têm a habilidade de liberar oxigênio gasoso pelas suas raízes, o que permite a formação de micro zonas aeradas em torno dos seus rizomas. Essas micro zonas criam ambientes aeróbios próximos ao leito em regiões que, de outra forma, seriam anaeróbias. Essa diferenciação de zonas é fator dominante na distinção dos processos que ocorrem nos Wetlands (REISMANN *et al.*, 2017). As diferenças na

oxigenação perto das raízes das plantas também afetam o desenvolvimento das comunidades microbianas presentes nos WC e conseqüentemente no desempenho destes sistemas de tratamento (KULSHRESHTHA *et al.*, 2022).

Barreto (2016) e Gagnon *et al.* (2007) reportaram que WC plantados apresentam maior número de bactérias aeróbias e facultativas quando comparado aos sistemas não plantados, sugerindo que a liberação de oxigênio pelas raízes influencia o tipo e a densidade de microrganismos presentes na rizosfera. Lai *et al.* (2012) atribuíram a maior diversidade microbiana na rizosfera em relação ao sedimento aos exsudatos radiculares e a perda radicular de oxigênio das raízes.

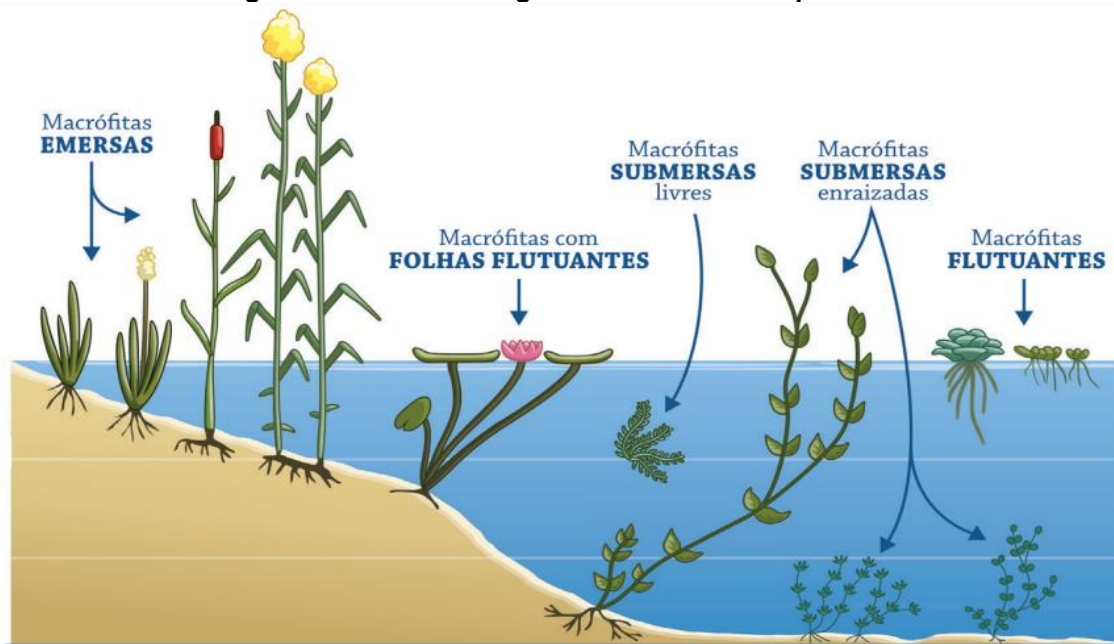
O oxigênio disponibilizado pelas macrófitas, proveniente do ar atmosférico e da fotossíntese, é transferido para o sistema radicular por gradiente de pressão do ar e difusão. Uma parte do oxigênio transportado para as raízes é usada para respiração, enquanto a outra parte é liberada no microambiente radicular pelas pontas das raízes e raízes laterais (ANSARI *et al.*, 2020).

A distribuição das zonas aeróbias, anóxicas e anaeróbias nas proximidades das raízes das plantas pode variar devido às diferenças na disponibilidade de oxigênio resultantes das variações na porosidade das raízes (devido à estrutura do tecido aerenquimatoso). Plantas com raízes fibrosas demonstraram alta PRO devido a altas porosidades de 40%, 32% e 26% e as plantas que apresentam penetração profunda possuem PRO relativamente baixa. Estes resultados confirmam que a escolha da profundidade ótima do WC deve ser baseada na profundidade de enraizamento da espécie da planta quando se deseja ambiente aeróbio (FAULWETTER *et al.*, 2009).

Além do processo de PRO, as raízes das macrófitas também excretam carbono, melhorando a desnitrificação, principalmente em condições anóxicas. Os exsudados fornecem energia e doadores de elétrons para reações bioquímicas radiculares, liberando íons inorgânicos e várias substâncias orgânicas e fontes de carbono para microrganismos heterotróficos presentes nas raízes, promovendo crescimento microbiano (ZHAI *et al.*, 2013; KATAKI *et al.*, 2021).

A Figura 4 ilustra a diferenciação das macrófitas em diversos grupos. As macrófitas emergentes possuem características que lhes permitem crescer enraizadas em um substrato bentônico (em forma sésstil) ou formar um tapete flutuante na superfície da água (ESTEVEES, 2011),

figura 4 - Formas biológicas de macrófitas aquáticas



Fonte: Adaptada de Esteves (2011, p. 464)

- a) Macrófitas emersas ou emergentes: plantas enraizadas no sedimento e com as folhas fora da água. Exemplos: *Typha*, *Pontederia*, *Echinodorus* e *Eleocharis*;
- b) Macrófitas com folhas flutuantes: plantas com folhas flutuando na superfície da água e conectadas aos rizomas e raízes pelos pecíolos longos e flexíveis. Exemplos: *Nymphaea*, *Vitoria* e *Nymphoides*;
- c) Macrófitas submersas enraizadas: plantas enraizadas no sedimento que crescem totalmente sob a superfície, a exceção de estruturas reprodutivas, que em várias espécies permanecem emersas. Exemplos: *Myriophyllum*, *Elodea*, *Egeria*, *Hydrilla*, *Vallisneria* e *Mayaca*;
- d) Macrófitas submersas livres: plantas com rizoides pouco desenvolvidos e que permanecem na subsuperfície da água, geralmente presas aos pecíolos e talos de outras macrófitas aquáticas, ou a outras estruturas submersas. Em sua maioria, emitem flores emersas. Exemplos: *Utricularia* e *Ceratophyllum*;
- e) Macrófitas flutuantes livres: plantas que flutuam livremente e cujas raízes permanecem na subsuperfície, mas sem se fixarem a qualquer substrato. Estas espécies ocorrem em locais protegidos do vento ou de pouca correnteza. Exemplos: *Eichhornia crassipes*, *Salvinia*, *Pistia*, *Lemna* e *Azolla*.

Sezerino *et al.* (2015) destacam que a escolha da macrófita está relacionada à tolerância da planta quanto aos ambientes saturados de água (ou efluente), potencial de crescimento, presença das plantas nas áreas em que o sistema será implantado para melhor adaptação às condições climáticas da área, bem como o custo do plantio e manutenção.

Na prática o critério de escolha de qual macrófita utilizar nos sistemas de tratamento está associado à disponibilidade da espécie na região onde será implantado o sistema. No Brasil, as espécies mais utilizadas são do gênero *Phragmites australis* (Caniço-de-água); *Typha spp.* (Taboa); *Eleocharis spp.* e *Juncus spp.* (Junco); *Cyperus papyrus spp.* (Papiro-Brasileiro); *Eichhornia crassipes* (Aguapé); *Pistia stratiotes* (Alface-d'água) e *Salvinia* (Samambaia-aquática, Erva-de-sapo, Marrequinha, Murerê) (BENASSI *et al.*, 2018).

- *Eichhornia crassipes* (Aguapé)

A *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms, também conhecida popularmente por jacinto de água ou aguapé, é uma macrófita pertencente à família das *Pontederiaceae*, nativa da América do Sul, particularmente da bacia amazônica e da região do Equador. O aguapé foi disseminado pelo mundo e hoje pode ser encontrado em diferentes países nas regiões tropicais e subtropicais (Figura 5) (REZANIA *et al.*, 2015).

Figura 5 - Propagação global da *Eichhornia crassipes*



Fonte: Adaptado de Ilo *et al.* (2020, p. 2)

A *Eichhornia crassipes* é uma angiosperma aquática flutuante que vive na interface ar-água e forma duas copas distintas: copa foliar que compreende estruturas acima da água e copa radicular que compreende estruturas abaixo da água (THANH, 2019).

Esta espécie pode crescer e se desenvolver em todos os tipos de água doce, tanto em ambiente lêntico quanto em ambiente lótico. Porém, suas raízes costumam se enraizar, expondo características de macrófitas emersas ou emergentes quando a planta encontra águas lamacentas e rasas (HARUN *et al.*, 2021).

É uma planta que possui folhas arredondadas, levemente côncavas, pecíolos inflados (preenchidos com aerênquima) eretos e estolões horizontais (órgãos diretamente relacionados à reprodução vegetativa). Suas raízes são como tufos longos, plumosas, densas e escuras, proporcionando ambiente adequado para atividade microbiana aeróbia no sistema de fitorremediação. O comprimento desta espécie varia com o estado nutricional da água e a frequência de colheita da planta. Plantas resultantes de reprodução assexuada apresentam raízes adventícias de menor volume e tamanho (CAMPOS e TEIXEIRA FILHO, 2019; LIMA e ASENCIOS, 2021).

O tamanho médio de uma planta é de 60 cm, podendo atingir no máximo até 120 cm do topo de suas flores até as pontas das raízes. Essa espécie possui hábito de agrupamento, se mantendo interligada pelos estolões sobre a superfície da água, formando densos tapetes que produzem imensas colônias flutuantes. A estrutura do pecíolo e dos estolões é formada com tecido esponjoso e inflado, permitindo a flutuabilidade da planta (GAURAV *et al.*, 2020; GARCIA *et al.*, 2000). Na Figura 6 é apresentado um agrupamento de *E. crassipes* e uma espécie isolada com flor.

Figura 6 - Imagens ilustrativas de indivíduos de *Eichhornia crassipes* (a) e em destaque a flor (b)



(a)



(b)

Fonte: Ferrarese et al. (2015)

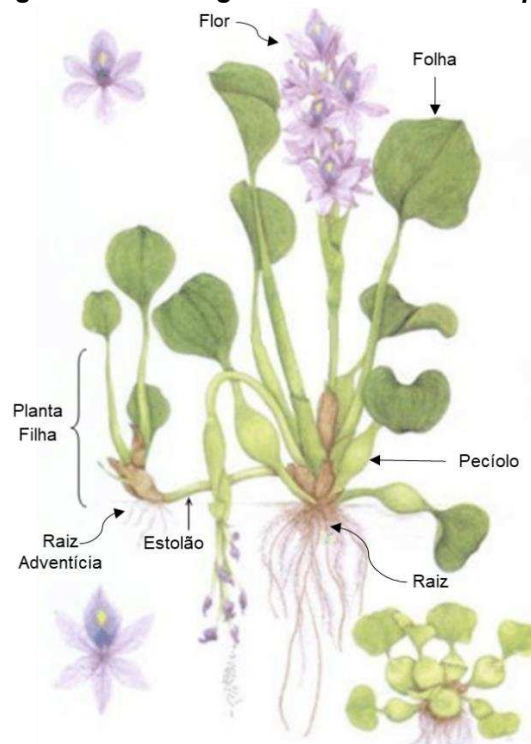
De acordo com Filho (2021), a *E. crassipes* é uma planta de ciclo de vida perene, que possui inflorescência no verão e que apresenta preferência de

reprodução em condições quentes, águas rasas e com altas intensidades de luz. A reprodução pode acontecer de forma sexuada através de sementes ou assexuadamente, de forma vegetativa rápida, com tempo de duplicação entre 13 e 20 dias por multiplicação das mudas originadas dos estolões nos quais crescem raízes adventícias e folhas.

Na Figura 7 é apresentada uma representação gráfica de *E. crassipes*, onde é possível observar suas estruturas.

A *Eichhornia crassipes* tolera temperaturas de 1 °C a 40 °C, sendo que a temperatura ótima para o crescimento está na faixa entre 20 °C e 30 °C. Em temperaturas entre 8 e 15 °C, seu crescimento é interrompido. Em temperaturas próximas ao congelamento (< 5 °C) há declínio constante no potencial de rebrota, com período limitado de sobrevivência nesta situação (LALITHA *et al.*, 2012).

Figura 7 - Morfologia da *Eichhornia crassipes*



Fonte: Adaptado de Thanh (2012)

A faixa ótima de pH para crescimento da *Eichhornia crassipes* situa-se entre 6 e 8, embora possa tolerar pH na faixa de 4 a 10. Por outro lado, esta macrófita não suporta altos valores de salinidade. A composição química da *Eichhornia crassipes* consiste em 95% de água e 5% de matéria seca com alto teor de hemicelulose e celulose (TING *et al.*, 2018).

Devido as características de rápida proliferação, adaptação a ampla gama de condições ambientais e grande capacidade de absorção de nutrientes, estudos com a *Eichhornia crassipes* tem sido reportados com boa eficiência na remoção de contaminantes presentes nas águas residuárias, tais como carbono (em termos de DBO e DQO), sólidos suspensos totais (SST), sólidos dissolvidos totais (SDT), sólidos totais (ST), turbidez, metais pesados e nutrientes (REZANIA *et al.*, 2015), fármacos (LIMA *et al.*, 2018).

O uso da *Eichhornia crassipes* como vegetação em Wetlands construídos é considerado promissor na remoção de nutrientes e metais, devido aos mecanismos de fitovolatilização nas folhas, fitoacumulação e fitoextração nos pecíolos, bem como biodegradação e rizofiltração nas raízes flutuantes (GAURAV *et al.*, 2020).

Segundo Li *et al.* (2021), a utilização da *Eichhornia crassipes* como fitorremediadora proporciona mais benefícios que outros métodos que apresentam maior uso energético e econômico, como osmose reversa, troca iônica e eletrodialise. O uso da *Eichhornia crassipes* foi descrito como eficaz na remoção de Cr, Cu, As, P, VI, Pb, Zn, Hg e Cd (SARKAR *et al.*, 2017; MISHRA *et al.*, 2017).

Embora a *E. crassipes* tenha impactos ecologicamente positivos, devido ao seu grande potencial na remediação ambiental, esta espécie pode se tornar um problema em situações de superpopulação. Segundo Feng *et al.* (2017), a *Eichhornia crassipes* é considerado uma erva daninha de rápida reprodução e taxa de propagação que frequentemente obstrui os cursos d'água, dificultando o turismo e as atividades recreativas. O sufocamento dos corpos d'água pela macrófita pode acarretar na mortandade de diversas espécies de peixes, promover assoreamento de corpos hídricos e inundações de barragens.

Patel (2012) relata diversos problemas causados por essa espécie ao redor do mundo, bem como alternativas para erradicar essa planta considerada invasora em algumas localidades por métodos de controle mecânico, químico e biológico. Por outro lado, Ting *et al.* (2018) indicam formas de utilizar no processo de fitorremediação para remoção de poluentes em águas residuárias de origem doméstica e industrial em WC.

Apesar de ser uma macrófita flutuante, a *Eichhornia crassipes* foi avaliada com sucesso por Mello *et al.* (2019), Lima *et al.* (2018) e Colares *et al.* (2021) em WC de escoamento subsuperficial por ter disponibilidade em diversas regiões e apresentar resistência à condição de alagamento e taxa de reprodução expressiva.

3.4.2 Substrato

O substrato ou também conhecido como material suporte ou filtrante, é parte indispensável dos WCV, pois dá suporte para os demais componentes destes sistemas, e conseqüentemente para os principais processos de tratamento realizados nos substratos (WANG *et al.*, 2020).

Antes da década de 1980, os WC baseavam-se principalmente na estrutura dos pântanos naturais e nos solos naturais. Os substratos comumente utilizados incluíam solo, areia e cascalho. No entanto, esses substratos tradicionais apresentam baixa capacidade de interceptação de poluentes, baixa capacidade de fixação microbiana, menor desempenho de tratamento, permeabilidade ruim e suscetibilidade ao entupimento (MLIH *et al.*, 2020; JI *et al.*, 2022).

O substrato pode ser composto por diferentes materiais, com características próprias como propriedades granulométricas e hidráulicas, composição mineralógica, propriedades ácido-base e de carga superficial, teor de matéria orgânica, propriedades adsorptivas, dentre outras, influenciando o desenvolvimento da biota (DORDIO e CARVALHO, 2013).

Nos WC, os substratos tem as funções de filtragem e interceptação para partículas maiores e contaminantes; adsorção para diferentes contaminantes; como doador de elétrons para metabolismo e desnitrificação; e suporte físico para plantas e microrganismos. Estas funções mostram inter-relação significativa e o efeito de sua combinação afeta as funções dos WC (JI *et al.*, 2022).

De acordo com Yang *et al.* (2018), é essencial que a seleção do material a ser utilizado contemple os seguintes critérios para otimizar o desempenho do sistema de WC:

- a) Físicos: tamanho de partícula, porosidade, condutividade hidráulica e elétrica, área de superfície específica, resistência mecânica;
- b) Químicos: carga de superfície, toxicidade e estabilidade química;
- c) Biológicos: doador/aceptor de elétrons;
- d) Avaliação da segurança (contaminação secundária), vida útil e disposição final.

Dos componentes estruturais, o substrato contribui 25,2% para a carga ambiental total do ciclo de vida e representa 55,1% do custo total do projeto. Diante da necessidade da redução de custos, as pesquisas sobre substratos se tornaram

mais diversificadas e personalizadas na última década. Na prática, os substratos passaram a ser cuidadosamente selecionados através de critérios como custo e disponibilidade local (ZHONG *et al.*, 2022).

Materiais emergentes com melhor relação custo-benefício têm motivado pesquisas com materiais reciclados e subprodutos da mineração, metalurgia, construção, manufatura e agricultura. Especificamente, cinzas volantes, pirita, lascas de pneus e resíduos de construção, como tijolos (CHENG *et al.*, 2018; DELL'OSBEL *et al.*, 2020; GE *et al.*, 2019; SHI *et al.*, 2017; SAEED *et al.*, 2018).

Estudos recentes avaliam o papel de substratos convencionais e emergentes na remoção de matéria carbonácea e de nutrientes, incluindo o fósforo. No Quadro 2 são apresentados estudos recentes sobre WC preenchidos com substratos emergentes e convencionais e suas eficiências de tratamento.

Quadro 2 - Comparação da eficiência de remoção de matéria carbonácea, nitrogênio total e fósforo total em diferentes Wetlands Construídos

| Substrato | Vegetação | Config. | Tempo de detenção | Carga hidráulica (mm d ⁻¹) | Carga orgânica (g m ² d ⁻¹) | Remoção (%) | Efluente | Referência |
|--|---|---------|----------------------|--|---|---|------------------|-------------------------|
| Fragmentos de tijolos de barro; | <i>Phragmites australis</i> | WCH | 36 h | 56 | - | DQO: 66; PT: 77; NT: 60 | Esgoto sintético | Mateus e Pinho (2020) |
| Calcário e Fragmentos de tijolos de barro | | WCV | | | | DQO: 79; PT: 61; NT: 77 | | |
| Tijolos reciclados | <i>Canna indica</i> | WCV | 12 h | 219,3 | DQO: 240,8 NT: 3,7 PT: 1,0 | DQO: 33; PT: 32; NT: 28 | Industrial misto | Saeed et al. (2018) |
| Argila expandida; Argila expandida e porcelanato; Tijolo | <i>Pistia stratiotes</i> | WCV | 12 h | - | DQO: 4,9; PT: 0,5; NT: 2,8 DQO: 5,4; PT: 0,5; NT: 3,1 DQO: 5,9; PT: 0,5; NT: 3,4 | DQO: 67; PT: 35; NT: 75 DQO: 75; PT: 41; NT: 64 DQO: 58; PT: 46; NT: 78 | Esgoto sintético | Marcelino et al. (2020) |
| Brita e areia | <i>Eichhornia crassipes</i> | WCV | 24 h 48 h 72 h | 0,19 0,09 0,06 | DQO: 37,8; PT: 1,9; NT: 6,6 DQO: 31,4; PT: 1,8; NT: 3,5 DQO: 13,9; PT: 1,0; NT: 7,7 | DQO: 58; PT: 20; NT: 20 DQO: 73; PT: 16; NT: 35 DQO: 67; PT: 29; NT: 38 | Esgoto doméstico | Mello et al. (2018) |
| Tijolo reciclado, concreto reciclado e os 2 misturados | Não plantado | WCV | 24 h | - | DQO: 20,7; PT: 0,2; NT: 6,7 DQO: 18,0; PT: 0,2; NT: 5,9 DQO: 19,9; PT: 0,2; NT: 6,5 | DQO: 63; PT: 77; NT: 20 DQO: 66; PT: 87; NT: 16 DQO: 75; PT: 76; NT: 19 | Esgoto sintético | Li et al. (2021) |
| Tijolo reciclado | <i>Phragmites australis</i> e <i>Thypha domingensis</i> | WCV | 48 h | 150 250 350 | - | DQO: 64; PT: 71; NT: 56 DQO: 54; PT: 64; NT: 49 DQO: 54; PT: 56; NT: 56 | Esgoto doméstico | Zhang et al. (2020) |
| Cascalho e areia | <i>Canna indica</i> | WCV | 12 h 24 h 48 h | - | - | DQO: 65; PT: 44; DQO: 67; PT: 58; DQO: 63; PT: 46 | Laticínio | Minakshi et al. (2021) |
| Agregados de construção civil | <i>Zantedeschia aethiopica</i> | WCV | 48 h | - | DQO: 13 | DQO: 81 | Água cinza | Venske (2017) |

| | | | | | | | | |
|----------------------------------|------------------------------|---------|------|------|--|---|---------------------|-------------------------------|
| Resíduo de cerâmica | <i>Eleocharis acutangula</i> | WCV | 96 h | - | DQO: 1,6 | DQO: 76 | Efluente secundário | Leal et al. (2019) |
| Cascalho e areia | <i>Typha angustifolia</i> | Híbrido | 24 h | 0,14 | DQO: 50,7; PT: 0,1; NT: 7,3 | DQO: 72; PT: 72; NT: 56 | Esgoto doméstico | Haydar et al. (2020) |
| Cascalho | <i>Phragmites australis</i> | WCV | 72 h | - | DQO: 22,2; PT: 0,2; NT: 4,2 | DQO: 82; PT: 93; NT: 86 | Esgoto doméstico | Amiri (2022) |
| Areia e cascalho | <i>Oenanthe Javanica</i> | WCV | 72 h | 0,16 | DQO: 12,1; PT:0,3; NT: 2,5 | DQO: 64; PT: 15; NT: 15 | Efluente sintético | Zhou et al. (2018) |
| Cascalho | <i>Iris pseudacorus</i> | WCV | 72 h | 0,18 | DQO: 23,8; NT:5,5 | DQO: 65; NT: 19 | Efluente sintético | Feng et al. (2020) |
| Concreto poroso | <i>Festuca elata grass</i> | WFCV | 24 h | 1,4 | - | DQO: 21; PT: 27; NT: 35 | Águas pluviais | Tai Tang e Pakshirajan (2018) |
| Tijolo, brita e argila expandida | <i>Eichhornia crassipes</i> | WCV | 24 h | - | DQO: 9,1; PT: 0,8; NT: 3,1 DQO: 10,1; PT: 0,9; NT: 3,4 DQO: 12,1; PT: 1,1; NT: 4,1 | DQO: 60; PT: 25; NT: 21 DQO: 55; PT: 26; NT: 19 DQO: 73; PT: 47; NT: 87 | Efluente sintético | Lima et al. (2018) |

Resíduos da construção civil não só reduzem os custos para aquisição dos substratos em WC, como também promovem o reaproveitamento do material, possibilitando uma visão ecológica de conservação do ambiente e a redução de impactos ambientais pelo descarte em aterros ou disposição irregular (Zhang et al., 2020).

Os resíduos da construção civil são materiais com estruturas de poros abundantes e que contêm elementos minerais em sua composição que os torna potencialmente aplicáveis no tratamento de efluentes. Dentre os principais elementos químicos que compõem os resíduos de construção civil pode-se destacar Al, Fe, Ca e Si (DENG e WHEATLEY, 2018).

A estrutura química desses materiais, ricos em Si e Al, possibilita que os cátions fiquem adsorvidos entre as lamelas, que são os espaços que separam as folhas tetraédricas de silício e as folhas octaédricas de alumínio, o que favorece o processo de adsorção (CABRAL *et al.*, 2021).

A relação entre substratos e microrganismos é importante no tratamento de efluentes nos WC, pois a área superficial do substrato afeta o desenvolvimento do biofilme, bem como a adesão de partículas sólidas neste meio, e conseqüentemente a eficiência do tratamento. As propriedades químicas dos materiais podem determinar o tipo e a força das interações entre o substrato e as moléculas dos poluentes. Nitrogênio e fósforo são separados da água (removidos ou armazenados pelos substratos) por precipitação, filtração e adsorção (NANDAKUMAR *et al.*, 2019).

A remoção de fósforo em WC ocorre principalmente pelos mecanismos de adsorção e precipitação. O fósforo presente nos efluentes geralmente se liga aos substratos dos WC como resultado de reações de adsorção e precipitação, combinando-se com elementos químicos presentes na composição dos substratos. Vários substratos ricos em elementos químicos como Ca, Mg, Al, Fe, La, Si, Zn, Cu, Ce, Bi e Mn têm sido usados para aumentar a remoção de fósforo (MINAKSHI *et al.*, 2021).

Assim, é necessário investigar as vantagens e desvantagens de cada substrato e os mecanismos envolvidos a fim de projetar e operar os WCs, estabelecendo a melhor remoção dos poluentes a partir de combinações de substratos (SHEN *et al.*, 2020).

- Concreto Aerado Autoclavado

O concreto aerado (CA) é um tipo de concreto leve que foi produzido pela primeira vez na década de 1930 na Suécia. De acordo com o método de formação dos poros, o CA pode ser classificado em concreto espumado (concreto aerado não autoclavado) e concreto aerado autoclavado (CA) (SOUZA, 2020).

Na construção civil, o CA possui propriedades funcionais vantajosas quando comparado ao concreto normal, tal como melhor isolamento térmico, resistência ao fogo, isolamento acústico, menor densidade endurecida e retração. A principal vantagem do concreto aerado é sua leveza, economizando com estruturas de suporte, incluindo a fundação e as paredes dos pisos inferiores (NARAYANAN e RAMAMURTHY, 2000). Na Figura 8 é possível notar imagens do concreto aerado autoclavado em blocos e sua estrutura porosa.

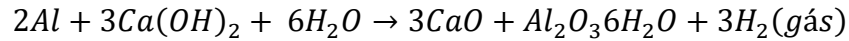
Figura 8 - Bloco de Concreto Aerado Autoclavado



Fonte: Autoria própria (2023)

O processo de fabricação do CA consiste na mistura de materiais calcários (cimento, cal ou ambos), materiais ricos em sílica ou quartzo, água e adição pré-determinada de formadores de gases (agentes de aeração). Durante a mistura, a reação química entre o aditivo e os hidróxidos alcalinos ou de cálcio produz o gás hidrogênio. O hidrogênio formado neste processo borbulha para fora da mistura e é substituído por ar atmosférico que promove a formação da estrutura porosa (Equação 1) (NAMSONE *et al.*, 2017).

Na Equação 1 é apresentada a reação de formação do concreto aerado autoclavado.

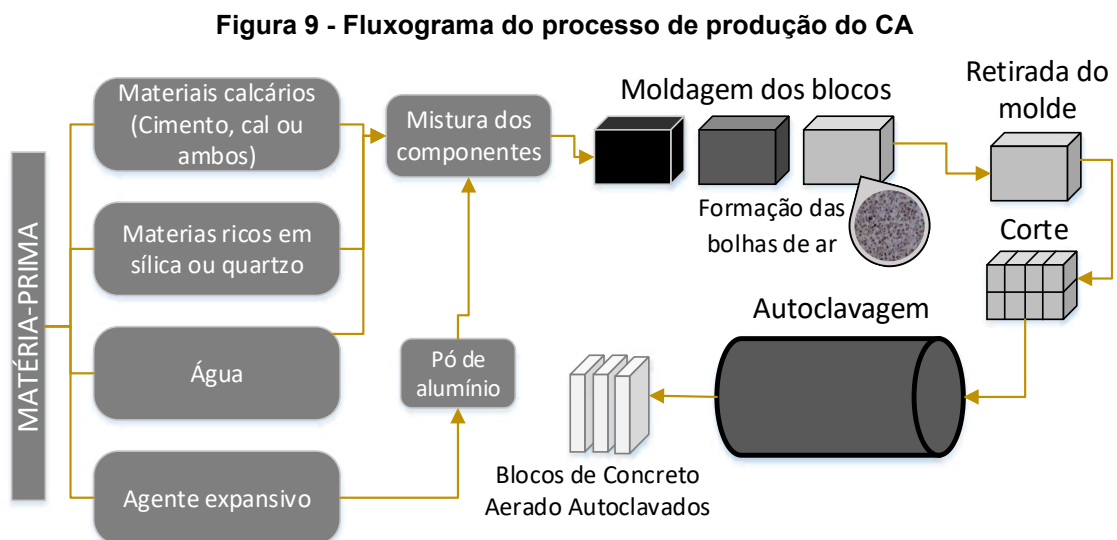


Equação (1)

Cerca de 70% a 85% (dependendo da densidade necessária) do volume do CA é formado por poros, e seu volume final pode aumentar de 2 a 5 vezes comparado ao volume original, após a mistura com o agente de aeração. O carbeto de cálcio (carbureto de cálcio), o peróxido de hidrogênio e o pó de alumínio são produtos químicos usados no processo como agentes de aeração, sendo o pó de alumínio o agente mais comumente usados na indústria (NARAYANAN e RAMAMURTHY, 2000; QU e ZHAO, 2017).

Os vazios microscópicos criados pelas bolhas de gás conferem peso leve e outras propriedades benéficas ao CA. A caracterização e parâmetros da estrutura dos poros, tais como porosidade, distribuição do tamanho dos poros e formato dos poros estão relacionados à composição (dosagem de cimento, cal ou água) e adição de pó de alumínio de 0,2 a 0,5% (em peso de cimento) (QU e ZHAO, 2017).

O processo de cura do concreto na autoclave a temperatura na faixa de 150 a 170 °C e pressão na faixa de 4 a 16 MPa durante 8 a 16 h promove maior resistência à compressão ao concreto (NAMSONE et al., 2017). Na Figura 9 é apresentado um fluxograma do processo de produção do CA.



Fonte: Adaptado de Hamad (2014, p. 154)

O CA apresenta benefícios de custo e desempenho para diversas aplicações quando comparado a outros materiais tradicionais da construção civil. É um material fácil de cortar, moldar e dimensionar, e aceita facilmente pregos ou parafusos, o que

permite minimizar desperdícios no canteiro de obras. A capacidade expansiva deste material demanda menor uso de matéria-prima para sua fabricação. Além disso, a densidade do CA corresponde a 1/3 da densidade do tijolo de cerâmica, reduzindo em até 20% os custos de produção e transporte (FONT *et al.*, 2018; KALPANA e MOHITH, 2020).

Essas características são relevantes para o setor da construção civil que é responsável por 35% das emissões globais de CO₂, produzindo 45 a 65% dos resíduos depositados em aterros. Além disso, o setor da construção civil e as suas atividades conexas geram quantidade substancial de emissões nocivas, representando cerca de 30% das emissões globais de gases de efeito de estufa resultantes do transporte e processamento de materiais de construção responsáveis por 18% dessas emissões (AHMAD *et al.*, 2021).

Com base em pesquisas científicas, a utilização de resíduos de construção civil como substrato em WC vem apresentando boas eficiências de remoção de poluentes, representando uma alternativa para reduzir o ciclo do produto no cenário de economia circular e na redução das emissões de gases de efeito estufa (LIMA *et al.*, 2018; MATEUS e PINHO, 2018; SAEED e KHAN, 2019).

3.5 Micropoluentes

A presença de diferentes compostos tem sido cada vez mais observada em corpos d'água e solos, muitos deles recém incorporados ao mercado, os chamados micropoluentes ou microcontaminantes. Estes compostos referem-se ao conjunto diversificado de produtos químicos, incluindo produtos farmacêuticos e de cuidados pessoais, hormônios, plastificantes, surfactantes, pesticidas, retardadores de chama, nanopartículas, dentre outros. Muitos destes poluentes ainda não são regulamentados e sem ações de prevenção e tratamento regularmente aplicadas, mas que podem afetar os ecossistemas e deteriorar a qualidade dos corpos hídricos (VASILACHI *et al.*, 2021; CHOWDHURY e BHUNIA, 2022).

Entre os grupos estudados, uma categoria de grande interesse é representada pelos compostos desreguladores endócrinos (DE), que embora sejam frequentemente encontrados em baixas concentrações (ng L⁻¹ a µg L⁻¹) em corpos d'água, podem causar patologias como carcinogenicidade, distúrbios na função reprodutiva e diminuição da fertilidade de animais selvagens e até mesmo em seres humanos (PROKIĆ *et al.*, 2022).

De acordo com Bila e Dezotti (2007), os DE podem ser classificados em naturais (produção natural do corpo humano) ou artificiais (produção industrial) de acordo com sua origem. Estes são agrupados em quatro classes:

- a) Substâncias sintéticas utilizadas na agricultura e seus subprodutos como pesticidas, herbicidas, fungicidas e moluscicidas;
- b) Substâncias sintéticas utilizadas nas indústrias e seus subprodutos, dioxinas, bifenilas policloradas (PCBs), alquilfenóis e seus subprodutos, hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (HAP), ftalatos, bisfenol A, dentre outros;
- c) Substâncias naturais, como os fitoestrogênios – genisteína e metaresinol e os estrogênios naturais estrona (E1), 17 β -estradiol (E2) e estriol (E3); e
- d) Compostos farmacêuticos, como o dietilestilbestrol (DES) e o 17 α -etinilestradiol (EE2).

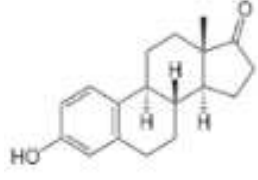
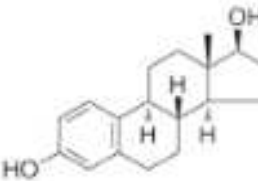
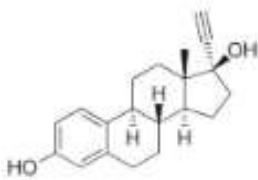
Esses compostos já foram detectados em águas superficiais, subterrâneas, sedimentos e em estações de tratamento de esgotos (PRATUSH *et al.*, 2020) provenientes principalmente de excreções humanas, descarte de medicamentos não usados ou com prazos de validade expirados nos esgotos sanitários, descarte inadequado como resíduos sólidos, efluentes hospitalares e farmacêuticos, ou de excretas de bovinos, suínos ou outros animais (AQUINO *et al.*, 2013; MENDES, 2021).

Os estrógenos e contraceptivos (E2, E1 e EE2) se destacam pelo potencial desregulador endócrino e pela quantidade contínua introduzida no ambiente dentre os compostos que causam preocupação no ambiente aquático (TORRES *et al.*, 2021).

O E1 e o E2, fazem parte do grupo dos estrogênicos naturais derivados do colesterol, sendo o E1 o hormônio predominante em mulheres na menopausa e o E2 o metabólito primário em uma mulher reprodutiva. O EE2 é o estrogênio sintético amplamente utilizado na pílula anticoncepcional, considerado um dos principais contribuintes para a estrogenicidade total dos esgotos. Este hormônio é produzido a partir de E2 pela adição de um grupo etinil na posição C17, resultando em um composto que é muito mais resistente à biodegradação em comparação com o hormônio natural original (HAMID e ESKICIOGLU, 2012).

No Quadro 3 são apresentadas as características dos compostos E1, E2 e EE2.

Quadro 3 - Descrição dos hormônios naturais e sintético

| Nome | Peso Molecular (g) | Fórmula molecular | pKa | log K _{ow} | Estrutura Molecular |
|---------------------|--------------------|--|-------|---------------------|--|
| Estrona | 270,4 | C ₁₈ H ₂₂ O ₂ | 10,34 | 3,43 |  |
| 17β-estradiol | 272,4 | C ₁₈ H ₂₄ O ₂ | 10,40 | 3,94 |  |
| 17α-etinilestradiol | 296,4 | C ₂₀ H ₂₄ O ₂ | 10,40 | 4,15 |  |

Fonte: Adaptado de Hamid e Eskicioglu (2012)

Conforme apresentado no Quadro 3, o coeficiente de partição octanol/água (K_{ow}), definido como a razão de concentração de um composto em octanol e água em condições de equilíbrio a uma temperatura específica, indica que esses compostos são pouco solúveis em água. Para produtos químicos orgânicos, K_{ow} é um parâmetro importante, pois está relacionado à solubilidade em água, coeficientes de adsorção solo/sedimento e fatores de bioacumulação para a vida aquática (ZHANG *et al.*, 2016).

Ainda segundo Zhang *et al.* (2016), as constantes de dissociação ácida (pKa) para E1, E2 e EE2 são muito semelhantes, variando de 10,3 a 10,4. Até certo ponto, a sorção mais forte é frequentemente observada em valores de pH em torno do pKa, uma vez que um alto grau de protonação favorece maiores interações com a matriz do sólido. No pH acima do pKa, o grupo hidroxila fenólico dos hormônios se dissocia, resultando em um composto carregado negativamente e, assim, dificultando a sorção dos DEs por meio de repulsão de carga (ROUT *et al.*, 2021).

A otimização da remoção de micropoluentes como os DE não é um critério de projeto para estações convencionais de tratamento de esgotos e lodo (HAMID e ESKICIOGLU, 2012). Nas grandes cidades, onde há tratamento e reaproveitamento destas águas, os compostos presentes nestes corpos d'água são absorvidos e

ingeridos por organismos, sujeitando-se a reações metabólicas (TORRES *et al.*, 2021).

Vários processos físicos, biológicos e químicos podem ser usados para controlar a poluição por estrogênio e testosterona, com destaque para a degradação fotocatalítica, processos avançados de oxidação (POAs), adsorção e degradação biológica ou biotransformação como os mais comumente utilizados. Dentre esses métodos, a degradação biológica é mais comum, bem sucedido e econômico (PRATUSH *et al.*, 2020).

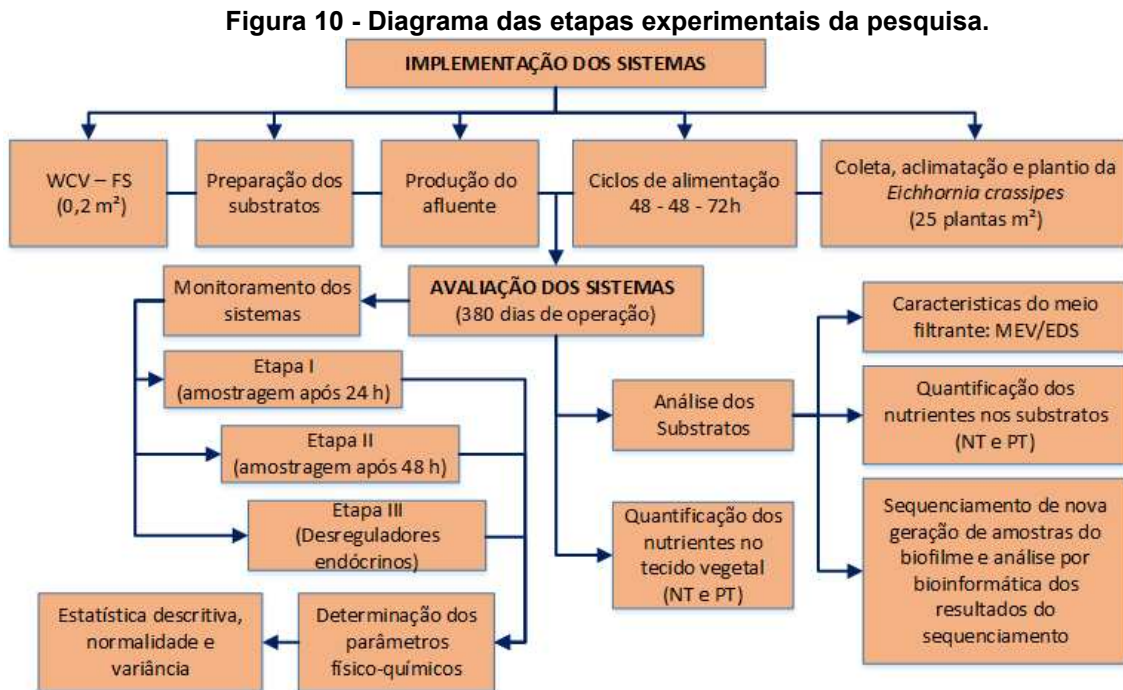
Existem dois possíveis mecanismos pelos quais os microrganismos podem degradar o estrogênio: o primeiro é um mecanismo metabólico, que está ligado ao crescimento, em que os microrganismos consomem o estrogênio como fonte de energia e/ou carbono para o seu crescimento (CHIANG *et al.*, 2020). O segundo mecanismo é um processo cometaabólico, que não está ligado ao crescimento, em que os microrganismos utilizam suas enzimas existentes para degradar o estrogênio (YU *et al.*, 2013). Ambos os mecanismos são considerados importantes para a degradação de estrogênio e podem ocorrer simultaneamente (SUN *et al.*, 2022).

Segundo Hakk *et al.* (2018), os WC são sistemas de tratamento de efluentes adequados para atenuação de micropoluentes, limitando sua liberação em águas superficiais. Vymazal *et al.* (2015) abordaram que WC podem ser sistemas de tratamento eficazes para remoção de DE. Dai *et al.* (2016) avaliaram que os compostos podem ser removidos em graus variados, dependendo da configuração dos WC. Marcelino *et al.* (2020) reportaram eficiência média de remoção superior a 60% de EE2, superior a 90% de ibuprofeno e 90% de paracetamol em WCV.

O desempenho do tratamento dos WC apresenta variabilidade devido às diferenças na configuração, operação e condições ambientais (ZHANG *et al.*, 2023). Dessa forma, avaliar a eficiência de sistemas de WCV preenchidos com substratos alternativos, como os resíduos da construção civil, pode contribuir para desenvolvimento de outras configurações, intensificar e otimizar processos para ampliação de escala e assim melhorar a qualidade do tratamento de efluentes e a qualidade da água, além de difundir uma alternativa para minimizar os impactos dos resíduos e promover os princípios da economia circular.

4 MATERIAIS E MÉTODOS

A parte experimental compreende as fases de projeto, confecção, montagem, implantação, operação dos sistemas e análise para avaliação dos WC. O diagrama metodológico das etapas experimentais está apresentado na Figura 10.



Fonte: Autoria própria (2022)

4.1 Configuração experimental

O experimento foi instalado nas dependências da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR), Campus Curitiba, Sede Ecoville (25°26'39"S, 49°21'16"O a 911 m de altitude).

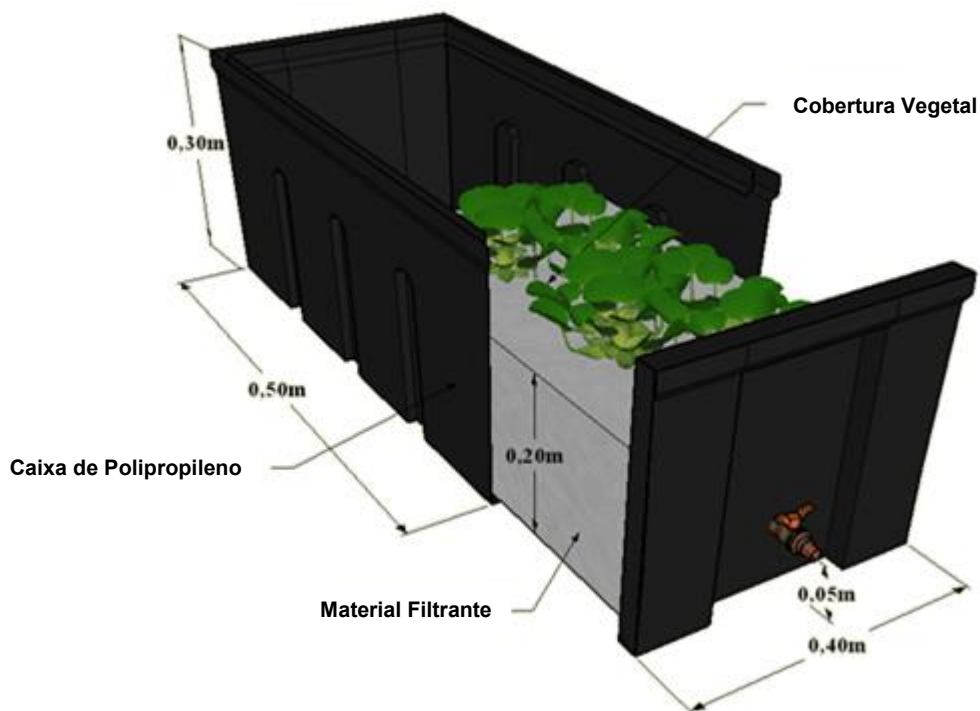
O clima predominante na região de Curitiba é o Cfb, definido pelo clima úmido e temperado, com temperaturas médias entre 10 e 22 °C e verão ameno, com precipitação irregular durante o ano e estação seca não definida. Durante o período de monitoramento do experimento (380 dias), a precipitação média anual foi de 1235 mm, precipitação média mensal de 118,20 mm, insolação média mensal de 162,5 h, temperatura média de 20,2 °C e umidade média de 69,10% (INSTITUTO DE DESENVOLVIMENTO RURAL DO PARANÁ, 2019; INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA, 2022).

O experimento era composto por 3 Wetlands construídos (0,2 m²), em escala de microcosmos (área superficial < 0,5 m²; Li et al., 2015), de fluxo vertical

subsuperficial. Os sistemas foram plantados com mudas de *Eichhornia crassipes*, e preenchidos com fragmentos de cerâmica vermelha (popularmente conhecida como tijolo, WC-CV), concreto aerado autoclavado (WC-CA) e compósito formado a partir do concreto aerado autoclavado ativado quimicamente com cimento branco (WC-CQA).

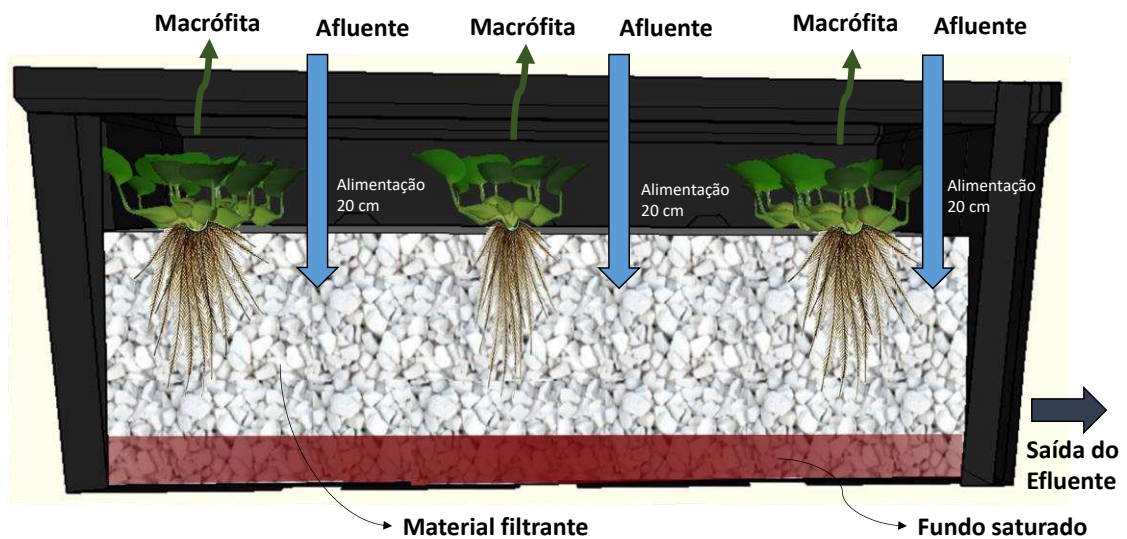
Os WCs foram montados em caixas de polipropileno com dimensões de 0,50 m x 0,40 m x 0,30 m, totalizando volume de 60 L, de acordo Lima (2018) e Marcelino (2019) (Figuras 11 e 12). As unidades foram montadas sob uma estrutura de madeira coberta por filme plástico transparente, com laterais abertas, os sistemas foram preenchidos com uma camada de 0,20 m de altura de cada material e mantida uma camada de 0,05 m de altura como fundo saturado.

Figura 11 - Representação gráfica do sistema experimental (perfil longitudinal)



Fonte: Autoria própria (2022)

Figura 12 - Representação gráfica do sistema experimental (perfil transversal)



Fonte: Autoria própria (2023)

Na Tabela 1 são apresentados os valores de volume útil e porosidade em cada sistema de WC.

Tabela 1 - Volume útil e índice de espaços vazios dos sistemas experimentais

| Sistema | Volume útil (L) | Índice de espaços vazios no sistema (%) |
|----------|-----------------|---|
| WC – CV | 12,0 | 33,00 |
| WC – CA | 9,5 | 28,00 |
| WC – CQA | 9,5 | 28,00 |

Fonte: Autoria própria (2023)

O sistema experimental foi alimentado manualmente três vezes por semana em batelada, às segundas, quartas e sextas-feiras, com afluente sintético com baixa concentração de matéria carbonácea ("fraco"), simulando esgoto sanitário. Cada batelada teve ciclo de 48-48-72 h, respectivamente. Antes de cada alimentação, cada WC foi drenado por um registro na parte inferior no tempo aproximado de 90 segundos.

A alimentação em batelada foi adotada para garantir melhor controle e estabilidade do sistema, bem como promover transferência de oxigênio por convecção. A alimentação foi uniformemente distribuída na parte superior de cada sistema, próxima à borda (20 cm), para promover distribuição equitativa e maior contato do afluente com o substrato.

4.2 Cobertura vegetal

A macrófita aquática *Eichhornia crassipes* foi escolhida como cobertura vegetal por ser nativa e abundante na região de estudo, com características de rápida adaptação a diferentes condições ambientais, além de eficiência na remoção de contaminantes mesmo quando fixada em substrato. Esta macrófita já foi utilizada em outras pesquisas do grupo de estudos do Laboratório de Saneamento (LabSan) da UTFPR por Lima *et al.* (2018), e por pesquisadores externos como Ting *et al.* (2018) e Li *et al.* (2021).

As mudas da macrófita foram coletadas no Parque Barigui, localizado no município de Curitiba, estado do Paraná, nas coordenadas 25°25'45" S e 49°18'41" O (Figura 13). Após a coleta, as mudas foram encaminhadas para o LabSan da UTFPR, Campus Curitiba, Sede Ecoville, onde foram lavadas em água potável e acondicionadas em caixas de polipropileno preenchidas com o efluente sintético para adaptação e posterior transplântio. O período de estabilização (adaptação) foi de 30 dias.

Figura 13 - Mudas da *Eichhornia crassipes*



Fonte: Autoria própria (2023)

Após este período, cinco mudas foram transplantadas para cada WC, totalizando densidade de 25 plantas m⁻². Durante o transplântio foram escolhidas mudas de dimensões similares para padronizar o experimento.

Durante o processo de adaptação das plantas nos WC (17 dias) foi realizado acompanhamento visual, com substituição dos indivíduos que morriam ou apresentavam desmembramento por plantas novas, para evitar reinserção de contaminantes ou matéria carbonácea nos sistemas devido à decomposição das plantas.

4.3 Efluente sintético

O efluente sintético utilizado para alimentar os sistemas possui características semelhantes ao esgoto sanitário com baixa concentração de matéria carbonácea ($DQO < 339 \text{ mg L}^{-1}$) segundo Metcalf e Eddy (2016). O efluente foi preparado a partir de uma adaptação realizada por Marcelino (2019) com base em Torres (1992), conforme apresentado na Tabela 2.

Tabela 2 - Composição do efluente sintético simulando esgoto sanitário “fraco”

| Descrição | Quantidade para 1 L (g) |
|---|-------------------------|
| Extrato de Carne | 0,1 |
| Amido Solúvel PA ($C_6H_{10}O_5$) _n | 0,005 |
| Farinha de Trigo | 0,1 |
| Sacarose ($C_{12}H_{22}O_{11}$) | 0,00875 |
| Cloreto de Amônio PA – ACS (NH_4Cl) | 0,051 |
| Detergente (gota) | 1 |
| Cloreto de Sódio PA ($NaCl$) | 0,1 |
| Cloreto de Magnésio PA ($MgCl_2 \cdot 6H_2O$) | 0,007 |
| Cloreto de Cálcio Anidro PA ($CaCl_2$) | 0,0045 |
| Fosfato de Potássio Mono. PA – ACS (KH_2PO_4) | 0,0132 |
| Bicarbonato de Sódio PA – ACS ($NaHCO_3$) | 0,1 |
| Celulose Microcristalina USP | 0,01 |

Fonte - Adaptado de Marcelino (2019)

A adaptação ocorreu na redução do cloreto de sódio para reduzir salinidade e possíveis danos às macrófitas.

4.4 Preparo e caracterização dos substratos

Os materiais empregados como substrato foram cerâmica vermelha (CV), concreto aerado autoclavado (CA) e o compósito (CQA). Os materiais foram cedidos pelo Departamento Acadêmico de Construção Civil (DACOC) da UTFPR, Campus Curitiba, Sede Ecoville.

Na Figura 14 é apresentado um esquema das etapas de preparação dos materiais utilizados como substratos nos Wetlands construídos.

Figura 14 - Esquema das etapas de preparação dos materiais



Fonte: Autoria própria (2023)

Os blocos de cerâmica vermelha e de concreto aerado autoclavado foram quebrados manualmente em fragmentos menores com auxílio de um martelo pena. Parte dos fragmentos do CA foi utilizado para desenvolver um novo compósito para este estudo, o concreto aerado autoclavado (CA) foi ativado com cimento branco.

Para melhor distribuir o material, o concreto aerado autoclavado foi colocado em duas caixas de polipropileno de 50 L, cada uma contendo 6,5 kg de material (totalizando 13 kg) e imersas em 30 L da solução de cimento branco (15 g L⁻¹) por 72 h a temperatura ambiente. Durante este período, os fragmentos foram revolvidos manualmente uma vez ao dia para promover melhor contato da solução de cimento branco com os fragmentos do CA.

Após o período de ativação, os fragmentos foram submetidos à secagem em estufa de esterilização e secagem Modelo Luca-80/100 a 60 °C durante 72 h, para retirar o excesso de umidade.

Na Figura 15 é apresentada imagem dos fragmentos do CA imersos em cimento branco para ativação química e na Figura 16 são apresentados os fragmentos prontos para uso como substratos utilizados na pesquisa.

Figura 15 - Imagem dos fragmentos do CA imersos em cimento branco (pré-tratamento)



Fonte: A autoria própria (2023)

Figura 16 – Fragmentos de cerâmica vermelha (CV), concreto aerado autoclavado (CA) e compósito (CQA) empregados como substratos



Cerâmica vermelha
(CV)



Concreto aerado autoclavado
(CA)



Compósito
(CQA)

Fonte: Autoria própria (2023)

A determinação granulométrica para determinação do tamanho dos fragmentos dos materiais foi realizada com objetivo de uniformizar as dimensões desejadas. Para isto, foi realizada a determinação das medidas (x, y, z) dos fragmentos dos materiais com auxílio de um paquímetro Mitutoyo de 150 mm em 100 amostras coletadas aleatoriamente (Figura 17).

Figura 17 – Medição dos fragmentos utilizados no sistema Wetlands



Fonte: Autoria própria (2023)

Na Tabela 3 são apresentados os valores máximos e mínimos das dimensões dos fragmentos selecionados de cada material.

Tabela 3 - Dimensões máximas e mínimas dos valores de comprimento (x), altura (y) e largura (z) dos fragmentos de CV, CA e CQA (n = 100)

| Concreto aerado autoclavado e Compósito | | | |
|--|---------------|---------------|---------------|
| | x (mm) | y (mm) | z (mm) |
| Máximo | 64 | 45 | 24 |
| Mínimo | 23 | 16 | 7 |
| Médio | 40,5 | 24 | 14 |
| Cerâmica vermelha | | | |
| | x (mm) | y (mm) | z (mm) |
| Máximo | 83 | 43 | 21 |
| Mínimo | 32 | 10 | 3 |
| Médio | 49 | 27 | 11 |

Fonte: Autoria própria (2023)

As morfologias das superfícies e da parte interior dos substratos, antes e após os tratamentos nos Wetlands, foram verificadas por análises de microscopia eletrônica de varredura com espectroscopia por dispersão de energia de raios X (MEV/EDS), utilizando um microscópio eletrônico de varredura Zeiss, modelo EVO/MAI 15, instalado no Centro Multiusuário de Caracterização de Materiais (CMCM) do Departamento Acadêmico de Mecânica da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, câmpus Curitiba, sede Centro.

Primeiramente as amostras dos substratos foram secas em estufa Modelo Luca-80/100 a 60 °C durante 72 h até atingirem massa constante. Após a secagem, as amostras foram fixadas em suportes metálicos com fitas de carbono e recobertas com ouro no metalizador Quorum, modelo Q150RES, sob condições de vácuo para evitar acúmulo de cargas negativas, de acordo com Dedavid *et al.* (2007). Este procedimento foi realizado no Centro Multiusuário de Caracterização de Materiais da UTFPR, Campus Curitiba, Sede Centro.

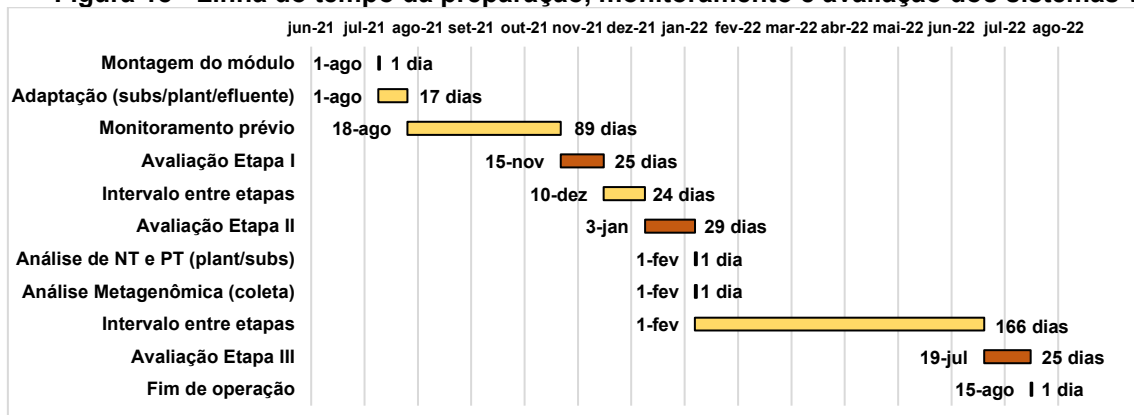
A partir deste procedimento foram produzidas fotomicrografias das estruturas físicas dos materiais nas amplitudes de 500, 2.000, 5.000 e 10.000x. Paralelamente foi realizada a análise de EDS para identificação qualitativa da composição química dos materiais em detector (*Oxford Instruments*).

4.5 Monitoramento dos Wetlands construídos

Os sistemas foram operados por 380 dias, iniciando em agosto de 2021 e finalizando em agosto de 2022. Durante o mês de novembro de 2021 foram realizadas as análises físico-químicas da etapa I. Antes de iniciar a etapa II, o sistema foi

monitorado por 24 dias e, somente após esse período, as análises físico-químicas foram realizadas em janeiro de 2022. A quantificação dos nutrientes presentes nas plantas, bem como a coleta do substrato e do material para análises de sequenciamento de nova geração (análise metagenômica), ocorreram em fevereiro de 2022, logo após o encerramento da etapa II. Em julho e agosto de 2022, foi realizado o monitoramento e avaliação da remoção dos hormônios, além das análises para avaliar a remoção de matéria carbonácea, fósforo e nitrogênio (conforme ilustrado na Figura 18).

Figura 18 - Linha do tempo da preparação, monitoramento e avaliação dos sistemas WC



Fonte: Autoria própria (2023)

A avaliação do desempenho e da estabilidade dos WC foi realizada por meio de determinação de parâmetros físico-químicos em amostras do afluente e efluente dos sistemas no Laboratório de Saneamento (LabSan) do Departamento Acadêmico de Construção Civil (DACOC). A concentração dos compostos foram analisados no Laboratório Multiusuário de Equipamentos e Análises Ambientais (LAMEEA) do Departamento Acadêmico de Química e Biologia, pertencentes a UTFPR, Campus Curitiba, Sede Ecoville.

Na Tabela 4 são apresentados os parâmetros físico-químicos, respectivos métodos de análise, número dos métodos e referências utilizados na avaliação do desempenho e estabilidade dos sistemas.

Tabela 4 - Parâmetros físico-químicos avaliados

| Parâmetros | Métodos | Nº do Método | Referência |
|---|---------------------|-------------------------------------|---------------------------------|
| T (°C) | Potenciométrico | 4500-H ⁺ B | Rice <i>et al.</i> (2012) |
| pH | Potenciométrico | 4500-H ⁺ B | Rice <i>et al.</i> (2012) |
| E _H (mV) | Potenciométrico | 2580 ORP | Rice <i>et al.</i> (2012) |
| OD (mg L ⁻¹) | Polarográfico | 4500_O ₃ B | Rice <i>et al.</i> (2012) |
| AT (mgCaCO ₃ L ⁻¹) | Titulométrico | - | Ripley, Boyle e Converse (1986) |
| DQO (mg L ⁻¹) | Espectrofotométrico | 5220_D | Rice <i>et al.</i> (2012) |
| NTK (mgNTK L ⁻¹) | Titulométrico | 4500_N _{org} | Rice <i>et al.</i> (2012) |
| N _{Amon} (mgN-NH ₄ ⁺ L ⁻¹) | Titulométrico | 4500_N C | Rice <i>et al.</i> (2012) |
| Nitrito (mgN-NO ₂ ⁻ L ⁻¹) | Espectrofotométrico | 4500_NO ₂ ⁻ B | Rice <i>et al.</i> (2012) |
| Nitrato (mgN-NO ₃ ⁻ L ⁻¹) | Espectrofotométrico | 4500_NO ₃ ⁻ | Rice <i>et al.</i> (2012) |
| Fósforo Total (mgPO ₄ ³⁻ L ⁻¹) | Espectrofotométrico | 4500_P | Rice <i>et al.</i> (2012) |

Legenda: T – Temperatura do Líquido; pH – Potencial Hidrogeniônico; E_H – Potencial de Oxirredução; OD – Oxigênio Dissolvido; AT – Alcalinidade Total; DQO – Demanda Química de Oxigênio; NTK – Nitrogênio Total de Kjeldahl; N_{Amon} – Nitrogênio Amoniacal.

Fonte: Autoria própria (2023)

Tabela 5 - Parâmetros para os compostos

| Parâmetros | Métodos | Nº do Método | Referência |
|---|--------------|--------------|----------------------|
| Estrona (µg L ⁻¹) | HPLC-DAD/FLU | - | Ribani et al. (2004) |
| 17β-estradiol (µg L ⁻¹) | HPLC-DAD/FLU | - | Ribani et al. (2004) |
| 17α-etinilestradiol (µg L ⁻¹) | HPLC-DAD/FLU | - | Ribani et al. (2004) |

Legenda: HPLC-DAD/FLU – cromatografia líquida de alta eficiência acoplada a dois detectores, arranjo de diodos e fluorescência

Fonte: Autoria própria (2023)

Após a alimentação dos sistemas, amostras do efluente tratado (500 ml) eram coletadas nos Wetlands após 24 h na Etapa I e após 48 h nas Etapas II e III.

Foram conduzidas oito campanhas em cada fase, com análises realizadas duas vezes por semana para cada uma. Os parâmetros listados na Tabela 4 foram determinados em duplicata, com exceção de NTK e N_{Amon} e hormônios, que foram medidos em unicata.

As taxas de carregamento aplicadas no WC-CV, WC-CA e WC-CQA foram de 12 g m⁻² d⁻¹, 9 g m⁻² d⁻¹ e 9 g m⁻² d⁻¹ em termos de DQO; 1,9 g m⁻² d⁻¹, 1,5 g m⁻² d⁻¹ e 1,5 g m⁻² d⁻¹ em termos de NTK; 1,0 g m⁻² d⁻¹, 0,8 g m⁻² d⁻¹ e 0,8 g m⁻² d⁻¹ em termos de N-Amon e; 0,8 g m⁻² d⁻¹, 0,7 g m⁻² d⁻¹ e 0,7 g m⁻² d⁻¹ em termos de PT nas Etapas I e II, respectivamente.

A taxa de carregamento aplicada é a mesma nas Etapas I e II, porém a taxa de carregamento aplicada por período em função da coleta de amostras difere, visto

que é de 24 h na Etapa I e de 48 h na Etapa II. Os valores correspondentes das Etapas I, II e III podem ser encontrados na seção 5.3.5 da Tabela 8, 9 e 10, respectivamente.

A temperatura atmosférica e a temperatura do líquido no interior dos sistemas foram determinadas *in situ* utilizando sensores conectados a um microcontrolador Arduino® programado para registrar medições a cada 30 minutos (sensores DS18B20, Maxim Integrated). Os dados foram adquiridos usando a ferramenta microcontroladora PLX-DAQ®, Parallax Inc®.

4.6 Análises dos micropoluentes

Os hormônios 17 α -etinilestradiol (EE2) (padrão E4876, \geq 98% de pureza), Estrona (E1) (padrão E9750, \geq 99% de pureza) e 17 β -estradiol (E2) (padrão E8875, \geq 98% de pureza) da Sigma-Aldrich foram adicionados ao efluente sintético na Etapa III para avaliar a influência da presença destes micropoluentes orgânicos no comportamento dos WC.

4.6.1 Preparo das amostras e dos materiais

O material utilizado na determinação dos micropoluentes (frasco de coleta, balão de fundo redondo, copo de béquer e sistema de filtração) foi previamente limpo com lavagem com detergente comum, seguida de imersão em solução de detergente Extran 3% por período de pelo menos 24 h. Posteriormente, foi feito enxágue o material 3 vezes com água potável, 3 vezes com água deionizada e 3 vezes com água ultrapura (Millipore – Direct-Q 8 UV). A vidraria não volumétrica foi calcinada em mufla (Zezimaq 2000.6) a 440 °C por 2 h.

Foram preparadas soluções estoque na concentração de 500 mg L⁻¹ e soluções de trabalho na concentração de 100 mg L⁻¹ em metanol grau HPLC. Após o preparo, os padrões foram armazenados a -4°C no freezer. Essas soluções foram diluídas para construção da curva analítica e para compor o afluente sintético na concentração final de 50 μ g L⁻¹. O manuseio dos padrões e das amostras contendo os hormônios foi realizado na ausência de luz, pois estes compostos são fotossensíveis.

4.6.2 Procedimento de extração em fase sólida

A preparação das amostras foi feita de acordo com Petrie *et al.* (2014) e Bernardelli *et al.* (2015) e com extração em fase sólida (EFS) dos analitos (hormônios) das amostras aquosas para isolar e pré-concentrar estes compostos, reduzindo interferências nas análises. Para remoção do material particulado, foram filtrados 250 mL de efluente e 50 mL de afluente em membrana de fibra de vidro (0,45 μm) e o pH foi ajustado para 3,0 com adição de solução de HCl 6 mol L⁻¹.

A extração em fase sólida foi conduzida em cartuchos de octadesilcilano C18, 1000 mg / 6 ml, pré-condicionados com 6 mL de metanol grau HPLC e 6 mL de água ultrapura (Millipore – Direct–Q 8 UV), acidificada (pH 3,0). As amostras passaram pelo cartucho à velocidade de 8 mL min⁻¹ com auxílio de um sistema Manifold (Agilent Technologies) operado com bomba à vácuo (Prismatec 121). Posteriormente, os cartuchos foram secos à vácuo durante 30 min.

Na eluição dos analitos foram utilizados 10 mL de acetonitrila grau HPLC, e em seguida as amostras foram secas em rotaevaporador (IKA - RV10 CONTROL) acoplado a uma bomba à vácuo (TECNAL - TE-0581), com temperatura a 40 °C e 100 rpm de rotação. As amostras foram reconstituídas com 2 mL de uma mistura contendo 40% de acetonitrila e 60% de água ultrapura e mantidas em agitação manual por 5 min, para os compostos se desprenderem das paredes do balão. Após este procedimento, as amostras foram filtradas em filtro de seringa de PVDF 0,22 μm , transferidas para vials âmbar de 2 mL e acondicionadas a -4 °C no freezer até o momento da realização da análise cromatográfica.

A determinação da concentração dos hormônios Estrona (E1), 17 β -estradiol (E2) e 17 α -etinilestradiol (EE2) foi conduzida no Laboratório Multiusuário de Equipamentos e Análises Ambientais (LAMEAA) do Departamento Acadêmico de Química e Biologia (DAQBi) da UTFPR, Campus Curitiba, Sede Ecoville, por cromatografia líquida de alta eficiência acoplada a dois detectores, arranjo de diodos e fluorescência (HPLC-DAD/FLU). Foi utilizado um cromatógrafo líquido da marca Agilent (modelo 1260 Infinity), equipado com os sistemas bomba quaternária G1311B, injetor automático 40 G1329B, detector DAD G4212B e detector de fluorescência (Agilent 1260). A separação foi obtida em coluna cromatográfica Zorbax Eclipse Plus C18 (250 x 4,6 mm, partículas de 5 μm), adaptada a uma coluna de guarda Eclipse

PlusC18 (4,6 x 12,5 mm, 5 µm). A temperatura da coluna foi mantida a 35 °C, o volume de injeção foi de 50 µL e vazão de 1 mL min⁻¹.

A fase móvel utilizada consistiu em água ultrapura (Millipore – Direct-Q 8 UV) e acetonitrila grau HPLC (H₂O:ACN). As proporções de solvente foram variadas da seguinte forma: uma condição inicial H₂O:ACN de 60:40 por 5 min, a proporção H₂O:ACN foi linearmente alterada para 40:60 ao longo de 1 min e mantida por 7 min; a proporção H₂O:ACN foi linearmente alterada para 10:90 ao longo de 10 min; a proporção de H₂O foi diminuída para zero ao longo de 1 min; a condição com apenas ACN foi mantida por 10 min (limpeza da coluna); e a razão H₂O:ACN foi linearmente alterada para 60:40 ao longo de 1 min e, em seguida, mantida a 60:40 ao longo de 10 min (balanceamento de coluna).

Os valores de excitação e emissão para o detector de fluorescência foram de 280 nm e de 306 nm para E2 e EE2. Para o E1, foi utilizado com comprimento de onda ajustado em 280 nm para o DAD. Os cromatogramas foram registrados no *software* Chemstation.

A concentração dos compostos foi obtida por calibração externa a partir de uma curva analítica nas concentrações de 100, 200, 500, 1000 e 1500 µg L⁻¹. Os limites de detecção (LD) e de quantificação (LQ) para cada composto foram obtidos a partir da equação baseada em parâmetros da curva analítica, de acordo com Ribani *et al.* (2004) (Equação 2).

$$LD = 3,3 \frac{s}{S} \quad (\text{Equação 2})$$

Em que:

s = desvio padrão do coeficiente linear.

S = é a inclinação (“*slope*”) da curva analítica.

Na Equação 3 é apresentado o cálculo do limite de quantificação (LQ) de cada composto.

$$LQ = 10 \frac{s}{S} \quad (\text{Equação 3})$$

Os limites de detecção (LD) e de quantificação (LQ) do método analítico foram 0,09 µg L⁻¹ e 0,27 µg L⁻¹ para E1, 0,10 µg L⁻¹ e 0,30 µg L⁻¹ para E2 e 0,08 µg L⁻¹ e 0,24 µg L⁻¹ para EE2.

4.6.3 Quantificação de nutrientes no tecido vegetal

Foram escolhidas 2 macrófitas e seus brotamentos em cada sistema como amostras para quantificação de nutrientes no tecido vegetal ao término do período da Etapa II. As amostras foram lavadas em água corrente, e em seguida em água deionizada e separadas em raízes, pecíolos e folhas.

Em seguida, as partes foram acondicionadas e secas em estufa Modelo Luca-80/100 a 60 °C por 72 h até atingirem massa constante. Após este período, as amostras foram trituradas em triturador tipo Willey e separadas para determinação dos teores de nitrogênio total e fósforo total.

A determinação do nitrogênio total presente no tecido vegetal foi conduzida de acordo com a metodologia proposta pela Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA, 1999), na qual massas de 0,3 g da amostra da planta e 0,3 g de ácido salicílico foram adicionadas em 50 mL de água destilada e levadas para a digestão de nitrogênio total Kjeldahl de acordo com metodologia proposta por Rice *et al.* (2012).

Após a primeira etapa da secagem, é recomendada separação de 0,3 g de amostra novamente, que devem ser mantidas em estufa Modelo Luca-80/100 a 105 °C por uma hora para correção final da matéria seca. As amostras utilizadas na quantificação de nitrogênio total não devem ser levadas à esta temperatura para não haver interferência analítica devido à perda de nitrogênio por volatilização.

A determinação do fósforo total (PT) no tecido vegetal foi realizada de acordo com metodologia proposta por Pompêo e Moschini-Carlos (2003). Após as etapas de secagem e trituração, massas de 0,3 g foram calcinadas em forno mufla Zezimaq Modelo 2000F a 550 °C durante uma hora em cadinhos previamente calcinados a mesma temperatura e tempo. Após resfriamento em dessecador, as cinzas foram retiradas com lavagem sucessivas com 25 mL de solução de ácido clorídrico 1 N e transferidas para frascos de Erlenmeyer de 125 mL.

Posteriormente, os frascos de Erlenmeyer foram aquecidos durante 15 minutos em chapa aquecedora a 100 °C, cuidando para que o seu conteúdo não evaporasse por completo. Em seguida, o conteúdo restante foi diluído em balões volumétricos de 100 mL com água destilada, e as diluições adicionais foram realizadas em tubos de ensaio de 10 mL.

A determinação do teor de fósforo se deu a partir da adição de 1 mL de reagente misto na amostra final diluída em tubos de 15 mL e agitação manual. As leituras foram feitas imediatamente após 15 min de reação no espectrofotômetro HACH UV-Vis, DR 5000, no comprimento de onda de 882 nm, de acordo com a metodologia de ácido ascórbico de Rice *et al.* (2012).

Este procedimento foi repetido para cada parte das plantas, ou seja, raízes e folhas, para determinar a parte que mais contribuiu para armazenamento deste nutriente.

4.6.4 Quantificação de nitrogênio e fósforo nos substratos

Foi realizada coleta dos materiais antes do uso nos sistemas e após o período experimental. Amostras de cada substrato foram lavadas com água deionizada e secas em estufa Modelo Luca-80/100 com circulação de ar a 60 °C por 72 h, para que em seguida fossem quebradas e moídas com auxílio de martelo e pistilo.

Para determinação dos nutrientes foram utilizadas as metodologias adaptadas da Embrapa (1999) e de Rice *et al.* (2012) para nitrogênio total.

Para estimar o fósforo total retido nos materiais de cada sistema durante o experimento, foi realizada dessorção em duplicata. Os materiais foram retirados de forma aleatória de cada sistema após o término do experimento. A massa de aproximadamente 22 g de cada material seco e triturado (0,7 a 1,4 cm) foram inseridas em frascos de Erlenmeyer (125 ml) contendo 100 mL de solução de NaOH (1 N), de acordo com metodologias adaptadas de Ajmal *et al.* (2018), Kong *et al.* (2018) e Lalley *et al.* (2016).

Os frascos foram mantidos em incubadora shaker orbital Solab, SL222, a agitação de 150 rpm, temperatura de 25 °C durante 24 h. Em seguida, as soluções foram filtradas e a concentração de fósforo remanescente foi quantificada pelo método do ácido ascórbico de Rice *et al.* (2012). A leitura da absorbância foi realizada após 15 min de reação no espectrofotômetro HACH UV-Vis, DR 5000, no comprimento de onda de 882 nm.

4.6.5 Sequenciamento de nova geração

Amostras de cada material (450 g de AC, 480 g de AAC e 1150 g de RC) foram coletadas no final da operação (308º dia) a partir de 15 cm da superfície e no

centro de cada Wetland Construído (CW). Cada material do meio de suporte e 300 mL de efluente foram retirados dos sistemas, inseridos em uma coluna de PVC (75 mm), selados e agitados por inversão em modo manual por 30 minutos.

Em seguida, o líquido resultante foi transferido para tubos Falcon (50 mL) e centrifugado (Fanem, modelo Excelsa II 2016-BL) a 3.500 rpm por 5 minutos. Esse procedimento foi repetido até obter um volume representativo. Após remover o sobrenadante, o conteúdo foi congelado a -20°C e enviado para a empresa NGS Genomic Solutions (Piracicaba, São Paulo, Brasil).

A estrutura da comunidade microbiana foi avaliada e determinada em cada CW por meio da sequenciação metagenômica do 16S rRNA. Os iniciadores 515F 5'-GTGCCAGCMGCCGCGGTAA-3' e 806R 5'-GGACTACHVGGGTWTCTAAT-3' (Kozich et al., 2013) foram usados para amplificar a região variável V4 do gene ribossomal 16S, seguindo o guia de preparação de biblioteca de sequenciamento metagenômico 16S da Illumina usando o kit de ciclo MiSeq Reagent para obter leituras 2x250 bp.

O programa DADA2 foi usado para analisar os arquivos fastq após serem desmultiplexados de acordo com o índice (Callahan et al., 2016) e para modelar e corrigir erros de amplicons. Em seguida, a etapa de denoising foi realizada com uma implementação do programa DADA2. Após o processamento inicial dos dados de sequenciamento, as taxonomias foram atribuídas a cada Variante de Sequenciamento de Amplicon (ASV). As classificações taxonômicas e sua quantificação, geradas pelo DADA2, foram importadas para o programa Phyloseq (McMurdie e Holmes, 2013) e implementadas em R. O pacote phyloseq realizou as análises de diversidade Alfa e Beta (Callahan et al., 2016). ASVs não classificados pelo menos até o nível da família foram filtrados. ASVs sinalizados como sendo do mesmo gênero foram agrupados. A (SILVA) (<https://www.arb-silva.de/>) (Gloeckner et al., 2017) foi usada para classificar as sequências taxonomicamente. A biblioteca de visualização de dados Seaborn, desenvolvida em Python e baseada no Matplotlib, realizou a análise de cluster de composições entre as amostras. A análise foi baseada na métrica de Bray-Curtis média, considerando apenas os 27 gêneros mais dominantes.

4.6.6 Procedimentos de cálculo

Os procedimentos de cálculo utilizados nesta pesquisa foram taxa de crescimento relativo, nitrogênio total (NT), balanço de massa em termos de NT e PT e eficiência de remoção.

A concentração do nitrogênio total (NT) foi calculada com base nos valores de NTK, nitrito e nitrato para as amostras do afluente e do efluente de cada sistema de acordo com a Equação 4.

$$NT = NTK_{Afl} + Nitrito_{Afl} + Nitrato_{Afl}$$

(Equação 4)

Em que:

NT = Concentração de nitrogênio total no afluente (mg L^{-1});

NTK_{Afl} = concentração de NTK no afluente (mg L^{-1});

$Nitrito_{Afl}$ = concentração de nitrito no afluente (mg L^{-1});

$Nitrato_{Afl}$ = concentração de nitrato no afluente (mg L^{-1}).

Para o cálculo da eficiência de remoção de DQO, NTK, N-Amon, nitrito, nitrato, NT e PT foi utilizada a Equação 5.

$$\% \text{ Remoção} = \frac{\text{Valor}_{Afl} - \text{Valor}_{Efl}}{\text{Valor}_{Afl}} * 100$$

(Equação 5)

Em que:

% Remoção = Eficiência de remoção (%);

Valor_{Afl} = Concentração do parâmetro no afluente (mg L^{-1});

Valor_{Efl} = Concentração do parâmetro no efluente (mg L^{-1}).

O balanço de massa do NT e PT foi calculado de forma similar a Wu *et al.* (2013a), conforme Equação 6.

$$N_{afluente} - N_{efluente} = N_{planta} + N_{substrato} + N_{outros}$$

(Equação 6)

Em que:

N_{afluente} = taxa de carregamento dos nutrientes no afluente ($\text{g m}^{-2} \text{b}^{-1}$);

N_{efluente} = taxa de carregamento no efluente ($\text{g m}^{-2} \text{b}^{-1}$);

N_{planta} = taxa de carregamento retida nas plantas ($\text{g m}^{-2} \text{b}^{-1}$);

$N_{\text{substrato}}$ = taxa de carregamento retida no substrato ($\text{g m}^{-2} \text{b}^{-1}$);

N_{outros} = taxa de carregamento de nutrientes removida por outras vias ($\text{g m}^{-2} \text{b}^{-1}$).

*b = batelada

4.6.7 Análise estatística

As análises estatísticas dos dados foram realizadas usando o *software* livre BioEstat 5.0. A partir de determinações dos parâmetros físico-químicos das amostras do afluente e efluente dos sistemas, foi aplicado o teste de Shapiro-Wilk (teste-W) para verificação da normalidade dos dados, considerando o p-valor obtido maior que o nível de significância de 0,05.

No caso dos dados com distribuição normal, foi aplicado o teste paramétrico ANOVA, seguido do teste de Tukey, para comparações múltiplas de médias entre os resultados. O Teste de Kruskal-Wallis foi utilizado para verificar diferença estatística para os dados sem distribuição normal.

Para avaliar o melhor substrato utilizado nos sistemas, os sistemas foram comparados em relação à remoção dos parâmetros avaliados e as seguintes hipóteses foram aventadas:

H_0 : A diferença de substrato não interfere na remoção do parâmetro avaliado;

H_1 : A diferença de substrato interfere na remoção do parâmetro avaliado.

Para todas as avaliações e comparações, a hipótese nula foi rejeitada para p-valor $\leq 0,05$, sendo aceita então a hipótese alternativa nestas condições.

Para avaliar o efeito da variação nas Etapas no desempenho do tratamento dos sistemas, foi utilizado o teste-t pareado de amostras independentes, para nível de significância de 5%, p-valor $\leq 0,05$, com as seguintes hipóteses aventadas:

H_0 : A diferença entre as Etapas não interfere na remoção do parâmetro avaliado;

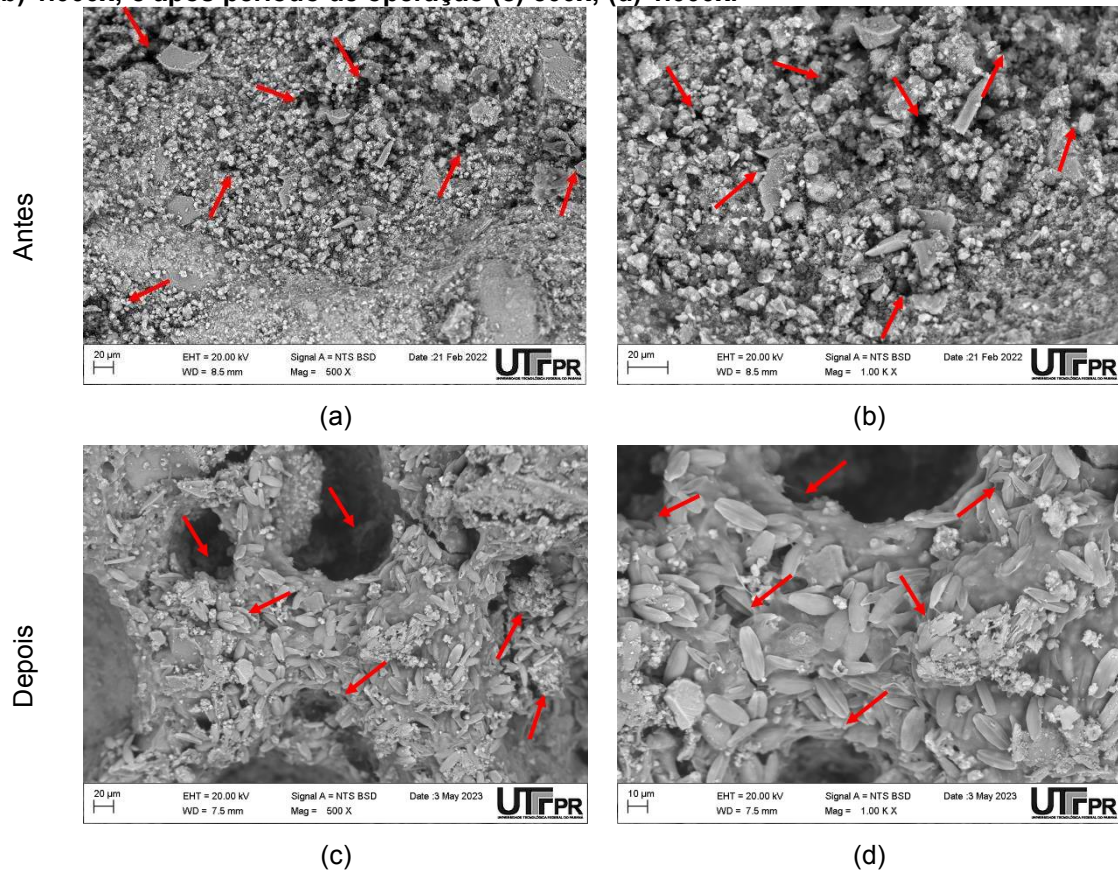
H_1 : A diferença entre as Etapas interfere na remoção do parâmetro avaliado.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Caracterização dos substratos

As fotomicrografias das superfícies externas dos substratos por microscopia eletrônica de varredura (MEV) antes do experimento nas ampliações de 500 e 1.000x são apresentadas na Figura 19, 20 e 21.

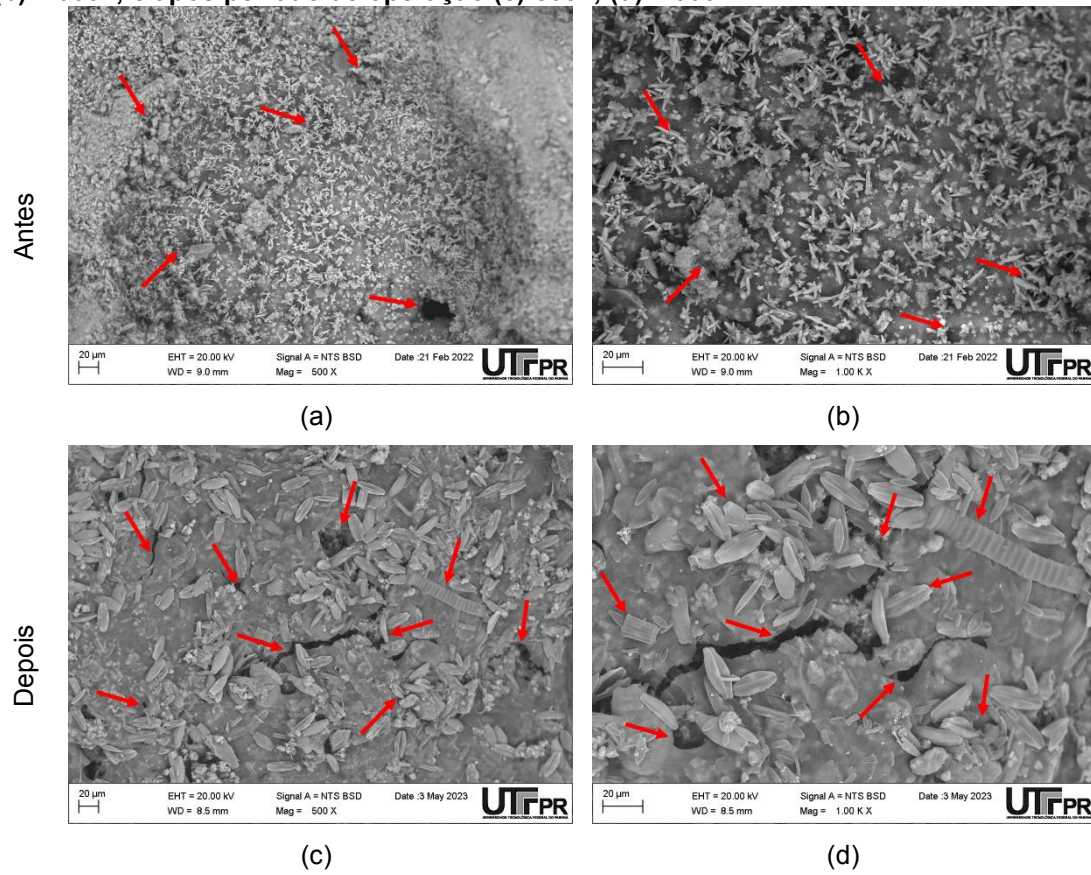
Figura 19 - Fotomicrografias obtidas por MEV para amostras de CA antes da operação (a) 500x; (b) 1.000x; e após período de operação (c) 500x; (d) 1.000x.



Setas vermelhas indicam fissuras, poros e partículas agregadas de tamanhos não homogêneos.

Fonte: Autoria própria (2023)

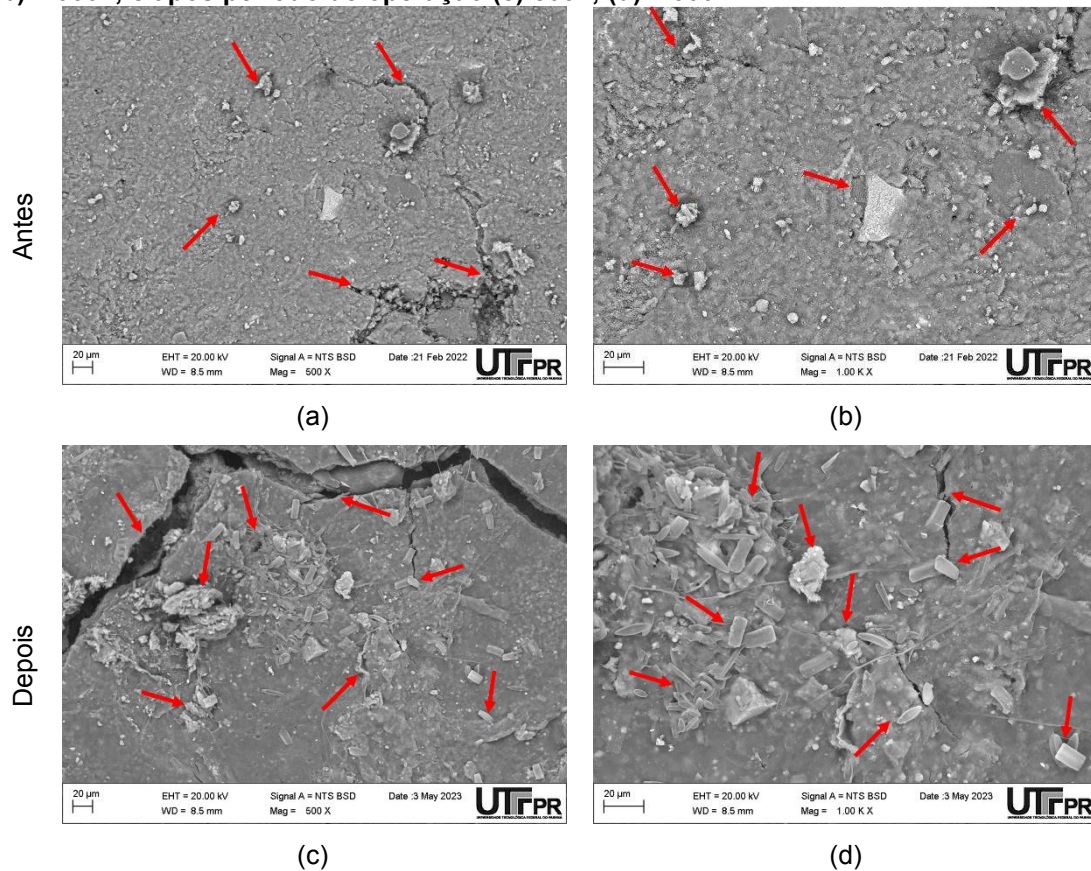
Figura 20 - Fotomicrografias obtidas por MEV para amostras de CQA antes da operação (a) 500x; (b) 1.000x; e após período de operação (c) 500x; (d) 1.000x.



Setas vermelhas indicam fissuras, poros e partículas agregadas de tamanhos não homogêneos.

Fonte: Autoria própria (2023)

Figura 21 - Fotomicrografias obtidas por MEV para amostras de CV antes da operação (a) 500x; (b) 1.000x; e após período de operação (c) 500x; (d) 1.000x.



Setas vermelhas indicam fissuras, poros e partículas agregadas de tamanhos não homogêneos.

Fonte: Autoria própria (2023)

Nas amostras do CA (Figura 19, a e b) antes do tratamento foram verificados poros de diferentes tamanhos e com distribuição não uniforme. Segundo Schober (2011), o CA é composto por diferentes poros decorrentes do espaço originalmente preenchido com água e parcialmente ocupado por produtos da reação durante a pré-cura e a autoclavagem.

Embora os espaços de vazios permaneçam praticamente idênticos durante a fabricação do CA, diferentes reações podem ocorrer dependendo dos produtos usados na hidratação. Segundo Narayanan e Ramamurthy (2000), uma parte do material silicioso refinado reage quimicamente com materiais calcários como a cal (matéria-prima) e cal da hidratação do cimento na etapa de autoclavagem, originando uma estrutura microcristalina com superfície específica.

De acordo com Hamad (2014), a permeabilidade do concreto aerado é influenciada pelo tipo, tamanho e distribuição dos poros. O autor classifica os poros em poros abertos, que se conectam ao limite externo do material e contribuem para a

permeabilidade do concreto, e poros fechados que são isolados do lado de fora e podem conter diferentes materiais. Kuhn (2022), por meio da análise de adsorção/dessorção de nitrogênio pelo método de BET, avaliou o volume total de microporos presentes em CA e CQA e obteve valores de 0,008, 0,006 cm³ g⁻¹, respectivamente.

Nas amostras do CQA (Figura 20, a e b) pode-se notar modificação na superfície do concreto aerado após o processo de ativação. Enquanto a superfície do CA é composta por diferentes partículas granulares irregulares e partículas esféricas de diferentes tamanhos, a superfície do CQA está envolta por diversos cristais provenientes da ativação química com cimento branco.

Nas amostras da cerâmica vermelha, é possível observar poros, partículas agregadas de tamanhos não homogêneos e algumas fissuras na superfície do material. Cabral *et al.* (2021) indicaram que a presença de poros e fissuras na superfície da cerâmica vermelha pode favorecer o acúmulo de poluentes na superfície do material.

Edet e Ifelebuegu (2020) obtiveram morfologia semelhante ao analisarem fragmentos de tijolo antes da adsorção que apresentaram superfície rugosa e irregular com poros visíveis medindo entre 2 e 10 µm de diâmetro. Segundo os autores, a superfície irregular e a presença de poros podem contribuir para o aumento da área superficial, como sítios ativos para adsorção de fosfatos. De acordo com Abou-Elela *et al.* (2019), estruturas rugosas e porosas encontradas na superfície dos materiais favorecem a fixação e o crescimento de microrganismos.

Diversos fatores podem influenciar o processo de adsorção, incluindo as características do adsorvato e do adsorvente, como a área superficial. Cabral *et al.* (2021) obtiveram área superficial específica de 0,39 m² g⁻¹ para a cerâmica vermelha e Kuhn *et al.* (2023) verificaram áreas superficiais específicas de 39,56 m² g⁻¹ para CA e 41,32 m² g⁻¹ para CQA.

Após o tratamento, ocorreram modificações na superfície de todos os materiais analisados. Essas mudanças podem estar relacionadas à adsorção de poluentes e ao crescimento microbiano. O material CV (Figura 21, c e d) apresentou alterações menos significativas em sua superfície. Por outro lado, tanto o CA (Figura 19, c e d) quanto o CQA (Figura 20, c e d) exibiram um maior número de agregados e um aumento na população bacteriana em seus poros abertos, nos quais eles são capazes de penetrar.

Na Tabela 6 são apresentados os resultados da análise elementar qualitativa para o CV, CA e CQA antes do experimento.

Tabela 6 – Resultado das análises de EDS com a composição química (%) dos substratos, antes e depois do tratamento

| | Material | C | O | Mg | Al | Si | Ca | Fe | Outros | Total |
|-------|----------|----|----|----|----|----|----|----|--------|-------|
| Antes | CA | 10 | 47 | 2 | 5 | 15 | 16 | 4 | 1 | 100 |
| Após | | 27 | 47 | - | - | 24 | 1 | - | 1 | 100 |
| Antes | CQA | 11 | 52 | 1 | 2 | 11 | 21 | 1 | 1 | 100 |
| Após | | 30 | 46 | - | - | 19 | 4 | - | 1 | 100 |
| Antes | CV | 8 | 48 | - | 7 | 22 | - | 7 | 1 | 100 |
| Após | | 33 | 49 | - | 3 | 12 | - | 2 | 1 | 100 |

Legenda: C:Carbono; O: Oxigênio; Mg: Magnésio; Al: Alumínio; Si: Silício; Ca: Cálcio; Fe: Ferro. **Fonte: Autoria própria (2023)**

Os elementos químicos mais encontrados na composição da cerâmica vermelha foram oxigênio (O), silício (Si) e carbono (C), similar aos resultados de Marcelino *et al.* (2020) de 42% de O, 22% de C e 16% de Si; Edet e Ifelebuegu (2020) de SiO₂ (52%), CaO (21%), Al₂O₃ (16%), Fe₂O₃ (8%) e MgO (1%); Zhang *et al.* (2018) de SiO₂ (72%), Al₂O₃ (13%), Fe₂O₃ (4%), CaO (1%); e Moukannaa *et al.* (2020) de SiO₂ (35%), Al₂O₃ (7%), Fe₂O₃ (2%), CaO (14%) e MgO (10%) em fragmentos de tijolo.

Segundo Lisboa *et al.* (2016), a composição química e mineralógica da matéria-prima utilizada para fabricação do tijolo é o que estabelece a presença predominante dos elementos dióxido de silício (SiO₂), óxido de ferro (III) (Fe₂O₃), óxido de cálcio (CaO), óxido de sódio (Na₂O) e óxido de potássio (K₂O) em sua composição.

Na composição do concreto aerado autoclavado os elementos predominantes foram O (47%), Ca (16%), Si (15%) e C (10%), similares aos resultados de Bao *et al.* (2016) de SiO₂ (44%), CaO (24%), óxido de alumínio (Al₂O₃, 16%), Fe₂O₃ (4%); Abou-Elela *et al.* (2019) de SiO₂ (45%), CaO (25%), Al₂O₃ (17%), além de pequenas quantidades de sódio, potássio e magnésio na forma de óxidos de enxofre; e Kumara *et al.* (2019) de SiO₂ (48%), CaO (33%), Al₂O₃ (3%), SO₃ (2%) e Fe₂O₃ (2%).

Após a ativação química com cimento branco, houve aumento de 5% de O e Ca e diminuição de 3% de Al e Fe na composição do material CQA. Em estudos com cimento Portland branco, Love *et al.* (2007) verificaram composição de 71% de CaO, 25% de SiO₂ e 2% de Al₂O₃. Maruyama *et al.* (2017) reportaram 66% de CaO, 22% de SiO₂, 5% de Al₂O₃, 2% de SO₃ e 1% de MgO. A ativação química empregada no CA tem por finalidade modificar a superfície do adsorvente, promovendo aumento da

sua capacidade de adsorção. O predomínio de CaO e SiO₂ na composição do cimento Portland branco promoveu aumento de Ca e O na superfície do CA.

Matsui *et al.* (2011) citam que os elementos químicos passam por processo de dissolução durante a etapa de autoclavagem, e dependendo do tipo de sílica utilizada na fabricação do concreto aerado é possível encontrar material remanescente na superfície do concreto. Ainda segundo os autores, os íons alcalinos presentes no cimento usado como matéria-prima também têm influência na dissolução do quartzo. A ligação entre o C-S-H com elevada relação Ca/Si tende a ter cadeias curtas de silicato e é mais provável que seja transformado em tobermorita do que aquele com menor relação Ca/Si.

Os grupos hidroxila desempenham um papel relevante na troca iônica com o fosfato, graças às ligações Ca – OH e Si – OH, como observado por Fang *et al.* (2018). Em relação à adsorção do íon NH₄⁺ presente nas águas residuais ocorre por meio da presença de cátions, tais como potássio (K⁺), sódio (Na⁺), cálcio (Ca²⁺) e magnésio (Mg²⁺), os quais criam locais de troca catiônica na superfície dos elementos (SAEED *et al.*, 2022).

Após o tratamento, tanto o material CA quanto o CQA apresentaram uma diminuição dos elementos Mg, Fe e Al para 0%, e uma redução para 1% e 4% para o elemento Ca, respectivamente. Além disso, nesses substratos, houve um aumento na concentração de Si para 24% e 19%, respectivamente. No material CV, houve uma redução para 3% para o elemento Al, 11% para o elemento Si e 2% para o elemento Fe. Em todos os substratos, observou-se um aumento na concentração de C.

Para Cabral *et al.* (2021), o tijolo (cerâmica vermelha) possui uma ótima capacidade de troca catiônica, devido às substituições isomórficas presentes na argila que é a propriedade de troca de átomos de Si⁴⁺ por Al³⁺ nas folhas tetraédricas ou de Al³⁺ nas folhas octaédricas.

A efetividade da adsorção nos materiais utilizados no preenchimento dos WC é influenciada por sua composição química (Ca, Mg, Si, Al e Fe) e a estrutura física, como porosidade, área superficial específica, distribuição granulométrica e capacidade de troca iônica. Desta forma, o conhecimento das propriedades do material possibilita melhorar o tratamento do afluentes e prolongar a vida útil do sistema (VYMAZAL, 2007; ALTAMIRA-ALGARRA *et al.*, 2022; JI *et al.*, 2022).

Nas análises de Difração de Raios-X (DRX), Kuhn *et al.* (2023) verificaram fases cristalinas de quartzo (SiO₂), calcita (CaCO₃) e bornita (Cu₅Fe₂S₄) em CA e

CQA. Para o CA, foi observado um pico intenso de quartzo em $2\theta = 26^\circ$ antes e após a adsorção e picos de menor intensidade de bornita após a adsorção de fosfato. Para o CQA, foi observado um pico intenso de quartzo em $2\theta = 26^\circ$ antes e após a adsorção e poucas variações entre os difratogramas antes e após a adsorção.

Nas análises de Fluorescência de Raios-X (FRX), os autores obtiveram SiO₂ (58,88%, 24,03% e 26,34%), CaO (9,91%, 59,52%, 64,78%), Fe₂O₃ (6,76%, 0,17% e 0,28%), Al₂O₃ (5,87%, 9,62% e 6,13%) e SO₃ (13,76%, 5,76% e 2,16%) para as amostras de CA, CQA, e CV, respectivamente, apresentando mais de 80% da composição destes materiais antes da adsorção.

As avaliações realizadas por Cabral *et al.* (2021) para cerâmica vermelha demonstraram que os compostos majoritariamente detectados nas amostras foram os óxidos de silício (SiO₂) e de alumínio (Al₂O₃), representando cerca de 90% da composição do material. Além disso, os valores das análises de FRX permitiram verificar presença das fases cristalinas de quartzo (SiO₂), corundum (Al₂O₃) e escolaita (Cr₂O₃) na cerâmica.

5.2 Avaliação do comportamento dos Wetlands

Na Tabela 7 são apresentados os valores da média aritmética (Méd.), desvio padrão (DP), coeficiente de variação (CV) e valores mínimo (Mín.) e máximo (Máx.) para os parâmetros T, pH, E_H, OD e AT nas amostras do afluente e efluente do WC-CV, WC-CA e WC-CQA durante as Etapas I (amostragem após 24 h) e II (amostragem após 48 h).

medições diárias de temperatura atmosférica e do líquido foram realizadas a 10 cm abaixo da superfície do sistema de forma automatizada.

Na Etapa I a temperatura atmosférica média foi de 19,2 °C, com valor mínimo de 10,8 °C e máximo de 31,7 °C. Os valores de temperatura variaram de 14,4 a 19,8 °C nas amostras do afluente e de 11,4 a 21,2 °C nas amostras do efluente.

Na Etapa II a temperatura atmosférica média foi de 21,4 °C, com mínima de 14 °C e máxima de 32,5 °C. Os valores de temperatura variaram de 17,6 a 25,6 °C nas amostras do afluente e de 16,2 a 27,5 °C nas amostras do efluente.

De acordo com Vymazal (2007), a nitrificação em WC é favorecida na faixa de temperatura entre 16,5 e 32 °C, enquanto a desnitrificação ocorre lentamente em temperaturas próximas a 5 °C, aumentando exponencialmente com o aumento da temperatura até atingir estagnação entre 20 e 25 °C, desde que outros fatores

ambientais não interfiram. Desta forma, os resultados de temperatura nas amostras do afluente e efluente desta pesquisa estão de acordo com os valores estabelecidos na literatura para os processos de nitrificação e desnitrificação (atividade microbiológica).

Tabela 7 – Resultados da estatística descritiva obtidos no monitoramento das Etapas I e II

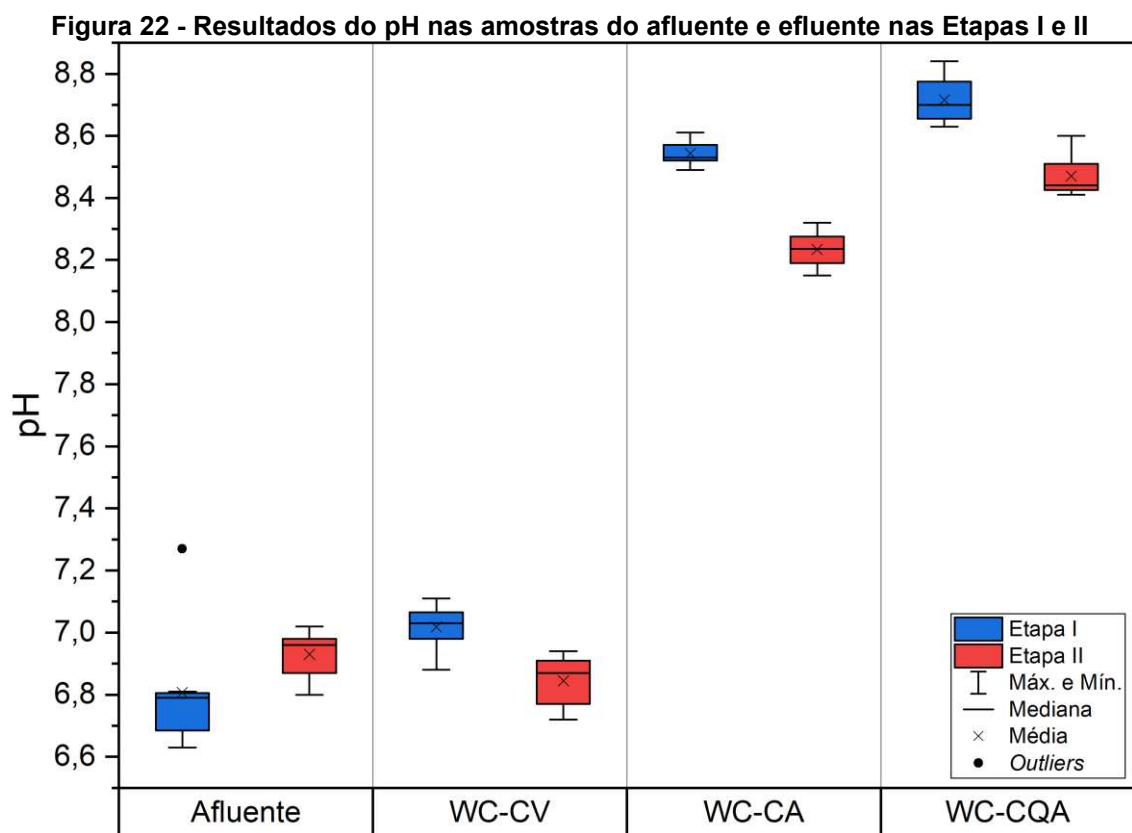
| n | | Etapa I | | | | | Etapa II | | | | |
|---|-----|---------|-----|----------------|-----|-------|----------|-----|----------------|-----|-------|
| | | T | pH | E _H | OD | AT | T | pH | E _H | OD | AT |
| 8 | Méd | 17,9 | 6,8 | 62,0 | 0,4 | 63,2 | 23,4 | 6,9 | 75,0 | 0,8 | 64,6 |
| 8 | DP | 1,8 | 0,1 | 32,5 | 0,1 | 8,3 | 2,5 | 0,1 | 35,6 | 0,2 | 10,4 |
| 8 | CV | 10% | 1% | 52% | 25% | 13% | 11% | 1% | 47% | 25% | 16% |
| 8 | Mín | 14,4 | 6,6 | 15,0 | 0,2 | 50,2 | 17,6 | 6,8 | 16,0 | 0,5 | 45,7 |
| 8 | Máx | 19,8 | 6,9 | 107,0 | 0,5 | 77,0 | 25,6 | 7,0 | 120,0 | 1,0 | 75,9 |
| 8 | Méd | 16,8 | 7,0 | -33,0 | 1,0 | 69,6 | 22,1 | 6,8 | 19,0 | 1,4 | 80,7 |
| 8 | DP | 2,2 | 0,1 | 24,6 | 0,4 | 6,0 | 2,7 | 0,1 | 35,1 | 0,3 | 17,8 |
| 8 | CV | 13% | 1% | -76% | 45% | 9% | 12% | 1% | 186% | 25% | 22% |
| 8 | Mín | 11,4 | 6,9 | -64,0 | 0,3 | 61,4 | 16,2 | 6,7 | -61,0 | 0,5 | 62,5 |
| 8 | Máx | 21,2 | 7,1 | 11,0 | 1,8 | 77,0 | 27,5 | 6,9 | 51,0 | 1,6 | 102,6 |
| 8 | Méd | 16,8 | 8,5 | -98,0 | 0,8 | 130,8 | 22,1 | 8,2 | -39,0 | 1,4 | 124,8 |
| 8 | DP | 2,2 | 0,0 | 30,2 | 0,3 | 6,0 | 2,7 | 0,1 | 54,3 | 0,4 | 6,9 |
| 8 | CV | 13% | 0% | -31% | 45% | 5% | 12% | 1% | -138% | 25% | 6% |
| 8 | Mín | 11,4 | 8,5 | -145 | 0,2 | 118,2 | 16,2 | 8,1 | -120 | 0,7 | 113,8 |
| 8 | Máx | 21,2 | 8,6 | -64,0 | 1,3 | 138,3 | 27,5 | 8,3 | 39,0 | 1,5 | 135,0 |
| 8 | Méd | 16,8 | 8,7 | -110 | 0,7 | 111,3 | 22,1 | 8,5 | -68,0 | 1,1 | 92,3 |
| 8 | DP | 2,2 | 0,0 | 29,9 | 0,3 | 11,4 | 2,7 | 0,1 | 64,3 | 0,3 | 17,8 |
| 8 | CV | 13% | 0% | -27% | 47% | 10% | 12% | 1% | -95% | 26% | 19% |
| 8 | Mín | 11,4 | 8,6 | -166 | 0,2 | 97,1 | 16,2 | 8,4 | -143 | 0,5 | 65,8 |
| 8 | Máx | 21,2 | 8,8 | -73,0 | 1,0 | 129,4 | 27,5 | 8,6 | 35,0 | 1,3 | 118,3 |

Legenda: Méd – média aritmética; DP – desvio padrão; CV – Coeficiente de Variação; Mín – valor mínimo; Máx – valor máximo; T (°C) – temperatura do líquido; pH – potencial Hidrogeniônico; E_H (mV) – potencial de oxirredução; OD (mgO₂ L⁻¹) – oxigênio dissolvido; AT (mgCaCO₃ L⁻¹) – Alcalinidade total. **Fonte: Autoria própria (2023)**

Os valores do pH nas amostras do afluente variaram de 6,6 a 7,0 (Figura 22), o que pode favorecer o processo de amonificação de acordo com Cooper *et al.* (1996) que recomendam a faixa de 6,5 a 8,5. Valores similares foram obtidos por Caputo *et al.* (2019) de 7,2 para águas cinzas na alimentação de WC vegetados com cana-índica (*Canna x generalis*) e cavalinha gigante (*Equisetum giganteum*) e por Marcelino *et al.* (2020) de 7,2 para efluente sintético na alimentação de WCV vegetados com *Pistia stratiotes*.

Nas amostras dos efluentes, os valores do pH variaram de 6,9 a 7,1 no WC-CV, 8,5 a 8,6 no WC-CA e de 8,6 a 8,8 no WC-CQA (Tabela 7), indicando diferença significativa ($p\text{-valor} \leq 0,05$) entre as amostras analisadas na Etapa I.

Comportamento similar foi verificado na Etapa II, na qual os valores do pH variaram de 6,7 a 6,9 no WC-CV, 8,1 a 8,3 no WC-CA e 8,4 a 8,6 no WC-CQA (Tabela 7 e Figura 22), ou seja, com diferença significativa ($p\text{-valor} \leq 0,05$) entre as amostras dos efluentes analisadas. Os valores do pH nas amostras do afluente e efluente nas Etapas I e II podem ser visualizados na Figura 22.



Pela representação gráfica na Figura 22, nota-se que as distribuições dos afluentes e efluentes dos sistemas WC-CV na Etapa II, com medianas superiores às

médias. Em contrapartida, na Etapa I, as distribuições dos afluentes e efluentes do WC-CA e WC-CQA foram assimétricas positivas. A distribuição simétrica dos dados foram observadas apenas para o WC-CA na Etapa I.

Li *et al.* (2021) obtiveram resultados semelhantes aos das amostras dos efluentes do WC-CA e WC-CQA. Durante a operação com um TDH de 24 h, os autores observaram que as amostras de efluentes de WCV (com capacidade para 19,5 litros) preenchidos com resíduos da construção civil apresentaram valores que indicavam uma tendência em direção à alcalinidade, variando entre 8,63 e 8,73.

Renman (2012) e Castellar *et al.* (2019) demonstraram que o uso de concreto aerado autoclavado como substrato resultou em efluentes com pH alcalino. Renman (2012) observaram valores de pH variando de 8,5 a 9,3 em efluente pós-tratado e Castellar *et al.* (2019) obtiveram pH de 8,5 em efluente, após processo para recuperação de fósforo em meio líquido.

Alguns autores afirmam que o aumento do pH é resultado da presença de compostos alcalinizantes na composição dos materiais usados como substrato em sistemas de WC, como o calcário utilizado na fabricação do CA, considerado como maior contribuinte para tamponamento de efluentes (NAMSONE *et al.*, 2017; KUMARA *et al.*, 2019). De acordo com os resultados, a ativação química contribuiu para o aumento do pH no efluente tratado no WC-CQA.

Foi observada diferença significativa (p -valor $\leq 0,05$) nas etapas experimentais ao comparar os valores do pH das amostras de efluentes dos sistemas WC-CA e WC-CQA. Houve diminuição do pH da amostra de efluente em relação à amostra de afluente na Etapa II no WC-CV, possivelmente devido à degradação da matéria orgânica carbonácea e à nitrificação, o que resultou no consumo de alcalinidade (SAEED E SUN, 2012).

Na literatura são recomendadas as faixas ótimas do pH de 7,2 a 8,2 para o processo de nitrificação e de 7,0 a 7,5 para o processo de desnitrificação. Além disso, é apontada limitação para o processo de desnitrificação em $pH \leq 6,0$ e $pH > 8,0$ (WPC, 1983; USEPA, 1975; VYMAZAL, 2007). Embora os valores do pH se mantiveram próximos às faixas ideais para nitrificação e desnitrificação para as amostras do WC-CV, os valores ficaram ligeiramente acima dos valores recomendados para WC-CA e WC-CQA.

De acordo com Matos *et al.* (2010), valores do potencial redox (E_H) inferiores a -100 mV indicam ambiente anaeróbio, valores entre -100 mV e +100 mV indicam ambiente anóxico e valores superiores a +100 mV indicam ambiente aeróbio.

Os valores do E_H nas amostras do afluente variaram de +15 a +107 mV na Etapa I e de +16 a +120 mV na Etapa II, com concentração média de oxigênio dissolvido (OD) inferior a $0,99 \text{ mgO}_2 \text{ L}^{-1}$.

Na Etapa I, os valores do E_H nas amostras do efluente variaram de -64 a +11 mV no WC-CV, -165 a -110 mV no WC-CA e -166 a -73 mV no WC-CQA. Na Etapa II, os valores do E_H nas amostras do efluente variaram de -61 a +51 mV no WC-CV, -120 a +39 mV no WC-CA e -143 a +35 mV no WC-CQA. Assim, foi possível verificar ambiente anóxico no sistema WC-CV e ambiente anóxico e levemente anaeróbio nos sistemas WC-CA e WC-CQA.

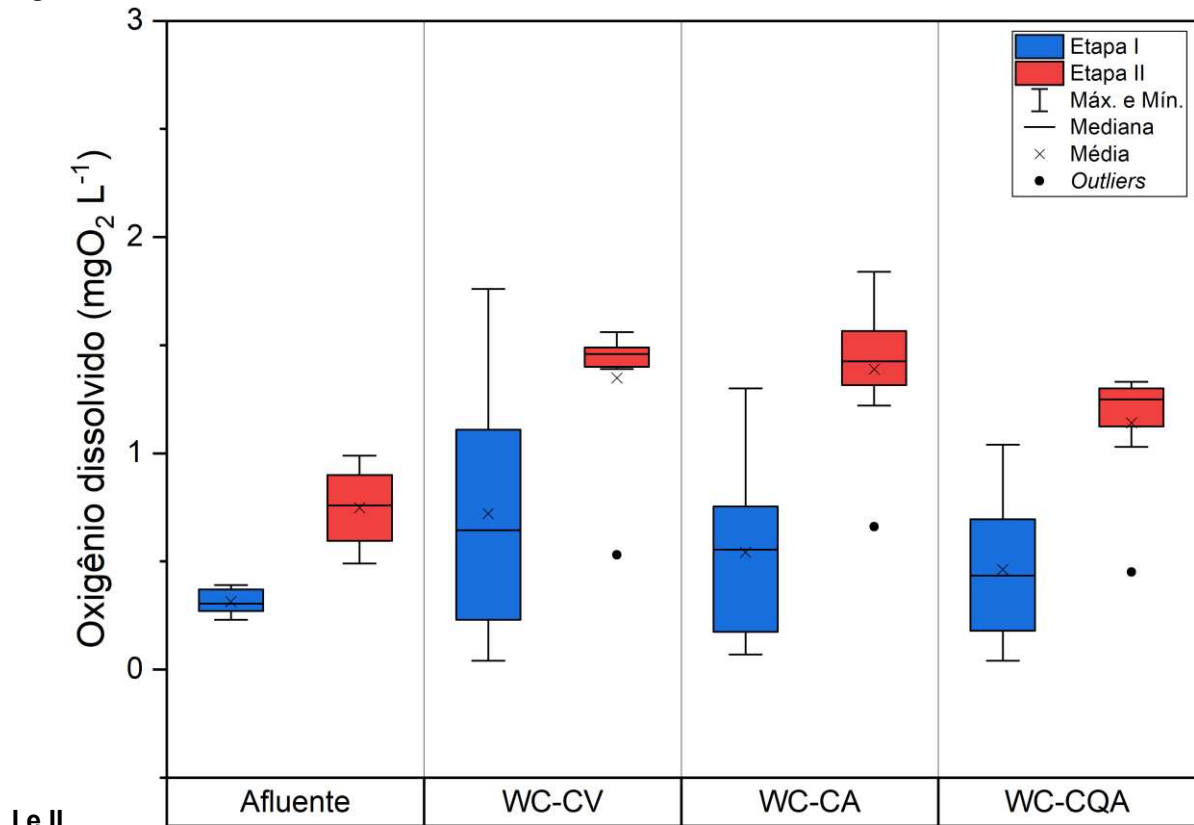
Resultados semelhantes aos verificados neste estudo foram reportados na literatura por Lima *et al.* (2018) que observaram condições anóxicas ($+47 \pm 17 \text{ mV}$) operando WCV (12 L) com alimentação em ciclos de 24 h; e Marcelino *et al.* (2020) que obtiveram E_H médio de +72 mV, +88 mV e +85 mV em WCV preenchidos com argila expandida, porcelanato e cerâmica vermelha, respectivamente. Os valores indicaram tendência para ambiente anóxico e levemente aeróbio. Zhao *et al.* (2022) observaram transformação das condições aeróbias para anóxicas com o aumento da profundidade e do consumo de OD em WCV (39 L).

Com base nos resultados obtidos nesta pesquisa, os ciclos biogeoquímicos de elementos como carbono e nitrogênio podem ser praticamente fechados nos WC (nitrificação e desnitrificação simultâneas), devido às condições *redox* presentes (BARRETO, 2016).

A concentração de oxigênio dissolvido (OD) interfere diretamente nas atividades das comunidades microbiológicas. A disponibilidade do OD no meio pode limitar o crescimento microbiano, influenciando diretamente os processos de nitrificação e desnitrificação (METCALF E EDDY, 2016). Segundo estes autores, concentrações de OD superiores a $2 \text{ mgO}_2 \text{ L}^{-1}$ favorecem a nitrificação e concentrações inferiores a $0,5 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ favorecem a desnitrificação.

Na Figura 23 são apresentados os resultados das concentrações de oxigênio dissolvido nas amostras do afluente e efluente no WC-CV, WC-CA e WC-CQA nas Etapas I e II.

Figura 23 - Variação das concentrações de OD nas amostras do afluente e efluente nas Etapas



Fonte: Autoria própria (2023)

Na Figura 23 é possível observar maior dispersão do conjunto de dados do WC-CV com os valores da mediana inferiores aos da média, ou seja, variação positivamente assimétrica. Por outro lado, os dados do WC-CQA na Etapa II (48 h) resultaram assimétricos negativos.

Durante o período de monitoramento, as concentrações de OD nas amostras do afluente variaram entre 0,20 e 0,99 mgO₂ L⁻¹, favorecendo o crescimento de microrganismos heterotróficos facultativos e anaeróbios. A presença destes organismos pode ser evidenciada também pela geração de alcalinidade nos sistemas.

Na Etapa I, os valores médios de OD do efluente resultaram em $0,98 \pm 0,44$ mgO₂ L⁻¹ no WC-CV, $0,76 \pm 0,34$ mgO₂ L⁻¹ no WC-CA, e $0,66 \pm 0,31$ mgO₂ L⁻¹ no WC-CQA. Não houve diferença estatisticamente significativa entre os resultados do WC-CV e WC-CA (p-valor = 0,372), WC-CV e WC-CA (p-valor = 0,150) e WC-CA e WC-CQA (p-valor = 0,584).

Para Etapa II os valores médios de OD nas amostras do efluente resultaram em $1,39 \pm 0,35$ mgO₂ L⁻¹ para o WC-CV, $1,39 \pm 0,35$ mgO₂ L⁻¹ para o WC-CA e $1,14 \pm 0,29$ mgO₂ L⁻¹ para o WC-CQA. Não houve diferença significativa entre WC-CV e

WC-CA (p-valor = 0,380), WC-CV e WC-CQA (p-valor = 1,972), e WC-CA e WC-CQA (p-valor = 2,352).

Pode-se observar que durante as etapas, as concentrações de OD no efluente aumentaram em todos os sistemas, quando comparadas aos valores de OD no afluente, indicando oxigenação do meio resultado do modelo e da forma como o sistema é alimentado. Os modelos de WCV com alimentação em batelada, beneficiam por meio de convecção e difusão atmosférica, enriquecendo os biofilmes de oxigênio. Além disso, a porosidade do material utilizado também pode contribuir para uma boa oxigenação do sistema (VYMAZAL, 2014).

Lima (2018), operando WCV com diferentes substratos obteve valores de concentração de OD que variaram de 0,11 a 0,50 mg L⁻¹ nas amostras do afluente e concentrações de OD nos efluentes que variaram de 0,56 a 2,26 mgO₂ L⁻¹ utilizando argila expandida, 0,52 a 2,21 mgO₂ L⁻¹ utilizando tijolo, e 0,70 a 1,71 mgO₂ L⁻¹ utilizando brita. De acordo com os testes estatísticos, houve diferença significativa (p-valor ≤ 0,05) nas concentrações, indicando ocorrência de oxigenação do meio atribuída à alimentação em batelada como o principal fator responsável pelo aumento de OD nos sistemas com substrato.

Avaliando a influência do tempo de amostragem, pode-se verificar que estatisticamente, houve diferença significativa (p-valor ≤ 0,05) entre os sistemas, cuja concentração de OD nas amostras com 48 h ficaram acima dos valores encontrados em 24 h. Este aumento pode ter relação com o período de crescimento acelerado das macrófitas, que quase dobrou durante este período. A medida que a densidade das plantas aumenta, aumenta também a participação do processo no qual o oxigênio é transferido através do sistema radicular das macrófitas, podendo suprir as necessidades de oxigênio do sistema (SHU *et al.*, 2015; SUN *et al.*, 2019).

A alcalinidade total variou entre 45 a 76 mgCaCO₃ L⁻¹ nas amostras do afluente durante o período de monitoramento dos WC. Na Etapa I, os valores médios nas amostras do efluente foram de 69 ± 5 mgCaCO₃ L⁻¹ no WC-CV, 130 ± 6 mgCaCO₃ L⁻¹ no WC-CA e 111 ± 11 mgCaCO₃ L⁻¹ no WC-CQA. Foi observada diferença significativa (p-valor ≤ 0,05) entre os materiais usados como substrato.

Foram verificados valores mais altos de alcalinidade total no WC-CA e WC-CQA, o que pode estar relacionado aos grupos funcionais (carbonatos e hidroxilas) presentes nestes materiais conforme observado por Cabral *et al.* (2021) e Kumara *et al.* (2019).

Segundo Metcalf e Eddy (2016), hidróxidos [OH⁻], carbonatos [CO₃²⁻] e bicarbonatos [HCO₃⁻] de elementos como cálcio, magnésio, sódio, potássio e amônia, podem ser encontrados na composição do material utilizado como substrato e provavelmente estão relacionados com o aumento da alcalinidade do efluente. Como há consumo da alcalinidade durante o processo de nitrificação no qual há consumo de 7,14 g de CaCO₃⁻ ou 8,64 g de HCO₃⁻ para oxidação de 1,0 g de NH₄⁺, deve-se assegurar a presença de bicarbonato no meio.

Na Etapa II, os valores médios de alcalinidade total nas amostras do efluente foram de 80 ± 17 mgCaCO₃ L⁻¹ no WC-CV, 124 ± 6 mgCaCO₃ L⁻¹ no WC- CA e 92 ± 17 mgCaCO₃ L⁻¹ no WC-CQA. Não houve diferença significativa (p-valor > 0,05) entre WC-CV e WC-CQA.

Avaliando a influência do tempo, pode-se verificar que não houve diferença significativa entre o tratamento no WC-CV e WC-CA (p-valor = 0,1321) e (p-valor = 0,084) quando o tempo de contato foi alterado de 24 h para 48 h. Entretanto, o WC-CQA apresentou diferença significativa (p-valor ≤ 0,05) no aumento do tempo de contato de 24 para 48 h. Segundo Lee *et al.* (2009), o processo de nitrificação pode contribuir para redução da alcalinidade no meio, o que pode explicar a mudança nos resultados de alcalinidade total obtidos na Etapa II em comparação aos da Etapa I para o WC-CQA.

Além das propriedades físico-químicas do material auxiliarem no tamponamento durante o consumo da alcalinidade na nitrificação, há também a geração de alcalinidade durante a desnitrificação (SAEED E SUN, 2012), que pode contribuir para que os resultados das Etapas I e II não apresentem diferença significativa no WC-CA e WC-CV.

Varma *et al.* (2021) reportaram a adição de fonte externa de alcalinidade como forma de estabilizar o pH da água entre 7,5 e 8,0 para que ocorra o processo de nitrificação. Venske (2017) indicou o calcário como um dos principais responsáveis pelo aumento da alcalinidade em um WCV preenchido com resíduos de construção e demolição, resultado da composição do material utilizado para fabricação do cimento e da cal hidratada.

5.3 Avaliação dos Wetlands em termos de matéria carbonácea, nitrogenada e fosfatada

Nas Tabelas 8, 9 e 10 são apresentados os valores da média aritmética (Méd.), desvio padrão (DP), coeficiente de variação (CV), mínimo (Mín.), máximo (Máx.) e eficiência de remoção dos parâmetros DQO, NTK, N-Amon, NO_2^- , NO_3^- e PT nas amostras do afluente e no efluente do WC-CV, WC-CA e WC-CQA operados nas Etapas I, II e III. As taxas de carregamento orgânico aplicada (TCap.), as taxas de carregamento remanescentes (TCrem.) e as eficiências de remoção são apresentadas nas Tabelas 8, 9 e 10.

Tabela 8 - Taxas de carregamento orgânicos e inorgânico para os parâmetros DQO, NTK, N-Amon, NO₂⁻, NO₃⁻ e PT aplicada na Etapas I (24 h)

| Parâmetros | Afluente | | | | | WC-CV | | | | | WC-CA | | | | | WC-CQA | | | | |
|-----------------------------------|--------------------|------|-----|-------|-------|--------------------|------|-----|------|-------|--------------------|------|-----|-------|-------|--------------------|------|-----|-------|-------|
| | Méd | DP | CV | Mín | Máx | Méd | DP | CV | Mín | Máx | Méd | DP | CV | Mín | Máx | Méd | DP | CV | Mín | Máx |
| DQO | 199,2 ^a | 14,0 | 0,1 | 174,1 | 218,5 | 58,7 ^b | 13,3 | 0,2 | 38,9 | 76,4 | 57,5 ^b | 10,4 | 0,2 | 41,3 | 73,2 | 64,6 ^b | 11,7 | 0,2 | 47,9 | 82,9 |
| TCap.* | - | - | - | - | - | 12,0 | 0,8 | 0,1 | 10,4 | 13,1 | 9,5 | 0,7 | 0,1 | 8,3 | 10,4 | 9,5 | 0,7 | 0,1 | 8,3 | 10,4 |
| TCrem.* | - | - | - | - | - | 3,5 | 0,8 | 0,2 | 2,3 | 4,6 | 2,7 | 0,5 | 0,2 | 2,0 | 3,5 | 3,1 | 0,6 | 0,2 | 2,3 | 3,9 |
| Ef - DQO | - | - | - | - | - | 71% | - | - | - | - | 71% | - | - | - | - | 68% | - | - | - | - |
| NTK | 31,8 ^a | 2,7 | 0,1 | 27,2 | 35,2 | 21,7 ^b | 2,1 | 0,1 | 18,7 | 24,3 | 15,8 ^c | 1,9 | 0,1 | 13,2 | 18,4 | 15,1 ^c | 2,1 | 0,1 | 11,3 | 17,8 |
| TCap.* | - | - | - | - | - | 1,9 | 0,2 | 0,1 | 1,6 | 2,1 | 1,5 | 0,1 | 0,1 | 1,3 | 1,7 | 1,5 | 0,1 | 0,1 | 1,3 | 1,7 |
| TCrem.* | - | - | - | - | - | 1,3 | 0,1 | 0,1 | 1,1 | 1,5 | 0,7 | 0,1 | 0,1 | 0,6 | 0,9 | 0,7 | 0,1 | 0,1 | 0,5 | 0,8 |
| Ef - NTK | - | - | - | - | - | 31% | - | - | - | - | 50% | - | - | - | - | 52% | - | - | - | - |
| N-Amon | 16,4 ^a | 1,8 | 0,1 | 14,6 | 19,8 | 16,3 ^a | 1,3 | 0,1 | 13,7 | 17,7 | 11,5 ^b | 1,2 | 0,1 | 9,0 | 12,6 | 10,5 ^b | 0,7 | 0,1 | 9,6 | 11,5 |
| TCap.* | - | - | - | - | - | 1,0 | 0,1 | 0,1 | 0,9 | 1,2 | 0,8 | 0,1 | 0,1 | 0,7 | 0,9 | 0,8 | 0,1 | 0,1 | 0,7 | 0,9 |
| TCrem.* | - | - | - | - | - | 1,0 | 0,1 | 0,1 | 0,8 | 1,1 | 0,5 | 0,1 | 0,1 | 0,4 | 0,6 | 0,5 | 0,0 | 0,1 | 0,5 | 0,5 |
| Ef - N-Amon | - | - | - | - | - | 0% | - | - | - | - | 29% | - | - | - | - | 35% | - | - | - | - |
| NO ₂ ⁻ | 0,036 ^a | 0,01 | 21% | 0,025 | 0,049 | 0,014 ^b | 0,01 | 58% | 0,01 | 0,028 | 0,009 ^b | 0,01 | 51% | 0,003 | 0,014 | 0,011 ^b | 0,01 | 40% | 0,003 | 0,016 |
| Ef - NO ₂ ⁻ | - | - | - | - | - | 60% | - | - | - | - | 75% | - | - | - | - | 71% | - | - | - | - |
| NO ₃ ⁻ | 9,6 ^b | 2,4 | 0,2 | 6,4 | 12,7 | 1,3 ^c | 1,17 | 91% | 0,01 | 3,6 | 9,9 ^b | 1,24 | 12% | 8,4 | 11,9 | 15,8 ^a | 0,95 | 6% | 14,6 | 17,4 |
| Ef - NO ₃ ⁻ | - | - | - | - | - | 88% | - | - | - | - | -9% | - | - | - | - | -74% | - | - | - | - |
| PT | 13,2 ^a | 0,9 | 0,1 | 12,4 | 14,7 | 2,1 ^c | 0,2 | 0,1 | 1,9 | 2,4 | 4,5 ^b | 0,2 | 0,1 | 4,2 | 4,9 | 3,5 ^{bc} | 0,4 | 0,1 | 2,9 | 4,2 |
| TCap.* | - | - | - | - | - | 0,8 | 0,1 | 0,1 | 0,7 | 0,9 | 0,6 | 0,0 | 0,1 | 0,6 | 0,7 | 0,6 | 0,0 | 0,1 | 0,6 | 0,7 |
| TCrem.* | - | - | - | - | - | 0,1 | 0,0 | 0,1 | 0,1 | 0,1 | 0,2 | 0,0 | 0,1 | 0,2 | 0,2 | 0,2 | 0,0 | 0,1 | 0,1 | 0,2 |
| Ef - PT | - | - | - | - | - | 84% | - | - | - | - | 66% | - | - | - | - | 73% | - | - | - | - |

Legenda: Med – média aritmética; DP – desvio padrão; CV – Coeficiente de Variação; Mín – valor mínimo; Máx – valor máximo; TCap. – taxa de carregamento aplicada (g m⁻² b⁻¹); TCrem. – taxa de carregamento removida (g m⁻² b⁻¹); eficiência de remoção de concentração (Ef). * Foi considerando que a vazão de entrada foi igual a vazão de saída. Letras diferentes dentro da característica avaliada indicam diferença estatística (P-valor < 0,05). Fonte: **Autoria própria (2023)**

Tabela 9 - Taxas de carregamento orgânicos e inorgânicos para os parâmetros DQO, NTK, N-Amon, NO₂⁻, NO₃⁻ e PT aplicada na Etapas II (48 h)

| Parâmetros | Afluente | | | | | WC-CV | | | | | WC-CA | | | | | WC-CQA | | | | |
|-----------------------------------|--------------------|------|-----|-------|-------|---------------------|------|-----|-------|-------|---------------------|------|------|-------|-------|--------------------|------|-----|-------|-------|
| | Méd | DP | CV | Mín | Máx | Méd | DP | CV | Mín | Máx | Méd | DP | CV | Mín | Máx | Méd | DP | CV | Mín | Máx |
| DQO | 177,5 ^a | 20,0 | 0,1 | 141,4 | 211,3 | 60,5 ^b | 5,0 | 0,1 | 54,9 | 69,0 | 29,0 ^c | 6,3 | 0,2 | 20,3 | 39,9 | 39,1 ^{bc} | 6,4 | 0,2 | 32,2 | 47,7 |
| TCap.* | - | - | - | - | - | 5,3 | 0,60 | 11% | 4,24 | 6,34 | 4,2 | 0,47 | 11% | 3,36 | 5,02 | 4,2 | 0,47 | 11% | 3,36 | 5,02 |
| TCrem.* | - | - | - | - | - | 1,8 | 0,15 | 8% | 1,65 | 2,07 | 0,7 | 0,15 | 22% | 0,48 | 0,95 | 0,9 | 0,15 | 16% | 0,76 | 1,13 |
| Ef - DQO | - | - | - | - | - | 65% | - | - | - | - | 84% | - | - | - | - | 78% | - | - | - | - |
| NTK | 26,9 ^a | 5,5 | 0,2 | 16,8 | 31,6 | 18,1 ^a | 3,7 | 0,2 | 12,0 | 22,0 | 7,9 ^b | 1,7 | 0,2 | 5,2 | 10,0 | 8,8 ^b | 1,7 | 0,2 | 6,5 | 11,1 |
| TCap.* | - | - | - | - | - | 0,8 | 0,2 | 20% | 0,5 | 1,0 | 0,6 | 0,2 | 20% | 0,4 | 0,8 | 0,6 | 0,1 | 20% | 0,4 | 0,8 |
| TCrem.* | - | - | - | - | - | 0,5 | 0,1 | 20% | 0,4 | 0,7 | 0,2 | 0,1 | 22% | 0,1 | 0,2 | 0,2 | 0,1 | 19% | 0,2 | 0,3 |
| Ef - NTK | - | - | - | - | - | 33% | - | - | - | - | 70% | - | - | - | - | 66% | - | - | - | - |
| N-Amon | 15,9 ^a | 2,9 | 0,2 | 11,8 | 19,5 | 14,3 ^a | 3,1 | 0,2 | 9,5 | 18,0 | 4,9 ^b | 1,9 | 0,4 | 2,2 | 7,4 | 6,0 ^b | 2,1 | 0,3 | 3,3 | 9,8 |
| TCap.* | - | - | - | - | - | 0,5 | 0,1 | 18% | 0,4 | 0,6 | 0,4 | 0,1 | 18% | 0,3 | 0,5 | 0,4 | 0,1 | 18% | 0,3 | 0,5 |
| TCrem.* | - | - | - | - | - | 0,4 | 0,1 | 21% | 0,3 | 0,5 | 0,12 | 0,1 | 39% | 0,1 | 0,2 | 0,1 | 0,1 | 35% | 0,1 | 0,2 |
| Ef - N-Amon | - | - | - | - | - | 10% | - | - | - | - | 70% | - | - | - | - | 62% | - | - | - | - |
| NO ₂ ⁻ | 0,035 ^a | 0,01 | 16% | 0,026 | 0,040 | 0,027 ^{ab} | 0,01 | 27% | 0,015 | 0,037 | 0,017 ^{bc} | 0,02 | 122% | 0,002 | 0,055 | 0,008 ^c | 0,01 | 25% | 0,005 | 0,011 |
| Ef - NO ₂ ⁻ | - | - | - | - | - | 20% | - | - | - | - | 45% | - | - | - | - | 78% | - | - | - | - |
| NO ₃ ⁻ | 9,0 ^a | 1,5 | 0,2 | 6,3 | 10,9 | 3,3 ^b | 0,6 | 0,2 | 2,6 | 4,1 | 1,0 ^c | 0,7 | 0,7 | 0,2 | 2,0 | 5,4 ^{ab} | 2,2 | 0,4 | 2,2 | 7,9 |
| Ef - NO ₃ ⁻ | - | - | - | - | - | 63% | - | - | - | - | 89% | - | - | - | - | 37% | - | - | - | - |
| PT | 14,3 ^a | 0,9 | 0,1 | 13,4 | 16,2 | 2,1 ^b | 0,6 | 0,3 | 1,3 | 3,0 | 0,7 ^b | 0,1 | 0,1 | 0,6 | 0,8 | 1,1 ^b | 0,1 | 0,1 | 1,0 | 1,3 |
| TCap.* | - | - | - | - | - | 0,4 | 0,0 | 6% | 0,4 | 0,5 | 0,3 | 0,0 | 6% | 0,3 | 0,4 | 0,3 | 0,1 | 6% | 0,3 | 0,4 |
| TCrem.* | - | - | - | - | - | 0,1 | 0,0 | 30% | 0,1 | 0,1 | 0,1 | 0,0 | 12% | 0,1 | 0,1 | 0,1 | 0,1 | 8% | 0,1 | 0,1 |
| Ef - PT | - | - | - | - | - | 85% | - | - | - | - | 95% | - | - | - | - | 92% | - | - | - | - |

Legenda: Med – média aritmética; DP – desvio padrão; CV – Coeficiente de Variação; Mín – valor mínimo; Máx – valor máximo; TCap. – taxa de carregamento aplicada (g m⁻² b⁻¹); TCrem. – taxa de carregamento removida (g m⁻² b⁻¹); eficiência de remoção de concentração (Ef). * Foi considerando que a vazão de entrada foi igual a vazão de saída. Letras diferentes dentro da característica avaliada indicam diferença estatística (P-valor < 0,05). Fonte: **Autoria própria (2023)**

Tabela 10 - Taxas de carregamento orgânicos e inorgânicos para os parâmetros DQO, NTK, N-Amon, NO₂⁻, NO₃⁻ e PT aplicada na Etapas III (DE)

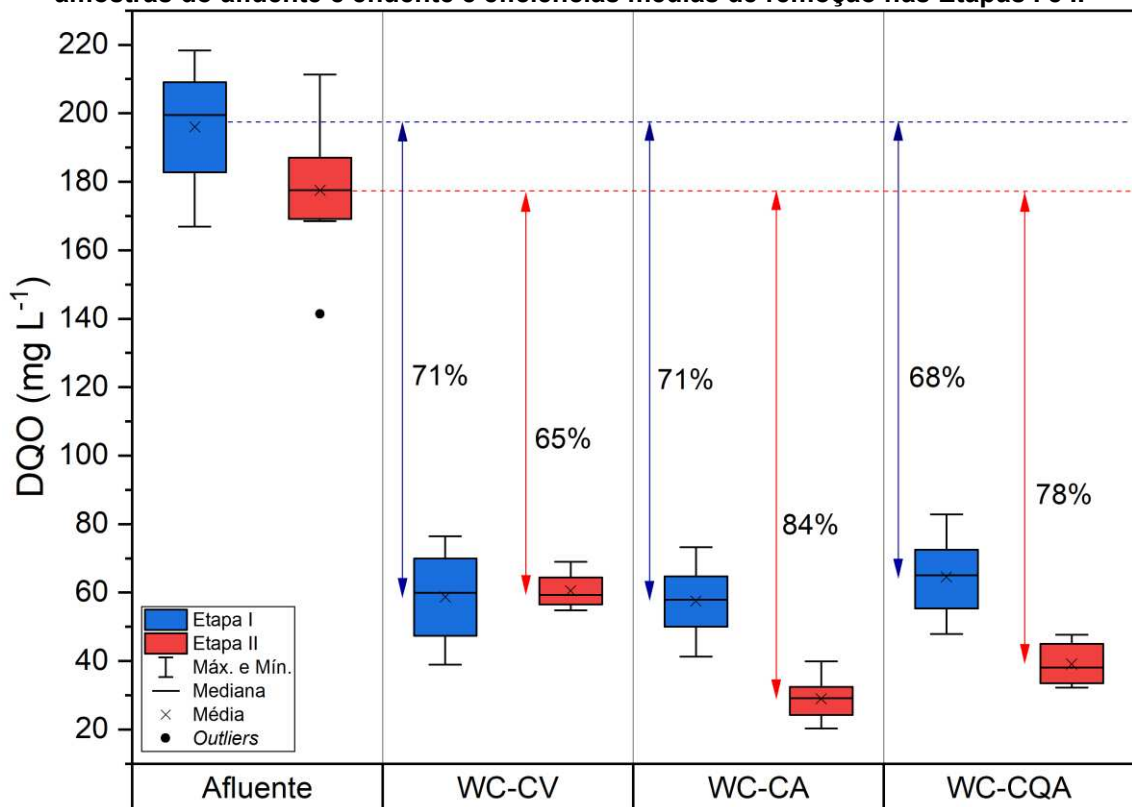
| Parâmetros | Afluente | | | | | WC-CV | | | | | WC-CA | | | | | WC-CQA | | | | |
|-----------------------------------|--------------------|------|------|-------|-------|--------------------|------|------|-------|-------|---------------------|------|------|-------|-------|--------------------|------|------|-------|-------|
| | Méd | DP | CV | Mín | Máx | Méd | DP | CV | Mín | Máx | Méd | DP | CV | Mín | Máx | Méd | DP | CV | Mín | Máx |
| DQO | 212,8 ^a | 24,2 | 11,4 | 171,6 | 244,0 | 19,6 ^c | 5,1 | 25,8 | 14,0 | 27,0 | 38,6 ^b | 5,9 | 15,2 | 28,5 | 46,0 | 40,8 ^b | 6,6 | 16,1 | 30,0 | 50,5 |
| TCap.* | - | - | - | - | - | 6,4 | 0,7 | 0,1 | 5,1 | 7,3 | 5,1 | 0,6 | 0,1 | 4,1 | 5,8 | 5,1 | 0,6 | 0,1 | 4,1 | 5,8 |
| TCrem.* | - | - | - | - | - | 0,6 | 0,2 | 0,3 | 0,4 | 0,8 | 0,9 | 0,1 | 0,2 | 0,7 | 1,1 | 1,0 | 0,2 | 0,2 | 0,7 | 1,2 |
| Ef - DQO | - | - | - | - | - | 91% | - | - | - | - | 82% | - | - | - | - | 81% | - | - | - | - |
| NTK | 27,5 ^a | 2,9 | 10,7 | 21,7 | 31,6 | 20,1 ^b | 3,4 | 17,1 | 15,0 | 24,3 | 15,7 ^{bc} | 2,3 | 14,4 | 12,2 | 18,0 | 15,2 ^c | 2,0 | 13,3 | 10,7 | 17,1 |
| TCap.* | - | - | - | - | - | 0,8 | 0,1 | 0,1 | 0,7 | 0,9 | 0,7 | 0,1 | 0,1 | 0,5 | 0,8 | 0,7 | 0,1 | 0,1 | 0,5 | 0,8 |
| TCrem.* | - | - | - | - | - | 0,6 | 0,1 | 0,2 | 0,4 | 0,7 | 0,4 | 0,1 | 0,1 | 0,3 | 0,4 | 0,4 | 0,0 | 0,1 | 0,3 | 0,4 |
| Ef - NTK | - | - | - | - | - | 27% | - | - | - | - | 43% | - | - | - | - | 44% | - | - | - | - |
| N-Amon | 19,1 ^a | 1,9 | 9,9 | 17,3 | 23,3 | 18,9 ^a | 2,6 | 13,5 | 15,1 | 21,5 | 11,6 ^b | 2,7 | 23,7 | 7,7 | 14,5 | 12,8 ^b | 1,8 | 14,2 | 10,5 | 14,5 |
| TCap.* | - | - | - | - | - | 0,6 | 0,1 | 0,1 | 0,5 | 0,7 | 0,5 | 0,0 | 0,1 | 0,4 | 0,6 | 0,5 | 0,0 | 0,1 | 0,4 | 0,6 |
| TCrem.* | - | - | - | - | - | 0,6 | 0,1 | 0,1 | 0,5 | 0,6 | 0,3 | 0,1 | 0,2 | 0,2 | 0,3 | 0,3 | 0,0 | 0,1 | 0,3 | 0,3 |
| Ef - N-Amon | - | - | - | - | - | 0% | - | - | - | - | 39% | - | - | - | - | 32% | - | - | - | - |
| NO ₂ ⁻ | 0,059 ^a | 0,03 | 51 | 0,036 | 0,122 | 0,008 ^b | 0,01 | 37 | 0,004 | 0,013 | 0,007 ^{bc} | 0,01 | 30 | 0,003 | 0,008 | 0,003 ^c | 0,01 | 22 | 0,002 | 0,004 |
| Ef - NO ₂ ⁻ | - | - | - | - | - | 85% | - | - | - | - | 87% | - | - | - | - | 93% | - | - | - | - |
| NO ₃ ⁻ | 8,8 ^a | 1,80 | 20 | 5,51 | 10,36 | 0,6 ^b | 1 | 92 | 0,03 | 1,56 | 1,3 ^b | 1 | 71 | 0,18 | 2,45 | 2,1 ^b | 2 | 83 | 0,12 | 4,29 |
| Ef - NO ₃ ⁻ | - | - | - | - | - | 94% | - | - | - | - | 85% | - | - | - | - | 76% | - | - | - | - |
| PT | 14,3 ^a | 1,3 | 9,1 | 13,1 | 17,2 | 3,3 ^b | 0,4 | 13,5 | 2,5 | 3,7 | 3,8 ^b | 0,5 | 14,2 | 3,3 | 5,0 | 3,6 ^b | 0,4 | 10,4 | 2,9 | 4,2 |
| TCap.* | - | - | - | - | - | 0,4 | 0,0 | 0,1 | 0,4 | 0,5 | 0,3 | 0,0 | 0,1 | 0,3 | 0,4 | 0,3 | 0,0 | 0,1 | 0,3 | 0,4 |
| TCrem.* | - | - | - | - | - | 0,1 | 0,0 | 0,1 | 0,1 | 0,1 | 0,1 | 0,0 | 0,1 | 0,1 | 0,1 | 0,1 | 0,0 | 0,1 | 0,1 | 0,1 |
| Ef - PT | - | - | - | - | - | 77% | - | - | - | - | 72% | - | - | - | - | 75% | - | - | - | - |

Legenda: Med – média aritmética; DP – desvio padrão; CV – Coeficiente de Variação; Mín – valor mínimo; Máx – valor máximo; TCap. – taxa de carregamento aplicada (g m⁻² b⁻¹); TCrem. – taxa de carregamento removida (g m⁻² b⁻¹); eficiência de remoção de concentração (Ef). * Foi considerando que a vazão de entrada foi igual a vazão de saída. Letras diferentes dentro da característica avaliada indicam diferença estatística (P-valor < 0,05). Fonte: **Autoria própria (2023)**

5.3.1 Remoção de matéria orgânica

A variação da concentração da matéria carbonácea, expressa em termos de DQO, em amostras do afluente e do efluente dos sistemas WC-CV, WC-CA e WC-CQA nos tempos de amostragem é apresentada na Figura 24.

Figura 24 - Variação da concentração de matéria orgânica em termos de DQO total nas amostras do afluente e efluente e eficiências médias de remoção nas Etapas I e II



Fonte: Autoria própria (2023)

Na Figura 24 é possível notar maior amplitude de dispersão dos dados do afluente quando comparados aos do efluente dos sistemas. Pode-se verificar distribuição simétrica dos dados do afluente na Etapa I (24 h) e dos dados do efluente dos WC nas Etapas I e II (48 h), com valores de mediana similares aos da média.

Os valores das concentrações médias da matéria carbonácea em termos da DQO total nas amostras brutas do afluente variaram de 141 a 218 mg L⁻¹ durante o período de operação, o que permite classificar o efluente sintético como de baixa concentração (DQO < 339 mg L⁻¹) de acordo com Metcalf e Eddy (2016).

Na Etapa I (24 h), as eficiências médias de remoção da DQO foram de 71%, 71% e 68% no WC-CV, WC-CA e WC-CQA, respectivamente. Não foi verificada

diferença significativa (p -valor $> 0,05$) entre os sistemas, indicando que os substratos não interferem na remoção da matéria orgânica nesta condição operacional.

A diferença da capacidade de remoção de matéria orgânica entre os substratos pode estar relacionado a superfície porosa dos materiais utilizados, tendo em vista que materiais mais porosos apresentam adesão rápida que é útil para a formação de biofilme e fornece maior área superficial de contato para o tratamento (Calheiros et al., 2008; Parde et al., 2021). Lima *et al.* (2018) observaram eficiências médias de remoção da DQO de 60%, 55%, 73% para WCV preenchidos com argila expandida, tijolo e brita, respectivamente, tratando efluente sintético fraco, com concentração média de $203 \pm 48,8 \text{ mg L}^{-1}$ em termos de DQO ($9,1$ a $12,2 \text{ g DQO m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) com batelada em ciclos de 24 h.

Li *et al.* (2021) também não verificaram diferença significativa entre os substratos de resíduos da construção civil em WCV (19,5 L) operado em fluxo contínuo com TDH de 24 h e alimentado com esgoto sintético com concentração de $44,4 \text{ mg L}^{-1}$ em termos de DQO. Os autores obtiveram eficiências médias de remoção da matéria orgânica de 63%, 66% e 75% para tijolo reciclado, concreto reciclado e combinação entre os dois materiais como substrato, respectivamente.

Na Etapa II (48 h), as eficiências médias de remoção da matéria orgânica foram 65%, 84%, 78% no WC-CV, WC-CA e WC-CQA, respectivamente. Não foi observada diferença significativa entre WC-CV e WC-CQA (p -valor = 0,0621) e entre WC-CA e WC-CQA (p -valor = 0,1658). No entanto, o sistema preenchido com concreto aerado autoclavado apresentou melhor performance nesta condição operacional.

Diferentes materiais utilizados como substratos em WC podem ter um desempenho muito diferente em termos de remoção de poluentes devido às suas propriedades variadas, incluindo área de superfície específica, quantidade e volume de poros e composição do elemento.

Zhang *et al.* (2020) observaram eficiência de remoção da matéria orgânica de 64% utilizando tijolo reciclado em um WCV (336,6 L) operado em fluxo contínuo no tratamento de efluente secundário de uma estação de tratamento de esgotos sanitários ($42,9 \text{ mg L}^{-1}$). O WCV foi operado com TDH de 48 h e vegetado com *Phragmites australis* e *Thypha domingensis*. De acordo com os autores, o tijolo proporcionou porosidade suficiente para adesão e crescimento do biofilme no sistema, possibilitando a remoção dos poluentes.

Liu *et al.* (2019) obtiveram eficiência média de remoção da matéria orgânica, em termos de DQO de $73 \pm 4\%$ e $78 \pm 2\%$, para WCV (27 L) preenchidos com tijolo vermelho e tijolo de cinza, respectivamente, e vegetados com *Iris pseudoacorus* no tratamento de efluente sintético com concentração de $440,40 \pm 11,11 \text{ mg L}^{-1}$ de DQO. Os sistemas foram operados em batelada com ciclos de 72 h.

Em um estudo realizado por Mateus e Pinho (2020), foram avaliados sistemas WCV (33 L) de *tidal flow* operando de forma descontínua em ciclos sucessivos de enchimento e drenagem, com um período de descanso de 24 h. De acordo com os autores, o sistema apresentou melhor desempenho com um TDH de 36 h. Eles obtiveram eficiências de remoção de matéria orgânica variando de 72% a 83% para fragmentos de tijolos argilosos e de 76% a 79% para fragmentos de rocha calcária provenientes de atividades de construção civil. O WCV utilizado estava vegetado por *Phragmites australis* e foi alimentado com efluente sintético contendo uma DQO inicial de $258 \pm 23 \text{ mg L}^{-1}$.

Minakshi *et al.* (2021) obtiveram eficiências médias de remoção da matéria orgânica de 65%, 63% e 67% para sistemas (67,5 L) preenchidos com cascalho, areia e combinação destes materiais, respectivamente, vegetados com *Canna indica*, alimentados com efluente de laticínio ($1.230 \pm 48 \text{ mg L}^{-1}$) e operados em batelada de 48 h.

Mello *et al.* (2019) alcançaram eficiência média de remoção da DQO de 73% ao avaliarem brita e areia como substrato para WCV (100 L), vegetado com *Eichhornia crassipes*, alimentado com esgoto sanitário de origem doméstica ($31,41 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) e operado com TDH de 48 h. Zhou *et al.* (2018) obtiveram 64% de eficiência média de remoção da matéria orgânica com concentração inicial de $207 \pm 5 \text{ mg DQO L}^{-1}$ em WCV (5,5 L), vegetado com *Oenanthe Javanica*, preenchido com areia e cascalho, com TDH de 72h.

Ao comparar o desempenho dos sistemas avaliados neste estudo em relação aos diferentes tempos de amostragem, foi observado que o WC-CV não apresentou diferença significativa ($p\text{-valor} = 0,6978$) entre as etapas. Por outro lado, os sistemas WC-CA (84%) e WC-CQA (78%) apresentaram melhor desempenho no tempo de ciclo de 48 h, o que pode ser explicado pelo maior contato entre o efluente, biofilme e raízes, permitindo uma melhor degradação da matéria orgânica carbonácea pela microbiota, como também foi constatado em um estudo anterior por Jiang e Chui (2022).

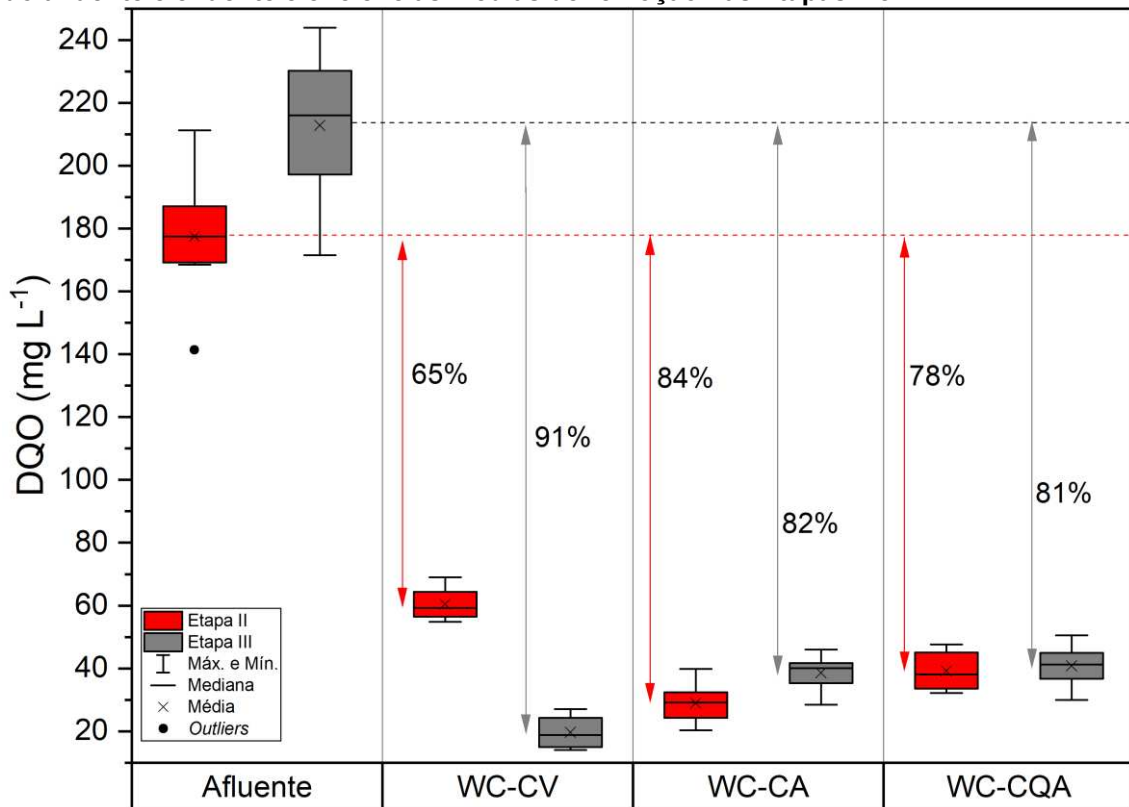
O principal mecanismo de remoção de matéria orgânica em WC é a atividade microbiana, influenciada por fatores como fonte de carbono, oxigênio dissolvido (OD), temperatura, taxa de carregamento e tempo de retenção. A presença de vegetação desempenha um papel crucial na contribuição de OD através da rizosfera para o meio de suporte (Wang et al., 2018), facilitado por bactérias heterotróficas que utilizam OD da interação com plantas para promover a oxidação aeróbica da matéria orgânica (Ji et al., 2022; Bessadok et al., 2023). No entanto, devido à baixa concentração de OD nos sistemas avaliados, bactérias heterotróficas anaeróbicas e facultativas podem desempenhar um papel fundamental na degradação da matéria orgânica. Isso foi observado por Dires et al. (2019) em seu estudo, onde um HF-CW (2880 L) preenchido com tijolo quebrado foi usado para remover nutrientes de efluentes hospitalares com uma concentração inicial de DQO de $713 \pm 36,5 \text{ mg L}^{-1}$, operando sob um tempo de retenção hidráulica (HRT) de 96 h e alcançando uma eficiência média de remoção de 88,1%.

É provável que a biodegradação em WC-CV tenha ocorrido principalmente durante o primeiro dia e a matéria orgânica carbonácea remanescente tenha sido utilizada por bactérias heterotróficas, pois não houve decréscimo da concentração de OD após 24 h. As condições de operação favorecem o consumo da matéria orgânica de forma cooperativa e equilibrada entre microrganismos nitrificantes e desnitrificantes de acordo com Tang *et al.* (2020).

Lima (2018) estudou o comportamento cinético da degradação da matéria carbonácea em WCV utilizando tijolo como substrato, tratando efluente sintético simulando esgoto com baixa carga de matéria orgânica (212 mg L^{-1}) e obteve constante cinética k_B de $1,75 \text{ d}^{-1}$ pelo modelo Brasil *et al.* (2007). O autor afirmou que o tijolo apresenta papel na otimização deste processo e o modelo que apresentou o melhor ajuste na análise está relacionado à maior velocidade de degradação de matéria carbonácea.

Na Figura 25 é apresentada a variação da matéria orgânica em termos de DQO após a aplicação dos compostos desreguladores endócrinos (DE) na alimentação dos sistemas.

Figura 25 - Variação da concentração de matéria orgânica em termos de DQO total nas amostras do afluente e efluente e eficiências médias de remoção nas Etapas II e III



Fonte: Autoria própria (2023)

Na Etapa III, a eficiência média de remoção de matéria orgânica de cada sistema foi de 91%, 82% e 81% no WC-CV, WC-CA e WC-CQA, respectivamente. Após a adição dos compostos não houve diferença significativa entre WC-CA e WC-CQA (p -valor = 0,6698). Entretanto, o sistema WC-CV apresentou melhor desempenho nesta condição.

Ao comparar o desempenho dos sistemas em relação às Etapas II e III, o WC-CA e WC-CQA (p -valor = 0,5761) não apresentou diferença significativa na remoção de matéria orgânica entre as etapas, os microrganismos responsáveis pela degradação da matéria orgânica se adaptaram às novas condições após a aplicação dos DE, demonstrando estabilidade operacional. Entretanto, o WC-CV (91%) apresentou melhor desempenho na Etapa III, ou seja,.

Os resultados mostraram que os resíduos da construção civil permitiram o crescimento da comunidade microbiana, apesar da adição de DE. No entanto, há poucas pesquisas sobre o uso desses materiais como substrato em WCV, especialmente nessas condições operacionais. Portanto, os resultados foram

comparados a estudos anteriores com diferentes configurações de Wetlands construídos.

Marcelino *et al.* (2020) observaram eficiências de remoção da DQO de 67% em agregados leves de argila expandida, 75% em porcelanato e 58% em cerâmica vermelha em WCV plantados com *Pistia stratiotes*, respectivamente, tratando efluente sintético (concentração inicial de $98 \pm 17,05 \text{ mg L}^{-1}$) em batelada de 12 h. De acordo com os autores, o substrato não influenciou significativamente na remoção da DQO.

Venske (2017) reportou eficiência média de remoção de 81,4% de DQO em um WCV (28 L) vegetado com *Zantedeschia aethiopica* em agregados de brita e areia reciclados de construção civil. O sistema era operado com TDH de 48 h no tratamento de efluente misto (concentração inicial de 550 mg L^{-1}).

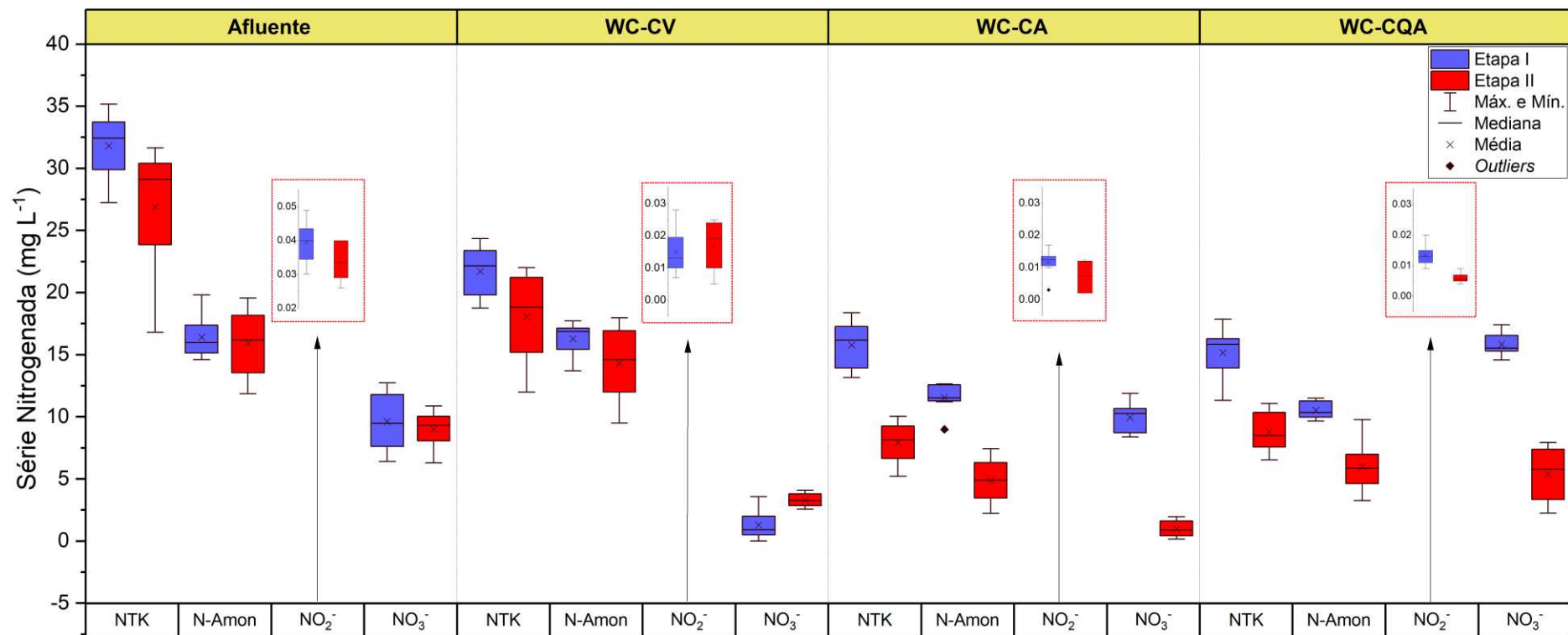
Leal *et al.* (2019) obtiveram eficiência média de remoção da DQO de 76% em WCV (1000 L) plantado com *Eleocharis acutangula* em resíduos de cerâmica no tratamento de efluente com DQO de 137 mg L^{-1} e TDH de 96 h. Segundo os autores, fatores como regime de operação, concentração do afluente, disponibilidade de nutrientes para crescimento da microbiota, densidade microbiana na rizosfera afetada pelos exsudatos radiculares e as características físico-químicas do substrato influenciam na remoção da matéria carbonácea.

O desempenho dos WC-CV, WC-CA e WC-CQA evidenciaram que a utilização dos substratos resultou em remoção positiva de matéria orgânica, com eficiência superior a 65% em todas as etapas. Isso demonstra que os sistemas são estáveis e esses materiais podem ser considerados soluções aceitáveis como substratos de WC para tratamento de águas residuais com foco na remoção de matéria carbonácea.

5.3.2 Remoção da matéria nitrogenada

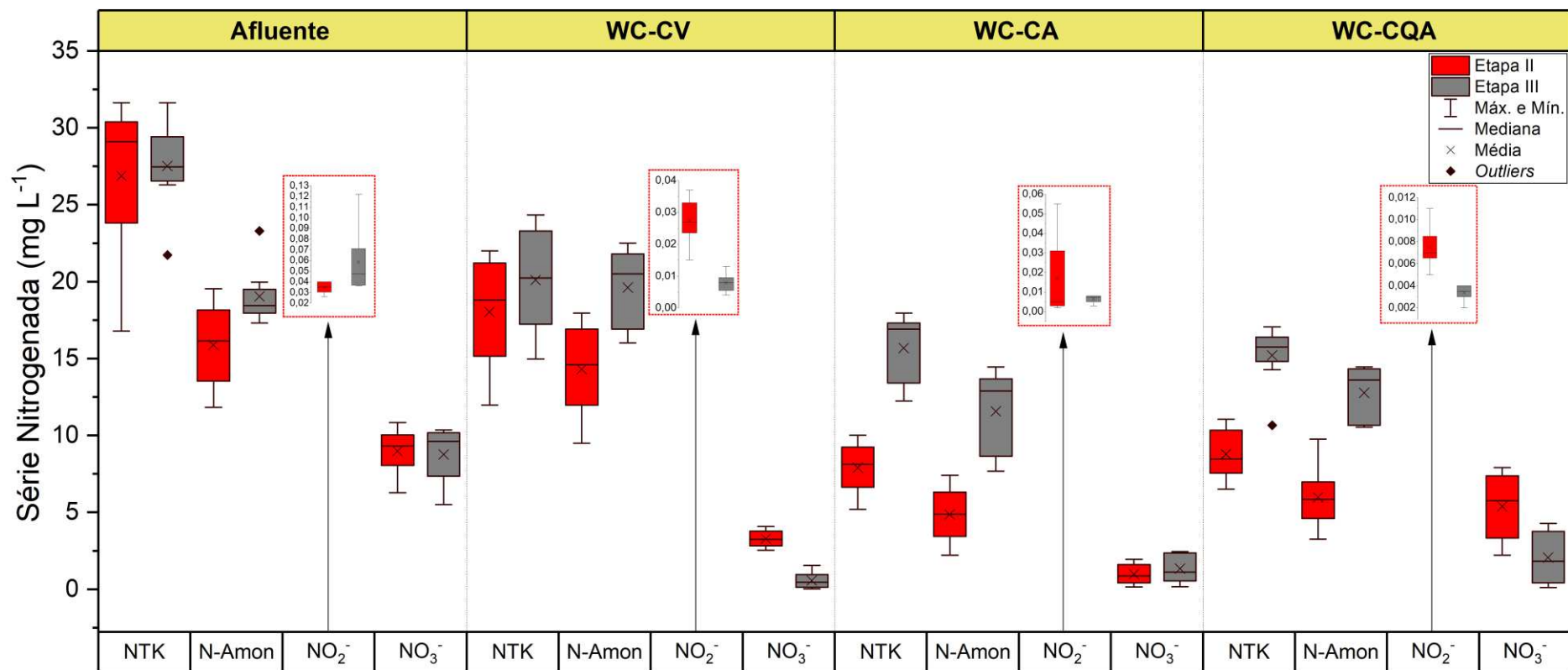
Na Figura 26 e 27 é apresentado um resumo da variação das concentrações de nitrogênio total Kjeldahl (NTK) (soma do nitrogênio orgânico e amoniacal), N-Amon (N-NH_4^+), nitrito (NO_2^-) e nitrato (NO_3^-) nas amostras do afluente e do efluente nas Etapas I, II e II e III, respectivamente.

Figura 26 - Variação das concentrações da série nitrogenada nas amostras do afluente e efluente nas Etapas I (24 h) e II (48 h)



Fonte: Autoria própria (2022)

Figura 27 - Variação das concentrações da série nitrogenada nas amostras do afluente e efluente nas Etapas II (48 h) e III (48 h - DE)



Fonte: Autoria própria (2023)

A concentração média de NTK nas amostras do afluente foi de $29,3 \pm 4,9 \text{ mg L}^{-1}$, variando de 16,8 a $35,2 \text{ mg L}^{-1}$. Na Etapa I, a concentração média do NTK nas amostras do efluente foi de $22 \pm 2,11 \text{ mg L}^{-1}$ no WC-CV, $16 \pm 1,94 \text{ mg L}^{-1}$ no WC-CA e $15 \pm 2,11 \text{ mg L}^{-1}$ no WC-CQA, correspondendo às eficiências médias de remoção de 31%, 50% e 52%, respectivamente. Notou-se diferença significativa ($p\text{-valor} \leq 0,05$) entre os resultados do WC-CV comparado aos demais sistemas. Nesta condição operacional, a cerâmica vermelha apresentou menor eficiência média de remoção do NTK.

As principais vias biológicas para remoção do nitrogênio em WC envolvem metabolismo microbiano pelos processos de amonificação, nitrificação e desnitrificação, absorção e assimilação por plantas e microrganismos (VYMAZAL, 2007; MLIH *et al.*, 2020).

Os valores de eficiências de remoção do NTK obtidos nesta pesquisa foram similares aos encontrados na literatura em WCV preenchidos com substratos convencionais e resíduos da construção civil operados com bateladas de 24 h.

Lima *et al.* (2018) reportaram eficiência de remoção de 47% em um WCV vegetado com *Eichhornia crassipes* em cerâmica vermelha tratando efluente sintético com NTK de 69 mg L^{-1} ; Haydar *et al.* (2020) observaram eficiência de remoção média de 56% em um WCV plantado com *Typha angustifolia* em cascalho e areia tratando esgotos domésticos com concentração de $92,2 \text{ mg L}^{-1}$; Nema *et al.* (2020) obtiveram eficiência de remoção de 35% em um WCV (38 L) plantado com *Canna indica*, *Colocasia*, *Hymenocallis littoralis* e *Phragmites australis* em cascalho no tratamento de águas cinzas com concentração de $19,4 \text{ mg L}^{-1}$. Segundo estes autores, os resultados obtidos tiveram relação com a baixa concentração de OD nos sistemas, prejudicando o processo de nitrificação.

Na Etapa II (48 h), as concentrações médias do NTK nas amostras do efluente foram de $18 \pm 3,70 \text{ mg L}^{-1}$ no WC-CV, $8 \pm 1,75 \text{ mg L}^{-1}$ no WC-CA e $9 \pm 1,68 \text{ mg L}^{-1}$ no WC-CQA, correspondendo às eficiências médias de remoção de 33%, 70% e 66%, respectivamente. O sistema preenchido com cerâmica vermelha (WC-CV) apresentou diferença significativa ($p\text{-valor} \leq 0,05$) em relação aos demais sistemas, como verificado na Etapa I (24 h).

Mello *et al.* (2019) obtiveram eficiência média de remoção do NTK de 35% em um WCV plantado com *Eichhornia crassipes* em brita e areia no tratamento de esgoto sanitário com baixa concentração de $3,49 \text{ gNTK m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ com TDH de 48 h; Amiri (2022)

reportou eficiência média de remoção do NTK de 86% ao avaliar um WCV preenchido com cascalho e plantado com *Phragmites australis*, tratando esgoto sanitário com concentração de 55,6 mg L⁻¹ em TDH de 72 h.

Na análise estatística, pode-se verificar a diferença significativa (p -valor $\leq 0,05$) entre o desempenho do WC-CA e WC-CQA na remoção do NTK nos diferentes tempos de amostragem. Para estes substratos é aceita a hipótese que o tempo de ciclo interferiu significativamente no desempenho do sistema. Ambos os sistemas preenchidos com estes substratos apresentaram melhores eficiências de remoção quando operados com tempo de 48 h.

De acordo com Lee *et al.* (2009), o tempo de permanência do efluente no sistema desempenha papel crítico na remoção do nitrogênio, necessitando de um período mais longo quando comparado ao da remoção da DQO.

O desempenho superior na remoção de NTK nos sistemas WC-CA e WC-CQA em comparação com o WC-CV pode ser atribuído à estrutura porosa dos materiais, CA e CQA, que proporcionam uma superfície de adesão mais adequada para os microrganismos. Isso promove uma maior atividade microbiana e aumenta a abundância de bactérias nitrificantes e desnitrificantes simultaneamente (WU *et al.*, 2014; XIAO *et al.*, 2020).

Outro mecanismo de remoção do nitrogênio que pode ser considerado é a volatilização de parte do amônia nos sistemas preenchidos com CA e CQA. A remoção de amônia por volatilização é um processo de remoção física que depende do pH da água residuária. Em condições alcalinas ($\text{pH} > 8,5$), o equilíbrio entre o íon amônio e a amônia livre tende a se deslocar para a formação de NH₃, acelerando a volatilização deste composto para a atmosfera (VYMAZAL, 2007; SAEED e SUN, 2012). Nesta pesquisa, os valores médios de pH nas amostras dos efluentes do WC-CA (8,5; 8,2) e WC-CQA (8,7; 8,5) podem ter proporcionado condições favoráveis à volatilização de parte do nitrogênio amoniacal, principalmente na primeira etapa, similar ao reportado por Pinaffi e Santos (2019) e Du *et al.* (2018).

Na Etapa III com a adição dos desreguladores endócrinos, as concentrações médias do NTK nas amostras do efluente foram de $20 \pm 2,66$ mg L⁻¹, $16 \pm 2,26$ mg L⁻¹ e $15 \pm 2,03$ mg L⁻¹ para WC-CV, WC-CA e WC-CQA, respectivamente. O WC-CQA demonstrou uma eficiência superior na remoção deste parâmetro, com uma taxa de 44%, enquanto o WC-CV atingiu apenas 27%.

Ao aplicar o teste estatístico, verificou-se que não existe diferença significativa entre WC-CV e WC-CA (p-valor = 0,1012) e WC-CA e WC-CQA (p-valor = 0,5488). Foi observada diferença significativa entre WC-CV e WC-CQA (p-valor = 0,0252), indicando que o material influenciou na remoção do NTK.

Comparando a eficiência de remoção dos sistemas entre as Etapas II e III, o WC-CV se manteve estável após a adição dos DE, sem diferença significativa (p-valor > 0,05) em relação à Etapa II. Por outro lado, os resultados obtidos para WC-CA e WC-CQA indicaram diferença significativa (p-valor \leq 0,05) entre as etapas, sugerindo que os sistemas operados na Etapa II foram mais eficazes na remoção desse parâmetro. Assim, foi concluído que os DE influenciaram na capacidade do WC-CA e WC-CQA de removerem NTK.

Segundo Nasir *et al.* (2022) os desreguladores endócrinos (DE) podem interferir na interação eletrostática da carga do substrato, resultando na perda da capacidade da superfície do adsorvente de atrair adsorvatos com cargas opostas, influenciando assim na remoção do NT, PT, dentre outros compostos.

Conforme observado na secção 5.1, os substratos CV, CA e CQA são compostos de elementos que suportam a adsorção do íon NH_4^- . No entanto, é importante destacar que, após serem expostos ao DE, a capacidade desses substratos de interagir com esse elemento tende a diminuir.

Os resultados obtidos para WC-CA e WC-CQA na Etapa III foram similares aos apresentados por Chen *et al.* (2021), ao avaliar a remoção de NT sob exposição a diversos hormônios esteroides. Os autores avaliaram um sistema de WCV (0,4 m²) não aerado artificialmente, preenchido com zeólito e plantado com *Iris tectorum*. O resultado mostrou que houve uma remoção de 42,8% do NT no afluente com concentração inicial de NT de 26,6 mg L⁻¹.

A concentração média de N-Amon no afluente foi de $15,9 \pm 2,9$ mg L⁻¹, variando de 12 a 20 mg L⁻¹. Na Etapa I (24 h), a concentração média nas amostras do efluente foi de $16 \pm 1,35$ mg L⁻¹ no WC-CV, $12 \pm 1,20$ mg L⁻¹ no WC-CA e $11 \pm 0,72$ mg L⁻¹ no WC-CQA, correspondendo às eficiências médias de remoção de 0%, 29% e 35%, respectivamente.

É possível observar diferença significativa (p-valor \leq 0,05) entre os valores do N-Amon no WC-CV e os outros dois substratos. Não foi verificada diferença significativa (p-valor = 0,3374) entre WC-CA e WC-CQA, indicando que nesta

condição operacional é mais indicada a utilização do CA e CQA como materiais para intensificar a remoção do N-Amon em sistemas de WC.

No WC-CV, a rápida degradação dos compostos orgânicos por bactérias heterotrófica aeróbias, pode ter consumido a concentração do OD no meio líquido, o que, por sua vez, pode ter limitado a demanda de oxigênio para oxidação da amônia.

Os resultados da pesquisa de Lima *et al.* (2018) indicaram eficiência média de remoção do nitrogênio amoniacal de apenas 13% em um sistema WCV preenchido com cerâmica vermelha no tratamento de efluente sintético com concentração de 40 mg L⁻¹ de N-Amon e concentração de OD de 1,19 mg L⁻¹ no tempo de 24 h. A baixa eficiência pode ter sido influenciada pela menor concentração do OD, o que foi relatado por outros autores que utilizaram substratos convencionais (ZHOU *et al.*, 2018; FENG *et al.*, 2020). É recomendado que a concentração do OD no WC para a nitrificação seja superior a 1,5 mg L⁻¹ (DU *et al.*, 2015), o que não foi observado nesta pesquisa.

O melhor desempenho na remoção do nitrogênio amoniacal no WC-CA e WC-CQA pode também ter sido influenciado pela estrutura porosa destes materiais, que favorecem a deposição e conseqüente desenvolvimento de organismos oxidadores de N-Amon, conforme previamente comentado. De acordo com Bao *et al.* (2020), a taxa de transferência de massa do OD para os poros profundos e intergranulares criam um espaço efetivo para crescimento do biofilme no concreto aerado autoclavado.

Além disso, a redução do N-Amon é favorecida pelo ambiente alcalino proporcionado pelo cálcio presente na composição dos materiais (SAEED e SUN, 2012; WU *et al.*, 2014; XIAO *et al.*, 2020). Pela análise de FRX, Kuhn *et al.* (2023) observaram 9,9% e 59,5% de CaO na composição do CA e CQA, ou seja, presença de óxidos de cálcio que promovem aumento da alcalinidade.

O desempenho do WC-CA e WC-CQA na remoção do N-Amon foi semelhante ao reportado por Tai Tang e Pakshirajan (2018) que utilizaram concreto poroso em um WCV plantado com *Festuca elata grass* tratando águas pluviais com concentração de 4,21 mg L⁻¹. Os autores atribuíram os resultados obtidos à estrutura repleta de vazios no interior do concreto e à formação do biofilme que teve efeito significativo na remoção deste nutriente.

Na Etapa II (48 h), as concentrações médias do N-Amon nas amostras do efluente foram de 14 ± 3,08 mg L⁻¹ no WC-CV, 5 ± 1,88 mg L⁻¹ no WC-CA e 6 ±

2,07 mg L⁻¹ no WC-CQA, correspondendo às eficiências médias de remoção de 10%, 70% e 62%, respectivamente.

Houve diferença significativa (p-valor $\leq 0,05$) entre os valores de N-Amon do WC-CV em relação aos demais sistemas nesta condição operacional. Porém, não foi verificada diferença significativa (p-valor $> 0,05$) entre o WC-CA e o WC-CQA.

Durante este período, foi observado um aumento significativo na densidade de plantas. As macrófitas possuem a capacidade de assimilar e armazenar nutrientes, preferencialmente N-Amon, para a construção de células e tecidos para o seu crescimento, conforme relatado por Lee *et al.* (2009). De acordo com Gacia *et al.* (2019), a absorção de nitrogênio pelas plantas pode atingir pouco mais de 15%, dependendo da espécie.

Pesquisas anteriores com *Eichhornia crassipes* demonstraram que a espécie possui capacidade de absorção do N-Amon e altas taxas de crescimento (MAYO e HANAI, 2017; PINAFFI e SANTOS, 2019; WANG *et al.*, 2021). O aumento no número de plantas aumenta a transferência de oxigênio pelas raízes, possibilita a criação de microzonas aeradas ao redor de seus rizomas, gerando microambientes aeróbios próximos ao leito e aumentando as atividades nitrificante e de remoção de nitrogênio (LAI *et al.*, 2012; WANG *et al.*, 2018).

Ao analisar a influência do tempo na remoção do N-Amon, foi possível observar que não houve diferença significativa (p-valor = 0,111) entre os resultados do WC-CV quando amostrados em 24 h e 48 h. Porém, houve diferença significativa (p-valor $\leq 0,05$) entre os valores de remoção nos sistemas WC- CA e WC-CQA que apresentaram melhor desempenho quando operados com tempo de 48 h (Etapa II). Durante a Etapa II, foi observado aumento de cerca de 30% na eficiência de remoção no WC-CQA e de pouco mais de 40% no WC-CA em comparação a Etapa I.

De acordo com Feng *et al.* (2020), a degradação de compostos orgânicos em condições de baixa concentração de OD ($< 1,0$ mg L⁻¹) promove o consumo de OD em detrimento da nitrificação, resultando em um processo mais lento de conversão do N-Amon em NO₃⁻. Conseqüentemente, o maior tempo de contato do efluente com o material suporte (substrato) na Etapa II é responsável pela melhor nitrificação, o que fica evidenciado pela diminuição da alcalinidade nas amostras de efluente após a Etapa I (24 h).

Santos *et al.* (2016) avaliaram o desempenho de colunas de areia com 0,55 m de altura útil na remoção de N-Amon e obtiveram uma melhor remoção (68%) no

tratamento efluente com concentração inicial de 58,5 mg L⁻¹, utilizando coluna com 0,15 m de substrato em drenagem livre e 0,40 m de profundidade saturada. Segundo os autores, a saturação de fundo de 0,40 m proporcionou o desenvolvimento de uma maior diversidade microbiana em relação as outras alturas analisadas (saturação de 0,20 e 0,30 m). Resultado similar ao obtido nesta pesquisa mesmo utilizando uma zona de saturação inferior (0,05 m).

Assim como nesta pesquisa, outros autores encontraram valores semelhantes na remoção do N-Amon quando utilizaram resíduos da construção civil ou materiais convencionais em WCV, operados com TDH superiores a 24 h e em condições limitadas de oxigênio dissolvido.

Liu *et al.* (2019) relataram eficiências de remoção do N-Amon de 14,5% e 53,7% utilizando tijolo vermelho e tijolo de cinzas, respectivamente, em WCV plantados com *Iris Pseudoacorus* no tratamento de efluente sintético com concentração de N-Amon de 45,85 mg L⁻¹ em bateladas de 72 h. Segundo os autores, a potencial capacidade de adsorção do N-amon pode ter favorecido o desempenho do tijolo de cinzas quando comparado ao tijolo vermelho.

Fan *et al.* (2013) atribuíram a limitação da nitrificação à baixa concentração de OD ao obterem eficiência média de remoção 58% do N-Amon em WCV preenchido com brita e plantando com *Phragmites australis* no tratamento de efluente sintético com concentração de N-Amon de 46,1 mg L⁻¹ em batelada de 72 h.

Al Falahi *et al.* (2021) obtiveram 66,7% de eficiência na remoção do N-Amon em um WCV preenchido com areia e cascalho e plantado com *Scirpus grossus* no tratamento de efluente sintético com concentração de N-Amon de 42,7 mg L⁻¹ operado com TDH de 72 h.

Após a adição dos DEs, a concentração média de N-Amon foi de 19 ± 2,56 mg L⁻¹, 12 ± 2,75 mg L⁻¹ e 13 ± 1,81 mg L⁻¹ nas amostras do efluente do WC-CV, WC-CA e WC-CQA, respectivamente.

Não foi observada diferença significativa entre o WC-CA e WC-CQA (p-valor = 0,594), pois ambos apresentaram eficiência média de remoção de 39% e 32%, respectivamente. Não foi verificada remoção de N-Amon no WC-CV.

Ao avaliar a eficiência de remoção nos sistemas nas Etapas II e III, é possível observar que o WC-CV não apresentou diferença significativa (p-valor > 0,05) após a aplicação dos DEs, porém, a eficiência na remoção do N-Amon na Etapa II foi melhor, atingindo 10%. O WC-CA e WC-CQA apresentaram diferença

significativa (p -valor $\leq 0,05$) quando comparados, e alcançaram melhores eficiências na Etapa II com 70% e 62% para WC-CA e WC-CQA, respectivamente.

Dai *et al.* (2016) estudaram a eficiência de sistemas de WCV ($0,4 \text{ m}^2$) com diferentes configurações de escoamento, preenchidos com vesuvianita, cascalho e zeólita, no tratamento de DEs, com concentração inicial de N-Amon de $30 \pm 4 \text{ mg L}^{-1}$. Segundo os autores, os sistemas plantados com *Thalia dealbata* e *Arundo donax* removeram em média de 52 a 77% de N-Amon com OD variando de 1,8 a $3,2 \text{ mg L}^{-1}$. Os autores observaram remoção do N-Amon de 11 a 36% em um WCH com OD variando de 0,35 a $1,01 \text{ mg L}^{-1}$. Os autores atribuíram as menores eficiências de remoção do N-Amon às baixas concentrações de OD que favorecem ambientes anóxicos e/ou anaeróbios.

A diminuição da eficiência de remoção se dá pela competição do consumo de OD presente no meio líquido para degradar a matéria orgânica, os DEs e o processo de nitrificação (CHEN *et al.*, 2021). Ao comparar os resultados obtidos neste estudo com outros reportados na literatura para WCV aerados ou com concentrações de OD acima de $1,5 \text{ mg L}^{-1}$ é perceptível notar maior eficiência de remoção do N-Amon.

Ao pesquisar a remoção de DEs em WCV ($11,4 \text{ L}$) vegetado com *Phragmites australis* em pedra-pomes e carvão ativado como substrato, Wirasnita *et al.* (2018) alcançaram eficiência de remoção do N-Amon de 84,7% e 89,4%, respectivamente. De acordo com os autores, a porosidade e a área superficial dos materiais favoreceram o desenvolvimento da comunidade bacteriana, melhorando os processos de nitrificação e desnitrificação. É importante ressaltar que o OD do afluente variou entre 4 e 6 mg L^{-1} , condição ideal para o processo de nitrificação.

Ávila *et al.* (2014) verificaram remoção de N-Amon variando de 87% a 99% da concentração inicial ($45,7 \pm 9,7 \text{ mg L}^{-1}$) ao estudarem remoção de contaminantes orgânicos emergentes em diferentes WCV ($6,2 \text{ m}^2$). Os autores atribuíram à elevada eficiência de remoção às condições oxidativas predominantes nos sistemas, indicando que as vias aeróbias foram claramente predominantes ($5 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$). Essas pesquisas sugerem que a remoção do N-Amon em WCV tratando DEs é influenciada pela concentração do OD.

As concentrações de NO_2^- nas amostras do afluente variaram de 0,025 a $0,049 \text{ mg L}^{-1}$ durante a operação dos sistemas. Nas amostras do efluente na Etapa I (24 h), as concentrações médias de NO_2^- foram de $0,014 \pm 0,01 \text{ mg L}^{-1}$ no WC-CV, $0,009 \pm 0,01 \text{ mg L}^{-1}$ no WC-CA e $0,011 \pm 0,01 \text{ mg L}^{-1}$ no WC-CQA, correspondendo

às eficiências médias de remoção de 60%, 75% e 71%, respectivamente. Não foi constatada diferença significativa (p -valor $> 0,05$) entre as eficiências de remoção deste parâmetro entre os sistemas avaliados.

De acordo com Alves et al. (2018), as bactérias oxidadoras de nitrito (BONs) apresentam uma taxa de crescimento mais rápida do que as bactérias oxidadoras de amônia (BOAs), o que pode resultar em uma redução na concentração de nitrito nos sistemas de tratamento. No caso do sistema preenchido com cerâmica vermelha (WC-CV), é provável que a nitrificação tenha ocorrido parcialmente, uma vez que não houve oxidação de amônia (N-Amôn) para nitrito (NO_2^-) nessa etapa, mas foi observada a oxidação de nitrito para nitrato (NO_3^-).

Mello et al. (2019) obtiveram valores semelhantes aos encontrados nesta pesquisa operando um WCV vegetado com *Eichhornia crassipes* e preenchido com areia e brita. O sistema operado com TDH de 24 h apresentou eficiência média de 49% na remoção do NO_2^- em esgoto sanitário de origem doméstica com concentração inicial de $0,04 \text{ mg L}^{-1}$. Os autores atribuíram a oxigenação necessária para remoção do NO_2^- para nitrificação à forma de alimentação do sistema.

Em outras pesquisas foi reportado acúmulo do NO_2^- em WCV operados com baixas concentrações de OD. Marcelino (2019) relatou aumento na concentração do NO_2^- nas amostras do efluente de $0,004$ a $0,027 \text{ mg L}^{-1}$ em argila expandida e porcelanato e de $0,01$ a $0,05 \text{ mg L}^{-1}$ em cerâmica vermelha em WCV vegetados com *Pistia stratiotes*. Os sistemas foram alimentados com afluente com concentração inicial variável de $0,007$ a $0,04 \text{ mg L}^{-1}$ de NO_2^- .

Marchesi (2020) observou baixa remoção (13%) do NO_2^- em um WCV preenchido com brita e plantado com *Typha domingensis* tratando efluente sintético com concentração do NO_2^- de $1,5 \text{ mg L}^{-1}$.

Na Etapa II (48 h), as concentrações médias do NO_2^- nas amostras do efluente foram de $0,027 \pm 0,01 \text{ mg L}^{-1}$ no WC-CV, $0,017 \pm 0,02 \text{ mg L}^{-1}$ no WC-CA e $0,008 \pm 0,01 \text{ mg L}^{-1}$ no WC-CQA, correspondendo às eficiências médias de remoção de 20%, 45% e 78%, respectivamente. O WC-CQA apresentou melhor resultado na remoção deste parâmetro nesta condição operacional. Os resultados para esta etapa demonstraram diferença significativa (p -valor $\leq 0,05$) entre os substratos utilizados.

Outros mecanismos podem ser responsáveis pela transformação biológica de nitrogênio nos sistemas de tratamento de águas residuárias, como a Oxidação Anaeróbia da Amônia (*Anaerobic Ammonium Oxidation* - ANAMMOX) que é

favorecida em ambientes predominantemente anóxico-anaeróbios, com limitada concentração de OD (HU *et al.*, 2016). Neste processo, ocorre a oxidação autotrófica da amônia à nitrogênio gasoso, enquanto o NO_2^- é empregado como aceptor de elétrons no meio anaeróbio. Assim, não há demanda por aeração e adição de fonte externa de carbono (LEE *et al.*, 2009).

Pesquisas recentes vem demonstrando que os processos de nitrificação, desnitrificação e Anammox podem ser os principais processos de remoção de nitrogênio em sistemas de WC com baixa concentração de oxigênio (HU *et al.*, 2016; KRAIEM *et al.*, 2019; ZHU *et al.*, 2021).

As condições de pH, temperatura, tempo de ciclo, OD e POR dos sistemas investigados permitem que ocorram simultaneamente os processos de ANAMMOX, nitrificação e desnitrificação. Na Etapa I, é mais evidente a remoção de N-Amon pelo processo de ANAMMOX, que está diretamente ligado à remoção de NO_2^- . A avaliação da comunidade microbiana dos sistemas estudados é discutida na secção 5.3.5.

Ao comparar os resultados obtidos na remoção do NO_2^- entre os sistemas nos diferentes tempos de amostragem, é possível observar diferença significativa (p -valor $\leq 0,05$) para WC-CV e WC-CA, com melhor remoção do NO_2^- na Etapa I (24 h) para ambos os materiais. Entretanto, não existe diferença significativa entre o fator substrato e o tempo de amostragem para o WC-CQA (p -valor = 0,096).

Os melhores resultados obtidos na Etapa I no WC-CV e WC-CA estão relacionados à baixa oxidação de N-Amon a NO_2^- , e a nitrificação parcial com a oxidação de NO_2^- para NO_3^- . O maior tempo de contato favoreceu a oxidação do N-Amon a NO_2^- .

Com a adição dos DEs, foram observados valores médios de $0,008 \pm 0,003 \text{ mg L}^{-1}$, $0,007 \pm 0,002 \text{ mg L}^{-1}$ e $0,003 \pm 0,001 \text{ mg L}^{-1}$ de NO_2^- nas amostras do efluente no WC-CV, WC-CA e WC-CQA, respectivamente.

A análise estatística revelou diferença significativa (p -valor $\leq 0,05$) entre o WC-CV e WC-CQA. O sistema preenchido com CQA apresentou melhor eficiência de remoção (93%) em comparação ao sistema preenchido com CV que removeu 85%. O sistema preenchido com CA apresentou remoção de 87%, e não houve diferença significativa quando comparado à CV e ao CQA, com valores de p -valor = 0,5311 e p -valor = 0,0517, respectivamente.

Ao avaliar a eficiência de remoção do NO_2^- nas Etapas II e III de cada sistema, é possível notar diferença significativa (p -valor $> 0,05$), com melhor eficiência de

remoção na Etapa III, ou seja, a baixa oxidação de N-Amon também permitiu que uma nitrificação parcial do NO_2^- para NO_3^- .

A concentração do NO_3^- nas amostras do afluente variou de 6,3 a 12,7 mg L^{-1} . Na Etapa I (24 h), a concentração média do NO_3^- nas amostras do efluente foi de $1,3 \pm 1,1 \text{ mg L}^{-1}$ no WC-CV, $9,9 \pm 1,2 \text{ mg L}^{-1}$ no WC-CA e $15,8 \pm 0,9 \text{ mg L}^{-1}$ no WC-CQA, com remoção de 88% no WC-CV. Nos demais sistemas houve acúmulo do NO_3^- .

De acordo com a análise estatística, há diferença significativa ($p\text{-valor} \leq 0,05$) entre os substratos utilizados, o que leva à conclusão de que o WC-CV apresentou melhor desempenho na remoção desse parâmetro em comparação com os sistemas WC-CA e WC-CQA. É possível sugerir que não houve eficácia no processo de desnitrificação nos sistemas WC-CA e WC-CQA devido ao acúmulo de NO_3^- .

Liu *et al.* (2014) operaram um WCTD (*tidal flow*) com ciclos de inundação e repouso de 16 h/8 h, preenchido com zeólita (substrato com características físico-químicas próximas ao CA e CQA) e alimentado com efluente sintético. Os autores também observaram maior concentração do NO_3^- no efluente tratado e atribuíram a forte relação e interação entre a diversidade microbiana e as características físico-químicas dos substratos. Além disso, os autores relacionaram o acúmulo do NO_3^- à capacidade do substrato adsorver o N-Amon no período de inundação e regeneração via nitrificação no período de repouso (quando o sistema é oxigenado).

O WC preenchido com cerâmica vermelha apresentou valor similar quando comparado com substratos convencionais operando com TDH de 24 h. Zhao *et al.* (2022) obtiveram remoção média do NO_3^- de aproximadamente 89% operando um WCV plantado com *Kandelia candel* em camadas de calcário, areia e argila expandida. O sistema foi alimentado com efluente sintético salino com baixa concentração de OD ($0,85 \text{ mg L}^{-1}$) e NO_3^- de $0,97 \pm 0,19 \text{ mg L}^{-1}$. Mello (2016) verificou eficiência média de remoção de NO_3^- de 37% utilizando brita como substrato em um WCV, plantado com *Eichhornia crassipes* e alimentado com água de corrêgo com carga inicial de $3,19 \text{ mgNO}_3^- \text{ L}^{-1}$.

As macrófitas desempenham papel fundamental na remoção do NO_3^- . De acordo com Yousaf *et al.* (2021), WC plantados removem maiores concentrações do NO_3^- do que WC não plantados. As macrófitas geralmente têm preferência pela absorção da amônia, porém, durante o seu desenvolvimento também utilizam o NO_3^- . Além deste mecanismo, as raízes das macrófitas criam microsítios aeróbios ao longo do seu comprimento podendo favorecer a nitrificação (CHEN *et al.*, 2014).

Na Etapa II (48 h), as concentrações médias do NO_3^- nas amostras do efluente foram de $3,3 \pm 0,5 \text{ mg L}^{-1}$ no WC-CV, $0,9 \pm 0,6 \text{ mg L}^{-1}$ no WC-CA e $5,4 \pm 2,2 \text{ mg L}^{-1}$ no WC-CQA, correspondendo às eficiências médias de remoção de 63%, 89% e 37%, respectivamente. Foi observada diferença significativa ($p\text{-valor} > 0,05$) entre os substratos utilizados durante esta etapa. Conforme os resultados obtidos, o CA apresentou melhor desempenho de remoção do NO_3^- na Etapa II (48 h).

Os materiais demonstraram capacidade de remoção do NO_3^- . Os mecanismos de remoção mais prováveis nos sistemas avaliados foram absorção, assimilação vegetal e desnitrificação. Os resultados foram semelhantes ou superiores aos encontrados em pesquisas anteriores que utilizaram materiais convencionais e da construção civil como substrato para WC.

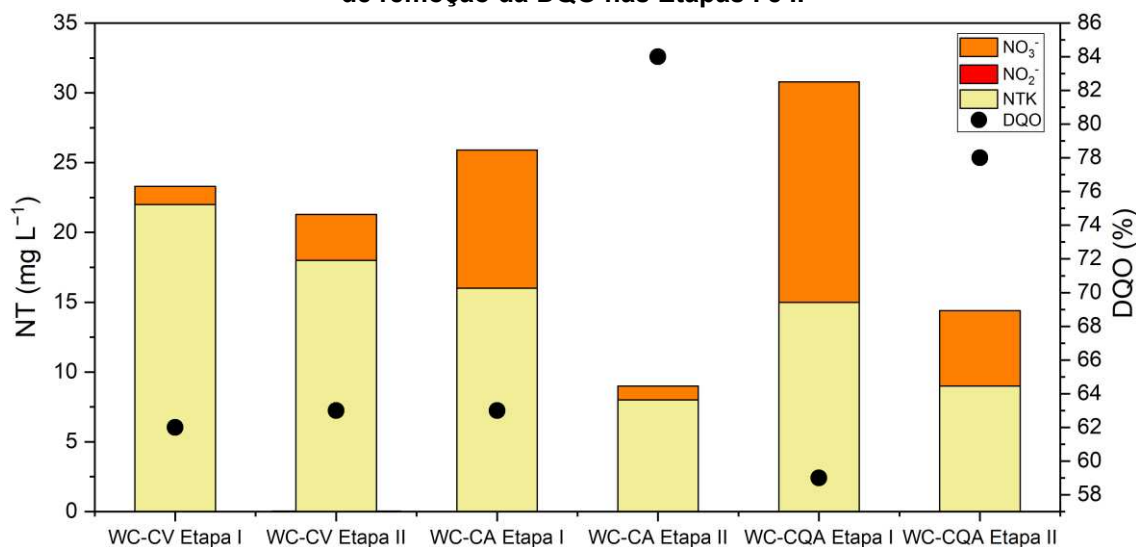
Zhang *et al.* (2020) observaram eficiência média de remoção do NO_3^- de 51%, utilizando tijolo reciclado como substrato em um WCV no tratamento de efluente secundário de uma estação de tratamento de esgotos sanitários ($9,54 \text{ mg L}^{-1}$) operado com TDH de 48 h e vegetado com *Phragmites australis* e *Thypha domingensis*. De acordo com os autores, a eficiência do sistema está relacionada à atividade microbiológica presente no biofilme e ao crescimento das macrófitas que interceptam e absorvem o nitrogênio.

Liu *et al.* (2019) observaram baixa capacidade de remoção do NO_3^- em WCV preenchidos com tijolo vermelho e tijolo de cinza operados com bateladas de 72 h. De acordo com os autores, a concentração média do NO_3^- nas amostras do afluente foi de $1,82 \pm 0,98 \text{ mg L}^{-1}$ e no efluente tratado variou de 0,64 a $1,03 \text{ mg L}^{-1}$. Os autores reportaram que a concentração de oxigênio dissolvido não foi suficiente para suprir a demanda da nitrificação.

Foi observada diferença significativa ($p\text{-valor} \leq 0,05$) ao comparar os tempos de amostragem para os mesmos sistemas. O WC-CV apresentou maior eficiência de remoção na Etapa I (24 h), resultado contrário ao observado nos sistemas WC-CA e WC-CQA, nos quais o maior tempo de contato de operação foi vantajoso para a transformação do nitrogênio.

Conforme pode ser observado na Figura 28, os sistemas preenchidos com CA e CQA operados na Etapa II (48 h) apresentaram relação entre o consumo de matéria orgânica e a remoção do NO_3^- , corroborando com a possibilidade de que tenha ocorrido o processo de desnitrificação neste tempo de contato.

Figura 28 - Variação da concentração do NTK no efluente dos sistemas Wetlands e eficiência de remoção da DQO nas Etapas I e II



Fonte: Autoria própria (2022)

AL Falahi *et al.* (2021) obtiveram melhor eficiência média de remoção do NO_3^- (57%) em um WCV operado com TDH de 72 h no tratamento de efluente sintético com concentração do NO_3^- de $7,5 \text{ mg L}^{-1}$. Os autores verificaram que o aumento do TDH para 96 h e 120 h não melhorou a remoção do NO_3^- que está diretamente ligada à estabilidade e ao crescimento das plantas no sistema.

O mesmo foi observado por Behrends *et al.* (2022) em um WCV preenchido com cascalho e rocha calcária, operado em diferentes TDH. Segundo os autores, a concentração média do NO_3^- foi de 4 mg L^{-1} durante as primeiras 48 h de operação e de 1 mg L^{-1} próximo de 96 h de operação, tempo suficiente para imobilização microbiana e absorção do NO_3^- pelas plantas, favorecendo a nitrificação e a desnitrificação simultâneas.

O afluente utilizado nesta pesquisa apresentou uma concentração de NO_3^- superior a $6,0$, o que pode ter estimulado o crescimento da população de bactérias desnitrificantes. Essa relação entre altas taxas de nitrato disponíveis em águas residuais foi discutido por Lee *et al.* (2009), que indicaram que altas concentrações de NO_3^- no afluente podem resultar em populações mais vigorosas e robustas de microrganismos desnitrificantes.

Os resultados obtidos após a adição dos DEs indicaram que os sistemas apresentaram concentrações médias do NO_3^- nas amostras do efluente de $0,6 \pm 0,54 \text{ mg L}^{-1}$, $1,3 \pm 0,96 \text{ mg L}^{-1}$ e $2,1 \pm 1,71 \text{ mg L}^{-1}$ para WC-CV, WC-CA e WC-CQA, respectivamente.

Embora a análise estatística não tenha indicado diferença significativa (p -valor $\leq 0,05$) entre os sistemas avaliados, é importante destacar que o sistema preenchido com cerâmica vermelha apresentou média superior de remoção NO_3^- (94%), seguido pelo CA (85%) e CQA (76%). Isso indica que todos os sistemas demonstraram capacidade de remoção deste parâmetro.

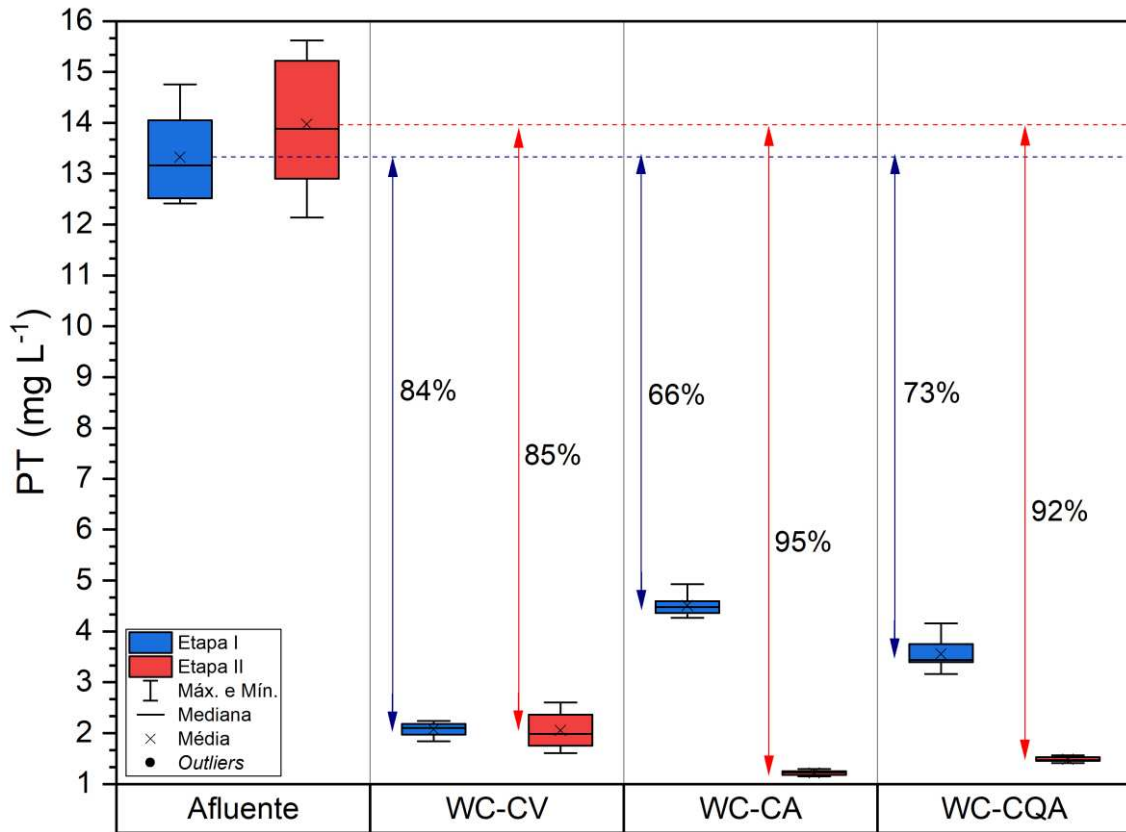
Ao comparar a eficiência de remoção do NO_3^- nas Etapas II e III de cada sistema, é possível observar diferença significativa entre a operação do WC-CV e WC-CQA (p -valor $\leq 0,05$). Após a adição dos DEs, os sistemas apresentaram melhoria significativa na remoção do NO_3^- , com aumento de 31% no WC-CV e de 48% no WC-CQA. O WC-CA manteve a eficiência, sem diferença significativa (p -valor $> 0,05$).

O efeito da exposição da comunidade microbiana aos DEs não foi estudada, entretanto, bactérias desnitrificantes foram encontradas nas etapas anteriores (secção 5.3.5). Considerando os resultados obtidos na Etapa III, a desnitrificação foi favorecida após aplicação dos compostos DEs, assim como ocorreu na pesquisa realizada por Wang *et al.* (2021).

5.3.3 Remoção da matéria fosforada

Na Figura 29 é apresentada a variação da concentração de fósforo total (PT) nas amostras do afluente e efluente do WC-CV, WC-CA e WC-CQA nas Etapas I e II.

Figura 29 - Variação das concentrações de fósforo total (PT) nas amostras do afluente e efluente dos sistemas Wetlands e eficiências médias de remoção nas Etapas I e II



Fonte: Autoria Própria (2022)

A concentração do PT variou de 12 a 16 mg L⁻¹ nas amostras do afluente no sistema, o que corresponde à esgoto com concentração “alta” (11 mg L⁻¹) na classificação Metcalf and Eddy (2016).

É possível observar na Figura 29 menor amplitude de dispersão dos dados no WC-CV comparado aos demais sistemas. Pôde-se verificar distribuição simétrica dos dados do afluente e efluente do WC-CV para o tempo de 48 h (Etapa II), também com valores de mediana similares à média (Tabela 9 e 10).

Durante a Etapa I (24 h), a eficiência média de remoção foi de 84% para WC-CV, 66% para WC-CA e 73% para WC-CQA. As análises estatísticas apontaram diferença significativa ($p\text{-valor} \leq 0,05$) entre o WC-CV e os demais sistemas, demonstrando que o sistema preenchido com cerâmica vermelha apresentou melhor desempenho nesta condição.

Brix et al. (2001) indicaram a assimilação, adsorção, complexação, retirada pela planta e precipitação como os principais mecanismos de remoção de fósforo em sistemas de Wetlands construídos. Vymazal (2007) indicou que as remoções de fósforo comumente baixas em sistemas de Wetlands construídos podem ser

melhoradas desde que sejam utilizados materiais com elevada capacidade de sorção. Assim, a remoção de fósforo está diretamente ligada à natureza e às propriedades físico-químicas do substrato segundo Vymazal *et al.* (2021).

Além disso, Shen *et al.* (2020) abordaram que condições alcalinas são favoráveis para formação de ligações Ca-P e Mg-P, enquanto as condições ácidas são favoráveis para formação de ligações Fe-P e Al-P. Materiais ricos em óxidos de Al, Fe, Mg e Ca, presentes na composição dos materiais utilizados neste trabalho, favorecem a adsorção e a precipitação de fósforo (CABRAL *et al.*, 2021; HAN *et al.*, 2022). Segundo Kuhn *et al.* (2023) elementos químicos na composição do CQA e CA favorecem a adsorção e precipitação do fosfato com cátions cálcio (Ca^{2+}), bem como a formação de agregados de silicatos Ca – P.

Os resultados obtidos foram similares aos reportados na literatura por outros autores. Lima *et al.* (2018) reportaram eficiência média de remoção de PT de 87% ao utilizarem tijolo como substrato em um WCV tratando efluente sintético com concentração de 19 mg L^{-1} de PT em batelada de 24 h.

Li *et al.* (2021) verificaram eficiências médias de remoção de PT de 87%, 77%, e 76% em sistemas de WCV (19,5 L) preenchidos com concreto reciclado, tijolo reciclado e uma mistura de ambos, respectivamente. Os sistemas foram operados com TDH de 24 h tratando esgoto sintético com concentração inicial de PT de $0,47 \text{ mg L}^{-1}$.

Na Etapa II, a eficiência média de remoção do PT foi de 85%, 95% e 92% para WC-CV, WC-CA e WC-CQA, respectivamente. Não houve diferença significativa entre WC-CV e WC-CA (p-valor = 0,060), WC-CV e WC-CQA (p-valor = 0,088), e WC-CA e WC-CQA (p-valor = 0,081) operando nessas condições.

Os resultados obtidos nesta pesquisa resultaram superiores quando comparados a materiais convencionais ou outros resíduos da construção civil utilizados em WCV.

Minakshi *et al.* (2021) notaram eficiências médias de remoção do fosfato de 44%, 57% e 46% em WCV (67,5 L), preenchidos com cascalho, areia e a combinação dos dois materiais, respectivamente. Os sistemas foram vegetados com *Canna indica*, alimentados com efluente de laticínio ($410 \pm 4,7 \text{ mgPT L}^{-1}$) em bateladas de 48 h.

Shi *et al.* (2017) obtiveram eficiências médias de remoção do PT de 64% e 91% em sistemas de WCV (27 L) plantados com *Iris pseudoacorus* em tijolo vermelho

e tijolo de cinza volante, respectivamente, tratando efluente sintético com concentração de $8,1 \text{ mg PT L}^{-1}$ com TDH de 72 h.

O aumento do tempo de contato entre o afluente e os materiais influenciou na eficiência média de remoção do fósforo total no WC-CA e WC-CQA. Os resultados estatísticos demonstraram que há diferença significativa ($p\text{-valor} \leq 0,05$) entre o desempenho dos sistemas preenchidos com CA e CQA e o tempo, tendo sido obtidas maiores eficiências na remoção do PT no tempo de 48 h. Para o sistema preenchido com cerâmica vermelha, o tempo não influenciou no desempenho, assim como também reportado por (MATEUS E PINHO, 2020).

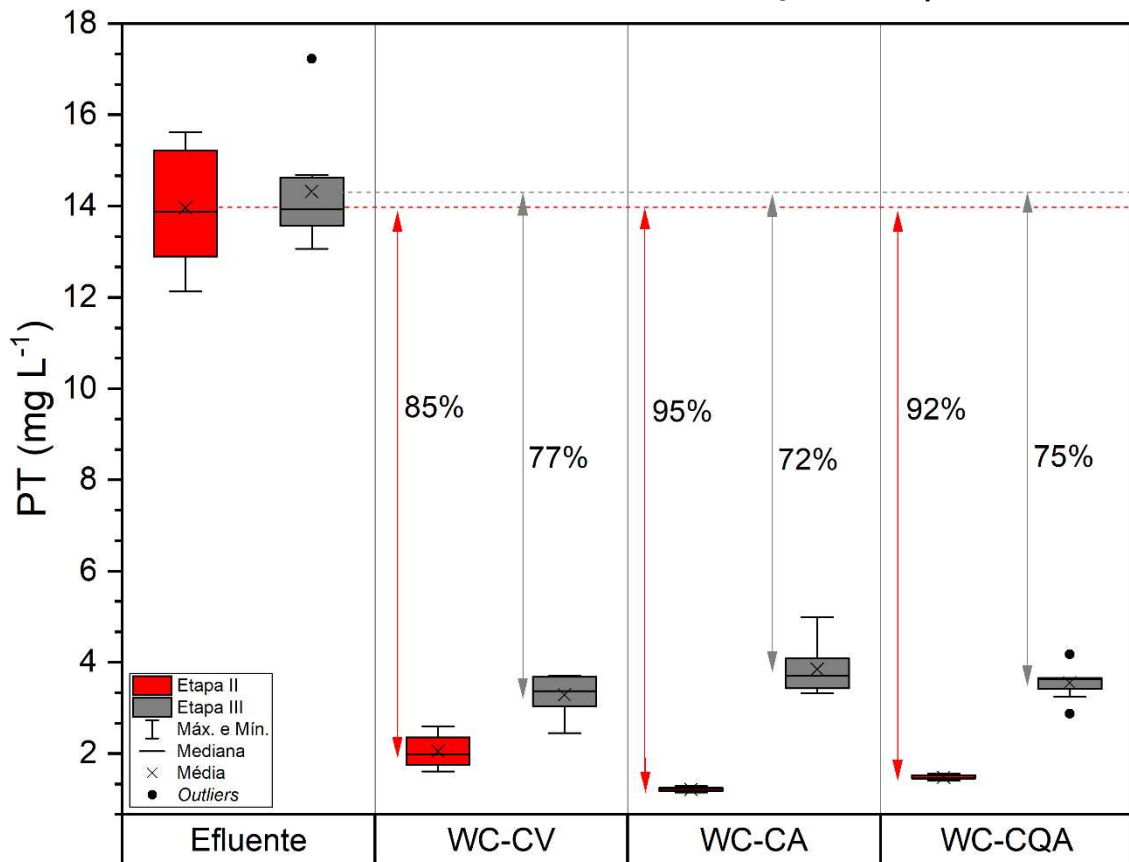
Para o WC-CA e WC-CQA, a migração do adsorvato para o interior da partícula do adsorvente pode ter sido favorecida pelo maior tempo de contato entre o afluente e o material. Segundo Qu e Zhao (2017), a principal característica desses materiais é a alta porosidade (até acima de 70% do material endurecido em volume), com presença de microporos, mesoporos e poros de aeração originalmente criados a partir das bolhas na mistura úmida durante o preparo do concreto.

De acordo com Wu *et al.* (2021), materiais como o concreto possuem alta capacidade de absorção de água, o que permite que o efluente penetre rapidamente em seu interior, interagindo com os sítios de adsorção. Além disso, os autores enfatizam que o tempo de contato gradualmente potencializa a capacidade de absorção do material. Além disso, segundo Yin *et al.* (2017), o aumento do TDH é a melhor maneira de tornar mais eficiente a remoção de fósforo de materiais ricos em cálcio.

Os resultados apresentados demonstram que o cerâmica vermelha, concreto aerado autoclavado e o compósito são adequados para remoção do fósforo total. Os resultados foram consistentes com as análises físico-químicas dos substratos que indicavam boa capacidade de adsorção (área superficial específica, porosidade e composição química desejável - Ca, Mg, Fe e Al), conferindo ao CA e CQA pequena vantagem em comparação com a cerâmica vermelha no tempo de 48 h. Materiais porosos, como CA e CQA, possuem uma maior permeabilidade, fornecendo microporos suficientes para a capacidade física de adsorção (WU *et al.*, 2021).

Na Figura 30 é apresentada a variação da concentração do fósforo total (PT) nas amostras do afluente e efluente dos sistemas e as eficiências médias de remoção nas Etapas II e III após a adição dos DEs.

Figura 30 - Variação das concentrações de fósforo total (PT) nas amostras do afluente e efluente dos Wetlands e eficiências médias de remoção nas Etapas II e III



Fonte: Autoria própria (2023)

Na Etapa III, as eficiências médias de remoção do PT resultaram em 77%, 72% e 75% no WC-CV, WC-CA e WC-CQA, respectivamente. Não foi verificada diferença estatística entre WC-CV e WC-CA (p-valor = 0.2304), WC-CV e WC-CQA (p-valor = 0.3176) e WC-CA x WC-CQA (p-valor = 0.8416).

Ao aplicar os testes estatísticos para comparar as eficiências dos sistemas nas Etapas II e III, é possível observar redução da capacidade dos sistemas em remover o PT após a adição dos DEs. Estes resultados são similares aos de Zhang *et al.* (2018) que relataram que a concorrência entre micropoluentes e poluentes como NT, PT e orgânicos pode limitar a sorção desses materiais em substratos. O mecanismo de preenchimento dos poros é atribuído pelo tamanho compatível entre poros e moléculas dos poluentes, afinidade de cargas, efeitos hidrofóbicos e entre outros mecanismos de interação.

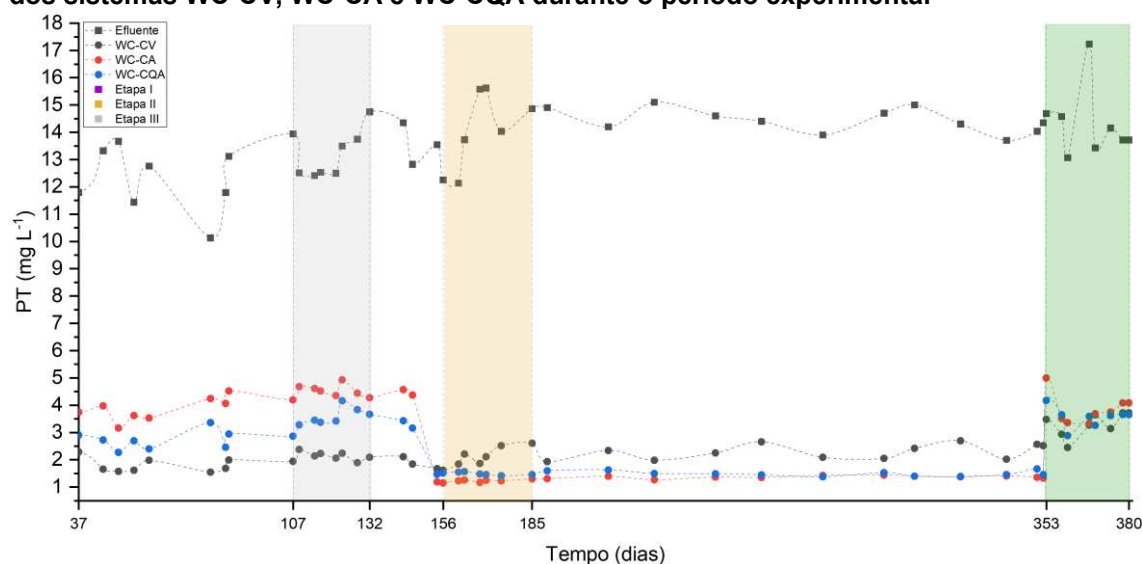
Mesmo apresentando redução na eficiência de remoção do PT, os sistemas estudados se assemelham ao reportado por Ren *et al.* (2023), que investigaram WCV plantados com *Iris pseudacorus* em brita e quartzo no tratamento de micropoluentes

(bisfenol S, fipronil e cetoprofeno). Os autores reportaram remoção de 83% e 89% em sistemas não saturados e saturados ($0,025 \text{ m}^3$), respectivamente, alimentados com efluente sintético com concentração inicial de PT de $30,2 \pm 4,2 \text{ mg L}^{-1}$.

Deste modo, pode-se considerar que os substratos utilizados apresentam boa capacidade de remoção de fósforo provavelmente pela adsorção, principalmente o CA e CQA antes da aplicação dos DEs.

Na Figura 31 é apresentada a variação da concentração do PT ao longo do tempo de operação nas amostras do afluente e efluente dos sistemas nas Etapas I, II e III.

Figura 31 - Variação da concentração de fósforo nas amostras do afluente e efluente dos sistemas WC-CV, WC-CA e WC-CQA durante o período experimental



Os sistemas WC-CV, WC-CA e WC-CQA foram capazes de remover o PT do período do 1º ao 112º dia de operação com eficiências de remoção de 84%, 66% e 73%, respectivamente. Após o 136º dia de operação foi observado aumento da eficiência de remoção para 85%, 95% e 82% nos sistemas WC-CV, WC-CA e WC-CQA, respectivamente, até o 353º dia de operação. A partir do 353º dia de operação, é possível observar redução da eficiência de remoção para 77%, 72% e 75% nestes sistemas, respectivamente.

5.3.4 Desreguladores endócrinos (DEs)

Na Tabela 11, pode ser observado um resumo dos resultados obtidos para os compostos desregulares endócrinos E1, E2 e EE2.

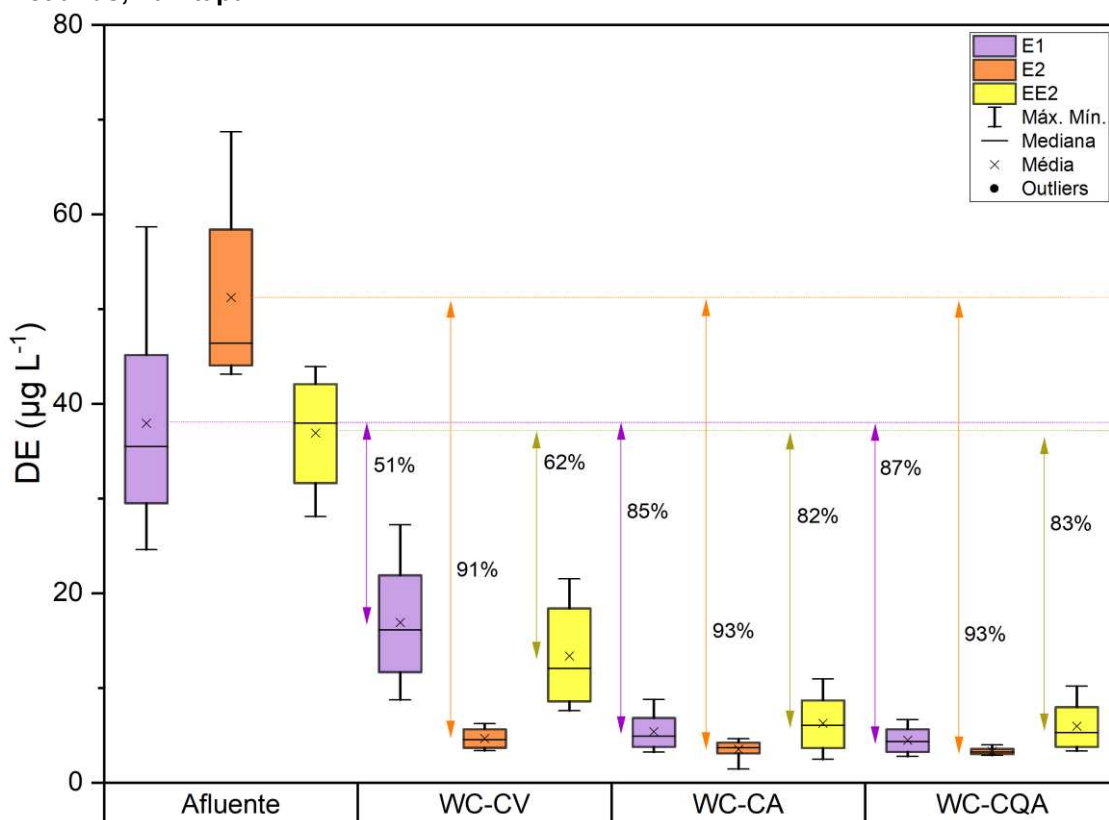
Tabela 11 - Resultados obtidos nas análises dos compostos DE na Etapa III

| | | E1 | E2 | EE2 |
|-----------------|-------|-------------------|-------------------|-------------------|
| Afluente | Média | 37,9 ^a | 51,2 ^a | 36,9 ^a |
| | DV | 11,4 | 10,8 | 6,1 |
| | Mín. | 24,6 | 43,1 | 28,1 |
| | Máx. | 58,7 | 68,7 | 43,9 |
| WC-CV | Média | 16,9 ^b | 4,7 ^b | 13,4 ^b |
| | DV | 6,5 | 1,1 | 5,4 |
| | Mín. | 8,7 | 3,4 | 7,6 |
| | Máx. | 27,2 | 6,2 | 21,5 |
| | E% | 51% | 91% | 62% |
| WC-CA | Média | 5,4 ^c | 3,5 ^{bc} | 6,3 ^c |
| | DV | 1,9 | 1,0 | 3,1 |
| | Mín. | 3,2 | 1,4 | 2,5 |
| | Máx. | 8,8 | 4,6 | 11,0 |
| | E% | 85% | 93% | 82% |
| WC-CQA | Média | 4,5 ^c | 3,3 ^c | 6,0 ^c |
| | DV | 1,5 | 0,4 | 2,6 |
| | Mín. | 2,8 | 2,9 | 3,3 |
| | Máx. | 6,6 | 4,0 | 10,2 |
| | E% | 87% | 93% | 83% |

Nota: DV – Desvio Padrão; Mín – Valor mínimo; Máx – Valor máximo; E% - Eficiência de remoção (%); E1 = Estrona ($\mu\text{g L}^{-1}$); E2 = 17 β -estradiol ($\mu\text{g L}^{-1}$); EE2 = 17 α -ethinylestradiol ($\mu\text{g L}^{-1}$). Letras diferentes dentro da característica avaliada indicam diferença estatística (P-valor < 0,05). **Fonte: A autoria própria (2023)**

Na Figura 32 é possível observar as concentrações do E1, E2 e EE2 nas amostras do afluente e efluente de cada sistema, e os respectivos valores de eficiência de remoção.

Figura 32 - Valores de concentração de E1, E2 e EE2 obtidos nas análises dos sistemas Wetlands, na Etapa III



Fonte: Autoria própria (2023)

Não foi verificada diferença significativa (p -valor $> 0,05$) entre os resultados do WC-CA e WC-CQA. Ao longo do tratamento, E1, E2 e EE2 foram reduzidos em 85%, 93% e 82% no WC-CA e em 87%, 93% e 83% no WC-CQA, respectivamente.

Também não houve diferença significativa (p -valor $> 0,05$) entre os resultados obtidos no WC-CV e os demais sistemas na remoção do E2, com eficiência de remoção média de 91% no WC-CV. Por outro lado, as análises estatísticas indicaram diferença significativa (p -valor $< 0,05$) entre o desempenho do WC-CV em comparação com outros substratos na remoção média de EE2 (62%) e E1 (51%).

Os resultados obtidos nesta pesquisa são similares ou superiores aos encontrados na pesquisa de Ilyas e Hullebusch (2020) que relatou uma média da remoção de DEs tratados em WCV a partir de diversos estudos. De acordo com os autores a média de remoção de E1, E2 e EE2 em WCV variam de $50 \pm 22\%$, $54 \pm 28\%$ e $74 \pm 19\%$. As principais vias para a remoção de desreguladores endócrinos em WC, segundo os autores, incluem a biodegradação (aeróbia, anóxica e anaeróbia), absorção e adsorção e/ou sorção pelas plantas, influenciadas pelas propriedades físico-químicas dos compostos.

Observando os resultados obtidos, o WC-CA e WC-CQA demonstraram maior eficiência na remoção dos DEs. A utilização de materiais com a presença de compostos alcalinizantes aumentou ligeiramente o pH nos ambientes em WC-CA e WC-CQA, o que potencializou a capacidade de adsorção dos compostos E1, E2 e EE2. Isso se deve ao fato de que o pK_a desses compostos variam entre 10,3 e 10,4, e seu $\log K_{ow}$ ser próximo de 4, o que lhes confere a característica de serem lipofílicos e de moderada tendência a serem absorvidos nas matrizes sólidas (SHAREEF *et al.*, 2006; ILYAS e HULLEBUSCH, 2020).

Além disso, considerando a alta remoção nos sistemas avaliados, outro fator importante segundo Castro *et al.* (2018) é o valor da constante de biodegradação (K_{bio}), relativamente altos para estes compostos, que os torna disponível para degradação biológica. De acordo com Luo *et al.* (2014) a primeira fase do processo de biodegradação é a absorção dos micropoluentes pela célula, levando a uma afinidade casual do composto com as enzimas bacterianas. Assim, quanto maior for a capacidade dos materiais adsorventes de retenção dos compostos no biofilme, maior a chance de degradação.

Alguns estudos apontam que a via de biodegradação dos desreguladores endócrinos dependem das condições redox do meio (aeróbicas, anóxicas, anaeróbicas) (SONG *et al.*, 2009; ROUT *et al.*, 2021). Na secção 5.2 foi estabelecido que o sistema WC-CV opera em condições anóxicas e os sistemas WC-CA e WC-CQA operam em condições anóxicas levemente anaeróbicas. Em condições onde os sistemas operam com uma concentração limitada de oxigênio, materiais que permitam a criação de um gradiente de concentração de oxigênio dentro do biofilme, desenvolvido nos poros, apresentam vantagens na biodegradação aeróbia dos compostos DEs (BAO *et al.*, 2016). Resultado evidenciado nos materiais CA e CQA, que possuem maior eficiência nesse processo quando comparados ao CV.

Ben *et al.* (2017) investigaram a transformação de estrona (E1), 17 β -estradiol (E2) e estriol (E3) ao longo das etapas de tratamento de águas residuais e observaram que a taxa máxima de remoção de E1 ocorreu em condições redox aeróbicas. Segundo os autores, as bactérias oxidantes de amônia dominaram a biodegradação de estrogênio através do processo de co-metabolismo. Além disso, a concentração total de E1 apresentou um leve aumento na unidade anaeróbia, devido ao fato de que E2 é biodegradado via E1. Esses fatores como concentração limitada de oxigênio e biodegradação de E2 em E1, podem ter apresentado um peso maior nos valores

obtidos de remoção de E1 no sistema WC-CV quando comparados aos demais sistemas.

De acordo com Phan et al. (2014), a biodegradação dos compostos DEs pode ocorrer tanto em ambientes anóxicos (sem oxigênio molecular, mas com nitrato presente) quanto anaeróbios (sem oxigênio molecular ou nitrato). A presença de nitrato facilita a capacidade de biodegradação dos compostos em condições anóxicas e anaeróbias.

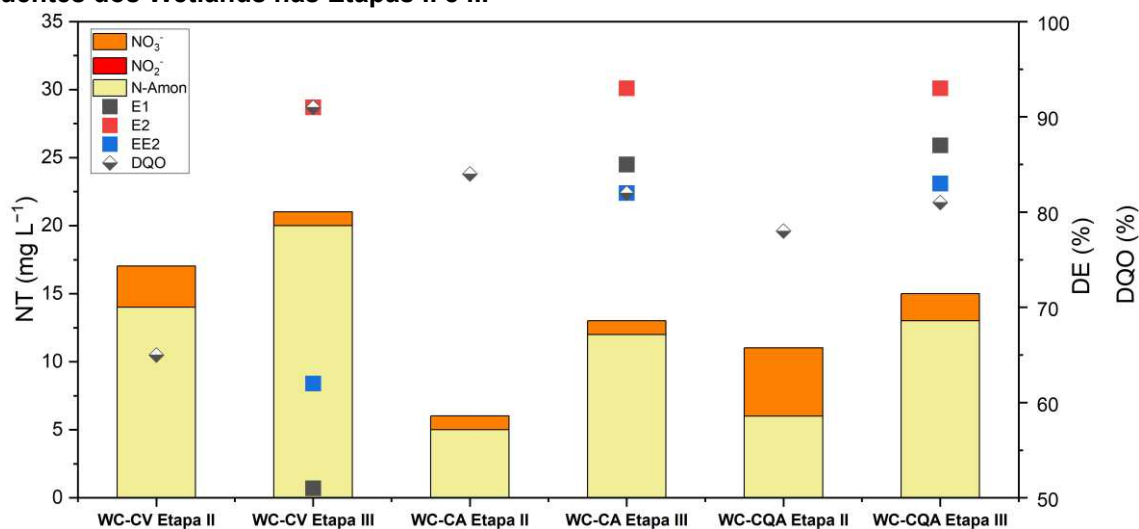
Zeng *et al.* (2009) investigaram a remoção de EE2 por lodo ativado em condições anaeróbicas com ou sem nitrato, e verificaram que a remoção anaeróbia de estrogênios pode ocorrer de duas formas distintas, dependendo da presença ou ausência de nitrato. Na presença de nitrato, a biodegradação é o processo dominante, enquanto na ausência de nitrato, a remoção é resultado da sorção em lodo ativado.

De acordo com Zhang et al. (2016), como a desnitrificação é um processo tanto para degradação de compostos orgânicos quanto para redução de nitrato, algumas bactérias são capazes de oxidar E2 completamente a CO₂ e H₂O, utilizando NO₃⁻ como acceptor de elétrons em condições anaeróbias.

Franzoni (2021) relataram a biodegradação de estrogênio sintético (17 α -etinilestradiol) sob todas as três condições redox em um sistema de reatores em série anaeróbico-aeróbio-anóxico em escala de laboratório.

Portanto, relacionando a aplicação dos compostos DEs, conforme demonstrado na Figura 33, com o processo de nitrificação e desnitrificação, é possível observar que houve uma diminuição significativa na capacidade de oxidação da amônia, reduzindo de 70% para 39% no WC-CA e de 62% para 32% no WC-CQA. Isso evidencia que o consumo de oxigênio para a degradação da matéria orgânica e para compostos desreguladores endócrinos foi insuficiente, e teve influência direta na capacidade de nitrificação da amônia pelos sistemas. Além disso, a desnitrificação nos 3 sistemas foi melhor após adição dos DEs.

Figura 33 - Relação entre a remoção da matéria orgânica, DE e formas nitrogenadas nos efluentes dos Wetlands nas Etapas II e III



Fonte: Autoria própria (2023)

Mesmo que a contribuição das macrófitas na remoção dos DEs seja considerada pequena (CHEN et al., 2021; BARRETO et al., 2022), espécies como a *Eichhornia crassipes* (com grande densidade radicular) são capazes de abrigar uma grande diversidade microbiana na rizosfera, beneficiando a remoção de DE através da biodegradação.

A remoção de estrogênios também foi pesquisada por Dai *et al.* (2016) que reportaram remoção média de 82% e 77% para E1 e E2, respectivamente, no tratamento de esgoto sanitário de origem doméstica com concentrações iniciais de 45 a 58,9 ng L⁻¹ de E1 e 23,4 ng L⁻¹ de E2, operados com TDH de 12 h; Herrera-Melián *et al.* (2018) obtiveram remoção média de 71% para estrona em um WCV plantado com *Phragmites australis* em brita. Segundo os autores citados, os resultados podem ser atribuídos às condições redox aeróbia e anóxica que favorecem as interações microbianas no WCV.

Campos et al. (2019) obtiveram remoção de $54,7 \pm 6,9\%$ do EE2 e outros hormônios em um WCV (0,0768 m³) vegetado com *Eichhornia crassipes* (aguapé) em brita e operado com TDH de 48 h no tratamento de efluente sintético com concentração inicial de EE2 de 94 µg L⁻¹.

Ainda são poucas as pesquisas que avaliam a remoção de estrogênios em WCV. Cheng *et al.* (2021) analisaram a eficiência de remoção de antibióticos e estrogênios em três sistemas *tidal flow* preenchidos com brita, operados com TDH de 12 h e divididos em sistemas plantados com *Canna indica L.* e sistemas não

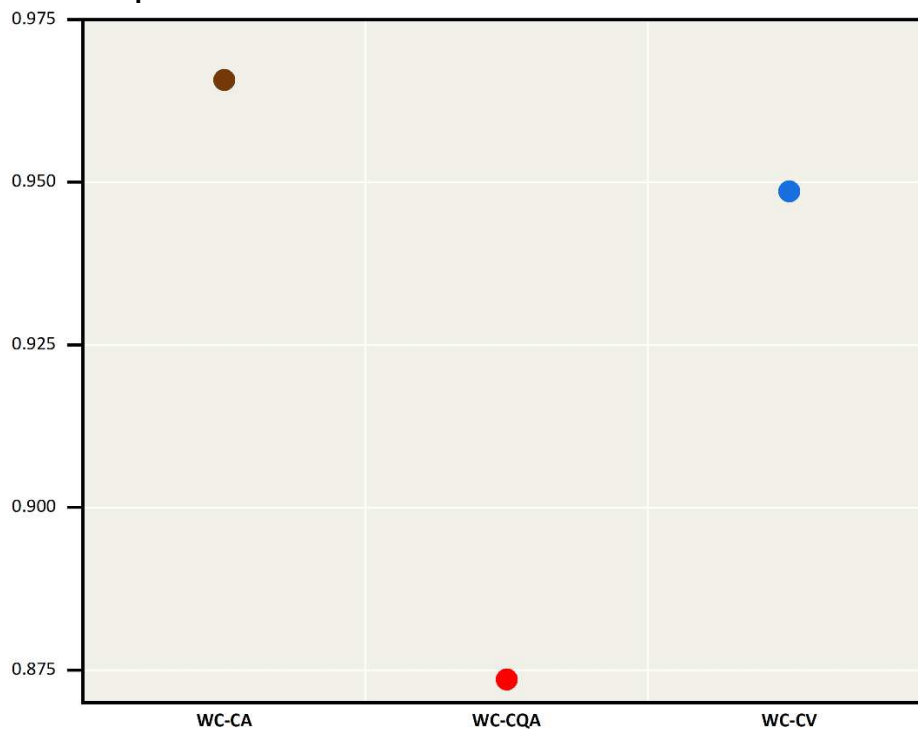
plantados. De acordo com a pesquisa, o sistema com defletores e plantas obteve remoção de 98,75 a 99,95% de estrogênios, sendo a degradação microbiana o principal mecanismo de remoção, complementada pela adsorção pelo substrato e absorção pelas plantas.

5.3.5 Avaliação da comunidade microbiana dos sistemas Wetlands

Após o sequenciamento das amostras dos materiais de cada sistema, foram gerados os índices de Simpson correspondente a diversidade Alpha das comunidades microbianas de cada amostra. Na sequência, foi gerada a classificação taxonômica dos microrganismos sequenciados.

A análise da diversidade Alpha revelou nível mais elevado de diversidade no CA (0,9657), seguido pelo CV (0,9485) e CQA (0,8736) (Figura 34).

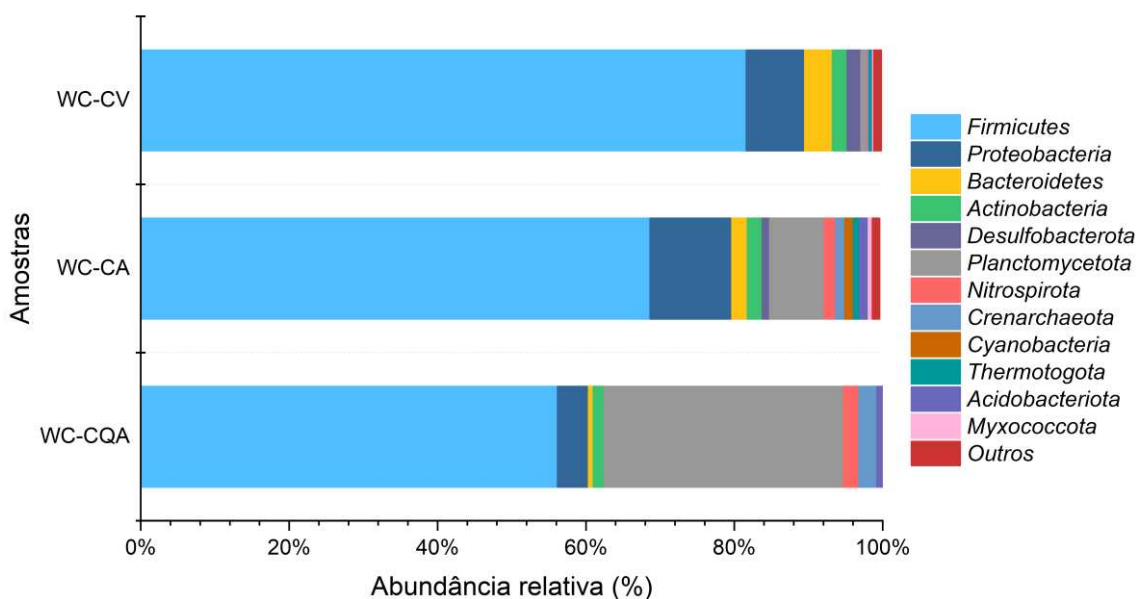
Figura 34 - Índices Alpha de diversidade da microbiota obtida nos sistemas Wetlands



Fonte: Autoria própria (2023)

Com relação à classificação taxonômica, o grau de identificação (nível taxonômico) variou de acordo com a classificação de cada microrganismo (a partir da classificação gerada pelo banco de dados utilizado). Na Figura 35, foram identificados um total de 23 filós, mas apenas os 12 filós com uma abundância relativa superior a 1% foram considerados.

Figura 35 - Abundância relativa dos filos de bactérias identificadas nas amostras representativas nos sistemas Wetlands



Fonte: Autoria própria (2023)

O filo *Firmicutes* foi o mais abundante e representou 81,6%, 68,6% e 56,2% no WC-CV, WC-CA e WC-CQA, respectivamente. A presença desse filo é relatada frequentemente em estudos com WC (KATAKI *et al.*, 2021; ZHENG *et al.*, 2022). De acordo com Feng *et al.* (2021) e Wang *et al.* (2022), as bactérias desse grupo apresentam diversidade de espécies metabólicas envolvidas na degradação da matéria orgânica e em vários estágios da remoção de nitrogênio, atuando de forma aeróbia e anaeróbia.

O filo *Proteobacteria* também foi identificado nos sistemas, porém com menor abundância, correspondendo a 7,9%, 11,0% e 4,2% no WC-CV, WC-CA e WC-CQA, respectivamente. Este filo possui extensa diversidade e desempenha papel importante no metabolismo do nitrogênio, incluindo a maioria dos grupos de bactérias oxidantes de amônia (AOB) e bactérias oxidantes de nitrito (NOB), bem como bactérias responsáveis pela remoção do carbono em sistemas WC sob várias razões de C/N (JIA *et al.*, 2021; LI *et al.*, 2021).

O filo *Proteobacteria* também inclui organismos acumuladores de fósforo (PAOs) que podem absorver fosfato e armazená-lo em células sob condições alternadas aeróbias e anaeróbias. Segundo Wang *et al.* (2022), o grupo das *Gammaproteobacteria* e *Alphaproteobacteria*, identificadas nesta pesquisa, são associadas à remoção biológica de fósforo em WC.

Foi observada distinção entre os substratos avaliados em relação à presença do filo *Planctomycetes*, que corresponderam a 0,8%, 7,3% e 32,3% no WC-CV, WC-CA e WC-CQA, respectivamente. Além disso, o grupo *Nitrospira* foi identificado apenas no WC-CA (1,6%) e WC-CQA (2,1%).

Jia *et al.* (2021) e Wang *et al.* (2022) afirmam que algumas bactérias do filo *Planctomycetes*, tais como *Candidatus brocadia* e *Candidatus Jettenia* da família *Brocadiaceae*, *Pirellula* da família *Pirellulaceae* e *Gemmata* da família *Gemmataceae* podem realizar o processo de ANAMMOX. Neste estudo, os filios foram detectados em todas as amostras, o que pode explicar a remoção de N-Amon sem acúmulo de nitrito. O substrato CQA apresentou as melhores condições para desenvolvimento dessas bactérias.

O gênero *Nitrospira* é comprovadamente associado à eficiência do processo de nitrificação (KRAIEM *et al.*, 2019; XIAO *et al.*, 2020, LI *et al.*, 2023). Segundo Li *et al.* (2023), bactérias do gênero *Nitrospira* são excelentes nitrificadores, capazes de catalisar de forma independente o processo de nitrificação completa para oxidação de amônia. Elas são mais competitivas pela amônia do que muitos nitrificadores convencionais e são frequentemente observadas em WCs com alta eficiência de remoção de N-Amon. O filo *Nitrospirota*, pertencente ao gênero *Nitrospira*, engloba bactérias que são oxidantes de nitrito e oxidantes de amônia completa (Park *et al.*, 2020 e Zou *et al.*, 2022).

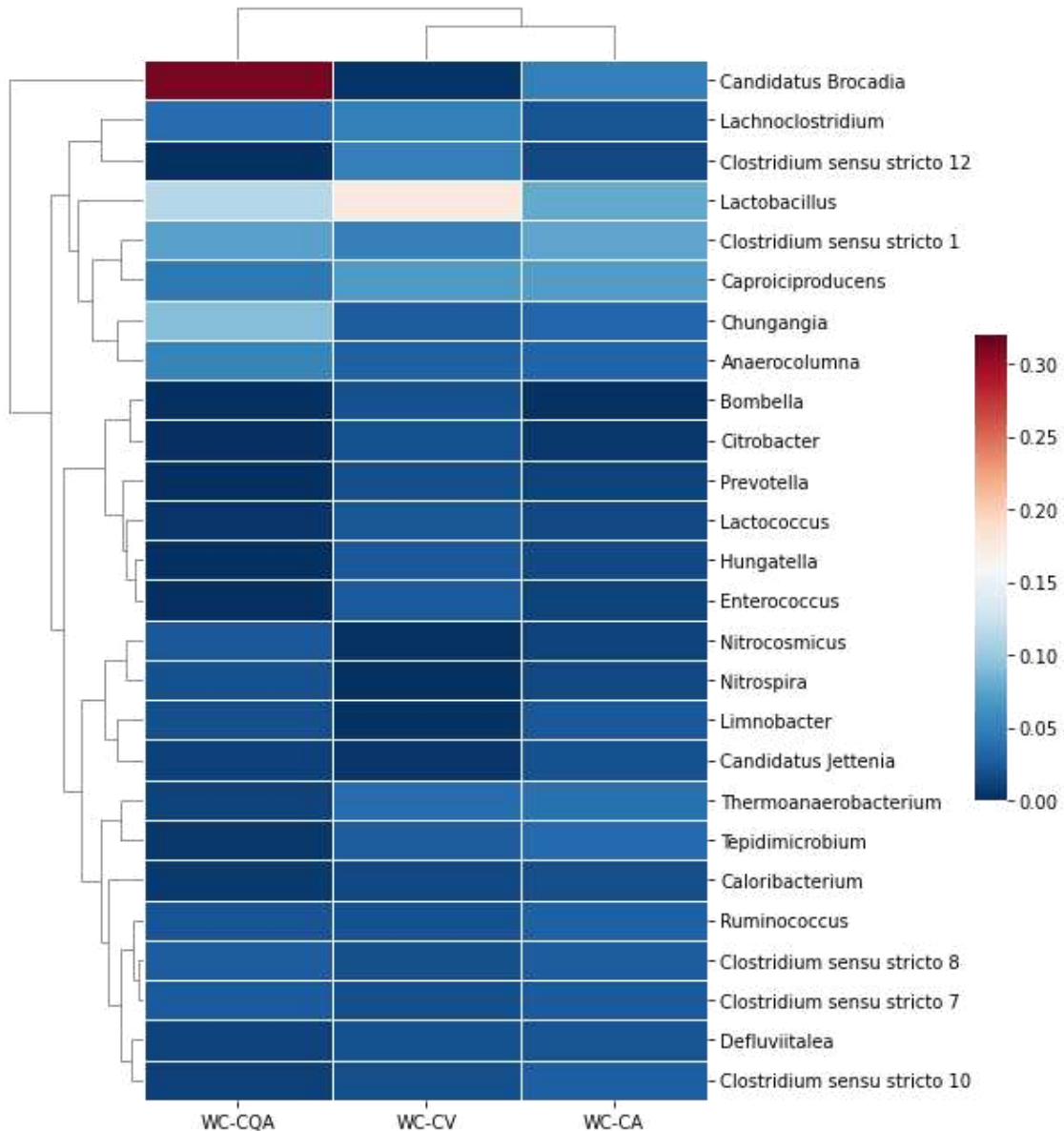
Em trabalhos anteriores, cepas de bactérias dos filios *Proteobacteria*, *Firmicutes* e *Actinobacteria* já demonstraram capacidade de remover estrogênios por meio do uso desses compostos como fonte de carbono ou em co-metabolismo com substratos de crescimento (WANG *et al.*, 2021; MOREIRA *et al.*, 2021). Nesta pesquisa, além dos indivíduos do filo *Firmicutes* e *Proteobacteria*, as bactérias do filo *Actinobacteria* representaram 2,0%, 2,0% e 1,5% para WC-CV, WC-CA e WC-CQA, respectivamente, o que sugere que elas podem contribuir para remoção de estrogênios pelos processos biológicos.

Os resultados obtidos nesta pesquisa foram similares aos reportados por Wirasni *et al.* (2018), Xia *et al.* (2020) e Zheng *et al.* (2022) que observaram grupos distintos de bactérias em WCs.

Foi utilizada uma análise de agrupamento para comparar as composições da comunidade entre as amostras, que está representada por um *heatmap* em formato de dendrograma de similaridade com métrica de distância de Bray-Curtis, com foco

nos 26 gêneros mais abundantes e outros grupos de interesse (Figura 36). Foram comparadas as comunidades de cada sistema.

Figura 36 - Heatmap obtido pela clusterização hierárquica dos dados de gêneros de microrganismos de acordo com sua abundância relativa nos sistemas Wetlands



Fonte: Autoria própria (2023).

O *Lactobacillus*, pertencentes ao filo *Firmicutes*, foi identificado como o gênero mais abundante nas amostras analisadas, representando 17,5%, 7,8% e 11,4% para WC-CV, WC-CA e WC-CQA, respectivamente. Essas bactérias normalmente formam associações com as raízes das plantas e têm capacidade de hidrolisar a celulose das raízes mortas em compostos menores, como ácidos graxos (LI *et al.*, 2023). Além disso, de acordo com Souza *et al.* (2020), essas bactérias podem desenvolver

desnitrificação autotrófica e desnitrificação em nitratação parcial no tratamento de águas residuárias.

Os gêneros mais predominantes em ambas as amostras foram os *Clostridium_sensu_stricto_1*, *Caproiciproducens*, *Anaerocolumna*, *Lachnoclostridium* e *Chungangia*. Essas bactérias são anaeróbias e auxiliam na degradação da matéria orgânica e no processo de desnitrificação, favorecidos pela baixa disponibilidade de oxigênio nos sistemas (GE *et al.*, 2019; YAN *et al.*, 2020; XU *et al.*, 2021).

Apesar da baixa concentração do OD, foi detectada a presença de bactérias do gênero *Nitrospira* (bactérias oxidantes de nitrito - NOB), representando 1,6% e 2,1% no WC-CA e no WC-CQA, respectivamente. Por outro lado, *Nitrosomonas* (bactérias oxidantes de amônia - BOA) representaram apenas 0,1% e 0,8% no WC-CA e WC-CQA, respectivamente. Estudos recentes mostram que algumas cepas de *Nitrospira* são capazes de oxidar tanto amônia quanto nitrito pelo processo conhecido como Comammox (abreviação em inglês de "*complete ammonium oxidizer*"), possibilitando a nitrificação completa (DAIMS *et al.*, 2015; JIA *et al.*, 2021).

Tang *et al.* (2020) relatam que substratos com alta porosidade e grande áreas superficiais específicas facilitam a transferência de oxigênio e promovem condições ideais para crescimento e desenvolvimento de bactérias do gênero *Nitrospira* e *Nitrosomonas*.

As bactérias Anammox, como *Candidatus brocadia* representaram 0,3%, 5,0% e 31,2% no WC-CV, WC-CA e WC-CQA, respectivamente, enquanto *Candidatus Jettenia* representaram 0,4%, 2,1% e 1,1% no WC-CV, WC-CA e WC-CQA, respectivamente. Deve-se notar que no sistema WC-CA foram detectadas outras bactérias que atuam no processo ANAMMOX, porém com menor abundância relativa, como a *Gemmata* que representou 0,08% e a *Pirellula* com 0,03%. De acordo com Lee *et al.* (2009), a presença de bactérias Anammox possibilita que ocorra remoção do nitrogênio, mesmo com baixa fonte de carbono orgânico.

Alguns dos grupos microbianos relatados por Wirasnita *et al.* (2018), Wang *et al.* (2021), Moreira *et al.* (2021) e Torres *et al.* (2021) envolvidos na degradação dos estrogênios também foram identificados nesta pesquisa, incluindo *Citrobacter*, que representou 2,1% e 0,5% no WC-CV e WC-CA, respectivamente; *Pseudomonas*, que representou 0,1% e 0,8% no WC-CV e WC-CQA, respectivamente; *Comamonas*, que representou 0,8% e 0,6% no WC-CV e WC-CQA, respectivamente; e *Staphylococcus*, que representou 0,1% e 0,1% no WC-CV e WC-CA, respectivamente.

Alguns grupos de bactérias estão envolvidos em diferentes processos metabólicos, como é o caso dos *Pseudomonas* que melhoram a desnitrificação e possuem habilidade de assimilar fosfato de águas residuárias e armazená-lo em células. Essas bactérias podem atuar tanto em condições anaeróbias quanto em condições aeróbias/anóxicas alternadas, sendo consideradas organismos acumuladores de fosfato (*Phosphate accumulating organisms* - PAOs) (WANG *et al.*, 2022).

Outras bactérias, embora com menor abundância relativa, contribuíram para remoção biológica do fósforo, tais como bactérias da família da Rhodocyclaceae (1,5% no WC-CA), do gênero *Acinetobacter* (0,1% no WC-CA) e classe das Alphaproteobacteria (2,6%, 2,4% e 0,7% no WC-CV, WC-CA e WC-CQA, respectivamente). Além dos PAOs, bactérias solubilizadoras de fósforo (*Phosphorus solubilizing bacteria* - PSB) também foram identificadas nesta pesquisa, tais como *Enterobacter* representando 2,1% no WC-CV e 0,5% no WC-CA. Estas bactérias secretam ácidos orgânicos, como os ácidos oxálico e cítrico, convertendo o fósforo insolúvel em fósforo solúvel no solo para posterior absorção pelas plantas (Wang *et al.*, 2022)

Os resultados obtidos na avaliação da estrutura da comunidade microbiana estão em concordância com os processos identificados em cada sistema de tratamento.

5.4 Nitrogênio e fósforo no tecido vegetal e no leito filtrante

Ao término da Etapa II, após 185 dia de operação, foi realizada remoção de 2 exemplares da macrófita *Eichhornia crassipes* de cada sistema, tomadas como amostras representativas para analisar crescimento e incorporação de nutrientes (fósforo e nitrogênio) na raiz, pecíolo e folhas (massas secas).

Na análise de crescimento, foram aferidos os comprimentos da folha, do pecíolo e da raiz dos indivíduos para obter média do crescimento em cada sistema. Esta média foi obtida em relação aos maiores e aos menores comprimento das partes analisadas de um mesmo sistema. Essa análise de crescimento das macrófitas foi realizada para correlacionar os resultados obtidos com a incorporação dos nutrientes.

Na Tabela 12 são apresentados os resultados das médias obtidas na análise de crescimento das macrófitas coletadas dos sistemas após o início da operação (1º dia) e ao final da Etapa II (185º dia).

Tabela 12 - Média dos resultados obtidos com as avaliações de crescimento das macrófitas dos sistemas após o início de operação e no final da Etapa II

| Sistema | Parte da planta | Plantio (cm) | Colheita (cm) |
|---------|-----------------|--------------|---------------|
| WC-CV | Raiz | 11,6 | 14,8 |
| | Pecíolo | 4,0 | 33,0 |
| | Folha | 4,0 | 14,8 |
| WC-CA | Raiz | 10,5 | 18,0 |
| | Pecíolo | 3,9 | 42,0 |
| | Folha | 4,5 | 13,8 |
| WC-CQA | Raiz | 11,9 | 15,0 |
| | Pecíolo | 4,2 | 34,6 |
| | Folha | 4,0 | 15,3 |

Fonte: Autoria própria (2023)

O pecíolo foi o segmento da planta que mais se desenvolveu no WC-CV e WC-CQA, apresentando aumento de quase 800%. O tamanho da folha aumentou 300% quando cultivada nesses sistemas. A raiz apresentou crescimento inferior em comparação às outras partes da planta, com aumento pouco superior a 25% no WC-CV e no WC-CQA.

A *Eichhornia crassipes* teve crescimento similar ao observado por Mello (2016) em WCV preenchidos com areia e brita. A autora verificou maior desenvolvimento do pecíolo durante o período operacional, crescimento de 401%, seguido pelas folhas com crescimento de 196% e pelas raízes com crescimento de 11%. É importante ressaltar que as medidas não foram aferidas no primeiro dia de operação, mas sim no período o 45º ao 135º dia de operação.

O crescimento das macrófitas está correlacionado com as condições oferecidas em cada sistema operado em função do pH, temperatura, nutrientes disponibilizados, dentre outros fatores (REZANIA *et al.*, 2015; GAURAV *et al.*, 2020).

A quantidade de indivíduos de *Eichhornia crassipes* e a densidade vegetal de cada sistema foram avaliadas desde o início da operação até o último dia da Etapa II, conforme apresentado na Tabela 13.

Tabela 13 - Número de indivíduos de *Eichhornia crassipes* e densidade vegetal em cada sistema, no plantio e na colheita (após 185 dias de operação)

| Sistema | Nº plantas plantio | Densidade (plantas m ⁻²) plantio | Nº Plantas colheita | Densidade (plantas m ⁻²) colheita |
|---------|--------------------|--|---------------------|---|
| WC-CV | 5 | 25 | 9 | 45 |
| WC-CA | 5 | 25 | 17 | 85 |
| WC-CQA | 5 | 25 | 12 | 60 |

Fonte: Autoria própria (2023)

A densidade vegetal aumentou 240%, ou seja, de 25 para 85 plantas m² no WC-CA. No WC-CQA, o aumento foi de 140%, enquanto no WC-CV foi de 80%. A *Eichhornia crassipes*, uma espécie flutuante, adaptou-se bem aos materiais, principalmente ao CA, mantendo característica de crescimento e reprodução rápidos.

Ting *et al.* (2018) afirmam que a faixa ótima de pH para o crescimento da *Eichhornia crassipes* situa-se entre 6 e 8, embora a espécie possa tolerar ambientes com pH entre 4 e 10. No entanto, diversos fatores podem contribuir para diminuição gradual do pH em WC, o que pode limitar o crescimento da *Eichhornia crassipes*. Portanto, segundo os autores, o ambiente alcalino potencializa o crescimento ideal dessas macrófitas.

Lima *et al.* (2018) observaram aumento de 60%, 80% e 100% no número de *Eichhornia crassipes* em WC preenchidos com brita, argila expandida e tijolo, respectivamente, resultando em densidades de 40, 45 e 50 plantas m⁻², respectivamente. O sistema foi operado por 296 dias e o pH dos sistemas variaram entre 6.8 e 7.3. O resultado apresentado neste estudo foi semelhante ao encontrado para o grupo de indivíduos cultivados no WC-CV.

Segundo Rezania *et al.* (2015), a *Eichhornia crassipes* apresenta rápido processo de propagação vegetativa quando encontra condições favoráveis de temperatura e nutrientes para seu crescimento. Por meio deste processo de reprodução, os autores indicam que 10 plantas são capazes de gerar 1610 plantas em apenas 10 meses.

Após 188 dias de operação, Marcelino *et al.* (2020) obtiveram aumento de 40% da densidade vegetal da *P. stratiotes* de 25 para 35 plantas m⁻² no WC preenchido com argila expandida e porcelanato e de 20% de 25 para 30 plantas m⁻² no WC preenchido com tijolo. Os resultados obtidos pela autora são menores quando comparados aos encontrados na presente pesquisa.

Ao considerar a escolha da espécie vegetal para ser cultivada em WC, é relevante levar em conta não apenas a capacidade de reprodução e crescimento, mas também a capacidade de se adaptar a ambientes com baixa concentração de oxigênio. Além disso, a macrófita pode ser uma cultura promissora para valorização da biomassa pós-tratamento. Dependendo do poluente a ser tratado, a *Eichhornia crassipes* pode ser utilizada como opção para ração animal, ser convertida em biogás para produção de energia ou ser transformada em bio-óleo e biocarvão (LI *et al.*, 2021).

A determinação da quantidade de nitrogênio total (NT) e fósforo total (PT) nas macrófitas foi conduzida no início da operação dos WC (condição inicial) e após o encerramento da Etapa II (condição final). Os valores médios de nitrogênio total (NT) e fósforo total (PT) na biomassa seca após 185 dias de operação, bem como a quantificação total de nutrientes por sistema são apresentados na Tabela 14.

Tabela 14 - Nitrogênio Total e Fósforo total na massa seca da *Eichhornia crassipes* no 185º dia de operação

| Sistema | Parte da planta | Massa Seca (g WC ⁻¹) | NT (mg g ⁻¹) | NT (g WC ⁻¹) | PT (mg g ⁻¹) | PT (g WC ⁻¹) |
|---------|-----------------|----------------------------------|--------------------------|--------------------------|--------------------------|--------------------------|
| WC-CV | Raiz | 12,08 | 4,92 | 0,20 | 9,23 | 0,11 |
| | Pecíolo | 44,73 | 8,61 | 0,75 | 2,50 | 0,11 |
| | Folha | 33,75 | 1,79 | 0,25 | 5,28 | 0,18 |
| | Total | 90,56 | 5,58 | 1,20 | 4,43 | 0,40 |
| WC-CA | Raiz | 33,66 | 1,61 | 0,61 | 4,80 | 0,16 |
| | Pecíolo | 55,35 | 1,27 | 0,70 | 1,92 | 0,20 |
| | Folha | 31,63 | 3,34 | 0,24 | 4,52 | 0,27 |
| | Total | 120,64 | 1,95 | 1,56 | 3,19 | 0,63 |
| WC-CQA | Raiz | 19,26 | 4,26 | 0,36 | 4,13 | 0,08 |
| | Pecíolo | 57,65 | 0,01 | 0,69 | 4,01 | 0,31 |
| | Folha | 45,95 | 1,58 | 0,47 | 4,91 | 0,30 |
| | Total | 122,86 | 1,14 | 1,52 | 4,38 | 0,69 |

Fonte: Autoria própria (2023)

A concentração de nitrogênio total na biomassa seca foi de 5,58 mg g⁻¹ no WC-CV, 1,95 mg g⁻¹ no WC-CA e 1,14 mg g⁻¹ no WC-CQA, indicando maior concentração do NT nas macrófitas cultivadas no WC-CV, seguido do WC-CA, e do WC-CQA.

Em relação ao acúmulo do NT nas partes da macrófita, foi observado que no WC-CV, o pecíolo acumulou mais NT, enquanto que no WC-CA, a maior contribuição ocorreu na folha, e no WC-CQA, na raiz.

O WC-CA apresentou 3,19 mg PT g⁻¹ de fósforo total nas macrófitas, enquanto que no WC-CV e WC-CQA os valores foram similares, sendo de 4,43 mg g⁻¹ e 4,38 mg g⁻¹, respectivamente. A raiz foi a parte da planta que mais acumulou fósforo total, com 9,23 e 4,80 mg g⁻¹ no WC-CV e WC-CA, respectivamente. No entanto, no WC-CQA, a folha foi o segmento que mais acumulou fósforo, com 4,91 mg g⁻¹, similar ao encontrado na raiz (4,13 mg g⁻¹) e no pecíolo (4,01 mg g⁻¹), respectivamente.

Valipour *et al.* (2015) indicaram que as raízes da *Eichhornia crassipes* estão principalmente envolvidas no transporte de poluentes, enquanto a parte aérea da planta acumula quantidade considerável de nutrientes (N e P) em comparação com a

área da raiz. Para Madikizela (2021), embora a remoção dos poluentes do meio líquido ocorra inicialmente pelas raízes, esses poluentes são rapidamente transportados para os pecíolos e folhas.

Em contraste com os resultados obtidos neste estudo, Lima *et al.* (2018) relataram concentração do NT diferente ao avaliar *Eichhornia crassipes* plantada em tijolos. Segundo os autores, após 296 dias de operação, a concentração do NT no sistema WC subsuperficial alcançou 55,21 mg g⁻¹, sendo que a raiz foi a parte da planta que mais contribuiu para o acúmulo de NT, provavelmente devido ao contato direto com a fração líquida e ao seu papel na absorção dos nutrientes. Os autores encontraram 4,39 mg g⁻¹ de PT nas macrófitas, e indicaram o pecíolo como a parte que mais contribuiu com 6,60 mg g⁻¹, seguido da raiz com 4,38 mg g⁻¹.

Na avaliação da fitoremediação de metais pesados em efluente industrial utilizando as macrófitas *Eichhornia crassipes* e *Pistia stratiotes*, Victor *et al.* (2016) encontraram fósforo nas raízes da *Eichhornia crassipes* em quantidade de 7,90 mg g⁻¹ e nas folhas em quantidade de 4,47 mg g⁻¹. No entanto, as quantidades de fósforo na *Pistia stratiotes* não foram mencionadas pelos autores.

Para Xie e Yu (2003), a disponibilidade de nutrientes no meio de cultivo da *Eichhornia crassipes* interfere em sua morfologia. De acordo com os autores, a macrófita é capaz de sobreviver em ambientes com baixa concentração de fósforo por meio do uso econômico de fontes internas desse nutriente. Isso é possível graças às variações morfológicas no sistema radicular, que se torna mais denso e longo e, conseqüentemente, é capaz de absorver e acumular maiores quantidades de fósforo. Neste estudo, os autores cultivaram *Eichhornia crassipes* em tanques de escala mesocosmo com concentração inicial de 4,8 g m⁻² ano⁻¹, e obtiveram quantidade média de fósforo de 5,76 mg g⁻¹ na planta.

De Rozari *et al.* (2018) avaliaram a capacidade de absorção de nitrogênio de algumas espécies de macrófitas (densidade de 5 plantas m⁻²) cultivadas em WCV e obtiveram valores que variaram de 6,1 a 10,4 g NT planta⁻¹ para *Melaleuca quinquenervia* e de 2,6 a 3,6 g NT planta⁻¹ para *Cymbopogon citratus*. De acordo com os autores, a concentração de NT no afluente (101 a 131 mg L⁻¹) beneficiou o crescimento e a acumulação de nutrientes da planta neste experimento.

Qadiri *et al.* (2021) obtiveram 4,28, 4,12 e 2,38 mg g⁻¹ de PT na parte aérea e 3,89, 3,78 e 1,89 mg g⁻¹ na raiz da *Phragmites karka*, *Iris kashmiriana* e *Sagittaria*

latifolia cultivadas em WC. Segundo os autores, a quantidade absorvida e acúmulo de nutrientes é diretamente dependente do aumento na quantidade de biomassa vegetal.

Para determinação da concentração do nitrogênio total (NT) e do fósforo total (PT) nos materiais, foram retirados 570 g de cerâmica vermelha, 450 g de AC e 495 g de AAC de cada sistema ao final da Etapa II (185 dias de operação). Na Tabela 14 são apresentados os resultados obtidos para esses nutrientes em cada um dos materiais.

Tabela 15 - Concentrações de Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK) e fósforo total (PT) nos substratos de cada sistema após 185 dias de operação.

| Sistema | NT (mg g ⁻¹) | NT (g WC ⁻¹) | PT (mg g ⁻¹) | PT (g WC ⁻¹) |
|---------|--------------------------|--------------------------|--------------------------|--------------------------|
| WC-CV | 0,54 | 9,12 | 0,29 | 4,46 |
| WC-CA | 0,73 | 5,44 | 0,74 | 8,07 |
| WC-CQA | 0,61 | 4,96 | 0,81 | 9,57 |

Fonte: Autoria própria (2023)

Ao comparar a concentração do NT retido nos materiais, nota-se que o WC-CV apresentou maior massa (9,12 g WC⁻¹) comparado ao WC-CA (5,44 g WC⁻¹) e WC-CQA (4,96 g WC⁻¹).

Em relação ao PT, os resultados obtidos indicaram que o WC-CQA apresentou maior capacidade de adsorção, acumulando 9,57 g WC⁻¹. Este valor é 2,15 vezes maior que o valor obtido no WC-CV (4,46 g WC⁻¹). O WC-CA reteve 8,07 g WC⁻¹.

Marcelino *et al.* (2020) observaram adsorção de fósforo de 8,84, 3,36 e 1,99 g WC⁻¹ no tijolo, argila expandida e porcelanato usados como materiais de WCV, respectivamente. Os autores notaram maior concentração de nutrientes aderidos nas macrófitas do que nos materiais utilizados.

Avaliando areia lavada e cascalho grosso (materiais convencionais) em sistemas de WCH, Valero *et al.* (2020) obtiveram remoção de 0,33 mg g⁻¹ e 0,32 mg g⁻¹, respectivamente. Segundo os autores, os materiais contribuíram significativamente para remoção do nitrogênio pela adsorção da amônia em suas superfícies.

Na Tabela 16 é apresentado o balanço de massa do NT e PT nos sistemas, com as respectivas taxas de carregamento no afluente e efluente e eficiências de remoção, massas quantificadas no tecido vegetal no 185º dia de operação e o percentual da contribuição da macrófita e “outros mecanismos” na remoção total destes elementos assim como Wu *et al.* (2013).

Tabela 16 - Balanço de massa de fósforo total (PT) e nitrogênio total (NT) após 185 dias de operação

| Sistema | Parâmetros | Afluente (g m ⁻² b ⁻¹) | Efluente (g m ⁻² b ⁻¹) | Retenção Efluente (%) | Planta (g m ⁻² b ⁻¹) | Retenção Planta (%) | Substrato (g m ⁻² b ⁻¹) | Retenção Substrato (%) | Outros (g m ⁻² b ⁻¹) | Retenção Outros (%) |
|---------|------------|--|--|-----------------------------|--|------------------------|---|------------------------------|--|------------------------|
| WC-CV | | 438,2 | 64,9 | 14,8% | 10,9 | 2,5% | 120,4 | 27,5% | 241,9 | 55,2% |
| WC-CA | PT | 346,9 | 82,7 | 23,8% | 17,1 | 4,9% | 218,1 | 62,9% | 29,0 | 8,4% |
| WC-CQA | | 346,9 | 65,6 | 18,9% | 18,6 | 5,4% | 258,5 | 74,5% | 4,1 | 1,2% |
| WC-CV | | 978,3 | 642,0 | 65,6% | 32,4 | 3,3% | 246,4 | 25,2% | 57,5 | 5,9% |
| WC-CA | NT | 774,5 | 335,6 | 43,3% | 42,1 | 5,4% | 147,0 | 19,0% | 249,8 | 32,3% |
| WC-CQA | | 774,5 | 339,3 | 43,8% | 54,1 | 7,0% | 134,1 | 17,3% | 246,9 | 31,9% |

Fonte: Autoria própria (2023).

A remoção do NT no WC-CA (32,3%) e no WC-CQA (31,9%) foi principalmente ocasionada pelas diversas rotas metabólicas dos microrganismos, assimilação do biofilme e volatilização parcial da amônia.

No WC-CV, o material teve maior contribuição para remoção do NT com 25,2%. Outros mecanismos tiveram 5,9% de contribuição. Segundo Sun *et al.* (2017), a adsorção do íon NH_4^+ é mais eficaz em materiais adsorventes com alta capacidade de troca catiônica, tais como as argilas, que são matéria-prima comum na produção da cerâmica vermelha (CABRAL *et al.*, 2021).

Com base nos resultados obtidos, verificou-se que o CA e CQA apresentaram maior capacidade de remoção do PT em comparação à cerâmica vermelha.

Os resultados obtidos nesta pesquisa diferem dos relatados por Marcelino *et al.* (2020). De acordo com os autores, após 188 dias de operação, o tijolo contribuiu com 56,2% e a macrófita *Pistia stratiotes* com 1,1% no total de 16% na remoção do PT. Já a contribuição do substrato e da macrófita para remoção do NT foi de 0,2% e 0,4%, respectivamente, do total de 7,2% retido no sistema.

6 CONCLUSÕES

Na avaliação do desempenho dos Wetlands Construídos subsuperficial vertical e de fundo saturado (WCV-FS), tratando efluente sintético durante 380 dias de operação foi possível concluir que:

As análises da MEV revelaram que os substratos testados apresentaram características como rugosidade, sulcos não uniformes, poros e microfissuras, o que favoreceu a adsorção de poluentes e a aderência do biofilme. O CA apresentou maior quantidade de poros e microporos em sua superfície em relação aos outros materiais. O CQA apresentou cristais resultantes da ativação química com cimento branco em sua superfície.

Nas análises da DEs, foi verificado predomínio de quartzo (SiO_2) na composição mineralógica dos materiais. Além deste composto, Al e Fe (7%) foram verificados no CV, Ca (16%) e Fe (4%) no CA e aumento de 5% de Ca no CQA devido à ativação química com cimento branco.

Nas amostras do efluente do WC-CA e WC-CQA foi observado pH alcalino devido à presença de compostos alcalinizantes nos materiais. Nas amostras do WC-CV, o pH manteve-se próximo à neutralidade. Os valores de OD inferiores a $1,5 \text{ mgO}_2 \text{ L}^{-1}$ e EH na faixa de -100 a +100 mV indicaram que o WC-CV foi operado sob condições anóxicas e o WC-CA e WC-CQA sob condições anóxicas e levemente anaeróbias.

Em relação à remoção de matéria orgânica em termos de DQO, não foram verificadas diferenças significativas ($p\text{-valor} > 0,05$) entre as Etapas I (71%) e II (65%) para o WC-CV. Após a adição dos desreguladores endócrinos (DE) na Etapa III, a eficiência de remoção da DQO aumentou para 91% no WC-CV e 81% no WC-CQA. O WC-CA alcançou melhor eficiência de remoção na Etapa II com 84%. Os resultados obtidos foram similares ou superiores a alguns sistemas WC-FS que utilizaram materiais convencionais como substrato em condições de contorno similares.

Não foram observadas diferenças significativas ($p\text{-valor} > 0,05$) na eficiência de remoção do NTK (31, 33 e 27%) e N-Amon (0, 10 e 0%) no WC-CV entre as Etapas I, II e III, indicando menor capacidade na remoção deste poluente neste sistema. Por outro lado, WC-CA e WC-CQA apresentaram melhor eficiência na remoção do NTK (70% e 66%, respectivamente) e do N-Amon (70% e 62%, respectivamente) na Etapa

II. As principais vias de remoção do N-Amon nestes sistemas foram provavelmente a adsorção nos substratos, sorção pela planta, nitrificação e volatilização.

As características físico-químicas do CA e CQA provavelmente auxiliaram na remoção do N-Amon mesmo com concentrações baixas do OD ($< 1,5 \text{ mgO}_2 \text{ L}^{-1}$) para o processo de nitrificação. Além disso, a zona saturada combinada aos substratos promoveu condições para ocorrência do processo ANAMMOX e de desnitrificação, assegurando remoção do nitrogênio nos sistemas.

Na Etapa III, houve competição entre nitrogênio, fósforo e DE pelos sítios ativos do substrato e pelo oxigênio dissolvido para degradar matéria orgânica, oxidar nitrogênio e degradar DE. Dessa forma houve uma diminuição na remoção de alguns parâmetros avaliados, como DQO, N-Amon e PT.

Na Etapa III, tanto o WC-CV quanto o WC-CQA apresentaram melhor eficiência de remoção de NO_2^- (85% e 93%, respectivamente) e NO_3^- (94% e 76%, respectivamente). A adição dos DEs permitiu que o NO_3^- fosse usado como aceptor de elétrons para biodegradação desses compostos, potencializando a desnitrificação. Embora o WC-CA tenha alcançado melhor remoção de NO_2^- na Etapa III (87%), não houve diferença significativa ($p\text{-valor} > 0,05$) na remoção de NO_3^- entre as Etapas II e III (89% e 85%, respectivamente).

O WC-CA e o WC-CQA alcançaram melhores eficiências na remoção de PT na Etapa II com 95% e 82%, respectivamente. Essa condição foi obtida após período de 48 h da alimentação que permitiu maior contato entre macrófitas, substratos e microrganismos nestes sistemas. Por outro lado, o WC-CV não apresentou diferença significativa entre as Etapas I e II, com valores de remoção de 84% e 85%, respectivamente, provavelmente relacionada à rápida capacidade adsorptiva da cerâmica vermelha. A eficiência de remoção do fósforo nos sistemas pode ser atribuída principalmente à adsorção nos substratos, seguido de precipitação química, sorção pelas plantas e atividade das bactérias acumuladoras de fosfato.

Na Etapa III, não foram encontradas diferenças significativas ($p\text{-valor} > 0,05$) na remoção dos DEs (E1, E2 e EE2) no WC-CA (85%, 93% e 82%, respectivamente) e no WC-CQA (85%, 93% e 82%, respectivamente). Esses substratos foram eficazes na remoção dos compostos devido às suas características físico-químicas adequadas para a adsorção dos DEs, principalmente pela presença de compostos alcalinizantes. No entanto, o WC-CV apresentou eficiências de remoção inferiores, de 51% de E1, 91% de E2 e 62% de EE2. A remoção desses compostos pode ter ocorrido por

biodegradação (aeróbia, anóxica e anaeróbia), absorção e adsorção, e/ou sorção pelas plantas.

Na análise da comunidade microbiana foi verificado que o CA proporcionou melhores condições para desenvolvimento da comunidade microbiana, seguido pelo CV, e o CQA apresentou menor diversidade. Diferentes grupos microbianos funcionais foram identificados nos sistemas para conduzir o processo de degradação do N por meio da nitrificação, ANAMMOX e desnitrificação, além de grupos responsáveis por acumular fósforo e biodegradar os DEs. Os filos mais abundantes foram *Firmicutes*, *Proteobacteria* e *Planctomycetes*. Além disso, foram identificadas bactérias Anammox, como *Candidatus brocadia* e *Candidatus Jettenia*, além de algumas responsáveis pela degradação dos DEs, como *Pseudomonas*, *Citrobacter* e *Comamonas*.

No balanço de massa foi observado que o CA e CQA apresentaram maior capacidade de retenção do PT em comparação ao CV. A maior remoção do NT foi observada no CV. A macrófita contribuiu com remoção máxima de 5,4% do PT e 7,0% do NT.

As altas taxas de remoção de fósforo, nutrientes e DEs comprovam que o substrato desempenha papel importante não apenas como material suporte para as plantas ou filtrante para materiais suspensos. A busca por intensificar o tratamento realizado por WC-FS passa também pela utilização de substratos capazes de proporcionar condições para processos biológicos, precipitação química de fósforo e adsorção de fósforo e nitrogênio e a combinação destes processos.

Com base nos resultados deste estudo, é recomendável que os sistemas sejam testados com uma taxa de carregamento mais elevada, possivelmente por meio de aeração dos sistemas. Além disso, é recomendável que seja realizada avaliação microbiológica após a adição dos compostos DEs, a fim de avaliar a estabilidade dos grupos bacterianos dominantes.

REFERÊNCIAS

- ABOU-ELELA, S. I.; ABO-EL-ENEIN, S. A.; HELLAL, M. S. Utilization of autoclaved aerated concrete solid waste as a bio-carrier in immobilized bioreactor for municipal wastewater treatment. **Desalination and Water Treatment**, v. 168, n. October, p. 108–116, 2019.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO. ANA em Números 2019. Brasília: ANA, 2019. Disponível em: <https://www.gov.br/ana/pt-br/publicacoes/ana-em-numeros-2019>
- AHMAD, W.; AHMAD, A.; OSTROWSKI, K. A.; ASLAM, F.; JOYKLAD, P. A scientometric review of waste material utilization in concrete for sustainable construction. **Case Studies in Construction Materials**, v. 15, n. September, p. e00683, 2021. Elsevier Ltd. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.cscm.2021.e00683>>.
- AJMAL, Z.; MUHMOOD, A.; USMAN, M.; et al. Phosphate removal from aqueous solution using iron oxides: Adsorption, desorption and regeneration characteristics. *Journal of Colloid and Interface Science*, v. 528, p. 145–155, 2018.
- ALMEIDA, A.; RIBEIRO, C.; CARVALHO, F.; et al. Phytoremediation potential of *Vetiveria zizanioides* and *Oryza sativa* to nitrate and organic substance removal in vertical flow constructed wetland systems. **Ecological Engineering**, v. 138, n. May, p. 19–27, 2019.
- ALTAMIRA-ALGARRA, B.; PUIGAGUT, J.; DAY, J. W.; et al. A review of technologies for closing the P loop in agriculture runoff: Contributing to the transition towards a circular economy. **Ecological Engineering**, v. 177, p. 106571, 2022. Elsevier B.V. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2022.106571>>.
- ALVES, C. F.; BORTOLUCI, C. B. C.; OLIVEIRA, E. P.; PIZZO, M. M.; RODRIGUEZ, R. P. Remoção biológica de nitrogênio em águas residuárias: uma revisão dos processos convencionais aos processos modernos. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, v. 9, n. 3, p. 174–187, 2018.
- AMIRI, K. Urban Wastewater Treatment by Pilot - Scale Vertical Subsurface Flow Constructed Wetland Planted with *Typha latifolia* and *Phragmites australis* Under Arid Climate. **Water, Air, & Soil Pollution**, 2022. Springer International Publishing. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s11270-022-05802-7>>.
- ANSARI, A. A.; NAEEM, M.; GILL, S. S.; ALZUAIBR, F. M. Phytoremediation of contaminated waters: An eco-friendly technology based on aquatic macrophytes application. **Egyptian Journal of Aquatic Research**, v. 46, n. 4, p. 371–376, 2020. National Institute of Oceanography and Fisheries. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.ejar.2020.03.002>>.
- AQUINO, D. S. Influência do acesso a saneamento básico na incidência e na mortalidade por COVID-19. **Revista Thema**, v. 18, p. 319–331, 2020.
- AQUINO, S. F.; BRANDT, E. M. F.; CHERNICHARO, C. A. DE L. Remoção de fármacos e desreguladores endócrinos em estações de tratamento de esgoto:

Revisão da literatura. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 18, n. 3, p. 187–204, 2013.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR 7229**: Projeto, Construção e Operação de Sistemas de Tanques Sépticos. Rio de Janeiro, 1993.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR 13969**: tanques sépticos: unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos. Projeto, construção e operação. São Paulo, 1997.

ÁVILA, C.; NIVALA, J.; OLSSON, L.; et al. Emerging organic contaminants in vertical subsurface flow constructed wetlands: Influence of media size, loading frequency and use of active aeration. **Science of The Total Environment**, v. 494–495, p. 211–217, 2014. Elsevier B.V. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.06.128>>.

BAO, T.; CHEN, T.; TAN, J.; et al. Synthesis and performance of iron oxide-based porous ceramsite in a biological aerated filter for the simultaneous removal of nitrogen and phosphorus from domestic wastewater. **Separation and Purification Technology**, v. 167, p. 154–162, 2016. Elsevier B.V. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.seppur.2016.05.011>>.

BAO, T.; CHEN, T.; WILLE, M.-L.; et al. Advanced wastewater treatment with autoclaved aerated concrete particles in biological aerated filters. **Journal of Water Process Engineering**, v. 9, p. 188–194, 2016. Elsevier Ltd. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.jwpe.2015.11.006>>.

BAO, T.; YU, Z. M.; DAMTIE, M. M.; et al. Use of autoclaved aerated concrete particles for simultaneous removal of nitrogen and phosphorus as filter media from domestic wastewater. **Environmental Technology (United Kingdom)**, v. 41, n. 23, p. 3032–3042, 2020.

BASSANI, L.; PELISSARI, C.; DA SILVA, A. R.; SEZERINO, P. H. Feeding mode influence on treatment performance of unsaturated and partially saturated vertical flow constructed wetland. **Science of The Total Environment**, v. 754, p. 142400, 2021. Elsevier B.V. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142400>>.

BARRETO, A. B. **Contribuição Da Zona De Raízes Em Sistemas Alagados Construídos De escoamento Subsuperficial Horizontal Para Tratamento De Efluentes Sanitários**, 2016. Universidade Federal de Minas Gerais - UFMG. Disponível em: <https://repositorio.ufmg.br/bitstream/1843/BUOS-ATSMBJ/1/tese_andre_baxter_r03_final.pdf>.

BARRETO, F. C.; KASSIO, M.; SILVA, L. An Electrochemical Sensor Based on Reduced Graphene Oxide and Copper Nanoparticles for Monitoring Estriol Levels in Water Samples after Bioremediation. **Chemosensors** 2022, 10, 395. Disponível em: <<https://doi.org/10.3390/chemosensors10100395>>.

BEHRENDTS, L.; HOUKE, L.; BAILEY, E.; JANSEN, P. Reciprocating subsurface-flow constructed wetlands: a microcosm treatability study. **Water Science and Technology**, v. 86, n. 1, p. 152–172, 2022. Disponível em: <<https://doi.org/10.2166/wst.2022.184>>.

BENASSI, R. F.; SUBTIL, E.; MATHEUS, D. R.; et al. Manual de sistemas de Wetlands construídas para o tratamento de esgotos sanitário: implantação, operação e manutenção. **Universidade Federal do ABC**, n. May, p. 52, 2018.

BEN, W.; ZHU, B.; YUAN, X.; et al. Transformation and fate of natural estrogens and their conjugates in wastewater treatment plants : Influence of operational parameters and removal pathways. **Water Research**, v. 124, p. 244–250, 2017. Elsevier Ltd. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2017.07.065>>.

BILA, D. M.; DEZOTTI, M. Desreguladores endócrinos no meio ambiente: efeitos e conseqüências. **Química Nova**, v. 30, n. 3, p. 651–666, 2007. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-40422007000300027&lng=pt&nrm=iso&tlng=pt>

BRASIL B, J. K., LIZ, M. V., BELLI, T. J., LOBO-RECIO, M. A., & LAPOLLI, F. R. REMOVAL OF ESTROGENS BY ACTIVATED SLUDGE UNDER DIFFERENT CONDITIONS USING BATCH EXPERIMENTS. *Braz J Chem Eng [Internet]. 2015Apr;32(Braz. J. Chem. Eng., 2015 32(2)):421–32.* Disponível em: <<https://doi.org/10.1590/0104-6632.20150322s00003667>>.

BRIX, H.; ARIAS, C. A.; DEL BUBBA, M. Media selection for sustainable phosphorus removal in subsurface flow constructed wetlands. **Water Science and Technology**, v. 44, n. 11–12, p. 47–54, 2001. Disponível em: <<https://iwaponline.com/wst/article/44/11-12/47/7997/Media-selection-for-sustainable-phosphorus-removal>>.

CAPODAGLIO, A. G.; BOLOGNESI, S.; CECCONET, D. Sustainable, Decentralized Sanitation and Reuse with Hybrid Nature-Based Systems. **Water**, v. 13, n. 11, p. 1583, 2021. Disponível em: <<https://www.mdpi.com/2073-4441/13/11/1583>>.

CABRAL, L. L.; PEREIRA, I. C.; PERRETTO, F.; et al. Adsorption and desorption of phosphate onto chemically and thermochemically pre-activated red ceramic waste: Characteristics, batch studies, and mechanisms. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 9, n. 6, 2021. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jece.2021.106695>>

CAMPOS, J. M.; QUEIROZ, S. C. N.; ROSTON, D. M. Removal of the endocrine disruptors ethinyl estradiol, bisphenol A, and levonorgestrel by subsurface constructed wetlands. **Science of The Total Environment**, v. 693, p. 133514, 2019. Elsevier B.V. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.07.320>>.

CAMPOS, J. M.; TEIXEIRA FILHO, J. Balanço de fósforo e nitrogênio em leitos cultivados com *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 24, n. 1, p. 1–11, 2019. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1413-41522019000100001&tlng=pt>.

CAPUTO, L. Z. S.; SIQUEIRA, C. S.; CAPUTO, B. A.; et al. Effects of graywater on the growth and survival of ornamental plants in nature-based systems. **Journal of Environmental Science and Health - Part A Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering**, v. 54, n. 10, p. 1023–1034, 2019. Taylor & Francis. Disponível em: <<https://doi.org/10.1080/10934529.2019.1620028>>.

CASTELLAR, J. A. DA C.; FORMOSA, J.; CHIMENOS, J. M.; et al. Crushed autoclaved aerated concrete (CAAC), A potential reactive filter medium for enhancing phosphorus removal in nature-based solutions-preliminary batch studies. **Water (Switzerland)**, v. 11, n. 7, p. 1–22, 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.3390/w11071442>>

CHEN, J.; LIU, S.-S.; WANG, Y.; et al. Optimized constructed wetlands enhance the removal and reduce the risks of steroid hormones in domestic wastewater. **Science of The Total Environment**, v. 757, p. 143773, 2021. Elsevier B.V. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143773>>.

CHEN, Y.; WEN, Y.; ZHOU, Q.; VYMAZAL, J. Effects of plant biomass on nitrogen transformation in subsurface-batch constructed wetlands: A stable isotope and mass balance assessment. **Water Research**, v. 63, p. 158–167, 2014. Elsevier Ltd. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2014.06.015>>.

CHENG, G.; LI, Q.; SU, Z.; SHENG, S.; FU, J. 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. Elsevier Ltd. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.12.102>>.

CHEN, J.; GAO, M.; ZHAO, Y.; et al. Bioresource Technology Nitrogen and sulfamethoxazole removal in a partially saturated vertical flow constructed wetland treating synthetic mariculture wastewater. **Bioresource Technology**, v. 358, n. May, p. 127401, 2022. Elsevier Ltd. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2022.127401>>.

CHIANG, Y., WEI, S. T., WANG, P., WU, P., & YU, C. (2019). Microbial degradation of steroid sex hormones: implications for environmental and ecological studies. *Microbial Biotechnology*. Disponível em: <<https://doi:10.1111/1751-7915.13504>>.

CHOWDHURY, S. D.; BHUNIA, P. Nature and Characteristics of Emerging Contaminants as a Triggering Factor for Selection of Different Configurations and Combinations of Constructed Wetlands : A Review. **Journal of Environmental Engineering**, v. 148, n. 8, p. 1–19, 2022. Disponível em: <[https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)EE.1943-7870.0002012](https://doi.org/10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0002012)>

COLARES, A. P. F.; BORGES, A. C.; CARVALHO, K. Q. DE; ROSA, A. P. Lítio, dextrana e rodamina na avaliação da hidrodinâmica de sistemas alagados construídos. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 26, n. 4, p. 701–710, 2021.

COOPER, P.F., GREEN, G.D., SHURES, R.B.E., 1996. Reed beds and Constructed Wetlands for Waste Water Treatment. WRc. Publicatios, **Medmenham**, Marlow, UK.

DAI, Y.; A, D.; YANG, Y.; et al. Factors Affecting Behavior of Phenolic Endocrine Disruptors, Estrone and Estradiol, in Constructed Wetlands for Domestic Sewage Treatment. **Environmental Science & Technology**, v. 50, n. 21, p. 11844–11852, 2016. Disponível em: <<https://pubs.acs.org/doi/10.1021/acs.est.6b02026>>.

DAIMS, H.; ELENA, V.; PALATINSZKY, M.; et al. Complete nitrification by Nitrospira bacteria. **Nature**, 2015. Nature Publishing Group. Disponível em: <<https://doi.org/10.1038/nature16461>>

DAVID, G.; RANA, M. S.; SAXENA, S.; et al. A review on design, operation, and

maintenance of constructed wetlands for removal of nutrients and emerging contaminants. **International Journal of Environmental Science and Technology**, p. 285–287, 2022. Disponível em: <<https://link.springer.com/10.1007/s13762-022-04442-y>>.

DEDAVID, B. A., GOMES, C. I., MACHADO, G. **Microscopia eletrônica de varredura: aplicações e preparação de amostras**: materiais poliméricos, metálicos e semicondutores [recurso eletrônico] Porto Alegre: EDIPUCRS, 2007.

DELL'OSBEL, N.; COLARES, G. S.; OLIVEIRA, G. A.; et al. Hybrid constructed wetlands for the treatment of urban wastewaters: Increased nutrient removal and landscape potential. **Ecological Engineering**, v. 158, n. July, p. 106072, 2020. Elsevier. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2020.106072>>.

DENG, Y.; WHEATLEY, A. Mechanisms of Phosphorus Removal by Recycled Crushed Concrete. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 15, n. 2, p. 357, 2018. Disponível em: <<https://www.mdpi.com/1660-4601/15/2/357>>.

DORDIO, A. V.; CARVALHO, A. J. P. Organic xenobiotics removal in constructed wetlands, with emphasis on the importance of the support matrix. **Journal of Hazardous Materials**, v. 252–253, p. 272–292, 2013. Elsevier B.V. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2013.03.008>>.

DOTRO, G.; LANGERGRABER, G.; MOLLE, P.; et al. **Treatment Wetlands**. IWA Publishing, 2021.

DU, L.; TRINH, X.; CHEN, Q.; et al. Effect of clinoptilolite on ammonia emissions in integrated vertical-flow constructed wetlands (IVCWs) treating swine wastewater. **Ecological Engineering**, v. 122, n. August, p. 153–158, 2018. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0925857418302830>>.

DUBEY, B.; SPALVINS, E.; TOWNSEND, T. G.; SOLO-GABRIELE, H. M. Comparison of Metals Leaching from CCA- and ACQ-Treated Wood in Simulated Construction and Demolition Debris Landfills. **Journal of Environmental Engineering**, v. 135, n. 10, p. 910–917, 2009. Disponível em: <[http://10.1061/\(asce\)ee.1943-7870.0000051](http://10.1061/(asce)ee.1943-7870.0000051)>

EDET, U. A.; IFELEBUEGU, A. O. Kinetics, Isotherms, and Thermodynamic Modeling of the Adsorption of Phosphates from Model Wastewater Using Recycled Brick Waste. **Processes**, v. 8, n. 6, p. 665, 2020. Disponível em: <<https://www.mdpi.com/2227-9717/8/6/665>>.

ESTEVEZ, F.A. Fundamentos de limnologia. 3ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011. 826 p.

AL FALAHI, O. A.; ABDULLAH, S. R. S.; HASAN, H. A.; et al. Simultaneous removal of ibuprofen, organic material, and nutrients from domestic wastewater through a pilot-scale vertical sub-surface flow constructed wetland with aeration system. **Journal of Water Process Engineering**, v. 43, n. June, p. 102214, 2021. Elsevier Ltd. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2021.102214>>.

FAN, J.; LIANG, S.; ZHANG, B.; ZHANG, J. Enhanced organics and nitrogen

removal in batch-operated vertical flow constructed wetlands by combination of intermittent aeration and step feeding strategy. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 20, n. 4, p. 2448–2455, 2013. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/s11356-012-1130-7>>.

FANG, D.; HUANG, L.; FANG, Z.; et al. Evaluation of porous calcium silicate hydrate derived from carbide slag for removing phosphate from wastewater. **Chemical Engineering Journal**, v. 354, n. July, p. 1–11, 2018. Elsevier. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.cej.2018.08.001>>.

FAULWETTER, J. L.; GAGNON, V.; SUNDBERG, C.; et al. Microbial processes influencing performance of treatment wetlands: A review. **Ecological Engineering**, v. 35, n. 6, p. 987–1004, 2009. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0925857409000056>>

FENG, L.; HE, S.; WEI, L.; ZHANG, J.; WU, H. Impacts of aeration and biochar on physiological characteristics of plants and microbial communities and metabolites in constructed wetland microcosms for treating swine wastewater. **Environmental Research**, v. 200, n. March, p. 111415, 2021. Elsevier Inc. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.111415>>.

FENG, L.; LIU, Y.; ZHANG, J.; LI, C.; WU, H. Dynamic variation in nitrogen removal of constructed wetlands modified by biochar for treating secondary livestock effluent under varying oxygen supplying conditions. **Journal of Environmental Management**, v. 260, n. October 2019, p. 110152, 2020. Elsevier Ltd. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110152>>.

FENG, W.; XIAO, K.; ZHOU, W.; et al. Analysis of utilization technologies for *Eichhornia crassipes* biomass harvested after restoration of wastewater. **Bioresource Technology**, v. 223, p. 287–295, 2017. Elsevier Ltd. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2016.10.047>>.

FERRARESE, M. D.; XAVIER, R. A.; CANTO-DOROW, T. S. DO. As plantas aquáticas e a saúde da água : cartilha. In: 2015. Itaara : Fundação Mo'Á (Org.); . 1. ed. ed., p.126, 2015.

FILHO, A. A. P. S. **Aplicação da eichhornia crassipes no tratamento de ambientes contaminados por petroderivados**, 2021. Dissertação (Mestre em em Desenvolvimento de Processos Ambientais) - Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento em Processos Ambientais, Universidade Católica de Pernambuco. 2021. Disponível em: <http://tede2.unicap.br:8080/handle/tede/1407>

FONDER, N.; HEADLEY, T. The taxonomy of treatment wetlands: A proposed classification and nomenclature system. **Ecological Engineering**, v. 51, p. 203–211, 2013. Elsevier B.V. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.12.011>>.

FONT, A.; BORRACHERO, M. V.; SORIANO, L.; et al. New eco-cellular concretes: sustainable and energy-efficient materials. **Green Chemistry**, v. 20, n. 20, p. 4684–4694, 2018. Disponível em: <<http://xlink.rsc.org/?DOI=C8GC02066C>>.

FRANZONI, R. M. Influência da oxigenação e adição de fonte externa de carbono na remoção de nutrientes e contaminantes emergentes em sistema biológico AOA.

2021. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba, 2021. Disponível em: <http://repositorio.utfpr.edu.br/jspui/handle/1/26664>

GACIA, E.; BERNAL, S.; NIKOLAKOPOULOU, M.; et al. The role of helophyte species on nitrogen and phosphorus retention from wastewater treatment plant effluents. **Journal of Environmental Management**, v. 252, n. October, p. 109585, 2019. Elsevier. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109585>>.

GAGNON, V.; CHAZARENC, F.; COMEAU, Y.; BRISSON, J. Influence of macrophyte species on microbial density and activity in constructed wetlands. **Water Science and Technology**, v. 56, n. 3, p. 249–254, 2007. Disponível em: <<https://iwaponline.com/wst/article/56/3/249/13077/Influence-of-macrophyte-species-on-microbial>>.

GARCIA, M.; KLAI, A.; MARCUSSO, C.; ANDRETTA, I. C. C. Aguapé (*Eichhornia crassipes*): Uma alternativa alimentar para bovinos de pequenas propriedades no perímetro da represa Billings - Estado de São Paulo, Brasil. **Revista de Educação Continuada em Medicina Veterinária e Zootecnia do CRMV-SP**, v. 3, n. 3, p. 37–43, 2000.

GAURAV, G. K.; MEHMOOD, T.; CHENG, L.; KLEMEŠ, J. J.; SHRIVASTAVA, D. K. Water hyacinth as a biomass: A review. **Journal of Cleaner Production**, v. 277, p. 122214, 2020. Elsevier Ltd. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.122214>>.

GE, Z.; WEI, D.; ZHANG, J.; 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. Elsevier Ltd. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.10.037>>.

GORGOGLIONE, A.; TORRETTA, V. Sustainable Management and Successful Application of Constructed Wetlands: A Critical Review. **Sustainability**, v. 10, n. 11, p. 3910, 2018. Disponível em: <<https://www.mdpi.com/2071-1050/10/11/3910>>.

HAKK, H.; SIKORA, L.; CASEY, F. X. M. Fate of estrone in laboratory-scale constructed wetlands. **Ecological Engineering**, v. 111, n. November 2017, p. 60–68, 2018. Elsevier. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.11.005>>.

HAMAD, A. J. Materials, Production, Properties and Application of Aerated Lightweight Concrete: Review. **International Journal of Materials Science and Engineering**, v. 2, n. 2, p. 152–157, 2014. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.12720/ijmse.2.2.152-157>>

HAMID, H.; ESKICIOGLU, C. Fate of estrogenic hormones in wastewater and sludge treatment: A review of properties and analytical detection techniques in sludge matrix. **Water Research**, v. 46, n. 18, p. 5813–5833, 2012. Elsevier Ltd. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2012.08.002>>.

HAN, L.; WANG, Y.; ZHAO, W.; et al. Cost-effective and eco-friendly superadsorbent derived from natural calcium-rich clay for ultra-efficient phosphate removal in diverse waters. **Separation and Purification Technology**, v. 297, n. June, p. 121516, 2022. Elsevier B.V. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.seppur.2022.121516>>.

HARUN, I.; PUSHIRI, H.; AMIRUL-AIMAN, A. J.; ZULKEFLEE, Z. Invasive Water Hyacinth: Ecology, Impacts and Prospects for the Rural Economy. **Plants**, v. 10, n. 8, p. 1613, 2021. Disponível em: <<https://www.mdpi.com/2223-7747/10/8/1613>>.

HAYDAR, S.; ANIS, M.; AFAQ, M. Performance evaluation of hybrid constructed wetlands for the treatment of municipal wastewater in developing countries. **Chinese Journal of Chemical Engineering**, v. 28, n. 6, p. 1717–1724, 2020. Elsevier B.V. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.cjche.2020.02.017>>.

HDIDOU, M.; NECIBI, M. C.; LABILLE, J.; et al. Potential Use of Constructed Wetland Systems for Rural Sanitation and Wastewater Reuse in Agriculture in the Moroccan Context. **Energies**, v. 15, n. 1, p. 156, 2021. Disponível em: <<https://www.mdpi.com/1996-1073/15/1/156>>.

HERRERA-MELIÁN, J. A., Guedes-Alonso, R., Borreguero-Fabelo, A., Santana-Rodríguez, J. J., & Sosa-Ferrera, Z. Study on the removal of hormones from domestic wastewaters with lab-scale constructed wetlands with different substrates and flow directions. **Environmental Science and Pollution Research**, 25(21), 20374–20384. Disponível em: <<https://doi:10.1007/s11356-017-9307-8>>

HSIEH, C. Y., Liaw, E. T., & Fan, K. M. Removal of veterinary antibiotics, alkylphenolic compounds, and estrogens from the Wuluo constructed wetland in southern Taiwan. **Journal of Environmental Science and Health, Part A**, 50(2), 151–160. Disponível em: <<https://doi:10.1080/10934529.2015.97506>>

HU, Y.; HE, F.; MA, L.; ZHANG, Y.; WU, Z. Microbial nitrogen removal pathways in integrated vertical-flow constructed wetland systems. **Bioresource Technology**, v. 207, p. 339–345, 2016. Elsevier Ltd. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2016.01.106>>.

IAPAR. **Atlas climático do estado do Paraná**. 2019.

ILO, O. P.; SIMATELE, M. D.; NKOMO, S. L.; MKHIZE, N. M.; PRABHU, N. G. The Benefits of Water Hyacinth (*Eichhornia crassipes*) for Southern Africa: A Review. **Sustainability**, v. 12, n. 21, p. 9222, 2020. Disponível em: <<https://www.mdpi.com/2071-1050/12/21/9222>>.

ILYAS, H.; HULLEBUSCH, E. D. VAN. Journal of Environmental Chemical Engineering A review on the occurrence, fate and removal of steroidal hormones during treatment with different types of constructed wetlands. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 8, n. 3, p. 103793, 2020. Elsevier. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jece.2020.103793>>.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Atlas de saneamento : abastecimento de água e esgotamento sanitário**. 3 ed. ed. Rio de Janeiro: IBGE, Coordenação de Geografia e Coordenação de Recursos Naturais e Meio Ambiente., 2021.

JI, Z.; TANG, W.; PEI, Y. Constructed wetland substrates: A review on development, function mechanisms, and application in contaminants removal. **Chemosphere**, v. 286, n. P1, p. 131564, 2022a. Elsevier Ltd. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.131564>>.

JI, Z.; TANG, W.; PEI, Y. Constructed wetland substrates: A review on development, function mechanisms, and application in contaminants removal. **Chemosphere**, v. 286, n. P1, p. 131564, 2022b. Elsevier Ltd. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.131564>>.

JIA, W.; YANG, Y.; YANG, L.; GAO, Y. High-efficient nitrogen removal and its microbiological mechanism of a novel carbon self-sufficient constructed wetland. **Science of the Total Environment**, v. 775, n. 163, p. 145901, 2021. Elsevier B.V. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145901>>.

JIANG, L.; CHUI, T. F. M. A review of the application of constructed wetlands (CWs) and their hydraulic, water quality and biological responses to changing hydrological conditions. **Ecological Engineering**, v. 174, n. September 2021, p. 106459, 2022. Elsevier B.V. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0925857421003141>>.

KALPANA, M.; MOHITH, S. Study on autoclaved aerated concrete: Review. **Materials Today: Proceedings**, v. 22, n. xxxx, p. 894–896, 2020. Elsevier Ltd. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.matpr.2019.11.099>>.

KAMILYA, T.; YADAV, M. K.; AYOOB, S.; et al. Emerging impacts of steroids and antibiotics on the environment and their remediation using constructed wetlands : A critical review. **Chemical Engineering Journal**, v. 451, n. P3, p. 138759, 2023. Elsevier B.V. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.cej.2022.138759>>.

KATAKI, S.; CHATTERJEE, S.; VAIRALE, M. G.; DWIVEDI, S. K.; GUPTA, D. K. Constructed wetland, an eco-technology for wastewater treatment: A review on types of wastewater treated and components of the technology (macrophyte, biofilm and substrate). **Journal of Environmental Management**, v. 283, n. January, p. 111986, 2021. Elsevier Ltd. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.111986>>.

KLOMJEK, P. Swine wastewater treatment using vertical subsurface flow constructed wetland planted with Napier grass. **Sustainable Environment Research**, v. 26, n. 5, p. 217–223, 2016. Elsevier Ltd. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.serj.2016.03.001>>.

KONG, L. et al. Highly-effective phosphate removal from aqueous solutions by calcined nano-porous palygorskite matrix with embedded lanthanum hydroxide. **Applied Clay Science**, v. 162, n. March, p. 507–517, set. 2018.

KRAIEM, K.; KALLALI, H.; WAHAB, M. A.; et al. Comparative study on pilots between ANAMMOX favored conditions in a partially saturated vertical flow constructed wetland and a hybrid system for rural wastewater treatment. **Science of the Total Environment**, v. 670, p. 644–653, 2019. Elsevier B.V. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.220>>.

KUHN, D. C.; CABRAL, L. L.; PEREIRA, I. C.; et al. Development of aerated concrete waste/white cement composite for phosphate adsorption from aqueous solutions: Characterization and modeling studies. **Chemical Engineering and Processing - Process Intensification**, v. 184, n. January, p. 109284, 2023. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0255270123000211>>.

KULSHRESHTHA, N. M.; VERMA, V.; SOTI, A.; BRIGHU, U.; GUPTA, A. B.

Exploring the contribution of plant species in the performance of constructed wetlands for domestic wastewater treatment. **Bioresource Technology Reports**, v. 18, n. January, p. 101038, 2022. Elsevier Ltd. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.biteb.2022.101038>>.

KUMARA, G. M. P.; KAWAMOTO, K.; SAITO, T.; HAMAMOTO, S.; ASAMOTO, S. Evaluation of Autoclaved Aerated Concrete Fines for Removal of Cd(II) and Pb(II) from Wastewater. **Journal of Environmental Engineering**, v. 145, n. 11, p. 04019078, 2019. Disponível em: <<https://ascelibrary.org/doi/10.1061/%28ASCE%29EE.1943-7870.0001597>>.

LAI, W. L.; ZHANG, Y.; CHEN, Z. H. Radial oxygen loss, photosynthesis, and nutrient removal of 35 wetland plants. **Ecological Engineering**, v. 39, p. 24–30, 2012. Elsevier B.V. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2011.11.010>>.

LALLEY, J.; HAN, C.; LI, X.; DIONYSIOU, D. D.; NADAGOUDA, M. N. Phosphate adsorption using modified iron oxide-based sorbents in lake water: Kinetics, equilibrium, and column tests. **Chemical Engineering Journal**, 2016.

LALITHA, P.; SRIPATHI, S. K.; JAYANTHI, P. Secondary Metabolites of Eichhornia crassipes (Waterhyacinth): A Review (1949 to 2011). **Natural Product Communications**, v. 7, n. 9, p. 1934578X1200700, 2012. Disponível em: <<http://journals.sagepub.com/doi/10.1177/1934578X1200700939>>.

LEAL, J. DA S. G.; FAXINA, R. R. DE C.; SANTANA, I. A.; BERTOLINO, S. M. Polimento de efluente secundário em wetland de fluxo vertical com resíduo de cerâmica. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, v. 10, n. 4, p. 314–327, 2019. Disponível em: <<http://www.sustenere.co/index.php/rica/article/view/CBPC2179-6858.2019.004.0024>>.

LEE, C.; FLETCHER, T. D.; SUN, G. Nitrogen removal in constructed wetland systems. **Engineering in Life Sciences**, v. 9, n. 1, p. 11–22, 2009. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/elsc.200800049>>.

LI, F.; HE, X.; SRISHTI, A.; et al. Water hyacinth for energy and environmental applications: A review. **Bioresource Technology**, v. 327, n. December 2020, p. 124809, 2021a. Elsevier Ltd. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.124809>>.

LI, F.; HE, X.; SRISHTI, A.; et al. Water hyacinth for energy and environmental applications: A review. **Bioresource Technology**, v. 327, n. February, p. 124809, 2021. Elsevier Ltd. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.124809>>.

LI, H.; ZHANG, Y.; WU, L.; et al. Recycled aggregates from construction and demolition waste as wetland substrates for pollutant removal. **Journal of Cleaner Production**, v. 311, n. September 2020, p. 127766, 2021. Elsevier Ltd. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.127766>>.

LI, H.; RAN, Q.; JIA, Z.; et al. Effect of different dry matter content on fermentation characteristics and nutritional quality of Napier grass silage with novel lactic acid bacteria strains. **Letters in applied microbiology**, v. 76, n. 2, p. 1–7, 2023. Disponível em: <<https://doi.org/10.1093/lambio/ovad018>>

- LI, L.; ZHANG, J.; SHI, Q.; LU, S. Chemosphere Comparison of nitrogen removal performance and mechanism from low-polluted wastewater by constructed wetlands with two oxygen supply strategies : Tidal flow and intermittent aeration. **Chemosphere**, v. 313, n. August 2022, p. 137364, 2023. Elsevier Ltd. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.137364>>.
- LI, X.; LI, Y.; WU, J. Bacterial community response to different nitrogen gradients of swine wastewater in surface flow constructed wetlands. **Chemosphere**, v. 265, n. 2021. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.129106>>
- LIMA, H. DE P.; ASECNCIOS, Y. J. O. Eichhornia crassipes (Mart.) Solms (natural or carbonized) as biosorbent to remove pollutants in water. **SN Applied Sciences**, v. 3, n. 8, p. 750, 2021. Springer International Publishing. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s42452-021-04736-9>>.
- LIMA, M. X.; CARVALHO, K. Q.; PASSIG, F. H.; 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. Elsevier B.V. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.02.342>>.
- LIMA, M. X. **Performance de diferentes substratos em sistemas de wetlands construídos no tratamento de efluente sintético em condições subtropicais**. 2018. 128 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba, 2018. Disponível em: <<http://repositorio.utfpr.edu.br/jspui/handle/1/3144>>
- LISBOA, J.; ROCHA, F.; DE OLIVEIRA, D. S. Application of multivariate analysis in the assessment of ceramic raw materials. **Clays and Clay Minerals**, v. 64, n. 6, p. 767–787, 2016. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1346/CCMN.2016.064040>>.
- LIU, D.; ZHU, H.; WU, K.; WANG, F.; ZHAO, X.; LIAO, Q. Understanding the effect of particle size of waste concrete powder on phosphorus removal efficiency. **Construction and Building Materials**, v. 236, p. 117526, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2019.117526>.
- LIU, F. FEI; FAN, J.; DU, J.; et al. Intensified nitrogen transformation in intermittently aerated constructed wetlands: Removal pathways and microbial response mechanism. **Science of the Total Environment**, v. 650, p. 2880–2887, 2019. Elsevier B.V. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.037>>.
- LIU, M.; WU, S.; CHEN, L.; DONG, R. How substrate influences nitrogen transformations in tidal flow constructed wetlands treating high ammonium wastewater? **Ecological Engineering**, v. 73, p. 478–486, 2014. Elsevier B.V. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.09.111>>.
- LOVE, C. A.; RICHARDSON, I. G.; BROUGH, A. R. Composition and structure of C–S–H in white Portland cement–20% metakaolin pastes hydrated at 25 °C. **Cement and Concrete Research**, v. 37, n. 2, p. 109–117, 2007. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S000888460600305X>>.
- LUO, Y.; GUO, W.; HAO, H.; et al. A review on the occurrence of micropollutants in

the aquatic environment and their fate and removal during wastewater treatment.

Science of the Total Environment, The, v. 473–474, p. 619–641, 2014. Elsevier B.V. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.12.065>>.

MACHADO, A. I.; BERETTA, M.; FRAGOSO, R.; DUARTE, E. Overview of the state of the art of constructed wetlands for decentralized wastewater management in Brazil. **Journal of Environmental Management**, v. 187, p. 560–570, 2017. Elsevier Ltd. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.11.015>>.

MADIKIZELA, L. M. Removal of organic pollutants in water using water hyacinth (*Eichhornia crassipes*). **Journal of Environmental Management**, v. 295, n. June, p. 113153, 2021. Elsevier Ltd. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113153>>.

MARCELINO, G. R. **Desempenho de wetlands construídos preenchidos com resíduos da construção civil na remoção de matéria orgânica, ibuprofeno, paracetamol e etinilestradiol de esgotos sanitários**. 2019. 112 f. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba, 2019. Disponível em: <<http://repositorio.utfpr.edu.br/jspui/handle/1/4271>>

MARCELINO, G. R.; DE CARVALHO, K. Q.; DE LIMA, M. X.; et al. Construction waste as substrate in vertical subsuperficial constructed wetlands treating organic matter, ibuprofenhene, acetaminophen and ethinylestradiol from low-strength synthetic wastewater. **Science of the Total Environment**, v. 728, p. 138771, 2020. Elsevier B.V. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138771>>.

MARCHESI, M. D. T. **Remoção de matéria orgânica, nutrientes e antibióticos em esgotos domésticos por wetlands construídas de fluxo vertical**. 2020. Dissertação (Mestrado em Tecnologias Ambientais) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Medianeira, 2020. Disponível em: <<http://repositorio.utfpr.edu.br/jspui/handle/1/5396>>.

MARUYAMA, I.; SAKAMOTO, N.; MATSUI, K.; IGARASHI, G. Microstructural changes in white Portland cement paste under the first drying process evaluated by WAXS, SAXS, and USAXS. **Cement and Concrete Research**, v. 91, p. 24–32, 2017. Elsevier Ltd. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.cemconres.2016.10.002>>.

MASSOUD, M. A.; TARHINI, A.; NASR, J. A. Decentralized approaches to wastewater treatment and management: Applicability in developing countries. **Journal of Environmental Management**, v. 90, n. 1, p. 652–659, 2009. Elsevier Ltd. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2008.07.001>>.

MATOS, A.T., FREITAS, W.S., BRASIL, M.S., BORGES, A.C., 2010. Influência da espécie vegetal cultivada nas condições redox de sistemas alagados construídos. **Eng. Agríc. Jaboticabal** 30 (3), 518e526.

MATEUS, D. M. R.; PINHO, H. J. O. Screening of Solid Waste as Filler Material for Constructed Wetlands. **IOP Conference Series: Earth and Environmental Science**, v. 182, n. 1, p. 012001, 2018. Disponível em: <<https://iopscience.iop.org/article/10.1088/1755-1315/182/1/012001>>.

MATEUS, D. M. R.; PINHO, H. J. O. Evaluation of solid waste stratified mixtures as

constructed wetland fillers under different operation modes. **Journal of Cleaner Production**, v. 253, p. 119986, 2020. Elsevier Ltd. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.119986>>.

MATSUI, K.; KIKUMA, J.; TSUNASHIMA, M.; et al. In situ time-resolved X-ray diffraction of tobermorite formation in autoclaved aerated concrete: Influence of silica source reactivity and Al addition. **Cement and Concrete Research**, v. 41, n. 5, p. 510–519, 2011. Elsevier Ltd. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.cemconres.2011.01.022>>.

MAYO, A. W.; HANAI, E. E. Modeling phytoremediation of nitrogen-polluted water using water hyacinth (*Eichhornia crassipes*). **Physics and Chemistry of the Earth**, v. 100, p. 170–180, 2017. Elsevier Ltd. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.pce.2016.10.016>>.

MELLO, D.; CARVALHO, K. Q.; PASSIG, F. H.; et al. Nutrient and organic matter removal from low strength sewage treated with constructed wetlands. **Environmental Technology (United Kingdom)**, v. 40, n. 1, p. 11–18, 2019. Taylor & Francis. Disponível em: <<https://doi.org/10.1080/09593330.2017.1377291>>.

MELLO, D. **Avaliação do uso de sistemas de Wetlands construídas no tratamento de esgotos sanitários**. 2016. 164 f. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba, 2016. Disponível em: <<http://repositorio.utfpr.edu.br/jspui/handle/1/1840>>.

MENDES, H. P. B. **Biodegradação de hormônios por bactérias com potencial aplicação no tratamento de efluentes sanitários: revisão sistemática e estudo de caso**, 2021. Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Disponível em: <<http://www.bdtd.uerj.br/handle/1/16954>>

MESQUITA, T. C. R. **Tratamento descentralizado de esgotos sanitários em sistemas constituídos por tanques sépticos e filtros anaeróbios**, 2019. Universidade Federal de Viçosa. Disponível em: <<https://locus.ufv.br//handle/123456789/27385>>.

MESQUITA, T. C. R.; ROSA, A. P.; GOMES, U. A. F.; BORGES, A. C. Gestão descentralizada de soluções de esgotamento sanitário no Brasil: aspectos conceituais, normativos e alternativas tecnológicas. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, v. 56, p. 46–66, 2021. Disponível em: <<https://revistas.ufpr.br/made/article/view/72908>>.

MISHRA, S.; MAITI, A. The efficiency of *Eichhornia crassipes* in the removal of organic and inorganic pollutants from wastewater: a review. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 24, n. 9, p. 7921–7937, 2017. Environmental Science and Pollution Research. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1007/s11356-016-8357-7>>.

MINAKSHI, D.; SHARMA, P. K.; RANI, A. Effect of filter media and hydraulic retention time on the performance of vertical constructed wetland system treating dairy farm wastewater. **Environmental Engineering Research**, v. 27, n. 1, p. 200436–0, 2021. Disponível em: <<http://eeer.org/journal/view.php?doi=10.4491/eeer.2020.436>>.

MLIH, R.; BYDALEK, F.; KLUMPP, E.; et al. Light-expanded clay aggregate (LECA) as a substrate in constructed wetlands – A review. **Ecological Engineering**, v. 148, n. March, p. 105783, 2020. Elsevier. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2020.105783>>.

MOREIRA, I. S.; LEBEL, A.; PENG, X.; CASTRO, P. M. L. Sediments in the mangrove areas contribute to the removal of endocrine disrupting chemicals in coastal sediments of Macau SAR, China, and harbour microbial communities capable of degrading E2, EE2, BPA and BPS. v. 9, p. 511–529, 2021. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s10532-021-09948-9>>

MOUKANNA, S.; BAGHERI, A.; BENZAAZOUA, M.; et al. Elaboration of alkali activated materials using a non-calcined red clay from phosphate mines amended with fly ash or slag: A structural study. **Materials Chemistry and Physics**, v. 256, n. June, p. 123678, 2020. Elsevier B.V. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.matchemphys.2020.123678>>.

NAMSONE, E.; KORJAKINS, A.; SAHMENKO, G.; SINKA, M. The environmental impacts of foamed concrete production and exploitation. **IOP Conference Series: Materials Science and Engineering**, v. 251, n. 1, p. 012029, 2017. Disponível em: <<https://iopscience.iop.org/article/10.1088/1757-899X/251/1/012029>>.

NANDAKUMAR, S.; PIPIL, H.; RAY, S.; HARITASH, A. K. Removal of phosphorous and nitrogen from wastewater in Brachiaria-based constructed wetland. **Chemosphere**, v. 233, p. 216–222, 2019. Elsevier Ltd. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.05.240>>.

NARAYANAN, N.; RAMAMURTHY, K. Structure and properties of aerated concrete: a review. **Cement and Concrete Composites**, v. 22, n. 5, p. 321–329, 2000. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0958946500000160>>.

NASIR, H. M.; WEE, S. Y.; ARIS, A. Z.; ABDULLAH, L. C.; ISMAIL, I. Processing of natural fibre and method improvement for removal of endocrine-disrupting compounds. **Chemosphere**, v. 291, n. P1, p. 132726, 2022. Elsevier Ltd. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.132726>>.

NEMA, A.; YADAV, K. D.; CHRISTIAN, R. A. A small-scale study of plant orientation in treatment performance of vertical flow constructed wetland in continuous flow. **International Journal of Phytoremediation**, v. 0, n. 0, p. 1–8, 2020. Taylor & Francis. Disponível em: <<https://doi.org/10.1080/15226514.2020.1715918>>.

OLIVEIRA, G. A.; COLARES, G. S.; LUTTERBECK, C. A.; et al. Floating treatment wetlands in domestic wastewater treatment as a decentralized sanitation alternative. **Science of the Total Environment**, v. 773, p. 145609, 2021. Elsevier B.V. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145609>>.

PATEL, S. Threats, management and envisaged utilizations of aquatic weed *Eichhornia crassipes*: an overview. **Reviews in Environmental Science and Bio/Technology**, v. 11, n. 3, p. 249–259, 2012. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/s11157-012-9289-4>>.

PARK, S.-J.; ANDREI, A.-S.; BULZU, P.-A.; et al. Expanded Diversity and Metabolic Versatility of Marine Nitrite-Oxidizing Bacteria Revealed by Cultivation- and

Genomics-Based Approaches. **Applied and Environmental Microbiology** Citation, v. 86, n. 22, 2020.

PELLISSARI, C. **Dinâmica microbiana nitrificante e desnitrificante em wetland construído vertical**, 2017. Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico. Disponível em: <<https://repositorio.ufsc.br/xmlui/handle/123456789/178984>>.

PETRIE, B.; MCADAM, E. J.; LESTER, J. N.; CARTMELL, E. Science of the Total Environment Obtaining process mass balances of pharmaceuticals and triclosan to determine their fate during wastewater treatment. **Science of the Total Environment**, The, v. 497–498, p. 553–560, 2014. Elsevier B.V. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.08.003>>.

PHAN, H. V.; HAI, F. I.; KANG, J.; et al. Bioresource Technology Simultaneous nitrification / denitrification and trace organic contaminant (TrOC) removal by an anoxic – aerobic membrane bioreactor (MBR). **Bioresource Technology**, v. 165, p. 96–104, 2014. Elsevier Ltd. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2014.03.094>>.

PINAFFI, C. D.; SANTOS, C. H. Volatilization of ammonia in systems of treatment of swine manure with aquatic macrophytes. **Brazilian Journal of Biology**, v. 79, n. 3, p. 423–431, 2019. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1519-69842019000300423&tlng=en>.

PRATUSH, A.; YE, X.; YANG, Q.; et al. Biotransformation strategies for steroid estrogen and androgen pollution. **Applied Microbiology and Biotechnology**, v. 104, n. 6, p. 2385–2409, 2020. Applied Microbiology and Biotechnology. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/s00253-020-10374-9>>.

PROKIĆ, D.; VUKČEVIĆ, M.; MITROVIĆ, A.; et al. Adsorption of estrone, 17 β -estradiol, and 17 α -ethinylestradiol from water onto modified multi-walled carbon nanotubes, carbon cryogel, and carbonized hydrothermal carbon. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 29, n. 3, p. 4431–4445, 2022. Disponível em: <<https://link.springer.com/10.1007/s11356-021-15970-4>>.

POMPÊO, M. L. M., MOSCHINI-CARLOS, V. *Macrófitas aquáticas e perifíton*, 2003.

QADIRI, R. Z. Z.; GANI, K. M.; ZAID, A.; et al. Comparative evaluation of the macrophytes in the constructed wetlands for the treatment of combined wastewater (greywater and septic tank effluent) in a sub-tropical region. **Environmental Challenges**, v. 5, n. September, p. 100265, 2021. Elsevier B.V. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.envc.2021.100265>>.

QU, X.; ZHAO, X. Previous and present investigations on the components, microstructure and main properties of autoclaved aerated concrete – A review. **Construction and Building Materials**, v. 135, p. 505–516, 2017. Elsevier Ltd. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2016.12.208>>.

RAMÍREZ, S.; TORREALBA, G.; LAMEDA-CUICAS, E.; et al. Investigation of pilot-scale constructed wetlands treating simulated pre-treated tannery wastewater under tropical climate. **Chemosphere**, v. 234, p. 496–504, 2019. Elsevier Ltd. Disponível

em: <<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.06.081>>.

REISMANN, H.; VIEIRA, B.; RODRIGUES, T. M. Remoção de nitrogênio e fósforo em efluentes: principais técnicas existentes, características, oportunidades e desafios para o tratamento terciário de efluentes. **Abes**, p. 1–18, 2017. Disponível em: <<https://bit.ly/3mqc8tD>>.

REN, T.; PERDANA, M. C.; KŘÍŽENECKÁ, S.; SOCHACKI, A.; VYMAZAL, J. Constructed wetlands for the treatment of household organic micropollutants with contrasting degradation behaviour: Partially-saturated systems as a performance all-rounder. **Chemosphere**, v. 314, n. August 2022, p. 137645, 2023. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0045653522041388>>.

RENMAN, G. Sustainable use of crushed autoclaved aerated concrete (CAAC) as a filter medium in wastewater purification. Proceedings of the **8th** International conference on Sustainable management of waste and recycled materials in construction, Gothenburg, Sweden, 30 May - 1 June 2012.

REZANIA, S.; PONRAJ, M.; TALAIEKHOZANI, A.; et al. Perspectives of phytoremediation using water hyacinth for removal of heavy metals, organic and inorganic pollutants in wastewater. **Journal of Environmental Management**, v. 163, p. 125–133, 2015. Elsevier Ltd. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.08.018>>.

RIBANI, M.; BOTTOLI, C. B. G.; COLLINS, C. H.; JARDIM, I. C. S. F.; MELO, L. F. C. Validação em métodos cromatográficos e eletroforéticos. **Química Nova**, v. 27, n. 5, p. 771–780, 2004. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-40422004000500017&lng=pt&nrm=iso&tling=pt>.

RODRIGUEZ-DOMINGUEZ, M. A.; KONNERUP, D.; BRIX, H.; ARIAS, C. A. Constructed Wetlands in Latin America and the Caribbean: A Review of Experiences during the Last Decade. **Water**, v. 12, n. 6, p. 1744, 2020. Disponível em: <<https://www.mdpi.com/2073-4441/12/6/1744>>.

ROUT, P. R.; ZHANG, T. C.; BHUNIA, P.; SURAMPALLI, R. Y. Treatment technologies for emerging contaminants in wastewater treatment plants : A review. **Science of the Total Environment**, v. 753, p. 141990, 2021. Elsevier B.V. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141990>>.

ROTH, J. J. **Influência do tempo de cheia em um sistema de wetland construído tidal flow tratando água de córrego antropizado na remoção de poluentes e na comunidade bacteriana**. 2020. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba, 2020. Disponível em: <http://repositorio.utfpr.edu.br/jspui/handle/1/4877>

ROZARI, P.; GREENWAY, M.; EL HANANDEH, A. Nitrogen removal from sewage and septage in constructed wetland mesocosms using sand media amended with biochar. **Ecological Engineering**, v. 111, n. November 2017, p. 1–10, 2018. Elsevier. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.11.002>>.

SAEED, T.; KHAN, T. Constructed wetlands for industrial wastewater treatment: Alternative media, input biodegradation ratio and unstable loading. **Journal of**

Environmental Chemical Engineering, v. 7, n. 2, p. 103042, 2019. Elsevier. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jece.2019.103042>>.

SAEED, T.; SUN, G. A review on nitrogen and organics removal mechanisms in subsurface flow constructed wetlands: Dependency on environmental parameters, operating conditions and supporting media. **Journal of Environmental Management**, v. 112, p. 429–448, 2012. Elsevier Ltd. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.08.011>>.

SAEED, T.; ZAMAN, T.; MIAH, M. J.; YADAV, A. K.; MAJED, N. Organic media-based two-stage traditional and electrode-integrated tidal flow wetlands to treat landfill leachate: Influence of aeration strategy and plants. *Journal of Environmental Management*, v. 330, n. December 2022, p. 117253, 2023. Elsevier Ltd. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.117253>>.

SANDOVAL, L.; ZAMORA-CASTRO, S.; VIDAL-ÁLVAREZ, M.; MARÍN-MUÑIZ, J. 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. Disponível em: <<http://www.mdpi.com/2076-3417/9/4/685>>.

SARKAR, M.; RAHMAN, A. K. M. L.; BHOUMIK, N. C. Remediation of chromium and copper on water hyacinth (*E. crassipes*) shoot powder. **Water Resources and Industry**, v. 17, n. October 2016, p. 1–6, 2017. Elsevier B.V. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.wri.2016.12.003>>

SANTOS, M. O. DOS; PELISSARI, C.; ROUSSO, B. Z.; SEZERINO, P. H. Influence of bottom saturation level of the bed media in vertical flow constructed wetlands applied to wastewater treatment. **Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales: Investigación, desarrollo y práctica**, v. 9, n. 3, p. 303–316, 2016. Disponível em: <https://revistas.unam.mx/index.php/aidis/article/view/51487>

SCHOBBER, G. Porosity in autoclaved aerated concrete (AAC): A review on pore structure, types of porosity, measurement methods and effects of porosity on properties. **Cement, Wapno, Beton**, n. SPEC.ISSUE, p. 39–43, 2011.

SEZERINO, P. H.; BENTO, A. P.; DECEZARO, S. T.; MAGRI, M. E.; PHILIPPI, L. S. Experiências brasileiras com wetlands construídos aplicados ao tratamento de águas residuárias: parâmetros de projeto para sistemas horizontais. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 20, n. 1, p. 151–158, 2015. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1413-41522015000100151&lng=pt&tlng=pt>.

SEZERINO, P. H.; PELISSARI, C.; SILVA, A. R. DA; et al. **Wetlands construídos como ecotecnologia para o tratamento de águas residuárias: Experiências brasileiras**. Brazil Publishing, 2021.

SHAREEF, A.; ANGOVE, M. J.; WELLS, J. D.; JOHNSON, B. B. Sorption of bisphenol A, 17 α -ethynylestradiol and estrone to mineral surfaces. **Journal of Colloid and Interface Science**, v. 297, n. 1, p. 62–69, 2006. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0021979705010763>>.

SHEN, S.; GENG, Z.; LI, X.; LU, X. Evaluation of phosphorus removal in floating treatment wetlands: New insights in non-reactive phosphorus. **Science of the Total Environment**, v. 815, p. 152896, 2022. Elsevier B.V. Disponível em:

<<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.152896>>.

SHEN, S.; LI, X.; CHENG, F.; ZHA, X.; LU, X. Review: recent developments of substrates for nitrogen and phosphorus removal in CWs treating municipal wastewater. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 27, n. 24, p. 29837–29855, 2020. Environmental Science and Pollution Research. Disponível em: <<https://link.springer.com/10.1007/s11356-020-08808-y>>.

SHI, X.; FAN, J.; ZHANG, J.; SHEN, Y. Enhanced phosphorus removal in intermittently aerated constructed wetlands filled with various construction wastes. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 24, n. 28, p. 22524–22534, 2017. Environmental Science and Pollution Research. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/s11356-017-9870-z>>.

SHU, X.; DENG, Q.; ZHANG, Q. F.; WANG, W. B. Comparative responses of two water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) cultivars to different planting densities. **Aquatic Botany**, v. 121, p. 1–8, 2015. Elsevier B.V. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.aquabot.2014.10.007>>.

SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO. Diagnóstico Temático Serviços de Água e Esgoto - Visão Geral Ano de Referência 2020. **Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento - SNIS**, p. 1–91, 2021. Disponível em: <www.snis.gov.br>.

SONG, H.; NAKANO, K.; TANIGUCHI, T.; NOMURA, M.; NISHIMURA, O. Bioresource Technology Estrogen removal from treated municipal effluent in small-scale constructed wetland with different depth. **Bioresource Technology**, v. 100, n. 12, p. 2945–2951, 2009. Elsevier Ltd. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2009.01.045>>

SONG, H.; NAKANO, K.; TANIGUCHI, T.; NOMURA, M.; NISHIMURA, O. Bioresource Technology Estrogen removal from treated municipal effluent in small-scale constructed wetland with different depth. **Bioresource Technology**, v. 100, n. 12, p. 2945–2951, 2009. Elsevier Ltd. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2009.01.045>>.

SOUZA, T. B. DE. **Produção de concreto celular utilizando escória alcali-ativada**, 2020. Universidade Federal de Pernambuco. Disponível em: <<https://repositorio.ufpe.br/handle/123456789/38689>>

STEFANAKIS, A. The Role of Constructed Wetlands as Green Infrastructure for Sustainable Urban Water Management. **Sustainability**, v. 11, n. 24, p. 6981, 2019. Disponível em: <<https://www.mdpi.com/2071-1050/11/24/6981>>.

SUN, S.; ABDELRAHMAN, Y.; ABDELLAH, Y.; et al. Impact of microbial inoculants combined with humic acid on the fate of estrogens during pig manure composting under low-temperature conditions. **Journal of Hazardous Materials**, v. 424, n. PD, p. 127713, 2022. Elsevier B.V. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.127713>>.

SUN, H.; LU, H.; CHU, L.; SHAO, H.; SHI, W. Science of the Total Environment Biochar applied with appropriate rates can reduce N leaching, keep N retention and not increase NH₃ volatilization in a coastal saline soil. **Science of the Total**

Environment, The, v. 575, p. 820–825, 2017. Elsevier B.V. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.09.137>>.

SUN, H.; XU, S.; WU, S.; et al. Enhancement of facultative anaerobic denitrifying communities by oxygen release from roots of the macrophyte in constructed wetlands. **Journal of Environmental Management**, v. 246, n. May, p. 157–163, 2019. Elsevier. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.05.136>>.

TAI TANG, V.; PAKSHIRAJAN, K. Novel advanced porous concrete in constructed wetlands: Preparation, characterization and application in urban storm runoff treatment. **Water Science and Technology**, v. 78, n. 11, p. 2374–2382, 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.2166/wst.2018.528>>

TANG, S.; LIAO, Y.; XU, Y.; et al. Microbial coupling mechanisms of nitrogen removal in constructed wetlands: A review. **Bioresource Technology**, v. 314, n. May, p. 123759, 2020. Elsevier. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.123759>>.

THANH, T. H. **Water Hyacinth (Eichhornia crassipes) – Biomass Production , Ensilability and Feeding Value to Growing Cattle Ho Thanh Tham Swedish University of Agricultural Sciences**. 2019. Disponível em: <https://pub.epsilon.slu.se/9277/1/tham_ht_121203.pdf>.

TING, W. H. T.; TAN, I. A. W.; SALLEH, S. F.; WAHAB, N. A. Application of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) for phytoremediation of ammoniacal nitrogen: A review. **Journal of Water Process Engineering**, v. 22, n. February, p. 239–249, 2018. Elsevier. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2018.02.011>>.

TORRE, A.; VÁZQUEZ-ROWE, I.; PARODI, E.; KAHHAT, R. Wastewater treatment decentralization: Is this the right direction for megacities in the Global South? **Science of The Total Environment**, v. 778, p. 146227, 2021. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S004896972101295X>>.

TORRES, N. H.; SANTOS, G. DE O. S.; ROMANHOLO FERREIRA, L. F.; et al. Environmental aspects of hormones estriol, 17 β -estradiol and 17 α -ethinylestradiol: Electrochemical processes as next-generation technologies for their removal in water matrices. **Chemosphere**, v. 267, p. 128888, 2021. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0045653520330861>>.

TREIN, C. M.; BANC, C.; MACIEJEWSKI, K.; et al. French vertical flow treatment wetlands in a subtropical climate: Characterization of the organic deposit layer and comparison with systems in France. **Science of the Total Environment**, v. 742, p. 140608, 2020. Elsevier B.V. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140608>>.

TREIN, C. M.; PELISSARI, C.; HOFFMANN, H.; PLATZER, C. J.; SEZERINO, P. H. Tratamento descentralizado de esgotos de empreendimentos comercial e residencial empregando a ecotecnologia dos wetlandsconstruídos. **Ambiente Construído**, v. 15, n. 4, p. 351–367, 2015. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1678-86212015000400351&lng=pt&tlng=pt>.

USEPA - U.S. Environmental Protection Agency. Nitrogen control manual.

EPA/625/R-93/010, Office of Water, **US Environmental Protection Agency, Washington, DC**.1993, 311p.

VALERO, G.-A.; MARTÍNEZ, S. M.; FAZ, Á.; et al. Treatment of WASTEWATER from the Tannery Industry in a Constructed Wetland Planted with *Phragmites australis*. **Agronomy**, p. 1–15, 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.3390/agronomy10020176>>

VALIPOUR, A.; RAMAN, V. K.; AHN, Y. Effectiveness of Domestic Wastewater Treatment Using a Bio-Hedge Water Hyacinth Wetland System. **Water**, 7(12), 329–347. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.3390/w7010329>>

VARMA, M.; GUPTA, A. K.; GHOSAL, P. S.; MAJUMDER, A. A review on performance of constructed wetlands in tropical and cold climate: Insights of mechanism, role of influencing factors, and system modification in low temperature. **Science of the Total Environment**, v. 755, p. 142540, 2021. Elsevier B.V. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142540>>.

VASILACHI, I.; ASIMINICESEI, D.; FERTU, D.; GAVRILESCU, M. Occurrence and Fate of Emerging Pollutants in Water Environment and Options for Their Removal. **Water**, v. 13, n. 2, p. 181, 2021. Disponível em: <<https://www.mdpi.com/2073-4441/13/2/181>>.

VENSKE, F. **Alagados construídos para tratamento de águas cinzas com meio suporte de resíduos de construção e demolição**, 2017. Universidade Estadual de Ponta Grossa (UEPG). Disponível em: <<http://tede2.uepg.br/jspui/handle/prefix/2362>>

VICTOR, K. K.; SÉKA, Y.; NORBERT, K. K.; SANOGO, A.; CELESTIN, A. B. Phytoremediation of wastewater toxicity using water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) and water lettuce (*Pistia stratiotes*). **International Journal of Phytoremediation**, v. 18, n. 10, p. 949–955, 2016. Taylor & Francis. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1080/15226514.2016.1183567>>.

VYMAZAL, J. Constructed Wetlands for Wastewater Treatment. **Water**, v. 2, n. 3, p. 530–549, 2010. Disponível em: <<http://www.mdpi.com/2073-4441/2/3/530>>.

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. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0048969706007212>>.

VYMAZAL, J. Constructed Wetlands for Wastewater Treatment: Five Decades of Experience. **Environmental Science & Technology**, v. 45, n. 1, p. 61–69, 2011. Elsevier. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/B9780124095489112382>>.

VYMAZAL, J. Constructed wetlands for treatment of industrial wastewaters: A review. **Ecological Engineering**, v. 73, p. 724–751, 2014. Elsevier B.V. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.09.034>>.

VYMAZAL, J. The Historical Development of Constructed Wetlands for Wastewater Treatment. **Land**, v. 11, n. 2, p. 174, 2022. Disponível em: <<https://www.mdpi.com/2073-445X/11/2/174>>.

- VYMAZAL, J.; BŘEZINOVÁ, T.; KOŽELUH, M. Occurrence and removal of estrogens, progesterone and testosterone in three constructed wetlands treating municipal sewage in the Czech Republic. **Science of The Total Environment**, v. 536, p. 625–631, 2015. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0048969715304204>>.
- VYMAZAL, J.; ZHAO, Y.; MANDER, Ü. Recent research challenges in constructed wetlands for wastewater treatment: A review. **Ecological Engineering**, v. 169, n. June, p. 106318, 2021. Elsevier B.V. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2021.106318>>.
- WANG, J.; LONG, Y.; YU, G.; et al. A Review on Microorganisms in Constructed Wetlands for Typical Pollutant Removal: Species, Function, and Diversity. **Frontiers in Microbiology**, v. 13, n. April, 2022. Disponível em: <<https://doi.org/10.3389/fmicb.2022.845725>>
- WANG, J.; WANG, W.; XIONG, J.; et al. A constructed wetland system with aquatic macrophytes for cleaning contaminated runoff/storm water from urban area in Florida. **Journal of Environmental Management**, v. 280, n. December 2020, p. 111794, 2021. Elsevier Ltd. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111794>>.
- WANG, L.; LIU, Z.; JIANG, X.; LI, A. Aerobic granulation of nitrifying activated sludge enhanced removal of 17 α -ethinylestradiol. **Science of The Total Environment**, v. 801, p. 149546, 2021. Elsevier B.V. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149546>>.
- WANG, Q.; HU, Y.; XIE, H.; YANG, Z. Constructed Wetlands: A Review on the Role of Radial Oxygen Loss in the Rhizosphere by Macrophytes. **Water**, v. 10, n. 6, p. 678, 2018. Disponível em: <<http://www.mdpi.com/2073-4441/10/6/678>>.
- WANG, Y.; CAI, Z.; SHENG, S.; et al. Comprehensive evaluation of substrate materials for contaminants removal in constructed wetlands. **Science of the Total Environment**, v. 701, p. 134736, 2020. Elsevier B.V. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134736>>.
- WIRASNITA, R.; MORI, K.; TOYAMA, T. Effect of activated carbon on removal of four phenolic endocrine-disrupting compounds, bisphenol A, bisphenol F, bisphenol S, and 4-tert-butylphenol in constructed wetlands. **Chemosphere**, v. 210, p. 717–725, 2018. Elsevier Ltd. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.07.060>>.
- WU, F.; YU, Q.; GAUVIN, F.; BROUWERS, H. J. H. A facile manufacture of highly adsorptive aggregates using steel slag and porous expanded silica for phosphorus removal. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 166, n. October 2020, p. 105238, 2021. Elsevier B.V. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2020.105238>>.
- WU, H.; ZHANG, J.; NGO, H. H.; et al. A review on the sustainability of constructed wetlands for wastewater treatment: Design and operation. **Bioresour Technol**, v. 175, p. 594–601, 2015. Elsevier Ltd. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2014.10.068>>.

WU, S.; KUSCHK, P.; BRIX, H.; VYMAZAL, J.; DONG, R. Development of constructed wetlands in performance intensifications for wastewater treatment: A nitrogen and organic matter targeted review. **Water Research**, v. 57, p. 40–55, 2014. Elsevier Ltd. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2014.03.020>>.

WPCF - Water Pollution Control Federation. **Nutrient Control Manual of Practice FD-17**. Alexandria, VA: WPCF. 1983. 205 p.

XIA, Z.; LIU, G.; SHE, Z.; GAO, M.; ZHAO, Y. Performance and bacterial communities in unsaturated and saturated zones of a vertical-flow constructed wetland with continuous-feed. **Bioresource Technology**, v. 315, n. June, p. 123859, 2020. Elsevier. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.123859>>.

XIAO, J.; HUANG, J.; HUANG, M.; CHEN, M.; WANG, M. Application of basalt fiber in vertical flow constructed wetland for different pollution loads wastewater: Performance, substrate enzyme activity and microorganism community. **Bioresource Technology**, v. 318, n. September, p. 124229, 2020. Elsevier Ltd. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.124229>>.

XIE, Y.; YU, D. The significance of lateral roots in phosphorus (P) acquisition of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*). v. 75, p. 311–321, 2003. Disponível em: <[https://doi.org/10.1016/S0304-3770\(03\)00003-2](https://doi.org/10.1016/S0304-3770(03)00003-2)>.

XU, C.; SU, X.; WANG, J.; et al. Bioresource Technology Characteristics and functional bacteria in a microbial consortium for rice. **Bioresource Technology**, v. 331, n. February, p. 125066, 2021. Elsevier Ltd. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.125066>>.

YAN, Y.; YANG, J.; ZHU, R.; et al. Performance evaluation and microbial community analysis of the composite filler micro-embedded with *Pseudomonas putida* for the biodegradation of toluene. **Process Biochemistry**, v. 92, n. November 2019, p. 10–16, 2020. Elsevier. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.procbio.2020.02.027>>.

YANG, Y.; ZHAO, Y.; LIU, R.; MORGAN, D. Global development of various emerged substrates utilized in constructed wetlands. **Bioresource Technology**, v. 261, n. March, p. 441–452, 2018. Elsevier. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.03.085>>.

YIN, H.; YAN, X.; GU, X. Evaluation of thermally-modified calcium-rich attapulgite as a low-cost substrate for rapid phosphorus removal in constructed wetlands. **Water Research**, v. 115, p. 329–338, 2017. Elsevier Ltd. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2017.03.014>>.

YU, C.; DEEB, R. A.; CHU, K. Chemo sphere Microbial degradation of steroidal estrogens. **Chemosphere**, v. 91, n. 9, p. 1225–1235, 2013. Elsevier Ltd. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.01.112>>.

YOUSAF, A.; KHALID, N.; AQEEL, M.; et al. Nitrogen Dynamics in Wetland Systems and Its Impact on Biodiversity. **Nitrogen**, v. 2, n. 2, p. 196–217, 2021. Disponível em: <<https://www.mdpi.com/2504-3129/2/2/13>>.

ZENG, L.; TAO, R.; TAM, N. F.; et al. Differences in bacterial N, P, and COD removal in pilot-scale constructed wetlands with varying flow types. **Bioresource**

Technology, v. 318, n. September, p. 124061, 2020. Elsevier. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.124061>>.

ZENG, Q.; LI, Y.; GU, G. Nitrate-dependent degradation of 17 α -ethinylestradiol by acclimated activated sludge under anaerobic conditions. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*, 84(12), 1841–1847. (2009). Disponível em: <http://doi:10.1002/jctb.2255>

ZHAI, X.; PIWPUAN, N.; ARIAS, C. A.; HEADLEY, T.; BRIX, H. Can root exudates from emergent wetland plants fuel denitrification in subsurface flow constructed wetland systems? **Ecological Engineering**, v. 61, p. 555–563, 2013. Elsevier B.V. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.02.014>>.

ZHANG, C., LI, Y., WANG, C., NIU, L., & CAI, W. Occurrence of endocrine disrupting compounds in aqueous environment and their bacterial degradation: A review. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, 46(1), 1–59. (2015). Disponível em: <<Http://doi:10.1080/10643389.2015.1061881>>.

ZHANG, C.; LI, Y.; WANG, C.; NIU, L.; CAI, W. Occurrence of endocrine disrupting compounds in aqueous environment and their bacterial degradation: A review. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 46, n. 1, p. 1–59, 2016. Disponível em: <<http://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/10643389.2015.1061881>>.

ZHANG, G.; MA, K.; ZHANG, Z.; SHANG, X.; WU, F. Waste Brick as Constructed Wetland Fillers to Treat the Tail Water of Sewage Treatment Plant. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 104, n. 2, p. 273–281, 2020. Springer US. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s00128-020-02782-4>>.

ZHANG, H.; WANG, X. C.; ZHENG, Y.; DZAKPASU, M. Removal of pharmaceutical active compounds in wastewater by constructed wetlands : Performance and mechanisms. **Journal of Environmental Management**, v. 325, n. PA, p. 116478, 2023. Elsevier Ltd. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.116478>>.

ZHANG, L.; LYU, T.; ANDR, C.; BRIX, H.; CARVALHO, P. N. New insights into the effects of support matrix on the removal of organic micro-pollutants and the microbial community in constructed. v. 240, 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.05.028>>.

ZHANG, Z.; LI, Y.; CHEN, H.; ZHANG, X.; LI, H. The Systematic Adsorption of Diclofenac onto Waste Red Bricks Functionalized with Iron Oxides. **Water**, v. 10, n. 10, p. 1343, 2018. Disponível em: <<http://www.mdpi.com/2073-4441/10/10/1343>>.

ZHAO, L.; FU, G.; TANG, J.; et al. Efficient nitrogen removal of mangrove constructed wetlands: Enhancing heterotrophic nitrification-aerobic denitrification microflora through quorum sensing. **Chemical Engineering Journal**, v. 430, n. P4, p. 133048, 2022. Elsevier B.V. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.cej.2021.133048>>.

ZHAO, Y.; JI, B.; LIU, R.; REN, B.; WEI, T. Constructed treatment wetland: Glance of development and future perspectives. **Water Cycle**, v. 1, n. July, p. 104–112, 2020. Elsevier Ltd. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.watcyc.2020.07.002>>.

ZHENG, Y.; SUN, Z.; LIU, Y.; et al. Phytoremediation mechanisms and plant eco-physiological response to microorganic contaminants in integrated vertical-flow constructed wetlands. **Journal of Hazardous Materials**, v. 424, n. PC, p. 127611, 2022. Elsevier B.V. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.127611>>.

ZHONG, H.; HU, N.; WANG, Q.; CHEN, Y.; HUANG, L. How to select substrate for alleviating clogging in the subsurface flow constructed wetland? **Science of the Total Environment**, v. 828, p. 154529, 2022. Elsevier B.V. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.154529>>.

ZHOU, X.; LIANG, C.; JIA, L.; et al. An innovative biochar-amended substrate vertical flow constructed wetland for low C/N wastewater treatment: Impact of influent strengths. **Bioresource Technology**, v. 247, n. September 2017, p. 844–850, 2018. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0960852417315936>>.

ZHOU, X.; JIA, L.; LIANG, C.; et al. Simultaneous enhancement of nitrogen removal and nitrous oxide reduction by a saturated biochar-based intermittent aeration vertical flow constructed wetland: Effects of influent strength. **Chemical Engineering Journal**, v. 334, n. November 2017, p. 1842–1850, 2018. Elsevier. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.cej.2017.11.066>>

ZHU, T.; GAO, JINGQING; HUANG, Z.; et al. Comparison of performance of two large-scale vertical-flow constructed wetlands treating wastewater treatment plant tail-water: Contaminants removal and associated microbial community. **Journal of Environmental Management**, v. 278, n. P1, p. 111564, 2021. Elsevier Ltd. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111564>>.

ZOU, L.; ZHOU, M.; LUO, Z.; et al. Chemosphere Selection and synthesization of multi – carbon source composites to enhance simultaneous nitrification – denitrification in treating low C / N wastewater. **Chemosphere**, v. 288, n. P2, p. 132567, 2022. Elsevier Ltd. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.132567>>.