

UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ

SILVANA REGINA LOURO LACERDA

**INFLUÊNCIA DA VARIAÇÃO DA PROFUNDIDADE DO LEITO EM *WETLANDS*
CONSTRUÍDOS DE FLUXO VERTICAL ASCENDENTE NO TRATAMENTO DE
ÁGUAS DE CÓRREGO URBANO**

CURITIBA

2022

SILVANA REGINA LOURO LACERDA

**INFLUÊNCIA DA VARIAÇÃO DA PROFUNDIDADE DO LEITO EM *WETLANDS*
CONSTRUÍDOS DE FLUXO VERTICAL ASCENDENTE NO TRATAMENTO DE
ÁGUAS DE CÓRREGO URBANO**

**Influence of bed depth variation in *Wetlands* Built from Ascending Vertical Flows on urban
Stream water treatment**

Dissertação apresentada como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil, do Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil, da Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Área de concentração: Meio Ambiente. Orientador(a): Prof.^a Dr.^a Karina Querne de Carvalho Passig.

CURITIBA

2022



Esta licença permite que outros remixem, adaptem e criem a partir do trabalho licenciado para fins não comerciais, desde que atribuam ao autor o devido crédito. Os usuários não têm que licenciar os trabalhos derivados sob os mesmos termos estabelecidos pelo autor do trabalho original.



**Ministério da Educação
Universidade Tecnológica Federal do Paraná
Campus Curitiba**



SILVANA REGINA LOURO LACERDA

INFLUÊNCIA DA VARIAÇÃO DA PROFUNDIDADE DO LEITO EM WETLANDS CONSTRUÍDOS DE FLUXO VERTICAL ASCENDENTE NO TRATAMENTO DE ÁGUAS DE CÓRREGO URBANO

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

Data de aprovação: 27 de Abril de 2022

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

Dra. Catiane Pelissari, Doutorado - Universidade do Oeste de Santa Catarina (Unoesc)

Dr. Fernando Hermes Passig, Doutorado - Universidade Tecnológica Federal do Paraná

Documento gerado pelo Sistema Acadêmico da UTFPR a partir dos dados da Ata de Defesa em 27/04/2022.

AGRADECIMENTOS

Inicialmente agradeço a oportunidade de desenvolver essa dissertação de Mestrado oferecida pela Universidade Federal do Paraná –UTFPR, junto ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil – PPGEC, que não mede esforços para com seus graduandos, oferecendo conhecimento e acesso a laboratórios modernos, além de todo apoio em relação à pesquisa.

Aos Professores, Prof.^a Dr.^a Karina Querne de Carvalho Passig e Prof. Dr. Fernando Hermes Passig, que sempre estiveram presentes em todas as etapas deste trabalho, orientando e apoiando em todos os sentidos. O meu muito obrigado por todo zelo e dedicação prestada, assim como, o cuidado para com todas as etapas deste trabalho. Vocês foram fundamentais para o meu crescimento pessoal e profissional.

Agradeço a Prof.^a Dr.^a Catiane Pelissari por contribuir com seus conhecimentos em diferentes etapas da elaboração deste trabalho, mostrando-se sempre disposta a auxiliar e incentivar a melhoria deste trabalho.

Não poderia deixar de agradecer à Prof.^a Dr.^a Selma Aparecida Cubas, minha grande incentivadora, pois ela foi a inspiração de seguir pesquisando na área de Saneamento Ambiental, despertando uma paixão pelo assunto durante a graduação.

Agradeço a minha família e amigos que sempre incentivaram, apoiaram e deram suporte para que esta pesquisa pudesse ser realizada.

Agradeço aos meus amigos, engenheiros e arquitetos, da Prefeitura Municipal de Piraquara que sempre estavam dispostos a compartilhar ideias e discutir resultados sobre esse trabalho.

Quero agradecer a todos os colegas do laboratório de Saneamento da UTFPR, Thiago, Amanda, Jonar, Francine, Lucas, Daiane, Paula Letícia, Larissa e Jossy, Ruana e José Gustavo pela companhia e por compartilharem suas experiências, e principalmente a minha amiga e colega de mestrado Paula Tatiany Mendes Lopes, que sempre esteve ao meu lado em todos os momentos da pesquisa.

RESUMO

LACERDA, Silvana Regina Louro. Influência da variação da profundidade do leito em *wetlands* construídos de fluxos verticais ascendentes no tratamento de águas de córrego urbano. 118 f. Dissertação – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Curitiba, 2022.

Neste estudo foi avaliado o comportamento de um conjunto *de wetlands* construídos (WC) de fluxo vertical ascendente, em relação a influência da profundidade do leito, composto de resíduos da construção civil na remoção de matéria orgânica em termos de DQO, operados de forma contínua, com tempo de detenção hidráulica de 24 e 48 horas. O sistema é composto por três WC's com área superficial de 0,22 m² e com as seguintes profundidades de leito: 1,56 m (WCVA 1), 0,70 m (WCVA 2) e 0,44 m (WCVA 3). O leito é composto por fragmentos de blocos cerâmicos, utilizados em uma pesquisa em 2019 por Claudir Moraes, sendo observado que possuem em sua composição Si, O, Al, Ca, C e outros, além de apresentarem rugosidade e porosidade que proporcionam ambiente favorável para a fixação de colônias de bactérias e microrganismos que favorecem o tratamento de efluentes de baixa concentração orgânica (MORAIS, 2019). Em sua superfície, cada WCVA possui mudas de *Chrysopogon zizanioides* (capim *Vetiver*) plantadas diretamente no leito, desenvolvidas com altura média de 40 cm numa densidade de 23 mudas por m². Para cada WCVA foram avaliados parâmetros de temperatura (T), pH, oxigênio dissolvido (OD), turbidez (UNT), Nitrogênio Total Kjeldahl (N-NTK), Nitrogênio Amoniacal (N-Amon), nitrito (NO₂⁻), nitrato (NO₃⁻) e fósforo total (PT). Avaliando a remoção de matéria orgânica em termos de DQO nas diferentes profundidades de substrato, o WCVA 1 (1,56 m) apresentou os melhores resultados de desempenho, sugerindo que as espessuras do recheio e o material utilizado têm influência direta na eficiência do tratamento. O sistema apresentou eficiência de remoção para as Etapas 1 (TDH de 24 h) e 2 (TDH de 48 h) de 67% e 58%, respectivamente. 35,2% e 39,7% para eficiência na remoção de Fósforo total analisando parâmetros de efluente de entrada e afluente de saída. Quanto à avaliação da série nitrogenada, pode-se observar que o WCVA 1 obteve melhores resultados quanto a N-NTK e N-Amon, as eficiências de remoção chegaram a 24% e 12% e 2% e 10% para ambas as etapas 1 e 2. O WCVA 1, em relação ao nitrito na Etapa 1, obteve melhores resultados quanto chegando a 39%. Na Etapa 2 o WCVA 2 obteve maior eficiência de remoção quanto a nitrito (28%). O WCVA 1 obteve maior eficiência de remoção referente ao nitrato (50% e 59%), assim como, para o Fósforo Total (35% e 40%) em ambas as etapas, utilizando TDH de 24 horas (Etapa 1) e de 48 horas (Etapa 2).

Palavras-chave: *Wetlands* construídos vertical ascendente; influência da profundidade do leito; resíduos da construção civil; capim *Vetiver*.

ABSTRACT

LACERDA, Silvana Regina Louro. Influence of bed depth variation in *wetlands* built from ascending vertical flows on urban stream water treatment. 119 p. Graduate Program in Civil Engineering (PPGEC) – The Federal University of Technology – Paraná. Curitiba, 2021.

In this study, the behavior of a set of constructed *wetlands* (WC) with vertical upward flow was evaluated, concerning the influence of the depth of the filtering mass, composed of construction waste, in the removal of organic matter in terms of COD, operated in a continuous form, with hydraulic detention time of 24 and 48 hours. The system consists of three WC's with a surface area of 0,22m² and the following depths of filtering mass: 1, 56 m in WCVA 1, 0.70 m in WCVA 2, and P2 in WCVA 3. The filtering mass consists of fragments of ceramic blocks that have Si, O, Al, Ca, C, and other elements in their composition, in addition to having roughness and porosity that provide a favorable environment for fixing colonies of bacteria and microorganisms that favor treatment of low organic concentration effluents. On its surface, each WCVA has *Chrysopogon zizanioides* seedlings (*Vetiver* grass) planted directly in the filtering mass, developed with an average depth of 40 cm at a density of 23 seedlings per m². For each WCVA, parameters of temperature (T), pH, dissolved oxygen (OD), turbidity (UNT), Total Kjeldahl Nitrogen (NTK), Ammoniacal Nitrogen (N-Amon), nitrite (NO₂⁻), nitrate (NO₃⁻) and total phosphorus (PT) were evaluated. Evaluating the removal of organic matter in terms of COD at different depths of the substrate, WCVA 1 (1.56 m) presented the best performance results, suggesting that the depth of the filling and its type have a direct influence on the efficiency of the treatment. The system showed removal efficiency for Steps 1 and 2 (24 and 48 hours, TDH) of 67% and 58%, respectively. 35.2% and 39.7% for efficiency in the removal of total Phosphorus analyzing parameters of incoming effluent and outgoing effluent. As for the evaluation of the nitrogen series, it can be observed that WCVA 1 obtained better results for N-NTK and N-Amon, the removal efficiencies reached 24% and 12% and 2% and 10% for both Stages 1 and 2. WCVA 1, in relation to nitrite in Stage 1, obtained better results when reaching 39%. In Stage 2, WCVA 2 obtained greater removal efficiency for nitrite (28%). WCVA 1 obtained greater removal efficiency for nitrate (50% and 59%), as well as for Total Phosphorus (35% and 40%) in both stages, using 24-hour TDH (Stage 1) and 48 hours (Stage 2).

Keywords: *Wetlands* built from ascending vertical; influenced by the depth of the filtering mass; construction waste; *Vetiver* grass.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Classificação dos <i>wetlands</i> construídos.....	18
Figura 2: Esquema de funcionamento de um sistema de WCVA.....	19
Figura 3: Ciclo do Nitrogênio na planta.....	33
Figura 4: Fluxograma esquemático dos procedimentos experimentais.....	37
Figura 5: Localização do experimento.....	38
Figura 6: Desenho esquemático do sistema experimental.....	39
Figura 7: Foto ilustrativa dos sistemas de WCVA 1, WCVA 2 e WCVA 3.....	39
Figura 8: Corte esquemático do sistema de montagem dos WCVA 1, 2 e 3.....	42
Figura 9: Sistema WCVA 1 vegetado com mudas de capim <i>Vetiver</i> (<i>Chrysopogon zizanioides</i> <i>L.Roberty</i>).....	43
Figura 10: Imagens dos WCVA plantados com capim <i>Vetiver</i> , antes e após o corte, no 547º dia de operação.....	44
Figura 11: Corte esquemático do sistema de coleta dos WCVA 1, 2 e 3.....	46
Figura 12: Imagens do sistema de coleta pelas profundidades dos WCVA 1, 2 e 3.....	47
Figura 13: Imagem da coleta em duplicata para análise de dessorção pelas profundidades do WCVA.....	49
Figura 14: Coleta de amostras de capim <i>Vetiver</i> após ciclos de análises das Etapas 1 e 2.....	51
Figura 15: Variação da temperatura nas amostras do afluente e efluentes dos sistemas WCVA 1, 2 e 3, Etapas 1 e 2.....	64
Figura 16: Variação do potencial Hidrogeniônico (pH) nas amostras do afluente e efluente para as Etapas 1 e 2 dos WCVA.....	66
Figura 17: Variação da concentração do oxigênio dissolvido (OD) nas amostras do afluente e efluente dos WCVA nas Etapas 1 e 2.....	68
Figura 18: Variação dos valores do Potencial de Oxirredução (POR) nas amostras do afluente e efluentes dos WCVA nas Etapas 1 e 2.....	71
Figura 19: Variação da turbidez nas amostras do afluente e efluentes dos WCVA, Etapas 1 e 2.....	73
Figura 20: Variação da Condutividade Elétrica (CE) nas amostras do afluente e efluente do WCVA nas Etapas 1 e 2.....	76
Figura 21: Variação da DQO em amostras brutas do afluente e efluente para as Etapas 1 e 2.....	78

Figura 22: Variação da eficiência de remoção da DQO em amostras brutas do afluente e efluente para Etapas 1 e 2.....	81
Figura 23: Variação dos valores de N-NTK (a), N-Amon (b), nitrito (c) e nitrato (d) nas amostras do afluente e efluente dos WCVA nas Etapas 1 e 2.....	83
Figura 24: Variação dos valores de fósforo total (PT) nas amostras do afluente e efluente do WCVA para as Etapas 1 e 2.....	90
Figura 25: Sistema de WC em funcionamento para período de aclimatação.....	93
Figura 26: Sistemas de WCVA 1, 2 e 3, em fase de adaptação inicial preparatória para o ciclo de análises da Etapa 1 e a retirada das amostras após o período de análises da Etapa 2.....	94
Figura 27: Abundância relativa de bactérias identificadas nos WCVA em nível de filo.....	103
Figura 28: Abundância relativa (AR) de bactérias em nível de gêneros identificados nas amostras dos sistemas de WCVA 1, 2 e 3.....	104

LISTA DE QUADROS

Quadro 1: Algumas pesquisas sobre WCVA no Brasil e no mundo.....	22
Quadro 2: Espécies de plantas mais utilizadas em sistemas de <i>wetlands</i> construídos.....	24
Quadro 3: Tratamento de águas residuárias utilizando capim <i>Vetiver</i> em sistemas de <i>WC</i>	25
Quadro 4: Classificação geral dos microrganismos presentes nos <i>WC</i> , baseados em fontes de energia e de carbono.....	28
Quadro 5: Transformação de nitrogênio em sistemas de <i>wetlands</i> construídos.....	34
Quadro 6: Relação dos métodos analíticos utilizados nas análises de monitoramento dos sistemas de <i>wetlands</i>	47

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Características físicas dos sistemas de WCVA (1, 2 e 3)	40
Tabela 2: Estatística descritiva da caracterização físico-química do afluente dos WCVA, nas Etapas 1 e 2.....	56
Tabela 3: Taxas de carregamento orgânicos aplicados nas Etapas 1 e 2 para os parâmetros DQO, N-NTK, N-Amon e PT.....	58
Tabela 4: Resultados de média, desvio padrão, coeficiente de variação, valores mínimos, máximos, eficiência de remoção das amostras do afluente e efluente do WCVA 1, WCVA 2 e WCVA 3, para os parâmetros de T, pH, OD e POR, CE, turbidez, DQO bruta e filtrada nas etapas 1 e 2.....	60
Tabela 5: Resultados da estatística em função da média, desvio padrão, coeficiente de variação, valores mínimos, máximos, eficiência de remoção das amostras do afluente e efluente dos WCVA 1, WCVA 2 e WCVA 3 para os parâmetros de N-NTK, N-Amon, nitrito, nitrato e PT nas Etapas 1 e 2.....	63
Tabela 6: Análise estatística, p-valor das temperaturas em diferentes profundidades para WCVA 1, 2 e 3, Etapas 1 e 2.....	65
Tabela 7: Análise estatística, p-valor do potencial Hidrogeniônico (pH), p-valor em diferentes profundidades para WCVA 1, 2 e 3, Etapas 1 e 2.....	67
Tabela 8: Análise estatística, p-valor do Oxigênio Dissolvido (OD), p-valor em diferentes profundidades para WCVA 1, 2 e 3, Etapas 1 e 2.....	69
Tabela 9: Análise estatística, p-valor do Potencial de Oxirredução (POR) p-valor em diferentes profundidades para WCVA 1, 2 e 3, Etapas 1 e 2.....	72
Tabela 10: Análise estatística, p-valor da Turbidez, com p-valor em diferentes profundidades para WCVA 1, 2 e 3, Etapas 1 e 2.....	74
Tabela 11: Análise estatística, p-valor da Condutividade Elétrica (CE), com p-valor em diferentes profundidades para WCVA 1, 2 e 3, Etapas 1 e 2.....	77
Tabela 12: Análise estatística, p-valor da DQO, com p-valor em diferentes profundidades para WCVA 1, 2 e 3, Etapas 1 e 2.....	79
Tabela 13: Análise estatística das eficiências médias de remoção do N-NTK, com p-valor em diferentes profundidades para WCVA 1, 2 e 3, Etapas 1 e 2.....	85
Tabela 14: Análise estatística das eficiências médias de remoção do N-Amon, com p-valor em diferentes profundidades para WCVA 1, 2 e 3, Etapas 1 e 2.....	86

Tabela 15: Análise estatística das eficiências médias de remoção do Nitrito, com p-valor em diferentes profundidades para WCVA 1, 2 e 3, Etapas 1 e 2.....	88
Tabela 16: Análise estatística das eficiências médias de remoção Nitrato, com p-valor em diferentes profundidades para WCVA 1, 2 e 3, Etapas 1 e 2.....	88
Tabela 17: Concentrações de Nitrogênio Total (NT) nas amostras do afluente e efluente dos sistemas de WCVA 1, 2 e 3, Etapas 1 e 2.....	89
Tabela 18: Análise estatística das eficiências médias de remoção do Fósforo Total, com p-valor em diferentes profundidades para WCVA 1, 2 e 3, Etapas 1 e 2.....	91
Tabela 19: Valores da biomassa seca do capim <i>Vetiver</i> (<i>C. zizanioides</i>) e valores médios da concentração do NT, após os cortes 1, 2 e 3.....	96
Tabela 20: Carga aplicada de NT nos WCVA, taxas de remoção médias e percentual de retenção do nutriente adsorvido no capim <i>Vetiver</i>	97
Tabela 21: Cargas médias de NT no afluente, efluente e na planta ($\text{g m}^{-2}\text{d}^{-1}$) os percentuais de retenção no efluente e na planta (%)	97
Tabela 22: Concentrações e massas do PT desorvido das amostras do substrato em diferentes profundidades de coleta e dos WCVA 1, 2 e 3 após o 547º dia de operação e do “branco”	99
Tabela 23: Cargas médias aplicadas de PT afluente e efluente, o percentual das cargas médias de remoção de PT efluente, o percentual de eficiência média removida e a massa adsorvida de PT pelo substrato, após 547 dias de operação dos sistemas de WCVA 1, 2 e 3.....	100
Tabela 24: Cargas do PT no afluente, efluente e material filtrante de cada sistema, e de outras vias de remoção, após o 547º dia de operação dos sistemas de WCVA.....	100
Tabela 25: Número de seqüências, unidades taxonômicas operacionais (OTUs) e índices de diversidade das amostras.....	102

LISTA DE ABREVIATURAS

COT	Carbono Orgânico Total
COVaf	Carga orgânica volumétrica afluente
COVef	Carga orgânica volumétrica efluente
WC	<i>Wetland</i> construído
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
PT	Fósforo total
H0	Hipótese nula
Ha	Hipótese alternativa
N-Amon	Nitrogênio amoniacal
NO2-	Nitrito
NO3-	Nitrato
NTK	Nitrogênio total Kjeldahl
OD	Oxigênio dissolvido
POR	Potencial de oxido redução
pH	Potencial Hidrogeniônico
Q	Vazão
QAfl	Vazão Afluente
QEfl	Vazão Efluente
SST	Sólidos suspensos totais
ST	Sólidos totais
TDH	Tempo de detenção hidráulica
UNT	Unidade nefelométrica de turbidez
W	Valor calculado da estatística de Shapiro-Wilk
W*	Valor crítico tabelado da estatística de Shapiro-Wilk

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	13
2	OBJETIVOS.....	15
2.1	Objetivo geral.....	15
2.2	Objetivos específicos.....	15
3	REVISÃO DA LITERATURA.....	16
3.1	<i>Wetlands</i> construídos.....	16
3.1.1	<i>Wetlands</i> Construídos Verticais Ascendentes – WCVA.....	18
3.2	Principais componentes dos sistemas de <i>wetlands</i> construídos.....	22
3.2.1	Macrófitas.....	23
3.2.2	Material Filtrante.....	26
3.2.3	Microrganismos.....	27
3.3	Mecanismos da remoção de poluentes em sistemas de <i>wetlands</i> construídos.....	29
3.3.1	Depuração da matéria carbonácea.....	30
3.3.2	Transformação e remoção de nitrogênio (N).....	32
3.3.3	Remoção de fósforo (P).....	34
3.3.4	Organismos patogênicos.....	35
4	MATERIAIS E MÉTODOS.....	37
4.1	Características do experimento.....	38
4.2	Cobertura Vegetal.....	42
4.3	Meio suporte.....	43
4.4	Operação dos sistemas de WCVA.....	45
4.5	Monitoramento do sistema de tratamento.....	45
4.6	Caracterização do material filtrante.....	48
4.7	Determinação da concentração de nitrogênio e de fósforo na cobertura vegetal.....	50
4.8	Eficiência de remoção dos <i>wetlands</i> construídos verticais ascendentes.....	51
4.9	Análises estatísticas.....	53
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	55
5.1	Caracterização do afluente.....	55
5.2	Desempenho de tratamento dos WCVA em diferentes profundidades.....	59
5.2.1	Demanda Química de Oxigênio.....	77
5.2.2	Série Nitrogenada.....	81
5.2.3	Fósforo total.....	90
5.3	Avaliação das plantas.....	92
5.4	Avaliação de nitrogênio e fósforo no tecido vegetal (folhas e raízes)	95
5.5	Avaliação da dessorção de fósforo do substrato.....	98
5.6	Análise Metagenômica: avaliação da comunidade microbiana.....	101
6	CONCLUSÕES.....	106
	REFERÊNCIAS.....	108

1 INTRODUÇÃO

Os sistemas de tratamento descentralizados vêm sendo cada vez mais aplicados e estudados no mundo por apresentarem vantagens, quando comparados a sistemas centralizados de esgoto, tais como, praticidade, menor requerimento de manutenção e operação, e menor custo envolvido (HOFFMAN et al., 2011). Dentre as tecnologias aplicadas no contexto do saneamento descentralizado, os *wetlands* construídos (WC) são empregados para tratamento de diferentes tipos de efluentes em nível primário, secundário e terciário. Nos últimos, esses sistemas vêm sendo empregados para o tratamento de esgotos sanitários (MOLLE, 2003). Além disso, os WC podem atingir eficiências de remoção na ordem de 90% para sólidos suspensos totais (SST) e matéria orgânica (MO), 90% para nitrogênio amoniacal (N-NH_4^+) e cerca de 50% para nitrogênio total (NT) dependendo dos critérios de dimensionamento e das condições operacionais (DOTRO et al., 2017; LUTTERBECK et al., 2017).

Dentre as diferentes modalidades de WC, a clássica modalidade de *wetland* construído vertical (WCV) é usualmente empregada para remoção da matéria orgânica carbonácea, expressa por meio de demanda química de oxigênio (DQO em amostras brutas e filtradas), remoção de sólidos suspensos (SST) e nitrificação (DOTRO et al., 2017). Assim, essa modalidade de WC apresenta limitações quanto à remoção completa do nitrogênio total (NT), devido à ausência de regiões oxidativas e redutoras em um mesmo módulo (SAEED & SUN, 2019; PELISSARI et al., 2018). Nesse sentido, algumas estratégias operacionais vêm sendo empregadas atualmente para maximizar a remoção de NT nessa modalidade de WC, tais como recirculação, utilização do meio filtrante parcialmente ou saturado, introdução de oxigênio de forma intermitente e induzida, corte contínuo das macrófitas e utilização de material filtrante com capacidade de adsorção de íons como o nitrogênio amoniacal (DOTRO et al., 2017).

Além dessas estratégias operacionais, a operação da clássica modalidade de WCV com o fluxo ascendente, popularmente conhecido como *wetland* construído vertical ascendente (WCVA) vêm se mostrando como uma tecnologia emergente e promissora no Brasil (SILVA, 2007). Isso acontece porque, o fluxo hidráulico operado nesses sistemas gera ambientes anóxicos e aeróbios em uma mesma unidade de tratamento, favorecendo a remoção do NT. Estudos realizados no Brasil com WCVA mostraram remoções na ordem de 93% de fósforo, 78% de nitrogênio na forma de nitrato de 50% de N-NH_4^+ (FARAHBAKSHAZAD et al., 2000). Em outros países de clima tropical ou temperado foram identificadas remoções na

ordem de 80% para SST, 90% para DQO e 92% para nitrogênio total Kjeldahl (NTK) (KOOTTATEP et al.; 2001).

Um exemplo desta aplicação é a pesquisa de Morais (2019) que obteve remoção de cargas orgânicas em termos de DQO e de demanda biológica de oxigênio (DBO) de 37% e 24%, respectivamente, em um sistema composto por três WCVA em escala piloto tratando águas contaminadas por esgotos sanitários de um córrego urbano. O autor verificou eficiência média na remoção de fósforo (PT) de 38%, de até 10% para o NTK e de 4% para NT. Outro estudo é o de Silva (2007) que verificou remoção na ordem de 87,5% para DQO, 92,5% para DBO, 94,5% para SST, 40% para PT e 76% para NTK em um WCVA no tratamento de esgotos gerados por população de 200 habitantes.

Apesar dos WCVA apresentarem potencialidade de aplicação, ainda não foram publicados parâmetros de dimensionamento e operação para esses sistemas (VON SPERLING & SEZERINO, 2018), tais como a profundidade do meio filtrante. Assim, avaliar a influência de diferentes profundidades do leito nos mecanismos de remoção e transformação nos WCVA é fundamental para otimizar o desempenho desses sistemas no tratamento de águas residuárias.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

O objetivo geral deste trabalho é avaliar a influência da profundidade do leito no desempenho de um WCVA empregado no tratamento de águas de córrego urbano.

2.2 Objetivos específicos

Além do objetivo principal, neste trabalho foram propostos os seguintes objetivos específicos:

- Avaliar a eficiência de remoção de matéria orgânica carbonácea e nutrientes em diferentes profundidades do leito dos WCVA;
- Avaliar a influência do tempo de detenção hidráulica (TDH) nos WCVA confeccionados com diferentes profundidades do leito e;
- Realizar balanço de massa do nitrogênio total e do fósforo total no material do leito e no tecido vegetal das plantas presentes nos sistemas.

3 REVISÃO DA LITERATURA

3.1 *Wetlands* construídos

Os *wetlands* construídos (WC) são conhecidos por serem sistemas naturais de tratamento de efluentes. Estes sistemas podem ser considerados como uma ecotecnologia capaz de promover a conversão da matéria orgânica e ciclagem de nutrientes, como ocorre naturalmente nos banhados e áreas alagadas nos quais há interação contínua entre o solo, a vegetação e a luz solar (KADLEC & WALLACE, 2009). De forma geral, os WC são formados por um leito construído ou escavado sob o solo, preenchido com materiais filtrantes que servem de meio suporte para as plantas e para o desenvolvimento da comunidade microbiana que se desenvolvem no meio (CHAGAS et al., 2012). No Brasil, areia ou brita são usualmente empregados como materiais para preenchimento do leito, ainda, mecanismos como a sedimentação, filtração, sorção, absorção e adsorção são observados nesses sistemas, contribuindo para remoção e transformação de poluentes presentes no afluente (KADLEC & WALLACE, 2009).

Esta tecnologia vem sendo adotada para tratamento de águas residuárias como esgotos sanitários e efluentes industriais tanto na área urbana, quanto na área rural, sendo uma alternativa sustentável comprovadamente eficaz na recuperação de materiais, energia e nutrientes (SPERLING et al., 2018). A utilização destes sistemas aplicados ao tratamento de esgotos já era utilizada no passado, desde a era dos Astecas (PHILIPPI; SEZERINO, 2004). Na atualidade, os primeiros indícios da utilização destes sistemas para tratamento de esgotos foram reportados pela bióloga Dra. Kathe Siedel desde 1950 na Alemanha (PHILIPPI; SEZERINO, 2004).

Segundo Kadlec et al. (1996), os sistemas de WC começaram a ser estudados no início do século XX para tratamento de águas residuárias. As pesquisas realizadas no Max Instituto Planck (Alemanha Ocidental) propagaram esta tecnologia, começando em 1952 e no hemisfério ocidental durante a década de 1970. A partir de 1985, esta tecnologia começou a ganhar visibilidade no mundo, pois embora o mecanismo seja mecanicamente simples, são sistemas biologicamente complexos capazes de atingir altas taxas de eficiência de tratamento.

No Brasil, Salati et al. (1982) realizaram a primeira tentativa de implantação de sistemas de WC com a construção de um lago artificial nas proximidades do Rio Piracicamirim localizado na Escola Superior de Agronomia Luiz de Queiroz, em Piracicaba –

SP. Salati (2016) deu continuidade a busca por melhoria da eficiência destes sistemas, e obteve redução nos custos de implantação e manutenção.

Por se tratar de sistemas naturais, o clima interfere diretamente na eficiência de tratamento dos WC, pois a temperatura influencia na atividade microbiana que se desenvolve no meio (ZHANG et al., 2007). Além das condições climáticas, os carregamentos orgânicos, inorgânicos e hidráulicos aplicados na área superficial dos módulos, o tipo da vegetação, os modos de alimentação, dentre outros fatores, influenciam no desempenho desses sistemas (SEZERINO et al., 2019).

Apesar dos WC serem uma tecnologia amplamente empregada no mundo, poucos são os países que apresentam uma normativa indicando parâmetros de projeto e dimensionamento desses sistemas. De acordo com Rousseau (2005), diversos fatores devem ser levados em consideração para o correto dimensionamento e funcionamento dos sistemas dos WC.

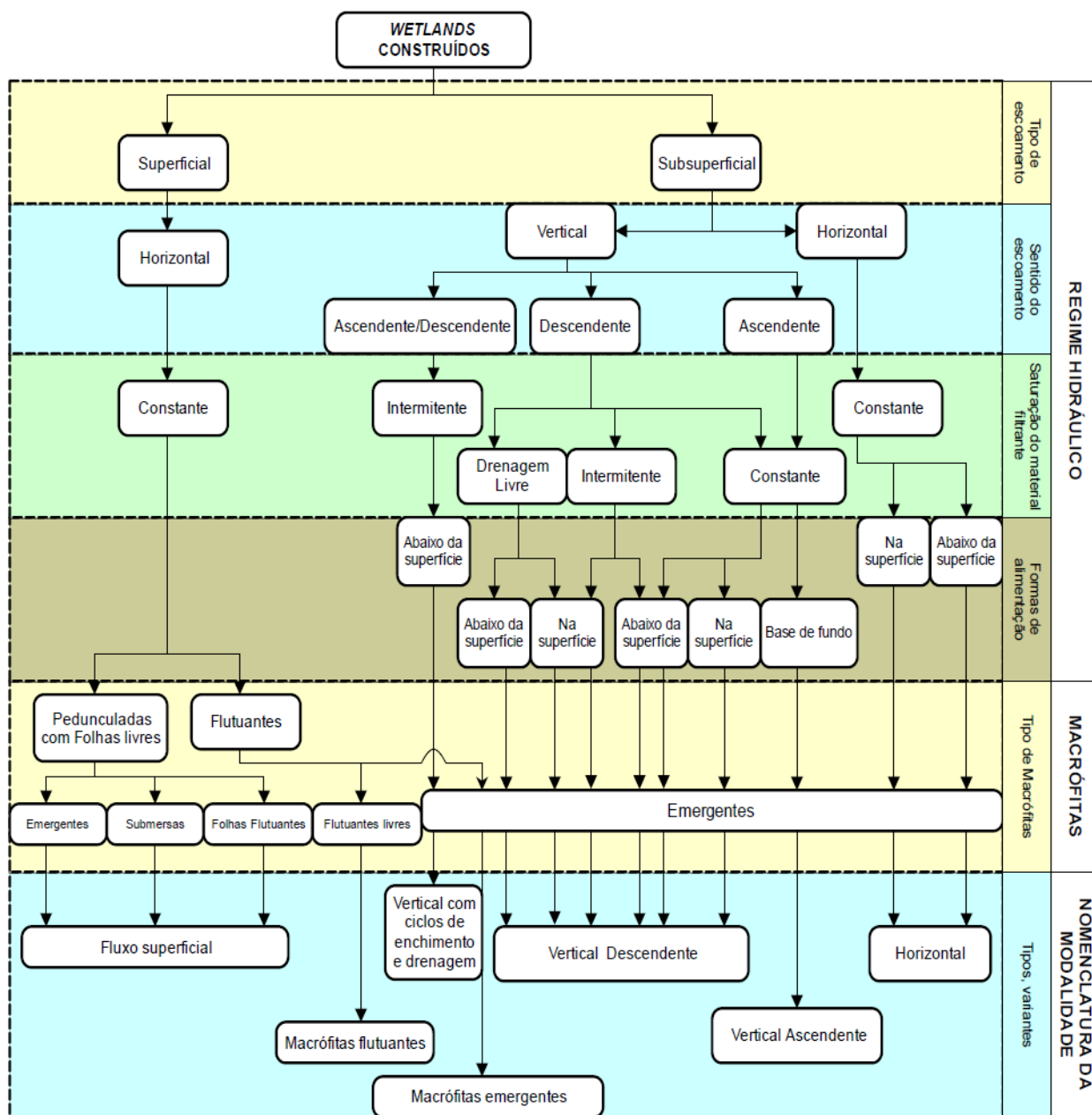
O pré-tratamento deve ser observado, assim como, o substrato utilizado, a periodicidade de manutenção e o tipo de alimentação. No Brasil, tem-se disponível um material de consenso elaborado por usuários desta tecnologia, no qual são apresentados parâmetros de projeto para dimensionamento do WC vertical (WCV), *wetlands* construído horizontal (WCH) e do sistema francês (Von SPERLING & SEZERINO, 2019).

Segundo Kadlec e Wallace (2009), os WC são classificados em dois grupos de acordo com seu regime hidráulico, sendo: (i) sistema de lâmina livre ou de escoamento superficial; (ii) sistema de escoamento subsuperficial. Nos WC de escoamento subsuperficial ocorre a percolação do efluente no material filtrante, e nos módulos de escoamento superficial há formação de uma lâmina líquida na superfície devido à ausência de material filtrante.

Na literatura é reportada para os WC de escoamento subsuperficial uma subclassificação quanto ao sentido do seu escoamento hidráulico, em horizontal (WCH), vertical com ciclos de enchimento e drenagem (conhecidos como *tidal flow*) e vertical ascendente e descendente. Nessa última subclassificação, os WC de escoamento subsuperficial podem ser combinados, formando sistemas híbridos de tratamento de efluentes.

Na Figura 1 é apresentada a classificação dos WC de forma resumida.

Figura 1: Classificação dos *wetlands* construídos



Fonte: Adaptado de Fonder et al. (2013).

3.1.1 *Wetlands* Construídos Verticais Ascendentes – WCVA

Os *Wetlands* Construídos Verticais Ascendentes (WCVA) são sistemas definidos como filtros biológicos em saturação constante e permanente, sendo preenchidos com um leito filtrante (fragmentos de blocos cerâmicos, britas, cascalhos, areia e resíduos da construção civil) e vegetados com plantas emergentes (MORAIS, 2019).

Segundo Kadlec e Wallace (2009), a direção do fluxo é intermitente e ascendente, ou seja, o afluente é lançado na base do meio filtrante, proporcionando um ambiente saturado onde as reações anóxicas e anaeróbias são predominantes. Os WCVA não apresentam a mesma eficiência de oxigenação do biofilme em comparação com os sistemas clássicos de WCV devido à saturação completa do ambiente (MONTEIRO, 2009).

Segundo Moraes (2019), a implantação do WCVA consiste em um leito impermeabilizado, preenchido com material filtrante de elevada permeabilidade hidráulica, no qual as plantas emergentes são fixadas. De forma geral, o funcionamento do WCVA é baseado na coleta e direcionamento do efluente por meio de um sistema de bombeamento que promove a distribuição uniforme na base da unidade por meio de uma tubulação de entrada perfurada (SARNAGLIA, 2014).

Segundo Silva (2007), o efluente percola pelas camadas do substrato até chegar à superfície do sistema, onde estão fixadas as macrófitas, que desenvolvem as raízes e rizomas que participam no processo de remoção e transformação de poluentes, e a tubulação de saída, por onde o efluente tratado será encaminhado para destinação final ou para rede coletora de esgotos. A tubulação de saída pode ser configurada alguns centímetros abaixo da superfície do sistema para evitar inundações e proliferação de vetores (MORAIS, 2019).

Na Figura 2 é apresentado um desenho esquemático de um sistema de WCVA.

Figura 2: Esquema de funcionamento de um sistema de WCVA



Fonte: Autoria própria (2021).

Oon et al. (2018) implantaram um sistema de WCVA preenchido com esferas de vidro de 10 mm de diâmetro e pedrisco como substrato e vegetado com *Typha latifolia* no tratamento de efluente sintético. O WCVA foi operado com tempo de detenção hidráulica (TDH) de 24 horas, com aeração e célula combustível microbiana. Os autores obtiveram eficiências de remoção de DQO e de nitrato de 65 a 68% e de 90 a 99%, respectivamente.

Na Índia, Singh et al. (2016) verificaram o comportamento de um WCVA (com aproximadamente 0,33 m³ de volume útil, com área da base circular de 0,5 m² e profundidade de 0,65 m). Esse WCVA foi preenchido com solo e brita como substrato e vegetado com *Typha sp.* e *Canna sp.*, para tratamento de lixiviado de aterro sanitário. O sistema operacional utilizado pelos autores é similar aos WCVA utilizados por MORAIS (2019), como base nesse trabalho. Os autores obtiveram eficiências de remoção de DQO (56%, 70% e 87%), N-Amon (65%, 72% e 53%), NT (60%, 68% e 68%) e PT (60%, 80% e 80%) quando o WCVA foi operado com TDH de 4, 8 e 12 dias, indicando melhor comportamento do sistema para maior TDH em termos de DQO, NT e PT.

Singh et al. (2014) avaliaram a eficiência de quatro unidades de WCVA (volume de 0,15 m³ e 0,25 m³ – dois a dois) cilíndricos no tratamento de águas de drenagem em rodovias, durante eventos de chuva no ano de 2009. Os WCVA foram preenchidos com zeólita natural (CW1 e CW2) e cascalho (CW3 e CW4) com profundidades de 30 e 50 cm, e vegetados com junco comum (*Juncus effusus*). Os WCVA foram operados com TDH de 6 h e submetidos a diferentes taxas de carregamento hidráulicas, sendo 38,2 cm dia⁻¹ para CW1, 63,6 cm dia⁻¹ para CW2, 49,7 cm dia⁻¹ para CW3 e 78,3 cm dia⁻¹ para CW4. Os resultados mostram que os sistemas de WCVA preenchidos com a combinação de substrato de zeólita-cascalho alcançaram o melhor desempenho com eficiências médias de remoção de 57% para SST, 45% para DQO e 78% para NTK. O NTK médio diminuiu em aproximadamente 65% em todas as unidades, sugerindo que este projeto, que utilizou o substrato (zeólita-cascalho) para avaliar a eficiência de remoção de poluentes águas residuárias provenientes de rodovias, teve a maior taxa de nitrificação. O estudo também revelou que a utilização de materiais de substrato com características específicas, como zeólita e cascalho, podem potencializar a remoção de nutrientes.

Tang et al. (2009) avaliaram o comportamento de dois sistemas de WCV combinados (volume de 0,045 m³) em escala piloto, preenchidos com esferas de polipropileno como substrato e taboa (*Typha latifolia* L) como vegetação de cobertura na remoção de N e PT em águas residuárias de rios. A configuração do sistema foi definida em função do fluxo, onde o

primeiro recebia o efluente no sentido do fluxo descendente (A) e o segundo no sentido ascendente (B). Foi estabelecido um controle C, não plantado, para realizar as análises comparativas da eficiência de remoção de nutrientes. Os autores observaram que as esferas de polipropileno aumentaram a remoção de N-Amon, NT, PT de 13,38% (concentração inicial de $2,1 \pm 1,4 \text{ mg L}^{-1}$), 8,90% (concentração inicial de $12,5 \pm 6,1 \text{ mg L}^{-1}$), 9,29% (concentração inicial de $2,9 \pm 1,2 \text{ mg L}^{-1}$), respectivamente. A análise da biomassa aérea e do teor de nutrientes dos caules e folhas de *T. latifolia* indicou que as esferas de polipropileno restringiram o aumento da biomassa, mas estimularam a assimilação do N e P em caules e folhas. Os autores notaram remoção total adicional do NT e PT de aproximadamente 29,38 g N m⁻² e 13,47 g P m⁻² pela biomassa aérea de *T. latifolia* nos sistemas com esferas de polipropileno, respectivamente.

No Brasil, alguns estudos vêm sendo desenvolvidos nos últimos anos para avaliar o desempenho dos sistemas de WCVA. Silva (2009) operou um sistema de três WCV (volume de 0,200 m³) em regime de fluxo não saturado e com alimentação intermitente durante nove meses no tratamento de esgotos. O sistema foi preenchido com substrato derivado da mistura de areia média e de Latossolo vermelho-amarelo e vegetado com arroz. O autor obteve eficiências médias de remoção de aproximadamente 97 a 99% para DBO (valor afluente de 150,45 mg L⁻¹), 90 a 98% para SST (valor afluente de 113,91 mg L⁻¹), 90 a 99% para turbidez (valor afluente de 102,29 UNT), 96 a 100% para PT (valor afluente de 8,61 mg L⁻¹), 88 a 94% para NT (valor afluente de 44,87 mg L⁻¹), 85 a 95% para N-Amon (valor afluente de 31,62 mg L⁻¹). Os autores também verificaram influência positiva da planta, nos processos de nitrificação, fertilização e colmatação do solo.

Morais (2019) avaliou o comportamento de um sistema operacional composto por três *wetlands* WCVA em escala piloto com área superficial de 0,22 m² e diferentes profundidades (0,45 m, 0,75 m e 1,60 m) preenchidos com fragmentos de blocos cerâmicos e plantados com mudas de capim *Vetiver* no tratamento de águas de córrego contaminadas com esgotos sanitários durante 152 dias. Os sistemas foram operados com TDH médio de 25 horas, onde o autor obteve as melhores eficiências no WCVA 3 quanto à remoção de DQO, DBO, NTK, N-Amon, nitrito e nitrato e PT de 37%, 24%, 10%, 4%, 41% e 38%, respectivamente, em comparação aos demais sistemas. As plantas não apresentaram crescimento esperado durante o período do experimento, mas ao final verificou-se que a profundidade do leito em sistemas de WCVA pode ser otimizada aumentando a profundidade do meio suporte.

Na continuidade dos estudos no mesmo sistema, Lopes et al. (2020) obtiveram as maiores eficiências de remoção de 70% de DQO e 50% de PT, 39% de NO_2^- , e NO_3^- , 50% de NO_3^- e 5% N-Amon no WCVA com maior altura do leito (1,56 m).

No Quadro 1 são exemplificadas algumas das mais recentes pesquisas realizadas com sistemas de WCVA no Brasil e no mundo.

Quadro 1: Algumas pesquisas sobre WCVA no Brasil e no mundo

Autores	Local	Efluente	Meio Suporte	Espécie	Eficiências de Remoção
Cano et al. (2015)	USP- São Paulo, Brasil	Pós-tratamento de resíduos de reator UASB	Brita e pedrisco	<i>Typha domingensis</i>	Nitrato (19-60%) N-Amon (10 a 76%)
Medeiros et al. (2016)	Estado de Santa Catarina, Brasil	Esgoto de áreas de loteamentos	Areia Cascalho	-	DQO (75 %) DBO (88 %) SS (83 %) N-NH4+ (47%) P-PO43- (63%)
Singh et al. (2016)	Hisar, Haryana - Índia	Águas residuárias provenientes de irrigação de terras agrícolas	Solo e brita	<i>Typha sp. e Canna sp.</i>	DQO (65 a 68%) Nitrato (90 a 99%)
Batista et al. (2018)	UTP, Ancón - Panamá	Água residuárias sintética	Cascalho, brita e areia	-	Nitrato (30 a 40%)
Morais (2019)	Curitiba, PR, Brasil	Águas residuárias sem tratamento	Resíduo da construção civil (bloco cerâmico)	<i>Capim Vetiver</i>	DQO (37%) DBO _{5,20} (24%) NTK (10%) N-Amon (4%) PT (38%)
Lopes et al. (2020)	Curitiba, PR, Brasil	Águas residuárias sem tratamento	Resíduo da construção civil (bloco cerâmico)	<i>Capim Vetiver</i>	DQO (70%) Nitrito (39%) Nitrato (50%) N-Amon (5%) PT (50%)
JK Faria et al. (2020)	Suzano, SP, Brasil	Lodo anaeróbio de UASB e lodo aeróbio de lodos ativados, provenientes de ETE	Brita 1, 2 e 3 Grafite	<i>Canna indica</i>	DQO (94%) N-Amon (74% e 69%) PT (9-72%)

Fonte: Autoria própria (2021).

3.2 Principais componentes dos sistemas de *wetlands* construídos

Nesses sistemas, os processos de remoção de poluentes são diretamente influenciados por taxas de carregamento hidráulica e orgânica, estratégias operacionais, temperatura, potencial redox do meio, modo de alimentação, dentre outros fatores (WU et al., 2014; VON SPERLING; SEZERINO, 2019; BASSANI et al., 2021). Apesar dessas variáveis envolvidas, é aceito pela comunidade científica que as macrófitas, material filtrante e os microrganismos estão diretamente vinculados ao processo de depuração dos poluentes.

3.2.1 Macrófitas

O papel das macrófitas ou da vegetação presente no meio como componente essencial nos WC está bem estabelecido, pois elas estão relacionadas com a ocorrência de mecanismos de remoção dos poluentes (BRIX, 1997). Segundo Kadlec e Wallace (2009) e Barreto (2016), a vegetação exerce funções gerais nos sistemas de WC como a evapotranspiração, resistência e a captura de partículas com foco no processamento e remoção de impurezas, melhorando a qualidade da água.

De acordo com Silvestre et al. (2002), as macrófitas proporcionam isolamento térmico e transferem oxigênio para a coluna de água pela sua zona de raízes e rizomas por meio da fotossíntese. As folhas e raízes da vegetação escolhida como cobertura vegetal dos sistemas de WC inibem o crescimento de algas na superfície da lâmina de água, como o fitoplâncton. Essa vegetação auxilia na proteção dos sistemas da ação dos ventos devido suas folhas, as raízes evitam a suspensão do material sólido e aumentam a taxa de degradação aeróbia da matéria orgânica. Ainda, segundo Kadlec et al. (2009), o sistema radicular das plantas auxilia na remoção de sólidos suspensos, diminui a turbidez e favorece a prevenção contra a colmatação em unidades de fluxo vertical. A cobertura vegetal, com seu sistema radicular, são excelentes desenvolvedoras de ecossistemas abrigando colônias de fungos e bactérias que decompõem a matéria orgânica, onde parte dos produtos mineralizados são absorvidos pelas plantas para seu desenvolvimento.

As principais plantas utilizadas nas primeiras aplicações dos WC no mundo eram do tipo macrófitas (emergentes, flutuantes, submersas). As macrófitas desempenham papel importante nos sistemas de WC, como a liberação de oxigênio para o material filtrante, prevenção da colmatação do material filtrante, embelezamento paisagístico e retirada e armazenamento de nutrientes (KADLEC; WALLACE, 2009). Com o avanço da utilização desses sistemas, muitos outros tipos de plantas vêm sendo utilizados nesses sistemas atualmente.

Segundo Decezaro (2016), as plantas mais utilizadas nos WC no Brasil são a *Typha*, *Phragmites*, *Juncus* e a *Eleocharis*. Nos estudos realizados no Brasil no período de 1998 a 2011, a *Typha* é a espécie mais utilizada, sendo seguida pela *Eleocharis* e pela *Zizaniopsis* em 42 trabalhos (SEZERINO et al., 2015). Em outros estudos há utilização de gramíneas como a *Cynodon* sp. (*capim tifton 85*) e a *Brachiaria arrecta*, e plantas ornamentais *Cyperus papyrus* e a *Canna x generalis* (DECEZARO, 2016).

Na escolha da espécie devem ser consideradas a adaptabilidade ao clima da região de implantação, ciclo de vida duradouro, zona radicular extensa e volumosa, taxa de crescimento e disseminação por rizomas, além de ser de fácil manuseio e manejo (DECEZARO, 2016).

No Quadro 2 são apresentadas as espécies de plantas mais utilizadas em sistemas de *wetlands* construídos.

Quadro 2: Espécies de plantas mais utilizadas em sistemas de *wetlands* construídos

Principais tipos de plantas	Nome científico	Nome popular
Emergentes	<i>Chrysopogon zizanioides</i>	Capim <i>Vetiver</i>
	<i>Cynodon</i>	Capim Tifton 85
	<i>Pennisetum purpureum</i>	Capim-elefante
	<i>Cyperus papyrus</i>	Papiro
	<i>Typha angustifolia</i> L. ou <i>Typha latifolia</i>	Taboa
	<i>Juncus spp</i> e <i>junco ingens</i>	Junco
	<i>Phragmites spp</i>	Caniço
	<i>Schoenoplectus validus</i> , <i>Canna generalis</i>	Junco de softstem, junco cinza e junco grande Biri
	<i>Carex spp</i>	Carex japonês
	<i>Zantedeschia aethiopica</i>	Copo de leite
	<i>Scirpus lacustris</i> L	Bunho
	<i>Íris pseudocorus</i> L	Lírios-do-charco ou lírio-dos-pântanos
Flutuantes	<i>Eichhornia crassipes</i>	Jacinto d'água
	<i>Lemna</i>	Lentilha d'água
	<i>Hydrodictyon</i>	Rede de água
	<i>Reticulatum</i> L.	Alfavaca-cravo
	<i>Scenedesmus acuminatus</i> (Lagerh)	Algas verdes
	<i>Spirodela sp</i>	Spirodela
	<i>Wolffia arrhiza</i>	Wolffia
<i>Azolla caroliniana</i>	Murerê rendado	
Submersas	<i>Elodea canadensis</i>	Elodea comum (folhas lisas)
	<i>Elodea nutalli</i>	Elodea (folhas enroladas)
	<i>Egéria densa</i>	Elodea
	<i>Ceratophyllum demersum</i>	Rabo de raposa
	<i>Hydrilla verticillata</i>	Hydrilla verticillata
	<i>Cabomba caroliniana</i>	Cabomba
	<i>Miriophyllum hetrophyllum</i>	Pinheirinha-d'água
<i>Potamogeton spp</i>	Potamogeton	

Fonte: Adaptado de Soares et al. (2001), Duarte (2002), Mazzola et al. (2003) e IWA (2017).

Segundo Truong (2008), o capim *Vetiver* (*Chrysopogon zizanioides*) é considerado uma planta perene, adaptada aos mais diversos climas, sendo bastante resistente a inundações, secas prolongadas, geadas, variações de temperatura, pisoteio de animais e ao fogo. Esta espécie pode chegar a 2,0 metros de profundidade quando adulta e suas raízes podem atingir

5,0 metros de comprimento dependendo do substrato onde forem plantadas. Ainda, outro fato importante está na possibilidade de utilização nos mais diversos biomas, pois o capim *Vetiver* não pode ser considerado planta invasora, pois suas sementes são estéreis e não produz rizomas ou estolões. O capim *Vetiver* possui tolerância a solos e efluentes ácidos, alcalinos, salinos e sódicos. Também possui tolerância ao Alumínio (Al), Manganês (Mn) e há existência de metais pesados como o Arsênio (As), Cádmiio (Cd), Cromo (Cr), Níquel (Ni), Chumbo (Pb), Mercúrio (Hg), Selênio (Se) e Zinco (Zn).

O capim *Vetiver* é uma planta biorremediadora, utilizada para suportar e absorver Nitrogênio (N), Fósforo (P), Mercúrio (Hg), Cádmiio (Cd) e Chumbo (Pb) dissolvidos em corpos hídricos. Por essa capacidade de realizar a biorremediação, esta espécie é utilizada no tratamento de esgotos municipais e industriais contribuindo com a melhoria da qualidade das águas residuárias e atenuação da poluição (PHILLIPI & SEZERINO, 2004).

Segundo Orozco (2009), por ser uma planta de sistema radicular profundo e abundante, com grande resistência a variações climáticas e a tolerância a diversos contaminantes, este tem sido utilizado em vários países. No Quadro 3 são apresentados alguns trabalhos sobre tratamento de águas residuárias com capim *Vetiver* em sistemas de *wetlands* construídos.

Quadro 3: Tratamento de águas residuárias utilizando capim *Vetiver* em sistemas de WC.

Local	Substrato	Efluente	Características	TDH	Eficiência de remoção	Referência
Beja, Portugal	Argila expandida	Efluente Sintético	WCFV descendente 0,24 m ² de área superficial	1.3 horas	Nitrato de 57 a 63%	Almeida et al. (2017)
Pretória, África do Sul	Granito diâmetro 15 a 20 mm	Água residuárias municipais brutas	WCFV descendente 1,2 m ² de área superficial	30 dias	81% de DQO, 91% de NTK e 98% de sólidos suspensos totais	Badejo, Omole e Ndambuki (2018)
Bogor, Indonésia	Zeliac	Águas residuárias da produção de tofu	WC de fluxo livre	15 dias	76% de DQO, 75% de SST e aumento do pH para 7,8	Seroja et al. (2018)
Illinois, Estados Unidos da América	-	Águas ácidas de drenagem de mina	WC de fluxo livre em barris hidropônicos de 378.5L para remoção de metais	28 dias	81% de remoção de ferro e chumbo	Kiiskila et al. (2019)

Fonte: Adaptado de Morais (2019).

No Brasil, vários estudos apontam para a sua utilização no controle de processos erosivos em encostas. Ainda, segundo o mesmo autor, países como a China, Tailândia e Austrália utilizam a planta capim *Vetiver* (*Vetiveria zizanioides* L. Nash) no tratamento de

esgotos domésticos, com excelentes resultados na remoção de poluentes e, também, após, suas partes podem gerar renda para a população, utilizando suas fibras na fabricação de materiais de construção, artesanato e, até na indústria de perfumes, pois essa planta também é conhecida como falso-patchouli.

3.2.2 Material Filtrante

O substrato, também chamado de meio suporte ou leito, é um elemento primordial nos WC responsável pela condutividade hidráulica do sistema e filtragem dos efluentes, com capacidade de aderência do biofilme microbiano que se desenvolve em torno dos grãos. O material filtrante atua nos processos químicos por meio da adsorção de compostos inorgânicos, tais como amônia ($N-NH_3$) e ortofosfato ($P-PO_4^{3-}$), além de ser importante na sustentação do sistema radicular da vegetação escolhida para o sistema (MORAIS, 2019).

A escolha da granulometria do leito é fator determinante do tempo de vida de um sistema de WC devido ao fenômeno da colmatação do leito filtrante, especialmente no caso do *wetland* construído de fluxo horizontal (WCH). Desta forma, as areias e britas são os agregados mais utilizados na prática no Brasil (MACHADO, 2017; ROTH, 2020).

Segundo Von Sperling et al. (2018), os WC verticais e horizontais são dimensionados com base na área superficial, onde maiores profundidades implicam em maiores volumes de leito normalmente associadas a granulometrias mais finas para evitar a perda de carga hidráulica na seção transversal. Os materiais a serem utilizados podem ser desde britas de granulometria diversas, assim como, cascalhos, escória de siderurgia e outros materiais que não sofram degradação pelas reações químicas e biológicas ocorridas nos sistemas (IWA TASK GROUP, 2017; MACHADO, 2017).

A desvantagem da utilização de materiais alternativos é a falta de conhecimento aprofundado das características que geram dúvidas quanto à adequabilidade para o uso em sistemas de filtração. Além disso, o material filtrante apresenta influência direta na comunidade microbiana, tanto no estabelecimento do biofilme, quanto na localização específica da atividade microbiana (TRUU et al. 2009; WU et al. 2014). As propriedades físicas e químicas do material filtrante, incluindo tamanho da partícula, área superficial,

porosidade, condutividade hidráulica, pH e teor de matéria orgânica são determinantes para os processos mediados por microrganismos (BRIX; ARIAS, 2005).

Ainda, segundo Von Sperling et al. (2018), deve-se evitar granulometrias muito diferentes, pois os materiais menores, embora apresentem melhor capacidade de filtração do efluente, acabam por preencher os espaços vazios levando a colmatação mais rapidamente, diminuindo sua vida útil. Desta forma, o material a ser utilizado nos sistemas de WC deve ser uniforme e limpo, livres de quaisquer materiais finos, como areias, siltes e argilas.

3.2.3 Microrganismos

Segundo Knupp (2013), a ação dos microrganismos é fundamental para decomposição de compostos biodegradáveis presentes nas águas residuárias de sistemas de WC. Ainda, nas comunidades microbianas, destacam-se colônias específicas de arqueas e bactérias em termos da disponibilidade de oxigênio e carbono, onde o leito utilizado e a temperatura influenciam no seu desenvolvimento (PHILLIPI & SEZERINO, 2004).

A comunidade microbiana é encontrada em três áreas específicas, anexadas ou nas proximidades da rizosfera, na biomassa aderida ao substrato e nas águas residuárias afluente ao sistema, independentemente da modalidade de WC utilizado (PHILLIPI & SEZERINO, 2004). A ação metabólica é facilitada por uma série de reações enzimáticas de acordo com o grupo microbiano presente no processo, em que paralelamente aos processos de oxidação e redução de compostos ocorre a formação do biofilme, devido a secreção de substâncias poliméricas (FAULWETTER et al. 2009; WEBER, 2016).

Após a fixação no leito, o biofilme promove interações de forma diferenciada, consumindo o oxigênio gradualmente até sua extinção e outras comunidades de microrganismos entram em ação em ambientes anóxicos e anaeróbios. Em situações aeróbias ocorre o fenômeno da oxidação do nitrogênio amoniacal a nitrito e em seguida a nitrato, porém, nas regiões anóxicas ocorrerá a desnitrificação e nas regiões aeróbias a formação de ácidos orgânicos e a redução de sulfatos (BENTO, 2000; PHILLIPI et al., 2004).

Segundo Bento (2000), nos WC há uma microfauna composta de bactérias, protozoários e micro metazoários que estão diretamente envolvidos na degradação da matéria orgânica onde realizam três papéis básicos, nitrificação, desnitrificação e a oxidação da matéria orgânica. Esses processos contribuem diretamente na clarificação do efluente, redução da DBO do afluente, integração com os demais organismos presentes no sistema contribuindo

para o equilíbrio ecológico, redução da produção de lodo através da ingestão de bactérias presentes nos biofilmes, assim como, as floculadas (PHILLIPI et al., 2004).

Nos *wetlands* construídos, os metazoários, que são grupamentos de células e formam tecidos com diferentes funções, auxiliam no tratamento dos sistemas e contribuem para manutenção das bactérias saudáveis, recirculação de nutrientes minerais, aumento do acesso ao oxigênio nos filtros prevenido as condições anaeróbias, degradação da DBO, consumindo bactérias e sólidos em suspensão e favorecem o balanço ecológico do sistema (BENTO, 2000).

No Quadro 4 é apresentada a classificação geral dos microrganismos que sintetizam novas células, obtêm energia pelas reações apresentadas e suportam novo crescimento de biomassa.

Quadro 4: Classificação geral dos microrganismos presentes nos WC, baseados em fontes de energia e de carbono

Bactéria	Processo	Fonte de carbono	Produtos
Aeróbio heterotrófico	Aeróbio oxidação	Composto orgânico	CO ₂ , H ₂ O
Aeróbio autotrófico	Nitrificação	CO ₂	NO ₂ ⁻ , NO ₃ ⁻
	Oxidação de ferro	CO ₂	Íon férrico Fe(III)
	Oxidação de enxofre	CO ₂	SO ₄ ²⁻
Facultativo heterotrófico	Desnitrificação Reação anóxica	Composto orgânico	N ₂ , CO ₂ , H ₂ O
Anaeróbio heterotrófico	Fermentação ácida	Composto orgânico	Acetato, propionato, butirato
	Redução de ferro	Composto orgânico	Fe(II), CO ₂ , H ₂ O
	Redução de sulfato	Composto orgânico	H ₂ S, CO ₂ , H ₂ O
	Metanogênese	Composto orgânico	CH ₄
Anaeróbio autotrófico	Anamox	CO ₂	N ₂ , NO ₃ ⁻

Fonte: Adaptado de Metcalf e Eddy (2015).

Segundo Knupp (2013), as bactérias aeróbias e anaeróbias formam um biofilme na superfície do meio suporte (britas, cascalhos, areia, entre outros) no rizoma e nas raízes das plantas. Essas bactérias são consideradas as principais responsáveis pela degradação dos poluentes, desempenhando a oxidação da matéria carbonácea, nitrificação e desnitrificação.

3.3 Mecanismos da remoção de poluentes em sistemas de *wetlands* construídos

As remoções e transformações de poluentes nos *wetlands* construídos de fluxo vertical descendente (WCVD) e ascendente (WCVA) são processos complexos e dependem de uma variedade de mecanismos, incluindo sedimentação, filtração, precipitação, assimilação pelas macrófitas e, principalmente, processos dependentes exclusivamente de microrganismos (SAEED; SUN, 2012; DOTRO et al., 2019).

Segundo Kadlec e Wallace (2009), nos métodos físicos são realizadas às trocas iônicas, baseadas em adsorção entre outras. Nos processos químicos, os nutrientes são removidos por precipitação, onde existe a cristalização de nitrogênio e fósforo que quando extraída se dá o nome ao composto de *estruvita*. Quanto aos processos biológicos, eles estão associados às atividades biológicas relacionadas à comunidade microbiana presente no meio (PELISSARI et al., 2018).

A remoção de poluentes de efluentes de esgotos domésticos é dependente da classificação do tipo de tratamento que está sendo aplicado. Dentre os principais mecanismos de remoção de poluentes em WC destacam-se a remoção de Sólidos Suspensos Totais (SST), Demanda Química de Oxigênio (DQO) e Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO₅), Fósforo Total (PT), Nitrogênio Total (NT), Nitrogênio Amoniacal (N-Amon), sulfatos, metais, fenóis e patógenos, utilizando efeitos primários, secundários e incidentais (STOWELL, 1981; VYMAZAL, 2013).

Esses efeitos podem ser primários, quando são utilizados mecanismos físicos para remoção de sólidos sedimentáveis e parte da matéria orgânica, ou secundários onde os mecanismos biológicos são utilizados com o objetivo de remover o material orgânico e eventualmente nutrientes, como o nitrogênio (N) e o fósforo (P) (VON SPERLING, 2011). Ainda, segundo Stowell et al. (1981) e Vymazal et al. (2013), há também a ocorrência de remoção de poluentes devido efeitos incidentais, pois durante a fase de sedimentação alguns poluentes (químicos e biológicos) presentes no afluente como: DQO, DBO₅, nitrogênio, fósforo, metais pesados, orgânicos refratários, bactérias e vírus podem ser removidos por efeito da gravidade. Pois durante o processo de sedimentação de SST, os poluentes aderidos a essas partículas passam pelas diversas zonas (aeróbias, anaeróbias e anóxicas) do leito, onde ocorrem os processos de degradação destes poluentes.

Segundo Vymazal et al. (2013), os processos que ocorrem para a remoção de poluentes em WC podem ser definidos como:

- i Sólidos Totais: Ocorrem por processos de sedimentação, filtração, decomposição- precipitação e co-precipitação, oxidação pelos microrganismos;
- ii DQO, DBO: Ocorrem por degradação microbiana (aeróbia e anaeróbia), sedimentação (acumulação de matéria orgânica na superfície do sedimento) e filtração;
- iii Fósforo: Reações de adsorção aos sítios das plantas e microbiota, precipitação com Al, Fe, Ca e argilo minerais presentes no meio suporte, formação de complexos com a matéria orgânica, assimilação pelas plantas aquáticas e microbiota;
- iv Nitrogênio: Amonificação seguida de nitrificação e desnitrificação, assimilação pelas plantas aquáticas e a volatilização de amônia;
- v Sulfatos: Adsorção (troca iônica), respiração do sulfato e precipitação do sulfato metálico (Ex: $PbSO_4$);
- vi Metais: Sedimentação, filtração, reações de adsorção, precipitação na forma de hidróxidos e sulfetos (Ex: FeS), precipitação com material orgânico e acúmulo no sedimento, assimilação pelas plantas aquáticas e transformações microbianas (oxidação);
- vii Fenóis: Adsorção da matéria orgânica e partículas do solo, degradação microbiana;
- viii Patógenos: Sedimentação, filtração, radiação ultravioleta, adsorção à matéria orgânica e de material sólido, predação, ataque de vírus e protozoários, morte natural e exposição a biocidas excretadas por macrófitas.

3.3.1 Depuração da matéria carbonácea

Segundo Sezerino (2002), a matéria carbonácea pode ser quantificada e mensurada em termos de DBO_5 e DQO onde os microrganismos, como as bactérias, que estão aderidas ao material filtrante e nas raízes das macrófitas em sistemas de WC em águas residuárias. Os microrganismos realizam a degradação devido à necessidade de obterem energia e fonte de carbono para se reproduzirem e para manter seu metabolismo. Os processos podem ser classificados como aeróbios ou anaeróbios, dependendo da presença ou ausência de oxigênio dissolvido no ambiente.

Segundo o mesmo autor, as fontes de energia e de carbono podem ser classificadas por compostos orgânicos e inorgânicos (nutrientes) e obtidas pela realização de reações de

oxirredução. Estas também podem ser obtidas por meio da captação solar, na utilização do dióxido de carbono (CO_2) e na utilização do carbono orgânico.

Segundo Metcalf e Eddy (2014), os microrganismos necessitam de carbono para o crescimento celular, tanto de matéria orgânica como de dióxido de carbono e podem ser divididos entre heterotróficos e autotróficos. Os organismos heterotróficos utilizam o carbono orgânico para a formação de uma nova biomassa, enquanto os organismos autotróficos derivam carbono celular de dióxido de carbono. Essa derivação, que consiste em um processo anabólico que requer uma entrada líquida de energia, requer maior esforço para realização da síntese, assim, pode-se observar menores taxas de crescimento e de produção de massa celular do que em microrganismos heterotróficos.

Ainda, a energia necessária para realização da síntese em microrganismos pode ser suprida pela luz natural ou por reações de oxidação química. Os organismos que possuem a capacidade de utilizar a luz como fonte de energia para suas reações são chamados de fotótrofos que podem ser heterotróficos ou autótrofos. Além dos fotótrofos, os organismos que utilizam reações químicas são chamados de quimiotróficos e podem ser divididos em quimioheterotróficos (compostos orgânicos) e quimioautotróficos (compostos inorgânicos).

Segundo Sezerino (2002) e Cooper et al. (1996), a degradação da matéria orgânica e, por consequência, a redução da DBO_5 em sistemas de *wetlands* construídos para o tratamento de águas residuárias obedece a uma cinética de degradação de primeira ordem, ou seja, a taxa de degradação é proporcional a concentração do substrato, contribuindo com um decaimento exponencial da concentração do afluente. Essa degradação pode ser classificada como degradação aeróbia e degradação anaeróbia.

Na degradação aeróbia, devido à existência de oxigênio dissolvido, a degradação da matéria orgânica solúvel é realizada por bactérias aeróbias heterotróficas, essa degradação ocorre de maneira acelerada, sendo importante agente na taxa de decaimento da DQO.

Por outro lado, a degradação por bactérias anaeróbias obrigatórias ou facultativas ocorre de maneira eficiente, porém mais lenta. Apesar de lenta, dependendo da profundidade do substrato, o oxigênio é um fator limitante e a degradação anaeróbia torna-se predominante e responsável pela taxa de decaimento da DQO em *wetlands* construídos.

3.3.2 Transformação e remoção de nitrogênio (N)

Segundo Vymazal et al. (2007), o nitrogênio pode ser encontrado de diversas formas e em constante transformação química de compostos orgânicos e inorgânicos. Alguns desses processos podem liberar energia, que é utilizada para sobrevivência e multiplicação dos microrganismos, e outros podem adquirir energia por uma fonte de carbono orgânico como, por exemplo, decomposição de camadas vegetais.

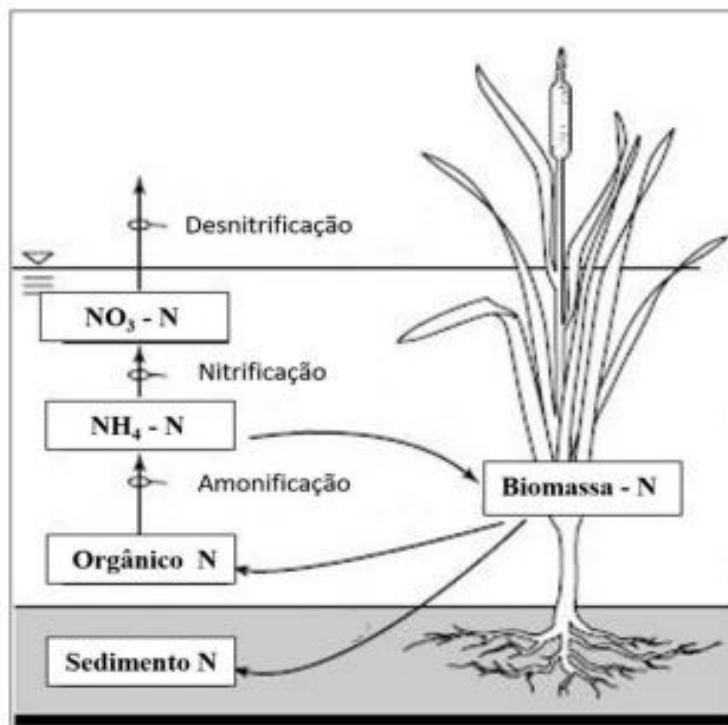
As macrófitas plantadas nos WC necessitam de nutrientes para seu crescimento e reprodução que são assimilados pelo seu sistema radicular. Como seu crescimento pode obter taxas elevadas, consideráveis quantidades de nutrientes podem ser incorporadas a sua biomassa, onde a assimilação ocorre por processos biológicos que convertem formas inorgânicas do nitrogênio em compostos orgânicos (SEZERINO, 2006).

Nos sistemas de WC, há duas formas de nitrogênio que são utilizadas pelas plantas, a amônia e o nitrato. Porém, a amônia torna-se a fonte preferencial, por ser mais reduzida energeticamente do que o nitrato. Salienta-se que em ambientes onde o nitrato é predominante, a principal fonte passível de ser assimilada pelas plantas será o nitrogênio inorgânico passível de ser assimilado (KADLEC e KNIGHT, 1996).

Segundo IWA (2000), a capacidade de assimilação pelas macrófitas emergentes em sistemas de WC é na faixa de $1000 - 2500 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, podendo aumentar sua capacidade se a biomassa é podada na manutenção do sistema. Entretanto, estudos mostram que a quantidade de nutrientes que pode ser removida com a poda é insignificante em comparação com a quantidade de nutrientes que entra no sistema (BRIX, 2005).

Segundo Jan et al. (2013), os microrganismos controlam essas transformações por enzimas e catalisadores estabelecendo uma relação de interdependência, essencial para o bom funcionamento de WC (Figura 3).

Figura 3: Ciclo do Nitrogênio na planta



Fonte: Adaptado de Kadlec e Wallace (2008).

Segundo Geller (1997), a eliminação de nitrogênio e fósforo pelas plantas é de somente 4% e 2%, respectivamente. Em um estudo realizado no Canadá foi verificado que a macrófita *Typha sp.*, foi responsável pela remoção de 10% do nitrogênio em um WC com realização de poda regular de 10% (IWA, 2000). Se o filtro plantado com macrófitas não é podado, a grande maioria dos nutrientes que foi incorporado no tecido da planta retornará para o efluente no processo de decomposição da planta (IWA, 2000).

Segundo Santos (2009), o ciclo do nitrogênio começa pelo processo de nitrificação, ou seja, oxidação da amônia a nitrito e este a nitrato, ocorrendo em duas fases: nitrosação e nitratação. Na fase de nitrosação, bactérias Nitrosomonas oxidam a amônia até a formação do ácido nitroso, que após se dissociar se transforma em nitritos. Na nitratação, as bactérias Nitrobacter oxidam o ácido nitroso reduzindo o mesmo a ácido nítrico, que se dissocia, formando nitratos. Assim, este processo de nitrificação consome grandes quantidades de oxigênio, reduzindo assim o nível de oxigênio dissolvido na coluna d'água.

As taxas de remoção são variáveis e estão associadas à espécie da planta que compõe o sistema de WC. Além das plantas, outros fatores que influenciam essas taxas são o tempo de detenção hidráulico (TDH), as condições climáticas da região e o projeto do sistema. Porém, essa remoção é extremamente importante nos sistemas de tratamento para o ambiente,

pois elevadas concentrações podem afetar a qualidade das águas doces e salgadas (DZAKPASU et al., 2014). Os processos de transformação de nitrogênio nos sistemas de WC são apresentados no Quadro 5.

Quadro 5: Transformação de nitrogênio em sistemas de *wetlands* construídos

Processo	Transformação
Volatilização	N-Amoniacal (aq) → N-Amoniacal (g)
Amonificação	N- orgânico → N-Amoniacal
Nitrificação	N-Amoniacal → Nitrito → Nitrato
Amonificação de nitratos	Nitrato → N-Amoniacal
Desnitrificação	Nitrato → Nitrito → Gás N ₂ , N ₂ O
Fixação de N ₂	Gás N ₂ → N-Amoniacal (N-orgânico)
Absorção vegetal / microbiana (Assimilação)	N-amoniacal, nitrito, nitrato → N-orgânico
Adsorção da amônia	-
Enterramento de N-orgânico (sedimento)	-
ANAMMOX (oxidação anaeróbia da amônia)	N-amoniacal → Gás N ₂

Fonte: Adaptado de Vymazal et al, (2007).

3.3.3 Remoção de fósforo (P)

Segundo Metcalf e Eddy (2015), o fósforo é um nutriente essencial no tratamento de águas residuárias e favorece o crescimento de plantas, algas e alguns organismos. A presença do fósforo pode ser verificada nas formas orgânica e inorgânica, sendo muitas vezes responsável por viabilizar o crescimento de algas nocivas. Desta forma, sua remoção é importante durante o tratamento de águas residuárias para posterior lançamento em corpos hídricos receptores.

Segundo Valentim (2003), os principais processos de remoção de fósforo incluem o consumo natural realizado pelas plantas, processos biológicos, adsorção e precipitação em sistemas naturais.

Em sistemas de WC, os principais processos de remoção ocorrem pela precipitação com sais metálicos, pela adsorção pela assimilação pelas plantas macrófitas escolhidas para o sistema, desde que seja realizada a colheita e corte na época correta (DOTRO et al., 2017).

Ainda, segundo os mesmos autores, a eficiência de remoção é baixa (< 20%) em sistemas que não utilizam aeração ou bombeamento, porém pode-se melhorar essa eficiência

com a utilização de materiais filtrantes reativos como os produtos naturais, produtos manufaturados e subprodutos industriais.

Segundo Lima et al. (2018), em sistemas de WC que visam a remoção de fósforo os resíduos da construção civil estão cada vez mais presentes, sendo utilizados como materiais filtrantes. Os resíduos mais utilizados da construção civil são a argila expandida, porcelanato, cerâmica vermelha e resíduos à base de argila. Porém, existem estudos relacionados à utilização de resíduos como o lodo de alumina desidratada (resíduo da fase de coagulação em ETA por sais de alumínio (BARROSO, 2007) e o biochar, resíduo agrícola composto com madeiras e palhas (OLIVEIRA et al., 2018).

3.3.4 Organismos patogênicos

Segundo Von Sperling (2014), o esgoto doméstico contém vários agentes patogênicos ou microrganismos potencialmente patogênicos que, dependendo da concentração de espécies, apresentam um risco potencial para a saúde humana e cuja presença deve, portanto, ser reduzida no processo de tratamento desses esgotos. Estes organismos patogênicos podem ser definidos como vírus, bactérias, protozoários e helmintos.

Kadlec e Wallace (2009) afirmam que os sistemas de WC que possuem cobertura vegetal, normalmente são mais eficientes na remoção de patógenos do que as não vegetadas, pois apresentam variedade maior de microrganismos no meio poroso que favorecem a predação de patógenos.

Os agentes patogênicos que são monitorados são os coliformes totais e os coliformes fecais. Os sistemas de WC oferecem combinação de fatores físicos (filtração e sedimentação), químicos (oxidação, absorção da matéria orgânica, exposição aos biocidas excretados pelas raízes das plantas e exposição ao pH do meio) e biológicos (predação por nematóides e protistas, ataque por bactérias e vírus e morte natural) para remoção destes agentes (SEZERINO, 2006; SILVA, 2009).

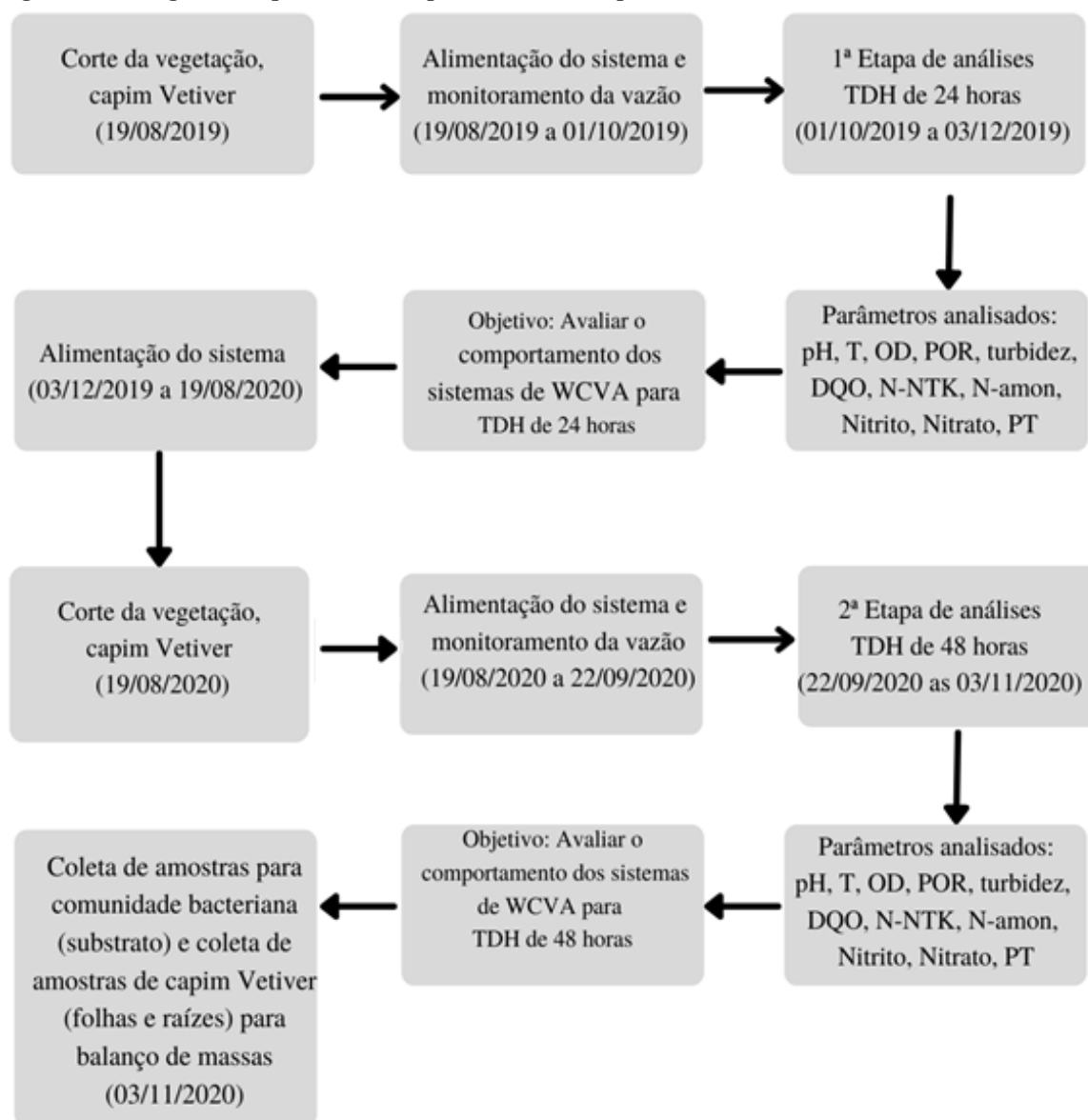
Segundo Costa et al. (2003) e Hagendorf et al. (2000), bactérias encontradas em águas naturais e residuárias, como as bactérias heterotróficas, promovem a autodepuração da água. Essas bactérias formam colônias no substrato e nas raízes das macrófitas aquáticas selecionadas para o sistema, desenvolvendo um biofilme. Ainda, a presença de bacteriófagos, que são vírus que parasitam bactérias, contribuem para diminuição de bactérias das águas residuárias. Em WC também ocorre essa diminuição por meio de outros processos como a

precipitação de partículas, floculação, adsorção e pela falta de nutrientes para as bactérias patogênicas, assim como, para as bactérias de vida livre.

4 MATERIAIS E MÉTODOS

Neste capítulo são apresentadas as etapas desenvolvidas para cumprimento dos objetivos propostos. A parte experimental compreendeu a operação e o monitoramento dos sistemas de WCVA. Os procedimentos experimentais adotados neste trabalho são apresentados no fluxograma esquemático da Figura 4.

Figura 4: Fluxograma esquemático dos procedimentos experimentais



Fonte: Autoria Própria (2021).

4.1 Características do experimento

O experimento foi instalado nas dependências da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR), na área externa do Laboratório de Saneamento (LabSan), câmpus Curitiba, sede Ecoville (25°26'39''S, 49°21'16''O) na altitude de 934,4 m (Figura 5).

A cidade de Curitiba, capital do estado do Paraná, possui clima temperado com variações de temperaturas médias entre 18 °C (mesotérmico) nos períodos mais frios, e 22 °C nos períodos mais quentes (ALVARES et al., 2013).

Em relação à precipitação, Curitiba caracteriza-se pela presença de chuvas bem distribuídas durante todas as estações, com exceção dos meses de janeiro e fevereiro que apresentam volume significativo de precipitação em comparação com os demais (ALVARES et al., 2013).

Figura 5: Localização do experimento

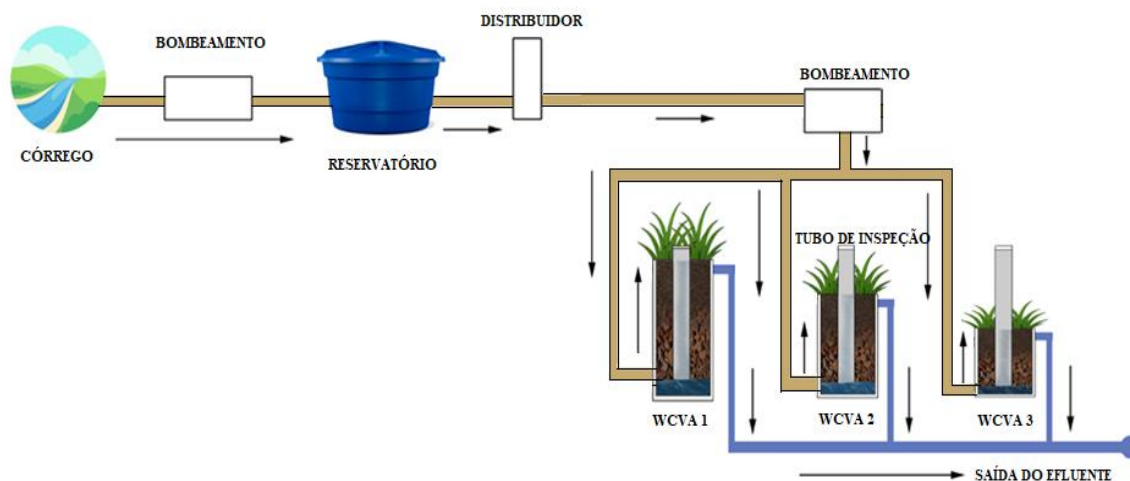


Fonte: Autoria Própria (2021).

Para cumprimento dos objetivos propostos, foram avaliados três sistemas de WCVA em escala piloto de diferentes profundidades de meio suporte, operados em paralelo, no tratamento das águas do córrego da Rua Rogério Pereira Camargo. As águas deste córrego foram utilizadas na alimentação dos sistemas por apresentarem características que se assemelham às características de esgotos sanitários de concentração “fraca” a “média” em termos de matéria orgânica. Estes sistemas estavam em operação desde o ano de 2018.

Na Figura 6 é apresentado um esquema da linha de tratamento do sistema experimental de WCVA, partindo da coleta do afluente por um sistema de bombeamento até o reservatório de acumulação, passando para distribuição para as unidades de tratamento por meio de bombeamento controlado de vazão para um determinado TDH, assim como, um corte mostrando o sentido do fluxo (ascendente) até a saída do efluente do sistema.

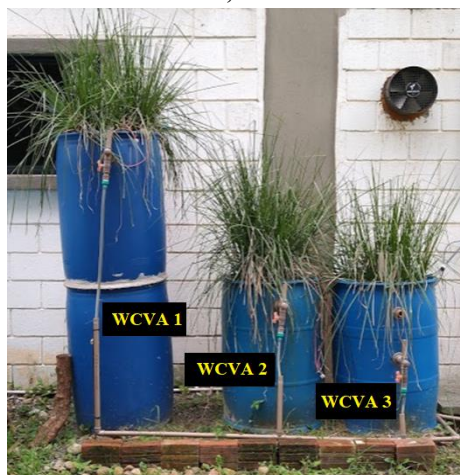
Figura 6: Desenho esquemático do sistema experimental



Fonte: Autoria Própria (2021).

Os sistemas em escala piloto possuem área superficial de $0,22 \text{ m}^2$, foram confeccionados em reservatórios circulares de polietileno de alta densidade (PEAD) com diâmetro de $0,58 \text{ m}$ e profundidade total de $0,95 \text{ m}$, totalizando volume de cada unidade igual a 250 L . Na Figura 7 é apresentada uma foto dos sistemas WCVA 1, WCVA 2 e WCVA 3.

Figura 7: Foto ilustrativa dos sistemas de WCVA 1, WCVA 2 e WCVA 3.



Fonte: Autoria Própria (2021).

Na Tabela 1 são apresentadas as características físicas dos *wetlands* construídos de fluxo vertical ascendente (WCVA), assim como, a vazão (Q) utilizada para os tempos de detenção hidráulica (TDH) de 24 e 48 horas. Os tempos de detenção hidráulica de 24 e 48 horas já foram utilizados em estudos prévios para esses sistemas de *wetlands* construídos pelo grupo de estudos do Laboratório de Saneamento e Recursos Hídricos do PPGEC/UTFPR, sendo este estudo um aprofundamento sobre o assunto.

Tabela 1: Características físicas dos sistemas de WCVA (1, 2 e 3).

Características	Unidade	WCVA 1	WCVA 2	WCVA 3
Área superficial	m ²	0,22	0,22	0,22
Diâmetro nominal	m	0,58	0,58	0,58
Profundidade do meio suporte total	m	1,45	0,58	0,30
Profundidade fundo falso	m	0,15	0,15	0,15
Profundidade total	m	1,60	0,73	0,45
		0,22		
		0,44	0,22	
Profundidades de coleta	m	0,70	0,44	0,22
		1,15	0,70	0,44
		1,56		
Profundidade útil	m	1,45	0,58	0,30
Volume total	L	303,0	168,0	112,0
Volume útil	L	207,5	122,0	78,3
Índice de vazios	%	68	73	70
Vazão – TDH 24 h – etapa 1	L h ⁻¹	8,6	5,1	3,3
	L d ⁻¹	206,4	122,4	79,2
Vazão – TDH 48 h – etapa 2	L h ⁻¹	4,30	2,55	1,65
	L d ⁻¹	103,2	61,2	39,6

Fonte: Autoria própria (2021).

Cada unidade de WCVA possui diferentes características de dimensionamento e operação. Desta forma, foram denominados respectivamente os sistemas como WCVA 1 (área superficial de 0,22 m², diâmetro de 0,58 m, profundidade da camada suporte de 1,56 m e capacidade de armazenamento de 303 L), WCVA 2 (área superficial de 0,22 m², diâmetro de 0,58 m, profundidade da camada suporte de 0,70 m e capacidade de armazenamento de 168 L) e WCVA 3 (área superficial de 0,22 m², diâmetro de 0,58 m, profundidade da camada suporte de 0,30 m e capacidade de armazenamento de 112 L).

O afluente utilizado para a alimentação dos sistemas de WC era recalado do córrego por uma bomba submersa marca Ferrari (modelo XKS-401 PW), sendo posteriormente armazenado em um tanque de polietileno de alta densidade (PEAD) com volume de 3000 L. Deste reservatório, as águas eram transportadas por bombeamento (marca Ferrari, modelo XKS-401 PW) até um tanque distribuidor intermediário, utilizado para minimizar a captação

de sólidos grosseiros. Este reservatório intermediário também fazia a conexão entre as bombas dosadoras individuais que alimentavam os WC e o reservatório. Os WC foram alimentados por duas bombas dosadoras EMEC, modelo FCE-121.5 e uma bomba dosadora ProMinent, série *Concept Plus*.

Como a alimentação dos WCVA era feita em sentido ascendente, foi instalada uma tubulação central de PVC de diâmetro 100 mm, perfurada com orifícios de 3 mm para promover a distribuição do afluente. Assim, os WCVA foram operados com o leito saturado até a região da rizosfera com o efluente submetido ao tratamento. Essa tubulação tinha a função de facilitar a coleta de amostras do efluente e realizar medidas diretas.

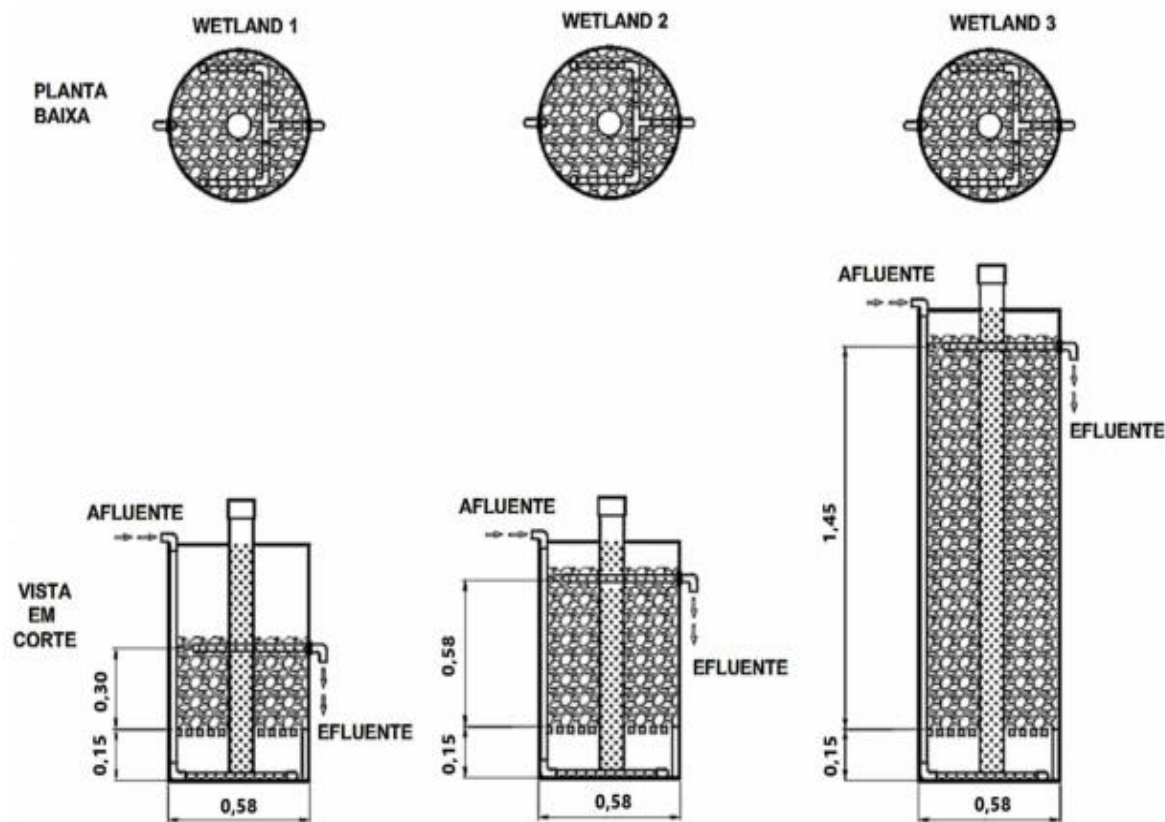
O trabalho foi dividido em duas Etapas, sendo Etapa 1 com TDH de 24 horas e Etapa 2 com TDH de 48 horas. Para ambas as etapas foram coletados diversos parâmetros, onde foram realizadas medidas diretas e coletas de amostras para realização de análises em laboratório para obtenção de dados sobre a eficiência e desempenho do tratamento de águas residuárias em sistemas de WCVA com a utilização de capim *Vetiver*.

Os parâmetros de potencial Hidrogeniônico (pH), temperatura (T), oxigênio dissolvido (OD), condutividade hidráulica (S), potencial de oxirredução (POR) foram realizadas coletas de dados utilizando medidas diretas no afluente e no efluente tratado em diversas profundidades para os sistemas WCVA 1, 2 e 3.

Para as análises de turbidez (TURB.), demanda química de oxigênio (DQO), nitrogênio total (NT), nitrogênio total Kjeldahl (N-NTK), nitrogênio amoniacal/N-Amon (N-NH_4^+), nitrito (N-NO_2^-), nitrato (N-NO_3^-) e fósforo total (PT) foram realizadas coletas de amostras do afluente e do efluente resultante do tratamento de águas residuárias, onde essas eram levadas ao laboratório de saneamento a fim de verificar a eficiência e o desempenho do tratamento de águas residuárias em diversas profundidades do sistema operacional de WCVA, utilizando capim *Vetiver*.

Na Figura 8 é apresentado um corte esquemático das características construtivas das unidades de tratamento.

Figura 8: Corte esquemático do sistema de montagem dos WCVA 1, 2 e 3



Fonte: Moraes (2019).

Um fundo falso foi instalado em cada um dos WCVA na profundidade de 150 mm, com objetivo de evitar a interferência na avaliação do meio suporte, e assim proporcionar a retenção de sólidos grosseiros e uniformizar a distribuição do afluente no interior de cada sistema de WCVA. O mesmo fundo falso serviu para facilitar a limpeza e manutenção nos sistemas, assim como a coleta de substrato em determinadas profundidades. O efluente tratado pelos sistemas era encaminhado para a rede coletora de esgotos existente na sede.

4.2 Cobertura vegetal

Os sistemas de WCVA foram plantados com mudas de *Chrysopogon zizanioides* (L.) *Roberty* (*C. zizanioides*), popularmente conhecida como capim *Vetiver*, com densidade de 23 plantas m⁻², os quais foram separadas em tufo por um anel de PVC de 100 mm de diâmetro para permitir seu acompanhamento do crescimento e desenvolvimento. Na Figura 9 é apresentado um WCVA vegetado com mudas do capim *Vetiver*.

Figura 9: Sistema WCVA 1 vegetado com mudas de capim *Vetiver* (*Chrysopogon zizanioides* L. Roberty)



Fonte: Autoria Própria (2021).

O capim *Vetiver* possui a característica de resistência a extremos climáticos, assim como, longos períodos de encharcamento e estiagem do solo. Esta espécie possui fibras resistentes e raízes longas, favorecendo o desenvolvimento da microbiota, capaz de absorver nutrientes dissolvidos como nitrogênio total (NT) e fósforo total (PT) (TRUONG et al., 2008; EFFENDI et al., 2017).

Segundo Morais (2019), as mudas do capim *Vetiver*, utilizadas como cobertura vegetal nos sistemas de WCVA foram doadas por uma empresa situada na cidade de Itajaí, no estado de Santa Catarina. Ainda, as mudas foram mantidas em caixas de estabilização e após duas semanas, foram lavadas com água destilada, prevendo a remoção de todas as impurezas. Cada WCVA recebeu cinco mudas de capim *Vetiver* envoltas por um anel de PVC de diâmetro 100 mm, equivalente a densidade de aproximadamente 23 plantas por metro quadrado.

Durante as Etapas 1 e 2 foram observadas as evoluções de crescimento, alterações na cor, forma e brotações visíveis nos sistemas de WCVA. Também foram realizados dois cortes durante o período de operação do sistema, com auxílio de uma tesoura de poda, e considerando à distância de aproximadamente 15 cm do início da raiz da planta. Os cortes ocorreram no 105 ° dia e no 547 ° dia de operação. Na Figura 10 são mostrados os sistemas de WCVA plantados com capim *Vetiver*, antes e após o corte, no 547 ° dia de operação.

Figura 10: Imagens dos WCVA plantados com capim *Vetiver*, antes e após o corte, no 547º dia de operação



Fonte: Autoria própria (2021).

4.3 Meio suporte

Os WCVA foram preenchidos com fragmentos de cerca de 400 blocos de cerâmica vermelha à base de argila. Esses blocos, resíduos de demolição, foram fracionados manualmente, lavados com água destilada para eliminar pequenos particulados e materiais grosseiros, e mantidos em imersão com água destilada para enxágue.

Foram realizadas três amostragens de 100 unidades de resíduos de blocos cerâmicos para cada WC, coletados aleatoriamente do montante de blocos cerâmicos fracionados. A escolha dos resíduos dos blocos cerâmicos resultou em dimensões médias de 24,5 a 100,2 mm de comprimento e 15,2 a 56,4 mm de largura, determinadas em paquímetro Mitutovo de 150 mm. A porosidade variou de 10% a 21% para a composição química do bloco cerâmico utilizado, atendendo ao disposto na NBR 7171/1992, pois a absorção de água pelo bloco deve estar entre 8% e 25%.

Antes de serem avaliados neste trabalho, os WCVA foram operados durante 152 dias

a partir de 18 de maio de 2018 por Morais (2019). Após este período, os WCVA foram alimentados periodicamente até o início da operação em 06 de maio de 2019.

4.4 Operação dos sistemas de WCVA

Após o período de adaptação do sistema (agosto a outubro de 2019), os WCVA foram operados em duas etapas de operação, sendo: Etapa 1 – outubro a dezembro de 2019 com TDH de 24 h durante 60 dias; e Etapa 2 – setembro a novembro de 2020 com TDH de 48 h. Em ambos os períodos operacionais os sistemas de WCVA receberam alimentação diária de forma contínua, ao longo de todos os dias da semana.

A vazão média aplicada foi de 195,04 L d⁻¹ na Etapa 1 e de 97,52 L d⁻¹ na Etapa 2 para os sistemas de WCVA 1, 2 e 3. A vazão foi aferida a partir de um volume conhecido (1L) por tempo determinado para os TDH médios de 24 e 48 horas, antes e após o período de coleta de amostras. Desta forma, as vazões médias obtidas para a Etapa 1 foram de aproximadamente de 206,40 L d⁻¹ para WCVA 1; 122,40 L d⁻¹ para WCVA 2 e 79,20 L d⁻¹ para WCVA 3. Para a Etapa 2, as vazões médias obtidas foram aproximadamente de 103,20 L d⁻¹ para WCVA 1, 61,20 L d⁻¹ para WCVA 2 e 39,60 L d⁻¹ para WCVA 3.

4.5 Monitoramento do sistema de tratamento

Para avaliar o desempenho do tratamento dos WCVA em diferentes profundidades do material filtrante (variação espacial), foi desenvolvido um sistema de coleta com mangueiras de PVC para coletar amostras do efluente em diferentes profundidades. Mangueiras de nível (0,5 cm de diâmetro interno) fixadas em uma guia de tubo PVC de 25 mm e identificadas com cores variadas para representar diferentes profundidades foram instaladas em todos os sistemas.

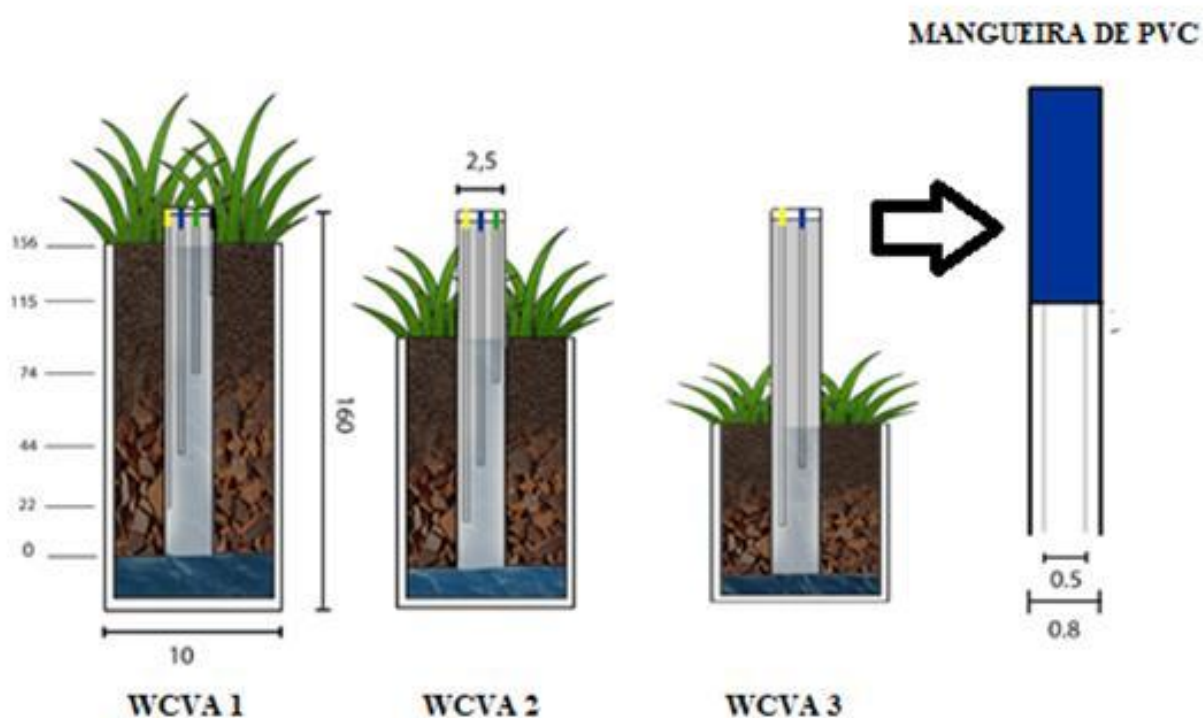
Neste sentido, durante o período de estudo, compreendido de agosto de 2019 a novembro de 2020, foram coletadas amostras do efluente em profundidades diferentes para cada sistema de WCVA. Para o WCVA 1 foram coletadas amostras em cinco profundidades (P1, P2, P3, P4 e P5) a partir da base do sistema (entrada do afluente).

No sistema WCVA 2, as amostras foram coletadas em três profundidades diferentes (P1, P2 e P3) e no sistema WCVA 3, as amostras foram coletadas em duas profundidades diferentes (P1 e P2). Porém, cabe salientar que existem similaridades entre as profundidades

dos sistemas de WCVA, sendo as profundidades P1 e P2 são iguais nos WCVA 1, WCVA 2 e WCVA 3, bem como a profundidade P3 é igual nos sistemas WCVA 1 e WCVA 2.

Na Figura 11 é apresentado um corte esquemático do sistema de coleta dos WCVA 1, 2 e 3, onde é possível verificar o posicionamento das mangueiras de coleta do efluente, sendo as profundidades identificadas pelas cores amarela (P1: 0,22 m), azul (P2: 0,44 m), verde (P3: 0,70 m) e preta (P4: 1,15 m).

Figura 11: Corte esquemático do sistema de coleta dos WCVA 1, 2 e 3



Fonte: Autoria própria (2021).

Na Figura 12 são apresentadas as imagens do sistema de coleta em função das profundidades dos sistemas de WCVA 1, 2 e 3, nas quais foram utilizadas mangueiras de nível, com diâmetro interno de 50 mm identificadas por cores (amarelo, azul, verde e preto) de acordo com a profundidade de coleta a qual se referia. Com as mangueiras identificadas, elas foram fixadas em um tubo PVC de 25 mm que posteriormente foi centralizado no tubo de inspeção de 100 mm para cada um dos sistemas de WCVA 1, 2 e 3. Para o sistema WCVA 1, as cores foram: P1 (amarelo), P2 (azul), P3 (verde) e P4 (preto). Nos sistemas seguintes, as mangueiras foram identificadas pelas mesmas cores, sendo WCVA 2: P1 (amarelo), P2 (azul) e P3 (verde) e WCVA 3: P1 (amarelo) e P2 (azul).

As profundidades nos três WCVA foram denominadas por P1, P2, P3, P4 e P5, no sentido ascendente do fluxo de cada sistema, como por exemplo:

- WCVA 1: P1=0,22 m; P2=0,44 m; P3=0,70 m; P4=P4 e P5=1,56 m.
- WCVA 2: P1=0,22 m; P2=0,44 m e P3=0,70 m.
- WCVA 3: P1=0,22 m e P2=0,44 m.

Sendo P1 (0,22 m) a profundidade mensurada a partir da base dos WCVA, considerando o fundo falso de cada sistema. As profundidades da saída do efluente em cada WCVA foram definidas por P5 (1,56 m) em WCVA 1, P3 (0,70 m) em WCVA 2 e P2 (0,44 m) em WCVA 3.

Figura 12: Imagens do sistema de coleta pelas profundidades dos WCVA 1, 2 e 3



Fonte: Autoria própria (2021).

As coletas foram realizadas com auxílio de uma seringa plástica de 200 mL duas vezes por semana nas Etapa 1 e 2. Os parâmetros avaliados e as metodologias empregadas são descritos no Quadro 6.

Os parâmetros temperatura (T), oxigênio dissolvido (OD), turbidez (Turb.), condutividade elétrica (S), potencial de oxirredução (POR) e de demanda química de oxigênio (DQO) foram avaliados em diferentes profundidades nos sistemas de WCVA para avaliar a eficiência de remoção dos poluentes nas águas do córrego.

Quadro 6: Relação dos métodos analíticos utilizados nas análises de monitoramento dos sistemas de *Wetlands*.

Parâmetro	Símbolo	Método de Análise	Método	Fonte
Potencial Hidrogeniônico	pH	Potenciométrico	4500-H ⁺ B	Rice et al. (2012)
Temperatura (°C)	T	Termométrico	-	Rice et al. (2012)
Oxigênio Dissolvido (mg L ⁻¹)	OD	Polarográfico	4500-O B'	Rice et al. (2012)
Turbidez (UNT)	Turb.	Nefelométrico	2120 B	Rice et al. (2012)
Condutividade hidráulica (µS cm ⁻¹)	S	Condutivímetro	2510 B	Rice et al. (2012)
Potencial de Oxirredução (mV)	POR	Potenciométrico	2580 ORP	Rice et al. (2012)
DQO Bruta e Filtrada (mg L ⁻¹)	DQO	Espectrofotométrico	5220 D	Rice et al. (2012)
Nitrogênio Total Kjeldahl (mg L ⁻¹)	NTK	Titulométrico	4500-Norg	Rice et al. (2012)
N-Amon (mg L ⁻¹)	N-NH ₄ ⁺	Titulométrico	4500-NH ₃ F	Rice et al. (2012)
Nitrito (mg L ⁻¹)	N-NO ₂ ⁻	Espectrofotométrico	4500-NO ₂ B	Rice et al. (2012)
Nitrato (mg L ⁻¹)	N-NO ₃ ⁻	Espectrofotométrico	4500-NO ₃ E	Rice et al. (2012)
Fósforo Total (mg L ⁻¹)	PT	Espectrofotométrico	4500-PE	Rice et al. (2012)

Legenda: pH – potencial Hidrogeniônico; T (°C) – temperatura; OD (mg L⁻¹) – oxigênio dissolvido; S (µS cm⁻¹) – condutividade elétrica; POR (mV) – potencial de oxirredução; DQO (mg L⁻¹) - demanda química de oxigênio; NTK (mg L⁻¹) - nitrogênio total Kjeldahl; N-Amon (mg L⁻¹) - nitrogênio amoniacal; N-NO₂⁻ (mg L⁻¹) – Nitrito; N-NO₃⁻ (mg L⁻¹) – Nitrato; PT (mg L⁻¹) – fósforo total.

Fonte: Autoria própria, 2021.

Os parâmetros foram coletados por meio de medidas diretas, em amostras do afluente e no efluente, nos sistemas WCVA 1, 2 e 3 e nas profundidades especificadas.

Os parâmetros de nitrogênio total Kjeldahl (NTK), nitrogênio amoniacal (N-Amon), nitrito (N-NO₂⁻), nitrato (N-NO₃⁻) e fósforo total (PT) foram avaliados em amostras do afluente e efluente dos WCVA 1, 2 e 3.

4.6 Caracterização do material filtrante

Foram utilizados os mesmos fragmentos de blocos de cerâmica vermelha (tijolo) anteriormente utilizados na dissertação de Morais (2019) por período de 152 dias de operação. Este material foi fragmentado após ser coletado da demolição de paredes do Canteiro de Obras do Departamento Acadêmico de Construção Civil – DACOC da UTFPR. O material não

possuía resíduos de tintas, solventes ou vernizes, sendo previamente lavado com água destilada para retirar materiais finos e particulados, conforme relatado por MORAIS (2019).

Segundo White et al. (2011), a cerâmica de argila vermelha possui excelente capacidade de adsorção de fósforo com média de $95,70 \text{ mg kg}^{-1}$.

Após coletar aleatoriamente três amostras de 100 unidades dos resíduos de blocos cerâmicos de cada um dos WCVA, foram determinadas as dimensões médias de comprimento e largura com paquímetro Mitutovo de 150 mm, onde obteve-se médias de 24,5 a 100,2 mm e 15,2 a 56,4 mm respectivamente.

Em 06 de Maio de 2019, foi iniciada a alimentação periódica dos WCVA para adaptação dos sistemas. Esse período de ambientação foi necessário pelo fato de que o sistema de WCVA ter permanecido em repouso e sem monitoramento. Ainda, os parâmetros obtidos nas Etapas 1 e 2, quanto à remoção de fósforo por meio da adsorção, podem evidenciar o tempo de vida de um meio suporte, na questão da eficiência da unidade dos sistemas de WCVA.

Foram realizados ensaios de dessorção em duplicata para estimar a remoção de fósforo total (PT) dos sistemas, por meio do material filtrante, conforme Figura 13.

Figura 13: Imagem da coleta em duplicata para análise de dessorção pelas profundidades do WCVA.



Fonte: Autoria própria (2021).

Assim, foram coletadas aleatoriamente duas amostras de bloco cerâmico dos sistemas WCVA 1, WCVA 2 e WCVA 3 após 547 dias de operação. Estas amostras foram lavadas com água deionizada, secas em estufa por 72 h e trituradas em fragmentos (0,7-1,4 cm). Os fragmentos foram inseridos em frascos de Erlenmeyer (125 mL) contendo 100 mL de solução

de NaOH (1N), de acordo com as metodologias adaptadas de LALLEY et al. (2016), AJMAL et al. (2018) e KONG et al. (2018).

Após período de 24 h em uma mesa shaker orbital Solab, modelo SL 222, a 150 rpm e 25°C, as soluções remanescentes foram filtradas em papel-filtro qualitativo faixa azul, gramatura de 80 g m⁻² e a concentração residual foi determinada pelo método do ácido ascórbico no espectrofotômetro UV-Vis HACH, DR 5000, no comprimento de onda de 882 nm de acordo com metodologia de Rice et al. (2012).

4.7 Determinação da concentração de nitrogênio e de fósforo na cobertura vegetal

Para avaliar as concentrações de nitrogênio e fósforo, foram coletadas amostras de raízes e folhas dos sistemas de WCVA na Etapa 1 (TDH de 24 h) e na Etapa 2 (TDH de 48 h). Para avaliar as quantidades de nitrogênio e fósforo no efluente, foram coletadas amostras da vegetação (raízes e folhas) que não recebiam efluente do córrego. Essas mudas de capim *Vetiver* foram plantadas na mesma época do início do experimento (2018), em condições similares de substrato, porém receberam apenas água das chuvas como afluente. Após a coleta, as amostras dos três WCVA foram lavadas em água potável e secas com papel absorvente para pesagem, para as Etapas 1 e 2, respectivamente.

As amostras coletadas de capim *Vetiver* foram analisadas para determinação dos teores de NTK e fosfato, sendo baseadas no corte realizado na porção aérea das plantas. As amostras frescas foram mantidas em estufa a 60 °C até atingirem massa constante (aproximadamente 72 h), após foi obtida a massa seca das mesmas e trituradas (triturador tipo Willey).

Para determinação do NTK do tecido vegetal foi utilizada a metodologia proposta pela Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA, 1999) e para a quantificação do NTK foi utilizada a metodologia proposta por Rice et al. (2012).

Para determinação do PT foi adotada a metodologia proposta por Pompêo e Moschini-Carlos (2003), sendo quantificadas as massas de cadinhos previamente calcinados a 550 °C, durante uma hora.

A determinação do fosfato foi realizada de acordo com a metodologia proposta por Rice et al. (2012) do ácido ascórbico, na qual as leituras de concentração foram realizadas imediatamente após 15 min de reação no espectrofotômetro HACH UV vis (DR 5000) no comprimento de onda de 882 nm. Os valores das massas das amostras das raízes e folhas dos

sistemas de WCVA nas Etapas 1 (TDH 24 h) e 2 (TDH 48 h) foram determinadas separadamente para o cálculo do balanço de massa (Figura 14).

Figura 14: Coleta de amostras de capim *Vetiver* após ciclos de análises das Etapas 1 e 2



Fonte: Autoria Própria (2021).

4.8 Eficiência de remoção dos *wetlands* construídos verticais ascendentes

Os parâmetros temperatura e potencial de oxirredução foram realizadas *in situ*, com um sensor YSI Pro 10 Professional Series, assim como, o oxigênio dissolvido (sensor YSI

550A), nas profundidades P1, P2, P3, P4 e P5 para o WCVA 1; P1, P2 e P3 para o WCVA 2 e P1 e P2 para o WCVA 3.

As eficiências dos sistemas de WCVA foram calculadas utilizando equações de eficiência para DQO, NTK, N-Amon, nitrito, nitrato, NT, PT. Na Equação 1 são utilizados os valores das concentrações nas amostras do afluente e efluente, resultando em percentuais de remoção para cada sistema de WCVA.

Os cálculos de nitrogênio total (NT), eficiência de remoção, carga hidráulica volumétrica (CHV), taxa de carregamento orgânico (TCO) e balanço de massa em termos de NT e PT, adotados no presente estudo, foram realizados de acordo com as Equações 1-5, respectivamente.

Nitrogênio total: A concentração de NT foi calculada com base nos valores de NTK, nitrito e nitrato para as amostras do afluente e do efluente de acordo com a Equação 1.

$$NT = NTK_{afl.} + Nitrito_{afl.} + Nitrato_{afl.} \quad (\text{Equação 1})$$

Em que:

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

NTK_{afl.} - Concentração de NTK nas amostras do afluente (mg L^{-1});

Nitrito_{afl.} – Concentração de nitrito nas amostras do afluente (mg L^{-1});

Nitrato_{afl.} – Concentração de nitrato nas amostras do afluente (mg L^{-1}).

A eficiência de remoção da turbidez, DQO, NTK, N-Amon, nitrito, nitrato, NT e PT foram calculados de acordo com a Equação 2.

$$\%Remoção = \frac{Valor_{afl.} - Valor_{efl.}}{Valor_{afl.}} \times 100 \quad (\text{Equação 2})$$

Em que:

% Remoção – Eficiência de remoção (%);

Valor_{afl.} – Concentração do parâmetro nas amostras do afluente (mg L^{-1});

Valor_{efl.} – Concentração do parâmetro nas amostras do efluente (mg L^{-1}).

A carga hidráulica volumétrica foi adotada como a relação entre o volume de efluente a ser tratado no sistema pelo tempo total de tratamento, e foi calculada de acordo com a Equação 3.

$$CHV = \frac{Volume_{\acute{u}til}}{TDH} \quad (\text{Equação 3})$$

Em que:

CHV – Carga hidráulica volumétrica ($m^3\text{dia}^{-1}$);

V – Volume útil do sistema (m^3);

TDH – Tempo de detenção hidráulica (dia).

Taxa de carregamento orgânico: As taxas de carregamento orgânico em termos de DQO, NT e PT aplicadas no sistema foram calculadas de acordo com a Equação 4.

$$TCO = \frac{CHV \times C}{A} \quad (\text{Equação 4})$$

Em que:

TCO – Taxa de carregamento orgânico ($g\ m^2\text{dia}^{-1}$);

CHV – Carga hidráulica volumétrica ($m^3\text{dia}^{-1}$);

C – Concentração do parâmetro ($g\ m^{-3}$);

A – Área superficial do sistema (m^2).

O balanço de massas em termos de NT e PT está compreendido para o período entre as Etapas 1 e 2 de operação dos sistemas de WCVA.

4.9 Análises estatísticas

Estatísticas descritivas foram usadas para descrever os dados experimentais nos sistemas de WCVA, utilizando o *software* BioEstat, na versão 5.0 (gratuita). A determinação da normalidade da distribuição dos dados foi feita utilizando o teste de normalidade de Shapiro-Wilk. Posteriormente, foram realizados os testes de variância para determinar se havia diferença estatística entre cada uma das condicionantes. Para a distribuição normal dos

dados foi utilizado o teste paramétrico “Anova” (um critério) e para a distribuição não normal dos dados foi aplicado o teste de U de Mann-Whitney.

Para avaliar o grau de influência da profundidade do meio suporte, as etapas de operação foram comparadas quanto à remoção dos parâmetros avaliados e as seguintes hipóteses foram verificadas:

H0: a diferença da profundidade do meio suporte não interfere na remoção do parâmetro avaliado;

H1: a diferença da profundidade do meio suporte interfere na remoção do parâmetro avaliado.

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

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Neste capítulo são apresentados os resultados e discussão parciais obtidos para identificação da influência da profundidade do leito e do tempo de detenção hidráulica (TDH) no desempenho do WCVA quanto à remoção de matéria orgânica carbonácea e nutrientes nas Etapas 1 (24 h) e 2 (48 h). O monitoramento dos sistemas de WCVA compreendeu o período de 10 de maio de 2019 a 03 de novembro de 2020, totalizando 547 dias de operação.

Para finalizar, são apresentados os resultados do monitoramento e o desempenho de tratamento para cada WCVA, bem como, o balanço de massa em termos de NT e PT no material do leito e no tecido vegetal das plantas (folhas e raízes) dos sistemas.

5.1 Caracterização do afluente

Na Tabela 2 é apresentado um resumo da estatística descritiva da caracterização físico-química do afluente aplicado na alimentação dos WCVA nas Etapa 1 (TDH de 24 h) e Etapa 2 (TDH de 48 h).

A temperatura do líquido variou de 18,60 a 21,90 ° C e de 19,70 a 22,30 ° C nas amostras do afluente das Etapas 1 e 2, respectivamente. Os valores são inferiores à faixa indicada de 25 a 35 ° C por Metcalf e Eddy (2014) para tratamento biológico e por Sezerino et al. (2015) para desnitrificação, o que pode limitar os processos de remoção de matéria carbonácea e nitrogenada.

O pH das amostras do afluente variou de 7,25 a 7,60 na Etapa 1 e de 7,47 a 7,72 na Etapa 2, ou seja, próximo da faixa recomendada por Kadlec e Wallace (2009) de 6,5 a 7,5 para desnitrificação.

Em relação ao OD, as concentrações médias observadas para as Etapas 1 e 2 foram inferiores a 2,0 mg L⁻¹, com valor máximo de 0,34 mg L⁻¹, o que pode favorecer ambientes anóxicos. Segundo Metcalf e Eddy (2015), às águas poluídas por esgotos sanitários de origem doméstica apresentam baixa concentração de OD, pois ele é consumido no processo de decomposição da matéria orgânica. Analisando as concentrações médias obtidas de OD na Tabela 2, pode-se observar o ambiente redutor. Porém é importante considerar os parâmetros potenciais de oxirredução (POR), alcalinidade e concentração de nitrato para melhor avaliação dos mecanismos envolvidos de remoção dos poluentes e na classificação dos ambientes dos sistemas.

Tabela 2: Estatística descritiva da caracterização físico-química do afluente dos WCVA, nas Etapas 1 e 2

Parâmetro	Unidade	Etapa	Média	Mediana	Desvio Padrão	Mínimo	Máximo	N. de amostras
Temperatura do líquido	°C	1	19,4	19,0	1,2	18,6	21,9	14
pH	-	1	7,43	7,48	0,12	7,25	7,60	14
OD	mg L ⁻¹	1	0,20	0,26	0,12	0,06	0,34	14
POR	mV	1	-22	-28	35	-60	17	14
Turbidez	UNT	1	38	36	7	29	50	14
Condutividade elétrica	μS cm ⁻¹	1	675	651	106	542	809	14
DQO	mg L ⁻¹	1	385	369	104	218	515	14
N-NTK	mg L ⁻¹	1	35	51	25,96	45	100	14
N-Amon	mg L ⁻¹	1	24	37	24,09	26	69	14
N-NO ₂ ⁻	mg L ⁻¹	1	0,09	0,092	0,02	0,056	0,111	14
N-NO ₃ ⁻	mg L ⁻¹	1	31	30	8	20	46	14
PT	mg L ⁻¹	1	13	13	2,6	9	16	14
Parâmetro	Unidade	Etapa	Média	Mediana	Desvio Padrão	Mínimo	Máximo	N. de amostras
Temperatura do líquido	°C	2	20,8	20,8	0,9	19,7	22,3	16
pH	-	2	7,62	7,63	0,08	7,47	7,72	16
OD	mg L ⁻¹	2	0,15	0,12	0,09	0,05	0,34	16
POR	mV	2	-146	-149	-50	-206	-58	16
Turbidez	UNT	2	23	25	7	14	33	16
Condutividade elétrica	μS cm ⁻¹	2	708	758	156	475	860	16
DQO	mg L ⁻¹	2	225	210	75	152	385	16
N-NTK	mg L ⁻¹	2	56	57	13,95	38	79	16
N-Amon	mg L ⁻¹	2	52	47	24	23	99	16
N-NO ₂ ⁻	mg L ⁻¹	2	0,05	0,0585	0,01	0,032	0,071	16
N-NO ₃ ⁻	mg L ⁻¹	2	16	17	5	9	25	16
PT	mg L ⁻¹	2	14	14	2,6	10	17	16

Legenda: pH – potencial Hidrogeniônico; T (° C) – temperatura do líquido; OD (mg L⁻¹) – oxigênio dissolvido; S (μS cm⁻¹) – condutividade elétrica; POR (mV) – potencial de oxirredução; DQO (mg L⁻¹) - demanda química de oxigênio; NTK (mg L⁻¹) - nitrogênio total Kjeldahl; N-Amon (mg L⁻¹) - nitrogênio amoniacal; N-NO₂⁻ (mg L⁻¹) – Nitrito; N-NO₃⁻ (mg L⁻¹) – Nitrato; PT (mg L⁻¹) – fósforo total.

Fonte: Autoria própria (2021).

Os resultados do POR foram em média de -22 mV, com valor mínimo de -60 mV e máximo de 17 mV na Etapa 1 e de -146 mV, com valor mínimo de -206 mV e máximo de -58 mV na Etapa 2. Matos et al. (2010) indicam ambiente anaeróbico para POR inferior a -100 mV, ambiente anóxico para a faixa de -100 mV a 100 mV e ambiente aeróbico para POR superior a 100 mV.

Segundo von Sperling (1996), a presença de OD no meio estabelecerá as condições para que ocorra oxidação e redução, e conseqüentemente as transformações dos poluentes que

estão relacionadas aos aceptores de elétrons e ao estado de oxidação dos compostos. Para a Etapa 1 pode-se observar que o POR médio resultou em ambiente predominantemente anóxico, e para a Etapa 2 houve variação entre ambiente anaeróbio e anóxico.

Os valores médios de turbidez foram de 38 UNT na Etapa 1, com mínimo de 29 UNT e máximo de 50 UNT, e na Etapa 2 de 23 UNT, com mínimo de 14 UNT e máximo de 33 UNT.

A condutividade elétrica está relacionada ao teor de salinidade, e indica a capacidade da água em transmitir a corrente elétrica. Isso é possível devido à presença de substâncias dissolvidas que se dissociam em ânions e cátions, sendo diretamente proporcional à concentração iônica (LIBÂNIO, 2005). Os valores de condutividade elétrica para a Etapa 1 foram de 675 $\mu\text{S cm}^{-1}$, com mínimo de 542 $\mu\text{S cm}^{-1}$ e máximo de 809 $\mu\text{S cm}^{-1}$. Na Etapa 2, a CE média foi de 708 $\mu\text{S cm}^{-1}$, com mínimo de 475 $\mu\text{S cm}^{-1}$ e máximo de 860 $\mu\text{S cm}^{-1}$. Segundo Bagley et al. (1997), valores de CE inferiores a 1670 $\mu\text{S cm}^{-1}$ sugerem águas com baixo nível de salinidade, o que foi nas amostras do afluente deste trabalho.

Ao avaliar as Etapas 1 e 2, comparando as médias verificadas nas concentrações de matéria orgânica em termos de DQO das amostras brutas obteve-se média de 385 mg L^{-1} e 200 mg L^{-1} , respectivamente. Segundo classificação de Metcalf e Eddy (2014), o afluente possui concentração “média” na Etapa 1 (inferior a 508 mg L^{-1}) e concentração “fraca” (inferior a 339 mg L^{-1}) para esgotos sanitários.

As concentrações médias obtidas do NTK nas amostras do afluente foram de 35 mg L^{-1} e 56 mg L^{-1} nas Etapas 1 e 2, ou seja, esgotos com concentração “média” (inferior a 40 mg L^{-1}) e “forte” (inferior a 85 mg L^{-1}) para esgotos sanitários (METCALF E EDDY, 2014).

Na avaliação do PT, foram obtidas concentrações médias de 13 mg L^{-1} na Etapa 1 e de 14 mg L^{-1} na Etapa 2, ou seja, os valores médios se mantiveram próximos ao valor típico de esgotos com concentração “forte” (15 mg L^{-1}) (METCALF E EDDY, 2014).

Na Tabela 3 são apresentados os valores das cargas aplicadas nas Etapas 1 e 2 dos sistemas de WCVA 1, 2 e 3 em termos de DQO, N-NTK, N-Amon e PT.

As Etapas 1 (TDH de 24 h) e 2 (TDH de 48 h) foram conduzidas em períodos distintos, com diferentes índices pluviométricos na região. Desta forma, o volume do córrego utilizado na alimentação dos sistemas variou entre os períodos operacionais, o que justifica as variações das cargas aplicadas para os sistemas WCVA 1, 2 e 3 nas etapas analisadas.

Em relação a DQO, as cargas médias aplicadas resultaram em 361 e 106 g m⁻² d⁻¹ para o WCVA 1, em 214 e 63 g m⁻² d⁻¹ no WCVA 2 e em 139 e 41 g m⁻² d⁻¹ WCVA 3 nas Etapas 1 e 2, respectivamente.

Tabela 3: Taxas de carregamento orgânicos aplicados nas Etapas 1 e 2 para os parâmetros DQO, N-NTK, N-Amon e PT

		DQO (g DQO m ⁻² d ⁻¹)		N-NTK (g NTK m ⁻² d ⁻¹)		N-Amon (g N-NH ₄ ⁺ m ⁻² d ⁻¹)		PT (g PO ₄ ³⁻ ·m ⁻² d ⁻¹)	
		Etapa 1	Etapa 2	Etapa 1	Etapa 2	Etapa 1	Etapa 2	Etapa 1	Etapa 2
WCVA 1	Média	361	106	99	26	43	21	11,9	6,5
	DP	97,7	35,2	61,6	6,5	13,6	7,2	2,5	1,2
	Med	346	98	94	27	46	22	12,4	6,5
	Máx	483,0	180,8	212,3	37,0	64,6	32,9	15,1	8,0
	Mín	204,5	71,4	42,6	17,6	24,3	10,9	8,8	4,9
	TAH (mm d ⁻¹)	938	469	938	469	938	469	938	469
WCVA 2	Média	214	63	59	15	26	13	7,0	3,9
	DP	58,0	20,9	36,5	3,9	8,0	4,3	1,5	0,7
	Med	205	58	56	16	27	13	7,3	3,8
	Máx	286,4	107,2	125,9	21,9	38,3	19,5	8,9	4,8
	Mín	121,3	42,3	25,3	10,5	14,4	6,5	5,2	2,9
	TAH (mm d ⁻¹)	556	278	556	278	556	278	556	278
WCVA 3	Média	139	41	38	10	17	8	4,5	2,5
	DP	37,5	13,5	23,6	2,5	5,2	2,8	0,9	0,5
	Med	133	38	36	10	17	8	4,8	2,5
	Máx	185,3	69,4	81,5	14,2	24,8	12,6	5,8	3,1
	Mín	78,5	27,4	16,4	6,8	9,3	4,2	3,4	1,9
	TAH (mm d ⁻¹)	360	180	360	180	360	180	360	180

Legenda: DP – desvio padrão; Med – mediana; Máx – valor máximo; Mín – valor mínimo; TAH – taxa de aplicação hidráulica.

Fonte: **Autoria própria (2021).**

Em relação ao N-NTK, foram aplicadas cargas médias de 99 e 26 g m⁻² d⁻¹ no WCVA 1, 59 e 15 g m⁻² d⁻¹ no WCVA 2 e 38 g m⁻² d⁻¹ e 10 g m⁻² d⁻¹ no WCV3 nas Etapas 1 e 2, respectivamente. Para o N-Amon, o WCVA 1 recebeu carga de 43 e 13 g m⁻² d⁻¹, o WCVA 2 de 26 e 13 g m⁻² d⁻¹ e o WCVA 3 de 17 e 8 g m⁻² d⁻¹.

As cargas médias aplicadas de PT foram de 11,9 e 6,5 g m⁻² d⁻¹ no WCV1, 7,0 e 3,9 g m⁻² d⁻¹ no WCVA 2 e de 4,5 e 2,5 g m⁻² d⁻¹ no WCVA 3 nas Etapas 1 e 2, respectivamente.

Os parâmetros avaliados na Etapa 1 apresentaram maiores valores de cargas aplicadas em comparação àquelas aplicadas na Etapa 2, onde as variações dos períodos de chuva podem ter contribuído para esta diferença nos resultados obtidos. Segundo dados do boletim climatológico do SIMEPAR, durante a Etapa 1 (01/10/2019 a 03/11/2019), o volume das chuvas acumuladas no período foi de 100-140 mm mês⁻¹ (setembro e outubro), 70-130 mm mês⁻¹ (novembro) e 110-190 mm mês⁻¹ (dezembro). O volume de chuva reduziu durante o período de análises da Etapa 2 (22/09/2020 a 03/11/2020), com volume acumulado no período de 60-140 mm mês⁻¹ (setembro), 100-140 mm mês⁻¹ (outubro) e 70-130 mm mês⁻¹ (novembro).

5.2 Desempenho de tratamento dos *wetlands* construídos verticais ascendentes em diferentes profundidades

Os sistemas de WCVA foram submetidos a diferentes condições operacionais com variação do TDH (24 h e 48 h). Os resultados foram apresentados baseados na influência das diferentes profundidades do material filtrante, e posteriormente, buscou-se verificar a influência do TDH na performance geral do sistema.

Na Tabela 3 são apresentados os resultados de média, desvio padrão, coeficiente de variação, valores mínimos, máximos, eficiência de remoção das amostras do afluente e efluente para os parâmetros de T, pH, OD e POR, CE, turbidez, DQO bruta e filtrada nas Etapas 1 e 2, para as profundidades de coleta no WCVA 1 (P1, P2, P3, P4 e P5); WCVA 2 (P1, P2 e P3) e WCVA 3 (P1 e P2).

Na Tabela 4 são apresentados os resultados da estatística em função da média, desvio padrão, coeficiente de variação, valores mínimos, máximos, eficiência de remoção das amostras do afluente e efluente para os parâmetros de N-NTK, N-Amon, nitrito, nitrato e PT nas Etapas 1 e 2, para as profundidades de coleta no WCVA 1 (P5); WCVA 2 (P3) e WCVA 3 (P2)

Tabela 4: Resultados de média, desvio padrão, coeficiente de variação, valores mínimos, máximos, eficiência de remoção das am ostras do afluente e efluente do WCVA 1, WCVA 2 e WCVA 3, para os parâmetros de T, pH, OD e POR, CE, turbidez, DQO bruta e filtrada nas etapas 1 e 2.

Parâmetro	Estatística	Etapas	WCVA 1					WCVA 2			WCVA 3	
			P1 (0,22 m)	P2 (0,44 m)	P3 (0,70 m)	P4 (1,15 m)	P5 (1,56 m)	P1 (0,22 m)	P2 (0,44 m)	P3 (0,70 m)	P1 (0,22 m)	P2 (0,44 m)
T (°C)	Média	Etapa 1	18,8	18,9	19,0	19,3	19,6	18,6	16,1	18,9	16,1	16,3
		Etapa 2	20,8	20,8	20,7	20,5	20,5	20,3	20,1	20,0	20,0	19,8
	Mediana	Etapa 1	18,6	18,6	18,8	19,1	19,4	18,2	18,3	18,7	18,4	18,6
		Etapa 2	20,8	20,9	20,6	20,5	20,3	20,1	20,3	20,5	20,0	20,4
	Desvio Padrão	Etapa 1	0,92	1,71	1,61	1,48	1,47	1,61	1,46	1,61	1,82	1,88
		Etapa 2	0,92	1,71	1,61	1,48	1,47	1,61	1,46	1,61	1,82	1,88
	Mínimo	Etapa 1	17,8	18,0	18,1	18,2	18,3	17,9	18,0	18,0	17,8	18,2
		Etapa 2	19,7	18,2	18,2	18,4	18,4	17,5	17,8	17,1	16,6	16,3
Máximo	Etapa 1	21,2	21,4	21,5	21,8	22,0	21,1	21,2	21,3	21,1	21,2	
	Etapa 2	22,3	23,6	23,1	22,7	22,3	22,1	22,0	22,1	22,4	22,0	
pH	Média	Etapa 1	7,3	7,3	7,3	7,3	7,4	7,3	7,3	7,3	7,4	7,5
		Etapa 2	7,2	7,3	7,4	7,4	7,5	7,4	7,4	7,5	7,5	7,6
	Mediana	Etapa 1	7,2	7,3	7,2	7,3	7,5	7,3	7,4	7,2	7,4	7,5
		Etapa 2	7,3	7,3	7,4	7,4	7,5	7,4	7,4	7,5	7,5	7,6
	Desvio Padrão	Etapa 1	0,12	0,1	0,09	0,13	0,14	0,11	0,12	0,27	0,11	0,11
		Etapa 2	0,14	0,1	0,08	0,05	0,04	0,07	0,06	0,08	0,04	0,05
	Mínimo	Etapa 1	7,1	7,1	7,2	7,1	7,2	7,1	7,2	6,7	7,2	7,3
		Etapa 2	7,0	7,1	7,3	7,3	7,5	7,3	7,4	7,3	7,4	7,5
Máximo	Etapa 1	7,5	7,5	7,4	7,5	7,6	7,5	7,4	7,5	7,5	7,7	
	Etapa 2	7,4	7,4	7,5	7,5	7,6	7,5	7,5	7,6	7,6	7,6	
OD (mg L ⁻¹)	Média	Etapa 1	0,06	0,05	0,05	0,06	0,05	0,08	0,05	0,05	0,05	0,04
		Etapa 2	0,12	0,11	0,10	0,09	0,09	0,11	0,09	0,09	0,13	0,14
	Mediana	Etapa 1	0,06	0,05	0,05	0,05	0,05	0,06	0,05	0,05	0,04	0,04
		Etapa 2	0,11	0,09	0,08	0,08	0,06	0,11	0,08	0,09	0,11	0,12

	Desvio Padrão	Etapa 1	0,02	0,01	0,01	0,02	0,01	0,04	0,02	0,01	0,04	0,04		
		Etapa 2	0,05	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,03	0,02	0,06	0,07	
	Mínimo	Etapa 1	0,04	0,04	0,05	0,04	0,04	0,05	0,02	0,04	0,01	0,00		
		Etapa 2	0,08	0,08	0,07	0,06	0,05	0,05	0,04	0,06	0,06	0,07		
	Máximo	Etapa 1	0,09	0,07	0,06	0,09	0,08	0,16	0,07	0,06	0,14	0,11		
		Etapa 2	0,19	0,19	0,18	0,17	0,17	0,17	0,13	0,11	0,22	0,28		
POR (mV)	Média	Etapa 1	-116	-119	-121	-120	-115	-107	-106	-102	-84	-83		
		Etapa 2	-141	-149	-152	-157	-158	-141	-142	-137	-125	-147		
	Mediana	Etapa 1	-136	-151	-153	-152	-143	-145	-129	-111	-100	-74		
		Etapa 2	-149	-158	-161	-173	-172	-146	-155	-165	-116	-151		
	Desvio Padrão	Etapa 1	62,52	63,67	64,60	67,54	75,71	67,61	71,60	70,20	77,67	73,49		
		Etapa 2	41,80	42,75	43,41	42,13	45,37	41,64	42,72	57,28	49,49	46,41		
	Mínimo	Etapa 1	-174	-168	-165	-167	-169	-159	-169	-167	-144	-150		
		Etapa 2	-191	-195	-193	-191	-196	-188	-184	-179	-209	-194		
	Máximo	Etapa 1	6	10	15	22	42	18	29	24	71	52		
		Etapa 2	-47	-51	-52	-60	-54	-51	-49	-34	-59	-52		
	Condutividade Elétrica (CE) ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	Média	Etapa 1	662	658	670	663	670	676	684	695	690	684	
			Etapa 2	664	646	657	639	648	652	654	655	669	658	
Mediana		Etapa 1	664	667	661	667	669	659	672	677	670	656		
		Etapa 2	698	660	666	613	670	675	672	687	682	708		
Desvio Padrão		Etapa 1	107,29	100,92	107,20	109,99	107,88	116,69	130,12	112,77	128,24	111,79		
		Etapa 2	152,80	143,61	126,48	132,35	130,01	138,81	128,01	123,44	139,26	128,35		
Mínimo		Etapa 1	528	528	515	512	512	523	529	520	560	530		
		Etapa 2	441	423	478	459	478	426	451	476	462	485		
Máximo		Etapa 1	827	802	812	823	833	869	905	873	888	849		
		Etapa 2	817	820	815	814	808	812	801	792	830	790		

Turbidez (UNT)	Média	Etapa 1	42	46	43	45	41	45	53	60	38	65
		Etapa 2	35	33	32	31	12	31	33	16	34	18
	Mediana	Etapa 1	41	45	43	45	41	45	54	59	38	64
		Etapa 2	32	30	29	33	13	30	31	15	31	20
	Desvio Padrão	Etapa 1	7,89	6,39	8,49	8,00	10,01	6,45	9,71	5,91	6,46	5,30
		Etapa 2	9,38	10,61	11,54	13,12	3,84	9,42	7,60	2,56	11,54	6,61
	Mínimo	Etapa 1	30	36	31	35	25	36	36	51	30	59
		Etapa 2	24	21	21	14	7	18	26	12	22	8
	Máximo	Etapa 1	54	54	54	58	53	55	67	68	47	73
		Etapa 2	50	48	49	49	18	45	48	21	54	25
Eficiência de remoção E (%)	Etapa 1	-8	-19	-2	-16	-14	-22	-45	-63	-2	-71	
	Etapa 2	-42	-38	-20	-20	44	-22	-34	33	-42	26	
DQO bruta (mg L ⁻¹)	Média	Etapa 1	302	253	166	180	120	257	188	176	193	165
		Etapa 2	185	157	100	95	75	134	107	81	133	94
	Mediana	Etapa 1	254	183	144	180	122	218	187	181	207	169
		Etapa 2	174	136	105	88	71	135	109	76	131	93
	Desvio Padrão	Etapa 1	244,57	189,19	43,11	61,63	17,05	102,55	32,01	32,49	39,45	26,77
		Etapa 2	62,08	81,48	28,02	23,54	23,38	30,83	29,66	23,07	36,44	27,48
	Mínimo	Etapa 1	132	128	118	106	96	151	148	133	120	124
		Etapa 2	125	88	53	71	37	88	65	47	71	49
	Máximo	Etapa 1	844	667	218	303	141	426	246	214	242	194
		Etapa 2	321	351	134	131	109	190	151	114	178	133
Eficiência de remoção E (%)	Etapa 1	39	54	57	55	67	35	52	57	44	57	
	Etapa 2	18	34	54	56	58	43	50	61	32	52	

Legenda: T (° C) – temperatura do líquido; pH – potencial Hidrogeniônico; OD (mg L⁻¹) – oxigênio dissolvido; POR (mV) – potencial de oxirredução; CE (μS cm⁻¹) – condutividade elétrica; turbidez (UNT); DQO – demanda química de oxigênio (mg DQO L⁻¹); DP – desvio padrão; CV – coeficiente de variação; Mín. – Valor mín.; Máx. – Valor máx.; E% - eficiência de remoção (%). **Fonte: Autoria Própria (2021).**

Tabela 5; Resultados da estatística em função da média, desvio padrão, coeficiente de variação, valores mínimos, máximos, eficiência de remoção das amostras do afluente e efluente dos WCVA 1, WCVA 2 e WCVA 3 para os parâmetros de N-NTK, N-Amon, nitrito, nitrato e PT nas Etapas 1 e 2.

Parâmetro	Estatística	N-NTK (mg L ⁻¹)		N-Amon (mg L ⁻¹)		Nitrito (mg L ⁻¹)		Nitrato (mg L ⁻¹)		PT (mg L ⁻¹)	
		Etapa 1	Etapa 2	Etapa 1	Etapa 2	Etapa 1	Etapa 2	Etapa 1	Etapa 2	Etapa 1	Etapa 2
Afluente	Média	106	56	46	46	0,087	0,055	30,9	16,2	12	13
	DP	60,79	13,05	13,39	14,34	0,02	0,01	7,13	4,53	2,42	2,48
	CV	57	23	29	31	20	25	23	28	19	18
	Mín	45	38	26	23	0,056	0,032	20,5	9,5	9	10
	Máx	226	79	69	70	0,111	0,071	45,7	25,1	16	17
WCVA 1	Média	70	48	45	39	0,053	0,045	15,2	6,6	8	8
	DP	38,7	9,65	12,63	11,79	0,01	0,02	3,06	1,84	1,26	0,83
	CV	55	20	28	30	20	53	20	28	15	10
	Mín	42	40	23	26	0,034	0,024	11,0	3,6	6	7
	Máx	161	70	61	64	0,064	0,096	20,7	9,5	10	9
	Eficiência de remoção E (%)	24	12	2	10	39	9	50	59	35	40
WCVA 2	Média	71	47	46	43	0,077	0,037	21,11	8,9	10	9
	DP	38,46	7,97	14,21	11,42	0,02	0,01	5,8	2,46	1,48	0,61
	CV	54	17	31	27	30	36	28	28	15	6
	Mín	41	38	23	25	0,04	0,024	14,3	5,1	7	8
	Máx	160	65	64	61	0,105	0,068	30,5	13,5	11	10
	Eficiência de remoção E (%)	24	12	1	3	13	28	31	44	20	28
WCVA 3	Média	74	48	45	43	0,081	0,049	19,1	8,8	10	11
	DP	43,21	9,4	13,91	11,5	0,03	0,02	2,81	2,12	1,55	0,9
	CV	58	19	31	27	39	40	15	24	15	8
	Mín	42	39	27	27	0,053	0,031	15,0	5,2	8	9
	Máx	177	68	63	62	0,153	0,096	23,2	11,4	12	11
	Eficiência de remoção E (%)	20	12	1	3	9	2	36	44	20	21

Legenda: N-NTK – (mg NTK L⁻¹); N-Amon – (mg N-NH₄⁺ L⁻¹); Nitrito (mg N-NO₂-L⁻¹); Nitrato (mg N-NO₃-L⁻¹); PT – (mg PO₄³⁻-L⁻¹); DP – desvio padrão; CV coeficiente de variação; Mín. – Valor mínimo; Máx. – Valor máximo; E% - eficiência de remoção (%).

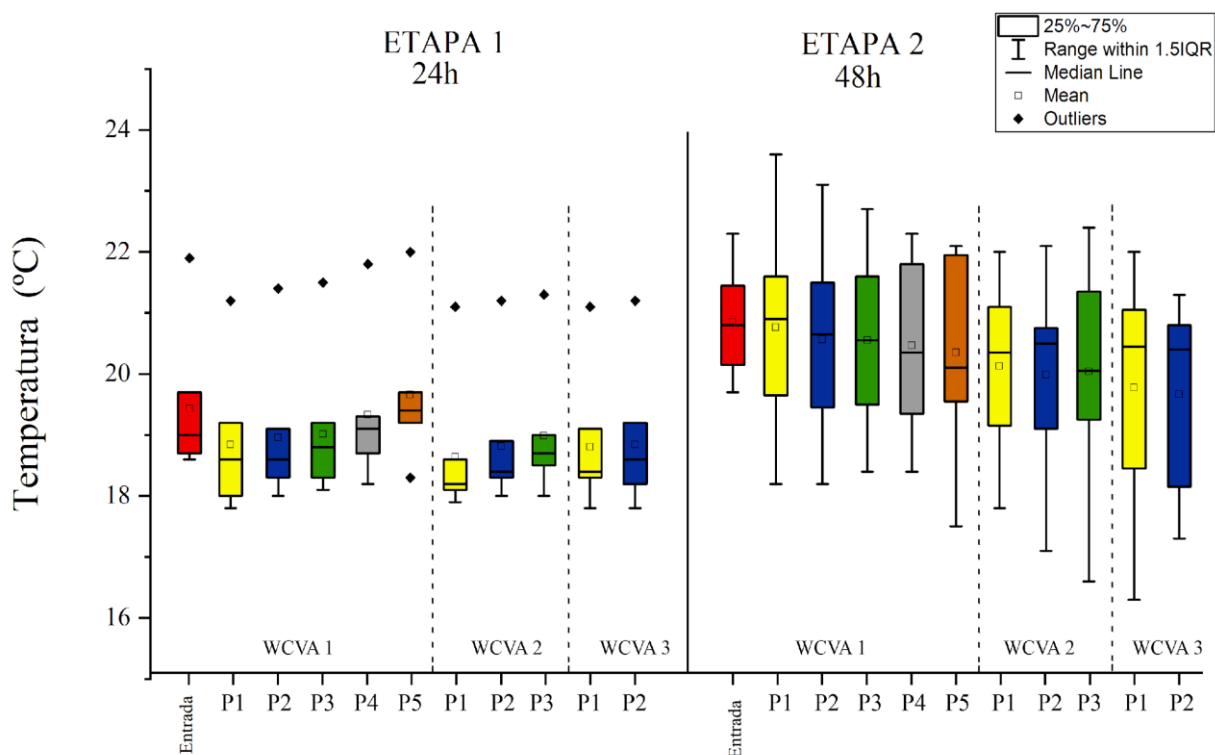
Fonte: Autoria própria (2021).

Na Etapa 1 (24 h), as temperaturas médias foram de 18,8, 18,9, 19,0, 19,3 e 19,6 °C nas amostras do afluente e efluente do WCVA 1 nas profundidades P1, P2, P3, P4 e P5, respectivamente. Nas amostras do efluente do WCVA 2, as temperaturas médias foram de 18,6, 16,1 e 18,9 °C nas profundidades P1, P2 e P3 e de 16,1 e 16,3 °C nas profundidades P1 e P2 no WCVA 3.

Na Etapa 2 (48 h), as temperaturas médias das amostras do efluente do WCVA 1 foram de 20,8, 20,7, 20,5, 20,55 e 20,4 °C nas profundidades P1, P2, P3, P4 e P5, respectivamente. Nas amostras do efluente do WCVA 2, as temperaturas médias foram de 20,3, 20,1 e 20 °C nas profundidades P1, P2 e P3 e de 20,0 e 19,7 °C nas profundidades P1 e P2 no WCVA 3.

Na Figura 15 é apresentada a variação da temperatura nas amostras do afluente e efluente do WCVA 1, WCVA 2 e WCVA 3 nas Etapas 1 e 2.

Figura 15: Variação da temperatura nas amostras do afluente e efluentes dos sistemas WCVA 1, 2 e 3, Etapas 1 e 2



Nota: Etapa 1 – TDH 24 h; Etapa 2 – TDH 48 h; Entrada: vazão afluente; WCVA 1: P1, P2, P3, P4 e P5 de profundidade; WCVA 2: P1, P2 e P3 de profundidade; WCVA 3: P1 e P2 de profundidade.

Fonte: Autoria Própria (2021).

De acordo com estes autores, a temperatura do líquido pode ser um fator limitante para remoção de matéria orgânica carbonácea e nitrogenada por desnitrificação.

Jordão e Pessôa (2005) destacam que temperaturas inferiores às recomendadas como ótimas podem afetar mais especificamente as bactérias formadoras de nitrato (*Nitrobacter*) do que as bactérias formadoras de nitrito (*Nitrossomonas*).

A variação de temperatura do líquido pode estar associada à variação da temperatura do ar, pois as Etapas 1 e 2 foram conduzidas no período compreendido entre os meses de junho de 2019 a dezembro de 2020, período com amplitude de variação da temperatura ambiente de 5,7 ° C em agosto de 2019 a 32,5 ° C em fevereiro de 2020 (INMET, 2020).

Na Tabela 6 são apresentados os valores da análise estatística das temperaturas em diferentes profundidades para WCVA 1, WCVA 2 e WCVA 3 entre as Etapas 1 (TDH de 24 h) e 2 (TDH de 48 h).

Tabela 6: Análise estatística, p-valor das temperaturas em diferentes profundidades para WCVA 1, 2 e 3, Etapas 1 e 2.

		WCVA 1		WCVA 2		WCVA 3	
		Etapa 1	Etapa 2	Etapa 1	Etapa 2	Etapa 1	Etapa 2
p-valor no afluente	Entrada	0,1491	0,4471	-	-	-	-
p-valor no efluente WCVA 1 WCVA 2 WCVA 3	P1 (0,22 m)	0,7701	0,7771	0,0881	0,4313	0,2010	0,4288
	P2 (0,44 m)	0,1241	0,7731	0,0953	0,2587	0,2451	0,4354
	P3 (0,70 m)	0,1552	0,5861	0,0108	0,6959	-	-
	P4 (1,15 m)	0,1903	0,3742	-	-	-	-
	P5 (1,56 m)	0,6961	0,3295	-	-	-	-

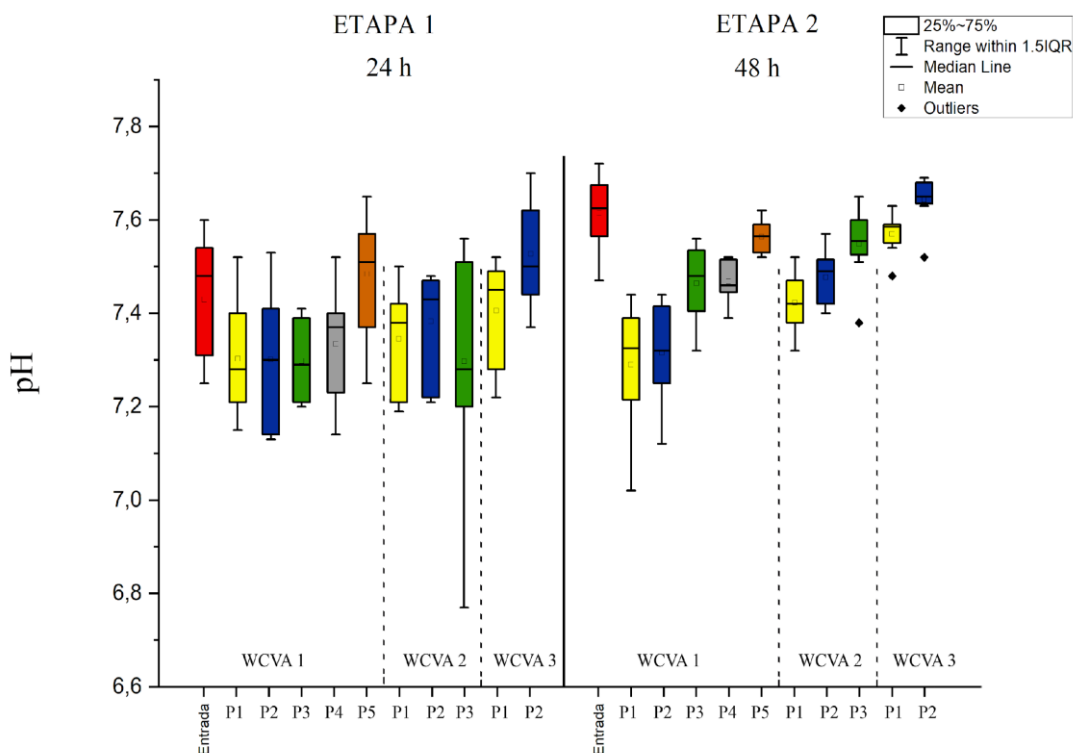
Nota: Etapa 1 – TDH 24 h; Etapa 2 – TDH 48 h; WCVA 1 – P1, P2, P3, P4 e P5 (0,22, 0,44, 0,70, 1,15 e 1,56 m de profundidade); WCVA 2 – P1, P2 e P3 (0,22, 0,44 e 0,70 m de profundidade); WCVA 3 – P1 e P2 (0,22 e 0,44 m de profundidade).

Fonte: Autoria própria (2021).

Não foram observadas diferenças significativas entre os valores de temperatura entre os sistemas de WCVA para as Etapas 1 e 2 nas amostras do efluente. Porém, quando comparados os valores de temperatura de todas as etapas (p-valor = 0,0108) é observada diferença significativa, visto que a variação da temperatura sazonal influenciou na variação na temperatura do líquido.

Na Figura 16 é apresentada a variação do potencial Hidrogeniônico (pH) nas amostras do afluente e efluente do WCVA 1, WCVA 2 e WCVA 3 nas Etapas 1 e 2.

Figura 16: Variação do potencial Hidrogeniônico (pH) nas amostras do afluente e efluente para as Etapas 1 e 2 dos WCVA



Nota: Etapa 1 – TDH 24 h; Etapa 2 – TDH 48 h; Entrada: vazão afluente; WCVA 1: P1, P2, P3, P4 e P5 de profundidade; WCVA 2: P1, P2 e P3 de profundidade; WCVA 3: P1 e P2 de profundidade.

Fonte: Autoria Própria (2021).

Na Etapa 1 (24 h), o pH variou de 7,1 a 7,6 nas profundidades de P1, P2, P3, P4 e P5, no WCVA 1, de 6,7 a 7,5 nas profundidades P1, P2 e P3 no WCVA 2 e de 7,2 a 7,7 nas profundidades P1 e P2 no WCVA 3. As mesmas faixas de valores foram obtidas para as profundidades na Etapa 2 (48 h) nos sistemas no WCVA 1, WCVA 2 e WCVA 3. Os resultados obtidos estão na faixa de 6,5 a 7,5 recomendada para melhor atividade das bactérias desnitrificantes por Kadlec e Wallace (2009).

Na Tabela 7 são apresentados os valores da análise estatística comparando o potencial Hidrogeniônico (pH), p-valor em diferentes profundidades para WCVA 1, WCVA 2 e WCVA 3, entre as Etapas 1 (TDH de 24 h) e 2 (TDH de 48 h).

Não foram observadas diferenças significativas entre as amostras do afluente (entrada) e nas profundidades P1 e P3 na Etapa 1. Porém ao comparar as amostras do afluente com a

profundidade P2 do sistema WCVA 2, observa-se diferença significativa (p -valor = 0,0186 < 0,05).

Tabela 7: Análise estatística, p-valor do potencial Hidrogeniônico (pH), p-valor em diferentes profundidades para WCVA 1, 2 e 3, Etapas 1 e 2.

		WCVA 1		WCVA 2		WCVA 3	
		Etapa 1	Etapa 2	Etapa 1	Etapa 2	Etapa 1	Etapa 2
p-valor no afluente	Entrada	0,5671	0,5318	0,5671	0,5318	0,5671	0,5318
p-valor no afluente WCVA 1 WCVA 2 WCVA 3	P1 (0,22 m)	0,6931	0,3241	0,5739	0,9872	0,2706	0,3531
	P2 (0,44 m)	0,5728	0,3276	0,0186	0,4870	0,9829	0,0194
	P3 (0,70 m)	0,3075	0,4681	0,2257	0,3604	-	-
	P4 (1,15 m)	0,8866	0,3621	-	-	-	-
	P5 (1,56 m)	0,6607	0,3874	-	-	-	-

Nota: Etapa 1 – TDH 24 h; Etapa 2 – TDH 48 h; WCVA 1 – P1, P2, P3, P4 e P5 (0,22, 0,44, 0,70, 1,15 e 1,56 m de profundidade); WCVA 2 – P1, P2 e P3 (0,22, 0,44 e 0,70 m de profundidade); WCVA 3 – P1 e P2 (0,22 e 0,44 m de profundidade).

Fonte: Autoria própria (2021).

Em relação à Etapa 2, não foram observadas diferenças significativas entre as amostras do afluente e as profundidades P1 e P3. Portanto, as diferentes profundidades do meio suporte não influenciaram de modo significativo o potencial Hidrogeniônico (pH) nas amostras de efluente em comparação com as amostras afluentes. Porém ao comparar as amostras do afluente com a profundidade P2 do sistema WCVA 3, observa-se diferença significativa (p -valor = 0,0194 < 0,05). O resultado indica que as diferentes profundidades do meio suporte não influenciaram efetivamente o pH das amostras do efluente dos sistemas de WCVA analisados.

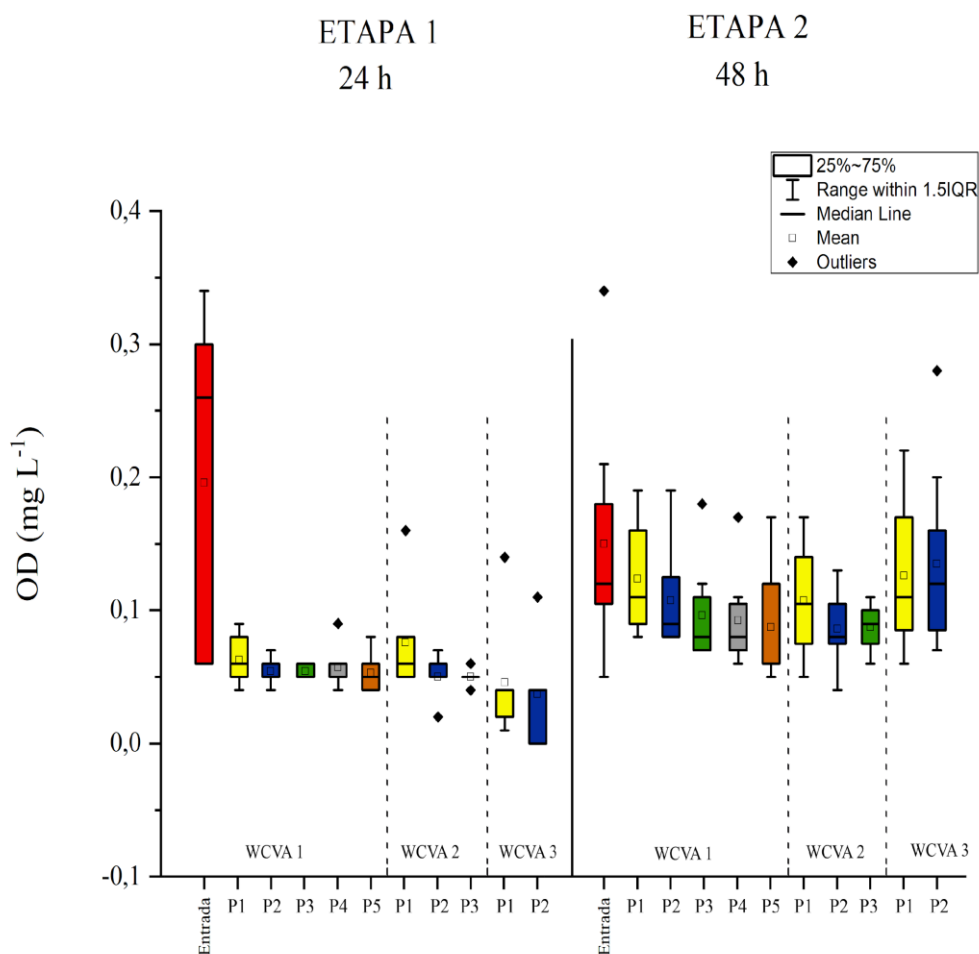
Segundo IWA (2000) e Kadlec e Wallace (2009), os valores de pH podem influenciar as condições dos sistemas de WC, deixando-os favoráveis aos processos de nitrificação e desnitrificação. A faixa recomendada para o processo de nitrificação é de 7,5 a 8,6 e para o processo de desnitrificação é de 6,5 a 7,5. Mello et al. (2017) e Lima et al. (2018) verificaram que os valores de pH nas amostras do afluente e do efluente variaram na faixa de 6,5 a 7,5, considerada ótima para os processos de desnitrificação.

Morais (2019) observou que a variação de pH nas amostras do afluente de sistemas de WCVA foi de 7,07 a 8,08 e que a variação nas amostras do efluente foi de 7,05 a 8,07 no WCVA 1, 7,02 a 7,84 no WCVA 2 e 7,04 a 7,80 no WCVA 3. O autor observou que os valores

do pH das amostras do afluente e efluente poderiam acarretar na limitação dos processos de nitrificação nos sistemas de *wetlands* construídos verticais ascendentes.

Na Figura 17 é apresentada a variação da concentração do oxigênio dissolvido nas amostras do afluente e efluente do WCVA 1, WCVA 2 e WCVA 3 nas Etapas 1 e 2.

Figura 17: Variação da concentração do oxigênio dissolvido (OD) nas amostras do afluente e efluente dos WCVA nas Etapas 1 e 2



Nota: Etapa 1 – TDH 24 h; Etapa 2 – TDH 48 h; Entrada: vazão afluente; WCVA 1: P1, P2, P3, P4 e P5 de profundidade; WCVA 2: P1, P2 e P3 de profundidade; WCVA 3: P1 e P2 de profundidade.

Fonte: **Autoria Própria (2021).**

Na Etapa 1, as concentrações médias de Oxigênio Dissolvido (OD) foram de 0,06, 0,05, 0,05, 0,06 e 0,05 mg L⁻¹ nas profundidades P1, P2, P3, P4 e P5 no WCVA 1, respectivamente. No WCVA 2, as concentrações médias de OD foram de 0,08, 0,05 e 0,05 mg L⁻¹ nas profundidades P1, P2 e P3. No WCVA 3, as concentrações médias de OD foram de 0,05 e 0,04 mg L⁻¹ nas profundidades P1 e P2, respectivamente.

Na Etapa 2, as concentrações médias do OD foram de 0,12, 0,11, 0,10, 0,09 e 0,09 mg L⁻¹ nas profundidades P1, P2, P3, P4 e P5, respectivamente no WCVA 1. No WCVA 2, as concentrações médias foram de 0,11, 0,09 e 0,09 mg L⁻¹ para as profundidades P1, P2 e P3, respectivamente. No WCVA 3, as concentrações médias nas profundidades P1 e P2 foram de 0,13 e 0,14 mg L⁻¹, respectivamente.

Na Etapa 1, as máximas concentrações de OD foram obtidas nas profundidades de P1 no WCVA 1 (0,09 ± 0,19 mg L⁻¹), WCVA 2 (0,16 ± 0,17 mg L⁻¹) e WCVA 3 (0,14 ± 0,11 mg L⁻¹). Na Etapa 2, as máximas concentrações foram verificadas nas profundidades de P1 no WCVA 1 (0,19 ± 0,05 mg L⁻¹) e no WCVA 2 (0,17 ± 0,04 mg L⁻¹) e na profundidade de P2 (0,28 ± 0,07 mg L⁻¹) no WCVA 3. Segundo Metcalf e Eddy (2014), concentrações superiores a 2,0 mg L⁻¹ favorecem o processo de nitrificação, enquanto concentrações inferiores a 0,5 mg L⁻¹ favorecem o processo de desnitrificação.

Como pode ser observado na Figura 17, as concentrações de OD nas amostras do afluente resultaram inferiores 2,0 mg L⁻¹, favorecendo o ambiente anóxico segundo Metcalf e Eddy (2015). Porém, outros fatores como potencial de oxirredução (POR), alcalinidade e concentração de nitrato devem ser avaliadas na classificação dos sistemas e nos mecanismos de remoção dos poluentes.

Na Tabela 8 são apresentados os valores da análise estatística comparando o Oxigênio Dissolvido (OD), p-valor em diferentes profundidades para WCVA 1, WCVA 2 e WCVA 3, entre as Etapas 1 (TDH de 24 h) e 2 (TDH de 48 h).

Tabela 8: Análise estatística, p-valor do Oxigênio Dissolvido (OD), p-valor em diferentes profundidades para WCVA 1, 2 e 3, Etapas 1 e 2.

		WCVA 1		WCVA 2		WCVA 3	
		Etapa 1	Etapa 2	Etapa 1	Etapa 2	Etapa 1	Etapa 2
p-valor no afluente	Entrada	0,0962	0,0972	0,0962	0,0972	0,0962	0,0972
p-valor no efluente	WCVA 1						
	P1 (0,22 m)	0,5174	0,0466	0,0095	0,6280	0,0096	0,1786
	P2 (0,44 m)	0,5757	0,0178	0,0961	0,7911	0,0850	0,0588
	WCVA 2						
	P3 (0,70 m)	0,5345	0,0952	0,0946	0,0957	-	-
	P4 (1,15 m)	0,5612	0,0904	-	-	-	-
	P5 (1,56 m)	0,5760	0,1067	-	-	-	-

Nota: Etapa 1 – TDH 24 h; Etapa 2 – TDH 48 h; WCVA 1 – P1, P2, P3, P4 e P5 (0,22, 0,44, 0,70, 1,15 e 1,56 m de profundidade); WCVA 2 – P1, P2 e P3 (0,22, 0,44 e 0,70 m de profundidade); WCVA 3 – P1 e P2 (0,22 e 0,44 m de profundidade).

Fonte: Autoria própria (2021).

Não foram observadas diferenças estatísticas na comparação entre a concentração média do OD nas amostras do afluente ($0,20 \text{ mg L}^{-1}$) na Etapa 1 em relação às concentrações determinadas na profundidade de P1, P2, P3, P4 e P5 no WCVA 1. Porém há diferenças estatísticas significativas em relação às amostras do efluente dos sistemas WCVA 2 e WCVA 3 nas profundidades P1 e P2, respectivamente.

Para a Etapa 2 ($0,15 \text{ mg L}^{-1}$) em relação às concentrações determinadas nas profundidades de P1 e P2 no sistema WCVA 1 e P1 em WCVA 3 e em relação às concentrações verificadas foram observadas diferenças estatísticas ($p\text{-valor} < 0,05$) entre as amostras nas profundidades P1 e P2. Apenas no WCVA 2, durante a Etapa 2, não foram observadas diferenças estatísticas na comparação entre a concentração média do OD nas amostras do afluente.

Ao comparar as profundidades iguais nos três sistemas nas Etapas 1 e 2, observou-se que há diferenças estatísticas tanto para profundidades iguais, quanto para profundidades diferentes. Assim, as diferentes profundidades do meio suporte podem ter influenciado a concentração de OD nas amostras do efluente dos sistemas.

As concentrações médias do OD resultaram inferiores na Etapa 1 em relação à Etapa 2, pois nesta última ocorreram chuvas intensas que podem ter contribuído para diluição dos poluentes e aumento da transferência de oxigênio pela maior movimentação das águas do córrego e elevação do nível da água.

Segundo Brix (2005), as concentrações de OD aumentam em função das raízes das plantas próximas à superfície no WC. Porém neste trabalho, as diferenças nas concentrações foram pequenas em relação às concentrações determinadas nas camadas inferiores do leito.

Na Figura 18 é apresentada a variação do Potencial de Oxirredução (POR) nas amostras do afluente e efluente dos WCVA nas Etapas 1 e 2.

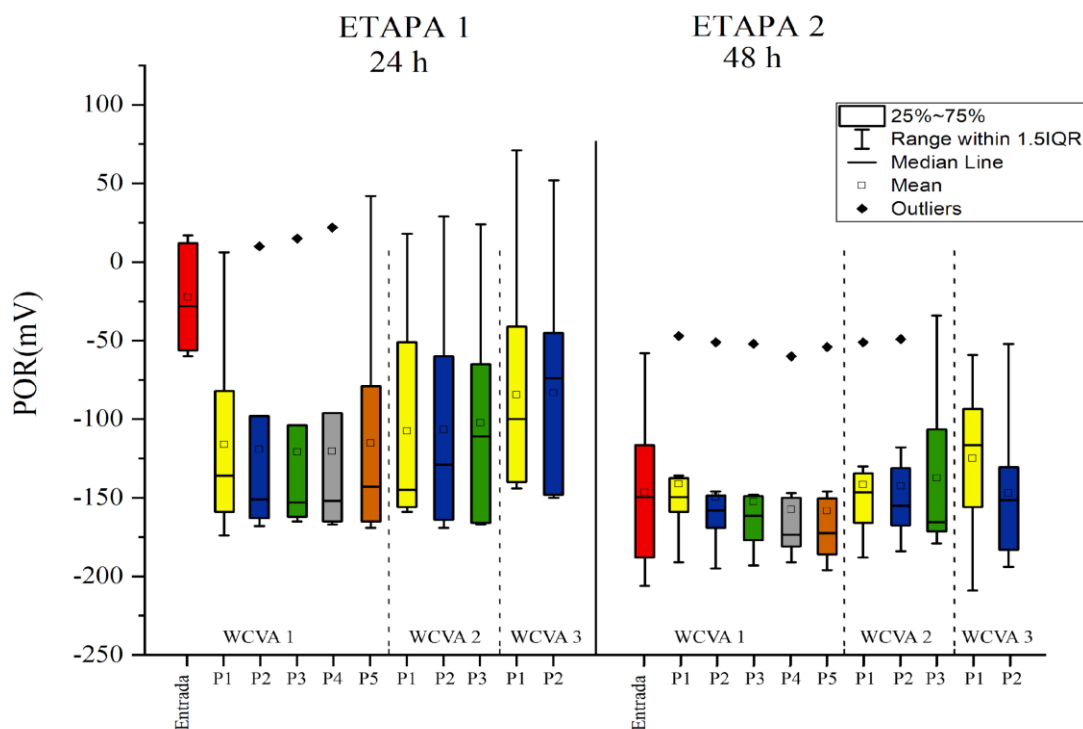
Na Etapa 1 (24 h), foram observados valores do POR de -115, -119, -121, -120 e -115 mV para as profundidades P1, P2, P3, P4 e P5 no WCVA 1. Para a WCVA 2, foram obtidos valores de -107, -106-102 mV para as profundidades P1, P2 e P3, -84 e -83 mV nas profundidades P1 e P2 para o WCVA 3, respectivamente.

Na Etapa 2 (48 h), os valores do POR foram de -141, -149, -152, -157 e -158 mV no WCVA 1 nas profundidades P1, P2, P3, P4 e P5; -141, -142 e -137 mV no WCVA 2 nas profundidades P1, P2 e P3; -125 e -147 mV nas profundidades P1 e P2 no WCVA 3.

Analisando o parâmetro de POR nos três WCVA para as profundidades iguais, observa-se -116, -107 e -84 mV para profundidade P1; -119, -106 e -83 mV para a profundidade

P2 na Etapa 1. Na Etapa 2, foram verificados -141, -141 e -125 mV para a profundidade P1; -149, -142 e -147 mV para a profundidade P2.

Figura 18: Variação dos valores do Potencial de Oxirredução (POR) nas amostras do afluente e efluentes dos WCVA nas Etapas 1 e 2



Nota: Etapa 1 – TDH 24 h; Etapa 2 – TDH 48 h; Entrada: vazão afluente; WCVA 1: P1, P2, P3, P4 e P5 de profundidade; WCVA 2: P1, P2 e P3 de profundidade; WCVA 3: P1 e P2 de profundidade.

Fonte: Autoria Própria (2021).

Segundo Chagas (2008), o potencial de oxirredução (POR) pode ser definido como a capacidade que determinado substrato possui para ganhar ou perder elétrons, ou seja, quando um elemento perde elétrons ele se torna oxidado e quando ganha elétrons se torna reduzido. Para Matos et al. (2010) valores de POR abaixo de -100 mV indicam ambiente anaeróbico, de -100 a 100 mV indicam ambiente anóxico, e valores acima de 100 mV indicam ambiente aeróbico. Segundo Metcalf e Eddy (2015) resultados de OD inferiores $2,0 \text{ mg L}^{-1}$ indicam ambientes anóxicos.

Avaliando os resultados obtidos para POR nas Etapas 1 e 2, os valores apresentam ambientes em condições predominantemente anóxicas e anaeróbicas, ou seja, ambientes que possuem baixa concentração de OD e em condições redutoras, que favoreceram a redução do

nitrito e remoção anaeróbia de matéria orgânica carbonácea. Porém, os resultados de OD demonstraram que os valores de OD na Etapa 2 são significativos em comparação com a Etapa 1, o que pode estar relacionado devido à capacidade de oxigenação da rizosfera do capim *Vetiver*. A rizosfera é de fundamental importância ao processo, pois é a região influenciada pelas raízes, com máxima atividade microbiana, possibilitando a oxidação da matéria orgânica carbonácea, a transformação de algumas formas iônicas e a precipitação de alguns poluentes.

Na Tabela 9 são apresentados os valores da análise estatística comparando o Potencial de Oxirredução (POR), p-valor em diferentes profundidades para WCVA 1, WCVA 2 e WCVA 3, entre as Etapas 1 (TDH de 24 h) e 2 (TDH de 48 h).

Tabela 9: Análise estatística, p-valor do Potencial de Oxirredução (POR) p-valor em diferentes profundidades para WCVA 1, 2 e 3, Etapas 1 e 2.

		WCVA 1		WCVA 2		WCVA 3	
		Etapa 1	Etapa 2	Etapa 1	Etapa 2	Etapa 1	Etapa 2
P-valor no afluente	Entrada	0,0586	0,4222	0,0586	0,4222	0,0586	0,4222
P-valor no efluente WCVA 1 WCVA 2 WCVA 3	P1 (0,22 m)	0,2106	0,0366	0,0531	0,0882	0,0462	0,5877
	P2 (0,44 m)	0,0389	0,0151	0,2169	0,0683	0,2101	0,2723
	P3 (0,70 m)	0,0126	0,0140	0,2930	0,0094	-	-
	P4 (1,15 m)	0,0139	0,0098	-	-	-	-
	P5 (1,56 m)	0,0173	0,0123	-	-	-	-

Nota: Etapa 1 – TDH 24 h; Etapa 2 – TDH 48 h; WCVA 1 – P1, P2, P3, P4 e P5 (0,22, 0,44, 0,70, 1,15 e 1,56 m de profundidade); WCVA 2 – P1, P2 e P3 (0,22, 0,44 e 0,70 m de profundidade); WCVA 3 – P1 e P2 (0,22 e 0,44 m de profundidade).

Fonte: **Autoria própria (2021).**

Na comparação entre os resultados das amostras do efluente do WCVA 1, WCVA 2 e WCVA 3 em cada etapa de operação foram observadas diferenças significativas entre os valores de POR nas amostras dos sistemas tanto na Etapa 1 quanto na Etapa 2. Ao realizar a comparação entre as Etapas 1 e 2 nos sistemas WCVA 1, WCVA 2 e WCVA 3, observando todas as profundidades foram verificadas diferenças estatísticas para as etapas avaliadas. Apenas o WCVA 2 não apresentou diferenças estatísticas quando avaliadas as profundidades P1, P2 e P3. Assim, as diferentes profundidades do meio suporte podem ter exercido influência significativa para este parâmetro nestas condições operacionais, indicando que a alteração do TDH pode ter interferido nos valores de POR.

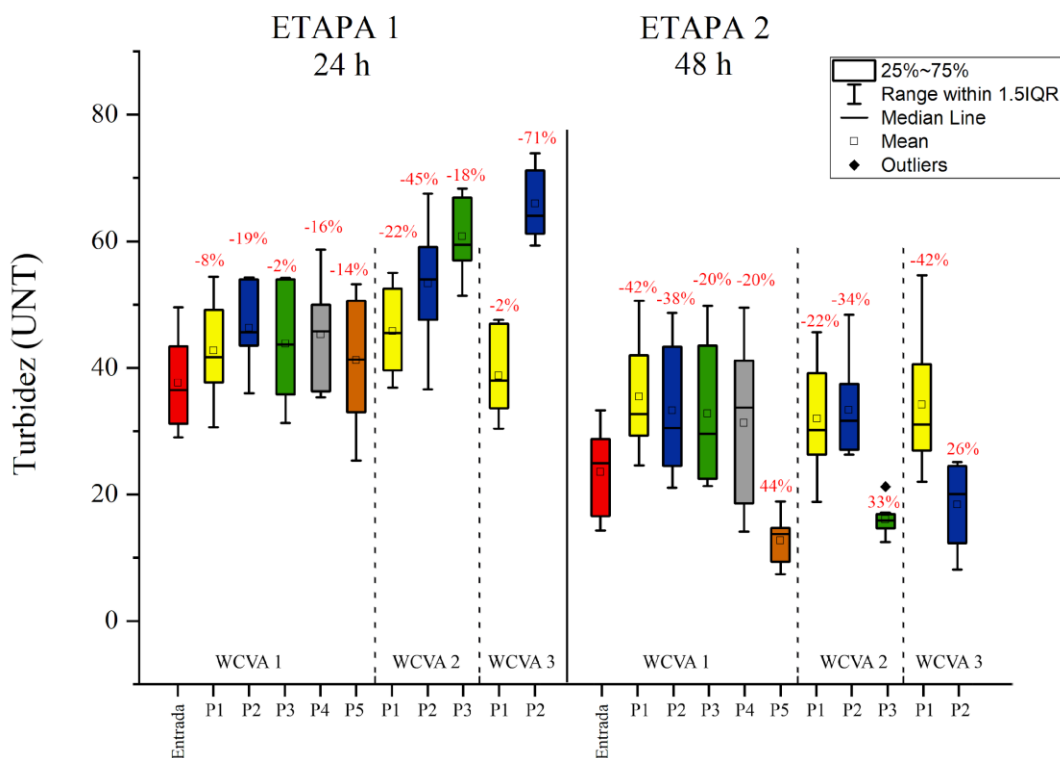
Segundo Huang et al (2017), as macrófitas aquáticas podem transferir de 5 a 45 g m⁻² d⁻¹ de OD em sistemas de *wetlands* construídos. O potencial de oxirredução (POR) pode ser

definido como a determinação de quanto o substrato ganha ou perde elétrons. Quando um elemento perde elétrons ele é dito oxidado e quando ganha elétrons, é reduzido (JORDÃO et al, 2005). Ainda, os valores positivos de POR estão associados à presença de oxigênio no meio, porém em ambientes aeróbios o POR apresenta valores acima de 100 mV. Em condições anóxicas se encontra na faixa de -100 a +100 mV e em condições anaeróbias o POR fica abaixo de -100 mV (BRASIL (2005)).

Chagas (2008) obteve em todos os WC avaliados, valores de POR negativos (-152 a -112 mV) nas amostras do afluente e valores positivos (+98 a +120 mV) nas amostras do efluente de um WC cultivado com lírio amarelo. Durek et al. (2008) observaram variações do POR entre -400 e +800 mV, em sistemas de WC no tratamento de esgotos sanitários de origem doméstica.

Na Figura 19 é apresentada a variação da turbidez nas amostras do afluente e efluente do WCVA 1, WCVA 2 e WCVA 3 nas Etapas 1 e 2.

Figura 19: Variação da turbidez nas amostras do afluente e efluentes dos WCVA nas Etapas 1 e 2



Nota: Etapa 1 – TDH 24 h; Etapa 2 – TDH 48 h; WCVA 1 – P1, P2, P3, P4 e P5 (0,22, 0,44, 0,70, 1,15 e 1,56 m de profundidade); WCVA 2 – P1, P2 e P3 (0,22, 0,44 e 0,70 m de profundidade); WCVA 3 – P1 e P2 (0,22 e 0,44 m de profundidade).

Fonte: Autoria Própria (2021).

Os valores médios de turbidez nas amostras de efluentes na Etapa 1 foram 42, 46, 43, 45 e 41 UNT no WCVA 1 nas profundidades de P1, P2, P3, P4 e P5, respectivamente. No WCVA 2, os valores médios resultaram em 45, 53 e 60 UNT nas profundidades de P1, P2 e P3 e no WCVA 3, os valores obtidos para as profundidades P1 e P2 foram de 38 e 65 UNT, respectivamente.

Foi observado o aumento da turbidez na Etapa 1 ao comparar os valores médios da turbidez nas amostras do afluente (37 UNT) em relação aos valores obtidos para a profundidade P1 nos WCVA 1, 2 e 3 (42, 45 e 38 UNT, respectivamente) e para a profundidade P2 nos WCVA 1,2 e 3 (46, 53 e 65 UNT, respectivamente), que pode indicar estar relacionada com a maior presença de sólidos em suspensão nas águas do córrego no período de estiagem verificado nesta etapa.

Na Etapa 2, os valores médios de turbidez nas amostras nas profundidades P1, P2, P3, P4 e P5 foram 35, 33, 32, 31 e 12 UNT, com eficiência global de remoção de 44% no WCVA 1. No WCVA 2, os valores médios de turbidez foram 31, 33 e 16 UNT nas profundidades de P1, P2 e P3, com eficiência global de remoção de 33%. No WCVA 3, os valores médios de turbidez nas amostras nas profundidades de P1 e P2 foram 34 e 18 UNT, respectivamente, com eficiência global de 26%. Ao avaliar a turbidez média nas amostras do afluente (23 UNT) em relação às profundidades iguais dos WCVA 1, WCVA 2 e WCVA 3 para a Etapa 2, observa-se que este resultou em 35, 31 e 34 UNT para a profundidade P1 (0,22 m), 33 e 18 UNT para a profundidade P2 (0,44 m).

Na Tabela 10 são apresentados os valores da análise estatística comparando a Turbidez, em diferentes profundidades para WCVA 1, WCVA 2 e WCVA 3, entre as Etapas 1 e 2 (TDH de 24 h e 48 h).

Tabela 10: Análise estatística, p-valor da Turbidez, com p-valor em diferentes profundidades para WCVA 1, 2 e 3, Etapas 1 e 2.

		WCVA 1		WCVA 2		WCVA 3	
		Etapa 1	Etapa 2	Etapa 1	Etapa 2	Etapa 1	Etapa 2
p-valor no afluente	Entrada	0,6124	0,4706	0,6124	0,4706	0,6124	0,4706
p-valor no efluente	WCVA 1						
	P1 (0,22 m)	0,9900	0,1981	0,8045	0,3781	0,4642	0,0689
	WCVA 2						
	P2 (0,44 m)	0,4858	0,3910	0,9642	0,1987	0,7122	0,2531
	WCVA 3						
	P3 (0,70 m)	0,4225	0,1961	0,7959	0,5006	-	-
	P4 (1,15 m)	0,6313	0,4645	-	-	-	-
	P5 (1,56 m)	0,8216	0,6236	-	-	-	-

Nota: Etapa 1 – TDH 24 h; Etapa 2 – TDH 48 h; WCVA 1 – P1, P2, P3, P4 e P5; WCVA 2 – P1, P2 e P3; WCVA 3 – P1 e P2.

Fonte: Autoria própria (2021).

Não foram observadas diferenças estatísticas na comparação entre os valores médios de turbidez nas amostras do afluente (37 UNT) para a Etapa 1, em relação aos valores determinados na profundidade de WCVA 1, WCVA 2 e WCVA. Isso foi verificado para a Etapa 2, em relação aos valores determinados nas profundidades nos WCVA 1, WCVA 2 e WCVA 3 e em relação aos valores verificados nas profundidades de P1 a P5. Assim, foi possível verificar que as diferentes profundidades do meio suporte não influenciaram a turbidez nas amostras do efluente.

Ao avaliar as mesmas profundidades nos sistemas de WCVA, observou-se que não houve diferença estatística entre os resultados. Assim, foi possível verificar que as diferentes profundidades do meio suporte não influenciaram a turbidez nas amostras do efluente.

É possível verificar o aumento da turbidez na Etapa 2 com o aumento do TDH de 24 h para 48 h, nas amostras do afluente em comparação com as amostras do efluente. Essa maior turbidez nos sistemas pode estar relacionada à maior concentração de sólidos suspensos totais (SST) nas amostras do afluente pelo arraste de sólidos nos sistemas de WCVA.

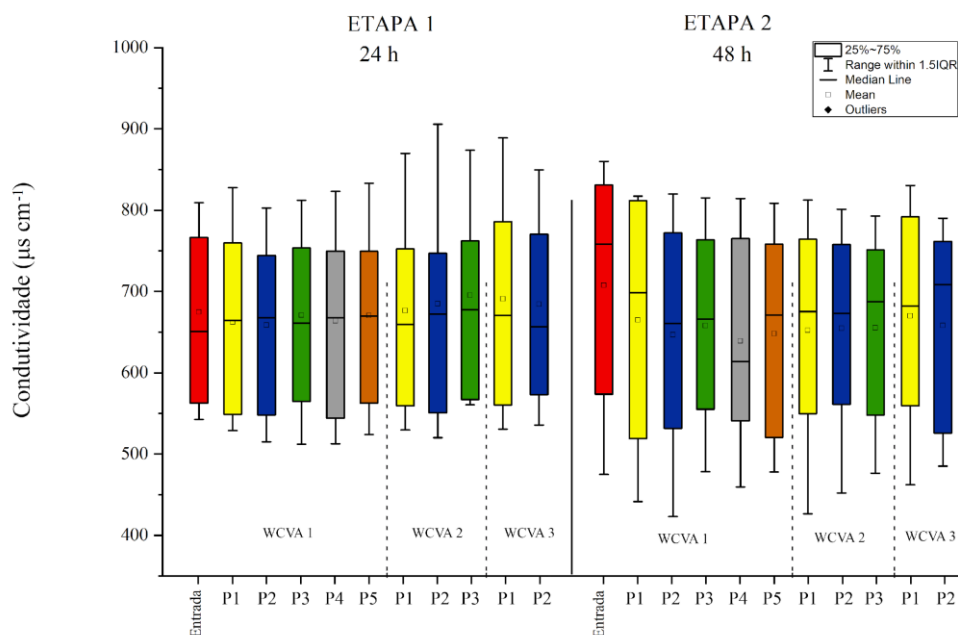
Morais (2019) observou que o sistema WCVA 3 com profundidade de 1,60 m obteve melhor desempenho na remoção de turbidez em comparação com os sistemas WCVA 1 e WCVA 2. Porém o autor destacou que este sistema apresentou maior variabilidade dos resultados entre as etapas de análises.

Na Figura 20 é apresentada a variação da condutividade elétrica nas amostras do afluente e efluente do WCVA 1, WCVA 2 e WCVA 3 nas Etapas 1 e 2.

Na Etapa 1, a condutividade elétrica média resultou em 662, 658, 670, 663 e 670 $\mu\text{S cm}^{-1}$ nas amostras coletadas nas profundidades P1, P2, P3, P4 e P5 no WCVA 1, respectivamente. No WCVA 2, a condutividade elétrica média foi 676, 684 e 695 $\mu\text{S cm}^{-1}$ nas profundidades P1, P2 e P3, respectivamente. No WCVA 3, a condutividade elétrica média foi de 690 e 684 $\mu\text{S cm}^{-1}$ nas profundidades P1 e P2, respectivamente.

Na Etapa 2, a condutividade elétrica resultou em 664, 646, 657, 639 e 648 $\mu\text{S cm}^{-1}$ nas mesmas profundidades no WCVA 1. No WCVA 2, a CE foi de 652, 654 e 655 $\mu\text{S cm}^{-1}$ e no WCVA 3 foi de 669 e 658 $\mu\text{S cm}^{-1}$ nas mesmas profundidades.

Figura 20: Variação da Condutividade Elétrica (CE) nas amostras do afluente e efluente dos WCVA nas Etapas 1 e 2



Nota: Etapa 1 – TDH 24 h; Etapa 2 – TDH 48 h; WCVA 1 – P1, P2, P3, P4 e P5 (0,22, 0,44, 0,70, 1,15 e 1,56 m de profundidade); WCVA 2 – P1, P2 e P3 (0,22, 0,44 e 0,70 m de profundidade); WCVA 3 – P1 e P2 (0,22 e 0,44 m de profundidade).

Fonte: **Autoria própria (2021).**

Avaliando a CE média das amostras do afluente ($674 \mu\text{S cm}^{-1}$) na Etapa 1 em relação às profundidades iguais dos WCVA 1, WCVA 2 e WCVA 3, observa-se que variou de 662 a $690 \mu\text{S cm}^{-1}$ para a profundidade P1 e 658 , 684 e $684 \mu\text{S cm}^{-1}$ para a profundidade P2. Para a Etapa 2, em relação às profundidades iguais dos WCVA 1, WCVA 2 e WCVA 3, observa-se que a variação ficou entre 652 e $669 \mu\text{S cm}^{-1}$ para a profundidade P1 e de 646 a $658 \mu\text{S cm}^{-1}$ para a profundidade P2.

Na Tabela 11 são apresentados os valores da análise estatística comparando a Condutividade Elétrica (CE), p-valor em diferentes profundidades para WCVA 1, WCVA 2 e WCVA 3, entre as Etapas 1 (TDH de 24 h) e 2 (TDH de 48 h).

Tabela 11: Análise estatística, p-valor da Condutividade Elétrica (CE), com p-valor em diferentes profundidades para WCVA 1, 2 e 3, Etapas 1 e 2.

		WCVA 1		WCVA 2		WCVA 3	
		Etapa 1	Etapa 2	Etapa 1	Etapa 2	Etapa 1	Etapa 2
p-valor no afluente	Entrada	0,3994	0,0904	0,3994	0,0904	0,3994	0,0904
p-valor no efluente WCVA 1 WCVA 2 WCVA 3	P1 (0,22 m)	0,7868	0,1907	0,8646	0,4998	0,8255	0,4437
	P2 (0,44 m)	0,6171	0,5888	0,7247	0,4081	0,8141	0,0865
	P3 (0,70 m)	0,7968	0,4491	0,5873	0,2888	-	-
	P4 (1,15 m)	0,8939	0,4802	-	-	-	-
	P5 (1,56 m)	0,9633	0,4041	-	-	-	-

Nota: Etapa 1 – TDH 24 h; Etapa 2 – TDH 48 h; WCVA 1 – P1, P2, P3, P4 e P5 (0,22, 0,44, 0,70, 1,15 e 1,56 m de profundidade); WCVA 2 – P1, P2 e P3 (0,22, 0,44 e 0,70 m de profundidade); WCVA 3 – P1 e P2 (0,22 e 0,44 m de profundidade).

Fonte: **Autoria própria (2021).**

Não foram observadas diferenças estatísticas na comparação entre a CE média nas amostras do afluente nas Etapas 1 e 2 em relação aos valores determinados nas profundidades nos sistemas WCVA 1, WCVA 2 e WCVA 3, respectivamente. Assim, pode-se concluir que as profundidades do meio suporte dos sistemas não interferiram neste parâmetro.

5.2.1 Demanda Química de Oxigênio

Na Figura 21 é apresentada a variação da concentração de matéria orgânica carbonácea em termos de DQO nas amostras brutas do afluente e efluente do WCVA 1, WCVA 2 e WCVA 3 das Etapas 1 e 2.

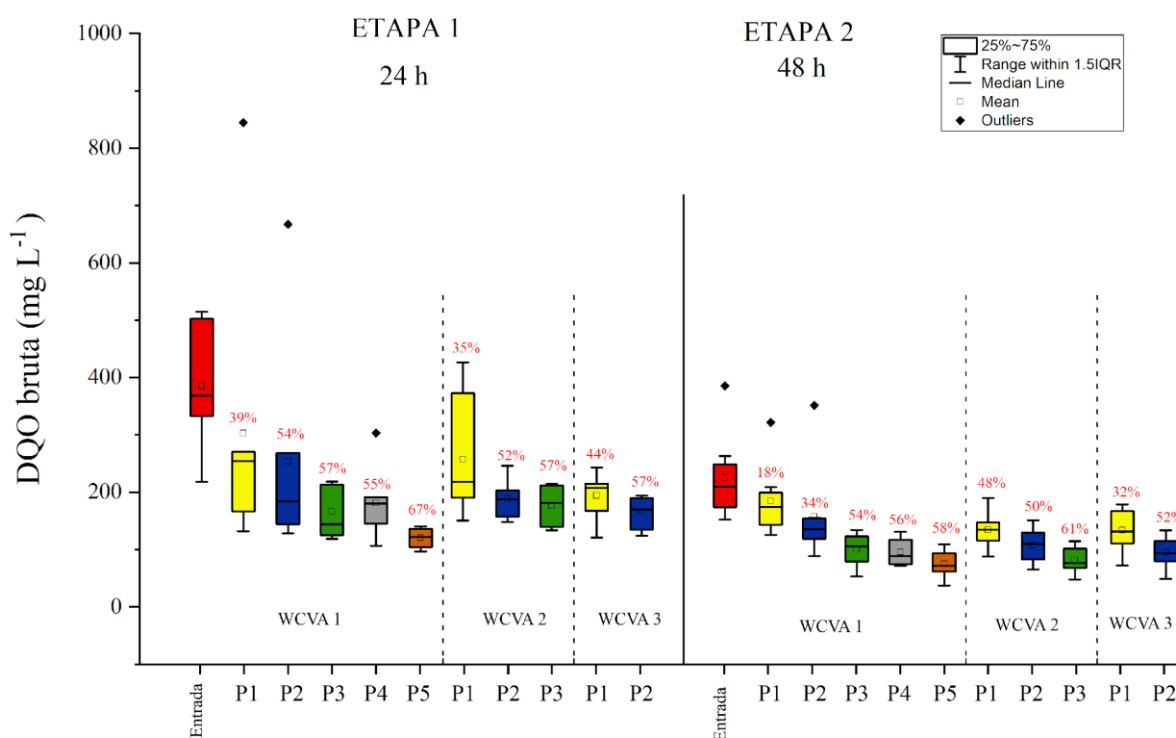
Para o WCVA 1, a taxa de carregamento orgânica média em termos de DQO aplicada foi de 361 g m⁻² d⁻¹ na Etapa 1 (TDH de 24 h) e 106 g m⁻² d⁻¹ na Etapa 2 (TDH de 48 h). Para o WCVA 2, a taxa de carregamento orgânica média aplicada diminuiu cerca de 3,4 vezes da Etapa 1 para a Etapa 2 nas amostras do afluente e do efluente, resultando em 214,2 g m⁻² d⁻¹ na Etapa 1 e em 62,7 g m⁻² d⁻¹ na Etapa 2. Também foi observada diminuição para o WCVA 3, sendo de 138,6 g m⁻² d⁻¹ na Etapa 1 e de 40,6 g m⁻² d⁻¹ na Etapa 2.

Na Etapa 1 (TDH 24 h), as concentrações médias da matéria carbonácea em termos de DQO nas amostras brutas foram de 302, 253, 166, 180 e 120mgL⁻¹ para o WCVA 1, correspondendo às eficiências de remoção de 39%, 54%, 57%, 55% e 67% nas profundidades P1, P2, P3, P4 e P5, respectivamente.

No WCVA 2, as concentrações médias foram de 257, 188 e 176 mg L⁻¹, o que corresponde às eficiências de remoção de 35%, 52% e 57% nas profundidades P1, P2 e P3, respectivamente. No WCVA 3, as concentrações médias foram de 193 e 165 mg L⁻¹, correspondendo às eficiências de remoção de 44% e 57% nas profundidades P1 e P2, respectivamente.

Com o aumento do TDH para 48 h na Etapa 2, foi observada diminuição nas concentrações médias da matéria carbonácea em termos de DQO bruta, sendo para o WCVA 1 de 185, 157, 100, 95 e 74 mg L⁻¹, correspondendo às eficiências de remoção de 18%, 34%, 54%, 56% e 58% nas profundidades P1, P2, P3, P4 e P5, respectivamente.

Figura 21: Variação da DQO em amostras brutas do afluente e efluente para as Etapas 1 e 2



Nota: Etapa 1 – TDH 24 h; Etapa 2 – TDH 48 h; WCVA 1 – P1, P2, P3, P4 e P5 (0,22, 0,44, 0,70, 1,15 e 1,56 m de profundidade); WCVA 2 – P1, P2 e P3 (0,22, 0,44 e 0,70 m de profundidade); WCVA 3 – P1 e P2 (0,22 e 0,44 m de profundidade).

Fonte: **Autoria própria (2021).**

No WCVA 2, as concentrações médias foram de 134, 107 e 81 mg L⁻¹, correspondendo às eficiências de remoção de 43%, 50% e 61% nas profundidades de P1, P2 e P3, respectivamente. No WCVA 3, as concentrações médias foram de 133 e 94 mg L⁻¹, o que

corresponde às eficiências de remoção de 32% e 50% nas profundidades de P1 e P2, respectivamente.

Maiores eficiências de remoção foram obtidas para as maiores taxas de carregamento orgânicas médias aplicadas, e ao longo do aumento da profundidade nos sistemas de WCVA, independentemente do tempo de detenção hidráulica aplicado. Além disso, é possível notar que para a mesma profundidade, o tempo de detenção hidráulica é de 24 h.

Na Tabela 12 são apresentados os valores da análise estatística da concentração de matéria orgânica carbonácea em termos de DQO, comparando o p-valor em diferentes profundidades para WCVA 1, WCVA 2 e WCVA 3, entre as Etapas 1 (TDH de 24 horas) e 2 (TDH de 48 horas).

Tabela 12: Análise estatística, p-valor da DQO, com p-valor em diferentes profundidades para WCVA 1, 2 e 3, Etapas 1 e 2.

		WCVA 1		WCVA 2		WCVA 3	
		Etapa 1	Etapa 2	Etapa 1	Etapa 2	Etapa 1	Etapa 2
p-valor no afluente	Entrada	0,6571	0,1493	0,6571	0,1493	0,6571	0,1493
p-valor no efluente WCVA 1 WCVA 2 WCVA 3	P1 (0,22 m)	0,0090	0,078	0,2222	0,7891	0,4880	0,5714
	P2 (0,44 m)	0,0094	0,0091	0,5884	0,8024	0,3319	0,8805
	P3 (0,70 m)	0,1385	0,6476	0,4488	0,6270	-	-
	P4 (1,15 m)	0,2839	0,2054	-	-	-	-
	P5 (1,56 m)	0,5947	0,9833	-	-	-	-

Nota: Etapa 1 – TDH 24 h; Etapa 2 – TDH 48 h; WCVA1 – P1, P2, P3, P4 e P5 (0,22, 0,44, 0,70, 1,15 e 1,56 m de profundidade); WCVA 2 – P1, P2 e P3 (0,22, 0,44 e 0,70 m de profundidade); WCVA 3 – P1 e P2 (0,22 e 0,44 m de profundidade).

Fonte: Autoria própria (2021).

Foram identificadas diferenças estatísticas na comparação das eficiências médias de remoção da DQO na Etapa 1 do WCVA 1 (p -valor $< 0,05$) para as profundidades P1 e P2, indicando a influência das menores profundidades na remoção da DQO na Etapa 1 para o TDH de 24 h. O mesmo comportamento foi verificado na análise para a profundidade P2 (p -valor $< 0,05$) no WCVA 1. Para as demais profundidades e sistemas, não foram observadas diferenças significativas nesta etapa (p -valor $> 0,05$), ou seja, a profundidade do leito não influenciou na eficiência de remoção da matéria orgânica em termos de DQO.

Em relação à Etapa 2 (48 h), a análise estatística indicou diferença estatística (p -valor $< 0,05$) apenas para a P2 (0,44 m) para o WCVA 2. Nas demais profundidades e sistemas não

foram observados diferenças significativas nesta etapa, ou seja, a profundidade do leito não influenciou na eficiência de remoção da matéria orgânica em termos de DQO.

Na verificação da influência da profundidade do material filtrante nos diferentes WCVA em relação ao TDH de 24 e 48 h aplicado nas Etapas 1 e 2, respectivamente. Na Etapa 1 foi verificada semelhança estatística na comparação das eficiências de remoção de DQO obtidas pelo WCVA 2 e WCVA 3 na Etapa 1 e diferença estatística na comparação das eficiências de remoção de DQO alcançadas pelo WCVA 1 em comparação aos sistemas WCVA 2 e 3. A diferença de profundidade do material filtrante entre esses dois sistemas influenciou diretamente na remoção da DQO, em média com eficiência de remoção total de 70% no WCVA 1 (1,56 m) e 59% no WCVA 3 (0,44 m).

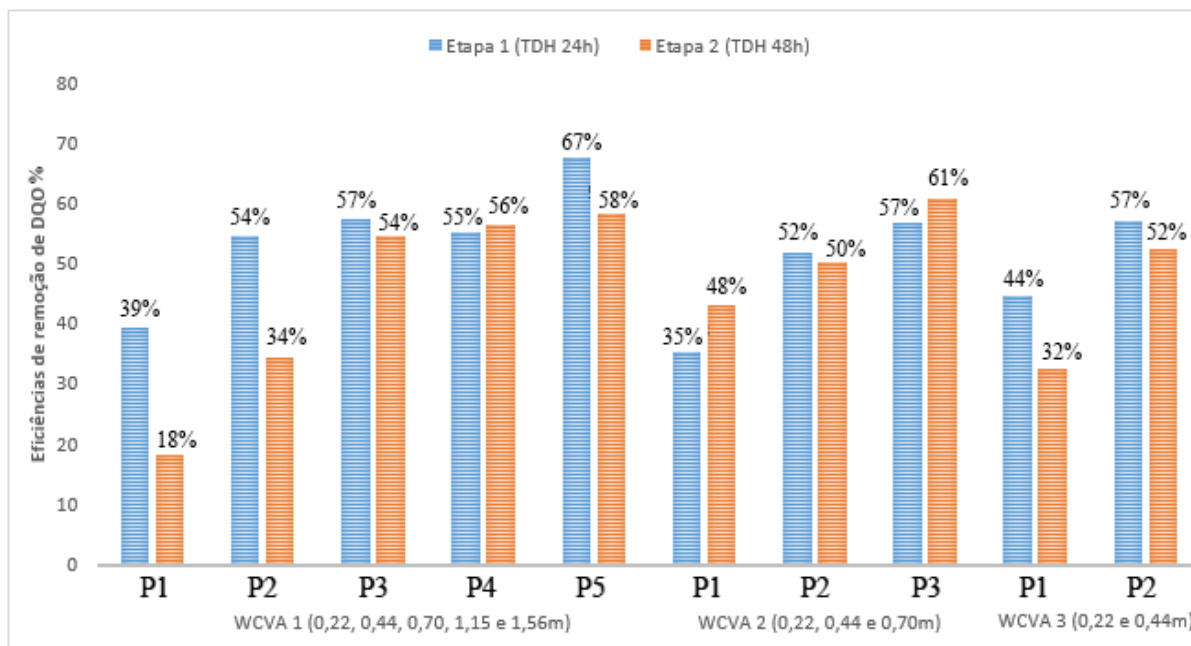
Ao analisar os resultados da Etapa 2, foi verificada semelhança estatística para as comparações entre os valores de eficiência de remoção de DQO para os WCVA 1, 2 e 3 operados com TDH de 48 h. Nas profundidades iguais nos sistemas de WCVA foram obtidas eficiências de remoção similares, com tendência de aumento em direção ao sentido do escoamento ascendente. No entanto, percebe-se que o WCVA 1 se destacou dos demais *wetlands*, atingindo média de remoção de 68%, enquanto o WCVA 2 e WCVA 3 alcançaram 64% e 65%. Com isso, pode-se perceber que independentemente do TDH aplicado aos sistemas (24 h e 48 h), o WCVA 1 obteve as maiores eficiências de remoção de DQO, ou seja, a profundidade do material filtrante pode exercer influência na remoção deste parâmetro.

Na Figura 22 é apresentada a variação das eficiências de remoção de DQO em amostras brutas na Etapa 1 (24 h) e na Etapa 2 (48 h).

Na Etapa 1 (24 h), as eficiências médias totais de remoção de DQO resultaram em 67% no WCVA 1 para DQO efluente de 125 mg L^{-1} , 57% no WCVA 2 para DQO efluente de 166 mg L^{-1} e 57% no WCVA 3 para DQO efluente de 165 mg L^{-1} .

Na Etapa 2 (48 h), para DQO afluyente média de 225 mg L^{-1} , a eficiência média de remoção foi de 58% no WCVA 1 com DQO efluente de 94 mg L^{-1} . No WCVA 2, a eficiência de remoção foi de 61% com DQO efluente de 88 mg L^{-1} e no WCVA 3 a eficiência foi de 52% com DQO efluente de 107 mg L^{-1} .

Figura 22: Variação da eficiência de remoção da DQO em amostras brutas do afluente e efluente para Etapas 1 e 2



Fonte: Autoria Própria (2021).

Nas Etapas 1 e 2, a análise estatística indica que as profundidades do leito influenciam a eficiência de remoção da DQO na comparação entre o WCVA 1, 2 e 3. Foi constatada diferença estatística em P1 e P2 de WCVA 1 e em P2 de WCVA 2 quando comparados. As análises isoladas também indicam diferenças estatísticas entre as profundidades dos sistemas WCVA 1, WCVA 2 e WCVA 3. Assim, foi possível concluir que as diferentes profundidades do leito podem ter influenciado na remoção deste parâmetro. Avaliando diretamente a eficiência de remoção pela profundidade total, observa-se que o sistema WCVA 1 (P5) possui a maior eficiência de remoção de 67%.

Morais (2019) observou remoção das taxas de carregamento de DQO de aproximadamente $62 \text{ g m}^{-3} \text{ d}^{-1}$, em 0,44 m do WCVA 1, $88 \text{ g m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ em 0,70 m do WCVA 2 e de $65 \text{ g m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ em 1,56 m no WCVA 3, correspondendo às eficiências médias de remoção de 35%, 35% e 37%, respectivamente.

5.2.2 Série Nitrogenada

A taxa média de carregamento do N-NTK aplicada no WCVA 1 foi de $99,21 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ na Etapa 1 e de $26,22 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ na Etapa 2. No WCVA 2, a média da carga aplicada foi de

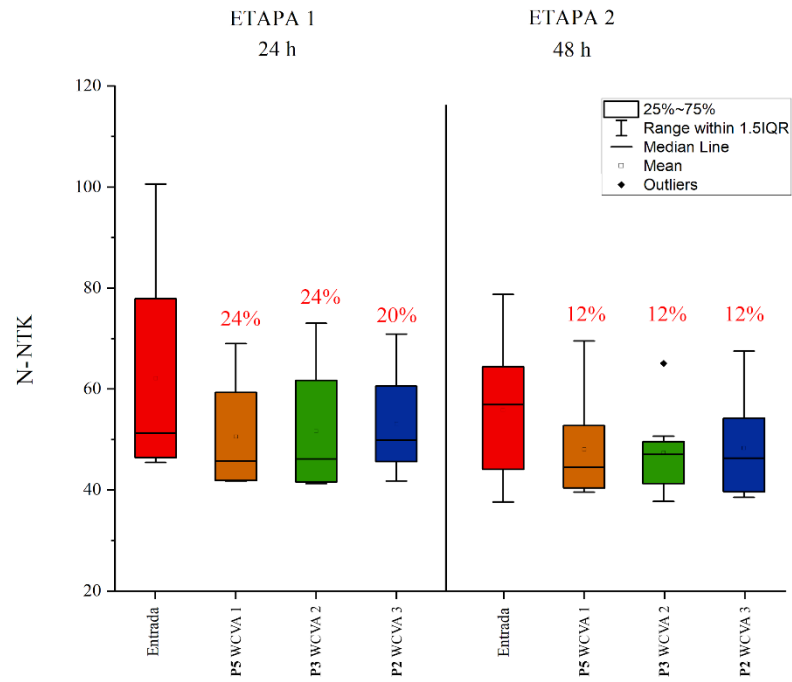
58,83 g m⁻² d⁻¹ na Etapa 1 e de 15,55 g m⁻² d⁻¹ na Etapa 2. No WCVA 3, a média da carga aplicada foi de 38,07 g m⁻² d⁻¹ na Etapa 1 e de 10,06 g m⁻² d⁻¹ na Etapa 2.

Na Figura 23 são apresentadas as variações dos valores de N-NTK, N-Amon, nitrito e nitrato nas amostras do afluente e efluente dos WCVA na Etapa 1 (24 h) e na Etapa 2 (48 h). Foram consideradas as concentrações no afluente e no efluente nas profundidades de 1,56 m no WCVA 1, 0,70 m no WCVA 2 e 0,44 m no WCVA 3 nas duas etapas de operação.

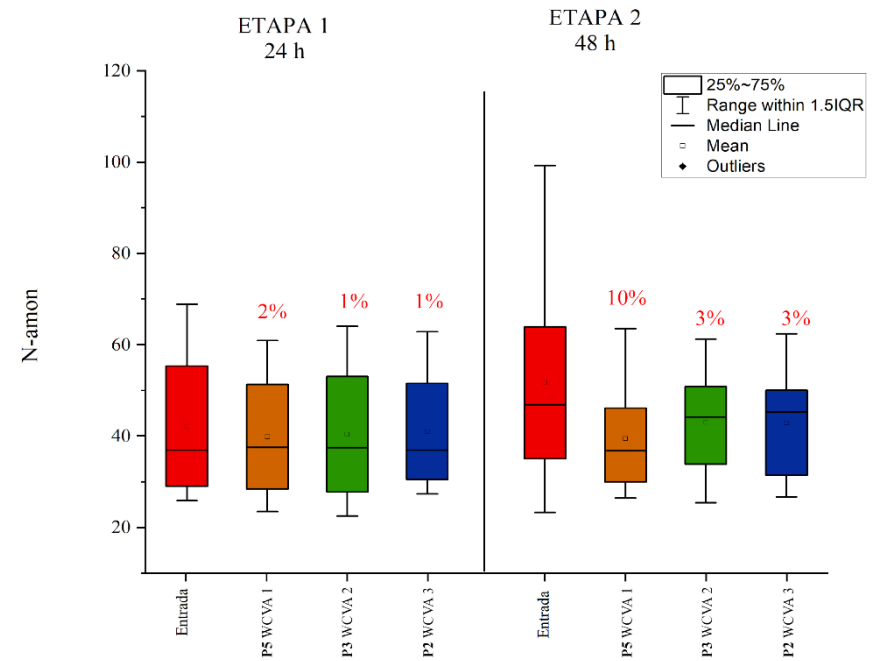
Na Etapa 1 (24 h), a concentração média do N-NTK nas amostras do afluente foi de 106 mg L⁻¹ (42 a 161 mg L⁻¹) e a concentração remanescente no WCVA 1 (P5 – 1,56 m) foi de 70 mg L⁻¹, correspondendo à eficiência de remoção média de 24%. A mesma eficiência média de remoção (24%) foi alcançada pelo WCVA 2 (P3 – 0,70 m), com concentração remanescente de 71 mg L⁻¹ e valores de mínimo e máximo de 41 e 160 mg L⁻¹. No WCVA 3 (P2 – 0,44 m), foi obtida eficiência média de remoção de 20% para concentração remanescente de 74 mg L⁻¹ e valores de mínimo e máximo de 42 e 177 mg L⁻¹.

Na Etapa 2 (48 h), foi observada diminuição da concentração média do N-NTK que resultou em 56 mg L⁻¹. No WCVA 1 (1,56 m), foi obtida concentração remanescente de 48 mg L⁻¹, correspondendo à eficiência média de remoção de 12% e valores de mínimo e máximo de 40 e 70 mg L⁻¹. No WCVA 2 (0,70 m), a concentração remanescente resultou em 47 mg L⁻¹, o que correspondeu à eficiência média de remoção de 12% para valores de mínimo e máximo de 38 e 65 mg L⁻¹. No WCVA 3 (0,40 m), foi verificada eficiência média de remoção de 12% com concentração remanescente de 48 mg L⁻¹ e valores de mínimo e máximo de 39 e 68 mg L⁻¹.

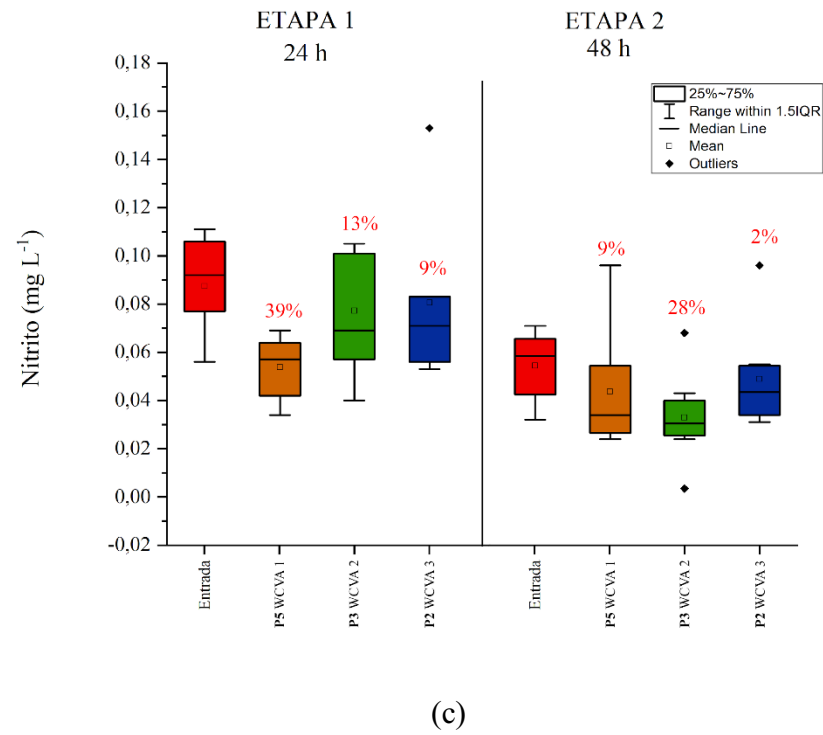
Figura 23: Variação dos valores de N-NTK (a), N-Amon (b), nitrito (c) e nitrato (d) nas amostras do afluente e efluente dos WCVA nas Etapas 1 e 2



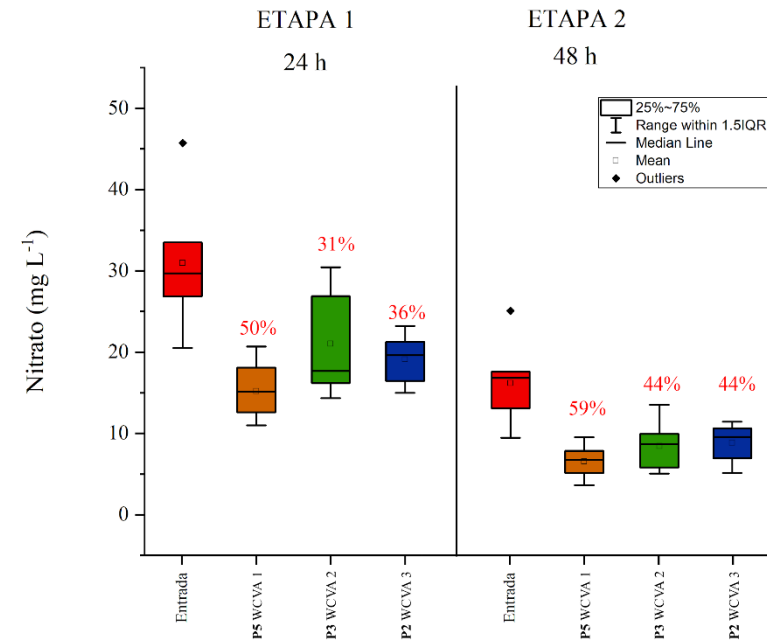
(a)



(b)



(c)



(d)

Nota: Etapa 1 – TDH 24 h; Etapa 2 – TDH 48 h; Entrada: vazão afluente; WCVA 1: 1,56 m de profundidade; WCVA 2: P3 de profundidade; WCVA 3: P2 de profundidade.

Fonte: Autoria Própria (2021).

Na Tabela 13 são apresentados os valores da análise estatística do N-NTK, comparando o “p-valor” em diferentes profundidades para WCVA 1, WCVA 2 e WCVA 3, entre as Etapas 1 e 2 (TDH de 24 h e 48 h).

Tabela 13: Análise estatística das eficiências médias de remoção do N-NTK, com p-valor em diferentes profundidades para WCVA 1, 2 e 3, Etapas 1 e 2.

		WCVA 1		WCVA 2		WCVA 3	
		Etapa 1	Etapa 2	Etapa 1	Etapa 2	Etapa 1	Etapa 2
p-valor no afluente	Entrada	0,5743	0,7600	0,5743	0,7600	0,5743	0,7600
p-valor no efluente WCVA 1 WCVA 2 WCVA 3	P1 (0,22 m)	-	-	-	-	-	-
	P2 (0,44 m)	-	-	-	-	0,3698	0,3071
	P3 (0,70 m)	-	-	0,4795	0,2843	-	-
	P4 (1,15 m)	-	-	-	-	-	-
	P5 (1,56 m)	0,4029	0,0656	-	-	-	-

Nota: Etapa 1 – TDH 24 horas; Etapa 2 – TDH 48 horas; WCVA 1 – P1, P2, P3, P4 e P5 (0,22, 0,44, 0,70, 1,15 e 1,56 m de profundidade); WCVA 2 – P1, P2 e P3 (0,22, 0,44 e 0,70 m de profundidade); WCVA 3 – P1 e P2 (0,22 e 0,44 m de profundidade).

Fonte: **Autoria própria (2021).**

Não foram observadas diferenças estatísticas na comparação das eficiências médias de remoção do N-NTK nos sistemas WCVA 1, 2 e 3 para as profundidades 1,56 m, WCVA 2 para a profundidade de 0,70 m e WCVA 3 para a profundidade de 0,40 m nas Etapas 1 e 2, respectivamente.

Em relação ao N-Amon, a taxa de carregamento média aplicada foi de 43,19 g m⁻² d⁻¹ no WCVA 1, 25,61 g m⁻² d⁻¹ no WCVA 2 e de 16,57 g m⁻² d⁻¹ no WCVA 3 na Etapa 1 (24 h). Na Etapa 2 (48 h), a taxa de carregamento média aplicada foi de 21,35 g m⁻² d⁻¹ no WCVA 1, 12,66 g m⁻² d⁻¹ no WCVA 2 e de 8,19 g m⁻² d⁻¹ no WCVA 3.

Na Etapa 1 (24 h), a concentração média do N-Amon nas amostras do afluente foi de 46 mg L⁻¹ e as concentrações remanescentes do N-Amon foram de 45 mg L⁻¹, 46 mg L⁻¹ e 45 mg L⁻¹ no WCVA 1, 2 e 3, respectivamente, nas profundidades P5, P3 e P2. Na Etapa 2 (48 h), foi verificada a mesma concentração média nas amostras do afluente, porém com eficiência média de remoção de 10% (39 mg L⁻¹) no WCVA 1 para profundidade P5. Nos demais sistemas, foram obtidas concentrações remanescentes de 43 mg L⁻¹ nas profundidades de P3 e de P2 no WCVA 1 e WCVA 3.

Na Tabela 14 são apresentados os valores da análise estatística do N-Amon, comparando o p-valor em diferentes profundidades para WCVA 1, WCVA 2 e WCVA 3, entre as Etapas 1 (TDH de 24 h) e 2 (TDH de 48 h).

Tabela 14: Análise estatística das eficiências médias de remoção do N-Amon, com p-valor em diferentes profundidades para WCVA 1, 2 e 3, Etapas 1 e 2.

		WCVA 1		WCVA 2		WCVA 3	
		Etapa 1	Etapa 2	Etapa 1	Etapa 2	Etapa 1	Etapa 2
p-valor no afluente	Entrada	0,9326	0,4613	0,9326	0,4613	0,9326	0,4613
p-valor no efluente WCVA 1 WCVA 2 WCVA 3	P1 (0,22 m)	-	-	-	-	-	-
	P2 (0,44 m)	-	-	-	-	0,8747	0,5214
	P3 (0,70 m)	-	-	0,9900	0,5960	-	-
	P4 (1,15 m)	-	-	-	-	-	-
	P5 (1,56 m)	0,9894	0,3163	-	-	-	-

Nota: Etapa 1 – TDH 24 horas; Etapa 2 – TDH 48 horas; WCVA 1 – P1, P2, P3, P4 e P5 (0,22, 0,44, 0,70, 1,15 e 1,56 m de profundidade); WCVA 2 – P1, P2 e P3 (0,22, 0,44 e 0,70 m de profundidade); WCVA 3 – P1 e P2 (0,22 e 0,44 m de profundidade).

Fonte: Autoria própria (2021).

Não foram observadas diferenças estatísticas na comparação das eficiências médias de remoção do N-Amon no sistema WCVA 1 para a profundidade P5, WCVA 2 para a profundidade de P3 e WCVA 3 para a profundidade de P2 nas Etapa 1 e 2, respectivamente.

Morais (2019) verificou concentrações médias de nitrogênio amoniacal nas amostras do afluente de 63 mg L⁻¹, 46 mg L⁻¹ no WC 1, 50 mg L⁻¹ no WC 2 e 47 mg L⁻¹ no WC 3, correspondendo às eficiências médias de remoção de apenas 3% no WC1 (0,45 m), 2% no WC 2 (0,70 m) e 4% no WC 3 (1,60 m).

Oon et al. (2017) obtiveram eficiência de remoção média de N-Amon de 30% em um sistema de WCVA (5,8 L), vegetado com a macrófita *Elodea Nutalli*, preenchido com cascalho como meio suporte e operado com TDH de 24 horas no tratamento de esgoto sintético com concentração inicial do parâmetro de 40 mg L⁻¹.

Liu et al. (2019) observaram eficiência média de remoção do N-Amon de 75% em um sistema de WCVA (área superficial de 0,08 m²) plantado com *Canna indica* e operado com TDH de 48 h.

Marcelino (2019) notou eficiências de remoção do N-Amon de 70%, 61% e 50% em sistemas de WCVD (0,5 m x 0,4 m x 0,3 m) preenchidos com fragmentos de tijolos, argila

expandida e mistura de argila expandida e porcelanato, respectivamente, para concentrações no efluente sintético de 13,3 a 53,23 mg L⁻¹. Os sistemas foram vegetados com *Pistia stratiotes*, conhecida como alface d'água.

As concentrações de OD de 0,05 mg L⁻¹ para WCVA 1 e WCVA 2 e de 0,04 mg L⁻¹ para WCVA 3 na Etapa 1 podem ter contribuído para redução da eficiência de remoção do N-Amon em relação à Etapa 2, na qual foram verificadas concentrações de OD de 0,09 mg L⁻¹ para WCVA 1 e WCVA 2 e de 0,14 mg L⁻¹ para WCVA 3.

Ao comparar os valores de eficiência de remoção do N-Amon do WCVA 1 (P5), WCVA 2 (P3) e WCVA 3 (P1) não foi constatada diferença estatística entre as Etapas 1 e 2, ou seja, entre as diferentes profundidades do material filtrante.

Em relação ao nitrito na Etapa 1 (24 h), a concentração média nas amostras do afluente foi de 0,087 mg L⁻¹ e do efluente de 0,053 mg L⁻¹ no WCVA 1 para a profundidade P5, 0,077 mg L⁻¹ no WCVA 2 para a profundidade P3 e 0,081 mg L⁻¹ no WCVA 3 para a profundidade P2, correspondendo às eficiências de remoção de 39%, 13% e 9%, respectivamente. Os resultados podem indicar que a profundidade do leito foi diretamente responsável pelas melhores eficiências de remoção nos WCVA na Etapa 1, com destaque para o WCVA 1. Na Etapa 2 (48 h), a concentração média de nitrito nas amostras do afluente foi de 0,055 mg L⁻¹ e do efluente de 0,045 mg L⁻¹ no WCVA 1 para a profundidade P5, 0,037 mg L⁻¹ no WCVA 2 para a profundidade P3 e 0,049 mg L⁻¹ no WCVA 3 para a profundidade P2, correspondendo às eficiências de remoção de 9%, 28% e 2%, respectivamente.

Em relação ao nitrato, a concentração média nas amostras do afluente foi de 31 mg L⁻¹ na Etapa 1 (24 h), e nas amostras do efluente foi de 15 mg L⁻¹ no WCVA 1 para a profundidade P5, 21 mg L⁻¹ no WCVA 2 para a profundidade P3 e 19 mg L⁻¹ no WCVA 3 para a profundidade P2, o que correspondeu às eficiências de remoção de 50%, 31% e 36%, respectivamente, com destaque para o WCVA 1 (50%).

Na Etapa 2 (48 h), a concentração média de nitrato nas amostras do afluente foi de 16 mg L⁻¹, e nas amostras do efluente foi de 7 mg L⁻¹ no WCVA 1 para a profundidade P5, 9 mg L⁻¹ no WCVA 2 para a profundidade P3 e 9 mg L⁻¹ no WCVA 3 para a profundidade P2, o que correspondeu às eficiências de remoção de 59%, 44% e 44%, respectivamente. Nesta etapa, foram obtidas maiores eficiências de remoção em relação à Etapa 1, o que pode indicar a influência do aumento do tempo de detenção hidráulica na remoção deste parâmetro.

Nas Tabelas 15 e 16 são apresentados os valores da análise estatística do nitrito e do nitrato, comparando o p-valor em diferentes profundidades para WCVA 1, WCVA 2 e WCVA 3, entre as Etapas 1 (TDH de 24 h) e 2 (TDH de 48 h).

Tabela 15: Análise estatística das eficiências médias de remoção do Nitrito, com p-valor em diferentes profundidades para WCVA 1, 2 e 3, Etapas 1 e 2.

		WCVA 1		WCVA 2		WCVA 3	
		Etapa 1	Etapa 2	Etapa 1	Etapa 2	Etapa 1	Etapa 2
p-valor no afluente	Entrada	0,7145	0,2581	0,7145	0,2581	0,7145	0,2581
p-valor no efluente WCVA 1 WCVA 2 WCVA 3	P1 (0,22 m)	-	-	-	-	-	-
	P2 (0,44 m)	-	-	-	-	0,0186	0,0373
	P3 (0,70 m)	-	-	0,3797	0,5923	-	-
	P4 (1,15 m)	-	-	-	-	-	-
	P5 (1,56 m)	0,7579	0,0175	-	-	-	-

Fonte: Autoria própria (2021).

Tabela 16: Análise estatística das eficiências médias de remoção Nitrato, com p-valor em diferentes profundidades para WCVA 1, 2 e 3, Etapas 1 e 2.

		WCVA 1		WCVA 2		WCVA 3	
		Etapa 1	Etapa 2	Etapa 1	Etapa 2	Etapa 1	Etapa 2
p-valor no afluente	Entrada	0,4461	0,2756	0,4461	0,2756	0,4461	0,2756
p-valor no efluente WCVA 1 WCVA 2 WCVA 3	P1 (0,22 m)	-	-	-	-	-	-
	P2 (0,44 m)	-	-	-	-	0,5731	0,4630
	P3 (0,70 m)	-	-	0,3017	0,4429	-	-
	P4 (1,15 m)	-	-	-	-	-	-
	P5 (1,56 m)	0,8319	0,8843	-	-	-	-

Fonte: Autoria própria (2021).

Foram observadas diferenças estatísticas entre as eficiências médias de remoção do nitrito nos sistemas para a profundidade P5 no sistema WCVA 1 na Etapa 2. Isso foi verificado para a profundidade P2 de WCVA 3 para as Etapas 1 e 2, respectivamente. Apenas para o WCVA 2 foram obtidos resultados do p-valor $> 0,05$. Assim, comparando os sistemas de WCVA em profundidades distintas entre as Etapas 1 e 2, sugere-se que a profundidade do leito pode ter influência na remoção deste parâmetro.

Em relação ao nitrato, não há diferenças significativas na comparação das eficiências médias de remoção deste parâmetro nos sistemas WCVA 1, 2 e 3 para as Etapas 1 e 2, respectivamente. Assim, foi possível concluir que, para as Etapas 1 e 2, as diferentes profundidades do leito, não tiveram influência na remoção deste parâmetro.

Oon et al. (2017) obtiveram eficiência de remoção média de nitrato de 98% em um sistema de WCVA (5,8 L), vegetado com a macrófita *Elodea Nutalli*, preenchido com cascalho como meio suporte e operado com TDH de 24 horas no tratamento de esgoto sintético com concentração inicial do parâmetro de 40 mg L⁻¹.

Morais (2019) verificou concentrações médias de nitrito nas amostras do afluente de 0,07 mg L⁻¹, 0,07 mg L⁻¹ e 0,06 mg L⁻¹ no WC 1, 2 e 3, correspondendo às eficiências médias de remoção de apenas 30% no WC 1 (0,45 m), 33% no WC 2 (0,70 m) e 41% no WC 3 (1,60 m).

Na Tabela 17 são apresentados os valores médios da concentração do NT nas amostras do afluente e efluente dos WCVA e as eficiências de remoção nas Etapas 1 e 2. Os valores do NT foram obtidos a partir do somatório das concentrações do N-NTK, nitrito e nitrato.

Tabela 17: Concentrações de Nitrogênio Total (NT) nas amostras do afluente e efluente dos sistemas de WCVA 1, 2 e 3, Etapas 1 e 2

		Afluente	WCVA 1	WCVA 2	WCVA 3
Etapa 1 (24 h)	Média (mg L ⁻¹)	137	85	92	93
	Eficiência de remoção (%)	-	38	32	32
Etapa 2 (48 h)	Média (mg L ⁻¹)	72	55	56	57
	Eficiência de remoção (%)	-	24	22	21

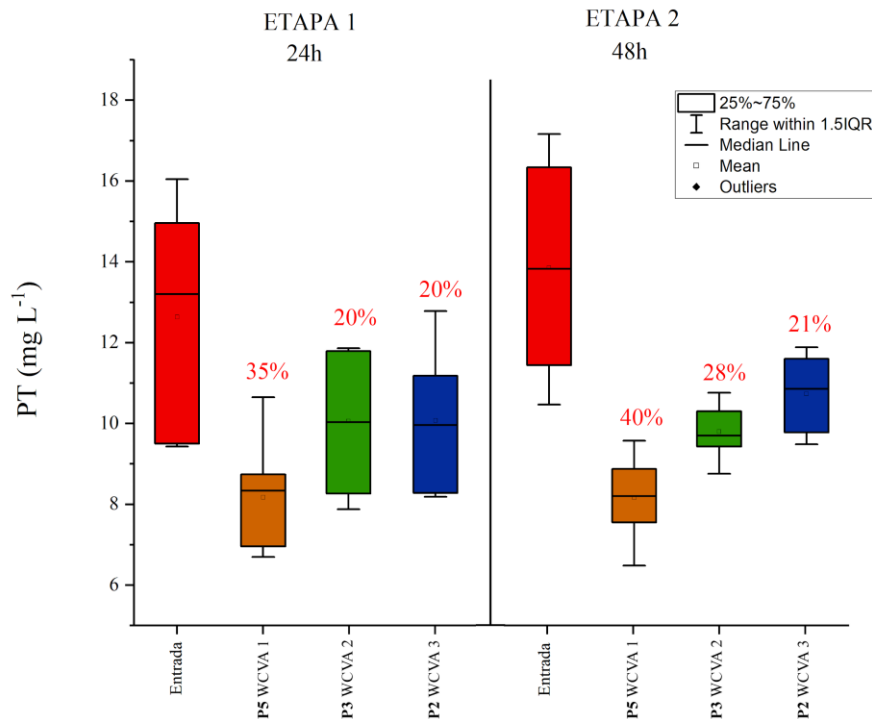
Fonte: Autoria própria (2021).

As maiores eficiências de remoção do NT foram obtidas no WCVA 1 na Etapa 1 (24 h), que podem estar relacionadas aos processos de nitrificação e desnitrificação. A medida que o efluente percola no WCVA 2 e WCVA 3, a eficiência de remoção do NT diminuiu em ambas Etapas 1 e 2, pois a alta disponibilidade de matéria orgânica e as baixas concentrações de oxigênio impulsionaram a competição entre bactérias autotróficas e heterotróficas, influenciando o processo de oxidação da amônia, e conseqüentemente a desnitrificação.

5.2.3 Fósforo total

Na Figura 27 são apresentadas as concentrações de fósforo total (PT) nas amostras do afluente e efluente no WCVA 1, 2 e 3 nas Etapas 1 e 2.

Figura 24: Variação dos valores de fósforo total (PT) nas amostras do afluente e efluente do WCVA para as Etapas 1 e 2



Nota: Etapa 1 – TDH 24 h; Etapa 2 – TDH 48 h; Entrada: vazão afluente; WCVA 1: 1,56 m de profundidade; WCVA 2: P3 de profundidade; WCVA 3: P2 de profundidade.

Fonte: **Autoria Própria (2021).**

Na Etapa 1 (24 h), a concentração média do fósforo total (PT) nas amostras do afluente foi de 13 mg L⁻¹, e no efluente de 8 mg L⁻¹, 10 mg L⁻¹ e 10 mg L⁻¹ no WCVA 1 (1,56 m), WCVA 2 (0,70 m) e WCVA 3 (0,44 m), correspondendo às eficiências de remoção de 35%, 20% e 20%, respectivamente.

Na Etapa 2 (48 h), a concentração média do fósforo total (PT) nas amostras do afluente foi de 13,86 mg L⁻¹, e no efluente foi de 8 mg L⁻¹, 10 mg L⁻¹ e de 10 mg L⁻¹ no WCVA 1 (1,56 m), WCVA 2 (0,70 m) e WCVA 3 (0,44 m), respectivamente, correspondendo às eficiências de remoção de 40%, 28% e 21%.

Na Etapa 2, foram observadas as melhores eficiências de remoção do PT, com destaque

para o WCVA 1 (40%), seguido pelos sistemas WCVA 2 (28%) e WCVA 3 (21%). A profundidade do leito, associada ao TDH de 48 h, pode ter contribuído para a remoção do Fósforo Total na Etapa 2, visto que as concentrações nas amostras do afluente foram similares.

Na Tabela 18 são apresentados os valores da análise estatística do Fósforo Total, comparando o p-valor em diferentes profundidades para WCVA 1, WCVA 2 e WCVA 3, entre as Etapas 1 (TDH de 24 h) e 2 (TDH de 48 h).

Tabela 18: Análise estatística das eficiências médias de remoção do Fósforo Total, com p-valor em diferentes profundidades para WCVA 1, 2 e 3, Etapas 1 e 2.

		WCVA 1		WCVA 2		WCVA 3	
		Etapa 1	Etapa 2	Etapa 1	Etapa 2	Etapa 1	Etapa 2
p-valor no afluente	Entrada	0,4757	0,4241	0,4757	0,4241	0,4757	0,4241
p-valor no efluente WCVA 1 WCVA 2 WCVA 3	P1 (0,22 m)	-	-	-	-	-	-
	P2 (0,44 m)	-	-	-	-	0,6221	0,3615
	P3 (0,70 m)	-	-	0,4504	0,7723	-	-
	P4 (1,15 m)	-	-	-	-	-	-
	P5 (1,56 m)	0,4425	0,8719	-	-	-	-

Nota: Etapa 1 – TDH 24 h; Etapa 2 – TDH 48 h; WCVA 1 – P1, P2, P3, P4 e P5 (0,22, 0,44, 0,70, 1,15 e 1,56 m de profundidade); WCVA 2 – P1, P2 e P3 (0,22, 0,44 e 0,70 m de profundidade); WCVA 3 – P1 e P2 (0,22 e 0,44 m de profundidade).

Fonte: Autoria própria (2021).

Ao aplicar o teste de Shapiro Wilk para as Etapas 1 e 2, foi observado que não há diferença significativa ($p < 0,05$) em relação aos *wetlands* WCVA 1, 2 e 3. Isso torna-se um indicativo de que a profundidade do leito não fez diferença para os resultados obtidos de eficiência desse parâmetro.

Morais (2019) obteve eficiências de remoção similares aos encontrados neste estudo em seus sistemas de WCVA plantados com capim *Vetiver*, utilizando fragmentos de cerâmica de argila (resíduos da construção civil). O autor verificou eficiência média na remoção de 26% no WC 1 (0,45 m), 31% no WC 2 (0,70 m) e 38% no WC 3 (1,60 m), utilizando como parâmetro as taxas médias de carregamento no afluente de 0,013 e 0,008 kg m⁻³ d⁻¹ e de 0,009 e 0,005 kg m⁻³ d⁻¹ para o WC.

Marcelino et al. (2020) notaram eficiências de remoção do PT de 35%, 41% e 46% em sistemas de WCVD (0,5 m x 0,4 m x 0,3 m) preenchidos com fragmentos de tijolos, argila expandida e mistura de argila expandida e porcelanato, respectivamente, para concentrações no

efluente sintético variando de 3,6 a 10,6 mg L⁻¹ para WC-A, 2,05 a 8,47 mg L⁻¹ para WC-AP e 2,05 a 11,83 mg L⁻¹ para WC-T, respectivamente.

5.3 Avaliação das plantas

Os sistemas de *wetlands* construídos foram colocados para funcionamento em 2019 a partir do modelo existente, resultado dos estudos realizados por MORAIS (2019). O trabalho foi intitulado como “INFLUÊNCIA DA PROFUNDIDADE DO MEIO SUPORTE EM WETLANDS CONSTRUÍDOS DE FLUXO VERTICAL ASCENDENTE PLANTADOS COM CAPIM *VETIVER*” para obtenção de título de mestre em Ciência e Tecnologia Ambiental, orientado pelo Prof. Dr. Fernando Hermes Passig.

O experimento foi composto por três *wetlands* (WCVA 1, WCVA 2 e WCVA 3) em escala piloto cada um com área superficial de 0,23 m² e diferente profundidade total até a superfície livre de P2; 0,70 e 1,56 m, respectivamente. Blocos cerâmicos foram utilizados como material filtrante do maciço. As mudas de capim *Vetiver* foram plantadas nos sistemas com média de 23 plantas por sistema de WCVA.

As plantas possuíam alguns brotos após o período de aclimação, foi realizada uma poda do capim *Vetiver* para iniciar as análises e verificações do crescimento da mesma. O sistema foi colocado para aclimação sem nenhum tipo de limpeza prévia dos blocos cerâmicos ou nas mudas de capim *Vetiver*. A Figura 25 ilustra a condição inicial dos WCVA a partir do período de aclimação para dar início aos ciclos de análises.

O sistema foi operado por um período total de 547 dias, passando por períodos de aclimação, monitoramento, adaptação do sistema e períodos de análises definidos pelos períodos operacionais de Etapa 1 (TDH de 24 h) e Etapa 2 (TDH de 48 h). Durante todo período de funcionamento os sistemas de WCVA receberam alimentação diária de forma contínua, durante o dia e a noite, ao longo de todos os dias da semana.

Figura 25: Sistema de *wetlands* construídos em funcionamento para período de aclimação.



Fonte: Autoria própria (2021).

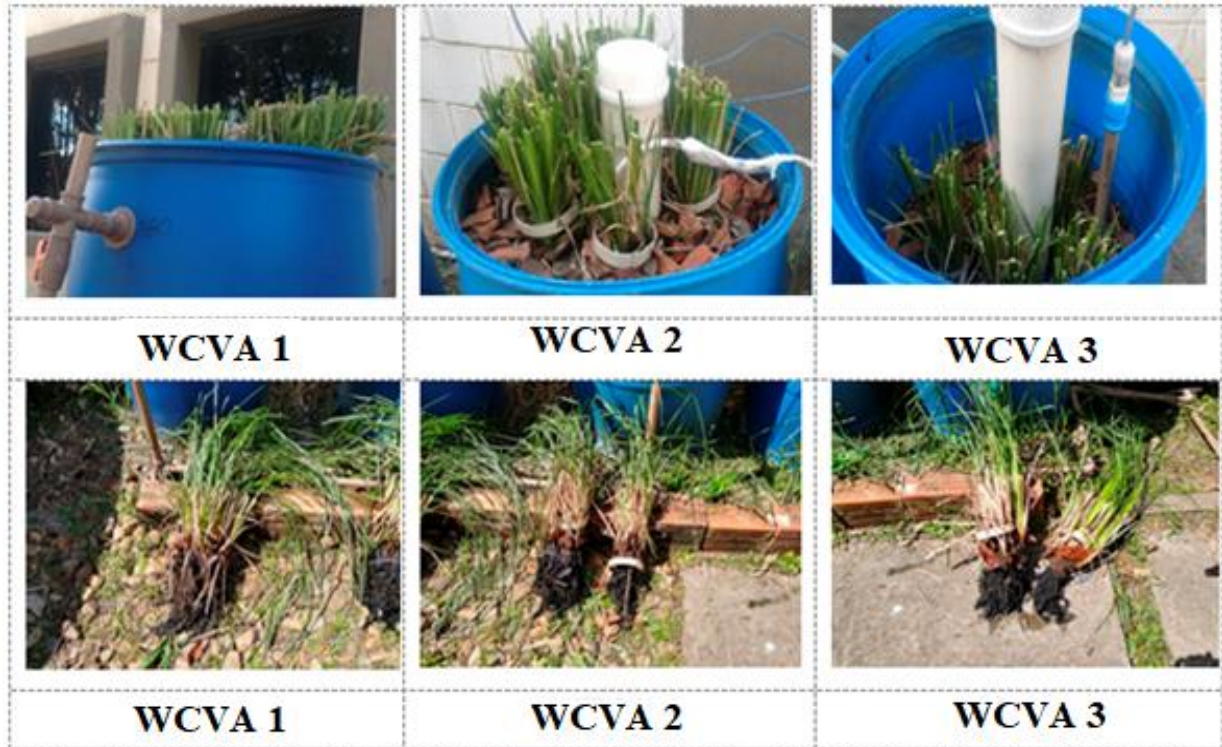
Foi realizado o primeiro corte da vegetação (19 de agosto de 2019) e aguardado o período de adaptação dos sistemas de WCVA (agosto a outubro de 2019) para realização da Etapa 1 (TDH de 24 h). A Etapa 1 foi realizada de 01 de outubro a 03 de dezembro de 2019, por um período de aproximadamente 60 dias. Houve um período de monitoramento do sistema e um segundo corte da vegetação (19 de agosto de 2020) onde, após o período de adaptação dos sistemas de WCVA, foi realizada a Etapa 2 (TDH de 48 h). Esta Etapa foi realizada de 22 de setembro a 03 de novembro de 2020.

Na Figura 26, a fase inicial preparatória para o ciclo de análises da Etapa 1 e a retirada das amostras após o período de análises da Etapa 2.

Foi observado que durante o inverno, no período de monitoramento do sistema, parte da cobertura vegetal (folhas) murcharam, porém, houve a completa recuperação no período de análises da Etapa 1 (outubro a dezembro de 2019), assim como, para a Etapa 2 (setembro a novembro de 2020).

Segundo Truong et al (2008), o capim *Vetiver* pode ser adaptável a climas com temperaturas mais frias, até mesmo sob o efeito de geadas, onde por mais que a parte exposta possa apresentar morte vegetal ou ficar dormente, ela se recupera, pois, os pontos que estão no subsolo tem a capacidade de se desenvolver.

Figura 26: Sistemas de WCVA 1, 2 e 3, em fase de adaptação inicial preparatória para o ciclo de análises da Etapa 1 e a retirada das amostras após o período de análises da Etapa 2.



Fonte: Autoria própria (2021).

Após os períodos de análises foram observados crescimentos expressivos de folhagem, de perfis e novas brotações, principalmente quando a carga orgânica de nutrientes estava elevada.

O crescimento da parte aérea (folhas), observados nos sistemas de WCVA, foram semelhantes em WCVA 1, WCVA 2 e WCVA 3, variando em média de 1,00 a 1,20 m de comprimento durante a Etapa 1, onde a carga aplicada média foi de $361 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ para WCVA 1, $214,2 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ para WCVA 2 e $138,6 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ para WCVA 3. Para a Etapa 2, o crescimento da parte aérea (folhas), variou em média de 0,80 a 1,05 m de comprimento, onde a carga aplicada média foi de $106 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ para WCVA 1, $62,7 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ para WCVA 2 e $40,6 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ para WCVA 3.

Foi observado que os três sistemas de WCVA possuíram desenvolvimento semelhante da parte aérea, independentemente da profundidade do leito. Porém, as raízes do capim *Vetiver* não tiveram um desenvolvimento expressivo, chegando ao comprimento máximo de 20 cm nos sistemas WCVA 1, WCVA 2 e WCVA 3. O sistema foi colocado em funcionamento em agosto de 2019, onde as mudas já estavam plantadas nos sistemas de WCVA, não é possível afirmar

qual *wetland* construído desenvolveu mais expressivamente a zona radicular, sendo observado desenvolvimentos semelhantes.

Segundo Morais (2019), estudos realizados em sistemas de *wetlands* construídos utilizando capim *Vetiver* obtiveram diferentes comprimentos radiculares, onde o substrato escolhido e a qualidade do efluente fornecido ao sistema estão diretamente relacionados a esse desenvolvimento. Citando, um estudo de Ramos et al (2017), onde as raízes do capim *Vetiver* atingiram a profundidade máxima de 29 cm, onde o substrato utilizado no sistema de *wetland* foi a argila expandida e o efluente era proveniente da suinocultura (rico em matéria orgânica).

5.4 Avaliação de nitrogênio e fósforo no tecido vegetal (folhas e raízes)

Na Tabela 19 são apresentados os valores da biomassa seca do capim *Vetiver* (*C. zizanioides*) e os valores médios da concentração do NT após os cortes 1 (após a Etapa 1, 105º dia de operação), 2 (após a Etapa 3, 471º dia de operação) e 3 (547º dia de operação). O 3º corte foi realizado no momento da retirada das mudas, após finalização do experimento, sendo separadas folhas e raízes para estas análises.

Os cortes foram realizados em dois períodos (agosto de 2019 e agosto de 2020), onde as amostras coletadas foram secas, pesadas, quantificadas e analisadas quanto à concentração de nitrogênio total (NT) adsorvido no decorrer do período de operação dos sistemas de WCVA para as Etapas 1 e 2, respectivamente. Para realizar um comparativo quanto a eficiência de remoção de NT que o capim *Vetiver* obteve, sendo utilizado como cobertura vegetal nos *wetlands* construídos, utilizou-se amostras de mudas cultivadas em local ao ar livre, sem a alimentação proveniente de águas de córrego natural, ou seja, recebendo apenas água proveniente das chuvas. Essas amostras foram consideradas como o valor “branco” para os resultados obtidos.

Em relação às maiores taxas de acúmulo de gramas de Nitrogênio total (NT) por WCVA (g NT WCVA^{-1}), observa-se que a zona foliar apresenta um volume maior em relação à zona radicular para todos os sistemas.

Ao todo, a zona foliar do capim *Vetiver*, durante o período de operação dos sistemas WCVA, foi responsável pelo acúmulo de ($98,3 \text{ g NT WCVA}^{-1}$) para WCVA 1, ($156,6 \text{ g NT WCVA}^{-1}$) para WCVA 2 e ($133,6 \text{ g NT WCVA}^{-1}$) para WCVA 3.

Tabela 19: Valores da biomassa seca do capim *Vetiver* (*C. zizanioides*) e valores médios da concentração do NT, após os cortes 1, 2 e 3

		WCVA 1	WCVA 2	WCVA 3
Corte 1 Folhas (19/08/2019)	Biomassa seca (g)	388,3	262,2	188,8
	NT (mg L ⁻¹)	41,9	57,9	70,1
	NT (mg g ⁻¹)	139,8	192,9	233,7
	NT (g WCVA ⁻¹)	54,3	50,6	44,1
Corte 2 Folhas (19/08/2020)	Biomassa seca (g)	176,2	296,7	181,7
	NT (mg L ⁻¹)	34,1	45,0	55,0
	NT (mg g ⁻¹)	113,7	150,0	183,4
	NT (g WCVA ⁻¹)	20,0	44,5	33,3
Corte 3 Folhas (03/11/2020)	Biomassa seca (g)	221,8	239,7	175,8
	NT (mg L ⁻¹)	32,5	77,0	95,9
	NT (mg g ⁻¹)	108,3	256,5	319,7
	NT (g WCVA ⁻¹)	24,0	61,5	56,2
Corte 3 Raiz (03/11/2020)	Biomassa seca (g)	667,0	520,5	577,0
	NT (mg L ⁻¹)	25,3	55,2	65,9
	NT (mg g ⁻¹)	84,2	184,0	219,6
	NT (g WCVA ⁻¹)	56,2	95,8	126,7
NT absorvido (g WCVA ⁻¹)		154,5	252,3	260,3

Fonte: Autoria própria (2020).

Ao verificar o acúmulo de NT na zona de raízes, observou-se que as mesmas foram responsáveis pelo acúmulo de (56,2 g NT WCVA⁻¹) para WCVA 1, (95,8 g NT WCVA⁻¹) para WCVA 2 e (126,7 g NT WCVA⁻¹) para WCVA 3.

Na Tabela 20 são apresentados os valores médios de carga aplicada de NT nos WCVA, taxas de remoção médias e percentual de retenção do nutriente adsorvido no capim *Vetiver*.

Os valores observados médios da taxa aplicada de NT foram de 75,1 g NT m⁻² d⁻¹ para o WCVA 1, 44,5 g NT m⁻² d⁻¹ para o WCVA 2 e 28,8 g N m⁻² d⁻¹ para o WCVA 3. A utilização de capim *Vetiver* obteve eficiências de retenção de 5% para WCVA 1, 18% para WCVA 2 e de 30% para WCVA 3 em relação as cargas médias aplicadas, respectivamente.

Foi realizado o balanço de massas de NT referentes ao capim *Vetiver* nos sistemas de WCVA, observando: as taxas de carregamento (afluente e efluente), a eficiência média de remoção e os valores de massas do tecido vegetal.

Tabela 20: Carga aplicada de NT nos WCVA, taxas de remoção médias e percentual de retenção do nutriente adsorvido no capim *Vetiver*

	WCVA 1	WCVA 2	WCVA 3
Carga aplicada média NT ($\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$)	75,1	44,5	28,8
Eficiência média de remoção (%)	32	26	25
NT removido ($\text{m}^{-2} \text{d}^{-1}$)	24,0	11,7	7,3
NT removido (g)	2891,2	1405,7	874,8
NT adsorvido pela raiz (g)	56,2	95,8	126,7
NT adsorvido pela folhagem (g)	98,3	156,6	133,6
NT adsorvido pelo capim <i>Vetiver</i> (g)	154,5	252,4	260,3
NT adsorvido pelo capim <i>Vetiver</i> (%)	5	18	30

Fonte: Autoria própria (2021).

Para essa análise, foram considerados os 547 dias de funcionamento do sistema, contemplando as Etapas 1 e 2. Na Tabela 21 são apresentadas as Cargas médias de NT no afluente, efluente e na planta ($\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$) os percentuais de retenção no efluente e na planta (%).

Tabela 21: Cargas médias de NT no afluente, efluente e na planta ($\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$) os percentuais de retenção no efluente e na planta (%)

	Carga Média no Afluente ($\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$)	Carga Média no Efluente ($\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$)	Carga Média na Planta ($\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$)	Retenção Efluente (%)	Retenção planta (%)	Outros ($\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$)	Retenção outros (%)
WCVA 1	75,1	51,1	1,3	32	5	22,7	63
WCVA 2	44,5	32,9	2,1	26	18	9,6	56
WCVA 3	28,8	21,6	2,2	25	30	5,1	45

Fonte: Autoria própria (2021).

Em relação a remoção de NT pelo substrato, o sistema WCVA 1, em P5 (1,56 m) obteve 32% de eficiência, enquanto WCVA 2 em P3 (0,70 m) obteve 26% e WCVA 3 em P2 (0,44 m) eficiência de 25%.

Observa-se que ao analisar a eficiência de retenção de NT pelo capim *Vetiver*, o sistema WCVA 3, (0,44 m), foi o sistema que obteve a maior eficiência em relação a absorção de NT pela planta, representando 30%. Os sistemas WCVA 2 e WCVA 1 obtiveram 18% e 5% de eficiência em relação a absorção de NT pela planta, respectivamente.

Pode-se concluir que para esta pesquisa, quanto maior a profundidade utilizada de

material filtrante (substrato composto por fragmentos de blocos cerâmicos de argila vermelha), melhores são os resultados de eficiência de remoção de NT. Porém, em relação ao capim *Vetiver*, sistemas compostos por menores profundidades, onde o sistema radicular da planta possui maior contato com o efluente, as taxas de eficiência de remoção de NT tendem a ser muito expressivas, chegando nesta pesquisa a atingir 30% em um sistema de 0,44 m de profundidade (WCVA 3).

Segundo Sun et al. (2010), o sistema radicular das plantas tem papel importante no tratamento em *wetlands* construídos, pois promovem a atividade microbiana e pela indução de enzimas degradadoras. Ainda, maiores profundidades do sistema radicular promovem zonas com diferentes condições de oxidação, influenciando positivamente a remoção de compostos nitrogenados.

Marcelino et al. (2020), utilizando a macrófita *Pistia stratiotes L.*, para uma concentração média afluente de 55,6 mg NT L⁻¹ obteve a retenção média de 14,34 mg NT g⁻¹ de NT, após 188 dias de operação em um sistema de WCVD, no regime de batelada. O sistema era composto por um reservatório com capacidade de 12 L de efluente, preenchido com fragmentos de blocos cerâmicos e com as macrófitas (*Pistia stratiotes L*) distribuídas na ordem de 25 mudas por metro quadrado.

Lima et al. (2018) utilizando a macrófita *Eichhornia crassipes* para concentração média afluente de 55,21 mg NT L⁻¹ obtiveram retenção média de 17,00 mg g⁻¹ do NT, após 296 dias de operação em um sistema de WCVD (12 L) operado no regime de batelada vegetado com *Eichhornia crassipes* (25 mudas m⁻²).

Os valores do NT absorvido pelo capim *Vetiver* foram maiores do que os encontrados na literatura, porém os valores médios de carga de NT deste trabalho e o tempo de operação do mesmo também foram maiores. Ainda, o sistema estava em operação desde 2018, sendo observado o desenvolvimento da planta e de seu sistema radicular, onde comunidades microbianas encontravam-se recém-desenvolvidas.

5.5 Avaliação da dessorção de fósforo do substrato

Na Tabela 22 são apresentados os valores médios da concentração e massa total do PT dessorvido de amostras de fragmentos da cerâmica vermelhas coletadas nos sistemas WCVA 1, WCVA 2 e WCVA 3 em diferentes profundidades após o 547º dia de operação, e de amostra do substrato não utilizado, denominado de “branco”.

Tabela 22: Concentrações e massas do PT dessorvido das amostras do substrato em diferentes profundidades de coleta e dos WCVA 1, 2 e 3 após o 547º dia de operação e do “branco”

	PT (mg L ⁻¹)	PT (mg g ⁻¹)	PT (g WCVA ⁻¹)	“Branco” PT (mg g ⁻¹)	Massa Média recuperada do PT dessorvida após 547º dia de operação (g WCVA ⁻¹)
WCVA 1	15,08	0,68	64,99	35,98	29,01
WCVA 2	15,62	0,70	32,39	17,33	15,06
WCVA 3	17,99	0,81	27,37	12,70	14,67

Fonte: Autoria própria (2021).

A média das massas do PT obtidas nas amostras dos fragmentos de cerâmica vermelha (tijolo) denominadas de “branco” de 0,38 mg g⁻¹ resultaram em 35,98 g WCVA⁻¹, 17,33 g WCVA⁻¹ e 12,70 g WCVA⁻¹ nos sistemas WCVA 1, WCVA 2 e WCVA 3, respectivamente.

Após o 547º dia de operação, foram observadas as massas médias do PT recuperada por dessorção de 29,01 g WCVA⁻¹, 15,06 g WCVA⁻¹ e 14,67 g WCVA⁻¹ para os sistemas WCVA 1, WCVA 2 e WCVA, respectivamente.

Lima (2018) observou remoção de 65% da concentração inicial do PT de 5 e 10 mg L⁻¹ após 48 h de alimentação de um sistema de WCVD preenchido com fragmentos de blocos cerâmicos (tijolo de cerâmica vermelha). O autor verificou a adsorção máxima do PT de 0,83 mg g⁻¹.

Marcelino (2019) verificou apresentou maior retenção do PT no WC-A (2,62 mg g⁻¹, argila expandida) em comparação ao WC-AP (2,38 mg g⁻¹, argila expandida e porcelanato) em sistemas de WCV plantados com a macrófita *Pistia stratiotes L.* A autora obteve maior adsorção do PT no WC-AP (3,07 mg g⁻¹) em comparação ao WC-A (2,62 mg g⁻¹).

Na Tabela 23 são apresentadas as cargas médias aplicadas do PT nas amostras do afluente e efluente, o percentual das cargas médias de remoção do PT no efluente, o percentual de eficiência média de remoção e a massa adsorvida do PT pelo substrato, após o 547º dia de operação dos sistemas WCVA 1, 2 e 3.

Tabela 23: Cargas médias aplicadas de PT afluente e efluente, o percentual das cargas médias de remoção de PT efluente, o percentual de eficiência média removida e a massa adsorvida de PT pelo substrato, a pós 547 dias de operação dos sistemas de WCVA 1, 2 e 3

	Carga média aplicada de PT afluente (g m ⁻² d ⁻¹)	Carga média aplicada de PT efluente (g m ⁻² d ⁻¹)	Eficiência média de remoção (%)	Remoção de PT (g)	PT adsorvido no substrato (g)	PT adsorvido no substrato (%)
WCVA 1	9,33	3,52	38	423,6	29,0	7
WCVA 2	5,53	1,32	24	158,0	15,1	10
WCVA 3	3,58	0,61	17	73,4	14,7	20

Fonte: Autoria própria (2021).

A taxa de carregamento média do PT aplicada no WCVA 1 foi de 9,33 g m⁻² d⁻¹, 5,53 g m⁻² d⁻¹ no WCVA 2 e 3,58 g m⁻² d⁻¹ no WCVA 3. No efluente, a taxa de carregamento média resultou em 3,52 g m⁻² d⁻¹, 1,32 g m⁻² d⁻¹ e 0,61 g m⁻² d⁻¹ para os sistemas WCVA 1, 2 e 3, respectivamente, resultando nas eficiências de remoção de 38% no WCVA 1, 24% no WCVA 2 e 17% no WCVA 3.

As massas (médias) do PT adsorvido no substrato foram de 29,0 g no WCVA 1, 15,1 g, no WCVA 2 e 14,7 g no WCVA 3, correspondendo aos de 7%, 10% e 20% nestes sistemas, respectivamente.

O balanço de massa do PT nos WCV, as taxas de carregamento no afluente e efluente, eficiência de remoção de cada sistema, as massas adsorvidas no material filtrante. A coluna “outros” corresponde a outras vias de remoção, como contribuição da cobertura vegetal, metabolismo microbiano e demais mecanismos de remoção (WU et al., 2013) (Tabela 24).

Tabela 24: Cargas do PT no afluente, efluente e material filtrante de cada sistema, e de outras vias de remoção, após o 547o dia de operação dos sistemas de WCVA

	Afluente (g m ⁻² d ⁻¹)	Efluente (g m ⁻² d ⁻¹)	Retenção Efluente (%)	Material filtrante (g m ⁻² d ⁻¹)	Retenção material filtrante (%)	Outros (g m ⁻² d ⁻¹)	Retenção “Outros” (g m ⁻² d ⁻¹)
WCVA 1	9,33	5,78	38	0,24	7	3,3	55
WCVA 2	5,53	4,20	24	0,13	10	1,2	66
WCVA 3	3,58	2,97	17	0,12	20	0,5	63

Fonte: Autoria própria (2021).

É possível verificar que a maior profundidade do maciço filtrante resultou na maior eficiência de retenção do PT no efluente. Por outro lado, menores eficiências de retenção foram verificadas no material filtrante e em outras vias (“outros”) neste sistema comparado aos demais sistemas.

Marcelino (2019) observou maior concentração do PT adsorvida no substrato composto por fragmentos de blocos cerâmicos (8,84 g WC⁻¹) do que no sistema preenchido com argila expandida (7,41 g WC⁻¹ e 3,36 g WC⁻¹) e no sistema preenchido com fragmentos de porcelanato (1,99 g WC⁻¹), sugerindo maior afinidade do PT com os compostos presentes nos fragmentos dos blocos cerâmicos (tijolo).

Wang et al. (2016) obtiveram eficiência de 83,53% na dessorção do PT em cerâmica de argila vermelha (tijolo) em solução de 0,1 M de HCl (pH 2,0) em comparação a 20,88% em solução de 0,1 M de NaOH (pH 13) e 5,82% com água ultrapura (pH neutro).

Lima et al. (2020) obtiveram eficiência média de dessorção do PT de 9% (de 3% a 16%) com solução de KCl 0,01 M como solução regenerante, com capacidade máxima de adsorção de 0,83 mg g⁻¹.

Ao avaliar os resultados sobre a adsorção do PT nos sistemas de WCVA 1, 2 e 3, observou-se que os resultados não foram expressivos em comparação com outros trabalhos similares utilizando o mesmo tipo de substratos reportados na literatura. Porém, os mesmos sistemas já foram estudados anteriormente por Moraes (2019), estando em operação por 152 dias a partir de 18 de maio de 2018 e após este período, eles foram alimentados periodicamente até o início da operação em 06 de maio de 2019. Este fato sugere que o sistema possui uma vida útil longa, porém com taxas de eficiência decrescentes, que precisam ser avaliadas mais analiticamente.

5.6 Análise Metagenômica: avaliação da comunidade microbiana

Na Tabela 25 é apresentado o número de sequências lidas, unidades taxonômicas operacionais (*Operational Taxonomic Units* - OTUs), dominância e os índices de diversidade (Shannon e Chao1 *index*) das três amostras coletadas em 03 de novembro de 2020, que totalizaram 180.774 sequências.

Tabela 25: Número de sequências, unidades taxonômicas operacionais (OTUs) e índices de diversidade das amostras

Amostras	Número de sequências	OTUs	Shannon	Dominância (D)	Chao1 <i>index</i>
WCVA 1	67908	939	8,32	0,02	892
WCVA 2	56897	768	7,12	0,03	832
WCVA 3	55969	704	6,89	0,04	720

Fonte: Autoria própria (2021).

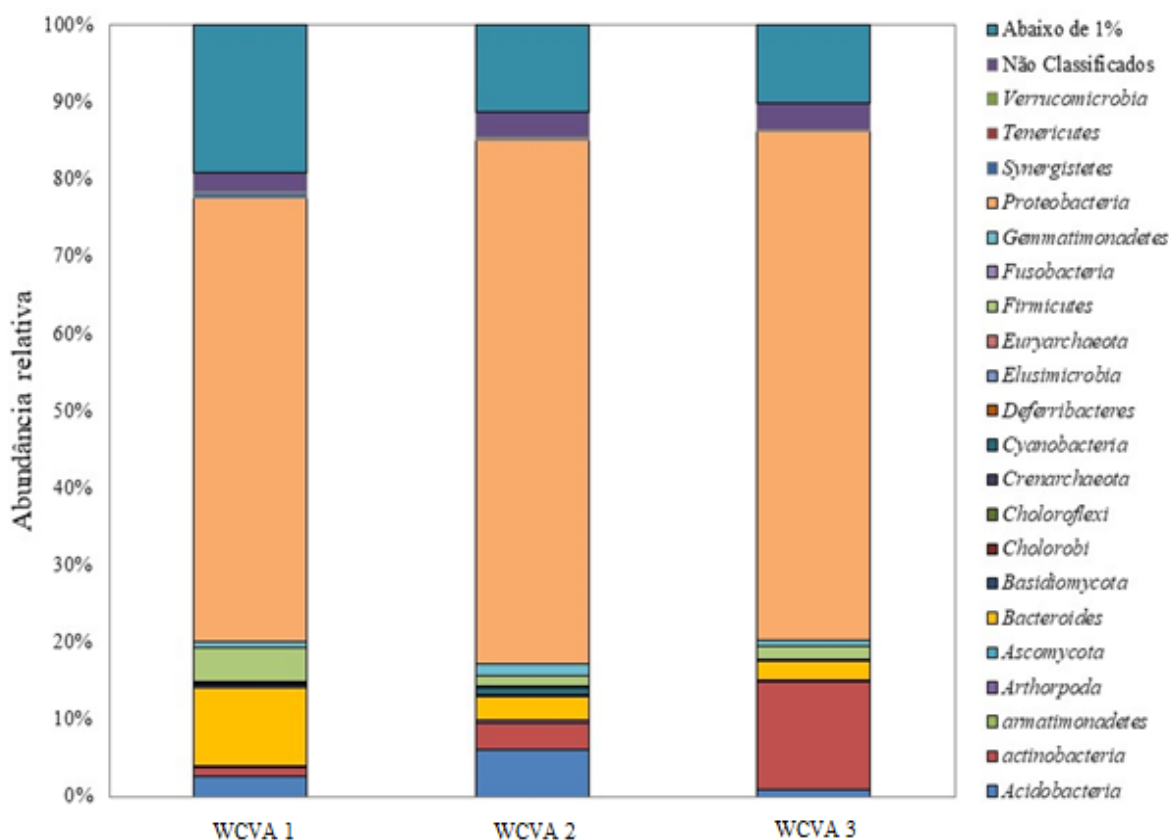
A avaliação da comunidade microbiana nas amostras resultou em variação e riqueza de diversidade, sendo que o sistema WCVA 1 (1,56 m) apresentou maiores índices de diversidade em comparação aos demais sistemas, que pode estar relacionado às maiores cargas orgânicas e inorgânicas aplicadas.

De acordo com Tietz et al. (2007) e Pelissari et al. (2016) maior diversidade bacteriana é observada nos sistemas que recebem aplicação de maiores cargas orgânicas e inorgânicas. Pelissari et al. (2016) obtiveram identificaram maior diversidade microbiana em um WCV operado com maiores taxas de carregamento orgânico e hidráulico ($104 \text{ g DQO m}^{-2} \text{ d}^{-1}$; 170 mm d^{-1}) em comparação com um WCV operado com menores taxas de carregamento ($41 \text{ g DQO m}^{-2} \text{ d}^{-1}$; 72 mm d^{-1}). Isso pode ser um indicativo dos melhores índices de resultados quanto à diversidade microbiana encontrada no WCVA 1 (1,56 m), em comparação com os sistemas WCVA 2 (0,70 m) e WCVA 3 (0,44 m), pois o sistema recebe maiores taxas de carregamento orgânico e hidráulico.

Segundo Pelissari et al. (2017), diferentes condições operacionais nos sistemas de WC acarretam diferentes dinâmicas microbianas no interior do biofilme, o que pode ser observado nos diferentes posicionamentos entre as amostras coletadas nos sistemas WCVA 1 e WCVA 2 e WCVA 3 que se mantiveram agrupados.

Na Figura 27 é ilustrada a abundância relativa de bactérias identificadas nos sistemas de WCVA em nível de filo.

Figura 27: Abundância relativa de bactérias identificadas nos WCVA em nível de filo



Fonte: Autoria própria (2021).

O resultado das amostras mostrou que o filo mais abundante foi *Proteobacteria*, com abundância relativa (AR) de 51,6% para WCVA 1, 60% para WCVA 2 e 60% WCVA 3. O segundo filo mais representativo foi *Firmicutes* com 4%, 1,25% e 1,5% para os sistemas WCVA 1, WCVA 2 e WCVA 3, respectivamente, seguido do filo *Acidobacteria* com 2%, 5% e 1,48% de AR para os mesmos WCVA.

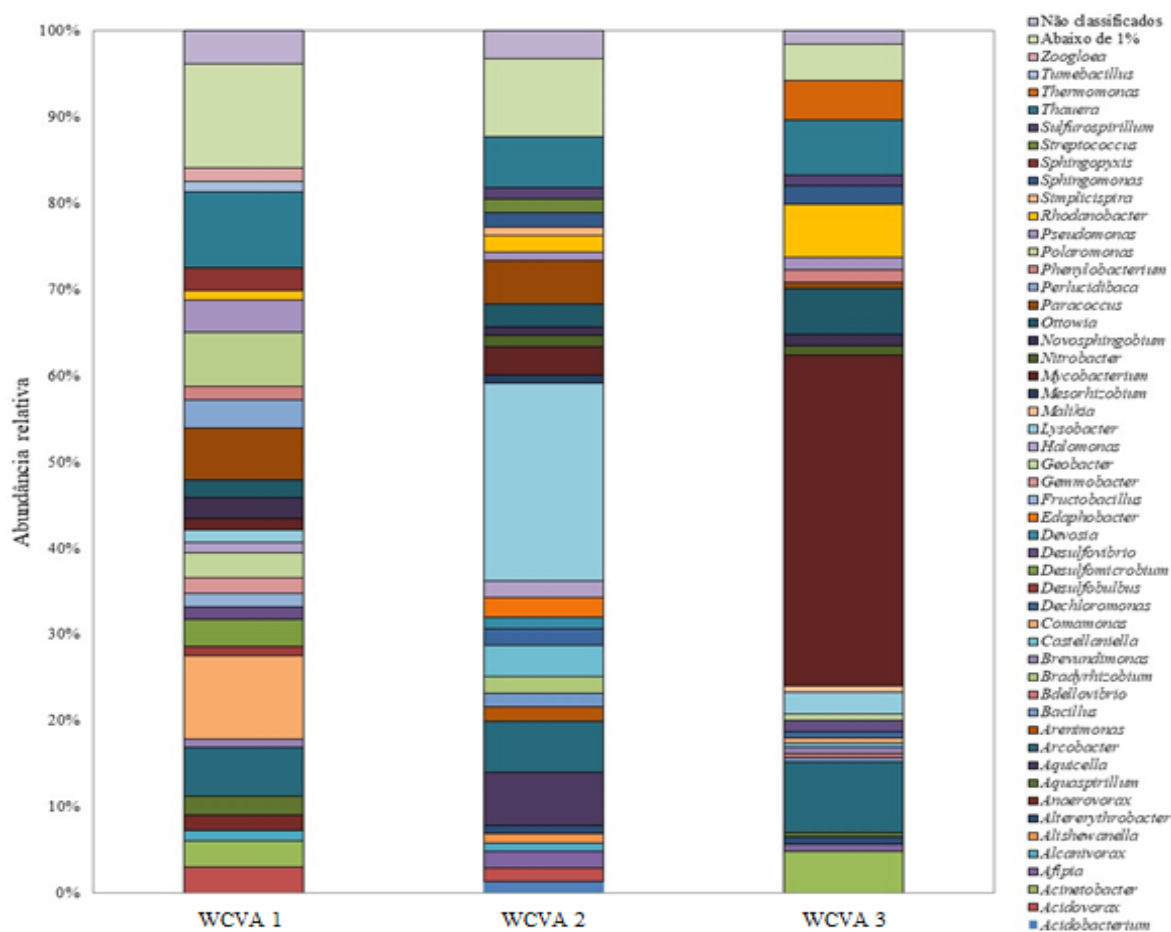
Segundo Ansola et al. (2014), o filo *Proteobacterias* é comumente encontrado em sistemas de WC, sendo os mais abundantes e responsáveis por atuarem em ciclos de carbono, nitrogênio, enxofre e fósforo, pois possuem grande capacidade metabólica e morfológica, incluindo organismos aeróbios, anaeróbios e facultativos.

Em relação ao filo das *Actinobacterias* observou-se variação no resultado das amostras, com abundância relativa (AR) de 1% no WCVA 1, seguida de 3% no WCVA 2 e de 13% no WCVA 3. A taxa de carregamento orgânica aplicada nos sistemas foi de 105 g DQO m⁻² d⁻¹ no WCVA 1, 63 g DQO m⁻² d⁻¹ no WCVA 2 e 40,5 g DQO m⁻² d⁻¹ no WCVA 3, ou seja, o sistema com a menor taxa de carregamento orgânica apresentou os maiores resultados nas amostras.

Segundo Ventura et al. (2007), esse fato pode ser explicado pela diminuição da taxa de carregamento orgânica aplicada em comparação com os demais sistemas, pois quando há menor disponibilidade de carbono em um ambiente, conseqüentemente diminui-se a competição pelo oxigênio entre bactérias heterotróficas e autotróficas, favorecendo o crescimento e desenvolvimento de populações autotróficas.

Os gêneros dominantes foram *Comamonas* (AR de 9,9%), *Paracoccus* (AR de 6,2%), *Polaromonas* (AR de 6%) e *Arcobacter* (AR de 5,8%) no WCVA 1 (Figura 28). No WCVA 2, o gênero dominante foi *Lysobacter* (AR de 22,7%) e no WCVA 3, os gêneros predominantes foram *Mycobacterium* (AR de 72%) e *Otowieia* (AR de 10%).

Figura 28: Abundância relativa (AR) de bactérias em nível de gêneros identificados nas amostras dos sistemas de WCVA 1, 2 e 3



Fonte: Autoria própria (2021).

Segundo Lu et al. (2015), a maioria das bactérias são conhecidas por serem heterotróficas como, por exemplo, as encontradas como gêneros dominantes (*Comamonas*, *Paracoccus*, *Polaromonas* e *Arcobacter*). Ainda, o metabolismo heterotrófico é favorecido pela disponibilidade de carbono no meio.

Ainda segundo estes autores, microrregiões aeróbias podem ser encontradas nos sistemas de WC, principalmente próximo à rizosfera. Nas amostras coletadas, os gêneros dominantes *Lysobacter* e *Mycobacterium* foram predominantes na região da rizosfera, indicando que a diminuição da taxa de carregamento orgânica aplicada pode ter alterado a microbiota presente no meio favorecendo estas microrregiões.

Foi verificada baixa abundância e diversidade das populações de *Nitrossomonas* na avaliação em relação às transformações do nitrogênio nos sistemas de WCVA. Essas bactérias são conhecidas por favorecerem a oxidação da amônia (BOA), com AR de 0,38% no WCVA 1, 1% no WCVA 2 e 1% no WCVA 3. Ao avaliar as amostras em relação à nitratação, foi observada predominância de bactérias do gênero *Nitrobacter*, com AR de 0,76% no WCVA 1, 0,56% no WCVA 2 e 0,59% no WCVA 3.

O resultado das amostras em relação às populações de *Nitrossomonas* e *Nitrobacter* corroboram com as baixas concentrações de nitrato formado, indicando baixa potencialidade de nitrificação em relação ao efluente final. As concentrações de nitrato formado foram de 15,2 mg L⁻¹, 21,1 mg L⁻¹ e 19,1 mg L⁻¹ na Etapa 1; e de 6,6 mg L⁻¹, 8,9 mg L⁻¹ e 8,8 mg L⁻¹ na Etapa 2 para os sistemas WCVA 1, WCVA 2 e WCVA 3, respectivamente. Em relação à desnitrificação, as amostras evidenciaram populações do gênero *Pseudomonas*, com AR de 4% no WCVA 1, 1% no WCVA 2 e 1% no WCVA 3.

6 CONCLUSÕES

Ao avaliar o comportamento dos *wetlands* construídos de fluxo subsuperficial vertical ascendente e contínuo após 547 dias de operação dos sistemas de WCVA 1, 2 e 3, pode-se observar que a profundidade do meio suporte influenciou diretamente a eficiência de remoção dos parâmetros DQO, série nitrogenada e fosfatada.

Para parâmetros analisados, como OD e POR, foram observados ambientes anaeróbios, anóxicos e aeróbios em função da profundidade do leito.

Em relação à eficiência de remoção da matéria carbonácea em termos de DQO, o WCVA 1 (profundidade de 1,56 m) alcançou média de até 67% na Etapa 1 (24 h) e de 58% na Etapa 2 (48 h).

Em relação à eficiência de remoção do N-NTK e do N-Amon, o WCVA 1 atingiu eficiências de remoção de 24% e 12% e eficiências de remoção de 2% e 10% do N-Amon, respectivamente, para as Etapas 1 e 2.

Em relação à eficiência de remoção do nitrito, o WCVA 1 obteve 39% na Etapa 1, e o WCVA 2 atingiu 28% na Etapa 2. O WCVA 1 obteve maior eficiência de remoção referente ao nitrato, chegando a 50% e 59% para a Etapa 1 (TDH de 24 h) e Etapa 2 (TDH de 48 h), respectivamente. Na avaliação da eficiência de remoção de Fósforo Total foi observada eficiência de 35% no WCVA 1 na Etapa 1 e de 40% na Etapa 2.

Em relação a avaliação das plantas, o capim *Vetiver* apresentou excelente crescimento da parte aérea (folhas). Quando observados os sistemas de WCVA 1, 2 e 3, o crescimento das folhas foram semelhantes, variando em média de 1,00 a 1,20 m de comprimento durante a Etapa 1, donde a carga aplicada média foi de $361 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, $214,2 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ e $138,6 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ para os sistemas WCVA 1,2 e 3, respectivamente.

Para a Etapa 2, o crescimento da parte aérea (folhas), variou em média de 0,80 a 1,05 m de comprimento, onde a carga aplicada média foi de $106 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ para WCVA 1, $62,7 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ para WCVA 2 e $40,6 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ para WCVA 3. Porém, as raízes do capim *Vetiver* não tiveram um desenvolvimento tão expressivo, chegando ao comprimento máximo de 20 cm nos sistemas WCVA 1, 2 e 3, respectivamente.

Em relação Análise Metagenômica observou-se que as *Proteobacteria* foram o filo mais expressivo em todas as amostras (51.6%, 60% e 60%), seguido dos filios *Firmicutes* (4%, 1,25% e 1,5%) e *Acidobacteria* (2%, 5%, 1,48%) para WCVA 1, 2 e 3, respectivamente. Foi observada a baixa expressividade e diversidade de micrororganismos

responsáveis pelas transformações do nitrogênio, podendo ser esse um dos fatores que podem justificar os baixos índices de remoção desses parâmetros.

Ao avaliar a capacidade de absorção de NT pela planta, observou-se que o sistema de WCVA com a menor profundidade de leito composto por fragmentos de blocos cerâmicos de argila vermelha (0,44 m) demonstrou capacidade de absorção de 260 g deste nutriente. Essa quantidade representa 30% do NT removido pelo sistema durante todo período de operação em ambas as Etapas. O mesmo pode ser observado em relação a adsorção de PT no leito filtrante, onde o sistema adsorveu cerca de 14,7 g, representando 20% de todo PT removido durante os períodos de operação.

Assim, pode-se sugerir a partir dos estudos realizados que o WCVA 1 (1,57 m) foi o sistema que apresentou os melhores resultados em relação a eficiência de remoção dos parâmetros avaliados em relação a profundidade do leito. Desta forma, pode-se sugerir que pode existir a possibilidade de otimização dos sistemas de WCVA quando a profundidade do leito constituído de blocos cerâmicos fragmentados é aumentada.

Porém, alguns parâmetros que possuíram baixos índices de eficiência necessitam de um monitoramento e acompanhamento em etapas subsequentes mais aprofundado, a fim de verificar alternativas para otimizar as eficiências de remoção desses parâmetros.

Recomenda-se também para trabalhos futuros:

- Avaliar a granulometria do material utilizado para composição do leito, constituído de blocos cerâmicos fragmentados, para favorecer o crescimento do sistema radicular do capim *Vetiver* e consequentemente introduzir maior quantidade de oxigênio ao sistema.
- Avaliar o sistema aplicando outros tempos de detenção hidráulica (TDH), associados ao controle de temperatura durante todo processo.
- Avaliar os sistemas no tratamento de esgotos de cargas orgânicas maiores ou para esgotos sintéticos compostos por micro poluentes.
- Considerar outros sistemas de *wetlands* associados aos WCVA buscando a maximização do tratamento.

REFERÊNCIAS

APHA; AWWA; WEF. (2012), **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 22 ed. Washington, DC: APHA.

BAGLEY, C.V.; KOTUBY-AMACHER, J. FARRELL-POE, K. **Analysis of water quality for livestock**. Utah State University Extension. 7p. 1997.

BENTO, A.P. **Caracterização da microfauna no sistema insular de tratamento de esgotos de Florianópolis/SC: um instrumento de controle operacional e avaliação da eficiência do processo**. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental. Universidade Federal de Santa Catarina. 131p. 2000.

Brasil. Ministério da Saúde. Fundação Nacional de Saúde. **Cartilha Wetlands construídos aplicados no tratamento de esgoto sanitário: recomendações para implantação e boas práticas de operação e manutenção**. Ministério da Saúde, Fundação Nacional de Saúde. – Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina, 2018

BRIX, Hans; ARIAS, Carlos A. The use of vertical flow constructed wetlands for onsite Treatment of domestic wastewater: New Danish guidelines. **Ecological engineering**, v. 25, n. 5, p. 491-500, 2005.

BOUTIN, Catherine; LIÉNARD, Alain; ESSER, Dirk. Development of a new generation of reed-bed filters in France: first results. **Water Science and Technology**, v. 35, n. 5, p. 315-322, 1997.

CHAGAS, R.C.; MATOS, A.T.; CECON, P.R.; LO MONACO, P.A.V.; ZAPAROLLI, B.R. Remoção de coliformes em sistemas alagados construídos cultivados com lírio-amarelo (*Hemerocallis fava*). **Revista Engenharia na Agricultura-Reveng**, v. 20, n. 2, p. 142-150, 2012.

CHONG CAO, JUAN HUANG, CHUN-NI YAN, XIN-XIN ZHANG, YI-XUAN MA, Impacts of Ag and Ag₂S nanoparticles on the nitrogen removal within vertical flow

constructed wetlands treating secondary effluent, **Science of The Total Environment**, Volume 777, p. 145171, ISSN 0048-9697. 2021.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145171>.

COSTA, L. L. CEBALLOS, B. S. O.; MEIRA, C.M.B.S.; CAVALCANTI, M. L.F. Eficiência de Wetlands construídos com dez dias de detenção hidráulica na remoção de colífagos e bacteriófagos. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**, v. 3, n.1, p. 0, 2003.

COROMINAS, LI et al. Life cycle assessment applied to wastewater treatment: state of the art. **Water Research**, v. 47, n. 15, p. 5480-5492. Disponível em journal homepage: www.elsevier.com/locate/watres. Elsevier, 2013.

DANNI-OLIVEIRA, I.M. & BAKONYI, S.M.C. A ação da chuva, umidade relativa e velocidade do vento na dispersão do pó em suspensão no ar no Centro de Curitiba/PR. **Anais do V SBCG**, Curitiba, 2002 :684-692.

DECEZARO, Samara Terezinha. **Nitrificação e remoção de matéria orgânica carbonácea e sólidos de efluente doméstico em wetland construído de fluxo vertical**. 141 págs. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, área de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental – Universidade Federal de Santa Maria, UFSM/RS, 2016.

DOTRO, G., LANGERGRABER, G., MOLLE, P., NIVALA, J., PUIGAGUT, J., STEIN, O., VON SPERLING, M. (2017). **Treatment wetlands**. Volume 7. Biological Wastewater Treatment Series.

DZAKPASU, M. et al. Nitrogen transformations and mass balance in an integrated constructed wetland treating domestic wastewater. **Water Science and Technology**, v. 70, n. 9, p. 1496-1502, 2014 2014. ISSN 0273-1223.

FARAHBAKSHAZAD, N, Morrison, G. M. e Salati-Filho, E. “Nutrient removal in a vertical up flow wetland in Piracicaba, Brazil”. **AMBIO: A Journal of the Human Environment**, p. 74-77, 2000.

FAULWETTER, J. L. et al. Microbial processes influencing performance of treatment wetlands: a review. **Ecological Engineering** [s. l.], v. 35, n. 6, p. 987-1004, 2009.

FERREIRA, S.; BORBA, A.; ANDRADE, H.; KAICK, T. **Levantamento de pesquisas desenvolvidas com wetlands subsuperficial de fluxo vertical no Brasil para verificar as possibilidades de padronização do sistema.** 1º Simpósio Brasileiro sobre Aplicação de Wetlands Construídos no Tratamento de Águas Residuárias. Florianópolis, 2013.

FOGAÇA, Jennifer Rocha Vargas. **“Tipos de tratamento de efluentes”**; Brasil Escola. Disponível em: <https://brasilecola.uol.com.br/quimica/tipos-tratamento-efluentes.htm>. Acesso em 29 de julho de 2020.

FUNASA – FUNDAÇÃO NACIONAL DE SAÚDE – MINISTÉRIO DA SAÚDE.
Programa Nacional de Saneamento Rural / Ministério da Saúde, Fundação Nacional de Saúde. – Brasília: FUNASA, 2019. 260p. Disponível para download em:
http://www.funasa.gov.br/documents/20182/38564/MNL_PNSR_2019.pdf/08d94216-fb09-468e-ac98-afb4ed0483eb. Acesso em 22/12/2019.

HAGENDORF, U.; DIEL, Klaus; FEUERPFEL, I.; HUMMEL, A.; SZEWZYK, R.
Retention of microbiological organisms in constructed wetlands. Anais da 7th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control. Florida, 2000. p. 391-397.

HOFFMANN, H.; PLATZER, C.; WINKER, M.; MUENCH, E. **Technology review of constructed wetlands. Subsurface flow constructed wetlands for greywater and domestic wastewater treatment.** Eschborn: Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit GmbH (GTZ) Sustainable sanitation – ecosan program, 2011.

HUANG, X. et al. **“Performance of vertical up-flow constructed wetlands on swine wastewater containing tetracycline and Tet genes.”** Water research v. 70, p. 109-117, 2015.

HUANG J, CCAO C, YAN C, LIU J, HU Q, GUAN W. “Impacts of silver nanoparticles on the nutrient removal and functional bacterial community in vertical subsurface flow constructed wetlands”. **Bioresource Technology**, v. 243, p. 1216-1226, 2017.

IWA - Specialist Group on Use of Macrophytes in Water Pollution. Constructed Wetlands for pollution Control: Process, Performance, design and Operation. **Scientific and Technical Report**. N.8. London, England: IWA Publishing. 156 p. 2000.

JORDÃO P.; PESSÔA A.C. Tratamento de Esgoto Doméstico. 4a ed. **ABES**. Rio de Janeiro, Brasil. 932 pp. (2005).

KADLEC, R. H. **Constructed Wetlands for Pollution Control: processes, performance, design and operation**. IWA Publishing. Londres, 2000.

KADLEC, R. H; KNIGHT, R. L. **Treatment wetlands**. Boca Raton, Florida: Lewis Publishers, 1996.

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

KOOTTATEP T, POLPRASERT, C., OANH, N. T. K., HEINSS, U., MONTANGERO, A. E STRAUSS (2001). “Potentials of vertical-flow constructed wetlands for septage treatment in tropical regions' ". **Water and Sanitation in Developing Countries**. SANDEC. Publications of the Programme on Faecal Sludges Management. Disponível em: <http://www.sandec.ch/Publications/PublicationsHome.htm#FSM>. Acesso em: 01 de janeiro de 2004.

LIMA, M. X. **Performance de diferentes substratos em sistemas de wetlands construídos no tratamento de efluente sintético em condições subtropicais**. 2018. 130 f. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil (PPGEC) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Curitiba, 2018.

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

LUTTERBECK, C. A., KIST, L. T., LOPEZ, D. R., ZERWES, F. V., & MACHADO, Ê. L. (2017). Life cycle assessment of integrated wastewater treatment systems with constructed wetlands in rural areas. **Journal of Cleaner Production**, 148, 527–536.
doi:10.1016/j.jclepro.2017.02.024.

MACHADO, A. I., Beretta, M., Fragoso, R., Duarte, E. Overview of the state of the art of constructed wetlands for decentralized wastewater management in Brazil. **Journal of Environmental Management**, v. 187, p. 560-570, 2017. DOI: 10.1016/j.jenvman.2016.11.015.

MARCELINO, Gabriela Ribeiro. **Desempenho de wetlands construídos preenchidos com resíduos da construção civil na remoção de matéria orgânica, ibuprofeno, paracetamol e etinilestradiol de esgotos sanitários**. 2019. 112 f. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba, 2019.

MATOS, A. T. et al. Influência da espécie vegetal cultivada nas condições redox de sistemas alagados construídos. **Engenharia Agrícola**, v.30, n.3, p. 518-526, jun. 2010.

MEIRA, C. CEBALLOS, B.S.O.; SOUZA, J.T.; KONIG, A. Wetlands vegetados no polimento de águas superficiais poluídas: primeiros resultados. In: **CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL**, XXI., 2001, João Pessoa. Anais... Rio de Janeiro: ABES, 2001. 1 CD-ROM.

METCALF, L.; EDDY, H. **Wastewater Engineering Treatment and Resource Recovery**. 5. ed. United States: McGraw-Hill Education, 2015.

MOLLE, P. French vertical flow constructed wetlands: a need for a better understanding of the role of the deposit layer. **Water Science and Technology**, v. 69, n. 1, p. 106-112, 2014.

Pollution Control (Adv. Wat. Pollut. Control no 11), Cooper, P.F. and Findlater, B.C. (eds). Pergamon Press, United Kingdom, pp. 257 –267.

Lie'nard, A., Boutin, C. and Esser, D. (1998). France. In: Constructed wetlands for wastewater treatment in Europe, in Vymazal, J., Brix, H., Cooper, P.F., Green, M.B. and Haberl, R. (eds). Backhuys Publishers, Leiden, Netherlands, pp. 153 –168.

Molle, P. (2003). Subsurface flow constructed wetlands: Phosphorus retention and hydraulic limit of vertical subsurface flow CWs. PhD Thesis, University of Montpellier, France, 267 (In French)

MORAIS, Claudir José. **Influência da profundidade do meio suporte em wetlands construídos de fluxo vertical ascendente plantados com capim Vetiver**. Dissertação de Mestrado. Universidade Tecnológica Federal do Paraná. 2019

MOORTEL, A.M.K.V.; ROUSSEAU, D.P.L.; TACK, F.M.G.; PAUW, N.D. A comparative study of surface and subsurface flow constructed wetlands for treatment of combined sewer overflows: A greenhouse experiment. **Ecological Engineering**, v. 35, p. 175-183, 2009.

MOTA, Francisco Suetônio Bastos et al. **Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção**. Rio de Janeiro: ABES, v. 430, 2009.

OLIJNYK, D.P. **Avaliação da nitrificação e desnitrificação de esgoto doméstico empregando filtros plantados com macrófitas (Wetlands) de fluxos vertical e horizontal - sistemas híbridos**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2008.

Oon YL, Ong SA, Ho LN, Wong YS, Dahalan FA, Oon YS, Lehl HK, Thung WE. Synergistic effect of up-flow constructed wetland and microbial fuel cell for simultaneous wastewater treatment and energy recovery. **Bioresource technology**, v. 203, p. 190-197, 2016.

OROZCO, M.M.D. **Caracterização da gramínea *Vetiveria zizanioides* para aplicação na recuperação de áreas degradadas por erosão**. 2009. 96f. Dissertação (Mestrado em

Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2009.

PELISSARI, C. et al. **Unraveling the active microbial populations involved in nitrogen utilization in a vertical subsurface flow constructed wetlands treating urban wastewater.** Science of the Total Environmental, 2017.

PELISSARI, C. et al. **Organic load and hydraulic regime influence over the bacterial community responsible for the nitrogen cycling in bed media of vertical subsurface flow constructed wetland.** Ecological Engineering, v.95, p.180-188, 2016.

PHILIPPI, L. S.; SEZERINO, P. H. **Aplicação de sistemas tipos wetlands no tratamento de águas residuárias: utilização de filtros plantados com macrófitas.** Ed. do Autor. Florianópolis/SC. 144p. 2004.

RICE, E. W.; BAIRD, R. B.; EATON, A. D.; CLESCERI, L. S. **Standard methods for the examination of water and wastewater.** American Public Health Association, American Water Works Association, and Water Environment Federation. 2012.

RODRIGUES, M. V. C. **Wetland construído de fluxo vertical empregado no tratamento de esgoto de um restaurante universitário. 2016.** 97 p. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Ambiental). – Curso de Engenharia ambiental – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, 2016.

ROTH, Jonar Johannes. **Influência do tempo de cheia em um sistema de wetland construído tidal flow tratando água de córrego antropizado na remoção de poluentes e na comunidade bacteriana. 2020.** Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba, 2020.

ROUSSEAU, D. P. L. **Performance of constructed treatment wetlands: model-based evaluation and impact of operation and maintenance.** PhD thesis, Ghent University, Ghent, Belgium, 2005.

SALATI, E. **Controle de qualidade de água através de sistemas de wetlands construídos**. FBDS – Fundação Brasileira para o Desenvolvimento Sustentável. Rio de Janeiro, 2016.

SANTOS, M.O. **Otimização de wetland construído vertical empregado no tratamento de esgoto sanitário**. Tese (Doutorado) - Curso de Engenharia Ambiental, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2019.

SEYYEDI K., JAHROMI M. A. F., “Decolorization of Azo Dye C.I. Direct Black 38 by Photocatalytic Method Using TiO₂ and Optimizing of Process”, **APCBEE Procedia**, Volume 10, 2014, Pages 115-119.

SEZERINO, Pablo. H. **Potencialidade dos filtros plantados com macrófitas (Constructed Wetlands) no pós-tratamento de lagoas de estabilização sob condições de clima subtropical**. 2006. 171f. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2006.

SEZERINO, P.; PELISSARI, C. **Wetlands construídos como ecotecnologia para o tratamento de águas residuárias: experiências brasileiras** – 1.ed. - Curitiba: Brazil Publishing, 2021.

SILVA, E. M.; ROSTON, D. M. Tratamento de efluentes de sala de ordenha de bovinocultura: lagoas de estabilização seguidas de leito cultivado. **Revista Engenharia Agrícola**, v. 30, n. 1, p. 67 – 73, 2010.

SILVA, S. C. (2007). **“Wetlands Construídos” de Fluxo Vertical com Meio Suporte de Solo Natural Modificado no Tratamento de Esgotos Domésticos**. Tese de Doutorado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Publicação PTARH.TD-003/07, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 205p.

SINGH, R.P., Fu, D., Fu, D. et al. “Pollutant Removal Efficiency of Vertical Sub-surface Upward Flow Constructed Wetlands for Highway Runoff Treatment”. **Arab J Sci Eng**.39,3571–3578 (2014). <https://doi.org/10.1007/s13369-014-1029-3>

SINGH, R.P., Fu, D., Fu, D. et al. “**Nutrient Removal Process and Cathodic Microbial Community Composition in Integrated Vertical-Flow Constructed Wetland – Microbial Fuel Cells Filled With Different Substrates**”. Journal *Frontiers in Microbiology*, volume 11, (2020). <https://www.frontiersin.org/article/10.3389/fmicb.2020.01896>.

SARNAGLIA, S. A. A., “**Desempenho de um ”wetland” vertical aplicado ao tratamento do efluente de um filtro anaeróbio em uma estação de tratamento de águas cinzas claras visando o reúso não potável em edificações residenciais**” / 158 f. Orientador: Ricardo Franci Gonçalves. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal do Espírito Santo, Centro Tecnológico, 2014.

TAVARES, S. R. de L. Remediação de solos e águas contaminadas por metais pesados: conceitos básicos e fundamentos. **Joinville: Clube de Autores**, 2013. cap. 3, p. 94-138.

TREIN, C. N.; PELISSARI, C.; HOFFMANN, H.; PLATZER, C. J.; SEZERINO, P. H. Tratamento descentralizado de esgotos de empreendimento comercial e residencial empregando a ecotecnologia dos wetlands construídos. **Ambiente Construído, Porto Alegre**, v. 15, n. 4, p. 351-367, out. /dez. 2015.

TRUONG, Paul; VAN, T. T.; PINNERS, Elise. **Sistema de aplicação vetiver: Manual de referência técnica**. Tradução de Paulo R. Rogério, v. 2, 2008.

UCKER, F. E.; ALMEIDA, R. A.; KEMERICH, P. D. C. Remoção de nitrogênio e fósforo do esgoto sanitário em um sistema de alagados construídos utilizando o capim vetiver. **Ambi-Agua**, Taubaté, v. 7, n. 3, p. 87-98, 2012. (<http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.925>).

VON SPERLING, M.; SEZERINO, P. H. Dimensionamento de wetlands construídos no Brasil. **Boletim Wetlands Brasil, Edição Especial**, dezembro/2018. 65 p. ISSN 2359- 0548. Disponível em: <https://gesad.ufsc.br/files/2018>.

WEBER, K. P. Microbial community assessment in wetlands for water pollution control: past, present, and future outlook. **Water**, [s. l.], v. 8, n. 11, p. 503, 2016.

Xianqiang Tang, Suiliang Huang, Chiu-On Ng, And Jinzhong Li. Enhancement of nitrogen and phosphorus removal in pilot-scale vertical subsurface flow-constructed wetlands using polypropylene pellets. **Environmental engineering science**, v. 26, n. 3, p. 621-631, 2009.

ZHANG, X.; LIU, P.; YANG, Y.; CBEN, W. Phytoremediation of urban wastewater by model wetlands with ornamental hydrophytes. **Journal of Environmental Sciences**, v.19, n.8, p.902-9, 2007.