



INSTITUTO FEDERAL DE EDUCAÇÃO, CIÊNCIA E TECNOLOGIA DO CEARÁ
IFCE CAMPUS FORTALEZA
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA, PÓS-GRADUAÇÃO E INOVAÇÃO
PÓS-GRADUAÇÃO EM TECNOLOGIA E GESTÃO AMBIENTAL

SARAH KELLY BERTOLDO DE FREITAS PROCÓPIO

**USO DE SOLUÇÃO BASEADA NA NATUREZA PARA REMOÇÃO DE CARBONO
E NITROGÊNIO EM ÁGUAS POLUÍDAS: COMPARAÇÃO ENTRE WETLAND
TIDAL FLOW E WETLAND AERADO ARTIFICIALMENTE**

FORTALEZA

2024

SARAH KELLY BERTOLDO DE FREITAS PROCÓPIO

**USO DE SOLUÇÃO BASEADA NA NATUREZA PARA REMOÇÃO DE CARBONO E
NITROGÊNIO EM ÁGUAS POLUÍDAS: COMPARAÇÃO ENTRE WETLAND TIDAL
FLOW E WETLAND AERADO ARTIFICIALMENTE**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós Graduação em Tecnologia e Gestão Ambiental do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará (IFCE) - Campus Fortaleza, como requisito parcial para obtenção do Título de Mestre em Tecnologia e Gestão Ambiental. Área de concentração: Gestão e Saneamento Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Marcus Vinicius Freire Andrade.

FORTALEZA

2024

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Instituto Federal do Ceará - IFCE
Sistema de Bibliotecas - SIBI
Ficha catalográfica elaborada pelo SIBI/IFCE, com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

P963u Procópio, Sarah Kelly Bertoldo de Freitas.

Uso de Solução Baseada na Natureza para remoção de carbono e nitrogênio em águas poluídas :
comparação entre Wetland Tidal Flow e Wetland Aerado Artificialmente / Sarah Kelly Bertoldo de Freitas
Procópio. - 2024.
85 f. : il. color.

Dissertação (Mestrado) - Instituto Federal do Ceará, Mestrado em Tecnologia e Gestão Ambiental,
Campus Fortaleza, 2024.

Orientação: Prof. Dr. Marcus Vinicius Freire Andrade.

1. Aeração artificial. 2. Fluxo de Maré. 3. Aeração intermitente. 4. Remoção de matéria orgânica. 5. Remoção
de nitrogênio. I. Título.

CDD 628



INSTITUTO FEDERAL DE EDUCAÇÃO, CIÊNCIA E TECNOLOGIA DO CEARÁ
Av. 13 de maio, 2081 - Bairro Benfica - CEP 60040-531 - Fortaleza - CE - www.ifce.edu.br

FOLHA DE APROVAÇÃO

Processo: 23256.009413/2024-39

Interessado: Marcus Vinicius Freire Andrade

SARAH KELLY BERTOLDO DE FREITAS PROCÓPIO

USO DE SOLUÇÃO BASEADA NA NATUREZA PARA REMOÇÃO DE CARBONO E NITROGÊNIO EM ÁGUAS POLUÍDAS:
COMPARAÇÃO ENTRE WETLAND TIDAL FLOW E WETLAND AERADO ARTIFICIALMENTE

Dissertação apresentada ao Curso de Mestrado Acadêmico em Tecnologia e Gestão Ambiental do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará (IFCE) *Campus* de Fortaleza, como requisito parcial para obtenção do Título de Mestre em Tecnologia e Gestão Ambiental.

Aprovada em: **30/09/2024**.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Marcus Vinicius Freire Andrade

Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará (IFCE)

Profa. Dra. Dayane de Andrade Lima

Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará (IFCE) - Campus Morada Nova

Prof. Dr. Altair Rosa

Pontifícia Universidade Católica do Paraná (PUC-PR)



Documento assinado eletronicamente por **Altair Rosa, Usuário Externo**, em 08/10/2024, às 10:19, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **Dayane de Andrade Lima, Professor (a) do Ensino Básico Técnico e Tecnológico**, em 04/11/2024, às 13:01, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **Marcus Vinicius Freire Andrade, Professor do Ensino Básico, Técnico e Tecnológico**, em 11/12/2024, às 13:34, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



A autenticidade do documento pode ser conferida no site https://sei.ifce.edu.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0 informando o código verificador **6550007** e o código CRC **58F4607B**.

“O Senhor guardará a tua entrada e a tua saída”
(Salmos 121:8).

À Ele, toda a minha gratidão e glória.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, agradeço a Deus, meu maior Mestre, por me guiar e fortalecer ao longo desta jornada.

Ao meu marido, meu companheiro de vida, por todo o seu apoio, paciência, e por acreditar em mim mesmo nos momentos mais difíceis. Seu amor e incentivo foram fundamentais para que eu chegasse até aqui.

Aos meus pais, que foram meus primeiros instrutores e sempre estiveram ao meu lado, agradeço por todo o amor, dedicação e incentivo em cada etapa da minha vida.

Ao meu orientador, Prof. Marcus Vinicius Freire Andrade, por acreditar na proposta deste trabalho e por me conduzir com sabedoria, paciência e dedicação, sempre disposto a compartilhar seu conhecimento e a me encorajar a superar os desafios.

Agradeço também ao Rafael Maiango pelo suporte inestimável nas análises de qualidade de água e desempenho ao longo de toda a pesquisa.

Aos colegas do laboratório LATAM, obrigado pelos conhecimentos compartilhados e pela parceria durante esse período.

À banca examinadora, pelas contribuições valiosas. Especialmente, à Profa. Dra. Kelly de Araújo Rodrigues Pessoa, que acompanhou de perto o desenvolvimento do projeto e me transmitiu muitos ensinamentos.

Aos meus colegas de trabalho da Secretaria de Urbanismo e Meio Ambiente, em especial, à Bruna Diógenes e ao Victor Freire, que foram fundamentais ao me apoiar e permitir que eu conciliasse o mestrado com minhas atividades profissionais.

Ao Programa de Pós-Graduação em Tecnologia e Gestão Ambiental do IFCE, pelo aprendizado e pelo ambiente propício ao crescimento acadêmico durante esses anos de pós-graduação.

Aos meus amigos, principalmente aqueles que me acompanharam e estiveram presente nos últimos meses, e por aqueles que me ajudaram de alguma forma na caminhada até aqui.

A cada pessoa que, de alguma forma, contribuiu para esta pesquisa.

RESUMO

A poluição dos corpos hídricos é um desafio ambiental crescente, agravado pelo descarte inadequado de esgotos e resíduos industriais, resultando em contaminação por nutrientes, matéria orgânica e surfactantes. Para mitigar esses impactos, os wetlands construídos surgem como uma solução baseada na natureza, utilizando processos físicos, químicos e biológicos para melhorar a qualidade de águas poluídas. Este estudo avaliou a eficiência de dois sistemas: Wetland Construído Aerado (WA), com duas fases de aeração artificial, e Wetland Construído *Tidal Flow* (WT), aplicados em escala de bancada com água sintética simulando poluentes do Rio Cocó. Os sistemas de fluxo subsuperficial vertical foram preenchidos com areia, tijolo e brita, e plantados com a espécie *Echinodorus subalatus*, que se mostrou mais adaptada às condições experimentais do que *Eichornia crassipes*. Os resultados indicaram que o WT teve a maior eficiência na remoção de amônia (77,45%), seguido pelo WA Fase 2 (75,72%) e WA Fase 1 (55,36%). A remoção de fósforo foi mais significativa no WA Fase 1 (63,08%), enquanto a Fase 2 do WA e o WT apresentaram menores eficiências (14,76% e 39,16%, respectivamente). Para nitrito, o WT demonstrou melhor desempenho (50,55%), em comparação com o WA Fase 1 (42,14%) e WA Fase 2 (35,56%). Em termos de remoção de matéria orgânica, a Demanda Química de Oxigênio (DQO) foi mais eficaz no WA Fase 2 (94,06%), com o WT e WA Fase 1 atingindo 86,56% e 81,04%, respectivamente. Ciclos de 72 horas no WA Fase 1 foram mais eficientes na remoção de DQO em comparação a ciclos de 48 horas, destacando a importância de uma maior exposição ao oxigênio para processos mais completos de biodegradação. A relação C/N indicou que a remoção de carbono foi superior no WA Fase 2, enquanto a remoção de nitrogênio foi mais eficaz no WT, sugerindo que o primeiro sistema favoreceu a decomposição de matéria orgânica, enquanto o segundo melhorou a nitrificação. Conclui-se que ambos os sistemas de wetlands construídos são promissores para a remediação de corpos d'água contaminados. O WT se destacou na remoção de nitrito e fósforo, sendo mais eficiente no processo de nitrificação, enquanto o WA Fase 2 mostrou-se superior na remoção de matéria orgânica e amônia, devido à maior exposição ao oxigênio e melhor decomposição da matéria orgânica.

Palavras-chave: Aeração artificial. Fluxo de Maré. Aeração intermitente. Remoção de matéria orgânica. Remoção de nitrogênio.

ABSTRACT

The pollution of water bodies is a growing environmental challenge, exacerbated by the improper disposal of sewage and industrial waste, resulting in contamination by nutrients, organic matter, and surfactants. Constructed wetlands emerge as a nature-based solution to mitigate these impacts, employing physical, chemical, and biological processes to improve the quality of polluted waters. This study evaluated the efficiency of two systems: Aerated Constructed Wetland (WA), with two phases of artificial aeration, and Tidal Flow Constructed Wetland (WT), applied at a bench scale with synthetic water simulating pollutants from the Cocó River. The vertical subsurface flow systems were filled with sand, brick, and gravel and planted with the species *Echinodorus subalatus*, which adapted better to the experimental conditions than *Eichornia crassipes*. The results indicated that the WT had the highest efficiency in ammonia removal (77.45%), followed by WA Phase 2 (75.72%) and WA Phase 1 (55.36%). Phosphorus removal was more significant in WA Phase 1 (63.08%), while WA Phase 2 and WT showed lower efficiencies (14.76% and 39.16%, respectively). For nitrite, WT demonstrated better performance (50.55%) compared to WA Phase 1 (42.14%) and WA Phase 2 (35.56%). In terms of organic matter removal, Chemical Oxygen Demand (COD) was most effective in WA Phase 2 (94.06%), with WT and WA Phase 1 reaching 86.56% and 81.04%, respectively. Seventy-two-hour cycles in WA Phase 1 were more efficient in COD removal compared to 48-hour cycles, highlighting the importance of prolonged oxygen exposure for more complete biodegradation processes. The C/N ratio indicated that carbon removal was higher in WA Phase 2, while nitrogen removal was more effective in WT, suggesting that the first system favored organic matter decomposition, while the second improved nitrification. In conclusion, both constructed wetland systems show promise for the remediation of contaminated water bodies. WT excelled in nitrite and phosphorus removal, being more efficient in the nitrification process, while WA Phase 2 was superior in organic matter and ammonia removal due to greater oxygen exposure and improved organic matter decomposition.

Keywords: Artificial Aeration. Tidal Flow. Intermittent Aeration. Organic Matter Removal. Nitrogen Removal.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 — Internações por doenças de veiculação relacionadas à falta de saneamento em 2021.	20
Figura 2 — Parque Rachel de Queiroz na Cidade de Fortaleza, Ceará	23
Figura 3 — Processos físicos, químicos e biológicos atuantes nos wetlands.....	27
Figura 4 — Classificação de Wetlands Construídos conforme von Sperling et al. (2018)	27
Figura 5 — Wetland construído com sistema de escoamento superficial.	28
Figura 6 — Wetland construído com sistema de fluxo horizontal subsuperficial.	29
Figura 7 — Wetland construído com sistema de fluxo vertical subsuperficial.	30
Figura 8 — Diferentes configurações de WC com relação a alguns tipos de macrófitas (a. Flutuante livre (<i>Pistia stratiotes</i>), b. Submersa fixa (<i>Potamogeton crispus</i>), c. Flutuante fixa (<i>Potamogeton gramineus</i>) e d. Emergente (<i>Typha lotifolia</i>)	31
Figura 9 — Fluxograma das etapas experimentais da pesquisa.....	37
Figura 10 — Localização do ponto de coleta	38
Figura 11 — Desenho esquemáticos dos Wetlands Construídos: (a) WT – <i>E. subalatus</i> , b) WT – <i>E. crassipes</i> , c) WA - <i>E. subalatus</i> e d) WA – <i>E. crassipes</i>).	40
Figura 12 — Fragmento de tijolo e brita 2 empregados como substratos no WC.....	43
Figura 13 — Mapa de localização de coletas das macrófitas.	44
Figura 14 — Macrófita em meio nutritivo para adaptação.....	45
Figura 15 — Montagem do WA e plantação das <i>E. crassipes</i>	46
Figura 16 — Camada de areia para plantação da <i>E. subalatus</i>	47
Figura 17 — <i>E. crassipes</i> coletada no dia 14 de setembro de 2023.....	53
Figura 18 — Aspectos das <i>E. crassipes</i> em solução hidropônica e em temperatura controlada a 25 °C durante a fase de adaptação: (a) No dia da coleta, b) 24h após, c) cinco dias após e d) doze dias após.....	54
Figura 19 — <i>E. crassipes</i> sob iluminação artificial.	55
Figura 20 — Aspectos dos novos aguapés durante a fase de adaptação: (a) No dia da coleta e b) seis dias após.	55
Figura 21 — Brotos de <i>E. crassipes</i>	56
Figura 22 — Aspectos das <i>E. crassipes</i> no décimo sexto dia de adaptação: (a) folha com suspeita de fungos, b) enrolamento foliar e necrose, c) enrolamento foliar, clorose e necrose e d) ramos podados.	56
Figura 23 — Broto de <i>E. subalatus</i>	58

Figura 24 — Aspectos das <i>E. subalatus</i> após a poda: (a) sinais de clorose e necrose, b) sinais de enrolamento foliar e necrose	59
Figura 25 — Aspectos dos brotos de <i>E. subalatos</i>	59
Figura 26 — Variação de DQO.	62
Figura 27 — Variação de Fósforo.	66
Figura 28 — Poda de plantas em estado de senescência.	69
Figura 29 — Variação de Amônia.....	70
Figura 30 — Variação de Nitrato.	74
Figura 31 — Variação de LAS.	76
Figura 32 — Comparação da remoção de DQO nos ciclos de 48h e 72h para WT, WA Fase 1 e WA Fase 2.	79
Figura 33 — Comparação da remoção de OD nos ciclos de 48h e 72h para WT, WA Fase 1 e WA Fase 2.	80

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 — Condições de operações dos WC's durante a experimentação.	41
Tabela 2 — Composição da água sintética adaptada simulando um corpo hídrico contaminado com esgoto doméstico.....	47
Tabela 3 — Caracterização físico-química da água do Rio Cocó: médias e desvios padrões dos parâmetros analisados.	50
Tabela 4 — Estatística descritiva das concentrações encontradas durante o monitoramento.	60
Tabela 5 — Comparações dos parâmetros entre os ciclos (48 h e 72 h) obtidas no teste t-pareado.	78

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 — Poluentes alarmantes, suas fontes e consequências em algumas das principais bacias hidrográficas do mundo.	18
Quadro 2 — Exemplos de tempo de aeração artificial utilizados em Wetlands Construídos na literatura	35
Quadro 3 — Exemplos de tempo de ciclo utilizados em Wetlands Construídos <i>tidal flow</i> na literatura	36
Quadro 4 — Parâmetros e métodos empregados para monitoramento dos sistemas.....	48

LISTA DE SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ANA	Agência Nacional de Águas
APHA	American Public Health Association
CAGECE	Companhia de Água e Esgoto do Ceará
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
ETE	Estação de Tratamento de Efluentes
ETA	Estação de Tratamento de Água
IUCN	International Union for Conservation of Nature
LATAM	Laboratório de Tecnologia Ambiental
LAS	Alquilbenzeno Sulfonato Linear
LPQA	Laboratório de Processos Químicos e Ambientais
NBR	Norma Brasileira Regulamentadora
NT	Nitrogênio Total
OD	Oxigênio Dissolvido
ODS	Objetivos de Desenvolvimento Sustentável
OMS	Organização Mundial da Saúde
PT	Fósforo Total
SBN	Soluções Baseadas na Natureza
SEUMA	Secretaria de Urbanismo e Meio Ambiente
SST	Sólidos Suspensos Totais
STD	Sólidos Totais Dissolvidos
UNESCO	Organização das Nações Unidas para a Educação, a Ciência e a Cultura
UNICEF	Fundo das Nações Unidas para a Infância

USEPA	United States Environmental Protection Agency
WA	Wetland Aerado
WC	Wetlands Construídos
WC-FS	Wetland Construído de Fluxo Superficial
WC-V	Wetland Construído de Fluxo Vertical
WF-FSS	Wetland Construído de Fluxo Subsuperficial
WHO	World Health Organization
WT	Wetland Tidal Flow
WWAP	World Water Assessment Programme

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....	13
2 OBJETIVO.....	15
2.1 Objetivo geral.....	15
2.2 Objetivos específicos	15
3 REFERENCIAL TEÓRICO	16
3.1 Saneamento Básico e Meio Ambiente	16
3.1.1 <i>Degradação, poluição hídrica e suas principais fontes.....</i>	<i>17</i>
3.1.2 <i>Impactos da Poluição Hídrica ao Meio Ambiente e à Saúde Pública</i>	<i>18</i>
3.2 Recuperação de Águas Superficiais Urbanas.....	21
3.2.1 <i>Soluções Baseadas na Natureza (SBN).....</i>	<i>22</i>
3.2.2 <i>Tratamento de Águas Superficiais Urbanas.....</i>	<i>24</i>
3.3 Wetlands Construídos	25
3.3.1 <i>Classificação de acordo com o fluxo hidráulico.....</i>	<i>28</i>
3.3.2 <i>Classificação de acordo com o biotipo de vegetação</i>	<i>30</i>
3.3.3 <i>Principais componentes.....</i>	<i>31</i>
3.3.3.1 <i>Macrófitas</i>	<i>31</i>
3.3.3.2 <i>Substratos.....</i>	<i>32</i>
3.3.3.3 <i>Microrganismos</i>	<i>33</i>
3.3.4 <i>Aeração em Wetlands Construídos.....</i>	<i>34</i>
4 MATERIAL E METÓDOS.....	37
4.1 Caracterização do Rio Cocó.....	37
4.2 Configuração experimental.....	39
4.3 Meio Suporte	42
4.4 Macrófita	43
4.5 Montagem dos sistemas	46
4.6 Água Sintética	47
4.7 Monitoramento dos sistemas.....	48
4.8 Análise estatística.....	48
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	50
5.1 Análise da água do Rio Cocó	50
5.1.1 <i>Formulação da água sintética</i>	<i>52</i>

5.2 Características e desenvolvimento das macrófitas.....	53
<i>5.2.1 Etapa de Adaptação I - E. crassipes.....</i>	<i>53</i>
<i>5.2.2 Etapa de Adaptação II - E. subalatus</i>	<i>58</i>
5.3 Desempenho dos wetlands construídos	60
<i>5.3.1 Remoção de Demanda Química de Oxigênio (DQO).....</i>	<i>62</i>
<i>5.3.2 Oxigênio dissolvido (OD).....</i>	<i>64</i>
<i>5.3.3 Remoção de Fósforo</i>	<i>66</i>
<i>5.3.4 Remoção de Amônia</i>	<i>69</i>
<i>5.3.5 Remoção de Nitrito</i>	<i>72</i>
<i>5.3.6 Remoção de Nitrato.....</i>	<i>74</i>
<i>5.3.7 Remoção de Alquilbenzeno Sulfonato Linear (LAS)</i>	<i>76</i>
<i>5.3.8 Análise comparativa entre as tecnologias e os ciclos de operação</i>	<i>78</i>
<i>5.3.9 Relação C / N na remoção de matéria orgânica e nitrogênio</i>	<i>82</i>
6 CONCLUSÃO.....	84
REFERÊNCIAS.....	85
APÊNDICE A — FICHAS DE COLETAS.....	85

1 INTRODUÇÃO

A água é um recurso abundante e essencial para a vida e para os processos naturais e humanos. No Brasil, além da distribuição desigual dos recursos hídricos entre as regiões, o desperdício e a poluição resultantes de atividades humanas intensificam a escassez e comprometem a qualidade da água disponível (ANA, 2021; da Silva et al., 2017).

Nesse contexto, Vliet et al. (2021) destacam que as principais alterações físicas, químicas e biológicas nos recursos hídricos decorrem da emissão de poluentes e nutrientes, que atingem os ecossistemas aquáticos através de fontes difusas e pontuais de poluição. Entre os principais fatores que contribuem para a degradação das águas superficiais urbanas, a urbanização desordenada ao longo das bacias hidrográficas se sobressai. Para Giri et al. (2021), as maiores fontes de contaminação dos cursos d'água advêm do lançamento de esgotos sanitários, efluentes industriais e da disposição inadequada de resíduos sólidos. Como consequência, ocorrem a transmissão de doenças por patógenos, a eutrofização dos corpos hídricos e o sufocamento da fauna aquática (von Sperling, 1995; Maia et al., 2022).

O descarte inadequado de resíduos sólidos também desempenha um papel relevante na poluição das águas. Segundo Giri (2021), a infiltração do lixiviado no solo atinge o lençol freático e escoar para as águas superficiais circundantes, agravando o cenário de contaminação.

Considerando essa realidade, a preservação e a recuperação de corpos hídricos são imprescindíveis para a promoção da sustentabilidade, conforme estabelecido pelos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS). Em especial, o ODS 6, que trata de “Água potável e saneamento”, visa garantir a disponibilidade da gestão sustentável da água, através da implementação de soluções que mitiguem os impactos da poluição hídrica e que melhorem a qualidade da água (IUCN, 2020).

Diante da necessidade urgente de preservar os recursos hídricos para as gerações atuais e futuras, torna-se fundamental a adoção de soluções baseadas na natureza, como os wetlands construídos (WC), uma tecnologia que imita processos naturais para tratar águas superficiais urbanas. Essas soluções, além de remediar a poluição, visam restaurar a segurança socioambiental e promover a recuperação de corpos hídricos afetados. Dessa forma, os wetlands construídos são sistemas artificiais e controlados, compostos por substratos, plantas aquáticas e microrganismos, que, juntos, desempenham um papel fundamental na remoção de poluentes (Daltro et al., 2017).

Diferentes configurações de wetlands construídos têm sido amplamente estudadas com o objetivo de reduzir a degradação das águas urbanas. Substratos como areia, brita e tijolos cerâmicos são comumente utilizados devido à sua eficácia na formação de biofilmes, que funcionam como suportes para a atividade microbiana, aumentando a eficiência do tratamento. Além disso, plantas aquáticas, como *Eichhornia crassipes* e *Echinodorus subalatus*, são frequentemente empregadas por seu rápido crescimento e sua capacidade de adaptação às variações sazonais (Feitosa et al., 2023; Bermúdez, 2022).

Outro fator crucial para o desempenho dos wetlands construídos é o teor de oxigênio disponível, que afeta diretamente a atividade microbiana responsável pela purificação da água. Para melhorar essa eficiência, diversas tecnologias de oxigenação vêm sendo desenvolvidas, como a aeração artificial, que injeta oxigênio diretamente na água, e o fluxo de maré (*tidal flow*), que simula ciclos de enchente e vazante, aumentando a troca de oxigênio e aprimorando o tratamento (Li et al., 2020).

Este estudo tem como objetivo comparar o desempenho de dois regimes de oxigenação em sistemas de wetlands construídos: um aerado artificialmente e outro por *tidal flow*. A pesquisa avalia a eficiência desses sistemas na remoção de matéria orgânica, nutrientes e surfactantes, utilizando água sintética que simula as condições de um corpo hídrico poluído em escala de bancada.

2 OBJETIVO

2.1 Objetivo geral

Avaliar e comparar a eficácia de dois tipos de estratégias de oxigenação em sistemas de wetlands construídos na remediação de águas superficiais urbanas em escala laboratorial.

2.2 Objetivos específicos

- Desenvolver uma água sintética para simular água de superfície poluída com baixa carga orgânica;
- Identificar, entre duas espécies de macrófitas, qual delas se adapta melhor à água poluída proposta;
- Avaliar e comparar a eficácia dos sistemas de wetlands construídos, utilizando aeração artificial e regime *tidal flow*, na remoção de matéria orgânica, nitrogênio e nutrientes;
- Verificar a influência do tempo de detenção dos sistemas de WC na remoção de matéria orgânica, nitrogênio e nutrientes.

3 REFERENCIAL TEÓRICO

3.1 Saneamento Básico e Meio Ambiente

A água é um recurso essencial para a vida na Terra, desempenhando papéis fundamentais tanto para os ecossistemas naturais quanto para as atividades humanas (Giri, 2021). Contudo, esse recurso vital tem sido cada vez mais impactado pelo processo de urbanização ao longo das bacias hidrográficas (Zhang e Shen, 2022). Assim, a preocupação não se limita apenas à quantidade, mas também à qualidade da água doce disponível, especialmente em regiões urbanas, onde a poluição provoca inúmeros impactos socioambientais, desde a alteração dos aspectos físico-químicos até a inviabilização para o consumo humano (Haghnazar et al., 2023).

A qualidade das águas superficiais e subterrâneas não depende apenas das variáveis naturais, mas é fortemente influenciada por processos antropogênicos. Nesse sentido, a poluição hídrica, predominantemente causada por esgotos domésticos, indisponibiliza o uso da água para diversas finalidades (Gu et al., 2021). No Brasil, o déficit de coleta e tratamento de esgotos em áreas urbanas resulta na liberação de uma quantidade considerável de carga poluente nos corpos hídricos, causando impactos negativos à saúde pública, aos ecossistemas aquáticos e aos demais usos da água, em exemplo, cidades como São Paulo e Rio de Janeiro enfrentam desafios significativos na gestão de esgotos, resultando na contaminação de rios importantes como o Rio Tietê e a Baía de Guanabara (ANA, 2023).

De acordo com a Política Nacional de Saneamento Básico, o saneamento básico é fundamental não só para a preservação e melhoria do meio ambiente, mas também para a saúde pública, destacando a importância de uma gestão sustentável, com ações que devem ser planejadas para minimizar impactos ambientais, proteger os recursos hídricos e promover a recuperação de áreas degradadas (Brasil, 2007).

Para assegurar a salubridade ambiental e melhorar a qualidade de vida, o saneamento ambiental adota como princípios fundamentais um conjunto de ações, tais como: o esgotamento sanitário, que inclui a coleta e tratamento de esgotos; o abastecimento de água potável, garantindo a qualidade da água para consumo humano; a drenagem urbana, que previne enchentes e alagamentos; e a gestão adequada de resíduos sólidos, líquidos e gasosos. (Brasil, 2007; Abreu, 2019).

Em contrapartida, a falta de saneamento adequado traz graves consequências para a saúde da população e para o meio ambiente, especialmente em relação à poluição dos rios.

Diante disso, as águas superficiais, são frequentemente contaminadas por descargas de esgoto não tratado ao longo das bacias hidrográficas. Em muitas regiões urbanas, o esgoto doméstico e industrial é lançado diretamente nos corpos d'água, sem qualquer tratamento prévio, resultando na degradação dos ecossistemas aquáticos (Giri, 2021).

Dessa forma, essa poluição hídrica impacta significativamente a biodiversidade e a saúde humana. De acordo com a Organização Mundial da Saúde (OMS), cerca de 80% das doenças em países em desenvolvimento estão relacionadas ao consumo de água contaminada, uma consequência direta da falta de saneamento básico (UNICEF; WHO, 2019). Além disso, a poluição dos rios acarreta altos custos para o tratamento da água destinada ao consumo humano e afeta negativamente setores como a agricultura e o turismo, que também dependem da qualidade da água (Giri, 2021).

3.1.1 Degradação, poluição hídrica e suas principais fontes

Definida pelo Decreto N° 97.632, de 10 de abril de 1989, o termo degradação refere-se aos processos consequentes dos danos ambientais, os quais consistem na perda ou redução de algumas propriedades, “tais como, a qualidade ou capacidade produtiva dos recursos ambientais” (Brasil, 1989), ou seja, trata-se das alterações dos aspectos naturais que limitam o uso de recursos e diminuem a qualidade de vida das pessoas.

Vliet et al. (2021) evidenciam que o principal impacto produzido pelas alterações físicas, químicas e biológicas em recursos hídricos é a emissão de poluentes e nutrientes, os quais alcançam os ecossistemas aquáticos através de formas difusas e pontuais de poluição. Para Costa et al. (2021), enquanto a poluição difusa caracteriza-se pelo conjunto de deposições atmosféricas e demais escoamentos difusos gerados nas atividades humanas; a poluição pontual trata-se da disposição direta de contaminantes, tais como efluentes sanitários e industriais, em trechos específicos do curso hídrico receptor.

Salienta-se ainda que, de acordo com Vliet et al. (2021), a maioria das atividades desenvolvidas geram algum tipo de poluição, sejam elas de natureza química, física ou biológica. Assim também, os poluentes apresentam diferentes graus de poluição, cujos impactos podem ser de distintas magnitudes aos ecossistemas aquáticos.

Anjinho (2019) afirma que as principais fontes de matérias orgânicas em cursos hídricos são as descargas de esgotos sanitários e de efluentes industriais. Essas disposições possuem como principais consequências a transmissão de doenças por patógenos, a eutrofização e,

consequentemente, o sufocamento dos peixes devido à condição de hipóxia, que é a redução significativa dos níveis de oxigênio na água, tornando o ambiente aquático inadequado para a sobrevivência de muitas espécies.

Os esgotos sanitários são compostos predominantemente por matéria orgânica, que incluem sólidos em suspensão e dissolvidos. Além disso, também são compostos por nutrientes como nitrogênio e fósforo (Metcalf e Eddy, 2003). Os efluentes industriais, se assemelham com a disposição de esgotos sanitários, mas conseguem se destacar por um teor de carga de contaminantes orgânicos ainda maior, podendo causar grandes efeitos tóxicos aos seres vivos (Metcalf e Eddy, 2003).

Jena et al. (2023) destaca os surfactantes, exemplificando o Sulfonato de Alquilbenzeno Linear (LAS), como contaminantes que afetam o sistema aquático significativamente quando presentes em águas superficiais. Dentre os impactos ocasionados, os principais são: a redução da quantidade de oxigênio a partir da formação de espuma e, consequentemente, a condição de hipóxia para os seres vivos, bem como a alteração das propriedades térmicas e ópticas da água.

3.1.2 Impactos da Poluição Hídrica ao Meio Ambiente e à Saúde Pública

A degradação da qualidade da água é um problema de escala global que tem se intensificado ao longo dos anos e impactado não apenas o meio ambiente, mas como também a qualidade de vida das pessoas (Gu et al., 2021). Demonstrando esse cenário nas principais bacias hidrográficas do planeta, no Quadro 1 é destacado informações sobre os poluentes mais alarmantes, suas fontes e suas principais consequências, de acordo com Giri (2021).

Quadro 1 — Poluentes alarmantes, suas fontes e consequências em algumas das principais bacias hidrográficas do mundo.

Continente	País	Nome da Bacia	Poluentes alarmantes	Fontes de poluição	Consequências
América do Norte	Estados Unidos	Bacia do Rio Mississippi	Sedimentos, nitrogênio e fósforo	Agricultura, erosão das margens dos rios	Zona morta no Golfo do México
Europa	Alemanha e outros países	Bacia do rio Danúbio	Azoto e fósforo, erosão dos sedimentos	Águas residuais municipais, industriais e campos agrícolas	Depleção do nível de oxigênio e eutrofização

Ásia	Índia	Bacia do rio Ganges	Nitrogênio, fósforo e sedimentos	Estações de tratamento de águas residuais para agricultura	Hipóxia, proliferação de algas nocivas e câncer de vesícula biliar
África	Egito, Sudão, Etiópia e outros	Bacia do Rio Nilo	Nitrogênio, fósforo e sedimentos	Resíduos agrícolas, domésticos e industriais	Turbidez, aumento de DBO, fosfato e sólidos dissolvidos, problemas histopatológicos e hematológicos em bagres
Austrália	Austrália	Bacia do rio Ord	Pesticidas	Poluição hortícola	Nocivo para os organismos aquáticos e para os seres humanos
América do Sul	Brasil, Colômbia e outros	Bacia Amazônica	nitrogênio, fósforo, pesticidas e mercúrio	Escoamento agrícola, mineração, exploração de gás e deficiência no tratamento de esgoto municipal	Aumento da turbidez, redução do oxigênio dissolvido, diarreia

Fonte: Adaptado pela autora de Giri (2021).

No Quadro 1, observa-se que os principais poluentes envolvidos são oriundos das disposições inadequadas de esgotos sanitários e de efluentes industriais e agrícolas, destacando a conexão direta entre essas fontes de poluição e os impactos ambientais e de saúde pública.

Neste íterim, a América do Sul, que representa mais de 50% do consumo mundial de fertilizantes e pesticidas, enfrenta um sério desafio ambiental: menos de 28% dos esgotos são tratados nas áreas urbanas do continente. Ocorre que o crescimento populacional vem acelerando a demanda por alimentos, o que leva a um aumento do uso de fertilizantes e pesticidas na agricultura. Esses produtos químicos, juntamente com esgotos sanitários e efluentes industriais não tratados, são frequentemente descarregados nos corpos hídricos, resultando em altos níveis de nutrientes como nitrogênio e fósforo na água, provocando a eutrofização e o crescimento excessivo de algas. Esses processos comprometem a qualidade da água, prejudicando a saúde pública e as atividades pesqueiras em águas superficiais (Giri, 2021).

Essa dinâmica também é evidente no Brasil. De acordo com a Agência Nacional de Águas (2021), os açudes do Nordeste apresentaram altas concentrações de fósforo de 2019 a 2020, como observado no açude Várzea do Boi, no Ceará. Essas concentrações elevadas de

fósforo, especialmente em reservatórios urbanos, podem ser atribuídas ao acúmulo de nutrientes provenientes dos esgotos e do escoamento agrícola que carregam fertilizantes e resíduos urbanos para os corpos hídricos. Durante o percurso nas áreas urbanas, essas cargas poluentes aumentam significativamente, intensificando os processos de eutrofização nos reservatórios.

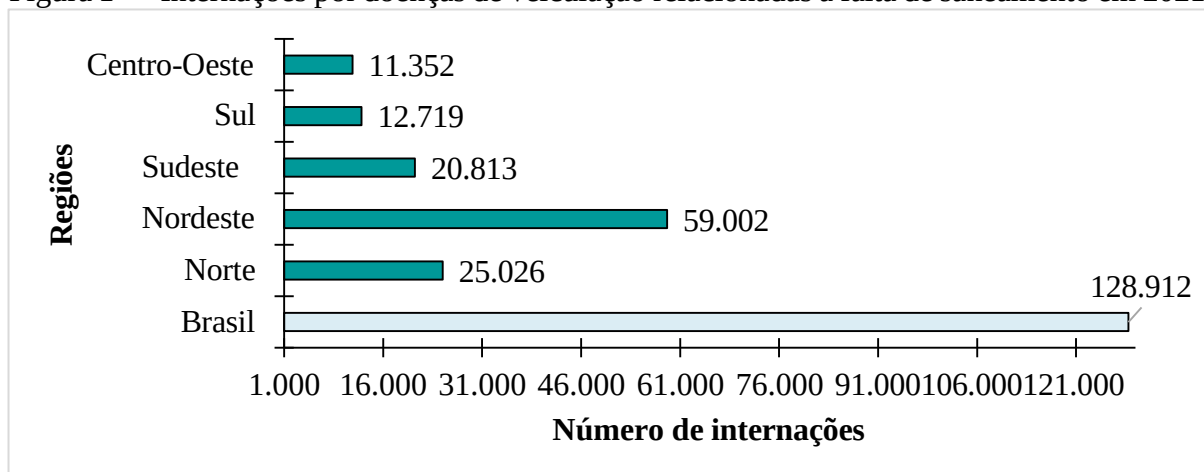
Posto isso, é consenso que a degradação da qualidade de água traz diversos impactos para a saúde humana, sendo imprescindível a adoção de intervenções e medidas que visem o restabelecimento da segurança socioambiental. Assim sendo, Ahmed et al. (2020) relacionam o aumento de doenças transmitidas pela água com a falta de saneamento básico e a poluição hídrica decorrente das atividades antrópicas.

Segundo Tonetti et al. (2018), as doenças de veiculação hídrica são fatores dependentes de sistemas de coleta de esgotos sanitários, de forma que não somente relaciona os tipos de doenças com os tipos de transmissão no meio ambiente, mas como também destaca o tratamento de esgotos como estratégia principal de controle.

Sob esse mesmo ponto de vista, Lin et al. (2022) afirmam que estas problemáticas cooperam para a incidência de doenças como cólera, conjuntivite, esquistossomose e outras, como as causadas por helmintos. A situação é tão alarmante que, de acordo com os dados contidos no Relatório Mundial de Desenvolvimento da Água 2021 (UNESCO, 2021), uma média de 829.000 pessoas por ano vão à óbito por diarreia.

Os dados divulgados pelo Painel de Saneamento do Brasil (Trata Brasil, 2021) mostram que as doenças causadas pela falta de saneamento se disseminam por todo território nacional e refletem as condições sanitárias de cada região do Brasil, conforme demonstrado a seguir, na Figura 1.

Figura 1 — Internações por doenças de veiculação relacionadas à falta de saneamento em 2021.



Fonte: Adaptado pela autora de Trata Brasil (2021).

É possível identificar que o Nordeste, com 59.002 internações, e o Norte, com 25.026 internações, estão entre as regiões mais afetadas, refletindo a baixa cobertura de coleta e tratamento de esgoto nessas áreas. Em contraste a isso, regiões como o Centro-Oeste e o Sul, que registraram 11.352 e 12.719 internações, respectivamente, apresentam números significativamente menores, o que pode ser atribuído a uma infraestrutura de saneamento mais robusta (Trata Brasil, 2021).

Esses dados estão relacionados com a falta de saneamento adequado e a alta incidência de doenças relacionadas à água contaminada. No Nordeste, apenas 28% da população tem acesso à coleta de esgoto, enquanto no Norte, essa cobertura é ainda menor, atingindo apenas 12%. Nesse sentido, a precariedade do saneamento nessas regiões não só compromete a saúde pública, resultando em um número elevado de internações, mas também coloca a população em um estado de vulnerabilidade constante, forçando o uso de água sem tratamento prévio ou de baixa qualidade para consumo e atividades diárias (Ahmed et al., 2020). Diante desses impactos, torna-se evidente a necessidade de intervenções urgentes para mitigar a poluição hídrica e suas consequências. Assim, a adoção de medidas eficazes de saneamento é fundamental para proteger tanto o meio ambiente quanto a saúde pública.

3.2 Recuperação de Águas Superficiais Urbanas

A recuperação de águas superficiais urbanas é um processo que visa restaurar a integridade ecológica e funcional de rios, lagos e córregos afetados pela urbanização descontrolada, que tem sido uma das principais causas de degradação dos ecossistemas aquáticos, resultando na contaminação dos corpos d'água e perda da biodiversidade. Nesse sentido, para reverter esses impactos, são empregadas diversas abordagens (Findlay e Taylor, 2006).

A restauração, por exemplo, é uma abordagem que busca tornar o ecossistema aquático à uma condição próxima ao seu estado original, antes das interferências antrópicas, cujo processo envolve a recuperação tanto das funções ecológicas quanto da estrutura física dos corpos d'água, recriando as condições que permitam o retorno das espécies nativas e a reativação dos processos naturais de tratamento da água. Contudo, a restauração completa nem sempre é viável em áreas urbanas densamente ocupadas, onde a infraestrutura e a presença humana limitam as possibilidades de intervenção (Findlay e Taylor, 2006).

Quando essa restauração completa não é possível, a reabilitação surge como uma alternativa viável, a qual visa melhorar significativamente a qualidade da água e as funções

ecológicas, ainda que não se consiga restaurar completamente a biodiversidade e os processos naturais (Findlay e Taylor, 2006).

Em casos onde ambas não são possíveis, a remediação pode ser a solução mais prática que, mesmo não recuperando completamente as condições naturais, fornece serviços ecossistêmicos essenciais, como a filtragem de poluentes e a provisão de *habitats* para a vida aquática (Contreras, 2018).

Assim sendo, as tecnologias utilizadas na recuperação de águas superficiais urbanas são diversas e podem ser classificadas em métodos físicos, químicos, biológicos e ecológicos. Entre os métodos físicos, destacam-se a aeração e a dragagem de sedimentos, que ajudam a melhorar a qualidade da água removendo materiais acumulados que prejudicam o ambiente aquático; os métodos químicos incluem a precipitação química para remover nutrientes e o uso de produtos químicos para controle de algas e patógenos; e os métodos biológicos, como a biorremediação, que utilizam microrganismos para degradar poluentes, enquanto os métodos ecológicos, como wetlands construídos, empregam plantas e processos naturais para tratar a água e restaurar o ecossistema (Anawar e Chowdhury, 2020).

A implementação dessas tecnologias tem sido fundamental para a recuperação de rios urbanos, visando melhorar a qualidade da água e a biodiversidade, mesmo em ambientes altamente modificados. Contudo, é importante reconhecer que a recuperação de águas superficiais urbanas vai além da simples aplicação de técnicas; promovendo a coexistência sustentável entre a cidade e seus corpos d'água (Contreiras, 2018; Sergio, 2023).

3.2.1 Soluções Baseadas na Natureza (SBN)

As Soluções Baseadas na Natureza (SBN), conforme descritas pela União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN) (2020), referem-se a estratégias que visam a conservação, gestão sustentável e recuperação de ecossistemas. Essas soluções não apenas melhoram o ambiente natural, mas também o bem-estar das pessoas ao utilizar a tecnologia verde na resolução de problemas sociais e nas adaptações necessárias frente às mudanças climáticas (Qi et al., 2020).

O conceito de SBN está fundamentado na ideia de que ecossistemas saudáveis e bem manejados oferecem uma variedade de serviços essenciais ao bem-estar humano. Por exemplo, a expansão de áreas verdes nas cidades é uma aplicação importante das SBN, pois ajuda a mitigar os efeitos do calor, reduzir o risco de inundações, capturar carbono e promover benefícios para a saúde e a recreação da população (Seddon et al., 2020). Dessa forma, esse

conceito abrange uma gama de possibilidades, como a infraestrutura verde, e é frequentemente comparado com as soluções tradicionais da engenharia (IUCN, 2022). Um exemplo considerado uma SBN, trata-se do Parque Rachel de Queiroz, localizado na cidade de Fortaleza, o qual integra elementos naturais e urbanos para promover a sustentabilidade e melhorar a qualidade de vida na cidade, conforme demonstrado na Figura 2. Assim, o parque incorpora áreas verdes, sistemas de drenagem natural, sistemas de fitorremediação e espaços de lazer, que ajudam a mitigar os impactos das mudanças climáticas, melhorar a gestão das águas pluviais e preservar a biodiversidade, sendo estas características essenciais das SBN.

Outro exemplo de SBN é o uso de wetlands construídos flutuantes para a recuperação de corpos d'água urbanos, cuja operação difere de wetlands construídos convencionais, principalmente, por possuírem plantas sobre estruturas flutuantes na superfície de água, em vez de plantadas diretamente em solos ou substratos submersos. Sendo assim, um estudo recente realizado por Sergio (2023) avaliou a aplicação de um WC flutuante, na revitalização de uma seção lântica de um curso de água urbano. Além das reduções nos parâmetros de qualidade da água, como demanda bioquímica de oxigênio (DBO), fósforo total, turbidez e sólidos totais, o WC flutuante também trouxe outros benefícios importantes, como a atratividade da fauna local, a melhoria paisagística, e a contribuição para o sequestro de carbono. De acordo com Sergio (2023), o WC flutuante, como uma ecotecnologia, é uma solução eficiente para a despoluição de bacias hidrográficas urbanas e promove a biodiversidade e a sustentabilidade em ambientes urbanos.

Figura 2 — Parque Rachel de Queiroz na Cidade de Fortaleza, Ceará.



Fonte: Architectus (2022).

Dessa forma, as definições de SBN variam conforme o contexto em que são aplicadas. A Comissão Europeia, por exemplo, enfatiza objetivos como a urbanização sustentável, a recuperação de áreas degradadas e a adaptação às mudanças climáticas, com foco em resultados econômicos (Debele et al., 2019). Além disso, o relatório das Nações Unidas sobre desenvolvimento dos recursos hídricos de 2018 destacou o papel potencial das SBN em alcançar diversos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS). Entre eles, o ODS 11, que promove cidades e assentamentos humanos inclusivos e sustentáveis; e o ODS 13, que aborda as mudanças climáticas, onde as SBN podem desempenhar um papel crucial na melhoria da qualidade e quantidade dos recursos hídricos através de práticas como o reflorestamento e a recuperação de carbono no solo (WWAP, 2018).

Nesse sentido, para assegurar que as SBN sejam efetivas e alcancem os resultados desejados, a IUCN propôs um conjunto de oito princípios que incluem a incorporação de normas de conservação, a adaptação às condições locais e culturais, a promoção da equidade nos benefícios sociais, a preservação da diversidade biológica e cultural, e a integração dessas soluções em políticas e ações voltadas para resolver desafios específicos da sociedade (IUCN, 2022).

3.2.2 Tratamento de Águas Superficiais Urbanas

As ecotecnologias, que integram elementos naturais, em exemplo, plantas, microrganismos, solos e materiais recicláveis, têm sido cada vez mais reconhecidas por sua eficiência no tratamento de água. Dessa forma, essas tecnologias utilizam a capacidade inerente da natureza para remover poluentes da água, oferecendo uma série de vantagens sobre os métodos convencionais, como a redução de custos operacionais e maior eficiência energética, além de serem sistemas de fácil manutenção. Outro ponto positivo é o impacto benéfico que essas tecnologias têm sobre a qualidade da água, a biodiversidade e o paisagismo urbano, embora sua implementação geralmente exija áreas maiores comparadas às tecnologias mecanizadas tradicionais (Tondera et al., 2018).

No tratamento de águas pluviais, diversas ecotecnologias disponíveis são utilizadas, como valas vegetadas, faixas de filtração, jardins de chuva, áreas de biorretenção, telhados verdes, ilhas flutuantes, wetlands construídos e biofiltros. Sendo esses dois últimos os mais amplamente adotados, principalmente devido à sua alta performance de tratamento e sua compatibilidade com o ambiente urbano. Com relação ao tratamento de águas superficiais, as ecotecnologias se destacam principalmente pelos wetlands construídos e biofiltros,

demonstrando serem capazes de promover a recuperação de rios, lagos e canais, atuando tanto no controle da poluição difusa quanto no tratamento contínuo de águas urbanas poluídas (USEPA, 2020; Feng et al., 2022).

Além disso, diferentemente das Estações de Tratamento de Água (ETA) e das Estações de Tratamento de Efluentes (ETE), que não se destacam por trazer benefícios diretos às águas superficiais, algumas ecotecnologias oferecem benefícios ao meio ambiente. Enquanto as ETAs e ETES se concentram de forma pontual no tratamento da água, respectivamente, antes do consumo humano e após o seu uso, não contribuem diretamente para ajudar na despoluição dos recursos hídricos. Nesse sentido, é importante destacar que nem todos os corpos hídricos são utilizados para consumo humano; muitos são destinados a outros usos, como lazer, recreação e conservação da vida aquática. Para esses fins, a água precisa atender aos padrões de qualidade estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005. No entanto, a atuação de tecnologias convencionais de tratamento pode ser limitada, pois além dos esgotos tratados, há outras fontes de poluição, como esgotos clandestinos e poluentes difusos, que comprometem a qualidade da água. Em contrapartida as tecnologias convencionais, as ecotecnologias possuem o potencial de atuarem de maneira integrada no ambiente, promovendo o tratamento natural e contínuo de águas superficiais, ao mesmo em que ajuda a mitigar os impactos da poluição hídrica (Brasil, 2005; Celis, 2016; Sergio, 2023).

Dentre as alternativas convencionais, os Wetlands Construídos (WC) são apresentados na literatura como uma tecnologia economicamente e tecnicamente viável, tendo em vista que o processo se torna menos dispendioso com relação a outras tecnologias. Além de possuir baixos custos de operação e manutenção, a outra vantagem é a flexibilidade em tratar diversos tipos, como as águas residuais oriundas de atividades agrícolas, industriais, domésticas, dentre outras (Parde et. al, 2021). De acordo com Stefanakis et al. (2019), os Wetlands Construídos têm se destacado em países tropicais em desenvolvimento que possuem como foco o atendimento ao saneamento concomitante com a criação de áreas verdes no ambiente urbano. Considerada uma ecotecnologia (*eco-friendly solution*), também pode ser utilizada para fins recreativos e de jardinagem (Parde et. al, 2021).

3.3 Wetlands Construídos

Os Wetlands naturais, tais como brejos, várzeas, pântanos e manguezais, são áreas de transição entre sistemas terrestres e aquáticos que se destacam pela existência de processos de autodepuração em um ecossistema equilibrado, constituído por solo, água e plantas aquáticas

(Polgar e Jaafar, 2018). Por outro lado, os Wetlands Construídos (WC) são sistemas artificiais controlados que têm como objetivo o tratamento de águas residuais ou a diminuição de poluentes em corpos hídricos. Esses sistemas integram processos químicos, físicos e biológicos e são compostos por elementos fundamentais como substratos, plantas aquáticas e microrganismos, todos atuando na remoção de contaminantes (Vera-Puerto et al., 2021).

De acordo com Sharma et al. (2021), uma característica importante dos Wetlands Construídos é a utilização de macrófitas, que desempenham um papel essencial na transferência de oxigênio do ambiente para os substratos, favorecendo o crescimento microbiano ao redor das raízes das plantas e impulsionando a degradação de poluentes presentes nas águas residuais.

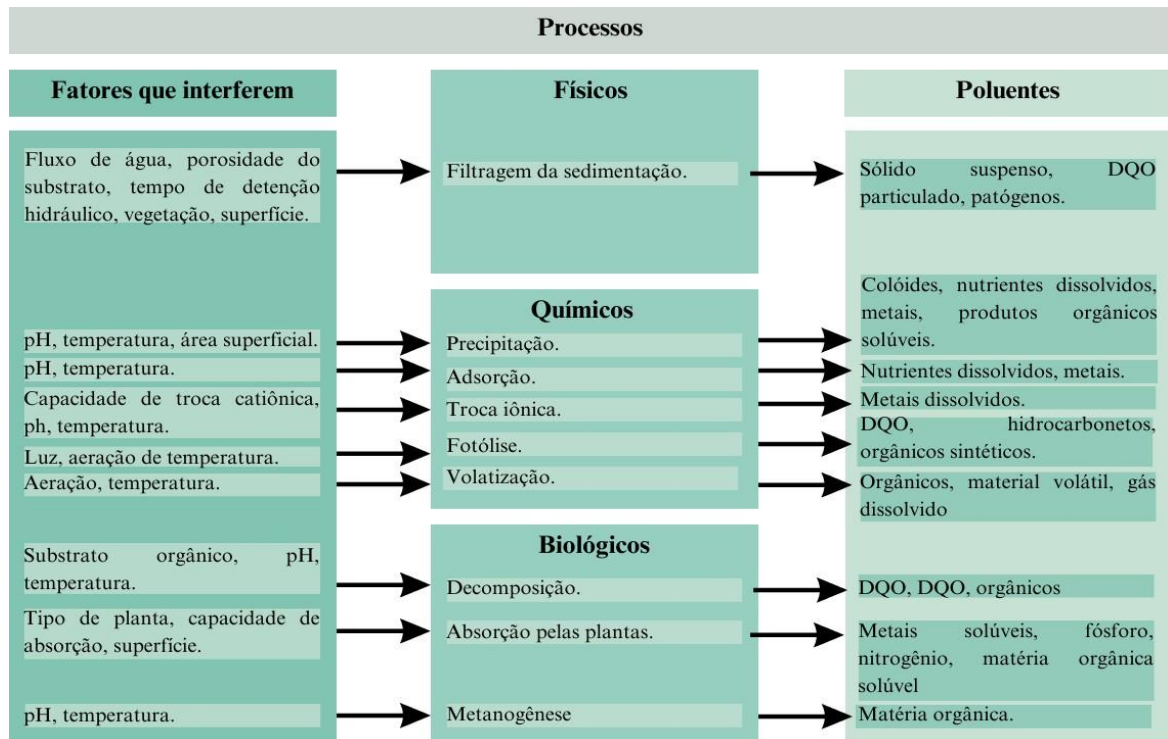
Sendo assim, a eficácia dos Wetlands Construídos se reflete na capacidade de reduzir uma ampla gama de componentes indesejáveis, incluindo sólidos suspensos totais (SST), sólidos totais dissolvidos (STD), dureza, demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO), nitrogênio total (NT), fósforo total (PT), metais pesados, além de contaminantes específicos como pesticidas, derivados de petróleo, antibióticos e produtos de higiene pessoal (Sharma et al., 2021).

Nesse sentido, os WCs são sistemas que utilizam uma combinação de processos físicos, químicos e biológicos para remover poluentes de diferentes naturezas, sendo sua eficiência fortemente influenciada por diversos fatores. Entre os que interferem nos processos físicos, estão o fluxo de água, a porosidade do substrato, o tempo de detenção hidráulico, a vegetação e a superfície do sistema, os quais afetam diretamente a filtração e sedimentação dos sólidos suspensos, principais processos físicos responsáveis pela remoção de poluentes como a Demanda Química de Oxigênio (DQO) particulada e os patógenos (Chen et al., 2016).

No âmbito químico, aspectos como pH, temperatura, área superficial e capacidade de troca catiônica desempenham um papel crucial na eficiência dos processos de precipitação, adsorção, troca iônica, fotólise e volatilização, sendo fundamentais para a remoção de colóides, nutrientes dissolvidos, metais, produtos orgânicos solúveis e hidrocarbonetos (Chen et al., 2016).

Com relação aos processos biológicos nos Wetlands Construídos, são igualmente importantes e são influenciados pelo tipo da planta, substrato orgânico, pH e temperatura, sendo que tais fatores determinam a eficiência da decomposição, absorção pelas plantas e metanogênese, principais mecanismos biológicos responsáveis pela remoção de poluentes como a DQO, fósforo, nitrogênio e matéria orgânica solúvel (Chen et al., 2016).

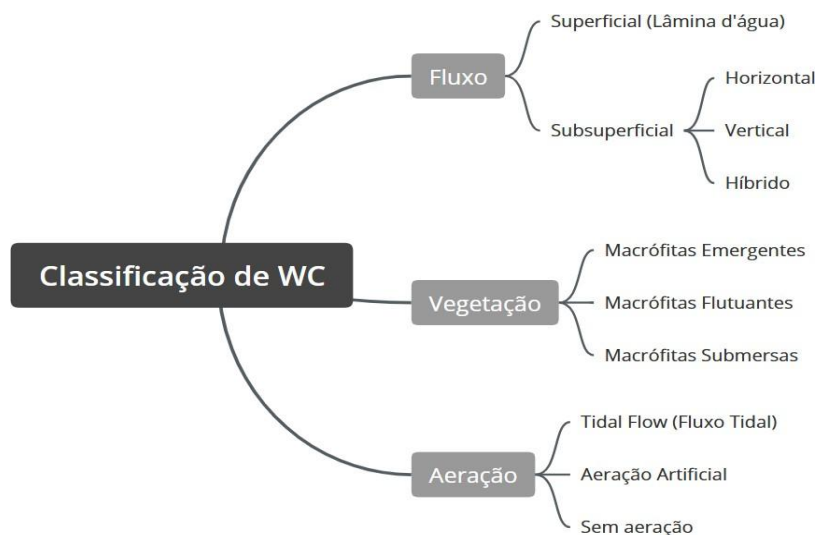
Figura 3 — Processos físicos, químicos e biológicos atuantes nos wetlands.



Fonte: Adaptado de Chen et al. (2016).

Tendo isso em consideração, na Figura 3, adaptada de Chen et al. (2016), está um resumo dos processos físicos, químicos e biológicos predominantes no sistema WC, dos poluentes a serem reduzidos e dos fatores que afetam esses processos.

Figura 4 — Classificação de Wetlands Construídos conforme von Vymazal et al. (2016).



Fonte: Adaptado de Vymazal et al. (2016).

Nesse contexto, observa-se uma diversidade de configurações de Wetlands Construídos, cada uma projetada para atender às especificidades do meio a ser tratado. Essa classificação, conforme evidenciado na Figura 4, pode ser feita com base no tipo de vegetação utilizada e no fluxo hidráulico aplicado.

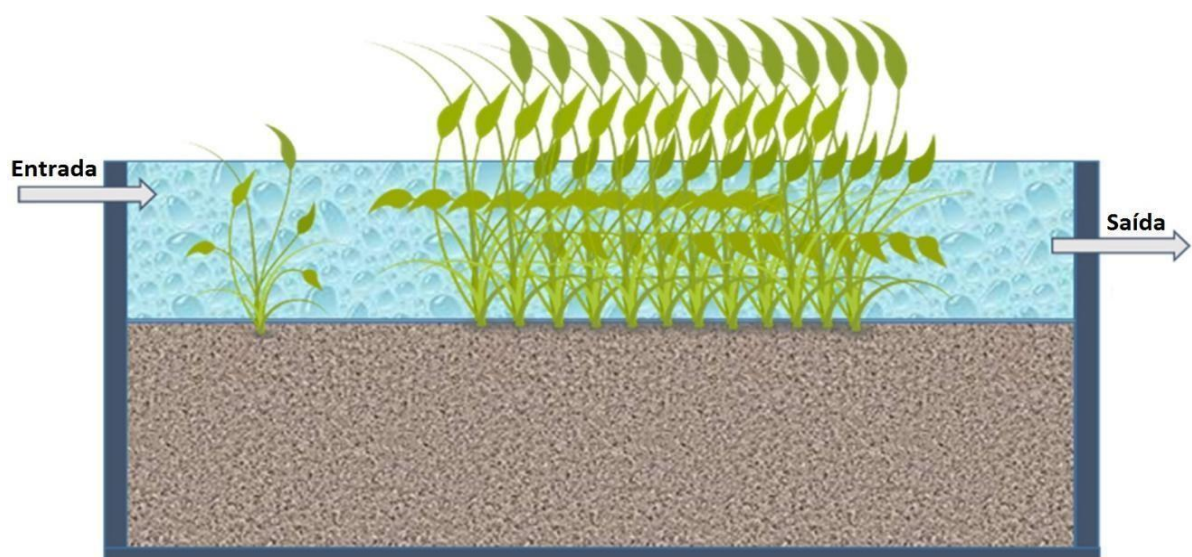
Para maximizar a eficiência dos Wetlands Construídos, é essencial considerar todos os fatores e processos de maneira integrada, garantindo que as condições ideais sejam mantidas para a remoção de todos os tipos de poluentes presentes nas águas residuais de forma eficiente (Sperling et al., 2018).

3.3.1 Classificação de acordo com o fluxo hidráulico

De acordo com von Sperling et al. (2018), os wetlands construídos dividem-se em dois grupos em função do tipo de escoamento, são eles: sistemas de escoamento superficial (comumente chamados de lâmina livre) e sistemas de escoamento subsuperficial, sendo este último subdividido em relação a direção do líquido (horizontal, vertical ou híbrido).

Nos wetlands construídos com fluxo superficial (WC-FS), a lâmina de água flui sobre a superfície (Parde et al., 2021), passando entre os caules e as folhas das plantas e sobre o solo, como mostrado na Figura 5.

Figura 5 — Wetland construído com sistema de escoamento superficial.



Fonte: Adaptado de Parde et al. (2020).

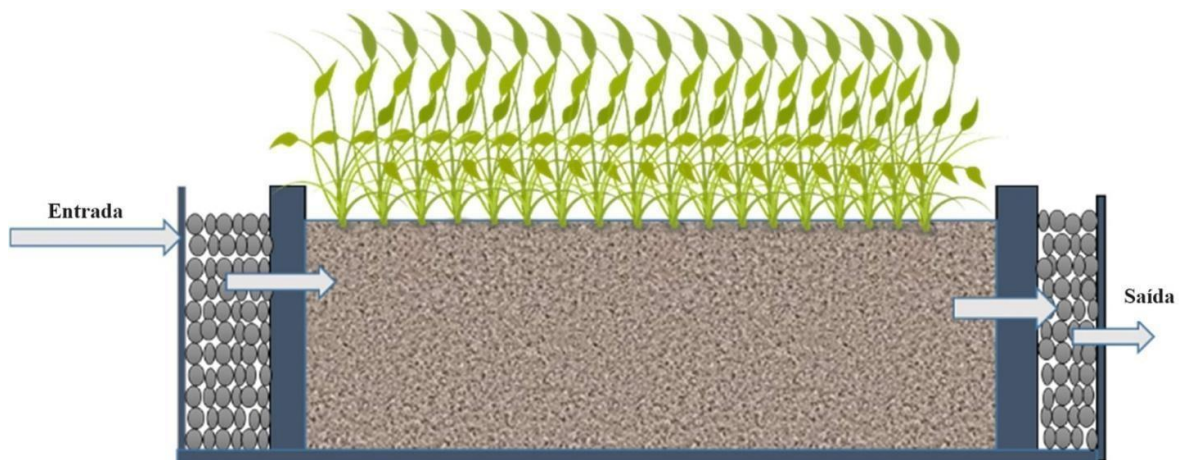
De forma geral, o WC-FS configura-se como um ambiente constituído pela coluna líquida e por macrófitas aquáticas, podendo conter um substrato bentônico ou não. Assim, o processo contribui não somente para o tratamento do esgoto ou para qualidade de água, mas como também auxilia na prevenção de inundações e no controle de erosões (Parde et al. 2021).

Considerado um sistema raso e sem materiais filtrantes, também pode ser caracterizado como um ambiente aeróbio, mas que tende a condições anóxicas em sua zona mais profunda (Wetzel, 2020). Parde et. al (2021) afirma que a variação de consumo de oxigênio em relação ao meio líquido assemelha-se às lagoas facultativas, além disso, destaca que a superfície é composta pela presença de algas planctônicas ou filamentosas, ou macrófitas aquáticas.

Nos wetlands de fluxo subsuperficial (WF-FSS), a massa líquida é drenada pelo meio filtrante de forma horizontal ou vertical, utilizando a gravidade para direcionar o fluxo. Durante esse processo, o líquido entra em contato com microrganismos que vivem em associação ao substrato e às raízes das macrófitas. Essa interação é essencial para a eficiência do sistema, pois os microrganismos desempenham um papel fundamental na decomposição de matéria orgânica e na remoção de poluentes (Parde et al., 2021).

Conforme demonstrado na Figura 6, Parde et al. (2021) explicam que, no wetland construído de fluxo horizontal subsuperficial, a massa líquida é introduzida na entrada do leito e percorre todo o meio filtrante até alcançar a saída, sendo direcionada pela inclinação do fundo. Desse modo, essa configuração permite que o líquido se mova de forma contínua através do substrato, garantindo maior contato com as raízes das macrófitas e os microrganismos presentes, o que contribui significativamente para a remoção de poluentes e a purificação da água ao longo do sistema.

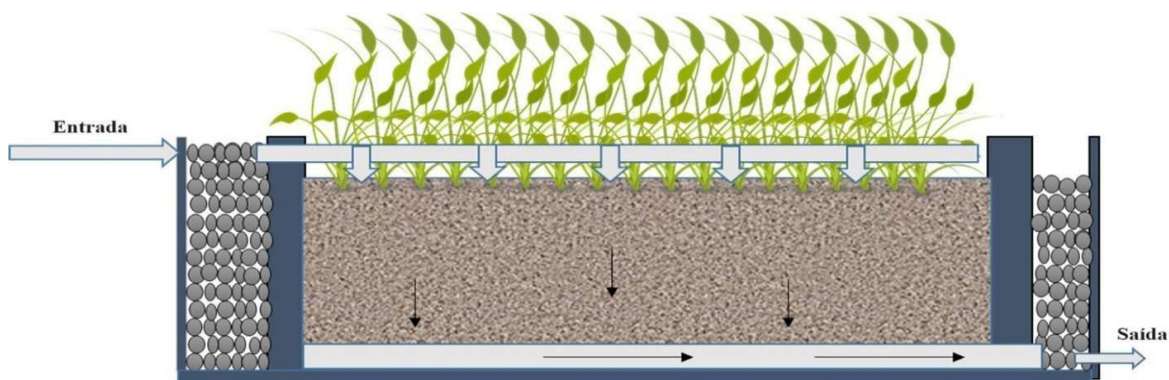
Figura 6 — Wetland construído com sistema de fluxo horizontal subsuperficial.



Fonte: Adaptado de Parde et al. (2020).

Paralelamente, no wetland construído de fluxo vertical subsuperficial (WC-V), a massa líquida escoar de forma vertical, por gravidade. Sendo assim, o nível da água permanece abaixo do material suporte, onde as macrófitas estão plantadas (Parde et. al, 2021). Ou seja, o nível da água permanece abaixo do material filtrante, contribuindo para ausência de odores e impedindo o contato com animais e pessoas, como demonstrado na Figura 7.

Figura 7 — Wetland construído com sistema de fluxo vertical subsuperficial.



Fonte: Adaptado de Parde et al. (2020).

Em comparação aos wetlands construídos de fluxo horizontal subsuperficial, os wetlands de fluxo vertical geralmente são mais eficientes na remoção de nutrientes, como nitrogênio e fósforo, devido ao fluxo descendente da água, que aumenta o contato com o substrato e melhora a oxigenação, facilitando a decomposição de matéria orgânica e a remoção de sólidos suspensos. Em contraste, os wetlands de fluxo horizontal são eficazes na remoção de matéria orgânica e sólidos, mas têm menor eficiência na remoção de nutrientes em comparação aos sistemas de WC verticais. Também é importante destacar que podem requerer uma maior extensão de área para obter resultados semelhantes aos wetlands verticais (Cross et al., 2021).

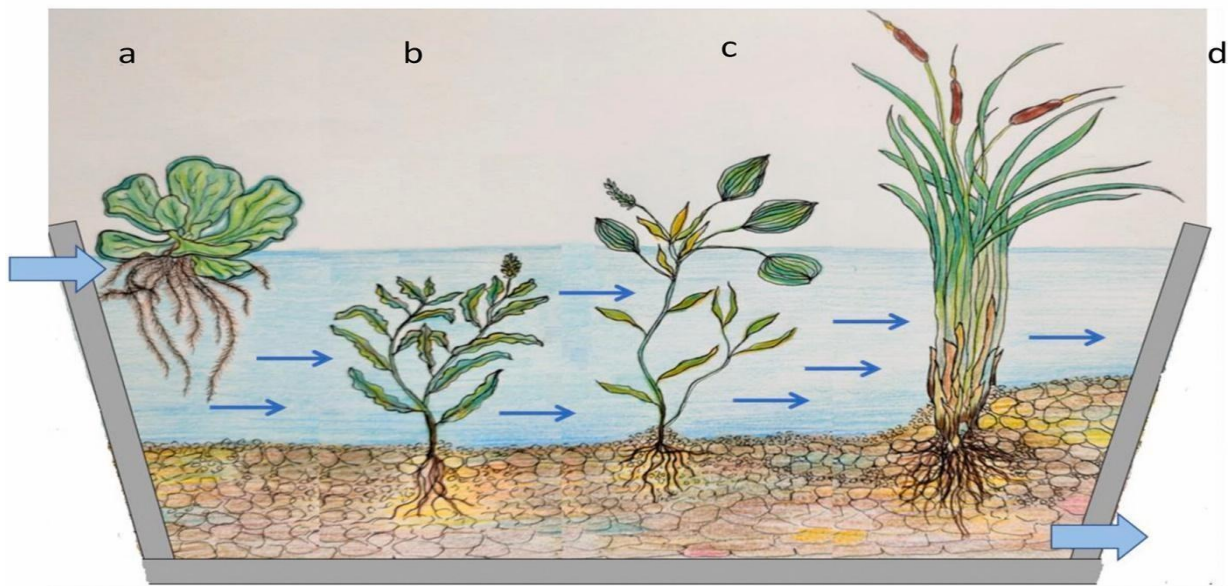
3.3.2 Classificação de acordo com o biotipo de vegetação

A vegetação componente de um sistema WC pode ser categorizada pelos biotipos das macrófitas, os principais são: flutuante livre, flutuante fixa, submersa livre, submersa fixa e emergente (Parde et. al, 2021).

As plantas aquáticas emergentes possuem raízes submersas fixas no substrato, e as suas folhas ficam parcialmente fora d'água, como é o caso da *T. lotifolia*; as macrófitas flutuantes fixas possuem raízes submersas fixas no substrato e produzem folhas que flutuam, tal como a *P. gramineous*; as flutuantes livres, não possuem uma raiz fixa ao substrato, fazendo com que

flutuam livremente pela camada superficial de água, como a *P. stratiotes*; e, por fim, tem-se as submersas livres e fixas que ficam totalmente submersas na camada de água, diferenciando-se entre si pelo fato de serem enraizadas no substrato ou não, respectivamente. Neste último caso, pode-se exemplificar a planta aquática submersa fixa *P. crispus* (Gosh et al., 2023). Na Figura 8, está demonstrado as diferentes configurações de wetlands construídos com relação a tipos de macrófitas.

Figura 8 — Diferentes configurações de WC com relação a alguns tipos de macrófitas (a. Flutuante livre (*Pistia stratiotes*), b. Submersa fixa (*Potamogeton crispus*), c. Flutuante fixa (*Potamogeton gramineus*) e d. Emergente (*Typha lotifolia*).



Fonte: Adaptado de Ghosh et al. (2023).

3.3.3 Principais componentes

3.3.3.1 Macrófitas

Um componente importante dos Wetlands Construídos, trata-se das macrófitas, cuja estrutura possui canais internos que possibilitam o transporte de oxigênio até as raízes e rizomas, auxiliando na respiração dos tecidos e suprindo a necessidade de oxigênio da rizosfera. Dessa forma, é criada condições aeróbias em meio ao substrato anóxico, de forma que é estimulado a degradação aeróbia da matéria orgânica, bem como também do crescimento das bactérias nitrificantes (Wetzel, 2023).

Entre as diversas espécies de macrófitas, *Eichhornia crassipes* destaca-se por seu potencial na extração de macronutrientes, como nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio e

magnésio, além de metais pesados como manganês, cádmio, ferro, zinco, cobre e chumbo (Zhang et al., 2007; Zhou et al., 2008).

No tratamento de corpos hídricos poluídos, a *E. crassipes* se mostra promissora. Conforme observado por Chunkao et al. (2012), essa espécie possui um elevado potencial de fitorremediação, atingindo a máxima extração de macronutrientes e metais pesados na décima sétima semana de aplicação. Da mesma forma, Li et al. (2021) comprovou que *E. crassipes* é eficiente na remoção de nitrogênio amoniacal, com a taxa máxima de absorção ocorrendo em concentrações de até 400 mg/L de nitrogênio.

Além disso, Baldovi et al. (2021) destacaram a remoção eficiente de fósforo em sistemas de wetlands construídos plantados com *E. crassipes*, com reduções variando entre 81,9% e 94,7%, concluindo que os sistemas plantados são mais eficientes do que os não plantados. Em termos de remoção de Demanda Química de Oxigênio (DQO), Maine et al. (2007) relatou reduções significativas, variando de 78% a 94%, e eficácias de remoção de 68% para nitrato e 75% para nitrito.

Diferentemente do cenário em que se apresenta a *E. crassipes*, não contém na literatura dados consideráveis de publicações e pesquisas no que concerne a estudos de wetlands construídos com o uso da espécie *Echinodorus subalatus*. Apesar disso, Bermúdez (2022) concluiu, após resultados de seu estudo, que a referida espécie possui eficiência igual ou superior das principais macrófitas estudadas na literatura, apresentando eficiências na remoção de DQO (88,4%), fósforo (46,0%) e surfactante (94,1%).

3.3.3.2 Substratos

Os substratos são componentes essenciais no desempenho dos wetlands construídos, pois influenciam diretamente a remoção de nutrientes, como nitrogênio e fósforo, que ajudam a prevenir a eutrofização dos corpos d'água. Além disso, os substratos facilitam a remoção de metais pesados, como cádmio, chumbo, zinco, cobre e arsênio, que são prejudiciais à vida aquática e à saúde humana. Eles também contribuem para a redução de compostos orgânicos, como a Demanda Química de Oxigênio (DQO) e surfactantes, além de serem eficazes na remoção de sulfatos, ao mesmo tempo em que proporciona uma superfície adequada para a atividade bacteriana. Segundo Von Sperling e Sezerino (2023), a escolha do substrato deve levar em consideração a sua granulometria e porosidade, cuja as características afetam tanto a oxigenação do sistema quanto a interação entre o líquido e o biofilme.

Nesse contexto, Cross et al. (20) destaca que a eficiência do tratamento pode ser significativamente melhorada pela seleção apropriada do substrato. Em exemplo, substratos como cascalho e brita, são ideais para sistemas que exigem alta oxigenação, como os wetlands de fluxo vertical (von Sperling et al., 2018). Cross et al. (2009) acrescentam que o substrato não apenas serve como base para o crescimento das plantas, mas também como um meio para os microrganismos que decompõem a matéria orgânica.

Além disso, Feitosa (2023) afirma que materiais como areia, tijolos quebrados e agregados são amplamente utilizados devido à sua comprovada eficácia na remoção de poluentes. Em consonância, Machado et al. (2017) observam que, no Brasil, brita, areia e escória siderúrgica são os materiais comumente utilizados, não só pelo baixo custo, mas também pela alta eficiência que proporcionam.

Outros estudos, como o de Bermúdez (2022), demonstram que o uso de materiais como conchas marinhas, tijolos cerâmicos e areia lavada resultaram em remoções significativas de surfactante (94,09%), DQO (88,43%), fósforo (45,98%) e nitrito (97,51%), sendo estes achados corroborados por pesquisas que mostram que substratos convencionais, como areia e brita, podem alcançar remoções de DQO de até 93% (Marcelino et al., 2023), evidenciando a eficácia de materiais em diferentes configurações de wetlands construídos.

Em síntese, a escolha dos substratos e materiais de suporte deve ser cuidadosamente planejada, considerando as características específicas de cada sistema e os objetivos do tratamento. Segundo von Sperling et al. (2018), deve ser realizada uma seleção criteriosa desses materiais, cuja escolha será essencial para maximizar a eficiência dos wetlands construídos, assegurando sua sustentabilidade e eficácia no tratamento de águas residuais.

3.3.3.3 Microrganismos

Os microrganismos são essenciais no processo de decomposição dos compostos biodegradáveis encontrados nos meios líquidos alimentados nos Wetlands Construídos. Nesse sentido, bactérias, como *Nitrosomonas* e *Nitrobacter*, desempenham papéis cruciais na nitrificação, convertendo amônia em nitrito e depois em nitrato. *Pseudomonas* e *Clostridium* são importantes na desnitrificação, reduzindo nitrato a gás nitrogênio. Além disso, bactérias redutoras de sulfato, como o *Desulfovibrio*, estão envolvidas na redução de sulfatos em ambientes anaeróbios. Essas comunidades microbianas facilitam reações enzimáticas

específicas e promovem processos de oxidação e redução, contribuindo para a remoção de poluentes nos wetlands (Oliveira, 2012; Singh e Chakraborty, et al., 2023; Bermúdez, 2022).

Estudos relacionam a remoção de nutrientes, como nitrogênio e fósforo, e outros poluentes, como metais pesados e matéria orgânica, à ação dessas comunidades microbianas (Oliveira, 2012; Li et al., 2020; Bermúdez, 2022). De acordo com Bermúdez (2022), essas bactérias presentes nos wetlands construídos desempenham um papel crucial na degradação da matéria orgânica dos efluentes.

Dessa forma, o biofilme formado por essas bactérias permite uma interação eficaz com o processo, consumindo oxigênio e facilitando a oxidação de nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato em zonas aeróbias. Em regiões anóxicas, a desnitrificação é promovida, enquanto em ambientes anaeróbios ocorre a formação de ácidos orgânicos e a redução de sulfatos. Feitosa (2023) indica que as altas taxas de remoção observadas em sistemas plantados e não plantados se devem, em grande parte, à formação de biofilmes na superfície dos substratos, aumentando a eficiência na remoção de poluentes.

3.3.4 Aeração em Wetlands Construídos

A distribuição de oxigênio em sistemas de Wetlands Construídos (WC) pode influenciar significativamente as atividades microbianas e o desempenho do tratamento (Oon et al., 2017). De acordo com Zhang et al. (2022), grande parte do oxigênio disponível é consumido na degradação da matéria orgânica carbonácea, o que pode resultar em uma quantidade insuficiente de oxigênio dissolvido (OD) para a nitrificação, de forma que cria uma competição pelo oxigênio entre a matéria orgânica e o nitrogênio, limitando o processo de nitrificação.

Nesse sentido, estudos indicam que os teores de oxigênio em sistemas de WC convencionais são frequentemente baixos, resultando em um desempenho de tratamento insuficiente (Feitosa, 2023; Stefanakis e Tsihrintzis, 2012; Tao e Wang, 2009). Para superar essas limitações dos sistemas, diversas tecnologias foram desenvolvidas para aumentar o conteúdo de oxigênio nos sistemas de WC, como os sistemas de *tidal flow* e aqueles que utilizam aeração artificial (Zhang et al., 2022; Oon et al., 2017; Hu et al., 2014).

No entanto, é importante destacar que uma alta taxa de OD não garante necessariamente uma alta eficiência na remoção de poluentes. Mesmo com um aumento na oferta de oxigênio, observa-se na literatura que alguns estudos não apresentaram resultados satisfatórios na remoção de nitrogênio e fósforo total (Jia et al., 2010; Ong et al., 2010; Wang et al., 2015; de

Feo et al., 2005, Foladori et al., 2013). Jia et al. explicam que esse fenômeno ocorre porque o estado anaeróbio também é crucial para a degradação microbiana, destacando a necessidade de desenvolver estratégias de otimização que alternam entre condições aeróbias e anaeróbias.

Tendo isso em consideração, alguns estudos implementaram a aeração artificial de forma intermitente, conforme mostrado no Quadro 2.

Quadro 2 — Exemplos de tempo de aeração artificial utilizados em Wetlands Construídos na literatura.

Tempo de aeração	Remoção (%)	Referência
24 h/d	73,19% de amônio.	Liu et al. (2013)
24 h/d	63,80% de DQO.	Li et al. (2020)
24 h/d	97,64% de DQO, 98,39% de nitrato e 94,89% de fósforo.	Wang et al. (2019)
3 h/d	91,14% de nitrogênio amoniacal.	Salah et al. (2023)
24 h/d	56,00% de DQO e 69,00% de amônio.	Labella et al. (2015)
1 h/d	92,44% de DQO e 97,14% de amônio.	Linlin et al. (2023)

Fonte: Autora (2024).

A aeração artificial intermitente envolve a injeção artificial de ar no sistema de WC por meio de bomba em uma periodicidade estabelecida, criando condições aeróbias e anóxicas alternadas que favorecem tanto a nitrificação quanto a desnitrificação (Zhang et al., 2022; Linlin et al. 2023). Por exemplo, Salah et al. (2023) obtiveram uma redução de 91,14% de nitrogênio amoniacal com um período de aeração de 3h/dia, enquanto Linlin et al. (2023) alcançaram 97,14% de redução com 1 h/dia.

Outro mecanismo de oxigenação é o sistema de *tidal flow*, também conhecido como fluxo de maré, que envolve a introdução de oxigênio atmosférico nos espaços vazios entre os poros do leito filtrante, em seguida, há uma drenagem completa do líquido, o que aumenta a capacidade de reoxigenação e o transporte de oxigênio no wetland construído (Linlin et al. 2023). Nesse caso, o processo de operação consiste em uma fase de inundação e uma fase de drenagem, proporcionando uma alternância de condições aeróbias e anóxicas que favorecem tanto a nitrificação quanto a desnitrificação (Linlin et al. 2023), conforme exemplificado no Quadro 3.

Quadro 3 — Exemplos de tempo de ciclo utilizados em Wetlands Construídos *tidal flow* na literatura.

Tempo de ciclo (Cheio/Vazio)	Remoção (%)	Referência
Fases variando entre: 48 h, 36 h, 24 h e 12 h (cheio) e 12 h (seco).	80% de DQO, não havendo diferenças significativas entre as fases.	Roth et al. (2021).
Fases variando entre: 12 h, 18 h, 24 h, 36 h e 48 h (cheio) e 12 h (seco).	94% de DQO, não havendo diferenças significativas entre as fases.	Luzhen et al. (2015)
72 h/24 h	43,73% de amônio	Chand et al. (2021)
10 h/2 h	94,77% de DQO	Tan et al. (2020)

Fonte: Autora (2024).

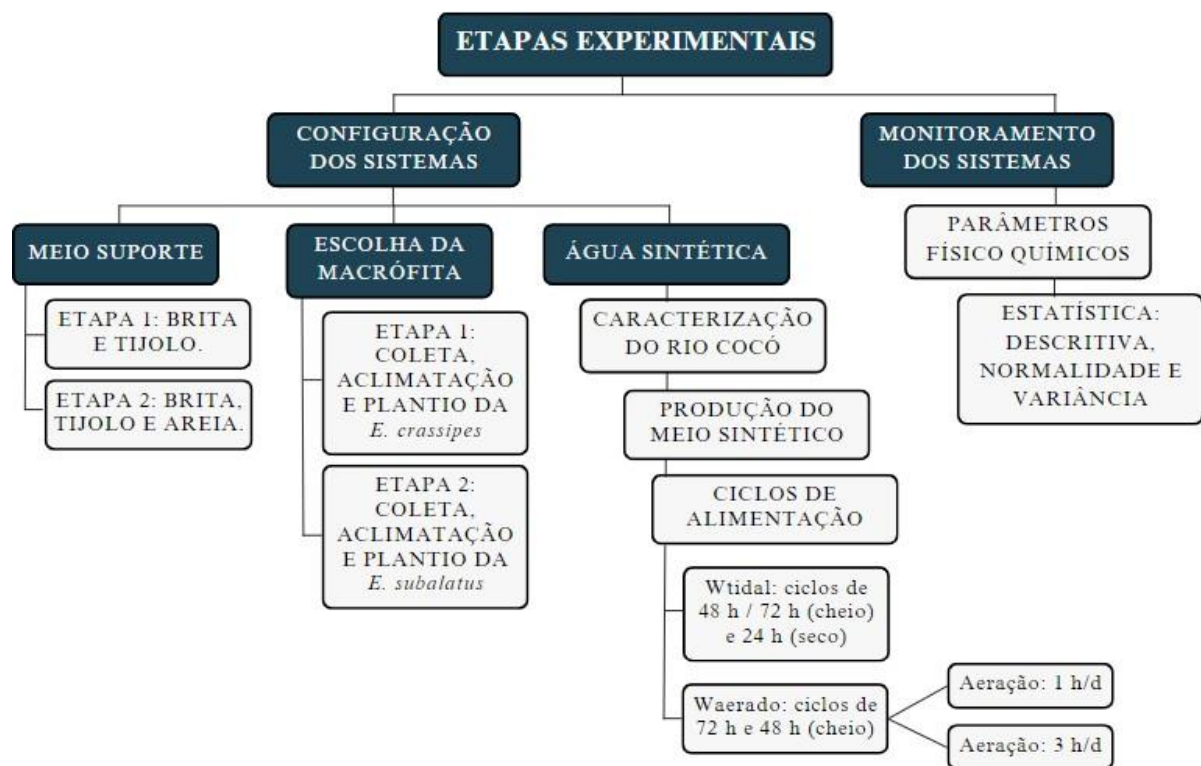
Nesse contexto, Luzhen et al. (2015) variou o tempo de inundação entre 12 h, 18 h, 24 h, 36 h e 48 h, e tempo de esvaziamento de 12 h, obtendo eficiências entre 77% e 94%. Semelhantemente, Roth et al. (2021) obteve remoções de DQO variando entre 60,0 a 80% utilizando 12 h como período de repouso nos sistemas de WC *tidal flow* comparando ciclos de alagamento de 48 h, 36 h, 24 h e 12 h. Ambos os autores citaram que não houve diferença significativa nas taxas de remoção com relação ao período de esvaziamento.

4 MATERIAL E MÉTODOS

Serão apresentadas neste capítulo as configurações dos wetlands construídos, bem como também os procedimentos, métodos e análises experimentais empregadas para validação dos resultados obtidos.

Os procedimentos experimentais adotados neste trabalho são demonstrados na Figura 9, no fluxograma esquemático, que incluem: a caracterização do Rio Cocó, a escolha dos componentes do sistema (substratos/meio suporte e espécies de macrófitas), a montagem do sistema, a adaptação das plantas, a elaboração da água sintética e o monitoramento dos sistemas.

Figura 9 — Fluxograma das etapas experimentais da pesquisa.



Fonte: Autora (2024).

4.1 Caracterização do Rio Cocó

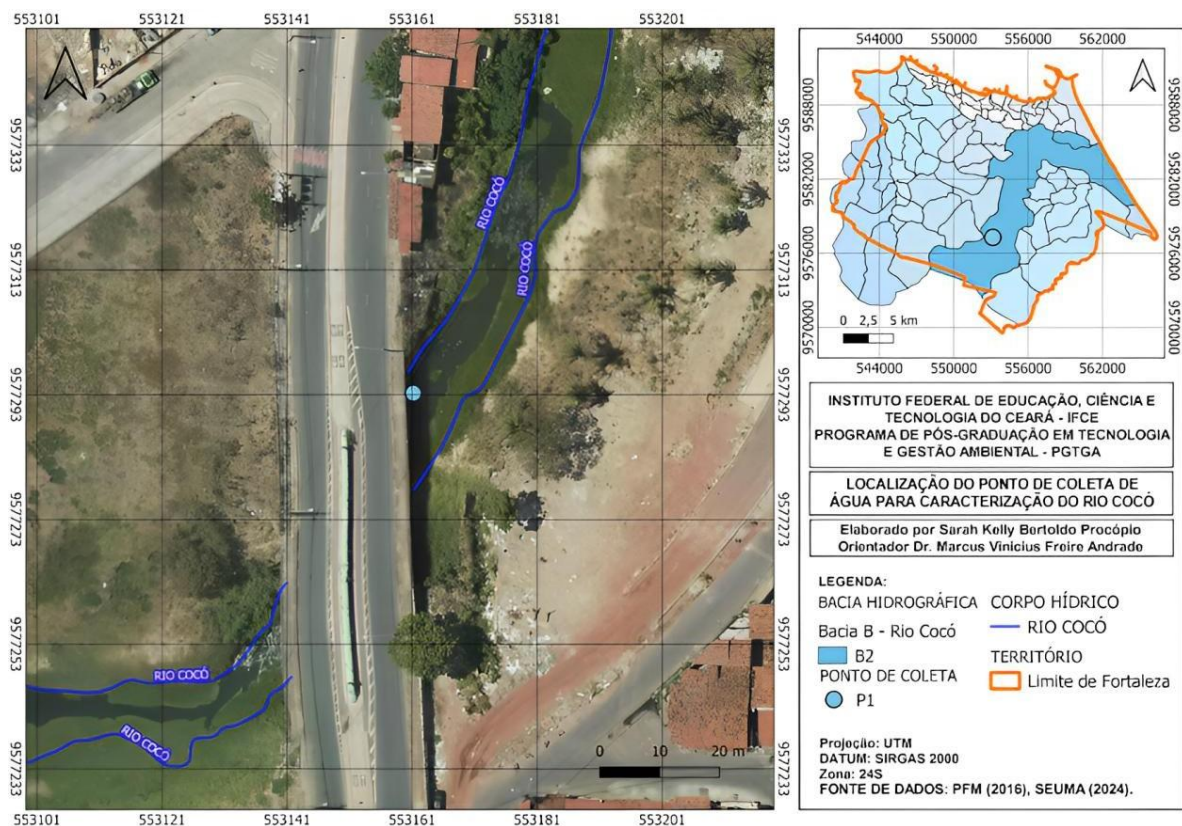
Ao longo de seu percurso de 50 km, da nascente na Serra da Aratanha (Pacatuba) até sua foz no Oceano Atlântico, o Rio Cocó é impactado por diversas atividades antrópicas. A área escolhida para o estudo está localizada na Microbacia 2 (Microbacia do Rio Coaçu), um dos segmentos do Rio Cocó, que se caracteriza pela alta carga de poluentes, resultante da influência

de fontes pontuais e difusas de poluição. De acordo com a Companhia de Água e Esgoto do Ceará, essa região é atendida apenas parcialmente pela rede pública de esgoto, além disso, vazamentos, falhas na rede de esgoto, conexões ilegais e sobrecarga do sistema em períodos de chuvas intensas podem resultar no despejo acidental de esgoto no Rio Cocó (Maia et al., 2022; SEUMA, 2024; CAGECE, 2022).

Outra fonte de poluição trata-se do Lixão do Jangurussu que, mesmo desativado desde 1998, ainda influencia a área devido à lenta degradação dos resíduos, o que pode resultar em contaminação das águas subterrâneas e superficiais (Maia et al., 2022; Leite et al., 2013).

Desse modo, a escolha do ponto foi baseada em fatores como a segurança e facilidade de acesso para coleta, além de sua relevância ambiental. Sendo assim, o ponto de coleta, denominado P1, foi selecionado estrategicamente às coordenadas geográficas 553161 m E e 9577293 m S, situado à jusante do antigo lixão do Jangurussu, conforme Figura 10.

Figura 10 — Localização do ponto de coleta.



Fonte: Autora (2024).

Para garantir a representatividade das amostragens no estudo do Rio Cocó, foram realizadas três campanhas de coleta no período de janeiro e fevereiro de 2023. A escolha deste período intencionou abranger possíveis variações causadas por eventos de precipitação e

condições de escoamento no leito do rio, além das interferências antrópicas que acontecem ao longo do trecho.

Além das coletas de campo, que são essenciais para a obtenção de dados primários, dados secundários também serão considerados para sustentar a caracterização do Rio Cocó. Para isso serão utilizados dados amostrais de parâmetros físico-químicos do Programa de Monitoramento Qualiágua da Superintendência Estadual de Meio Ambiente do Ceará (SEMACE), desenvolvido em parceria com a Agência Nacional de Águas (ANA), coletados e analisados trimestralmente entre os anos 2011 a 2017 no trecho do Rio Cocó, de acordo com Maia et al. (2022).

A coleta manual foi realizada no ponto P1, utilizando-se frascos de vidro âmbar e de polipropileno previamente descontaminados. Os procedimentos de amostragem seguiram a NBR 9898/1997 (ABNT, 1997). Para cada coleta, foram utilizadas fichas de coleta, preenchidas manualmente no momento da coleta, conforme demonstrado no Apêndice A. As amostras de água foram acondicionadas em frascos de vidro âmbar e de polipropileno, previamente descontaminados com ácido clorídrico. As amostras foram coletadas manualmente no ponto P1, utilizando-se um recipiente de plástico 5 L devidamente descontaminado. O recipiente foi banhado exatamente no ponto de coleta, e após descartada a primeira amostra de água para eliminar possíveis impurezas, foi novamente mergulhado a 30 cm de profundidade e submetido a uma movimentação horizontal para garantir a homogeneização da amostra. Os frascos foram então preenchidos, respeitando-se o espaço necessário para a devida homogeneização.

Após a coleta, os frascos foram envolvidos em papel alumínio para protegê-los de possíveis interferências devido à radiação solar e mantidos a 4°C em caixa térmica com gelo até chegarem ao Laboratório de Tecnologia Ambiental (LATAM). Os parâmetros analisados incluíram demanda química de oxigênio, fósforo, surfactante, nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato, seguindo as metodologias de APHA (2022) e Rodier (1999).

Essa caracterização de um curso d'água urbano, sendo o Rio Cocó o objeto de estudo, foi essencial para o preparo da água sintética, simulando um corpo hídrico poluído a ser tratado pelos sistemas de Wetland Construído propostos.

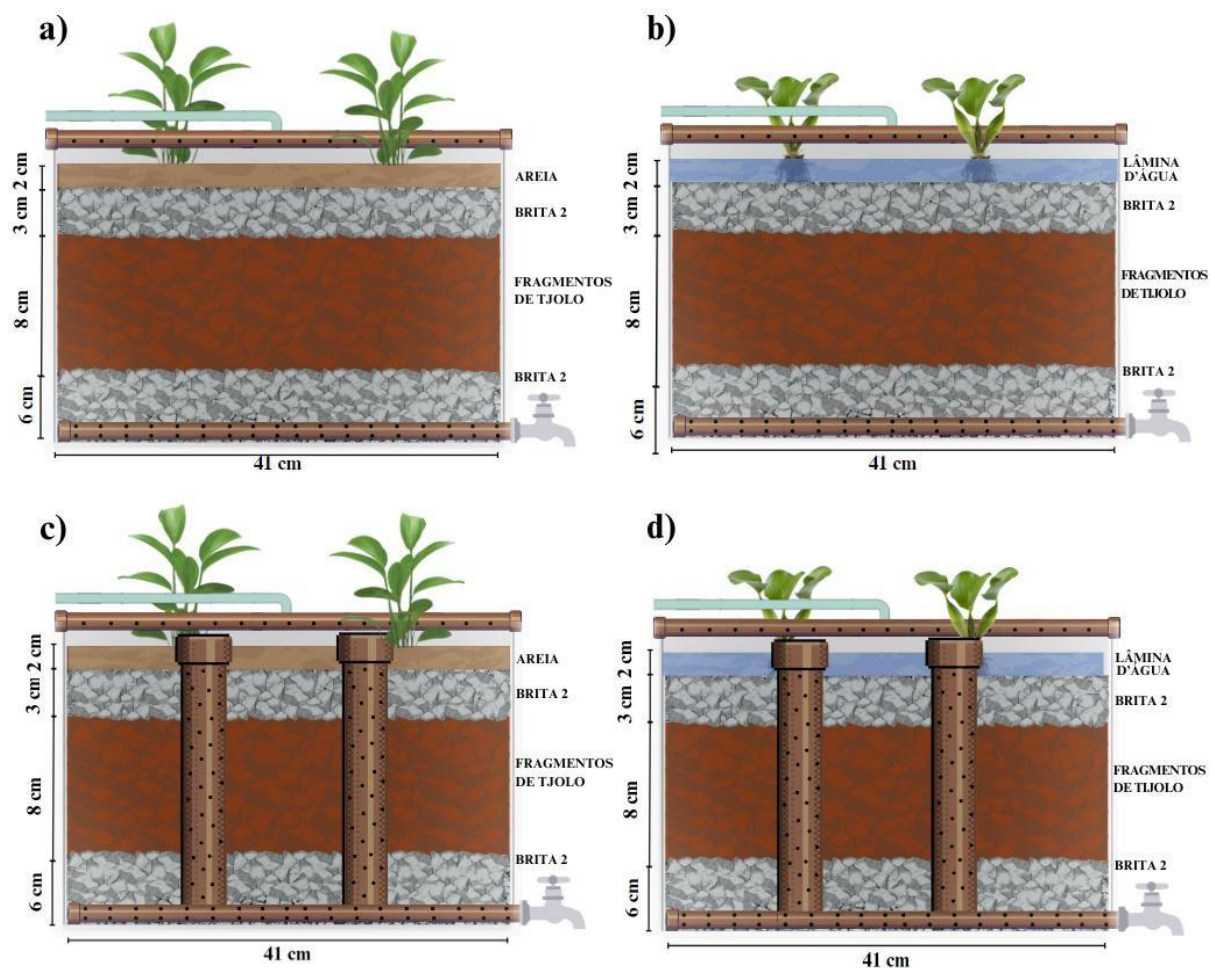
4.2 Configuração experimental

O estudo foi conduzido no Laboratório de Tecnologia Ambiental (LATAM) da Instituição Federal do Ceará (IFCE), Campus Fortaleza, localizado no bairro Fátima, com as coordenadas geográficas latitude 551562.22 m E e longitude 9586044.29 m S.

Para o comparativo de diferentes parâmetros de projeto que podem incidir na eficiência do tratamento de um corpo hídrico contaminado com esgoto sanitário, sendo esta situação simulada em laboratório, dois sistemas de wetlands construídos foram montados.

Os wetlands construídos em escala de microcosmo (Feitosa, 2023), foram confeccionados em caixas de polipropileno nas dimensões de 0,23m x 0,29m x 0,41m, com volume útil de 6 litros, conforme demonstra a Figura 11.

Figura 11 — Desenho esquemáticos dos Wetlands Construídos: (a) WT – *E. subalatus*, b) WT – *E. crassipes*, c) WA - *E. subalatus* e d) WA – *E. crassipes*).



Fonte: Autora (2024).

Os dois sistemas de Wetlands Construídos (WC) foram operados com dois diferentes mecanismos de aeração, considerando tempos reacionais de 48 e 72 horas. No sistema Wetland Construído Tidal Flow (WT), o ciclo de operação ocorria em dois estágios alternados ao longo da semana: o sistema era alimentado com água sintética na terça-feira, permanecendo cheio por 48 horas. Ao final desse período, na quinta-feira, ocorria a drenagem da água, deixando o

sistema seco por 24 horas para permitir o contato dos materiais filtrantes com o oxigênio atmosférico. Na sexta-feira, iniciava-se o ciclo de 72 horas, em que o sistema era novamente alimentado com água sintética, permanecendo cheio por esse período e, em seguida, drenado, com um novo ciclo de 24 horas de secagem.

No sistema com aeração artificial (WA), o ciclo operacional começava na segunda-feira, com a alimentação do sistema para um ciclo de 48 horas. Na quarta-feira, após o término desse ciclo, o sistema era drenado e imediatamente reabastecido, permanecendo cheio por mais 48 horas. Na sexta-feira, ocorria nova drenagem e o sistema era reabastecido, permanecendo cheio por 72 horas durante o final de semana. Esse padrão de operação, detalhado na Tabela 1, permitia a alternância entre ciclos de 48 e 72 horas, ocorrendo com a oxigenação intermitente do sistema ao longo da semana.

Tabela 1 — Condições de operações dos WC's durante a experimentação.

Configuração	Sistema	Taxa de aeração	Tempo de aeração	Modo de operação	Ciclos	Quantidade de ciclos	Período
Aeração artificial	WA Fase 1	8 L/min	1 h/d	Enchimento-aeração-esvaziamento	48h e 72h	48 h: 24 72 h: 11	0-81 dias
Aeração artificial	WA Fase 2	8 L/min	3 h/d	Enchimento-aeração-esvaziamento	48h e 72h	48 h: 21 72 h: 10	81-154 dias
Tidal Flow	WT	-	-	Enchimento-esvaziamento	48h e 72h	48 h: 22 72 h: 22	0-154 dias

Fonte: Autora (2024).

A alternância entre os ciclos de 48 e 72 horas foi mantida de forma contínua entre 30 de janeiro e 2 de julho em ambos os sistemas.

É importante destacar que o WA operava com dois ciclos de 48 horas por semana, seguidos por um ciclo de 72 horas, para acompanhar o funcionamento do WT que tinha um ciclo operacional mais extenso devido aos períodos de 24 horas da fase seca entre os ciclos.

Na Etapa de Adaptação I – *E. crassipes*, os sistemas continham camadas de brita, tijolo e brita. Na Etapa de Adaptação II – *E. subalatus*, os sistemas foram preenchidos com camadas de brita, tijolo, brita e areia. É importante destacar que essas etapas ocorreram em períodos diferentes.

Nos dois sistemas de WC's, foram instaladas tubulações de PVC para a alimentação e drenagem dos sistemas, com as dimensões de 2 mm de diâmetro, 42 cm de comprimento e orifícios de 0,5 cm de largura. Para a aeração do sistema WA, foram instalados tubos de PVC, com as dimensões de 25 mm de diâmetro, 24 cm de comprimento e orifícios de 0,7 cm de

largura, conforme demonstrado nos itens c) e d) da Figura 11. Nos tubos de aeração, foram conectadas mangueiras de duas bombas de oxigênio para aquário, com capacidade total de 8 L/min de fluxo de ar. No que se refere ao funcionamento automático da aeração diária, foi garantido por temporizadores, que controlavam o acionamento das bombas de oxigênio, assegurando a distribuição do oxigênio. Para tanto, no WA Fase 1, foi aplicado uma taxa de aeração de 8 L/min em 1 h/d; enquanto que, no WA Fase 2, essa taxa de aeração ocorreu em 3 h/d.

Ademais, foram instaladas lâmpadas fluorescentes a 1 m de altura dos sistemas, a fim de que fosse realizado a iluminação artificial com fotoperíodo (4 horas por dia), sendo os temporizadores responsáveis por esse controle.

4.3 Meio Suporte

Os tijolos coletados foram oriundos de resíduos de uma obra de construção civil, cedidos por um empreendimento responsável pelo gerenciamento de resíduos de Classe A de obras da prefeitura do município de Fortaleza, no estado do Ceará. Dessa forma, buscou aqueles que não possuíssem acabamentos superficiais. Ressalta-se que a areia e a brita foram adquiridas em lojas de material de construção.

Pode-se justificar a escolha destes materiais como componentes dos sistemas de wetlands construídos pela fácil aquisição e baixo custo, haja vista que o ramo da indústria de construção civil produz-nos de forma crescente para comercialização. Além disso, tratam-se de materiais que possuem reaproveitamento, cuja reutilização ou reciclagem pode ter diferentes fins. Desse modo, tornam-se materiais ambientalmente e economicamente viáveis.

Além disso, a areia média (1,2 a 0,42 mm) foi escolhida para a fixação dos rizomas das plantas porque a sua granulometria e características físicas proporcionam estabilidade e suporte necessário para o crescimento das plantas, facilitando a fixação sem comprometer a drenagem. Para a camada superior do meio suporte e para a camada de filtragem, optou-se pelo uso de brita 2 (19 e 25,00 mm) devido à sua capacidade de promover a drenagem eficiente e evitar entupimentos (von Sperling et al., 2018). Os fragmentos de tijolos, foram escolhidos por serem uma alternativa de meio suporte que possui características adsorventes que melhoram a remoção de poluentes (Bermúdez, 2022; Feitosa, 2023).

Figura 12 — Fragmento de tijolo e brita 2 empregados como substratos no WC.



Fonte: Autora (2024).

Os materiais adquiridos foram transportados para o Laboratório de Processos Químicos e Ambientais – LPQA, da Instituição Federal do Ceará (IFCE), Campus Fortaleza. Inicialmente, os tijolos foram quebrados com alicate de pressão 10’’ em tamanhos de 2 a 6 cm de altura e 1 a 2,5 cm de largura; e a brita possuía de 1,25 cm a 2,5 cm, conforme Figura 12. Em seguida, os materiais, com exceção da areia, foram lavados e colocados para serem secados ao sol. Após os materiais serem pesados em uma balança eletrônica digital de até 40kg, foram transferidos para o Laboratório de Tecnologia Ambiental – LATAM.

4.4 Macrófita

Na escolha das espécies a serem utilizadas, buscou-se a mais apropriada para as condições do laboratório, que incluíam temperatura controlada a 25 °C, umidade relativa do ar mantida entre 60% e 70% e iluminação artificial. Além disso, considerou-se que as espécies deveriam ser tolerantes aos contaminantes — como matéria orgânica, nitrato, amônia e surfactante — e capazes de sobreviver ao período de adaptação. Dessa forma, inicialmente, foram realizados testes entre as espécies *Eichhornia crassipes* e *Echinodorus subalatus*, respectivamente, nas Etapas de Adaptação I e II.

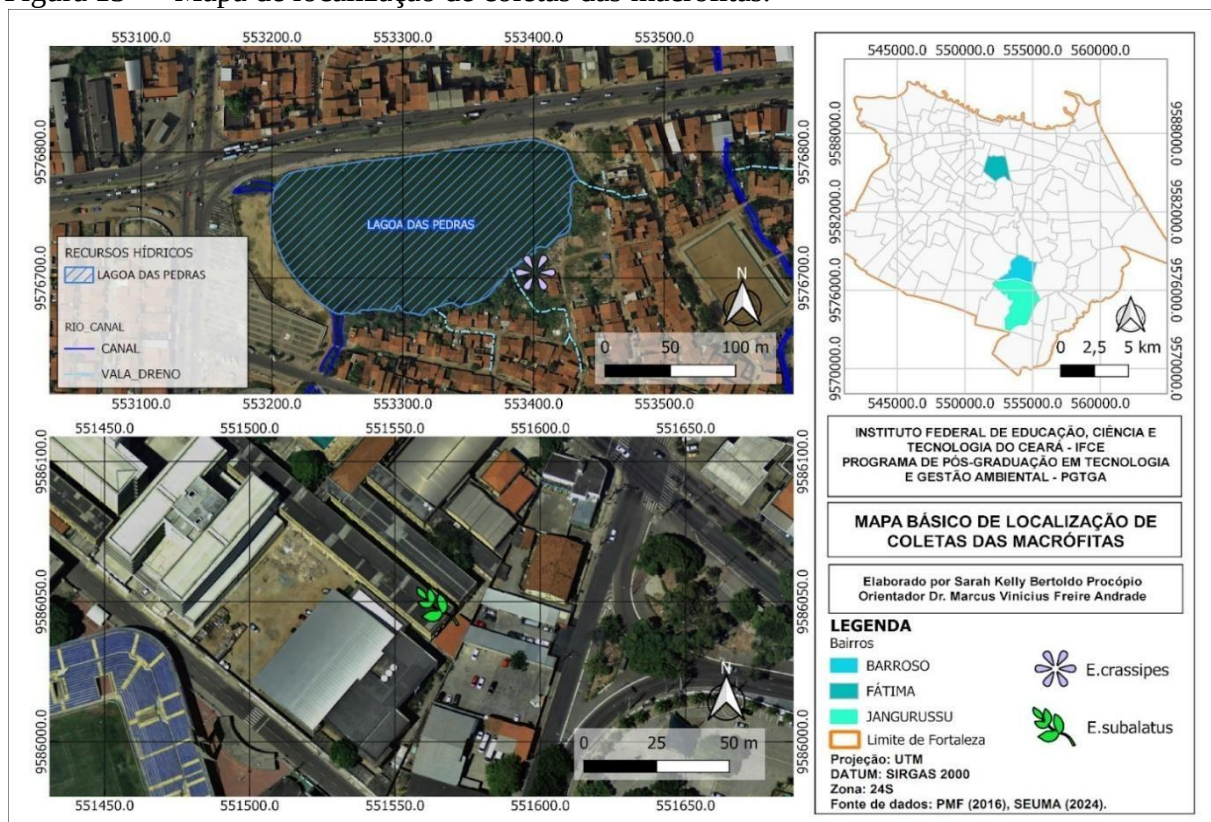
A macrófita aquática *E. crassipes*, comumente conhecida como aguapé, trata-se de uma espécie facilmente encontrada em regiões de rios e lagos da América do Sul. Semelhantemente, a *E. subalatus*, popularmente conhecida como língua-de-vaca, também é

encontrada nas regiões tropicais da América. A primeira, foi escolhida por se destacar pela rápida proliferação em águas superficiais que contenham matéria orgânica em abundância e pelo potencial de redução de nitrogênio, fósforo, e metais pesados, de acordo com a literatura (Monroy-Licht et al., 2024; Mello, 2016; Henry-Silva e Camargo, 2008); enquanto a segunda, apesar de pouco conhecida, foi escolhida por possuir eficiência positiva semelhante às espécies convencionais, de acordo com Bermúdez (2022).

Na Figura 13, é apresentado mapas de localização dos pontos de coleta das espécies em estudo. Com relação aos indivíduos da espécie *E. crassipes*, foram coletadas na Lagoa das Pedras, localizada no Bairro Jangurussu, em Fortaleza-CE, no dia 14 de setembro de 2023, mas novas coletas foram necessárias nos dias 28 de setembro, 17 de outubro e 1 de novembro, totalizando quatro coletas.

Os indivíduos da espécie *E. subalatus* foram adquiridas no Laboratório de Tecnologia Ambiental do IFCE (Campus Fortaleza), no dia 11 de dezembro de 2023.

Figura 13 — Mapa de localização de coletas das macrófitas.



Fonte: Autora (2024).

Após a coleta, os indivíduos foram acondicionados em baldes e transportados imediatamente ao LATAM. Ao chegarem, as espécies foram lavadas com água da torneira a fim de que os sólidos grosseiros e demais resíduos fossem retirados. E, após, foram mantidas

dentro de um bécker de vidro, com capacidade para 2 litros, com solução nutritiva para adaptação, conforme demonstrado na Figura 14.

A solução nutritiva era composta por 0,03 g/L de ácido bórico, 0,013 g/L de ácido molibídico, 0,013 g/L de cloreto de cálcio, 0,035 g/L de cloreto de manganês, 0,015 g/L de cloreto de potássio, 0,002 g/L de fosfato monopotássio, 0,007 g/L de nitrato de sódio, 0,007 g/L de sulfato de amônio, 0,035 g/L de sulfato de cobre II, 0,035 g/L de sulfato de zinco, 0,004 g/L de sulfato de ferro II e 0,004 g/L de sulfato de magnésio (Marschner, 2012). Na fase de adaptação, a troca do líquido ocorreu nas segundas, quartas e sextas de toda semana.

Inicialmente, foram propostas um período de adaptação de 21 dias para cada espécie (Bermúdez, 2022). Entretanto, durante o experimento, o período foi modificado para ocorrer em 50 dias. Após o período de 21 dias no bécker, 2 indivíduos da mesma espécie deveriam ser implantados em cada um dos sistemas. Na primeira fase, foram realizados testes com a *E. crassipes* e, na segunda fase, *E. subalatus*, nos dois sistemas WC existentes.

Figura 14 — Macrófita em meio nutritivo.



Fonte: Autora (2024).

É importante evidenciar que, na Etapa de Adaptação I com *E. crassipes*, foi necessário um nível d'água que permitisse que a espécie ficasse totalmente submersa, não sendo necessária a utilização de areia para fixação. Na Etapa de Adaptação II com *E. subalatus*, o nível d'água foi ajustado de modo que as raízes ficassem fixas em uma camada de areia com 2 cm de altura, enquanto as demais partes da planta permaneciam acima da superfície.

Assim, os indivíduos foram plantados nos sistemas WC's, sob iluminação artificial por meio de lâmpadas fluorescentes com fotoperíodo de 4 h/d.

As espécies foram monitoradas de forma semanal, a fim de fosse verificada a adaptação aos sistemas. Dessa forma, quando observado necrose ou clorose avançada em parte das folhas, era realizado o corte na raiz da parte infectada para possibilitar a regeneração e o crescimento saudável da planta e evitar que houvesse contaminação por fungos necrotróficos. Acrescenta-se que quando constatada a morte, a planta era substituída.

4.5 Montagem dos sistemas

Inicialmente, foram instalados os tubos para drenagem de água sintética. Após, foram colocados, respectivamente, 6,2 kg de brita, 8,0 kg de fragmentos de tijolos e 2,5 kg de brita em cada um dos sistemas, sendo as camadas separadas por telas de nylon. É importante evidenciar que no sistema WA foram colocados dois tubos equidistantes, de forma vertical.

Figura 15 — Montagem do WA e plantação das *E. crassipes*.



Fonte: Autora (2024).

Na Figura 15, está demonstrado as etapas de montagem do sistema WA até a plantação dos aguapés. Ademais, é importante ressaltar que na Etapa de Adaptação II – *E. subalatus* foi adicionado 2,5 kg de areia em ambos os sistemas para plantação da planta emergente, conforme evidenciado na Figura 16.

Figura 16 — Camada de areia para plantação da *E. subalatus*.



Fonte: Autora (2024).

4.6 Água Sintética

Na alimentação dos sistemas de wetland construído (WT e WA), foi utilizada água de superfície sintética simulando um corpo hídrico contaminado com baixa concentração de matéria carbonácea ($DQO < 250 \text{ mg/L}$), conforme a classificação de Metcalf e Eddy (2005) e levando em consideração os resultados obtidos por meio da caracterização do Rio Cocó.

Para fins de adaptação, nas duas primeiras semanas, os sistemas foram alimentados com a água sintética diluída em 25% e 50%, respectivamente. Na terceira semana de adaptação, os sistemas passaram a ser alimentados com a água poluída sintética sem diluição, adaptada de Torres (1992), o qual está demonstrado na Tabela 2. Ressalta-se que foi utilizado água da torneira oriunda de poço para alimentação dos sistemas com concentrações supracitadas.

Tabela 2 — Composição da água sintética adaptada simulando um corpo hídrico contaminado com esgoto doméstico.

Componente	Concentração
Sacarose	0,09 g/L
Amido	0,114 g/L
Óleo de Soja	*
Detergente	*
Fosfato monofásico de potássio	0,05 g/L
Bicarbonato de sódio	0,01 g/L
Cloreto de Amônio	0,06 g/L
Solução de sais minerais:	5mL/L
NaCl	0,25 g/L
MgCl ₂ .6H ₂ O	0,007 g/L
CaCl ₂ .2H ₂ O	0,0045 g/L
KH ₂ PO ₄	0,0264 g/L
Água destilada 1 L	**

Fonte: Adaptado de Torres (1992).

Notas:

- 1 - Foi inserido uma gota de detergente e óleo de soja para cada litro de água sintético (*).
- 2 - Foi utilizado 1 L de água destilada para solução de sais minerais (**).

4.7 Monitoramento dos sistemas

Para realizar o monitoramento dos WCs, foi efetuada coleta das amostras da água artificialmente contaminada antes de ser introduzido no sistema (entrada) e após o tempo de permanência no sistema (saída).

As determinações dos parâmetros físico-químicos foram conduzidas no Laboratório de Tecnologia Ambiental (LATAM). No que concerne às técnicas analíticas utilizadas, estão apresentadas no Quadro 4.

Quadro 4 — Parâmetros e métodos empregados para monitoramento dos sistemas.

Parâmetro	Método	Referência
pH	Potenciométrico	APHA (2012)
Temperatura (C°)	Potenciométrico	
Demanda química de oxigênio (mg/L)	Digestão em dicromato de potássio	
Fósforo (mg/L)	Ácido ascórbico	
Alquilbenbenzeno linear sulfonato (LAS) (mg/L)	Extração clorofórmio (adaptado)	
Amônia (mg/L)	Nesslerização direta	
Nitrito (mg/L)	Sulfanilamida	RODIER (1990)
Nitrato (mg/L)	Salicilato de sódio	

Fonte: Adaptado pela autora de Apha (2012) e Rodier (1990).

4.8 Análise estatística

A fim de que fosse possível descrever os dados experimentais dos sistemas de wetlands construídos, sendo estes resultantes de parâmetros físico-químicos, foi utilizado estatística descritiva.

Inicialmente, os dados foram submetidos ao teste de normalidade de Shapiro Wilk, por meio do programa R (R Core Team, 2024). Dessa forma, foi realizado um comparativo entre ambos os sistemas, no qual aplicou-se o teste de ANOVA para dados com distribuição normal, seguido de TukeyHSD quando identificado diferença significativa, e o teste de Kruskal-Wallis para verificar a diferença estatística nos dados sem distribuição normal.

Para avaliar a melhor configuração utilizada entre os sistemas, o Wetland Construído Aerado e o Wetland Construído *Tidal Flow* foram comparados em termos de remoção dos parâmetros analisados. Assim, as seguintes hipóteses foram admitidas:

- H0: a diferença de configuração do wetland não interfere na remoção do parâmetro avaliado;
- H1: a diferença de configuração do wetland interfere na remoção do parâmetro avaliado.

No que se refere à influência de tempo dos ciclos (48h e 72h) utilizado nos sistemas para o tratamento da água sintética, aplicou-se o teste t-pareado com relação à remoção dos parâmetros em estudo. Dessa forma, as seguintes hipóteses foram admitidas:

- H0: o tempo do ciclo não interfere na remoção do parâmetro em estudo;
- H1: o tempo do ciclo interfere na remoção do parâmetro em estudo.

Nesse contexto, para fins de avaliação, a hipótese nula foi rejeitada quando o valor-p gerado no teste foi observado abaixo do nível de significância (0,05), tornando a hipótese alternativa aceita neste caso.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Neste capítulo, são apresentados os resultados da análise da água do Rio Cocó e da Etapa de Adaptação I e II das macrófitas aquáticas nos sistemas de wetlands construídos. Em seguida, são apresentados os resultados da análise comparativa dos sistemas no tratamento da água sintética e a influência do tempo de detenção dos sistemas de WC na remoção de matéria orgânica e nitrogenada.

5.1 Análise da água do Rio Cocó

A caracterização da água do Rio Cocó foi realizada a partir de análises físico-químicas, cujo foco foi identificar a qualidade do corpo hídrico e avaliar o grau de poluição presente a fim de que pudesse ser produzido a água sintética que simula esse cenário. Nesse sentido, a Tabela 3 apresenta os resultados dessas análises, que incluem parâmetros essenciais como DQO, fósforo total, nitrogênio amoniacal, nitrito, nitrato e surfactante LAS.

Tabela 3 — Caracterização físico-química da água do Rio Cocó: médias e desvios padrões dos parâmetros analisados.

Parâmetros	Amostra A	Amostra B	Amostra C	Média
DQO (mg/L)	233,33	143,66	37,00	138 ± 98,28
Fósforo (mg/L)	2,36	0,69	19,68	7,35 ± 10,51
LAS (mg/L)	0,81	0,56	2,03	1,13 ± 0,78
Amônia (mg/L)	16,35	16,39	6,52	13,09 ± 5,96
Nitrito (mg/L)	1,09	0,82	1,17	1,03 ± 0,18
Nitrato (mg/L)	2,13	2,74	4,80	3,22 ± 1,4

Fonte: Autora (2024).

Os resultados das análises apontaram para uma situação de poluição significativa no Rio Cocó. Com relação a DQO, o resultado atingiu uma média de 138 mg/L, o que indica uma alta carga de matéria orgânica no corpo hídrico em estudo, oriunda de esgotos domésticos não tratados e sendo atribuída parcialmente ao chorume do antigo lixão Jangurussu.

De acordo com Maia et al. (2022), o chorume contém elevadas quantidades de matéria orgânica decomposta, que, ao entrar em contato com a água do rio, consome o oxigênio dissolvido, prejudicando a fauna aquática e agravando a poluição, sendo possível identificar que essa carga orgânica continua a impactar o rio, mesmo após a desativação do lixão, uma vez que a degradação dos poluentes acumulados no solo ocorre de maneira lenta.

O fósforo total, com média de 7,35 mg/L, também apresentou valores que excederam os limites de qualidade para rios estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005 (BRASIL, 2005), sugerindo um processo de eutrofização, que pode estar sendo causado pela descarga de esgotos e de resíduos sólidos, originando a proliferação de algas e a redução do oxigênio dissolvido na água, o que impacta negativamente a vida aquática.

De acordo com os dados amostrais de parâmetros físico-químicos do Programa de Monitoramento Qualiágua, o fósforo esteve variando entre 0,1 mg/L e 8,4 mg/L, de 2011 a 2017, com os maiores picos próximos ao lixão do Jangurussu, reforçando a contribuição de atividades antrópicas e o risco de eutrofização (Maia et al, 2022).

No que se refere ao nitrogênio amoniacal, apresentou uma média de 13,09 mg/L, bem acima do limite permitido pela legislação (3,7 mg/L para águas de classe 1 e 2), o que indica a presença de poluição orgânica recente. Maia et al. (2022), relataram picos de amônia de até 25 mg/L no ponto jusante ao lixão, apontando a continuidade da poluição proveniente do lixão, mesmo após sua desativação, corroborando o impacto da poluição orgânica no Rio Cocó.

Para nitrito, com uma média de 1,03 mg/L, chegou a exceder não muito consideravelmente o limite de 1,0 mg/L. De acordo com os dados da SEMACE, o nitrito variou de 0 a 0,42 mg/L de 2011 a 2017 (Maia et al., 2022), o que, embora estivesse abaixo dos limites legais, indicou a presença contínua de poluentes orgânicos, sendo possível reforçar ainda o impacto da poluição orgânica através dos dados obtidos neste estudo.

Por outro lado, os níveis de nitrato, com média de 3,22 mg/L, apresentaram resultados que ficaram dentro dos limites estabelecidos pela legislação (≤ 10 mg/L), assim como os achados de Maia et al. (2022) de 2012 a 2017. Visto isso, observa-se que, ao menos neste aspecto, a contaminação por fontes de nitrogênio mais estáveis, como fertilizantes, está controlada, ainda que o contexto geral da qualidade de água do rio revele uma situação crítica.

O LAS, utilizado como indicador de surfactante, apresentou uma média de 1,13 mg/L. Embora a legislação brasileira não especifique um limite para surfactantes em corpos d'água, a presença de surfactantes reflete a contaminação por produtos de limpeza domésticos, que são despejados diretamente no Rio Cocó devido à destinação inadequada de esgotos.

É importante explicar que a diminuição considerável da DQO na Amostra C, coletada após dias chuvosos, pode ter ocorrido devido à diluição da matéria orgânica com o volume de água da chuva. Conforme Metcalf e Eddy (2003), o aumento do volume de água dilui os poluentes orgânicos, o que reduz a DQO. Para Sharpley e Withers (1994), enquanto a matéria orgânica é mais diluída, o fósforo se adsorve em partículas sólidas e é transportado pela água

da chuva. Dessa forma, o aumento do fósforo pode ser explicado pelo escoamento superficial que trouxe partículas de solo e sedimentos ricos em fósforo das áreas urbanas.

De forma geral, é notório que a combinação da poluição do lixão do Jangurussu juntamente com o despejo contínuo de esgoto não tratado cria um cenário de poluição crônica no Rio Cocó. Enquanto o Jangurussu ainda tem contribuído para o aumento dos níveis de matéria orgânica e nutrientes, o esgoto doméstico acrescenta uma carga contínua de poluentes, resultando na degradação constante da qualidade da água.

A Resolução CONAMA nº 357/2005, que classifica os corpos d'água em diferentes classes e de acordo com seus usos potenciais, permite para corpos d'água que apresentem boa qualidade usos como abastecimento público, recreação e preservação da vida aquática; entretanto, os resultados das análises do Rio Cocó obtidos neste estudo indicaram que a qualidade da sua água não é permitida para tais usos. Sendo assim, ressalta-se a necessidade de medidas urgentes de despoluição e recuperação do ecossistema.

5.1.1 Formulação da água sintética

A formulação da água sintética teve como base os resultados das análises físico-químicas da água do Rio Cocó obtidos neste estudo. Nesse sentido, a sacarose (0,09 g/L) foi utilizada para simular a presença de matéria orgânica biodegradável, representando os açúcares e carboidratos comuns encontrados em esgotos domésticos, que contribuem para a alta Demanda Química de Oxigênio (DQO). Da mesma forma, o amido (0,114 g/L) utilizado refletiu na presença de materiais orgânicos, tais como restos de alimentos, que também aumentam a carga de DQO no corpo hídrico.

O óleo de soja (1 gota/L) representou os óleos e graxas que são encontrados em esgotos urbanos e que contribuem para a poluição do Rio Cocó. E o detergente (1 gota/L) simulou a presença de surfactantes, como o LAS, refletindo a contaminação por produtos de limpeza domésticos.

O fosfato monofásico de potássio (0,05 g/L) representou os níveis de fósforo encontrados no Rio Cocó, que é uma das principais causas de eutrofização. O bicarbonato de sódio (0,01 g/L) obteve um papel essencial na garantia de um ambiente alcalino e na manutenção de um pH adequado para o funcionamento dos sistemas de WC.

O cloreto de amônio (0,06 g/L) simulou a presença de amônia, que foi detectada no Rio Cocó em níveis elevados (média de 13,09 mg/L). Além disso, a solução de sais minerais,

simulou os nutrientes inorgânicos e eletrólitos presentes na água do rio, assegurando que a água sintética refletisse as condições reais de contaminação observadas no Rio Cocó.

Além dos componentes mencionados, não foi adicionado nitrato à formulação da água sintética, pois a água de poço utilizada na alimentação dos sistemas já apresentava concentrações de nitrato consideráveis, sendo os valores encontrados suficientes para simular as condições de contaminação no corpo hídrico.

5.2 Características e desenvolvimento das macrófitas

5.2.1 Etapa de Adaptação I - *E. crassipes*

A adaptação do aguapé foi um processo desafiador, sendo necessário a realização de várias coletas devido às dificuldades de adaptação da espécie.

Conforme demonstrado na Figura 17, os aguapés (com folhas e rizomas) possuíam de 10cm a 20cm de altura quando foram colocados em meio nutritivo para adaptação.

Figura 17 — *E. crassipes* coletada no dia 14 de setembro de 2023.



Fonte: Autora (2024).

Após 24 h em solução hidropônica, e em temperatura controlada a 25 °C, já foi possível identificar algumas diferenças no aspecto das folhas dos indivíduos, que por sua vez

apresentavam-se não tão rígidas como no dia anterior. Além disso, notou-se o início de sintomas de clorose no caule.

Conforme apresentado na Figura 18, no item c), os sintomas de clorose e necrose nos caules e folhas passaram a ser mais nítidos a partir do terceiro dia de adaptação das plantas. A partir disso, a situação foi se tornando mais agravante, até que no 12º dia foi identificado a necrose mais avançada nos caules e folhas.

Figura 18 — Aspectos das *E. crassipes* em solução hidropônica e em temperatura controlada a 25 °C durante a fase de adaptação: (a) No dia da coleta, b) 24h após, c) cinco dias após e d) doze dias após.



Fonte: Autora (2024).

Os aguapés coletados nas datas seguintes também apresentaram condições similares às descritas anteriormente. Considerando esse cenário, indivíduos maiores foram coletados, cuja altura foi observada entre 20 a 25 cm. Além disso, com o fito de obter um melhor ambiente controlado e favorável ao crescimento das *E. crassipes*, utilizou-se bécker de vidro e não mais de plástico, coberto com papel filme perfurado, pois o vidro trata-se de um material transparente que permite a entrada da iluminação artificial enquanto que ajuda a reter o calor.

Dessa forma, os aguapés coletados no dia 01 de novembro de 2023 permaneceram em solução nutritiva. E, diferentemente dos indivíduos anteriores, foram colocadas sob iluminação artificial por meio de lâmpadas fluorescentes com fotoperíodo de 4h/d, conforme demonstrado na Figura 19.

Figura 19 — *E. crassipes* sob iluminação artificial.



Fonte: Autora (2024).

Com seis dias de adaptação, foi possível identificar sintomas de necrose e clorose nas folhas e apenas clorose nos caules das *E. crassipes*. Apesar disso, foi possível notar que as plantas se mantinham em condições melhores do que os indivíduos dos testes anteriores, conforme demonstrado na Figura 20.

Figura 20 — Aspectos dos novos aguapés durante a fase de adaptação: (a) No dia da coleta e b) seis dias após.



Fonte: Autora (2024).

Além disso, também foi possível perceber, no sexto dia de adaptação, os primeiros brotos na base do rizoma de um dos indivíduos, como demonstrado na Figura 21. Entretanto, não houve desenvolvimento e crescimento dos brotos, sendo perceptível nestes os sintomas de clorose e necrose total nos dias seguintes.

Figura 21 — Brotos de *E. crassipes*.



Fonte: Autora (2024).

Figura 22 — Aspectos das *E. crassipes* no décimo sexto dia de adaptação: (a) folha com suspeita de fungos, b) enrolamento foliar e necrose, c) enrolamento foliar, clorose e necrose e d) ramos podados.



Fonte: Autora (2024).

De acordo com a Figura 22, no décimo sexto dia de adaptação, a situação se tornou mais crítica, sendo verificado a necrose dos caules e das folhas, bem como também o enrolamento foliar, condição em que as folhas de uma planta começam a se enrolar sobre si mesmas. Além disso, suspeitas de contaminação por fungos necrotróficos foram cogitados, considerando o aspecto das folhas, demonstrado na Figura 22, no item a).

É importante evidenciar que as partes dos indivíduos com incidência de necrose nas folhas ou caules eram cortadas no rizoma para evitar a decomposição das macrófitas e, portanto, impossibilitar que os nutrientes assimilados retornassem para o meio nutritivo (Oliveira, 2012; Feitosa, 2023).

Após 21 dias de adaptação, as plantas foram submetidas aos sistemas alimentados com o mesmo meio nutritivo, entretanto, não apresentaram melhoras no desenvolvimento. E, com duas semanas, não resistiram.

Semelhantemente, Shenoy et al. (2022), identificaram estas mesmas alterações, de modo a concluir que o efeito tóxico do poluente sintético interferiu no desenvolvimento, ocasionando a morte da *E. crassipes*. Entretanto, é importante ressaltar que, diferentemente desta pesquisa, a *E. crassipes* esteve apenas em meio nutritivo.

Sob o mesmo ponto de vista, Perera et al. (2021) utilizando os espécimes de *E. crassipes* para o tratamento de lixiviado, observaram, na fase inicial de monitoramento dos sistemas (com diluição de 25% e 0% do lixiviado), sinais de estresse, tais como: perda de rigidez, clorose, necrose e taxas de crescimento negativas. Assim, os autores concluíram que a espécie teve maior taxa de crescimento no tratamento com menores diluições do lixiviado (75% e 50%).

Ademais, o trabalho desenvolvido por Ribeiro et al. (2019) menciona, além dos sintomas já citados, que as plantas apresentaram fungos ao término de 21 dias. Concluindo que a morte das plantas foi ocasionada por toxicidade e pela influência de fungos necrotróficos.

Nesse cenário, um dos fatores condicionantes à adaptação da macrófita também se trata do pH, cuja importância está em manter todos os elementos disponíveis na planta. Braccini et al. (1999), afirma que as soluções nutritivas não possuem capacidade tampão, sendo necessário o ajuste de pH para a faixa adequada. Dessa forma, quando o pH está acima de 6,5, elementos essenciais precipitam e deixam de estar disponíveis à macrófita, como cálcio, ferro, manganês e fósforo. Além disso, cada espécie tem uma faixa de pH que se desenvolve melhor. Outrossim, Oliveira (2012) explica que sintomas de clorose, que se desenvolvem em necrose, não estão relacionados apenas à toxicidade (devido ao acúmulo de substâncias nos tecidos das plantas ao longo do tempo), mas também à falta de nutrientes. Assim, a ausência de nutrientes pode ter afetado o desenvolvimento da espécie, além das implicações da presença de fungos.

Salienta-se ainda que a temperatura não foi considerada como um fator determinante para o desenvolvimento negativo das espécies. Diante disso, Oliveira (2012) afirma que, além da *E. crassipes* sobreviver a uma ampla faixa de temperatura, a melhor para seu desenvolvimento está entre 25 e 28°C, sendo estas condições ambientais impostas aos indivíduos deste estudo (25°C).

5.2.2 Etapa de Adaptação II - *E. subalatus*

Os indivíduos da espécie *E. subalatus* (com folhas e rizomas) possuíam entre 15 cm e 20 cm de altura quando foram colocadas no meio nutritivo, sob iluminação artificial com fotoperíodo de 4h por dia. Embora inicialmente tenha sido planejado um período de adaptação de 21 dias, as dificuldades observadas com a espécie anterior exigiram um tempo de adaptação maior, totalizando 49 dias para garantir a estabilidade das plantas. Esse período se estendeu de 11 de dezembro de 2023 até 29 de janeiro de 2024. É importante mencionar que nas duas últimas semanas, os indivíduos foram plantados nos sistemas.

Durante esse período, a poda foi realizada por motivos de sintomas de clorose. Entretanto, não foram identificados sinais de necrose durante esta fase adaptativa.

No dia 29 de janeiro de 2024, os sistemas WC's passaram a ser alimentados com a água sintética diluída em 25%, no qual não foi possível identificar alterações significativas nos aspectos das plantas.

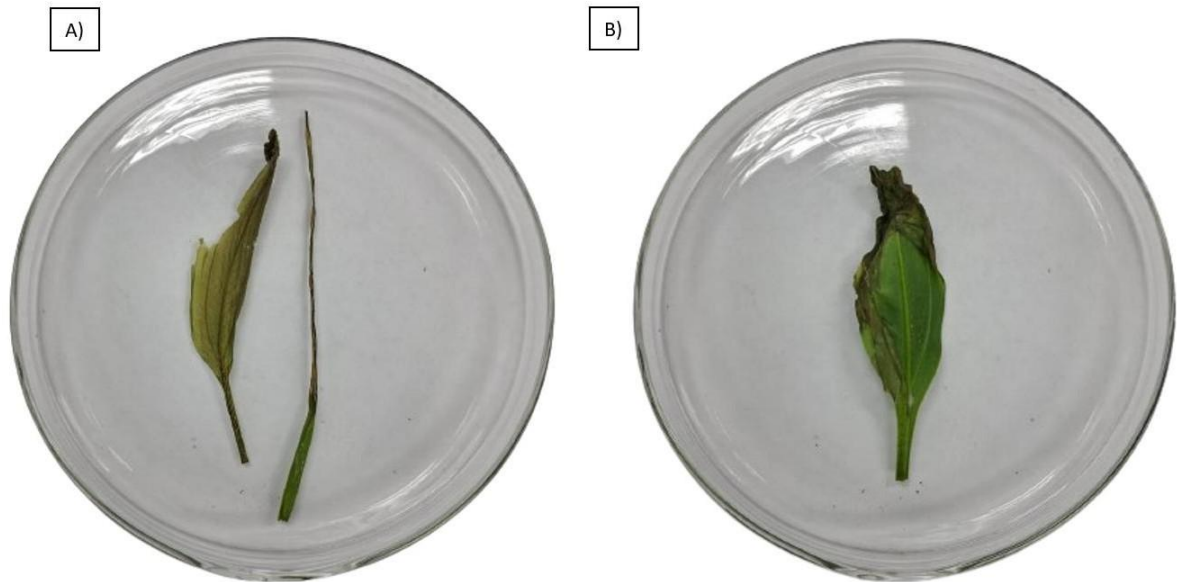
Na semana seguinte, quando os sistemas passaram a ser alimentados com a água sintética diluída em 50%, também não foram identificados sinais de clorose significativos ou necrose na espécie. Em contrapartida, verificou-se um bom desenvolvimento na adaptação visto que apresentaram os primeiros brotos na base do rizoma, conforme Figura 23.

Figura 23 — Broto de *E. subalatus*.



Fonte: Autora (2024).

Figura 24 — Aspectos das *E. subalatus* após a poda: (a) sinais de clorose e necrose, b) sinais de enrolamento foliar e necrose.



Fonte: Autora (2024).

Os sistemas passaram a ser alimentados com a água sintética (sem diluição) no dia 12 de fevereiro de 2024. Assim, foi identificado, durante a semana, sinais de enrolamento foliar, bem como de clorose e de necrose nos caules e nas folhas, como demonstrado na Figura 24.

Contudo, estes sintomas foram identificados apenas nos ramos maiores, e não nos brotos, conforme Figura 25.

Figura 25 — Aspectos dos brotos de *E. subalatos*.



Fonte: Autora (2024).

No trabalho desenvolvido por Bermudez (2022), foi necessário um período adaptativo de 15 dias para a *E. subalatus* estar apta a ser submetida à plantação nos sistemas. A partir de resultados quantitativos do peso e tamanho do rizoma monitorado, a autora concluiu em seu experimento que houve crescimento da raiz e ganho de massa relacionando estes fatores com as remoções de poluentes.

Oliveira (2012) afirma que para um plantio ideal, faz-se necessário uma aclimação satisfatória, devendo a operação dos sistemas ocorrerem quando a espécie atingir a fase adulta ou após a primeira poda. Assim, considerando que não houve mudanças negativas significativas nos brotos ou indivíduos adultos dias após a poda, pode-se concluir que o período de adaptação da *E. subalatus* apresentado neste estudo mostrou-se eficaz.

5.3 Desempenho dos wetlands construídos

Analisando o desempenho geral dos sistemas de WC, observa-se que o WA na Fase 2 demonstrou uma eficiência superior na remoção de matéria orgânica e compostos nitrogenados, com resultados mais estáveis em ambos os ciclos de operação (48h e 72h), sendo a aeração de 3 h/d um fator importante para o desempenho eficiente do sistema no tratamento da água sintética. No que se refere ao sistema WT, também apresentou um bom desempenho, mostrando que o regime de *tidal flow* contribuiu para essa eficiência na remoção de poluentes. O WA na primeira fase, com apenas 1 hora de oxigenação por dia, mostrou menor eficiência, de forma geral, com maior variação nos resultados, sugerindo que o tempo de aeração foi insuficiente para otimizar a remoção de poluentes.

Os parâmetros de pH se mantiveram estáveis entre a entrada e a saída dos sistemas, com pequenas variações, e permanecendo em torno de 6,5, o que é adequado para os processos essenciais na remoção de poluentes. Dessa forma, o pH manteve-se na faixa adequada para tornar-se um ambiente favorável para a atividade das bactérias responsáveis pela remoção de compostos nitrogenados e da matéria orgânica. Outro fator importante, trata-se da temperatura, a qual manteve-se entre 24 e 25°C, estando na faixa ótima para promover a eficiência no tratamento (Zoppas, 2016).

As médias e os desvios padrões obtidos durante o monitoramento dos sistemas WA e WT são apresentados na Tabela 4, juntamente com as remoções médias de cada parâmetro (%).

Com relação ao WT e o WA Fase 1, apresentaram uma maior dispersão de dados, com o gráfico de violino mais largo em algumas áreas indicando essa maior variabilidade. Além disso, é importante destacar que o WT teve uma distribuição mais uniforme do que o WA Fase

1, enquanto este último teve uma maior concentração de valores mais elevados e, portanto, uma menor estabilidade em comparação à operação da Fase 2 do WA.

Tabela 4 — Estatística descritiva das concentrações encontradas durante o monitoramento.

Parâmetro	WA Fase 1		WA Fase 2		WT	
pH (mg/L)	Média	Desvio padrão	Média	Desvio padrão	Média	Desvio padrão
Entrada	6,53	0,41	6,53	0,41	6,53	0,41
Saída	6,51	0,38	6,60	0,41	6,36	0,57
Temperatura (mg/L)						
Entrada	24,25	1,78	24,25	1,78	24,25	1,78
Saída	24,58	2,09	23,89	1,11	24,18	1,70
OD (mg/L)						
Entrada	5,25	0,77	5,25	0,77	5,25	0,77
Saída	2,45	1,32	2,31	0,74	2,60	1,32
DQO (mg/L)						
Entrada	117,17	59,07	117,17	59,07	117,17	59,07
Saída	26,63	37,40	7,46	20,07	19,66	30,45
Remoção (%)	81,04%	0,22	94,06%	0,13	86,56%	0,20
Fósforo (mg/L)						
Entrada	10,61	0,70	10,61	0,70	10,61	0,70
Saída	5,77	3,94	8,82	1,63	7,90	4,06
Remoção (%)	63,08%	0,30	14,76%	0,13	39,16%	0,30
Amônia (mg/L)						
Entrada	15,46	2,51	15,46	2,51	15,46	2,51
Saída	6,49	4,81	3,81	1,84	2,87	3,79
Remoção (%)	55,36%	0,26	75,72%	0,12	77,45%	0,29
Nitrito (mg/L)						
Entrada	0,09	0,16	0,09	0,16	0,09	0,16
Saída	0,11	0,11	0,01	0,01	0,06	0,10
Remoção (%)	42,14%	0,28	35,56%	0,26	50,55%	0,27
Nitrato (mg/L)						
Entrada	7,21	4,17	7,21	4,17	7,21	4,17
Saída	0,42	1,28	*	*	0,41	1,32
Remoção (%)	91,26%	0,22	99,00%	0,00	97,15%	0,06%
Surfactante (mg/L)						
Entrada	7,24	2,03	7,24	2,03	7,24	2,03
Saída	1,38	1,51	1,50	1,03	1,08	1,10
Remoção (%)	75,65%	0,15	82,07%	0,15	84,40%	0,14

Fonte: Autora (2024).

Notas: Em nitrato:

Não detectado pelo método (*);

Número de amostras:

1 - Entrada: Surfactante (N = 41), Amônia (N = 16), Nitrito (N = 39), Nitrato (N = 24), Fósforo (N = 21), OD (N = 24), DQO (N = 22);

2 - WA1: Surfactante (N = 12), Amônia (N = 7), Nitrito (N = 14), Nitrato (N = 18), Fósforo (N = 24), OD (N = 4), DQO (N = 32);

3 - WA2: Surfactante (N = 19), Amônia (N = 22), Nitrito (N = 10), Nitrato (N = 22), Fósforo (N = 22), OD (N = 19), DQO (N = 20);

4 - WT: Surfactante (N = 42), Amônia (N = 26), Nitrito (N = 36), Nitrato (N = 43), Fósforo (N = 34), OD (N = 18), DQO (N = 36).

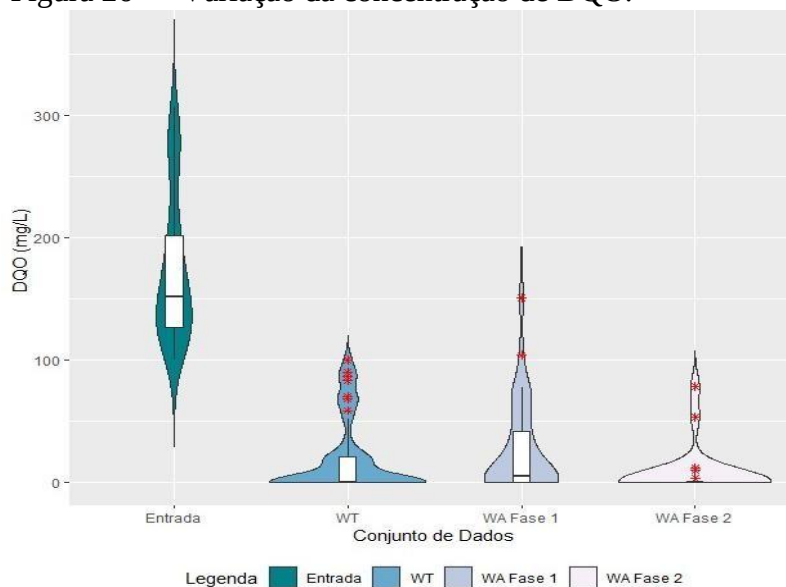
A avaliação e a discussão de cada parâmetro em estudo serão abordados nos itens a seguir.

5.3.1 Remoção de Demanda Química de Oxigênio (DQO)

Analisando os conjuntos de dados, percebe-se que o sistema WA na Fase 2 apresentou um desempenho mais estável do que os outros sistemas durante o período operacional, isso porque as concentrações de DQO foram mais próximas umas das outras ao longo do tempo, sem grandes variações, o que indica que o sistema conseguiu remover a DQO de uma forma mais uniforme e previsível, sendo isto perceptível no gráfico de violino.

Na Figura 26, a imagem mostra a distribuição dos dados de DQO para cada sistema em gráfico de violino, e a visão dos quartis, medianas e de outliers através de boxplot.

Figura 26 — Variação da concentração de DQO.



Fonte: Autores (2024).

Com relação a concentração de DQO, a entrada do meio sintético variou de 118,10 a 236,24 mg/L, com uma média de $177,17 \pm 59,07$ mg/L. O sistema WT mostrou uma redução significativa na DQO, com uma média de $19,66 \pm 30,45$ mg/L. Na Fase 1, o tratamento no WA resultou em uma média de $26,63 \pm 37,40$ mg/L. Na Fase 2, o WA teve a menor média de DQO na saída, com $7,46 \pm 20,07$ mg/L.

A remoção de DQO no sistema WT foi de $86,56\% \pm 0,20$ e, no sistema WA, a remoção na Fase 1 foi de $81,04\% \pm 0,22$, enquanto na Fase 2 foi de $94,06\% \pm 0,13$.

O teste estatístico de Kruskal-Wallis indicou uma diferença significativa entre os grupos (p -valor = 0,03502), sugerindo que pelo menos uma configuração de wetland tem uma eficiência de remoção de DQO diferente das outras. O teste de TukeyHSD que foi utilizado para identificar quais configurações específicas diferem entre si, mostrou que o sistema WA na Fase 2 (p -valor = 0,01293) teve uma remoção significativamente melhor comparada a WA na Fase 1 e ao WT.

Os resultados indicaram que a configuração de WA com tempo de oxigenação artificial de 3 h/d é mais eficiente na remoção de DQO, seguida pelo WT e, por último, WA com tempo de oxigenação artificial de 1h/d. Assim, a hipótese nula (H_0) foi rejeitada, e a hipótese alternativa (H_1) foi aceita, indicando que a diferença de configuração do wetland interfere na remoção de DQO.

A eficiência superior de WA na Fase 2 pode ser atribuída ao maior tempo de aeração, que favorece a degradação da matéria orgânica. Esses valores são semelhantes aos encontrados por Naveen et al. (2021), cuja redução de DQO em concentrações maiores no efluente sintético tratado, em sistema de fluxo vertical subsuperficial com tempo de aeração artificial de 6 h/d, variou entre 90,03% e 99,03%. Assim, o autor concluiu que o fornecimento de oxigênio oriundo da aeração artificial intermitente em 0,6 L/min contribuiu para a alta eficácia de remoção (>90%) de DQO em comparação aos sistemas convencionais sem aeração (>55%).

No presente trabalho, foi utilizado uma taxa de aeração bem mais alta, de 8 L/min, mas com um tempo de aeração diário reduzido, de apenas 3 horas no WA Fase 2. Ou seja, embora a taxa de aeração fosse maior do que a de Naveen et al. (2021), a duração do processo ocorreu na metade do tempo. Dessa forma, observa-se que, apesar do tempo reduzido de aeração, a intensidade aplicada compensou o tempo menor, permitindo que o sistema obtivesse uma alta taxa de remoção de DQO.

Em contrapartida, o WA Fase 1 (aeração de 1 h/d), mesmo possuindo a mesma intensidade de aeração de WA Fase 2, não apresentou os melhores resultados de remoção em comparação com os demais sistemas e aos achados de Naveen et al. (2021). Dessa forma, é

notório que, além de considerar fatores como consumo de energia e custo operacional, deve-se encontrar um equilíbrio adequado entre o tempo e a intensidade de aeração.

De acordo com Roth et al. (2021), os mecanismos de oxigenação desempenham um papel crucial na eficiência de remoção de DQO. Desse modo, a introdução de aeração intermitente pode elevar os níveis de oxigênio dissolvido (OD) em sistemas WC, promovendo um aumento na quantidade de microrganismos aeróbios, e, desse modo, intensificando a degradação da matéria orgânica.

5.3.2 Oxigênio dissolvido (OD)

A concentração inicial de OD na água sintética variou de 4,48 a 6,02 mg/L, com uma média de $5,25 \pm 0,77$ mg/L. Após o tratamento, o sistema WT apresentou uma média de OD de $2,60 \pm 1,32$ mg/L, enquanto o WA Fase 1 resultou em uma média de $2,45 \pm 0,84$ mg/L, e o WA Fase 2 teve uma média de saída de $2,31 \pm 0,74$ mg/L.

Os sistemas demonstraram a redução de OD, em termos percentuais, com o WA Fase 1 reduzindo $50,00\% \pm 0,33$, o WA Fase 2 alcançando $54\% \pm 0,14$, e o WT apresentando uma redução de $38\% \pm 0,34$. O teste estatístico de Kruskal-Wallis mostrou que não há uma diferença significativa entre os grupos ($p\text{-valor} = 0.7198$), indicando que a configuração dos wetlands não influencia a redução de OD.

A interpretação dos resultados sugere que o WT, que utiliza o mecanismo de oxigenação por *tidal flow*, possui maiores resultados de OD, seguido pelo WA Fase 1 (1 h/d), e o WA Fase 2 com um regime de oxigenação de 3h/d. O maior conteúdo de oxigênio em WT pode ser atribuído a boa circulação e ao ciclo de aeração que proporciona melhores níveis de OD no efluente tratado.

Dessa forma, a hipótese nula (H_0) é aceita, e a hipótese alternativa (H_1) é rejeitada, confirmando que a diferença na configuração dos wetlands não tem um impacto significativo na remoção de OD.

Apesar desses testes estatísticos realizados, é importante considerar o contexto temporal e a quantidade de dados disponíveis para interpretar adequadamente os resultados. Por problemas técnicos, o monitoramento de OD do sistema WA Fase 1 foi iniciado em abril de 2024, o que significa que os dados disponíveis para essa configuração são significativamente mais limitados em comparação com o WA Fase 2, que possui um histórico de monitoramento mais extenso e com dados amostrais mais abrangentes. Essa diferença na quantidade de dados,

bem como também no período de operação pode influenciar a percepção da eficiência do WA Fase 1.

A falta de dados consideráveis para o WA Fase 1 pode afetar a robustez dos dados amostrais, sendo possível que, com um período mais longo de operação e coleta de dados, o desempenho do WA Fase 1 pudesse mostrar um conjunto de dados mais substancial. O fato de o WA Fase 2 ter um tempo de aeração mais longo pressupõe uma certa vantagem em termos de conteúdo de oxigênio, conforme encontrado na literatura.

Portanto, é importante destacar que a indicação atual, que coloca o WA Fase 1 em uma posição superior em comparação com o WA Fase 2, pode não refletir totalmente o potencial do sistema em sua segunda fase. Nesse ínterim, é importante destacar que o tempo de operação e a coleta contínua de dados são fatores de suma importância para o monitoramento dos sistemas que devem ser considerados para uma avaliação mais precisa da eficiência de cada um deles.

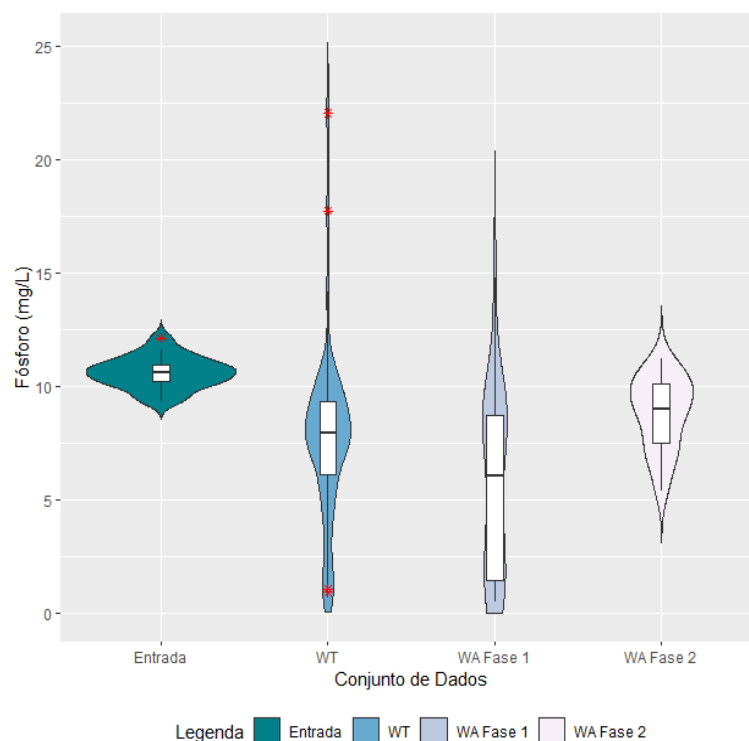
Em paralelo a isso, esses resultados também podem ser explicados conforme Linlin et al. (2023), que afirmam que o oxigênio fornecido pode ter sido rapidamente consumido pelos processos desenvolvidos pelas bactérias, resultando em uma redução mais acentuada dos níveis de OD. Durante a Fase 1, o tempo de oxigenação (8 L/min) pode ter sido adequado para promover alguma oxigenação, mas não ideal para manter altos níveis de OD de forma contínua. Na Fase 2, mesmo que o aumento no tempo de oxigenação tenha proporcionado uma quantidade maior de oxigênio (8 L/min), a demanda por oxigênio também pode ter aumentado devido à intensificação da atividade microbiana e dos processos de nitrificação e desnitrificação. Conforme Liu et al. (2023), a existência de uma maior quantidade de oxigênio disponível pode intensificar a atividade desses organismos, resultando em um consumo mais rápido de OD.

No sistema WT, que funciona com o regime de enchimento e secagem, a água sintética é exposta a diferentes condições ao longo do tempo. Assim, quando o sistema é alimentado, o OD inicial é consumido pelos processos biológicos e pelo contato com o substrato, podendo inferir que essa configuração cria uma alternância entre condições mais aeradas (logo após o enchimento) e com menor conteúdo de oxigênio (durante o tempo de retenção). De acordo com Wang et al. (2022), durante os períodos de drenagem, o OD pode se recuperar, mas quando o sistema está na fase cheia, o oxigênio é consumido rapidamente pelos processos biológicos. Assim, a redução menor de OD no WT pode ser atribuída ao método de aeração, que proporcionou períodos de recuperação do oxigênio durante a fase de drenagem, bem como ambientes variados (aerado ou anóxico).

5.3.3 Remoção de Fósforo

Os sistemas apresentaram níveis diferentes de eficiência na remoção de fósforo, com variações observadas na distribuição dos dados, conforme demonstrado na Figura 27. O sistema WT, que operou por um período mais longo (0 a 154 dias), mostrou maior variabilidade, refletindo diferentes fases do seu desempenho. Com relação ao WA Fase 1, que possuiu um menor tempo de operação (0 a 81 dias) e aeração em menor tempo, apresentou a melhor eficiência e uma distribuição de dados mais concentrada, indicando maior estabilidade. O WA Fase 2 (81 a 154 dias), com mais horas de aeração, apresentou menor eficiência, mas com dados mais uniformes, sugerindo que o sistema estava mais estável, porém com desempenho reduzido.

Figura 27 — Variação da concentração de Fósforo.



Fonte: Autores (2024)

Conforme apresentado na Figura 27, a entrada do meio sintético variou de 9,91 a 11,32 mg/L de fósforo, com uma média de $10,61 \pm 0,70$ mg/L. O sistema WT apresentou concentração de efluente média de $7,90 \pm 4,06$ mg/L. Na Fase 1 do WA, a média da concentração de saída foi de $5,77 \pm 3,94$ mg/L, enquanto na Fase 2 do WA, a média de fósforo na saída foi de $8,82 \pm 1,63$ mg/L.

As remoções de fósforo foram de $63,08\% \pm 0,30$ para o WA na primeira fase, $14,76\% \pm 0,13$ para o WA na segunda fase, e $39,16\% \pm 0,30$ para o WT. Através do teste de ANOVA, foi identificada uma diferença significativa entre os sistemas analisados (p -valor = 0,0114), sugerindo que pelo menos uma configuração de wetland possui uma eficiência de remoção de fósforo diferente das outras. Além disso, as comparações múltiplas realizadas pelo teste de TukeyHSD mostraram que o WA na Fase 1 teve uma remoção significativamente melhor comparada à Fase 2 e ao WT (p -valor = 0,0111).

Considerando os resultados estatísticos, foi possível identificar que a configuração do WA com 1h/d de oxigenação foi mais eficiente na remoção de fósforo, seguida pelo WT, e por último, WA com 3h/d de oxigenação.

Dessa forma, a hipótese nula (H_0) foi rejeitada, e a hipótese alternativa (H_1) foi aceita, indicando que a diferença na configuração do wetland interfere na remoção de fósforo, podendo concluir que os mecanismos de oxigenação aplicados desempenham um papel crucial na eficiência de remoção de fósforo, com o sistema WT mostrando melhores resultados de forma significativa em comparação com o WA na segunda fase.

A diferença na eficiência de remoção de fósforo entre o WA nas Fases 1 e 2 e o WT pode ser explicada principalmente pelo tempo de operação dos sistemas e pela capacidade de adsorção do substrato. O sistema WA na Fase 1, operando durante os primeiros 81 dias, mostrou uma remoção de fósforo significativamente superior ($63,08\% \pm 0,30$) em comparação com a Fase 2 ($14,76\% \pm 0,13$) e o WT ($39,16\% \pm 0,30$).

Durante a Fase 1, o substrato do wetland era relativamente novo e ainda não saturado com concentrações de fósforo, permitindo uma maior capacidade de adsorção, sendo este um processo crucial para a remoção do parâmetro que é fixado no substrato por interações físico-químicas (Baldovi et al., 2021). Dessa forma, com o substrato em estado inicial, a eficiência de remoção foi maior na primeira fase.

Na Fase 2, que ocorreu entre os 81 e 154 dias, o substrato estava mais saturado devido ao tempo prolongado de operação o que reduziu a capacidade de adsorção do substrato, resultando em uma menor eficiência na remoção do parâmetro, com o fósforo sendo liberado de volta para a água (Wang et al., 2021), o que explica a significativa redução na remoção de fósforo observada na Fase 2.

Em resumo, o melhor desempenho do WA na Fase 1 pode ser atribuído à sua capacidade de adsorção que foi mais alta no início da operação dos sistemas e ao estado menos saturado do substrato. Sendo assim, com o tempo, a saturação do substrato diminuiu a eficiência de remoção, o que é evidenciado pela performance reduzida na segunda fase e no WT. Na

literatura, apesar de serem amplamente utilizados como função de suporte devido ao baixo custo, verifica-se que a eficiência da remoção de fósforo com a areia e a brita é geralmente baixa, com a saturação desses materiais ocorrendo rapidamente (Mlih et al., 2020).

Babatunde et al. (2009) mencionam que a adsorção é um dos principais mecanismos para a remoção de fósforo, relatando que a areia e a brita apresentam áreas de superfície limitadas, o que contribui para sua menor eficiência, enquanto que os tijolos apresentam uma área de superfície significativamente maior (Azevedo, 2004). Conforme observado por Vieira et al. (2000), a composição química dos tijolos (SiO_2 , Al_2O_3 e Fe_2O_3), torna-os mais eficazes na remoção de fósforo. Contudo, assim como ocorre com a areia e a brita, os tijolos também se saturam com o tempo, perdendo gradualmente a eficiência de remoção de fósforo. De acordo com Mlih et al. (2020), embora os tijolos possam ser uma alternativa mais eficiente inicialmente, a saturação requer a substituição ou a regeneração eventual do substrato para manter a eficiência de remoção em sistemas com períodos de operação extensos.

Além da adsorção, a remoção de fósforo ocorre através da sua ligação com metais, como o ferro e o alumínio, que, com a presença de oxigênio, formam partículas sólidas que se acumulam no substrato, sendo esse processo chamado de precipitação química. De acordo com Dell'Ossel et al. (2020), a aeração adequada é importante, pois garante a disponibilidade de oxigênio necessário para que esses processos de oxidação ocorram.

No entanto, com o tempo, esses metais no substrato vão sendo consumidos e podem se esgotar, o que limita o processo de remoção de fósforo, mesmo com a continuação ou intensificação da aeração. Dessa forma, quando o ferro e o alumínio no substrato são esgotados, não há mais com quem o fósforo reagir, e o sistema perde sua eficiência na remoção por precipitação química, também sendo possível de ocorrer o acúmulo de fósforo na água (Mann, 1992), o que explica o maior desempenho do WA na fase 1, que ocorreu no período de 0 a 81 da operação do sistema.

Outro fator que pode ter influenciado a eficiência de remoção do fósforo na água, trata-se do crescimento e da decomposição de plantas. Durante o crescimento, as plantas absorvem fósforo para seu desenvolvimento, o que resulta na remoção deste na água.

Foram identificados sinais de clorose e necrose quando os indivíduos plantados atingiram a fase adulta, conforme demonstrado na Figura 28. No entanto, com a poda semanal, as plantas conseguiram se regenerar, gerar novos brotos a partir dos rizomas e continuar seu crescimento. Durante os 154 dias de operação dos sistemas, não foram observadas diferenças significativas entre o desenvolvimento das plantas nos sistemas. Contudo, a partir de março, algumas plantas não conseguiram se regenerar; e devido à morte, foi necessário realizar quatro

substituições, com plantas que já estavam sendo adaptadas gradualmente com a água sintética diluída. Tais substituições ocorreram em 18 de março, 8 de abril, 5 de maio e 4 de junho de 2024. Nesse sentido, a decomposição da biomassa vegetal em estado de senescência (processo de envelhecimento e morte das plantas) pode ter contribuído para os níveis de fósforo, uma vez que a capacidade de absorção da planta diminui à medida que se deteriora (Kröger et al., 2006; Baldovi et al., 2021; Abreu, 2019).

Figura 28 — Poda de plantas em estado de senescência.



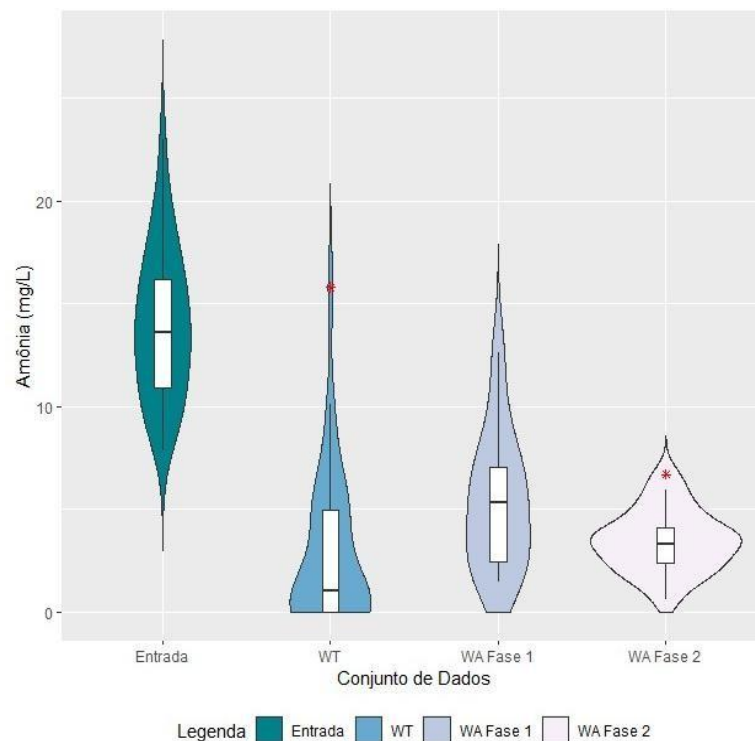
Fonte: Autora (2024).

5.3.4 Remoção de Amônia

Verificou-se que a distribuição dos dados no WT foi a mais estreita e com valores baixos de concentração de amônia, indicando que houve um desempenho consistente na remoção do parâmetro de forma eficaz e estabilidade ao longo do tempo. Com relação a distribuição dos dados da Fase 1 do WA, foi mais dispersa do que a do WT, o que indica uma maior variação nos valores de amônia na saída do sistema e, portanto, um sistema operando de forma menos estável. Na Fase 2 do WA, a distribuição foi mais estreita do que na Fase 1, o que demonstrou uma melhora no desempenho da operação do sistema, mas que não chegou a alcançar a estabilidade observada no WT.

Além das distribuições desses dados, na Figura 29, são exibidas as concentrações de amônia na entrada do meio sintético que variaram de 12,94 a 17,98 mg/L, com uma média de $15,46 \pm 2,51$ mg/L. No sistema WT houve redução da concentração de amônia para valores de $2,87 \pm 3,79$ mg/L. Na primeira fase do WA, a concentração média de amônia na saída foi de $6,49 \pm 4,81$ mg/L, enquanto na segunda fase foi de $3,81 \pm 1,84$ mg/L.

Figura 29 — Variação da concentração de Amônia.



Fonte: Autores (2024)

As remoções de amônia em termos percentuais foram de $55,36\% \pm 0,26$ para o WA na Fase 1, $75,72\% \pm 0,12$ para o WA na Fase 2, e $77,45\% \pm 0,29$ para o WT. O teste de ANOVA indicou uma diferença estatisticamente significativa entre os grupos (p -valor = 0,0051), o que sugere que há uma diferença significativa na eficiência de remoção de amônia entre as configurações de wetland. O teste de TukeyHSD mostrou que tanto a Fase 2 do WA quanto o WT tiveram remoções de amônia significativamente superior em relação à Fase 1 do WA, com os seguintes resultados de p -valor: 0,0284, entre WA Fase 2 e WA Fase 1; e 0,0034, entre WT e WA Fase 1. No entanto, não foi observada diferença estatisticamente significativa entre o WT e a Fase 2 do WA (p -valor = 0,3852), indicando que ambos os sistemas apresentaram eficiências semelhantes na remoção de amônia.

Esses resultados indicaram que o WT é o mais eficiente para a remoção de amônia, seguido pelo WA com 3 h/d de oxigenação, enquanto o WA com 1 h/d de oxigenação apresentou a menor eficiência. Consequentemente, a hipótese nula (H_0) foi rejeitada e a hipótese alternativa (H_1) foi aceita, mostrando que a diferença na configuração do wetland impacta a remoção de amônia.

De forma geral, os valores de pH observados nos sistemas se mantiveram próximos do limite inferior da faixa ideal para a atividade das bactérias nitrificantes, que são mais eficientes em um pH entre 7,0 e 8,0, permanecendo em uma margem aceitável para que ocorresse a nitrificação. A temperatura também esteve dentro da faixa considerada adequada para a nitrificação, que ocorre de maneira eficiente entre 15°C e 30°C. Embora as temperaturas dos sistemas não tenham sido encontradas dentro da faixa ótima para maximizar a taxa de nitrificação (entre 25°C e 30°C), ainda sim foram suficientemente próximas desses valores, e, portanto, adequadas para as atividades das bactérias nitrificantes (Wu et al., 2015; Zoppas et al., 2016).

Os sistemas WA com 3 h/d de oxigenação e WT demonstraram a maior eficiência na remoção de amônia devido à maior disponibilidade de oxigênio, que favoreceu a atividade das bactérias nitrificantes. Em contraste, o sistema WA com 1 h/d de aeração apresentou menor eficiência devido à insuficiência de oxigênio para suportar um processo de nitrificação eficaz.

Esses resultados são corroborados por pesquisas que indicam que a eficiência na remoção de amônia em wetlands construídos é fortemente dependente da disponibilidade de oxigênio e da operação do sistema (Linlin et al, 2023), sendo importante para o processo de nitrificação, que é realizado por bactérias autotróficas, como *Nitrosomonas* e *Nitrobacter*, que oxidam amônia a nitrito e depois a nitrato (Tan et al., 2021). Neste trabalho, é importante destacar que os níveis de oxigênio dissolvido, medidos antes da água sintética ser submetida aos sistemas, esteve na faixa ideal para maximização do processo ($OD > 2,0$ mg/L).

Nos estudos de Butterworth et al. (2013) e Stefanakis et al. (2019), é observado remoções significativas de amônia em sistemas de WC aerados continuamente, com pH entre 6,8 e 7,5, no qual é possível concluir que a aeração prolongada melhora as condições aeróbias e, consequentemente, a nitrificação.

Roth et al. (2021) obtiveram resultados satisfatórios na remoção de amônia (60,0 a 80%) utilizando 12 h como período de repouso nos sistemas vazios com diferentes ciclos de alagamento (48 h, 36 h, 24 h e 12 h), concluindo que, apesar de não haverem diferenças significativas, o período de alagamento/esvaziamento de 48 h/12 h foi o mais eficiente. Além das condições de pH, o autor destacou que o tempo de operação favoreceu os processos

metabólicos microbianos, tendo sido fundamental a presença de matéria orgânica no biofilme durante o alagamento para que o carbono e o nitrogênio fossem disponíveis para a comunidade microbiana durante o período seco.

Nesse sentido, Tan et al. (2021) confirmam que a nitrificação, essencial para a remoção de amônia, é significativamente influenciada pelo fornecimento adequado e constante de oxigênio. Por fim, os resultados indicaram que tanto o WT quanto o WA com 3 h/d de oxigenação foram os mais eficientes para a remoção de amônia, com desempenhos semelhantes, e que o WA com 1 h/d apresentou a menor eficiência.

5.3.5 Remoção de Nitrito

Os níveis de nitrito na entrada do meio sintético variaram até 0,30 mg/L, com uma média de $0,09 \pm 0,16$ mg/L. O sistema WT reduziu o nitrito para uma média de $0,06 \pm 0,10$ mg/L. No WA Fase 1, a média de nitrito na saída foi de $0,11 \pm 0,11$ mg/L, enquanto no WA Fase 2 essa média foi de $0,01 \pm 0,01$ mg/L.

As remoções de nitrito em termos percentuais foram de $42,14\% \pm 0,28$ para o WA Fase 1, $35,56\% \pm 0,26$ para o WA Fase 2, e $50,55\% \pm 0,27$ para o WT. O teste de Kruskal-Wallis indicou uma diferença estatisticamente significativa entre os grupos (p -valor = 0,01108), sugerindo que há uma diferença significativa na eficiência de remoção de nitrito entre as diferentes configurações de wetland. As comparações múltiplas pelo teste de TukeyHSD mostraram que o WT apresentou uma remoção significativamente superior em comparação com os sistemas WA Fase 1 e WA Fase 2.

Esses resultados indicaram que o WT com oxigenação *tidal flow* é o mais eficiente para a remoção de nitrito, seguido pelo WA Fase 1, e por último o WA Fase 2. Neste caso, a hipótese nula (H_0) foi rejeitada e a hipótese alternativa (H_1) foi aceita, indicando que a diferença na configuração do wetland interfere na remoção de nitrito.

Na primeira fase de WA, os níveis de OD variaram entre 1,61 mg/L e 3,29 mg/L (saída) e, embora esses dados indiquem que o sistema operou principalmente em condições aeróbias, esses valores mínimos de OD sugerem que, em certos momentos, o oxigênio disponível foi insuficiente para completar o processo de nitrificação, resultando em uma oxidação incompleta de amônia e, conseqüentemente, no acúmulo de nitrito ($0,55 \pm 0,26$ mg/L). Na segunda fase de WA, mesmo com as variações de OD (1,57 mg/L a 3,05 mg/L) também indicando condições de oxigenação abaixo do ideal em alguns períodos ($OD < 2$ mg/L), a concentração de nitrito foi menor ($0,36 \pm 0,27$ mg/L) em comparação com o WA Fase 1, indicando que o sistema foi mais

eficiente na segunda fase, possivelmente devido à melhor adaptação das bactérias nitrificantes e à otimização do período diário de aeração.

De acordo com Linlin et al. (2023), o acúmulo de nitrito pode ser resultado da nitrificação parcial, visto que quando o OD está acima de 2 mg/L, a nitritação (conversão de amônio em nitrito) é favorecida, mas a conversão de nitrito em nitrato (nitratação) pode ser limitada, levando ao acúmulo de nitrito. No presente estudo, os níveis de OD foram adequados para que houvesse a nitritação, mas, nos momentos em que o OD estava abaixo de 2 mg/L, pode ter sido insuficiente para completar a nitratação.

Com relação ao sistema WT, o sistema apresentou a maior variação nos níveis de OD (1,28 mg/L e 3,92 mg/L), o que pode ter impactado significativamente a eficiência da nitrificação. Além disso, o método intermitente do sistema WT pode ter contribuído para o acúmulo de nitrito ($0,61 \pm 0,27$ mg/L), isso porque durante os momentos em que o sistema estava seco, a atividade das bactérias nitrificantes pode ter sido temporariamente interrompida, e, nos momentos em que o OD estava baixo, foi insuficiente para converter toda a concentração de nitrito em nitrato, resultando em maior acúmulo em comparação aos outros sistemas. Esse acúmulo de nitrito também pode ocorrer devido à nitritação ser mais rápida que a nitratação em sistemas cuja disponibilidade de oxigênio é intermitente ou limitada, assim como em sistemas com regime de *tidal flow* e de aeração artificial intermitente. Na etapa de nitratação, as bactérias oxidantes de amônia (BOA) convertem amônia em nitrito em condições aeróbias; na nitritação, as bactérias oxidantes de nitrito (BON) convertem o nitrito em nitrato, sendo um processo que também requer oxigênio, mas que tende a ser mais lento e sensível à disponibilidade de oxigênio do que a nitritação (Tan et al., 2021; Wang et al., 2015).

Outro fator, conforme discutido por Tan et al. (2021), trata-se da competição entre bactérias heterotróficas e nitrificantes que pode impactar a eficiência do processo de nitrificação, mesmo quando os níveis de OD são adequados. Enquanto as bactérias heterotróficas consomem oxigênio para a degradação de matéria orgânica, o oxigênio pode reduzir temporariamente para as bactérias nitrificantes, resultando em uma oxidação incompleta de amônia e no acúmulo de nitrito.

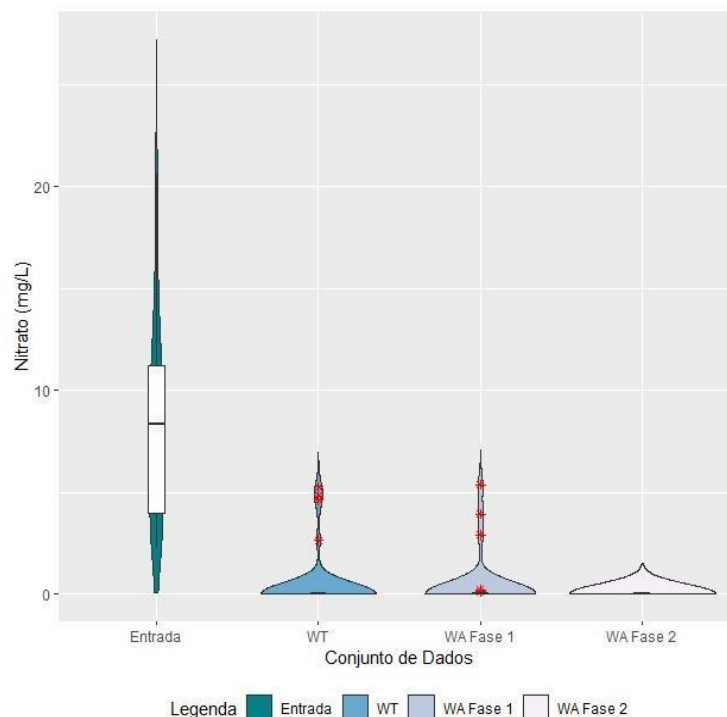
Portanto, apesar das boas condições de oxigenação propostas por esse estudo, a oxidação incompleta de amônia e o acúmulo de nitrito podem ser devido a fatores como a dinâmica de competição de microrganismos, a intermitência na disponibilidade de oxigênio e a variação nas atividades bacterianas durante o ciclo de tratamento (Tan et al., 2021; Wang et al., 2015).

5.3.6 Remoção de Nitrato

A análise da distribuição de nitrato nos sistemas indica que o WT apresentou estabilidade, com uma concentração consistente e eficiente de remoção de nitrato. Com relação ao WA Fase 1, mostrou a maior dispersão de dados, com flutuações nos níveis de nitrato na saída, o que sugere uma operação menos estável, possivelmente devido ao tempo de aeração mais curto. O WA Fase 2 demonstrou a maior estabilidade entre os sistemas, com uma distribuição mais concentrada, provavelmente devido ao aumento do tempo de aeração.

Conforme demonstrado na Figura 30, o gráfico de violino e boxplot ilustra a variação dos níveis de nitrato nos diferentes sistemas de tratamento. A concentração de nitrato na entrada do meio sintético variou de 3,05 a 11,38 mg/L, com uma média de $7,21 \pm 4,17$ mg/L. No sistema WT, a concentração de nitrato foi reduzida para uma média de $0,41 \pm 1,32$ mg/L. O sistema WA Fase 1 apresentou uma média de saída de nitrato de $0,42 \pm 1,28$ mg/L, enquanto no WA Fase 2, a concentração do parâmetro no meio sintético tratado não foi detectada pelo método, visto que apresentou uma concentração mínima menor do que 0,5 mg/l.

Figura 30 — Variação da concentração de Nitrato.



Fonte: Autores (2024)

As remoções de nitrato em termos percentuais foram de $91,26\% \pm 0,22$ para o WA Fase 1, $99,99\% \pm 0,00$ para o WA Fase 2, e $97,15\% \pm 0,06$ para o WT. O teste de Kruskal-Wallis

não indicou uma diferença estatisticamente significativa entre os grupos (p -valor = 0,08531), sugerindo que não há uma variação significativa na eficiência de remoção de nitrato entre as diferentes configurações de WC.

Isso significa que, embora o WA com aeração de 3 h/dia tenha apresentado a maior eficiência na remoção de nitrato, seguido pelo WT e, por último, o WA com aeração de 1 h/d, essa diferença não foi estatisticamente significativa. Dessa forma, a hipótese nula (H_0) foi aceita, indicando que a configuração do wetland não impactou significativamente a remoção de nitrato.

De forma geral, a remoção de nitrato pode ter ocorrido principalmente por meio da ação de bactérias desnitrificantes predominantemente facultativas, o que significa que elas podem realizar a desnitrificação em ambiente anóxico, e também em condições de baixo oxigênio. Dessa forma, a desnitrificação consiste na conversão do nitrato em nitrogênio gasoso, que ocorre quando o oxigênio dissolvido é insuficiente para propiciar processos aeróbios ($OD < 2$ mg/L) (Vymazal, 2007; Kadlec et al., 2009; Deng et al., 2024).

Nos sistemas, as médias de OD da água sintética após o tratamento foram de 2,45 mg/L no WA Fase 1, 2,31 mg/L no WA Fase 2, e 2,60 mg/L no WT, valores muito próximos do limiar de baixo oxigênio. Apesar de estarem um pouco acima desse nível ideal ($OD < 2$ mg/L), pode-se considerar que os microrganismos poderiam estar ocupando nichos criados no substrato ou no biofilme, onde o conteúdo do oxigênio fosse menor, o que, consequentemente, permitiu o consumo do oxigênio em condições adequadas para a desnitrificação, mesmo com valores médios de OD mais elevados no sistema como um todo (Deng et al., 2024).

Além disso, a presença de microrganismos facultativos onde o OD é ligeiramente maior, como 2 mg/L, pode ocorrer com respiração aeróbia e anaeróbia alternadas, permitindo que os processos de nitrificação, nas zonas mais oxigenadas, e desnitrificação, nas zonas de menor oxigenação, ocorram simultaneamente nos sistemas de WC (Wang et al., 2022; Deng et al., 2024).

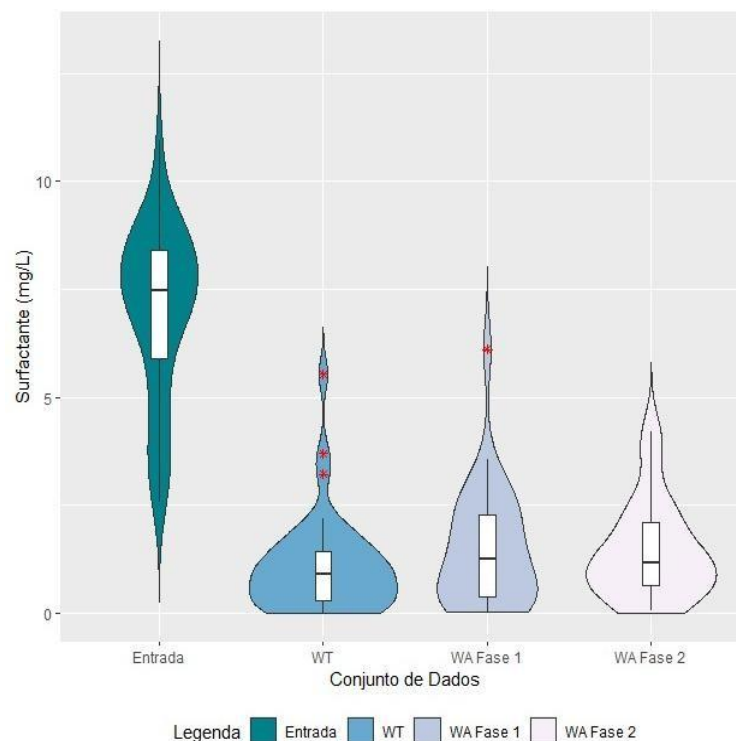
É importante destacar que a principal diferença entre o WT e os sistemas WA Fase 1 e Fase 2 foi o método de aeração, ainda que os resultados não tenham sido estatisticamente significativos para a remoção de nitrato. No WT, o método natural e alternado entre as fases de enchimento e drenagem criou variações na disponibilidade de oxigênio para o sistema, permitindo que os processos de nitrificação e desnitrificação ocorressem de forma mais eficiente (Linlin et al., 2023). No WA Fase 1, o tempo curto de aeração criou condições de baixo oxigênio por mais tempo, favorecendo mais a desnitrificação do que a nitrificação. O WA Fase 2, o tempo maior de aeração, conseguiu manter uma maior oxigenação, promovendo um

equilíbrio mais eficiente entre nitrificação e desnitrificação (Zhang et al., 2022). Assim, o WT e o WA Fase 2 se destacaram por sua maior eficiência na remoção de nitrato, sendo o WA Fase 2 mais estável com relação a distribuição de dados, enquanto o WA Fase 1 também obteve um desempenho ótimo, mas menos estável do que os demais devido ao tempo de aeração mais curto.

5.3.7 Remoção de Alquilbenzeno Sulfonato Linear (LAS)

O sistema WT apresentou maior estabilidade, com menor variação na distribuição de dados, indicando uma remoção consistente do surfactante ao longo do tempo. O WA Fase 1, por outro lado, apresentou uma maior variabilidade, enquanto o WA Fase 2 mostrou uma melhora em relação à Fase 1, com maior estabilidade. Na Figura 31, observa-se os cenários em que há variação nos níveis de surfactante nos diferentes sistemas de tratamento.

Figura 31 — Variação da concentração de LAS.



Fonte: Autores (2024)

A concentração inicial de surfactante no meio sintético variou de 5,22 a 9,26 mg/L, com uma média de $7,24 \pm 2,03$ mg/L. No sistema WT, a concentração de surfactante foi reduzida

para uma média de $1,08 \pm 1,10$ mg/L. No sistema WA Fase 1, a média de saída de surfactante foi de $1,38 \pm 1,51$ mg/L, enquanto no WA2, a média foi de $1,50 \pm 1,03$ mg/L.

As remoções de surfactante em termos percentuais foram de $75,65\% \pm 0,15$ para o WA Fase 1, $82,07\% \pm 0,15$ para o WA Fase 2, e $84,40\% \pm 0,15$ para o WT. De acordo com o teste de ANOVA, a diferença estatística não é significativa entre os grupos (p -valor = 0.337), indicando que não há uma variação significativa na eficiência de remoção de surfactante entre as diferentes configurações de wetland.

Mesmo não havendo diferenças significativas entre os grupos, os resultados demonstram que o sistema WT, utilizando regime de *tidal flow*, destacou-se mais na eficiência de remoção de surfactantes, seguido pelo WA Fase 2 com oxigenação de 3 h/d, e pelo WA Fase 1 com oxigenação de 1 h/d. De tal modo, a hipótese nula (H_0) foi aceita, e a hipótese alternativa (H_1) foi rejeitada, indicando que a diferença na configuração do wetland não impactou significativamente a remoção de surfactantes.

Segundo Vymazal (2007), a aeração, embora benéfica, pode não ser suficiente para uma degradação ótima de surfactantes quando limitada. Na Fase 2, onde a aeração foi aumentada para 3 horas diárias, a eficiência subiu para 82,07%. Wang et al. (2023) afirmam que uma maior oferta de oxigênio pode melhorar significativamente a biodegradação dos surfactantes ao favorecer uma atividade microbiana mais intensa.

Em paralelo a isso, o sistema WT, com aeração *tidal flow*, obteve a maior eficiência (84,40%). Nesse caso, os ambientes de oxigenação e baixa concentração de oxigênio criados alternadamente promoveram condições ideais para a atividade microbiana que degrada surfactantes, conforme discutido por Wang et al. (2023).

Feitosa (2023) utilizou a espécie *E. subalatus* em sistemas de WC não aerados e obteve reduções inferiores do surfactante aniônico ($64\% \pm 16,9$ de 4,3 mg/L). Ademais, Bermúdez também utilizou a mesma espécie em sistemas de WC não aerado e observou a redução de 88,62% de remoção de LAS em 30,15 mg/L com o sistema composto por areia lavada e tijolo cerâmico. Assim, a autora destacou o uso dos substratos de concha marinha, tijolo cerâmico e areia lavada como um diferencial na remoção de 94,09% de LAS. Para Thomas et al. (2017), as altas taxas de remoção de LAS, observadas tanto nos sistemas plantados quanto nos não plantados, indicaram que os sistemas de WC possuem um alto potencial de degradação de LAS. Entretanto, após identificar uma concentração significativa de LAS no sistema não plantado, o autor concluiu que a presença de vegetação aumenta a eficiência do tratamento do parâmetro estudado. Por fim, é importante destacar que todos estes autores relataram a eficiência de remoção de LAS nos sistemas com à adsorção ou formação de biofilmes na superfície do

substrato, o que sugere que os resultados, principalmente, de WA na primeira fase, estejam relacionados ao período de formação e estabilização da comunidade microbiana no substrato, cuja estabilização pode levar até 100 dias para ocorrer (Roth et al., 2021).

Acrescenta-se que não foram encontrados na literatura estudos sobre a remoção de LAS com a utilização dos sistemas wetland construído *tidal flow* ou wetland construído com aeração artificial, o que limitou a comparação dos dados obtidos com outros trabalhos. A pesquisa foi feita nas bases de dados Science Direct e Web of Science com as palavras-chaves: "wetland", "tidal flow", "linear alkylbenzene sulfonated" e "aeration".

5.3.8 Análise comparativa entre as tecnologias e os ciclos de operação

O teste t-pareado comparou os valores dos parâmetros entre os ciclos de 48 h e 72 h dentro de cada sistema (WT, WA Fase 1 e WA Fase 2), conforme pode ser observado na Tabela 5.

Tabela 5 — Comparações dos parâmetros entre os ciclos (48 h e 72 h) no teste t-pareado.

Parâmetro	Teste t-pareado (p-valor)		
	WA Fase 1	WA Fase 2	WT
DQO	0,01293	0,2079	0,166
OD	0,4987	0,7566	0,04479
Fósforo	0,3304	0,0911	0,9818
Amônia	0,1263	0,686	0,8259
Nitrito	0,1528	0,3971	0,6027
Nitrato	0,09429	0,7198	0,5187
Surfactante	0,9657	0,6718	0,507

Fonte: Autora (2024).

A comparação dos ciclos de 48h e 72h indicou que, para os parâmetros de fósforo, amônia, nitrito, nitrato e surfactante, não houve diferença significativa entre os ciclos em nenhum dos sistemas analisados.

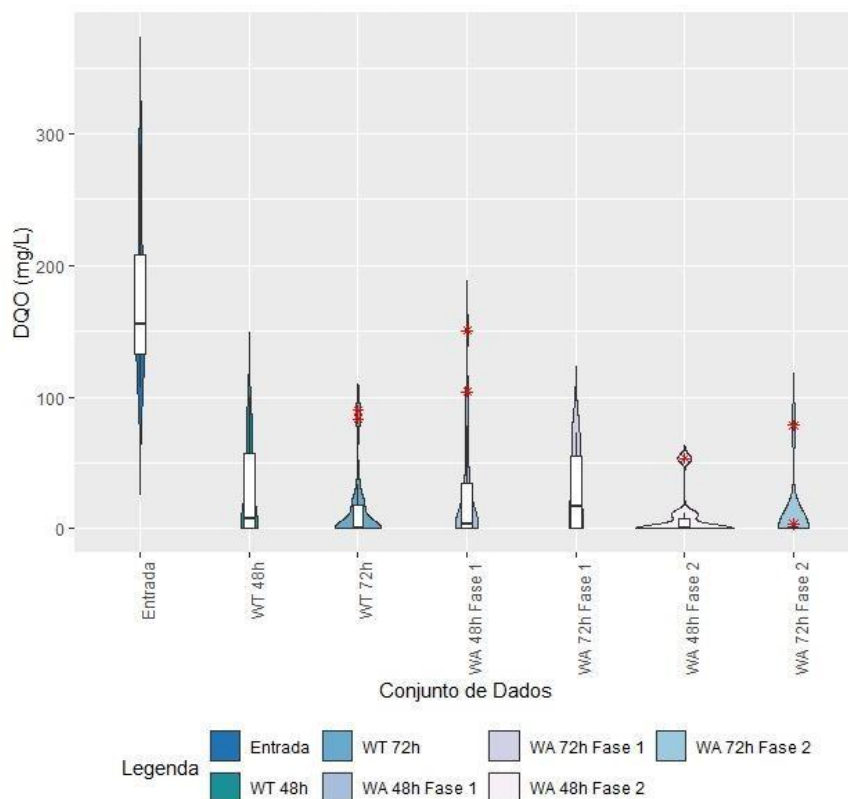
No entanto, observou-se uma diferença significativa entre os ciclos de 48h e 72 h no sistema WA Fase 1 em relação à DQO, que pode ser observada pela dispersão dos dados no ciclo de 48 h, no qual apresenta uma maior variação em comparação ao ciclo de 72 h, portanto, considerando que este último tem uma distribuição mais concentrada, verificou-se nele uma maior estabilidade e melhor eficiência em 88,98% de remoção de DQO, enquanto o ciclo de 48h obteve 75,52%. Dessa forma, é notório que, em WA Fase 1, o ciclo de 72 h foi mais eficiente na degradação da matéria orgânica, pois houve uma exposição ao oxigênio mais

prolongada, permitindo que processos de biodegradação ocorressem de forma mais completa (Linlin et al., 2023).

Com relação à segunda fase de WA e WT, as distribuições dos dados para os ciclos de 48 h e 72 h foram mais próximas em ambos os sistemas, não havendo diferença significativa entre os dois ciclos em termos de remoção de DQO. Para o WT, a remoção de DQO foi de 87,67% no ciclo de 48h e de 91,53% no ciclo de 72h, mostrando que ambos os ciclos mantiveram uma eficiência estável. Na segunda fase do WA, os resultados de remoção de DQO foram altos em ambos os ciclos: 96,55% no ciclo de 48h e 95% no ciclo de 72h.

De forma geral, é importante destacar que o sistema que mais se destacou na remoção do parâmetro foi o WA na fase 2, com ciclo de 48 h, conforme apresentado na Figura 32.

Figura 32 — Comparação da remoção de DQO nos ciclos de 48h e 72h para WT, WA Fase 1 e WA Fase 2.



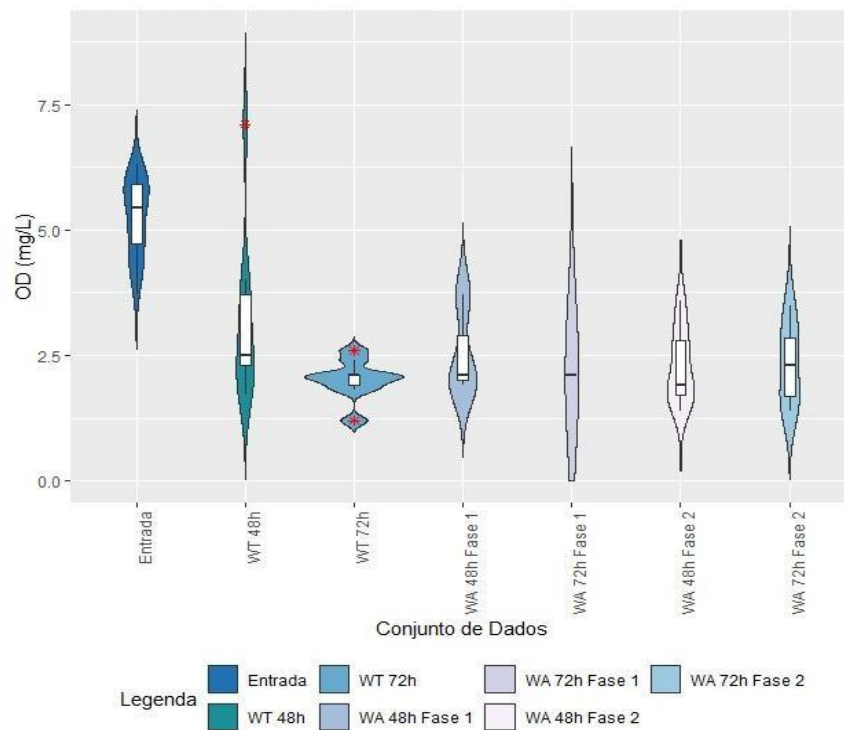
Fonte: Autora (2024).

Além disso, verificou-se, principalmente em WA Fase 1, que o ciclo de 48 h foi o suficiente para que houvesse a remoção ótima da matéria orgânica, não havendo benefícios de remoção do parâmetro ao prolongar o tempo de operação para 72 h. No caso do WT, o ciclo de enchimento e o período em que esteve seco pode ter mantido a eficiência estável em ambos os

ciclos, enquanto que na segunda fase do WA, o aumento do tempo de oxigenação para 3 h/d pode ter sido suficiente para manter a eficiência tanto no ciclo de 48h quanto no de 72h.

Esses dados são semelhantes aos encontrados na literatura, cuja eficiência é atribuída tanto às condições aeróbias e anaeróbias promovidas de formas intercaladas tanto em sistemas por *tidal flow*, como pela aeração artificial intensa favorecendo a biodegradação da matéria orgânica. Nesse sentido, Zhang et al. (2022) obtiveram uma remoção de DQO de 97,4% no ciclo de 48 h para o sistema de *tidal flow* e de 93,8% para o sistema aerado artificialmente com taxa de aeração artificial de 1000 mL/min, sendo aplicada por 5 dias por semana. No ciclo de 72 h, a remoção foi melhor no *tidal flow* (>90%) do que no sistema aerado artificialmente (>80%). Desse modo, os autores concluíram que, para o sistema de *tidal flow*, o ciclo de 72 h apresentou os maiores valores de remoção; enquanto que, para o sistema aerado artificialmente, o ciclo de 48 h se destacou, assim como observado neste trabalho.

Figura 33 — Comparação do consumo de OD nos ciclos de 48h e 72h para WT, WA Fase 1 e WA Fase 2.



Fonte: Autora (2024).

A distribuição dos dados de OD, demonstrada na Figura 33, mostrou uma variação significativa no sistema WT entre os ciclos de 48 h e 72 h, isso significa que o tempo do ciclo afetou diretamente o OD nessa configuração de sistema.

O sistema WT, por operar com ciclos alternados entre 48 h e 72 h, apresentou variações nos níveis de OD, com o ciclo de 48 h mantendo níveis de oxigenação mais elevados ($3,18 \text{ mg/L} \pm 1,58$) em comparação ao ciclo de 72 h ($2,02 \text{ mg/L} \pm 0,37$). Esse comportamento pode estar relacionado à disponibilidade de oxigênio ao longo dos ciclos de enchimento e secagem, cujo oxigênio presente no sistema foi consumido pelos processos biológicos, como a respiração de microrganismos e a nitrificação. No entanto, como o ciclo de 48 h é mais curto, identifica-se níveis mais altos de OD. Por outro lado, no ciclo de 72 h, o sistema permanece mais tempo sem reabastecimento de oxigênio. Dessa forma, ao longo do ciclo, o oxigênio foi gradualmente consumido, não havendo reposição até o final do ciclo, o que levou a uma queda maior nos níveis de OD (Linlin et al., 2023).

Nos sistemas WT e WA Fase 1, não foi identificado diferenças estatísticas entre os ciclos. No WA Fase 1, o ciclo de 48 h apresentou uma média de OD de $2,57 \text{ mg/L} \pm 0,81$, enquanto o ciclo de 72 h apresentou uma média mais baixa de $1,87 \text{ mg/L} \pm 0,56$, indicando que a maior exposição do sistema a ciclos mais longos também resultou em um consumo de oxigênio mais significativo ao longo do tempo. No WA Fase 2, o ciclo de 48 h manteve uma média de OD de $2,3 \text{ mg/L} \pm 0,74$, e o ciclo de 72 h foi semelhante, com $2,33 \text{ mg/L} \pm 0,75$, sugerindo que esse sistema teve uma melhor capacidade de manter níveis estáveis de oxigênio, independentemente do ciclo, o que pressupõe que teve a maior eficiência na aeração intermitente. De acordo com Taylor e Bishop (1989), o OD inferior a $0,5 \text{ mg/L}$ é propício à desnitrificação, identificando que a concentração ideal de OD para nitrificação foi de 2,0 a $3,0 \text{ mg/L}$.

Em relação à remoção da carga nitrogenada nos sistemas estudados, mesmo não havendo diferença estatística entre os ciclos, observa-se que o WA Fase 2 se destacou como o mais eficiente, tanto no ciclo de 48h quanto no ciclo de 72h, apresentando os melhores resultados, principalmente na remoção de amônia ($76,52\%$ em 48 h e $71,00\%$ em 72 h) e nitrato atingindo uma eficiência de $99,99\%$ em ambos os ciclos.

No que se refere ao WT, este sistema apresentou uma maior eficiência na remoção de nitrito, principalmente no ciclo de 48h, com $59,54\%$ de remoção, sugerindo que o regime de *tidal flow* favoreceu as condições ideais para a conversão de amônia em nitrito. No entanto, seu desempenho na remoção de amônia e nitrato foi um pouco inferior ao do WA Fase 2, alcançando, respectivamente $64,44\%$ e $42,05\%$ de redução dos parâmetros em 72 h.

Por sua vez, o WA Fase 1, apresentou os menores índices de remoção de amônia e nitrito no ciclo de 72 h em comparação ao ciclo de 48 h, cuja remoção atingiu apenas $47,00\%$ de

amônia e 39,15% de nitrito, indicando que, mesmo com a aeração intermitente, o sistema não foi tão eficaz como o WA Fase 2 e o WT na remoção desses compostos nitrogenados.

De forma geral, conclui-se que o WA Fase 2 foi o sistema mais eficiente na remoção da carga nitrogenada, com um desempenho consistente e elevado tanto no ciclo de 48 h quanto no de 72 h. Sendo a presença de maior tempo de oxigenação (3 h/dia) o fator que contribuiu para a eficiência do sistema na conversão de compostos nitrogenados, proporcionando melhores condições para que a nitrificação e desnitrificação ocorresse da forma mais completa (Linlin et al., 2023).

Conforme Zhang et al. (2022), foi observado que os resultados de remoção de amônia foram similares em ambos os ciclos (>95%). No sistema de *tidal flow*, o ciclo de 48 h (>75%) apresentou melhores resultados em comparação com o ciclo de 72 h (>60%). Desse modo, foi verificado pelos autores que os mecanismos para alta remoção de nitrogênio nos sistemas de WC incluíram a nitrificação e desnitrificação simultâneas, a oxidação anaeróbia de amônia e a absorção de plantas.

5.3.9 Relação C / N na remoção de matéria orgânica e nitrogênio

A análise da relação C/N nos sistemas estudados WA (Fase 1 e 2) e WT revela informações importantes sobre a eficiência de remoção de matéria orgânica e compostos nitrogenados. De acordo com Zhang et al. (2022), a relação C/N é um indicador sobre como os processos de degradação de carbono e remoção de nitrogênio estão ocorrendo nos sistemas de WC, e está diretamente relacionada à quantidade de carbono disponível para os processos biológicos em comparação com a quantidade de nitrogênio presente.

No sistema WA Fase 2, foi identificado uma menor relação de C/N (2,25), indicando uma alta eficiência na remoção tanto da matéria orgânica quanto de compostos nitrogenados. Com remoções de 94,06% de DQO, 75,72% de amônia e 99,99% de nitrato, o sistema demonstrou uma excelente capacidade de promover os processos de nitrificação e desnitrificação. Dessa forma, o aumento do tempo de aeração para 3 h/d indicou melhorias na remoção de nitrogênio, permitindo uma maior conversão de amônia em nitrato e, em sequência, a desnitrificação.

Por outro lado, o sistema WA na primeira fase, com uma relação C/N média (3,38), apresentou remoções de 81,04% de DQO e 55,36% de amônia, mas com uma eficiência menor para a remoção de nitrito (42,14%) e nitrato (91,26%), indicando que o tempo de aeração de 1 h/d não foi suficiente para alcançar completamente os processos de nitrificação e

desnitrificação, resultando em um acúmulo maior de compostos nitrogenados. Considerando que havia uma quantidade significativa de carbono disponível, é importante ressaltar que a capacidade de remoção de nitrogênio foi limitada, possivelmente devido à insuficiência de oxigênio para promover a nitrificação completa.

Com relação ao sistema WT, apresentou a maior relação C/N (6,85), com uma remoção de 86,56% de DQO, 77,45% de amônia e 97,15% de nitrato. Dessa forma, a maior proporção de carbono em relação ao nitrogênio sugere que o processo de desnitrificação foi menos eficiente, resultando em uma menor conversão de nitrito em nitrato, o que foi evidenciado pela menor remoção de nitrito (50,55%).

De forma geral, a análise da relação C/N nos sistemas demonstrou que o WA Fase 2, com maior tempo de aeração, foi o mais eficiente na remoção de matéria orgânica e compostos nitrogenados, refletido na sua menor relação C/N. Por outro lado, no WA Fase 1, com aeração limitada, mostrou uma relação C/N intermediária, sugerindo uma menor eficiência na remoção de compostos nitrogenados. Por fim, o WT, com a maior relação C/N, apresentou boa remoção de DQO e compostos nitrogenados, mas com limitação no processo de desnitrificação devido ao regime de enchimento e secagem, o que resultou em maior acúmulo de nitrito.

É importante ressaltar que para que o processo biológico de remoção de nitrogênio ocorra de maneira eficiente, é essencial garantir a alternância entre condições aeróbias, para a nitrificação, e anaeróbias, para a desnitrificação. Dessa forma, na fase de desnitrificação, o nitrato, nitrito e óxido nítrico são reduzidos, ocorrendo principalmente em ambientes sem oxigênio dissolvido (Zhu et al., 2021). Assim, quando a água apresenta uma baixa relação C/N, há uma limitação na disponibilidade de carbono, o que dificulta o processo de desnitrificação, comprometendo a remoção efetiva de nitrogênio (Tan et al., 2021).

6 CONCLUSÃO

Este estudo avaliou o desempenho comparativo de sistemas de wetland construído aerado artificialmente (em duas fases) e com regime *tidal flow*, na remoção de matéria orgânica e compostos nitrogenados de uma água sintética que simula as condições de poluição do Rio Cocó. Para plantio nos sistemas, a espécie escolhida foi a *E. subalatus*, pois foi a única que se adaptou com sucesso, enquanto a *E. crassipes* não resistiu após 21 dias de aclimação.

Os resultados indicaram que o sistema Wetland Construído Aerado, com um tempo de aeração de 3 horas por dia, foi o mais eficiente na remoção de poluentes, refletido pela menor relação C/N e pelas elevadas taxas de remoção de DQO (94,06%), amônia (75,72%) e nitrato (99,99%).

Por outro lado, o Wetland Construído Aerado, com apenas 1 hora de aeração por dia, apresentou uma eficiência intermediária, com remoção de 81,04% de DQO, 55,36% de amônia e 91,26% de nitrato. Considerando que o tempo de aeração afetou negativamente a remoção dos compostos nitrogenados, é notório que a quantidade de oxigênio disponível não foi suficiente para os processos de nitrificação, resultando em uma menor eficiência comparada ao WA com 3 h/d de aeração.

O Wetland Construído *Tidal Flow*, com a maior relação C/N, destacou-se pela sua boa capacidade de remover matéria orgânica (86,56%) e amônia (77,45%). Contudo, sua eficiência na desnitrificação foi menor, evidenciada pela remoção mais baixa de nitrito (50,55%).

Posto isso, destaca-se a aeração artificial nos sistemas de wetlands construídos como melhoria na remoção de compostos orgânicos e nitrogenados. Podendo concluir que o aumento do tempo de aeração artificial mostrou-se eficaz na otimização da nitrificação e desnitrificação, como observado no sistema WA Fase 2.

Esses resultados são de grande importância para o desenvolvimento de tecnologias baseadas na natureza, pois demonstram como os wetlands construídos podem ser adaptados para atender às necessidades específicas de remoção de poluentes, que podem ser aplicadas na despoluição de corpos hídricos poluídos, como o Rio Cocó, e na recuperação da qualidade ambiental.

REFERÊNCIAS

- ABREU, C. G. de. **Estudo de caso sobre tratamento de esgoto sanitário através de wetlands construídos em escala real no sudeste brasileiro**: questões operacionais, eficiências de tratamento e interferências do tempo de operação e da sazonalidade. 2019. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Universidade de São Paulo, São Paulo, 2019.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO (BRASIL). **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil 2020**: informe anual. Brasília: Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico, 2020.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO (BRASIL). **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil 2022**: informe anual. Brasília: Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico, 2022.
- AHMED, T., ZOUNEMAT-KERMANI, M., E SCHOLZ, M. Climate Change, Water Quality And Water-Related Challenges: A Review with Focus on Pakistan. **International Journal of Environmental Research and Public Health** 2020, Basileia, Suíça, v. 17, n. 17, p. 8518, 2020.
- ANAWAR, H. M.; CHOWDHURY, R. Remediation of polluted river water by biological, chemical, ecological and engineering processes. **Sustainability**, Basileia, Suíça, v. 12, n. 17, p. 7017, 2020.
- ANJINHO, P. S. **Modelagem distribuída da poluição pontual e difusa dos sistemas hídricos da bacia hidrográfica do ribeirão do Lobo, Itirapina-SP**. 2019. Dissertação (Mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2019.
- APARUPA, S.; SHUKLA, B. K.; BANSAL, V. Sustainable design of textile industry effluent treatment plant with constructed wetland. **Materials Today: Proceedings**, Noida, Índia, v. 61, p. 174-185, 2022.
- APHA. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 23rd ed. **Washington: American Public Health Association**, Washington, 2022.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 9648**: Estudo de concepção de sistemas de esgoto sanitário. Rio de Janeiro: ABNT, 1986.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 9898**: preservação e técnicas de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores. Rio de Janeiro: ABNT, 1997.
- AZEVEDO, C. A. Composição e propriedades físico-químicas de tijolos queimados e sua aplicação em sistemas de tratamento de águas residuais. **Revista de Engenharia Ambiental**, v. 9, n. 2, p. 123-131, 2004.
- BABATUNDE, A. O.; ZHAO, Y. Q. Constructed wetlands for environmental pollution control: A review of developments, research and practice. **Environmental International**, v. 35, n. 5, p. 647-659, 2009.

BALDOVI, A. A., DE BARROS AGUIAR, A. R., BENASSI, R. F., VYMAZAL, J., DE JESUS, T. A. Phosphorus removal in a pilot scale free water surface constructed wetland: hydraulic retention time, seasonality and standing stock evaluation. **Chemosphere**, v. 266, n. 128939, 2021.

BERMÚDEZ, V. M. S. **Sistema de wetland construído com macrófita nativa *Echinodorus subalatus* para tratamento de águas cinzas**. 2022. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais.) - Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2022.

BRASIL. Conselho Nacional de Meio Ambiente. Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011. **Diário Oficial da União**: Brasília, DF, 2011.

BRASIL. Decreto n. 97.632, de 10 de abril de 1989. Dispõe sobre a proteção dos corpos de água e estabelece normas para a preservação da qualidade ambiental. **Diário Oficial da União**: Brasília, DF, 12 abr. 1989.

BRASIL. Lei n. 11.445, de 5 janeiro de 2007. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico. **Diário Oficial da União**: seção 1, Brasília, DF, p. 3, 21 jun. 2010.

BUTTERWORTH, G. DOTRO, M. JONES, A. RICHARDS, P. ONUNKWO, Y. NARROWAY, B. JEFFERSON. Effect of artificial aeration on tertiary nitrification in a full-scale subsurface horizontal flow constructed wetland. **Ecological Engineering**, Países Baixos, v. 54. p. 236-244, 2013.

CELIS, G. S. **Participação da macrófita *Typha domingensis* na remoção de nutrientes de esgoto sanitário em wetlands construídos**. 2016. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2016.

COMPANHIA DE ÁGUA E ESGOTO DO CEARÁ. Ceará universalizado: parceria público-privada para serviços de esgotamento sanitário vai universalizar a qualidade de vida dos cearenses. **Revista Cagece**, Ceará, v. 7, n. 17, 2022.

CHAND, N.; SUTHAR, S.; KUMAR, K. Wastewater nutrients and coliforms removals in tidal flow constructed wetland: Effect of the plant (*Typha*) stand and biochar addition. **Journal of Water Process Engineering**, Países Baixos, v. 43, n. 102292, 2021.

CHEN, Q.; AN, X.; LI, H.; SU, J.; MA, Y.; ZHU, Y. G. Long-term field application of sewage sludge increases the abundance of antibiotic resistance genes in soil. **Environment International**, Países Baixos, v. 92, p. 1-10, 2016.

CHUNKAO, K., NIMPEE, C., DUANGMAL, K. The King's initiatives using water hyacinth to remove heavy metals and plant nutrients from wastewater through Bueng Makkasan in Bangkok, Thailand. **Ecological Engineering**, Países Baixos, v. 39, p. 40-52. 2012.

CONG-YUN ZHU, JUN-FENG WANG, QU-SHENG LI, LI-LI WANG, GUAN-HUI TANG, BAO-SHAN CUI, JUNHONG BAI, Integration of CW-MFC and anaerobic granular sludge to explore the intensified ammonification-nitrification-denitrification processes for nitrogen removal. **Chemosphere**, v. 278, n. 130428, 2021.

CONTRERAS, B. S. **Avaliação quali-quantitativa de impactos da revitalização do leito desconectado do rio Tubarão**. 2018. Tese (Doutorado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2018.

CROSS, K.; TONDERA, K.; RIZZO, A.; ANDREWS, L.; PUCHER, B.; ISTENIČ, D.; KARRES, N.; MCDONALD, R. Nature-Based Solutions for Wastewater Treatment. **IWA Publishing**, v. 1, 2021.

COSTA, M. E. L., CARVALHO, D. J., KOIDE, S. Assessment of Pollutants from Diffuse Pollution through the Correlation between Rainfall and Runoff Characteristics Using EMC and First Flush Analysis. **Water**, v. 13, n. 18, 2021.

DA SILVA, J. C. A. **Bacias Hidrográficas Urbanizadas: Renaturalização, revitalização e recuperação. Um estudo da bacia do Jaguaré**. 2017. Tese (Doutorado em Engenharia Hidráulica e Ambiental) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2017.

DEBELE, S. E.; SON, Y. J.; DHIRAJ, R.; SAMAL, A.; LEE, G. N. Nature-based solutions for hydro-meteorological hazards: Revised concepts, classification schemes and databases. **Environmental Research**, Estados Unidos, v. 179, n. 108799, 2019.

DE FEO, G.; LOFRANO, G.; BELGIOMO, V. High-strength wastewater treatment with constructed vertical-flow wetland filters. **Water Science and Technology**, Londres, v. 51, p. 139-146, 2005.

DELL'OSBEL, N.; COLARES, G. S.; OLIVEIRA, G. A.; et al. Hybrid constructed wetlands for urban wastewater treatment: Increased nutrient removal and landscape potential. **Ecological Engineering**, Países Baixos, v. 158, n. 106072, 2020.

DENG, Y.; LIU, W.; THI, N. T.; DI, H. J.; LIAN, Y.; YANG, J.; A, D.; QIU, R. Exploring the efficiency of tide flow constructed wetlands for treating mariculture wastewater: A comprehensive study on antibiotic removal mechanism under salinity stress. **Water Research**, Reino Unido, v. 258, n. 121738, 2024.

DOTRO, G.; LANGERGRABER, O.; MOLLE, P.; NIVALA, J.; PUIGAGUT, J.; STEIN, O.; VON SPERLING, M. Tecnología de Humedales para tratamiento. Londres, Inglaterra: **IWA Publishing**, 2017.

FEITOSA, A. P. **Tecnologia de wetlands construídos em escala de bancada para tratamento de água cinza**. 2023. Dissertação (Mestrado em Tecnologia e Gestão Ambiental) - Instituto Federal do Ceará, Fortaleza, 2023.

FENG, W.; LIU, Y.; GAO, L. Stormwater treatment for reuse: Current practice and future development – A review. **Journal of Environmental Management**, Reino Unido, v. 301, n. 113830, 2021.

FINDLAY, S. J.; TAYLOR, M. P. Why rehabilitate urban river systems?. **Area**, v. 38, n. 3, p. 312-325, 2006.

FOLADORI, P.; RUABEN, J.; ORTIGARA, A. R. C. Recirculation or artificial aeration in constructed vertical flow wetlands: a comparative study for the treatment of high-load wastewater. **Bioresource Technology**, Reino Unido, v. 149, p. 398-405, 2013.

GHOSH, A.; ORASUGH, J. T.; CHATTOPADHYAY, D. Constructed wetlands: the traditional system. In: SHAH, M. P. **Recent trends in constructed wetlands for industrial wastewater treatment**. 1. Ed. Singapura: Springer, 2023.

GIRI, S. Water quality prospective in Twenty First Century: Status of water quality in major river basins, contemporary strategies and impediments: A review. **Environmental Pollution**, Reino Unido, v. 271, n. 116332, 2021.

GU, X., HE, S., HUANG, J. Efficient utilization of *Iris pseudacorus* biomass for nitrogen removal in constructed wetlands: Combining alkali treatment. **Environmental Pollution**, Reino Unido, v. 291, n. 118170, 2021.

HAGHNAZAR, H., SABBAGH, K., JOHANNESSON, K. H., POURAKBAR, M., AGHAYANI, E. Phytoremediation capability of *Typha latifolia* L. to uptake sediment toxic elements in the largest coastal wetland of the Persian Gulf. **Marine Pollution Bulletin**, Reino Unido v. 188, n. 114699, 2023.

HENRY-SILVA, G. G.; CAMARGO, A. F. M. Nutritive value of floating aquatic macrophytes (*Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes* and *Salvinia molesta*) used in the treatment of aquaculture effluents. **Acta Scientiarum**, Brasil, v. 24, p. 519-526, 2002.

HENRY-SILVA, G. G.; CAMARGO, A. F. M. Tratamento de efluentes de carcinicultura por macrófitas aquática flutuantes. **Revista Brasileira de Zootecnia**, Brasil, v. 37, n. 2, p. 181-188, 2008.

HU, Y.; ZHAO, X.; ZHAO, Y. Achieving high-rate autotrophic nitrogen removal through the Canon process in a constructed wetland with modified single-bed tidal flow. **Chemical Engineering Journal**, Suíça, v. 237, p. 329-335, 2014.

IUCN. **Guidance for using the IUCN Global Standard for Nature-based Solutions: first editions**. Gland, Switzerland: IUCN, 2020. Disponível em: <https://www.iucn.org/>. Acesso em: 4 jul. 2023.

JENA, G., DUTTA, K., DAVEREY, A. Surfactants in water and wastewater (greywater): Environmental toxicity and treatment options. **Chemosphere**, Reino Unido, v. 341, n. 140082, 2023.

JIA, W.; ZHANG, J.; WU, J.; XIE, H.; ZHANG, B. Effect of intermittent operation on contaminant removal and plant growth in wetlands constructed by vertical flow: a microcosm experiment. **Dessalination**, Países Baixos, v. 262, n. 1-3, p. 202-208, 2010.

JING PAN, HEXIN FEI, SIYU SONG, FANG YUAN, LONG YU. Effects of intermittent aeration on pollutants removal in subsurface wastewater infiltration system. **Bioresource Technology**, Reino Unido, v. 191, p. 327-331, 2015.

KADLEC, R. H.; WALLACE, S. D. **Treatment Wetlands**. 2. ed. Boca Raton: CRC Press, 2009.

KUBOTA, L. A. de A.; ORFÃO, N. H. Doenças de Veiculação Hídrica: Uma análise do perfil a partir da literatura. **Research, Society and Development**, Brasil, v. 12, n. 11, 2023.

KRÖGER, R.; HOLLAND, M. M.; MOORE, M. T.; COOPER, C. M. Senescence of Wetland Plants and the Release of Phosphorus in Agricultural Drainage Ditches. **Environmental Pollution**, Reino Unido, v. 141, n. 1, p. 154-160, 2006.

LABELLA, A., CANIANI, D., HUGHES-RILEY, T., MORRIS, R. H., NEWTON, M. I., HAWES, P., PUIGAGUT, J., GARCÍA, J., UGGETTI, E. Assessing the economic suitability of aeration and the influence of bed heating on constructed wetlands treatment efficiency and life-span. **Ecological Engineering**, Países Baixos, v. 83, p. 184–190, 2015.

LI, L.; HE, C.; JI, G.; ZHI, W.; SHENG, L. Nitrogen removal pathways in a tidal flow constructed wetland under flooded time constraints. **Ecological Engineering**, Países Baixos, v. 81, p. 266-271, 2015.

LI, W., ZHU, J., LOU, Y., FANG, A., ZHOU, H., LIU, B., XIE, G., XING, D. MnO₂/tourmaline composites as efficient cathodic catalysts enhance bioelectroremediation of contaminated river sediment and shape biofilm microbiomes in sediment microbial fuel cells. **Applied Catalysis B: Environmental**, Países Baixos, v. 278, n. 119331, 2020.

LI, X., LI, Y., LI, Y., WU, J. The phytoremediation of water with high concentrations of nitrogen and phosphorus contamination by three selected wetland plants. **Journal of Water Process Engineering**, v. 40, n. 101828, 2021.

LI, X., ZHU, W., MENG, G., ZHANG, C., GUO, R. Efficiency and kinetics of conventional pollutants and tetracyclines removal in integrated vertical-flow constructed wetlands enhanced by aeration. **Journal of Environmental Management**, v. 273, n. 111120, 2020.

LIN, L., YANG, H., XU, X. Effects of Water Pollution on Human Health and Disease Heterogeneity: A Review. **Frontiers in Environmental Science**, v. 10, n. 975, 2022.

LINLIN, Z.; YAN-LING, Y.; LI, X.; GAO, Y.-X.; FAN, X.-Y. Multi-metabolism regulation insights into nutrients removal performance with adding heterotrophic nitrification-aerobic denitrification bacteria in tidal flow constructed wetlands. **Science of the Total Environment**, v. 796, 2021.

LIU, L., ZHAO, X., ZHAO, N., SHEN, Z., WANG, M., GUO, Y., XU, Y. Effect of aeration modes and influent COD/N ratios on the nitrogen removal performance of vertical flow constructed wetland. **Ecological Engineering**, v. 57, p. 10–16, 2013.

MAIA, M. R. B.; SILVA, I. G. Análise dos teores de nutrientes em um trecho do Rio Cocó sob influência do lixão do Jangurussu em Fortaleza-CE. In: XIII CONGRESSO BRASILEIRO DE GESTÃO AMBIENTAL, 2022, Teresina. XIII Congea, 2022.

MANN, R. A. Remoção de fósforo por zonas úmidas construídas: Adsorção de substrato. In: WETLANDS BUILT ON WATER POLLUTION CONTROL, 1990, Cambridge, Reino

Unido. **Proceedings of the International Conference on the Use of Constructed Wetlands in Water Pollution Control**. Cambridge: Pergamon, 1992, p. 97-105.

MARCELINO, G. R.; CARVALHO, K. Q.; LIMA, M. X.; PASSIG, F. H.; BELINI, A. D.; BERNARDELLI, J. K. B.; NAGALLI, A. Construction waste as substrate in vertical subsuperficial constructed wetlands treating organic matter, ibuprofen, acetaminophen and ethinylestradiol from low-strength synthetic wastewater. **Science of The Total Environment**, v. 728, n. 138771, 2020.

MARSCHNER, H. **Mineral nutrition of higher plants**. 3. ed. London: Academic Press, 2012.

MELLO, D. **Avaliação do uso de sistemas de wetlands construídas no tratamento de esgotos sanitários**. 2016. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba, 2016.

MESQUITA, T. C. R. **Tratamento descentralizado de esgotos sanitários em sistemas constituídos por tanques sépticos e filtros anaeróbios**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Universidade de Viçosa, Viçosa, 2019.

METCALF, E; EDDY, E. **Wastewater Engineering Treatment and Reuse**. New York: McGraw Hill Inc., 2003.

METCALF, L.; EDDY, H. P. **Tratamento de esgotos sanitários: reuso da água**. 4. ed. São Paulo: McGraw-Hill, 2005.

MLIH, R.; OUZZANI, N.; CHTAINI, A. Efficiency of constructed wetlands for wastewater treatment: A review. **Journal of Environmental Management**, v. 264, n. 110456, 2020.

MOHAMED S. GABALLAH, OLA ABDELWAHAB, KHOULOU M. BARAKAT, ALEXANDROS I. STEFANAKIS. A pilot system integrating a settling technique and a horizontal subsurface flow constructed wetland for the treatment of polluted lake water. **Chemosphere**. v. 295, n. 133844, 2022.

MONROY-LICHT, A.; CARRANZA-LÓPEZ, L.; DE LA PARRA-GUERRA, A. C.; ACEVEDO-BARRIOS, R. Desbloqueando o potencial de *Eichhornia crassipes* para tratamento de águas residuais: fitorremediação de poluentes aquáticos, uma estratégia para o avanço da água limpa do Objetivo de Desenvolvimento Sustentável-06. **Environmental Science and Pollution Research International**, v. 31, n. 31, p. 43561-43582, 2024.

NAVEEN C., KAPIL K., SURINDRA S. Cattle dung biochar-packed vertical flow constructed wetland for nutrient removal: Effect of intermittent aeration and wastewater COD/N loads on the removal process. **Journal of Water Process Engineering**, v. 43, n. 102215, 2021.

OLIVEIRA, ANA PAULA DE. **Avaliação da Influência dos Acronutrientes na Bioacumulação do Chumbo pela *Eichhornia Crassipes***. 2012. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) - Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Toledo, 2012.

OON, Y. L.; ONG, S. A.; HO, L. N.; WONG, Y. S.; DAHALAN, F. A.; OON, Y. S.; LEHL, H. K.; THUNG, W. E.; NORDIN, N. Role of macrophyte and effect of supplementary aeration in up-flow constructed wetland-microbial fuel cell for simultaneous wastewater treatment and energy recovery. **Bioresource Technology**, v. 224, p. 265-275, 2017.

ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS PARA A EDUCAÇÃO, A CIÊNCIA E A CULTURA. **Relatório Anual da UNESCO no Brasil 2021**. Brasília: UNESCO, 2022.

PAN, S., BIAN, Z., TIAN, H., YAO, Y., NAJJAR, R. G., FRIEDRICHS, M. A. M., HOFMANN, E. E., XU, R., ZHANG, B. Impacts of Multiple Environmental Changes on Long-Term Nitrogen Loading From the Chesapeake Bay Watershed. **Journal of Geophysical Research: Biogeosciences**, v. 126, 2021.

PARDE, D., PATWA, A.; SHUKLA, A.; VIJAY, R.; KILLEDAR, D. J.; KUMAR, R. A review of constructed wetland on type, treatment and technology of wastewater. **Environmental Technology & Innovation**, v. 21, n. 101261, 2021.

PERERA, K. R. S.; YATAWARA, M. Phytoremediation of partially treated MSW leachate by selected free floating and emergent macrophytes in subsurface vertical flow constructed wetlands. **Environmental Technology & Innovation**, v. 24, 2021.

POLGAR, G.; JAAFAR, Z. A. **Endangered forested wetlands of Sundaland**. 17. ed. Berlin: Springer Cham, 2018.

PREFEITURA MUNICIPAL DE FORTALEZA. **Ortofoto da cidade de Fortaleza**. Fortaleza: PMF, 2016. 1 fotografia aérea. Disponível em: <https://urbanismoemeioambiente.fortaleza.ce.gov.br/infocidade/11-arquivos-kml-s-e-kmz-s>. Acesso em: 10 jan. 2024.

QI, Y.; ZHU, Y.; MA, L.; XIE, H.; DU, Y. Addressing challenges of urban water management in Chinese Sponge Cities via nature-based solutions. **Water**, v. 12, n. 10, p. 2788, 2020.

RODIER, J. **Análise da água: águas naturais, águas residuárias, água do mar**. 7. ed. Paris: Dunod, 1999.

R CORE TEAM. **R. A language and environment for statistical computing**. Vienna: R Foundation for Statistical Computing, 2024. Disponível em: <https://www.R-project.org/>.

RIBEIRO, A. L. V.; DOS SANTOS, F. S.; DOS SANTOS, A. M.; BRANCO, R. D. F. Contribuição da macrófita aquática *Eichhornia crassipes* na remoção de nitrogênio amoniacal de efluentes sanitários. **Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental**, v. 8, n. 3, p. 215-234, 2019.

ROTH, J. J.; PASSIG, F. H.; ZANETTI, F. L.; PELISSARI, C.; SEZERINO, P. H.; NAGALLI, A.; CARVALHO, K. Q. Influência do tempo de cheia no desempenho de uma área úmida construída com fluxo de maré tratando água de córrego urbano. **Science of The Total Environment**, v. 758, 2021.

SALAH, M., ZHENG, Y., WANG, Q., LI, Y., LI, F. Response of remediation performances and microbial communities of integrated vertical-flow constructed wetlands with different configurations after chronic exposure to pharmaceuticals and personal care products. **Journal of Water Process Engineering**, 56, 104490, 2023.

SECRETARIA DE URBANISMO E MEIO AMBIENTE. **Bacias hidrográficas do limite de Fortaleza, Ceará**. Fortaleza: SEUMA, 2024. Disponível em: <https://urbanismoemeioambiente.fortaleza.ce.gov.br/infocidade/11-arquivos-kml-s-e-kmz-s>. Acesso em: 10 jan. 2024.

SEDDON, N.; CHAPLIN-KRAMER, R.; MACKINNON, K.; MULLIGAN, M.; TALLIS, H.; HERRERA, D.; MOSER, S.; VANHATTEM, D. Understanding the value and limits of nature-based solutions to climate change and other global challenges. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 375, n. 1794, 2020.

SERGIO, D. Z. **Aplicação de solução baseada na natureza para revitalização de cursos de água urbanos: wetland construído flutuante**. 2023. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2023.

SINGH, S.; CHAKRABORTY, S. Application of alternative organic wetland media for acid mine drainage treatment: Insights on reformations of microbial community structure. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 11, n. 6, 2023.

SHARMA, R., VYMAZAL, J., MALAVIYA, P. Application of floating treatment wetlands for stormwater runoff: A critical review of the recent developments with emphasis on heavy metals and nutrient removal. **Science of The Total Environment**, v. 777, n. 146044, 2021.

SHARPLEY, A. N.; WITHERS, P. J. A. The environmentally-sound management of agricultural phosphorus. **Fertilizer Research**, v. 39, n. 2, p. 133-146, 1994.

STEFANAKIS, I. A.; TSIHRINTZIS, V. A. Efeitos do carregamento, período de repouso, temperatura, meios porosos, vegetação e aeração no desempenho de áreas úmidas construídas em escala piloto. **Chemical Engineering Journal**, v. 181–182, p. 416-430, 2012.

STEFANAKIS, A. I., BARDIAU, M., TRAJANO, D., COUCEIRO, F., WILLIAMS, J. B., TAYLOR, H. Presence of bacteria and bacteriophages in full-scale trickling filters and an aerated constructed wetland. **Science of The Total Environment**, v. 659, p. 1135–1145, 2019.

TAN, X.; YANG, Y.-L.; LI, X.; GAO, Y.-X.; FAN, X.-Y. Multi-metabolism regulation insights into nutrients removal performance with adding heterotrophic nitrification-aerobic denitrification bacteria in tidal flow constructed wetlands. **Science of the Total Environment**, v. 796, 2021.

TAO, W.; WANG, J. Efeitos da vegetação, calcário e aeração na nitrificação, anammox e desnitrificação em sistemas de tratamento de áreas úmidas. **Ecological Engineering**, v. 35, p. 836-842, 2009.

TAYLOR, T.; BISHOP, P. Distribution and role of bacterial nitrifying population in nitrogen removal in aquatic treatment system. **Water Research**, v. 23, p. 947-955, 1989.

TONDERA, K.; MEZIANE, S.; GROSS, A.; FISCHER, S.; FENT, K.; LÖTSCHER, M. **Ecotechnologies for the Treatment of Variable Stormwater and Wastewater Flows**. Cham: Springer, 2018. *E-book*. Disponível em: <https://link.springer.com/book/10.1007/978-3-319-70013-7>. Acesso em: 21 fev. 2023.

TONETTI, A. L., BRASIL, A. L., MADRID, F. J. P. Y L., FIGUEIREDO, I. C. S., SCHNEIDER, J., CRUZ, L. M. DE O., DUARTE, N. C., FERNANDES, P. M., COASACA, R. L., GARCIA, R. S., MAGALHÃES, M. **Tratamento de esgotos domésticos em comunidades isoladas: referencial para a escolha de soluções**. Campinas: Biblioteca Unicamp, 2018. *E-book*.

TORRES, P. **Desempenho de um reator anaeróbico de manta de lodo (UASB) de bancada no tratamento de substrato sintético simulando esgotos sanitários**. 1992. Dissertação (Mestrado em Engenharia) – Universidade de São Paulo, São Carlos, SP, 1992.

THOMAS, R.; GOUGH, R.; FREEMAN, C. Linear alkylbenzene sulfonate (LAS) removal in constructed wetlands: The role of plants in the treatment of a typical pharmaceutical and personal care product. **Ecological Engineering**, v. 106, p. 415-422, 2017.

TRATA BRASIL. **Internações por doenças de veiculação hídrica relacionadas a falta de saneamento**. Brasil: Painel do Saneamento, 2021. Disponível em: <https://www.painelsaneamento.org.br/>. Acesso em: 14 jan. 2024.

UNICEF; WHO. **Progress on household drinking water, sanitation and hygiene 2000-2017: special focus on inequalities**. New York: United Nations Children's Fund and World Health Organization, 2019.

USEPA. **Saving the Rain Green Stormwater Solutions for Congregations**. Washington: United States Environmental Protection Agency, 2020. Disponível em: <https://www.epa.gov/>. Acesso em: 23 jan. 2024.

VERA-PUERTO, I.; ROJAS, L.; CONTRERAS, C.; ZUÑIGA, F.; LÓPEZ, J.; SANGÜESA, C.; CORREA, C.; ARIAS, C.; VALENZUELA, M. Evaluación de humedales construidos con plantas ornamentales para el tratamiento de aguas residuales rurales en la Región del Maule: análisis del potencial de reutilización de sus efluentes en riego. **Aqua-LAC**, v. 13, n. 2, p. 26-41, 2021.

VIEIRA, C.; LITTERBECK, C. A.; BORBA, R. H. Avaliação da composição química de tijolos utilizados em wetlands construídos. **Revista Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 5, n. 1, p. 45-53, 2000.

VLIET, M. T. H., JONES, E. R., FLORKE, M., FRANSSEN, W. H. P., HANASAKI, N., WADA, Y., YEARSLEY, J. R. Global water scarcity including surface water quality and expansions of clean water technologies. **Environmental Research Letters**, v. 16, n. 2. 2021.

VON SPERLING, M.; SEZERINO, P. H. **Dimensionamento de wetlands construídos no Brasil**. Brasil: Boletim Wetlands Brasil, 2018. Disponível em: <http://gesad.ufsc.br/boletins/>. Acesso em: 08 mar. 2023.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 4. ed. Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais, 2014.

VON SPERLING, M. Princípio do tratamento biológico de águas residuárias. **In: Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1995.

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

VYMAZAL, J. Constructed wetlands for water quality regulation. **In: The Wetland Book**. Dordrecht: Springer Science+ Business Media, 2016.

WANG, X., TIAN, Y., LIU, H., ZHAO, X., PENG, S. Optimizing the performance of organics and nutrient removal in constructed wetland–microbial fuel cell systems. **Science of The Total Environment**, v. 653, p. 860–871, 2019.

WANG, X.; WANG, L.; ZHAO, Y.; JIN, H. Influence of tidal flow and intermittent aeration on nutrient removal and microbial communities in constructed wetlands. **Ecological Engineering**, v. 174, p. 106439, 2022.

WETZEL, R. Constructed wetlands: Scientific foundations and critical issues. **In: MOSHIRI, G. A. 1. ed. Constructed Wetlands for Water Improvement**. Pensacola, Florida, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1201/9781003069997-2>. Acesso em: 08 mar. 2023.

WU, H.; ZHANG, J.; NGO, H. H.; GUO, W.; HU, Z.; LIANG, S.; VENTILADOR, J.; LIU, H. Uma revisão sobre a sustentabilidade de zonas úmidas construídas para tratamento de águas residuais: projeto e operação. **Bioresource Technology**, v. 175, p. 594-601, 2015.

WWAP. **The United Nations World Water Development Report 2018: Nature-based Solutions for Water**. Paris: UN-Water, 2018. *E-book*. Disponível em: <https://www.unwater.org/publications/world-water-development-report-2018>. Acesso em 28 de novembro de 2023.

TAN, X.; YANG, Y.; LI, X.; GAO, Y.; FAN, X. Multi-metabolism regulation insights into nutrients removal performance with adding heterotrophic nitrification-aerobic denitrification bacteria in tidal flow constructed wetlands. **Science of The Total Environment**, v. 796, 2021.

XU, T.; YANG, Y. L.; LI, X.; GAO, Y. X.; FAN, X. Y. Multi-metabolism regulation insights into nutrients removal performance with adding heterotrophic nitrification-aerobic denitrification bacteria in tidal flow constructed wetlands. **Science of The Total Environment**, v. 796, 2021.

ZHANG, Q.; SHEN, J. Spatiotemporal Heterogeneity and Driving Factors of Water Resource and Environment Carrying Capacity under High-Quality Economic Development in China. **International Journal of Environmental Research and Public Health** 2022, v. 19, n. 17, p. 10929, 2022.

ZHANG, X.; LIU, P.; YANG, Y.; CHEN, W. Phytoremediation of urban wastewater by model wetlands with ornamental hydrophytes. **Journal of Environmental Sciences**, v. 19, n. 8, p. 902–909, 2007.

ZHANG, K.; YANG, S.; LUO, H.; CHEN, J.; AN, X.; CHEN, W.; ZHANG, X. Enhancement of nitrogen removal and energy recovery from low C/N ratio sewage by multi-electrode electrochemical technology and tidal flow via siphon aeration. **Chemosphere**, v. 299, 2022.

ZHOU, Q.; ZHANG, J.; FU, J.; SHI, J.; JIANG, G. Biomonitoring: An appealing tool for assessment of metal pollution in the aquatic ecosystem. **Analytica Chimica Acta**, v. 606, n. 2, p. 135–150, 2008.

ZOPPAS, F. M.; BERNARDES, A. M.; MENEGUZZI, Á. **Parâmetros operacionais na remoção biológica de nitrogênio de águas por nitrificação e desnitrificação simultânea**. Engenharia Sanitaria e Ambiental, v. 21, n. 1, p. 29–42, 2016.

APÊNDICE A — FICHAS DE COLETAS.

Ficha de coleta - Rio Cocó - Amostra A	
Localização	Latitude 553161 m E e longitude 9577293 m S
Ponto de amostragem	P1
Data e hora da coleta	14/05/2023, às 16h00
Profundidade em que a amostra foi coletada	30 cm abaixo da superfície
Condições ambientais no momento da amostragem	Dia ensolarado
Condições ambientais nas últimas 48h	Dias ensolarados

Ficha de coleta - Rio Cocó - Amostra B	
Localização	Latitude 553161 m E e longitude 9577293 m S
Ponto de amostragem	P1
Data e hora da coleta	06/02/2023, às 16h00
Profundidade em que a amostra foi coletada	30 cm abaixo da superfície
Condições ambientais no momento da amostragem	Dia ensolarado
Condições ambientais nas últimas 48h	Dias ensolarados

Ficha de coleta - Rio Cocó - Amostra C	
Localização	Latitude 553161 m E e longitude 9577293 m S
Ponto de amostragem	P1
Data e hora da coleta	20/02/2023, às 16h00
Profundidade em que a amostra foi coletada	30 cm abaixo da superfície
Condições ambientais no momento da amostragem	Dia nublado
Condições ambientais nas últimas 48h	Dia chuvoso - 18/02/2023 Dia chuvoso - 19/02/2023