

UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ

PAULA TATIANY MENDES LOPES

**WETLANDS CONSTRUÍDOS VERTICAIS DE FLUXO ASCENDENTE INTEGRADO
COM CÉLULA COMBUSTÍVEL MICROBIANA APLICADOS NO TRATAMENTO
DE ESGOTO SANITÁRIO**

CURITIBA

2021

PAULA TATIANY MENDES LOPES

**WETLANDS CONSTRUÍDOS VERTICAIS DE FLUXO ASCENDENTE INTEGRADO
COM CÉLULA COMBUSTÍVEL MICROBIANA APLICADOS NO TRATAMENTO
DE ESGOTO SANITÁRIO**

**Vertical Upflow Constructed Wetlands Integrated with Microbial Fuel Cell
Applied in Sewage 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

2021



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

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



PAULA TATIANY MENDES LOPES

**WETLANDS CONSTRUÍDOS VERTICAIS DE FLUXO ASCENDENTE INTEGRADO COM CÉLULA
COMBUSTÍVEL MICROBIANA APLICADOS NO TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO.**

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: 28 de Julho de 2021

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

Prof Fernando Hermes Passig, Doutorado - Universidade Tecnológica Federal do Paraná

Prof Mateus Xavier De Lima, Mestrado - Centro Universitário de Maringá - Ceumar (Cesumar)

Documento gerado pelo Sistema Acadêmico da UTFPR a partir dos dados da Ata de Defesa em 28/07/2021.

Dedico este trabalho à minha família,
pelos momentos de ausência.

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente à Deus, foi a Ele que recorri nos momentos de desgaste e ansiedade. Confiar nele me fez sentir alívio e força. Agradeço também a Nossa Senhora Aparecida por interceder por mim em tantos momentos.

Aos meus pais, Marcos e Bety, por todo o amor, suporte, incentivo e educação que me ofereceram durante todas as etapas da minha vida. Às minhas irmãs Heloá e Maria Júlia, por sempre estarem ao meu lado, me dando forças e proporcionando momentos de alegria, distração e amor.

Aos meus avós, por toda sabedoria que me passaram, principalmente minha vó Nice, por ser exemplo de mulher guerreira, trabalhadora, positiva e confiante que, mesmo em seus momentos de fragilidade, se mostra forte e destemida. Vózinha, obrigada pelas nossas conversas quase diárias durante o café da manhã e da tarde, me ensinaram tanto.

À minha orientadora Prof.^a Karina Querne de Carvalho Passig por toda orientação e cuidado, pela oportunidade de crescimento pessoal e profissional e pelos ensinamentos durante o desenvolvimento deste trabalho. Obrigado pelas nossas conversas e por me incentivar a fazer o meu melhor.

Ao Prof.^o Fernando Hermes Passig e à Prof.^a Catiane Pelissari por contribuírem em diferentes etapas da elaboração e melhoria deste trabalho, sempre presentes e dispostos a compartilhar seus conhecimentos.

Aos meus amigos Ruana, José Gustavo e Silvana, que ingressaram comigo no mestrado e juntos aprendemos toda dinâmica do laboratório, nos ajudando e apoiando. A todos outros amigos do laboratório, Thiago, Amanda, Jonar, Francine, Lucas, Daiane, Paula Letícia, Larissa e Jossy, pela companhia e por compartilharem suas experiências.

Às minhas amigas da vida, Fer e Bia, por sempre se preocuparem comigo, e a Rafa, por isso e por toda ajuda nos esquemas gráficos deste trabalho. Aos meus primos e tios, meus sogros e meus cunhados, pelos momentos de distração regados a boa comida e alegria.

À UTFPR juntamente com seus professores, técnicos e servidores responsáveis por fornecer recursos, serviços e infraestrutura que foram essenciais para o desenvolvimento deste trabalho. Agradeço também ao PPGEC pelo compromisso com o desenvolvimento científico.

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

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.

“Há três caminhos para o fracasso: não ensinar o que se sabe, não praticar o que se ensina, não perguntar o que se ignora.”

São Beda

RESUMO

LOPES, P. T. M. **Wetlands Construídos Verticais de Fluxo Ascendente integrado com Célula Combustível Microbiana aplicados no tratamento de esgoto sanitário**. 2021. 124 f. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil (PPGEC) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Curitiba, 2021.

Neste trabalho foi avaliado o comportamento de um conjunto de *Wetlands* Construídos (WC) de fluxo vertical ascendente, com relação a influência da profundidade do material filtrante, composto de resíduos da construção civil, na remoção de matéria orgânica em termos de DQO antes e após a inserção de uma célula combustível microbiana (CCM). Os sistemas foram operados de forma contínua, com tempo de detenção hidráulica (TDH) de 24 e 48 horas e divididos em quatro etapas: E1 (TDH 48 horas, sem CCM), E2 (TDH 24 horas, sem CCM), E3 (TDH 24 horas, com CCM) e E4 (TDH 48 horas, com CCM). O conjunto é composto por três WC com as seguintes profundidades de meio suporte: 1,56 m no WC1, 0,70 m no WC2 e 0,44 m no WC3. Para cada WC, e em cada etapa, foram avaliados parâmetros de temperatura, pH, oxigênio dissolvido, turbidez, Nitrogênio Total Kjeldahl, Nitrogênio Amoniacal, nitrito, nitrato e fósforo total. A cobertura vegetal, capim vetiver, teve o Nitrogênio Total avaliado em suas folhas e raízes. O material filtrante, composto de resíduos de tijolos fragmentados, passou por análises de dessorção de fósforo ao final da operação. Além disso, foi coletada amostra para análise da comunidade bacteriana presente em cada um dos sistemas. O WC1 apresentou maior remoção de matéria carbonácea em termos de DQO nas etapas, atingindo uma média de remoção de 70% na E2. Com relação a remoção de fósforo total, as etapas E1 e E4 se destacaram atingindo uma média de 41% e 40% de eficiência de remoção no WC1, respectivamente. O WC1 foi o sistema que apresentou maior eficiência de remoção de NTK e N-Amon na E1, com uma média de 31 e 46% respectivamente. O capim vetiver absorveu cerca de 260 g de NT no WC3 durante todo o período de operação, representando 30% da remoção deste nutriente neste WC. Com relação fósforo total adsorvido pelo material filtrante, durante toda operação, no WC1 chegou a 29 g. A *Proteobacteria* foi o filo mais abundante em todas as amostras, chegando a 51,6% no WC1 e 60% nos WC2 e WC3, seguida pelos filios *Firmicutes* e *Acidobacteria*. O WC1 foi o sistema com maiores valores de energia recuperada, com uma média de 106,1 mV na E3 e 117,8 mV na E4.

Palavras-chaves: tratamento descentralizado; remoção de nutrientes; recuperação de energia elétrica; comunidade bacteriana.

ABSTRACT

LOPES, P. T. M. **Vertical Upflow Constructed Wetlands Integrated with Microbial Fuel Cell Applied in Sewage Treatment**. 2021. 124 p. Graduate Program in Civil Engineering (PPGEC) – The Federal University of Technology - Paraná. Curitiba, 2021.

In this study, it was evaluated the behavior of a set of Vertical Upflow Constructed Wetlands (CW), in what refers to the influence of the height of the filtering mass, composed of construction waste, in the removal of organic matter in terms of COD, before and after the insertion of a microbial fuel cell (MFC). The systems were operated continuously, with hydraulic detention time (HDT) of 24 and 48 hours and divided into four stages: E1 (HDT 48 hours, without MFC), E2 (HDT 24 hours, without MFC), E3 (HDT 24 hours, with MFC) and E4 (HDT 48 hours, with MFC). The set consists in three CWs with the following heights of filtering mass: 1.56 m in CW1, 0.70 m in CW2 and 0.44 m in CW3. For each CW, parameters of temperature, pH, dissolved oxygen, turbidity, Total Nitrogen Kjeldahl, Ammoniacal Nitrogen, nitrite, nitrate and total phosphorus were evaluated. The vegetation cover, vetiver grass, had Total Nitrogen evaluated in its leaves and roots. The filtering mass, composed of fragmented brick waste, underwent phosphorus desorption analyzes at the end of the operation. In addition, a sample was collected for analysis of the bacterial community present in each of the systems. CW1 showed greater removal of carbonaceous matter in terms of COD in the stages, reaching an average removal of 70% in E2. Regarding total phosphorus removal, E1 and E4 stood out reaching an average of 41% and 40% removal efficiency in WC1, respectively. CW1 was the system with the highest NTK and N-Amon removal efficiency in E1, with an average of 31 and 46% respectively. Vetiver grass absorbed about 260 g of NT in WC3 during the entire period of operation, representing 30% of the removal of this nutrient in this CW. The total phosphorus adsorbed by the filtering media, during the entire operation, in CW1 reached 29 g. Proteobacteria was the most abundant phylum in all samples, reaching 51.6% in CW1 and 60% in CW2 and CW3, followed by Firmicutes and Acidobacteria. CW1 was the system with the highest values of recovered energy, with an average of 106.1 mV at E3 and 117.8 mV at E4.

Key-words: decentralized treatment; nutrient removal; electrical energy recover; bacterial community.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Wetland natural.....	20
Figura 2 - Classificação dos <i>wetlands</i> construídos.....	23
Figura 3 - Wetland construído fluxo superficial.....	24
Figura 4 - Wetland construído fluxo vertical.....	25
Figura 5 - Fluxograma das etapas experimentais.....	36
Figura 6 - Localização do experimento.....	38
Figura 7 - Esquema gráfico do experimento.....	38
Figura 8 - Corte esquemático do sistema dos WC's.....	39
Figura 9 - Aparato experimental.....	40
Figura 10 - Imagens do antes e após do corte das macrófitas no 471º dia de operação.....	42
Figura 11 - Linha do tempo da operação dos sistemas.....	44
Figura 12 - Posição dos eletrodos nos sistemas de WC.....	48
Figura 13 - Carga média aplicada e eficiência média de remoção média de DQO (a), fósforo (b), N-NTK (c) e N-Amon (d) nas etapas E1, E2, E3 e E4 no WC1, WC2 e WC3.....	61
Figura 14 - Variação dos valores de temperatura nas amostras do afluente e efluente dos WC nas etapas E1, E2, E3 e E4.....	63
Figura 15 - Variação dos valores de pH nas amostras do afluente e efluente dos WC nas etapas E1, E2, E3 e E4.....	64
Figura 16 - Variação dos valores de POR nas amostras do afluente e efluente do WC1, WC2 e WC3 nas etapas E1, E2, E3 e E4.....	66
Figura 17 - Variação dos valores de OD nas amostras do afluente e efluente do WC1, WC2 e WC3 nas etapas E1, E2, E3 e E4.....	66
Figura 18 - Variação dos valores de CE nas amostras do afluente e efluente do WC1, WC2 e WC3 nas etapas E1, E2, E3 e E4.....	70
Figura 19 - Variação dos valores de turbidez nas amostras do afluente e efluente do WC1, WC2 e WC3 nas etapas E1, E2, E3 e E4.....	71
Figura 20 - Variação das concentração de matéria carbonácea em termos de DQO bruta nas amostras do afluente e efluente do WC1, WC2 e WC3 nas etapas E1, E2, E3 e E4.....	74
Figura 21 - Variação dos valores de N-NTK (a), N-Amon (b), nitrito (c) e nitrato (d) nas amostras do afluente e efluente do WC1, WC2 e WC3 nas etapas E1, E2, E3 e E4.....	81
Figura 22 - Variação dos valores de Fósforo Total nas amostras do afluente e efluente do WC1, WC2 e WC3 nas etapas E1, E2, E3 e E4.....	89
Figura 23 - Gráfico de análise de coordenadas principais com distâncias de Bray-Curtis.....	94
Figura 24 - Abundância relativa de bactérias em nível de filo, identificadas nos WC.....	95
Figura 25 - Abundância relativa de bactérias em nível de gênero, identificadas nos WC.....	96
Figura 26 - Valores de tensão obtidos do longo do período de estabilização (a) e de operação das etapas E3 (b) e E4 (c) do WC1, WC2 e WC3.....	105
Figura 27 - Valores de corrente obtidos do longo do período de estabilização (a) e de operação das etapas E3 (b) e E4 (c) do WC1, WC2 e WC3.....	106

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Principais poluentes do esgoto sanitário	18
Quadro 2 - Trabalhos científicos que utilizaram sistemas WCVA	27
Quadro 3 - Principais funções das macrófitas nos WC	29
Quadro 4 - Trabalhos científicos que utilizaram o capim vetiver como macrófita em WC	30
Quadro 5 - Condições operacionais de cada etapa	45
Quadro 6 - Parâmetros físico-químicos, métodos e referências.....	46

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Pesquisas a respeito de <i>wetlands</i> construídos no Brasil.....	22
Tabela 2 - Comparação do desempenho de células combustíveis microbianas acopladas em <i>wetlands</i> construídos.....	34
Tabela 3 - Características físicas dos <i>wetlands</i> construídos.....	40
Tabela 4 - Estatística descritiva da caracterização físico-química do afluente dos <i>wetlands</i> nas etapas E1, E2, E3 e E4.....	53
Tabela 5 - Carga aplicada em cada um dos WC nas etapas E1, E2, E3 e E4, para os parâmetros de DQO, N-NTK, N-amon e PT.....	55
Tabela 6 - Resultados de média, desvio padrão, coeficiente de variação, valores mínimos e máximos das amostras do afluente e efluente do WC1, WC2 e WC3, para os parâmetros de temperatura, pH, POR e OD nas etapas E1, E2, E3 e E4.....	58
Tabela 7 - Resultados de média, desvio padrão, coeficiente de variação, valores mínimos e máximos das amostras do afluente e efluente do WC1, WC2 e WC3, para os parâmetros de CE, turbidez, DQO e PT nas etapas E1, E2, E3 e E4.....	59
Tabela 8 - Resultados de média, desvio padrão, coeficiente de variação, valores mínimos e máximos das amostras do afluente e efluente dos WC1, WC2 e WC3, para os parâmetros de N-NTK, N-amon, nitrito e nitrato nas etapas E1, E2, E3 e E4.....	60
Tabela 9 - Valores do p-valor das eficiências de remoção de DQO para WC1, WC2 e WC3, da comparação entre as etapas E1 e E2, E1 e E4, E2 e E3 e E3 e E4.....	75
Tabela 10 - Valores do p-valor das eficiências de remoção de DQO para as etapas E1, E2, E3 e E4, da comparação entre WC1, WC2 e WC3.....	76
Tabela 11 - Nitrogênio total nas amostras do afluente e efluente do WC1, WC2 e WC3 nas etapas E1, E2, E3 e E4.....	83
Tabela 12 - Valores do p-valor das eficiências de remoção de N-NTK para WC1, WC2 e WC3, da comparação entre as etapas E1 e E2, E1 e E4, E2 e E3 e E3 e E4.....	84
Tabela 13 - Valores do p-valor das eficiências de remoção de N-NTK para as etapas E1, E2, E3 e E4, da comparação entre WC1, WC2 e WC3.....	84
Tabela 14 - Valores do p-valor das eficiências de remoção de N-amon para WC1, WC2 e WC3, da comparação entre as etapas E1 e E2, E1 e E4, E2 e E3 e E3 e E4.....	85
Tabela 15 - Valores do p-valor das eficiências de remoção de N-amon para as etapas E1, E2, E3 e E4, da comparação entre WC1, WC2 e WC3.....	85
Tabela 16 - Valores do p-valor das eficiências de remoção de PT para WC1, WC2 e WC3, da comparação entre as etapas E1 e E2, E1 e E4, E2 e E3 e E3 e E4.....	90
Tabela 17 - Valores do p-valor das eficiências de remoção de PT para as etapas E1, E2, E3 e E4, da comparação entre WC1, WC2 e WC3.....	91
Tabela 18 - Número de sequências, OTUs e índices de diversidade das diferentes amostras.....	93
Tabela 19 - Número de perfis por WC durante o período de operação.....	97

Tabela 20 - Nitrogênio total na massa seca de <i>C. zizanioides</i> no 105º, 471º e 547º dia de operação.....	98
Tabela 21 - Cargas de NT no afluente, efluente e substrato de cada sistema após o 547º dia de operação.	99
Tabela 22 - Cargas de NT no afluente, efluente e plantas de cada sistema, assim como outras vias de remoção, após 547 dias de operação.	99
Tabela 23 - Concentrações e massas de fósforo total dessorvido das amostras do material filtrante no branco e no 547º dia de operação do WC1, WC2 e WC3.	101
Tabela 24 - Cargas de PT no afluente, efluente e substrato de cada sistema após o 547º dia de operação.	101
Tabela 25 - Cargas de PT no afluente, efluente e material filtrante de cada sistema, assim como outras vias de remoção, após 547 dias de operação.	102
Tabela 26 - Valores de tensão, corrente e potência medidos com multímetro durante a adaptação e as etapas E3 e E4.	103
Tabela 27 - Valores médios de densidade de potência em relação a cada par de eletrodos medidos nos sistemas WC1, WC2 e WC3, na fase de estabilização e nas etapas E3 e E4.....	109

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	15
2 OBJETIVOS	17
2.1 Objetivo geral	17
2.2 Objetivos específicos	17
3 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	18
3.1 Esgoto Sanitário	18
3.2 Sistemas de <i>wetlands</i> construídos	19
3.2.1 Classificação dos WC	22
3.2.2 <i>Wetlands</i> construídos de fluxo vertical ascendente (WCVA)	25
3.2.3 Macrófitas	28
3.2.4 Meio suporte	31
3.3 Célula combustível microbiana (CCM)	32
4 MATERIAL E MÉTODOS	35
4.1 Local do Trabalho	37
4.2 Arranjo Experimental	37
4.3 Cobertura Vegetal	41
4.4 Meio Suporte	43
4.5 Condições Operacionais	44
4.6 Monitoramento dos sistemas	46
4.6 Célula combustível microbiana	47
4.7 Amostragem da comunidade bacteriana	49
4.8 Estatística	50
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	52
5.1 Caracterização físico-química do afluente	52
5.2 Desempenho de tratamento dos <i>wetlands</i> construídos	56
5.2.1 Demanda Química de Oxigênio	73
5.2.2 Série Nitrogenada	80
5.2.3 Fósforo total	89
5.3 Avaliação da comunidade microbiana	93
5.4 Nitrogênio no tecido vegetal	97
5.5 Dessorção de fósforo no material filtrante	100
5.6 Conversão de energia das CCM	103
5.7 Síntese integradora	110
6 CONCLUSÕES	111
REFERÊNCIAS	113

1 INTRODUÇÃO

Os sistemas de *wetlands* construídos (WC) são considerados uma solução natural e sustentável para tratamento de esgotos, amplamente empregados no mundo, para tratamento dos mais diversos tipos de efluentes (DOTRO et al., 2017). Em comparação com outras tecnologias de tratamento, os WC apresentam menores requisitos de manutenção, porém em alguns casos, a área requerida para implantação é substancial por se tratarem de sistemas naturais.

Estes sistemas são utilizados para remoção de matéria carbonácea e de sólidos suspensos totais (SST), com eficiências de até 90% de SST e de matéria carbonácea em termos de DQO (DOTRO et al., 2017). Além disto, nessas unidades de tratamento também é possível desenvolver processos de nitrificação, desnitrificação e remoção de fósforo. De forma geral, os WC podem tratar diferentes tipos de águas residuárias, incluindo esgotos sanitários, efluentes industriais e agrícolas, atingindo níveis de tratamento primário, secundário e terciário (HOFFMAN et al., 2011).

Dentre as diferentes modalidades de WC existentes, os WC verticais descendentes (WCVD) se destacam por promoverem o processo de nitrificação em maior magnitude, devido à alimentação intermitente do sistema, por meio de pulsos, o que favorece o arraste de oxigênio para o interior do módulo (PLATZER, 1999). Desta forma, os WCVD são projetados para operarem especialmente em condições aeróbias no seu interior (DOTRO et al., 2017).

A fim de maximizar a remoção completa do nitrogênio total, e não apenas a nitrificação, atualmente, estudos com WC operados sob diferentes configurações e estratégias operacionais tem sido desenvolvidos. Dentre estas estratégias tem sido utilizadas zona saturada no fundo dos WC verticais, recirculação do efluente tratado, ciclos de enchimento e esvaziamento (*tidal flow*), aeração forçada, operação com diferentes tempos de detenção, utilização de diferentes materiais filtrantes, dentre outras (OON et al., 2017; LIMA et al., 2018; JOHN et al., 2019; ROTH et al., 2020; MATEUS e PINHO, 2020).

Além destas estratégias previamente citadas, o uso de WC verticais com fluxo ascendente (WCVA) é uma estratégia operacional empregada para reduzir a transferência de oxigênio, e assim possibilitar a existência de zona anaeróbia, anóxica e aeróbia em uma mesma unidade, as quais podem favorecer o processo

de desnitrificação em maior magnitude, quando comparado ao WCVD (FUCHS et al., 2012).

Estudos com aplicação deste tipo de WC têm sido reportados na literatura, com destaque para a remoção de compostos nitrogenados, fosforados, patógenos (como *E. coli*) e corantes e como componente de sistemas híbridos (CHANG et al., 2011; SRIVASTAVA et al., 2020; OON et al., 2020 e REN et al., 2020). Porém ainda existem poucos estudos utilizando WCVA no Brasil.

Outra abordagem interessante que vem sendo estudada atualmente é a conversão de energia nos sistemas de WC por meio de reações bioquímicas que ocorrem no meio suporte, conhecida como célula combustível microbiana (CCM). Nas CCM os microrganismos existentes no WC catalisam a oxidação da matéria orgânica e convertem em energia elétrica pela transferência de elétrons de um ânodo, localizado na região anaeróbia, para um cátodo, localizado na região aeróbia (RACHINSKI et al., 2010). Assim, a CCM pode auxiliar na remoção da matéria orgânica ao mesmo tempo em que converte energia quando inserida em um WC (DOHERTY et al., 2015).

Considerando estes fatos, o objetivo deste trabalho foi avaliar a influência das diferentes profundidades do material filtrante no comportamento dos WCVA no tratamento de esgotos sanitários e a conversão de energia das CCM nestes sistemas.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

O objetivo geral deste trabalho é avaliar a influência das diferentes profundidades do material filtrante no comportamento dos *wetlands* construídos verticais de fluxo ascendente (WCVA) no tratamento de esgotos sanitários, e a conversão de energia de células combustíveis microbianas integradas aos sistemas.

2.2 Objetivos específicos

Para alcance do objetivo geral, os seguintes objetivos específicos foram propostos:

- Avaliar o desempenho dos WCVA integrados com CCM na remoção da matéria carbonácea, nitrogenada e fosforada dos esgotos sanitários em diferentes condições operacionais;
- Comparar a capacidade de conversão de energia das CCM nos WCVA em diferentes escalas;
- Identificar a dinâmica bacteriana presente no material filtrante dos WCVA ao término do período operacional e;
- Quantificar a concentração de nitrogênio assimilado pelo tecido vegetal das macrófitas e de fósforo total adsorvido no material filtrante após o término das etapas operacionais.

3 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

3.1 Esgoto Sanitário

Segundo relatório da OMS, 74% da população mundial possuía ao menos o serviço básico de saneamento, sendo que essa cobertura era de apenas 59% na área rural (OMS/UNICEF, 2019). A falta de tratamento do esgoto sanitário pode causar diversos danos à saúde e impactos negativos ao ambiente.

O esgoto sanitário de origem doméstica é composto de aproximadamente 99,9% de água e 0,1% de matéria orgânica e inorgânica, sólidos suspensos e dissolvidos e microrganismos (SPERLING, 2007). No Quadro 1 são listados os principais poluentes do esgoto sanitário e seus possíveis efeitos danosos.

Quadro 1 - Principais poluentes do esgoto sanitário

Poluente	Principais parâmetros	Possíveis efeitos do poluente
Sólidos suspensos	Sólidos suspensos totais	Depósitos de lodo Adsorção de poluentes Proteção para patógenos Problemas estéticos
Matéria orgânica biodegradável	Demanda bioquímica de oxigênio	Consumo de oxigênio Morte de peixes Condições sépticas
Nutrientes	Nitrogênio Fósforo	Crescimento excessivo de algas Ambiente tóxico para os peixes Contaminação dos lençóis freáticos Doenças em recém nascidos
Patógenos	Coliformes	Doenças transmitidas através da água
Matéria orgânica não biodegradável	Pesticidas Detergentes	Toxicidade Espuma Redução da transferência de oxigênio Não-biodegradabilidade Mau cheiro
Metais	Elementos específicos (As, Cd, Cr, Cu, Hg, dentre outros)	Toxicidade Inibição do tratamento biológico de esgotos Problemas no uso do lodo na agricultura Contaminação dos lençóis freáticos
Sólidos Dissolvidos Inorgânicos	Sólidos dissolvidos totais Condutividade	Salinidade excessiva Toxicidade para plantas Problemas com a permeabilidade do solo

Fonte: Adaptado de Sperling (2007).

O uso de tecnologias para tratamento destes resíduos e sua correta disposição final é de extrema importância para evitar danos à população e ao ambiente. Para que seja feita remoção destes poluentes existe o conceito de nível de tratamento (preliminar, primário, secundário e terciário), que varia de acordo com as características físico-químicas do esgoto sanitário (SPERLING, 2005).

Para o caso de esgoto doméstico, os WC são mais utilizados como nível de tratamento secundário (KADLEC et al., 2000), porém também podem ser utilizados como níveis de tratamento primário ou terciário, dependendo das características do efluente. Além disso, estas unidades também podem tratar efluentes de origem industrial e agrícola (DOTRO et al., 2017).

3.2 Sistemas de *wetlands* construídos

Os WC são uma forma natural e eficiente de tratar vários tipos de águas residuárias poluídas. Estes sistemas são projetados e construídos inspirados nos *wetlands* encontrados na natureza que, com *design* otimizado, utilizam plantas e solos em associação a microrganismos para remover contaminantes de águas residuárias (SUDARSAN et al., 2017). Esta remoção se dá através de sedimentação, filtração, precipitação e adsorção química, interações microbianas e adsorção pela vegetação (KIVAISI, 2001).

Segundo Thorslund et al. (2017), além do tratamento das águas residuárias, alguns benefícios que os WC trazem incluem sequestro de carbono, regulação da umidade do solo, apoio à biodiversidade, regulação de inundações, proteção da qualidade da água e proteção costeira.

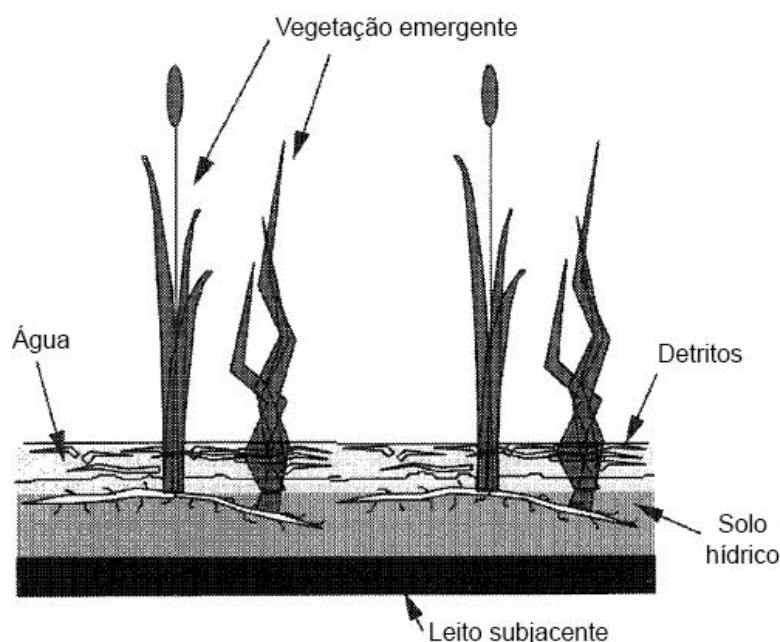
Na natureza, os *wetlands* podem ser encontrados como áreas alagadas ou de solo saturado, em que a água flui abaixo da superfície. No entanto, alguns elementos são comuns nos ecossistemas naturais de *wetlands*:

- o solo hídrico, também chamado de substrato ou meio filtrante, é geralmente saturado e onde estão localizadas as raízes das plantas;
- a água, que fornece *habitat* para os organismos, algumas plantas e algas e microrganismos;
- a vegetação emergente, vasculares, com raízes e hidrofílicas, podendo ser herbácea ou lenhosa;

- os detritos, a acumulação de matéria orgânica viva ou morta e;
- o leito subjacente, geralmente saturado e abaixo da zona de raízes (KADLEC, 2000).

Na Figura 1 pode ser observada a estrutura de um *wetland* natural e seus elementos principais.

Figura 1 - Wetland natural



Fonte: Adaptado de Kadlec (2000).

Os WC não precisam necessariamente possuir todos os elementos dos *wetlands* naturais, mas ao serem projetados deve-se levar em conta fatores físicos e operacionais como: tipo do WC a ser construído, concentrações de entrada e saída dos poluentes, carga hidráulica, ecologia e comunidade vegetal, tamanho, proporção e profundidade, clima e ganho ou perda de água associados, dentre outros (DOTRO et al., 2017).

Segundo Vymazal (2010), todos os tipos de WC são eficientes na remoção de matéria orgânica e sólidos em suspensão, enquanto que para remoção de nitrogênio geralmente é necessário promover a combinação de vários tipos de WC. Para melhorar a remoção de fósforo pode ser usado um meio suporte que possua alta capacidade de sorção. Além disso, os WC também são eficientes na remoção da demanda bioquímica de oxigênio (DBO), bem como de metais, produtos químicos orgânicos e patógenos (KADLEC et al., 2000).

O estudo dos WC teve início na Alemanha no começo do século XX, com a depuração de águas residuárias pelo processo rizosférico, mas o tratamento de esgotos por meio de sistemas alagados é notado desde as primeiras civilizações, na Mesopotâmia e Grécia antiga em terrenos tratados e semeados (KICKUTH, 1998). Nos anos 50 o cientista alemão Kathe Seidel empregou um sistema de WC para remoção de fenol e redução da carga orgânica de efluente industrial (KADLEC e KNIGHT, 1996).

No Brasil, os primeiros estudos acerca deste tema tiveram início no começo dos anos 80, com os pesquisadores Salati e Rodrigues (SEZERINO et al., 2015). Nos anos 90 as pesquisas foram ampliadas, mas foi a partir do ano 2000 que se intensificaram e se espalharam por todo o país, com diferentes configurações em relação a meio filtrante, macrófitas e condições operacionais (SEZERINO et al., 2015).

Na Tabela 1 é apresentado um apanhado da pesquisa científica a respeito dos WC no Brasil.

Tabela 1 - Pesquisas a respeito de *wetlands* construídos no Brasil

Referência	Efluente	Macrófita	Escoamento	Área Superficial (m ²)
Teixeira et al. (2018)	efluente sintético	<i>Chrysopogon zizanioides</i> e <i>Cynodon spp.</i>	subsuperficial horizontal	0,68
Lima et al. (2018)	efluente sintético	<i>Eichhornia crassipes</i>	subsuperficial vertical	0,2
Matos et al. (2018)	efluente sanitário	-	subsuperficial horizontal	1
Fioreze e Mancusso (2019)	efluente de tanque séptico	-	subsuperficial horizontal	96
Matos et al. (2019)	efluente de reator anaeróbio	<i>Typha latifolia</i>	subsuperficial horizontal	72
Trein et al. (2019)	efluente após tratamento preliminar	<i>Cynodon dactylon Pers.</i>	subsuperficial vertical (sistema francês)	87,3
Vasconcellos et al. (2019)	efluente de reator UASB	<i>Typha latifolia</i>	subsuperficial horizontal	75
Saraiva et al. (2019)	efluente gerado no processo de limpeza de tanque de resfriamento de leite	<i>Pennisetum purpureum Schum.</i> e <i>Cynodon spp.</i>	subsuperficial horizontal	2,5
Avelar et al. (2019)	efluente de tanque séptico	<i>Mentha aquatica</i>	subsuperficial horizontal	24
Fia et al. (2020)	efluente de suinocultura	<i>Cynodon spp.</i> e <i>Typha latifolia</i>	subsuperficial horizontal	1
Marcelino et al. (2020)	efluente sintético	<i>Pistia stratiotes L.</i>	subsuperficial vertical	0.2

Legenda: - não informado no artigo;

Fonte: Autoria própria (2020).

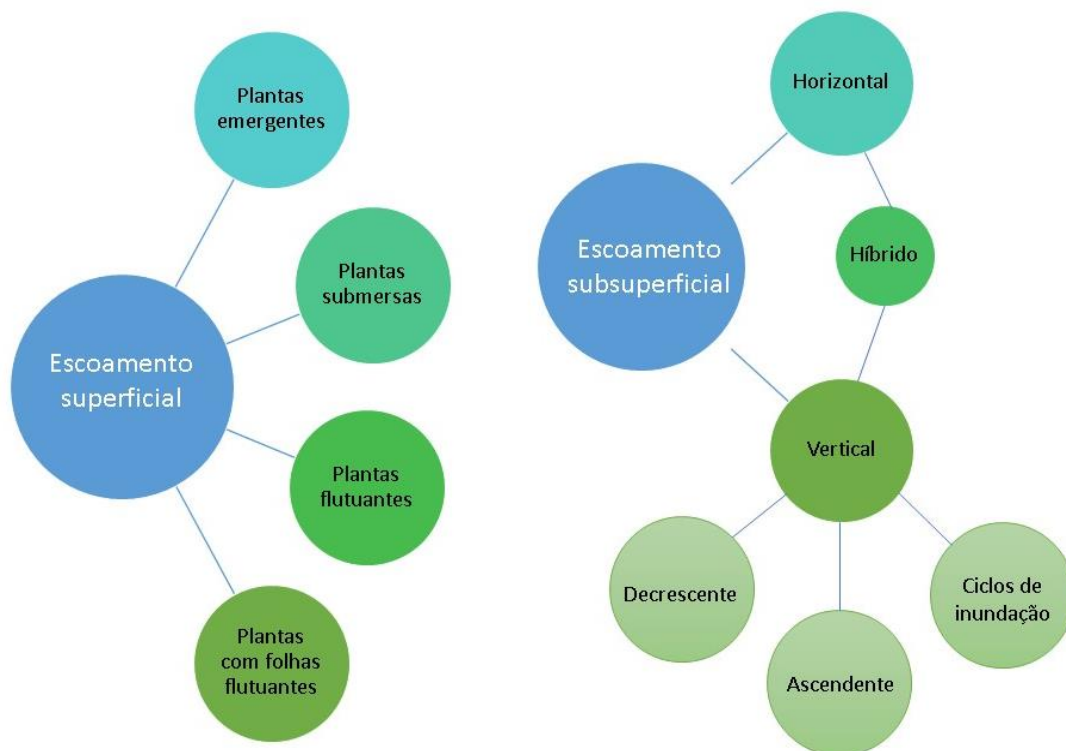
Segundo Hoffman et al. (2013), o uso dos WC tem se tornado cada vez mais popular no mundo e podem ser aplicados para tratamento de esgotos de origem municipal e doméstico ou águas cinzas, no tratamento terciário de efluentes de estações de tratamento convencionais, águas pluviais e efluentes industriais, dentre outros.

3.2.1 Classificação dos WC

A classificação dos WC é baseada no tipo de vegetação utilizada (emergente, submersa, flutuante ou com folhas flutuantes) e na hidrologia (superficial ou subsuperficial), sendo que os sistemas subsuperficiais podem ter fluxo horizontal ou

vertical (VYMAZAL, 2010). A escolha do WC para cada tipo de esgoto a ser tratado é necessário escolher qual é o mais indicado para determinada situação (DOTRO, 2017). Na Figura 2 é apresentado um fluxograma das combinações possíveis de sistemas de WC.

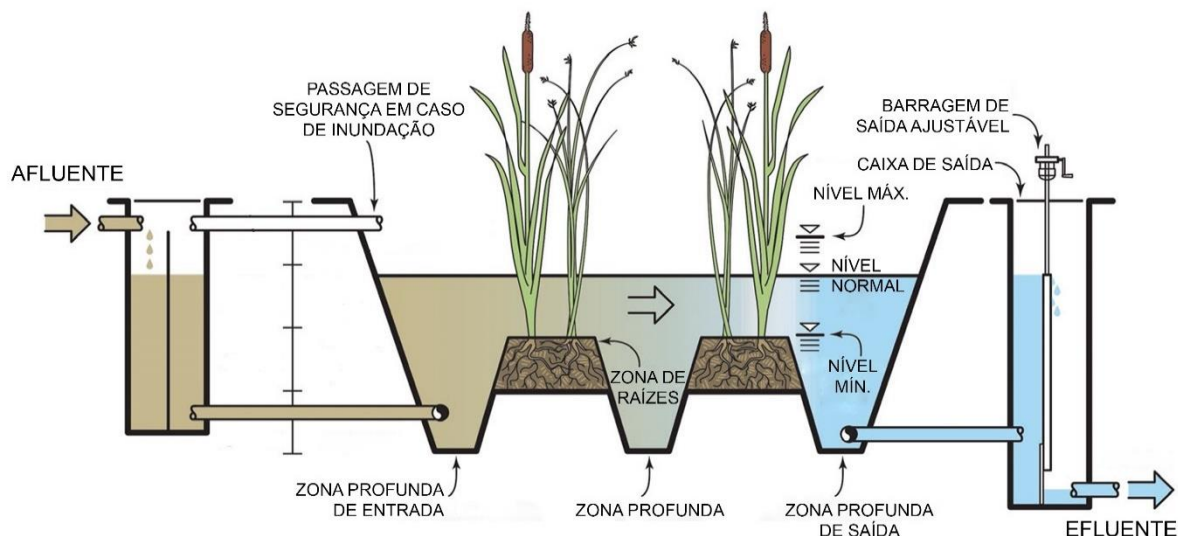
Figura 2 - Classificação dos *wetlands* construídos



Fonte: Adaptado de Sezerino et al. (2015).

Nos WC de escoamento superficial (WCES) a água flui através da superfície de um ponto a outro ou em alguns casos é perdida através de evapotranspiração e infiltração (KADLEC et al., 2000). Segundo Dotro et al. (2017), este tipo de WC pode ter profundidade constante ou variável, pode ser total ou parcialmente vegetada, com vegetação emergente, submersa ou flutuante e com variação da área superficial. Na Figura 3 é apresentado um esquema gráfico de um WCES.

Figura 3 - Wetland construído fluxo superficial



Fonte: Adaptado de Dotro et al. (2017).

Segundo Vymazal (2010), os WCES são eficientes na remoção de matéria orgânica pela degradação microbiana e na remoção de sólidos suspensos através da decantação e filtração. Ainda segundo o autor, o nitrogênio é removido primeiramente por nitrificação seguida de desnitrificação e amonificação. A retenção de fósforo é geralmente baixa neste sistema devido ao contato limitado que a água tem com as partículas de solo que auxiliam na sua adsorção ou precipitação.

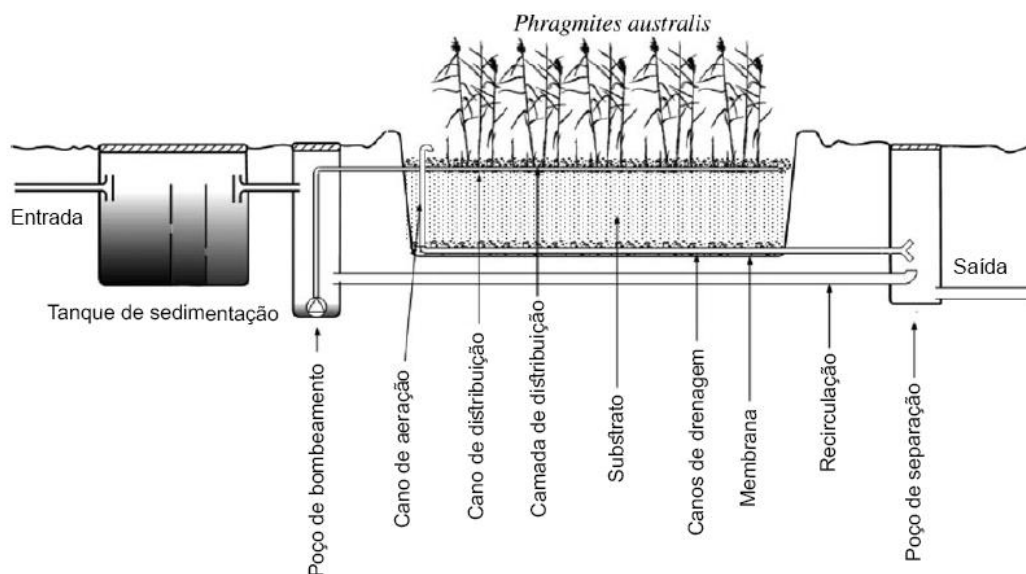
Os WC subsuperficiais de fluxo horizontal (WCFH) são alimentados pela área de entrada e fluxo escoam lentamente debaixo da superfície através do meio filtrante até a área de saída (KADLEC et al., 2000). Embora estes sistemas sejam mais utilizados em pequenas comunidades ou residências unifamiliares, possuem outras aplicações como para tratamento de efluentes industriais (KADLEC; WALLACE, 2009).

Os WC subsuperficiais de fluxo vertical (WCFV) podem ter o escoamento no sentido ascendente ou descendente. O efluente a ser tratado é inserido no sistema logo abaixo da superfície e coletada no fundo no sentido descendente, e ao contrário no fluxo ascendente.

Com um WC de fluxo vertical descendente (WCVD) com recirculação e adição de policloreto de alumínio no tanque de sedimentação, Brix e Arias (2005) obtiveram remoção de 95% de DBO e de 90% de fósforo. Na Figura 5 é apresentado um esquema gráfico deste sistema.

Na Figura 4 é apresentado um esquema gráfico de um WCFV

Figura 4 - Wetland construído fluxo vertical



Fonte: Adaptado de Brix e Arias (2005).

3.2.2 Wetlands construídos de fluxo vertical ascendente (WCVA)

Nos WCVA a introdução das águas residuais ocorre na parte inferior do leito e a mesma gradualmente se move para cima através das camadas do meio suporte e da zona da raiz da planta, o seu efluente é coletado na superfície do leito ou alguns centímetros abaixo da superfície (GHOSH; GOPAL, 2010).

Uma das vantagens deste modo operacional é a possibilidade de se aplicar um TDH maior, o que permite maior tempo de contato entre a água residual e os componentes do sistema, assim, melhores taxas de remoção de nutrientes (STEFANAKIS, 2014).

Neste tipo de sistema, o oxigênio dentro do leito apresenta uma diminuição da sua concentração conforme a sua profundidade, ou seja, condições aeróbias tendem a dominar as camadas superiores do leito enquanto na região inferior predomina um ambiente anaeróbio (ONG et al., 2010).

Enquanto nos WCVD a remoção de nitrogênio é limitada ao processo de nitrificação, por sua condição predominante ser aeróbia, nos WCVA esse problema é parcialmente resolvido, visto que a criação de zonas anaeróbias e aeróbias dentro de um mesmo módulo possibilita uma remoção maior deste nutriente (JOHN et al., 2019).

Grande parte das pesquisas que empregam os sistemas WCVA o utilizam de forma híbrida, normalmente precedidos de um WCFH (REN et al., 2020; SRIVASTAVA et al., 2020; GRUPTA et al., 2021).

No Quadro 2 são apresentados alguns resultados de pesquisas que utilizaram sistemas WCVA.

Quadro 2 - Trabalhos científicos que utilizaram sistemas WCVA

Referência	Local	Meio filtrante	Efluente	CCM	Características	TDH	Conclusão
Oon et al. (2020)	Malásia	Cascalho	Efluente sintético	Eletrodos de feltro de carbono	Plantado com <i>typha latifolia</i> e aeração artificial em uma vazão de 600 mL min ⁻¹	24 horas	Remoção média de DQO de 72%
John et al. (2020)	Chongqing, China	Cascalho	Efluente de esgoto doméstico	Sem CCM	Plantado com <i>C. Alternifolius</i> e <i>I. Pseudocorus</i> , diversas intensidades de aeração analisadas	96 horas	Remoção média de 92,6% de DQO, 81,1% de NT e 84,4% de PT
Song et al. (2018)	Najing, China	Cascalho	Efluente sintético	Eletrodos de carvão ativado granular	Plantado com <i>Ipomoea aquática</i> e análise da comunidade bacteriana presente no sistema	72 e 36 horas	Remoção de 94,4% de DQO
Xu et al. (2018)	Jinan, China	Areia de quartzo, lodo e carvão ativado	Efluente sintético	Eletrodos de malha de titânio de camada única e carvão ativado	Plantado com <i>Phragmites australis</i>	72 horas	Remoção de DQO 82,32% e de PT 95,06%
Oon et al. (2017)	Perlis, Malásia	Cascalho	Efluente sintético	Eletrodos de carvão ativado	Plantado com <i>Elodea nuttallii</i> e com aeração forçada em diferentes intensidades	24 horas	99% de remoção de DQO e 50 e 81% de N-NO ₃ ⁻ e N-NH ₄ ⁺ respectivamente

Legenda: CCM - célula combustível microbiana; TDH - tempo de detenção hidráulica; DQO - demanda química de oxigênio; NT - nitrogênio total; PT - fósforo total; N-NH₄⁺ - nitrogênio amoniacal; N-NO₃⁻ - nitrato;

Fonte: Autoria própria (2020).

3.2.3 Macrófitas

As macrófitas são plantas vasculares que têm seus tecidos facilmente visíveis. Nos WC, as macrófitas são o componente estrutural mais dominante, sendo o conhecimento de suas características e propriedades essencial para o projeto, execução e operação de um WC (KADLEC et al., 2000).

Segundo Esteves (1998), as macrófitas aquáticas podem ser classificadas em:

- emersas ou emergentes, enraizadas mas com folhas fora da água (exemplo: *Typha*);
- com folhas flutuantes, enraizadas, com folhas que flutuam na superfície (exemplo: *Nymphaea*);
- submersas enraizadas, que crescem totalmente submersas (exemplo: *Egeria*);
- submersas livres, permanecem flutuando submergidas na água (exemplo: *Utricularia*) e;
- flutuantes, que flutuam na superfície da água (exemplo: *Lemna*).

Para Brix (1994), macrófitas são indispensáveis em um sistema de WC por se estabilizarem na superfície do sistema, proporcionarem boas condições para a filtração do efluente, evitarem colmatção nos sistemas de fluxo vertical, se isolarem da geada durante o inverno e fornecerem área de superfície para o crescimento microbiano.

No Quadro 3 é apresentado um resumo das principais possíveis contribuições da macrófita aos sistemas de WC:

Quadro 3 - Principais funções das macrófitas nos WC

Parte da macrófita	Papel no processo de tratamento
Tecido vegetal aéreo	Atenuação da luz → redução do crescimento de fitoplâncton Influência no microclima → isolamento durante o inverno Redução da velocidade do vento → reduz o risco de ressuspensão Atrativo estético para o sistema Acúmulo de nutrientes
Tecido vegetal submerso	Filtrar grandes detritos Redução da velocidade hidráulica → aumento da taxa de sedimentação e diminuição dos riscos de ressuspensão Fornecimento de área para crescimento de biofilme Liberação de oxigênio – aumento da degradação aeróbia Absorção de nutrientes
Raízes e rizomas no sedimento	Diminuição da erosão no sedimento Prevenção de colmatação em sistemas verticais Liberação de oxigênio – aumento de biodegradação e nitrificação Fornecimento de área para bactérias e outros microrganismos Absorção de nutrientes Liberação de antibióticos

Fonte: Adaptado de Brix (1997).

Para o presente trabalho, a cobertura vegetal escolhida foi o capim vetiver (*Chrysopogon Zizanioides (L.) Roberty*), uma gramínea perene de sistema radicular maciço. Segundo Truong et al. (2008), a raiz da planta pode chegar a três ou quatro metros no primeiro ano, fazendo com que esta espécie seja tolerante à seca e difícil de se movimentar em uma forte correnteza.

Segundo Maffei (2002), o capim vetiver pode chegar a medir mais de dois metros de altura, suporta temperatura mínima de até -15 °C, pode sobreviver em ambientes de umidade baixa e se adapta bem tanto em ambientes ácidos (pH 3), quanto em ambientes alcalinos (pH 11). Segundo este autor, esta espécie é tolerante a altos níveis tóxicos de metais, como alumínio e manganês, e difícil de se estabelecer em ambientes com sombras.

No Quadro 4 são apresentados alguns resultados de pesquisas que utilizaram o capim vetiver como macrófita em seus sistemas de WC.

Quadro 4 - Trabalhos científicos que utilizaram o capim vetiver como macrófita em WC

Referência	Local	Meio filtrante	Efluente	Características	TDH	Conclusão
Kiiskila et al. (2019)	Illinois, Estados Unidos da América	-	Águas ácidas de drenagem de mina	WC de fluxo livre em barris hidropônicos de 378,5 L para remoção de metais	28 dias	81% de remoção de ferro e chumbo
Panja et al. (2018)	-	-	Resíduo industrial de compostos orgânicos explosivos	-	-	Remoção de 96,79 e 100%, respectivamente, de DNAN, NQ e RDX. E mais de 95% de remoção de nitrogênio
Badejo, Omole e Ndambuki (2018)	Pretória, Africa do Sul	Granito diâmetro 15 a 20 mm	Esgoto Sanitário municipal	Fluxo vertical descendente 1,2 m ² de área superficial	30 dias	Remoção de 81% de DQO, 91% de NTK e 98% de sólidos suspensos totais
Effendi, Munawaroh e Ayu (2017)	Java Oeste, Indonésia	-	Águas contaminadas com óleo	WC de fluxo livre e área superficial 0.16m ²	21 e 28 dias	Remoção de DQO de 82 a 85% e no teor de óleo de 90 a 91%
Almeida et al. (2017)	Beja, Portugal	Argila expandida	Efluente sintético	Fluxo vertical descendente 0,24 m ² de área superficial	1,3 horas	Remoção de nitrato de 57 a 63%
Seroja et al. (2018)	Bogor, Indonésia	Zeliac	Águas residuárias da produção de tofu	WC de fluxo livre	15 dias	Remoção de 76 de DQO, 75% de sólidos suspensos totais e aumento do pH para 7,8

Legenda: - não informado no artigo; DNAN: dinitroanisole; NQ: nitroguanidina; RDX: hexahidro-1,3,5-trinitro-1,3,5-triazina; Zeliac: meio filtrante que consiste em zeólita, carvão ativado, calcário, cinza de casca de arroz e cimento Portland.

Fonte: Autoria própria (2020).

O capim vetiver apresenta alta resistência a pragas e doenças (MAFFEI, 2002), e também é resistente ao fogo, geada, tráfego e pressão (TRUONG, 2008). Além disso, de acordo com Truong (2000), esta espécie tem capacidade de reduzir o fósforo em até 99% depois de 3 semanas e o nitrogênio em até 74% em 5 semanas, além de remover nutrientes dissolvidos e reduzir o crescimento de algas em até dois dias.

De acordo com mesmo autor, a capacidade do capim vetiver de tolerar solos inundados e de absorver e descontaminar o ambiente de agroquímicos e nutrientes o torna adequado para uso em WC. Truong (2000) destaca ainda que as densas extensões das hastes rígidas e eretas e o sistema radicular estruturado desta espécie podem melhorar a estabilidade do leito e a absorção de nutrientes, além de fornecerem um ambiente que estimula processos microbiológicos na rizosfera.

3.2.4 Meio suporte

O meio suporte é um importante componente do sistema de WC por servir de apoio para as plantas e auxiliar no crescimento e desenvolvimento do biofilme. Segundo Kadlec e Wallace (2009), é nesta área que se aumenta o contato entre o efluente e as zonas ativas, biofilme e rizosfera.

Segundo Stottmeister (2003), os parâmetros físicos, como distribuição de tamanho de grão, espaços de poros, tamanho efetivo dos grãos, graus de irregularidade e coeficiente de permeabilidade são fatores importantes que podem influenciar no sistema de tratamento.

Para Kadlec (2000), partículas muito pequenas tem condutividade hidráulica muito baixa e partículas maiores tem condutividade hidráulica alta, mas possuem pouca área de superfície por unidade de volume para o habitat microbiano, enquanto as partículas angulares médias podem ser hostis à propagação das raízes.

Segundo Machado et al. (2017), o meio suporte exerce grande influência na remoção de fósforo. Ainda segundo estes autores, no Brasil os materiais mais utilizados são a brita, areia ou a mistura de ambos, fazendo com que o principal mecanismo de remoção de fósforo seja por precipitação ou absorção da planta.

Para os sistemas de WC deste trabalho foram utilizados fragmentos de blocos cerâmicos como meio suporte. Lima et al. (2018) avaliaram seis sistemas de WC

utilizando três diferentes materiais como meio suporte (brita, argila expandida e tijolo vermelho) e concluíram que o tijolo vermelho teve melhor desempenho na remoção de fósforo (com uma média de 87%).

Marcelino et al. (2020) avaliaram três sistemas de WC com agregado de argila expandida, argila expandida com fragmentos de porcelanato e tijolos como meio suporte, e concluíram que, este último, obteve melhor desempenho na remoção de compostos nitrogenados comparado aos demais (NTK 73% e N-NH₃ 70%).

3.3 Célula combustível microbiana (CCM)

Michael C. Potter é considerado o responsável pelo descobrimento da CCM por ter observado que era possível gerar eletricidade a partir do metabolismo microbiano de compostos orgânicos no ano de 1911 quando registrou uma força elétrica entre os eletrodos inseridos em uma cultura de *E. coli* (SINGH e MAHAPATRA, 2019).

As publicações que mencionam a expressão “célula combustível microbiana” aumentaram 60 vezes entre os anos 1998 e 2009, com destaque para os Estados Unidos da América e China como líderes de publicação (PANT et al., 2010).

A CCM tem o funcionamento comparável ao da pilha de Daniell, na qual é gerada corrente contínua a partir de uma diferença de potencial de oxidação entre dois pólos, o cátodo e o ânodo (MARCON, 2011).

A diferença entre as duas é que, na CCM a oxidação do eletrodo é realizada pela ação de microrganismos que utilizam os elétrons gerados no seu metabolismo e os transfere para o ânodo. A partir disso, os elétrons gerados são conduzidos até o cátodo, resultando na geração de corrente elétrica (MARQUES, 2014).

No ânodo, que atua como o polo negativo no sistema, ocorre a reação de oxidação, em que há geração de elétrons, que só é possibilitada em ambiente anaeróbico (LOGAN, 2007). Já no cátodo, polo positivo, é necessário um ambiente aeróbico, para que o oxigênio atue como o aceptor dos elétrons gerados no ânodo, promovendo a reação de redução no meio (CARVALHO, 2010).

Pesquisas atuais buscam estudar as variações dos WC para identificar quais mais viabilizam o uso da CCM como fonte de energia elétrica, tendo em vista

redução de custos e facilidade de construção e operação (OON et al., 2015; SABA et al., 2019; TURKER et al., 2017; WANG et al., 2017 e WU et al., 2017).

Deve-se levar em conta a composição dos materiais que serão inseridos nos WC para compor a CCM, pois estes estarão expostos à ambientes oxidantes e redutores e existe a necessidade de lançar um efluente que se enquadre nos padrões das normativas existentes. Desta forma, os pesquisadores tem buscado alternativas que substituam os eletrodos metálicos por derivados de carbono, como grafite e carvão (ZANETTI, 2020).

Embora o grafite e o carbono não sejam tão eletricamente condutores quanto os metais, eles possuem propriedades não oxidativas, oferecem um ambiente de alta e porosa superfície benéfico para a fixação e crescimento de biofilme, baixo custo e estudos mostram que estes materiais apresentam sustentabilidade em relação a condutividade dos elétrons a longo prazo (LIU et al., 2014; LIM et al., 2003).

Doherty et al. (2015) afirmam que WC e CCM são tecnologias compatíveis, já que ambas dependem da ação de bactérias, sendo a primeira aplicada para remoção de contaminantes e a segunda para conversão de eletricidade. Os autores concluíram que é possível observar tendência na utilização de sistemas verticais de fluxo ascendente com alimentação contínua com as CCM.

Estudos apontam que a inserção das CCM nos WC também pode apresentar vantagens como melhora na eficiência de degradação de substâncias orgânicas, purificação do ar e assimilação de dióxido de carbono (DE SCHAMPHELAIRE et al., 2008; SABA et al., 2019).

Na Tabela 2 é apresentado um panorama geral de estudos realizados com diferentes configurações de WC e eletrodos e a energia elétrica mensurada em cada situação.

Tabela 2 - Comparação do desempenho de células combustíveis microbianas acopladas em *wetlands* construídos.

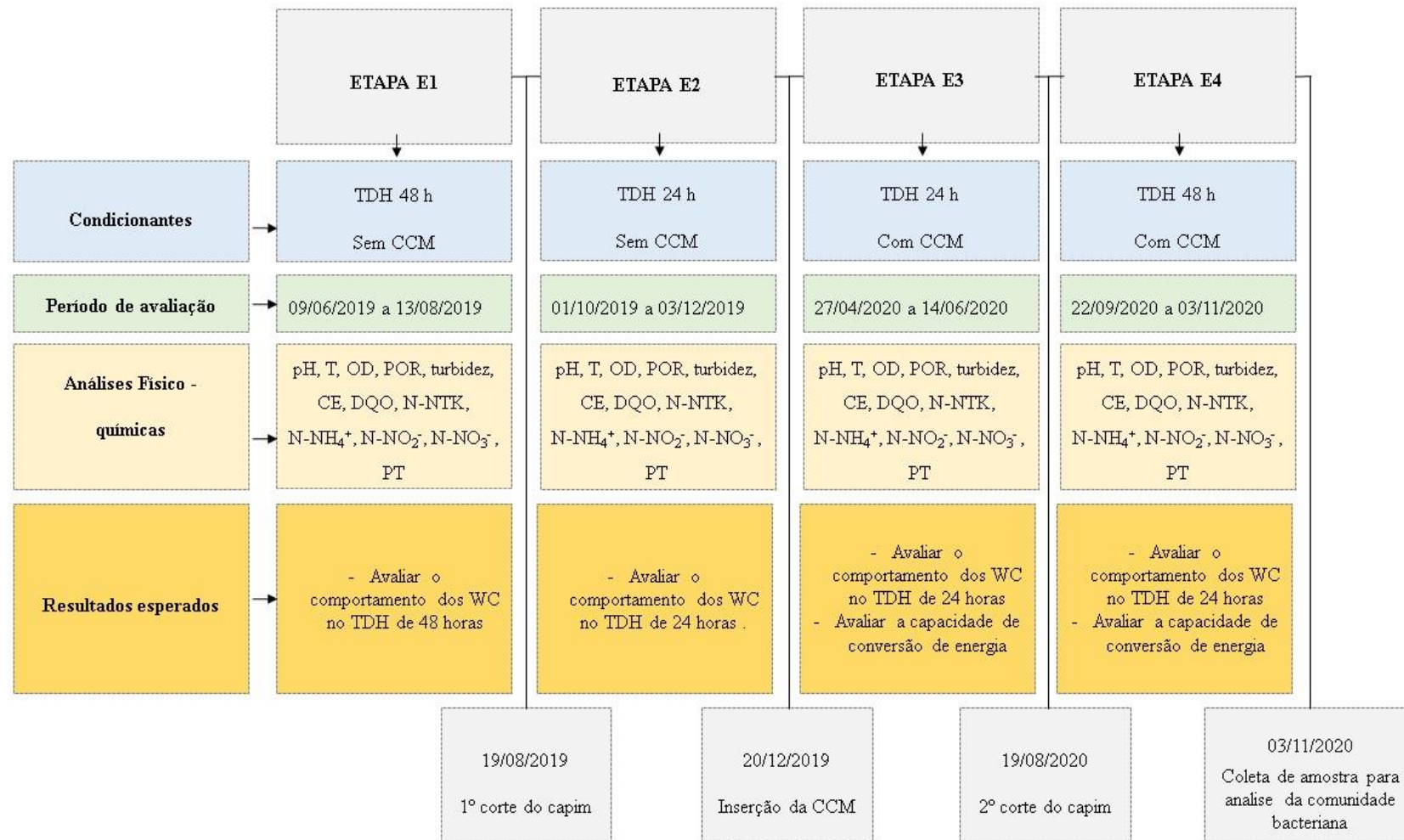
Modo de operação do WC	Eletrodos		Tamanho do eletrodo (cm)	Máxima densidade de potência (mW m ⁻³)	Referências
	Ânodo	Cátodo			
Vertical ascendente e descendente	disco de grafite	disco de grafite	10	268	Doherty et al. (2015)
Vertical ascendente	Carvão ativado granular	Carvão ativado granular	15	852	Fang et al. (2015)
Vertical por batelada	grafite granular	tecido de carbono revestido com platina	-	320,8	Srivastava; Yadav; Mishra, (2015)
Vertical ascendente	Carvão ativado	Carvão ativado	30	93,0	Oon et al. (2016)
Vertical ascendente	Carvão ativado	Carvão ativado	15	184,75	Oon et al. (2017)

Fonte: Adaptado de Oon et al. (2017).

4 MATERIAL E MÉTODOS

Neste capítulo apresenta-se a metodologia aplicada para o cumprimento dos objetivos propostos. Nesse sentido, um descritivo dos sistemas de WC, materiais utilizados e monitoramento são abordados nesse item. A parte experimental compreendeu a operação de três sistemas de WC, com diferentes profundidades do material filtrante, os quais foram operados em diferentes etapas vinculadas a diferentes condições operacionais. Na Figura 5 é apresentado um fluxograma esquemático com os procedimentos experimentais realizados neste trabalho.

Figura 5 - Fluxograma das etapas experimentais



Legenda: pH – potencial Hidrogeniônico; T – temperatura; OD – oxigênio dissolvido; POR – potencial redox; TDH – tempo de detenção hidráulica; CE – condutividade elétrica; DQO – demanda química de oxigênio; N-NTK – nitrogênio total Kjeldahl; N-NH₄⁺ – nitrogênio amoniacal; N-NO₂⁻ – nitrito; N-NO₃⁻ – nitrato; PT – fósforo total; CCM – célula combustível microbiana; NT – nitrogênio total

Fonte:

Autoria

própria

(2020).

4.1 Local do Trabalho

Os experimentos foram conduzidos no Laboratório de Saneamento (LabSan) na Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR), câmpus Curitiba, sede Ecoville (25°26'39"S, 49°21'16"O). O município de Curitiba, estado do Paraná, está localizado no primeiro planalto paranaense em altitude média de 934,36 m acima do nível do mar.

O clima é classificado como temperado subtropical úmido (Cfb) sem período de seca definido, com temperatura média de 22 °C no verão e de 18 °C no inverno (IAPAR, 2000). A precipitação média anual é de 1.450 mm e a umidade relativa do ar é de 81% (IAPAR, 2000).

4.2 Arranjo Experimental

A montagem e operação dos sistemas de WC tiveram início em 2018 pelo Msc. Claudir José Moraes, orientado pelo Prof. Fernando Hermes Passig. Os detalhes de confecção, montagem e instalação dos WC podem ser verificados em Moraes (2019).

Neste trabalho, 3 unidades de WCVA foram operados para avaliar a influência da profundidade do material filtrante, do tempo de detenção hidráulica na remoção de matéria orgânica carbonácea, nitrogenada e fosfatada das águas de um córrego. Além disto, também foi avaliada a influência da inserção de uma CCM nestes sistemas.

Os WC foram instalados na área externa do Laboratório de Saneamento (LabSan), no Bloco IJ, da UTFPR, próximo ao 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 característicos como de baixa ("fraco") a média concentração ("médio") em termos de matéria orgânica (SPERLING, 2005). Na Figura 6 é indicada a localização dos sistemas na UTFPR.

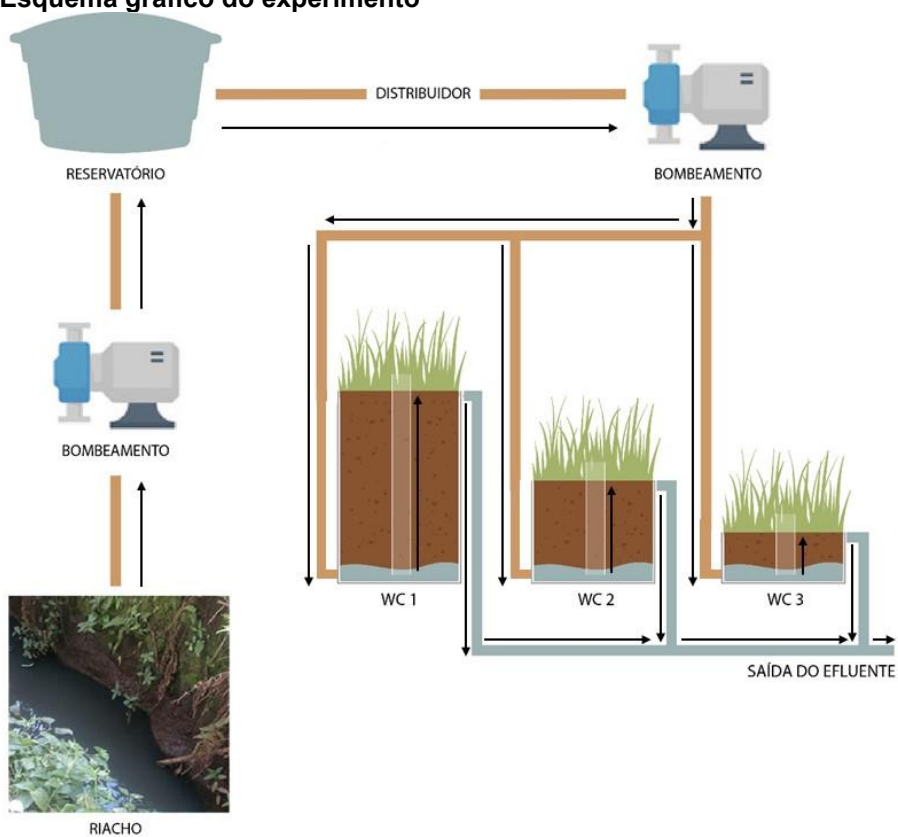
Figura 6 - Localização do experimento



Fonte: Autoria própria (2020).

Na Figura 7 é apresentada uma representação esquemática da configuração do sistema de tratamento.

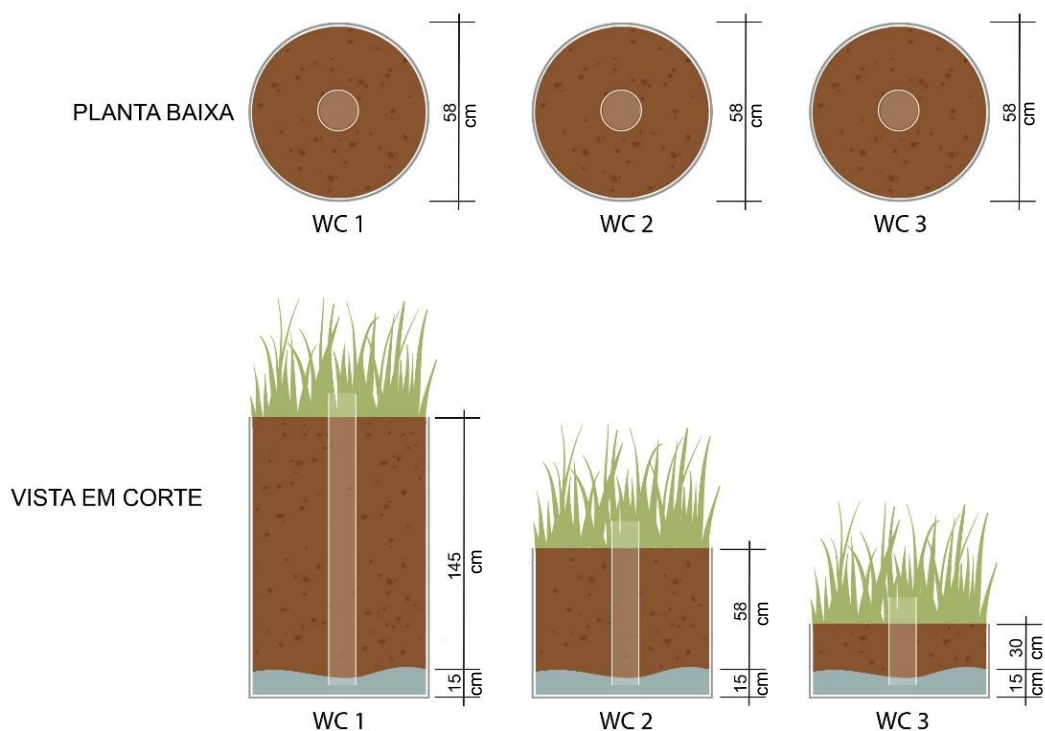
Figura 7 - Esquema gráfico do experimento



Fonte: Autoria própria (2020).

Os sistemas em escala piloto (área superficial = 0,22 m²), foram confeccionados em reservatórios circulares de polietileno de alta densidade (PEAD) com diâmetro de 0,58 m e altura total de 0,95 m, totalizando volume total de 250 L. A diferença entre os sistemas está na profundidade das camadas do material filtrante. A partir de uma camada de 0,15 m de altura de fundo falso, os WC seguem a seguinte configuração: o WC1 possuía uma profundidade de material filtrante de 1,45 m, o WC2 apresentou uma profundidade de 0,58 m, enquanto que o WC 3 apresentou uma profundidade de 0,30 m. Na Figura 8 é apresentado um desenho esquemático detalhado de cada WC, com as dimensões em cm.

Figura 8 - Corte esquemático do sistema dos WC's



Fonte: Autoria própria (2020).

Uma tubulação de 100 mm de diâmetro de cloreto de polivinila (PVC) foi fixada no centro de cada WC para auxiliar na alimentação dos sistemas e realização de medidas diretas de monitoramento da qualidade, tais como o potencial de oxirredução (POR) e oxigênio dissolvido (OD). Na Tabela 3 são apresentadas características físicas de cada WC.

Tabela 3 - Características físicas dos wetlands construídos

Características	Unidade	WC 1	WC 2	WC 3
Área superficial	m ²	0,22	0,22	0,22
Diâmetro	m	0,58	0,58	0,58
Profundidade do meio suporte	m	1,45	0,58	0,30
Altura fundo falso	m	0,15	0,15	0,15
Altura total	m	1,60	0,73	0,45
Altura 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	L h ⁻¹	8,6	5,1	3,3
	L d ⁻¹	206,4	122,4	79,2
Vazão - TDH 48 h	L h ⁻¹	4,30	2,55	1,65
	L d ⁻¹	103,2	61,2	39,6

Fonte: Autoria própria (2020).

Na Figura 9 é apresentado o sistema completo composto do reservatório de armazenamento do afluente e dos WC no 469º dia de operação.

Figura 9 - Aparato experimental

Fonte: Autoria própria (2020).

Os WC foram montados ao ar livre, sem proteção a intempéries, para permitir maior proximidade com as condições reais de interferências de fatores ambientais.

A alimentação dos WC foi feita com auxílio de uma bomba submersa (marca Ferrari, modelo XKS-401 PW). A água do córrego foi coletada e transportada para um reservatório de polietileno (marca Bakof Tec) com capacidade de 3000 L. Deste reservatório, as águas eram transportadas por bombeamento (marca Ferrari, modelo XKS-401 PW) até um tanque distribuidor intermediário, utilizado para evitar que sólidos grosseiros fossem captados. 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 da EMEC, modelo FCE-121.5 e uma bomba dosadora da ProMinent, série *Concept Plus*.

O afluente era transferido para cada um dos WC pelo fundo falso de 15 cm, cuja função era contribuir na retenção de sólidos e na uniformização da distribuição, por uma tubulação em PVC de 100 mm posicionada ao centro de cada WC (Figura 10). O efluente tratado pelos WC era descartado na rede coletora de esgotos existente na instituição.

4.3 Cobertura Vegetal

A cobertura vegetal escolhida para os sistemas de WC foi a espécie *Chrysopogon zizanioides* (L.) *Roberty* (*C. zizanioides*) popularmente conhecida como capim vetiver, por conta de suas características de resistência a extremos climáticos, de encharcamento do solo, por possuir fibras resistentes e raízes longas, fornecendo condições para desenvolvimento da microbiota. Além destas características, esta espécie é terrestre hidrofílica e não invasiva, capaz de absorver nutrientes dissolvidos como nitrogênio e fósforo (TRUONG et al., 2008; EFFENDI et al., 2017; SIGMON et al., 2017; SEROJA et al., 2018).

Conforme relatado por Moraes (2019), as mudas do capim vetiver, doadas por uma empresa situada na cidade de Itajaí no estado de Santa Catarina, foram mantidas em caixas de estabilização até o dia do plantio. Após duas semanas, as plantas foram lavadas com água destilada para remover impurezas e cinco mudas foram plantadas em cada WC, equivalente a densidade de aproximadamente 23 plantas m⁻². Cada muda recebeu um anel de 100 mm de PVC com identificação para permitir acompanhamento de seu desenvolvimento.

No decorrer da operação dos WC, as plantas foram acompanhadas e manejadas semanalmente, considerando aspectos como crescimento, alterações na cor, forma e brotações visíveis. As partes que iam se desmembrando eram removidas, a fim de evitar que contaminantes ou matéria orgânica fossem inseridos no sistema.

O corte do capim vetiver foi feito duas vezes durante o período de operação com auxílio de uma tesoura de poda e a distância de aproximadamente 15 cm do início da raiz da planta no 105º e no 471º dia de operação. Na Figura 10 são mostrados os WC antes e após o corte.

Figura 10 - Imagens do antes e após do corte das macrófitas no 471º dia de operação



Fonte: Autoria própria (2020).

Após o corte foram aferidas medidas e massas de cada planta dos WC. Além disso, cinco amostras de cada sistema foram reservadas para determinação de nitrogênio total Kjeldahl (NTK). Cada amostra foi lavada, pesada e levada a estufa a temperatura de 60 °C por aproximadamente 72 h até atingir massa constante. Posteriormente, foram novamente determinadas as massas e em seguida armazenadas em dessecador para determinação futura de NTK.

Com o final da última etapa de análises, no 547º dia, foram coletadas mais 5 amostras de folhas e desta vez também foram coletadas amostras das raízes de

cada sistema, que passaram pelo mesmo procedimento de lavagem, pesagem e tempo de estufa. Após isso, as amostras foram trituradas manualmente e separadas para determinação do teor análise de nitrogênio.

Para determinação de nitrogênio total, de acordo com a metodologia proposta pela Embrapa (1999), 0,3 g da amostra da planta seca e triturada, acrescida de 0,3 g de ácido salicílico e 50 mL de água destilada foram levadas para a digestão de nitrogênio total de Kjeldahl. Após resfriamento, as amostras foram destiladas e tituladas para a determinação do NTK conforme metodologia proposta por Rice *et al.* (2012).

4.4 Meio Suporte

O material escolhido como meio suporte para preenchimento dos WC foi a cerâmica vermelha à base de argila. White *et al.* (2011) observaram que tijolos de argila possuem alta capacidade de retenção de fósforo, com média de 95,7 mg kg⁻¹. Ozengin *et al.* (2016) observaram remoção de fósforo total superior a 60% em sistema preenchido com argila expandida. Portanto, é possível concluir que materiais à base de argila podem ajudar os WC a reter fósforo por meio de adsorção.

Resíduos de blocos cerâmicos foram coletados de demolições de paredes, sem qualquer demão de tinta ou solvente, do Canteiro de Obras do Departamento Acadêmico de Construção Civil (DACOC) da UTFPR. Os mesmos foram fracionados manualmente e lavados com água destilada para eliminar grãos e pequenos particulados 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.

Antes de serem utilizados como objeto de estudos para este trabalho, os WC estiveram em operação por 152 dias a partir de 18 de maio de 2018 (MORAIS, 2019). Após este período, os WC foram alimentados periodicamente até o início da operação em 06 de maio de 2019. Como a principal forma de remoção de fósforo total é através da adsorção pelo material filtrante, o fato dos sistemas já estarem em

funcionamento a mais de 1 ano pode ter influenciado nas eficiências de remoção deste parâmetro.

Para estimar o fósforo total (PT) removido por meio do material filtrante nos sistemas de WC durante o experimento, ensaios de dessorção, em duplicata, foram realizados.

Duas amostras de fragmentos do material filtrante proveniente de cada WC foram selecionadas aleatoriamente para os ensaios de dessorção ao final da operação no 547º dia. Após serem lavadas com água deionizada e secas em estufa com circulação de ar a 60 °C por 72 h, aproximadamente 22 g do material seco e triturado (0,7 – 1,4 cm) foram inseridas em frascos de Erlenmeyer (125 mL) com 100 mL de solução de NaOH (1 N), de acordo com metodologia adaptada de Lalley et al. (2016), Ajmal et al. (2018) e Kong et al. (2018). Os frascos foram mantidos em uma mesa shaker orbital Solab, modelo SL222, a 150 rpm e 25 °C durante 24 h. Em seguida, as soluções foram filtradas (papel filtro qualitativo faixa azul, gramatura de 80 g m⁻²) e a concentração residual quantificada de acordo com método do ácido ascórbico proposto por Rice et al. (2012). A leitura da concentração do fósforo total foi realizada após 15 min de reação no espectrofotômetro UV-Vis HACH, DR 5000, no comprimento de onda de 882 nm.

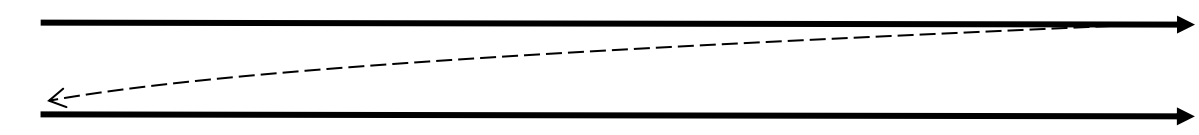
4.5 Condições Operacionais

A alimentação e operação dos WC teve início no dia 06 de maio de 2019. O monitoramento teve início no dia 10 de maio de 2019, com avaliações semanais e quinzenais dos sistemas, até o dia 03 de novembro de 2020. O desligamento dos WC foi no dia 18 de novembro de 2020, totalizando 562 dias de operação.

Na Figura 11 é apresentada uma linha do tempo da operação dos sistemas.

Figura 11 - Linha do tempo da operação dos sistemas.

Dia 1	Dia 5	Dia 49	Dia 105	Dia 163	Dia 228	Dia 371
Início da operação	Início do monitoramento	Início 1ª etapa (E1)	1º corte do capim	Início 2ª etapa (E2)	Inserção da CCM	Início 3ª etapa (E3)



Dia 471	Dia 519	Dia 547	Dia 554		Dia 562
2º corte do capim	Início 4ª etapa (E4)	Coleta para análise da comunidade microbiana	Início da análise do meio filtrante	Início da análise do capim vetiver	Desligamento dos sistemas

Fonte: Autoria própria (2020).

A operação e o monitoramento dos WC foram divididos em 4 etapas (E1, E2, E3 e E4) diferenciadas pelo TDH e pela inserção da CCM, como pode ser observado no Quadro 5.

Quadro 5 - Condições operacionais de cada etapa

Condição	E1	Corte do capim vetiver (105º dia de operação)	E2	Inserção da CCM (228º dia de operação)	E3	Corte do capim vetiver (471º dia de operação)	E4
TDH	48 h		24 h		24 h		48 h
CCM	não		não		sim		sim
Início	jun/19		out/19		abril/20		set/20
Término	ago/19		dez/19		jun/20		nov/20
Número de dias	65 dias		63 dias		49 dias		43 dias

Fonte: Autoria própria (2020).

A etapa E1 foi realizada de 9 de junho a 13 de agosto de 2019, com duração de 65 dias. Nesta etapa, os WC foram operados com TDH de 48 h e vazão afluente de 1,65 L h⁻¹ para o WC 1, 2,55 L h⁻¹ para o WC 2 e 4,30 L h⁻¹ para o WC 3. Após finalização desta etapa, foi realizado o primeiro corte do capim vetiver em 19 de agosto de 2019, correspondendo ao 105º dia de operação.

A etapa E2 foi realizada de 01 de outubro a 03 de dezembro de 2019, com duração de 63 dias. Nesta etapa, os WC foram operados com TDH de 24 h e vazão afluente de 3,30 L h⁻¹ para o WC 1, 5,10 L h⁻¹ para o WC 2 e 8,60 L h⁻¹ para o WC 3. Após finalização desta etapa, foi feita a inserção da CCM nos sistemas de WC no 228º dia de operação.

A etapa E3 foi realizada de 27 de abril a 14 de junho de 2020, com duração de 49 dias, nas mesmas condições operacionais da E2. Após o término desta etapa, foi realizado o segundo corte do capim vetiver em 19 de agosto de 2020, correspondendo ao 471º dia de operação.

A etapa E4 foi realizada de 22 de setembro a 03 de novembro de 2020, com duração de 43 dias, nas mesmas condições operacionais da E1. Ao final desta etapa foi feita a coleta do material filtrante para análise da comunidade microbiana de cada WC.

Em 10 de novembro de 2020, correspondendo ao 554º dia de operação, foram iniciados os ensaios para quantificação de nitrogênio das amostras de capim vetiver coletadas após cada corte e de fósforo do material filtrante coletado ao final do monitoramento.

4.6 Monitoramento dos sistemas

Para verificação da eficiência dos sistemas de WC foram determinados os parâmetros físico-químicos apresentados, com respectivos métodos de análise, número dos métodos e as referências. Para cada campanha de análises eram coletadas amostras do afluente e efluente de cada sistema, sendo a frequência de análises de uma a duas vezes por semana, e cada etapa com 8 a 10 campanhas.

Os parâmetros físicos e químicos (Quadro 6) foram determinados no Laboratório de Saneamento (LabSan) do Departamento Acadêmico de Construção Civil da UTFPR, câmpus Curitiba, sede Ecoville.

Quadro 6 - Parâmetros físico-químicos, métodos e referências

Parâmetros	Método	nº do Método	Referência
Temperatura do líquido (°C)	Potenciométrico	4500-H+ B	Rice et al. (2012)
pH	Potenciométrico	4500-H+ B	Rice et al. (2012)
Turbidez (UNT)	Nefelométrico	2130_B	Rice et al. (2012)
Oxigênio dissolvido (mgO ₂ L ⁻¹)	Polarográfico	4500_O3B	Rice et al. (2012)
Potencial de oxirredução (mV)	Potenciométrico	2580 ORP	Rice et al. (2012)
Condutividade elétrica (µs cm ⁻¹)	Conduítmétrico	2510_B	Rice et al. (2012)
DQO (mg L ⁻¹)	Espectrofotométrico	5220_D	Rice et al. (2012)
N-NTK (mgNTK L ⁻¹)	Titulométrico	4500_Norg	Rice et al. (2012)
N-amoniacoal (mgN-NH ₄ ⁺ L ⁻¹)	Titulométrico	4500_N C	Rice et al. (2012)
Nitrito (mgN-NO ₂ ⁻ L ⁻¹)	Espectrofotométrico	4500_NO2- B	Rice et al. (2012)
Nitrato (mgN-NO ₃ ⁻ L ⁻¹)	Espectrofotométrico	4500_NO3-	Rice et al. (2012)
Fósforo Total (mgPO ₄ ³⁻ L ⁻¹)	Espectrofotométrico	4500_P	Rice et al. (2012)

Legenda: pH - potencial Hidrogeniônico; DQO (mg⁻¹) - demanda química de oxigênio; NTK (mg L⁻¹) - nitrogênio total Kjeldahl; N-amoniacoal (mg⁻¹) - nitrogênio amoniacoal;
Fonte: Autoria própria (2020).

As determinações de temperatura e potencial de oxidação-redução foram

realizadas *in situ* com o sensor YSI Pro 10 Professional Series, assim como o oxigênio dissolvido (sensor YSI 550A), na profundidade de 75 cm para o WC1, 30 cm para o WC2 e 15 cm para o WC3.

Para o cálculo da eficiência de remoção da turbidez, DQO, NTK, N-Amon, nitrito, nitrato, NT, PT foi utilizada a Equação 1.

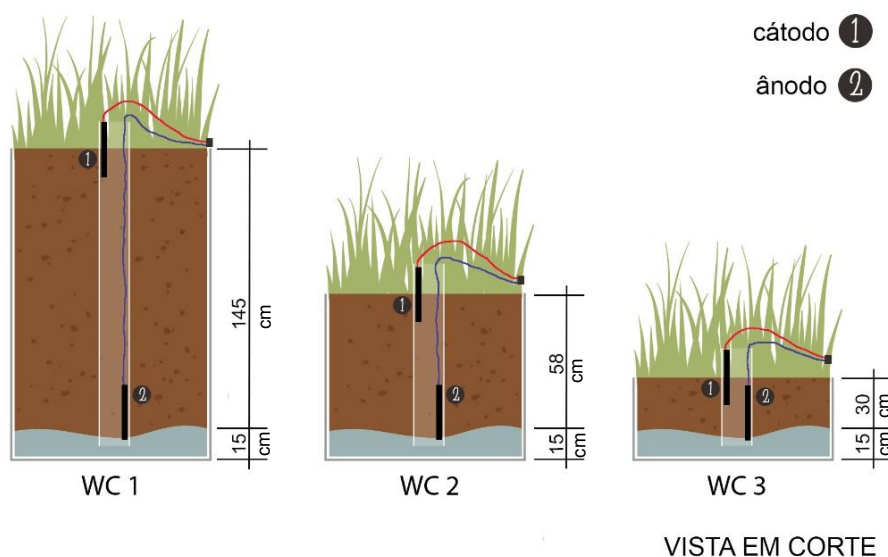
$$\% \text{ Remoção} = \frac{\text{valor afluyente} - \text{valor efluyente}}{\text{valor afluyente}} \times 100 \quad \text{Equação 1}$$

Em que: % Remoção – eficiência de remoção (%).

4.6 Célula combustível microbiana

No 228º dia de operação, foram inseridas células combustíveis microbianas compostas por eletrodos de carvão, dispostos verticalmente e em paralelo, para atuar como cátodo e ânodo nos WC. O objetivo desta inserção era avaliar a conversão de energia por meio das reações de oxirredução que ocorrem durante o tratamento do efluente. O material escolhido foi o carvão por não apresentar corrosão durante as reações e ser bom condutor (DOHERTY et al., 2015). Na Figura 12 é apresentado um desenho esquemático dos WC e a disposição dos eletrodos em cada sistema.

Figura 12 - Posição dos eletrodos nos sistemas de WC



Fonte: Autoria própria (2020).

Em cada sistema de WC foram inseridos dois eletrodos constituídos de uma haste de carvão ativado Carbografite (1/4" x 12") de 0,64 cm de diâmetro e 30 cm de comprimento, resultando em área superficial de 0,012 m².

Os eletrodos que representam o cátodo foram posicionados parcialmente a 15 cm abaixo do nível da água e 15 cm acima do topo do WC, em contato com o ar atmosférico. Os ânodos foram posicionados logo acima do fundo falso dos WC, ou seja, imersos no fundo dos sistemas a fim de estarem em contato com região mais anaeróbia.

Para a realização das medições de tensão e corrente (acrescida de uma resistência de 1 Ω) foi utilizado um multímetro Foxlux, modelo FX-MD, no período do 228º dia, quando foi feita a inserção dos eletrodos até o 554º dia (final da operação). Essas medições eram feitas semanalmente, e durante o período de análises de cada etapa, três vezes por dia.

Após a inserção dos eletrodos das CCM (no 228º) nos WC deu-se início a um período de adaptação das células aos sistemas e vice-versa, antes que uma nova etapa de análises fosse iniciada. A partir do 278º dia de operação foram iniciadas as medições de tensão e corrente elétrica nos sistemas, antes da etapa E3, sendo então chamada de fase de estabilização, se estendendo até do 293º dia.

As medições durante a etapa E3, cujo TDH era de 24h, tiveram início no 357º dia e se finalizaram no 405º dia. As medições da etapa E4, com TDH 48h se

iniciaram no 505º dia e se estenderam até o 547º dia.

4.7 Amostragem da comunidade bacteriana

Para avaliar a comunidade bacteriana presente no material filtrante dos WC1, WC2, WC3, coletas de amostras dos fragmentos de tijolos, foram realizadas em três pontos, com alturas distintas, em cada WC. Para o preparo das amostras, todo o conteúdo de cada coluna de amostragem, ou seja, o material filtrante e o volume equivalente de efluente coletado do sistema, foram inseridos em uma coluna de PVC, que em seguida foi lacrada e agitada por inversão de modo manual durante 15 minutos.

O líquido resultante da agitação foi armazenado em tubos falcon (50 mL) devidamente identificados. Todas as amostras foram preparadas em duplicata e em seguida congeladas a -80 °C e então enviadas ao laboratório da empresa GoGenetic (Curitiba, Brasil).

A diversidade da comunidade bacteriana foi identificada pelo sequenciamento de nova geração na plataforma MiSeq Illumina da região V1-V3 do gene 16S rRNA para eubactéria. Para isso, os *primers* utilizados para o sequenciamento foram: 341F 5'- CCTACGGGRSGCAGCAG-3' (Wang e Qian, 2009) e 806R 5'- GGACTACHVGGGTWTCTAAT -3' (CAPORASO et al., 2011). Uma reação de PCR foi realizada utilizando HotStarTaq Plus Master Mix Kit (Quiagen, Califórnia, EUA). A corrida foi realizada sob as seguintes condições: 94 °C durante 3 minutos, seguida por 28 ciclos de 94 °C durante 30 segundos; 53 °C durante 40 segundos e 72 °C durante 1 minuto; e um passo de alongamento final a 72 °C durante 5 minutos. Todos os produtos de PCR das diferentes amostras foram dosados em concentrações iguais, utilizando Kit Quant-iT PicoGreen dsDNA Kit (Invitrogen, Carlsbad, Califórnia, EUA). Posteriormente, a purificação dos produtos de PCR foi realizada usando Agencourt Ampure beads (Agencourt Bioscience Corporation, MA, EUA). Por fim, os fragmentos de DNA foram sequenciados utilizando a plataforma MiSeq (Illumina) de acordo com as orientações do fabricante.

Os resultados do sequenciamento foram analisados usando o *software* QIIME (*Quantitative Insights Into Microbial Ecology*; CAPORASO et al., 2010) versão 1.8.0 e as leituras foram compiladas em um arquivo FASTq para análise de bioinformática. Os OTUs foram taxonomicamente classificados pelo método UCLUST (EDGAR,

2010). As sequências representativas de cada OTU 81 foram alinhadas usando o PyNast (CAPORASO et al., 2010) e ChimeraSlayer (*Chimeric Sequence Detection Utility*) (HAAS et al., 2011). Para a classificação taxonômica das OTUs representativas, utilizou-se o RDP Classifier (*Ribosomal Database Project*; <http://rdp.cme.msu.edu/>) e BLASTn Green Genes 5.6 (DESANTIS et al., 2006).

As ordenações de análise de componentes principais, com os dados de abundância de gêneros, foram realizadas no QIIME2 com matrizes de diversidade beta Bray-Curtis.

4.8 Estatística

Estatísticas descritivas foram usadas para descrever os dados experimentais nos sistemas de WCs 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 feitos 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 foi aplicado o teste de *Kruskal-Wallis*.

Para avaliar o grau de influência do TDH, as etapas de operação foram comparadas quanto à remoção dos parâmetros avaliados e as seguintes hipóteses foram aventadas:

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

Para avaliar a influência da CCM, foram comparadas as etapas antes e após sua inserção nos sistemas quanto à remoção dos parâmetros avaliados e as seguintes hipóteses foram aventadas:

- H0: a presença da CCM não interfere na remoção do parâmetro avaliado;
- H1: a presença da CCM interfere na remoção do parâmetro avaliado.

Para avaliar a influência das diferentes profundidades do material filtrante, foram comparados os sistemas de WC para cada uma das etapas operacionais:

- H0: a profundidade do material filtrante não interfere na remoção do parâmetro avaliado;
- H1: a profundidade do material filtrante 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

5.1 Caracterização físico-química do afluente

A operação dos sistemas teve início em 6 de maio de 2019 com a alimentação com água residuária do córrego, e o período de monitoramento teve início em 11 de maio de 2019. Na Tabela 4 é apresentado um resumo da estatística descritiva da caracterização físico-química do afluente utilizado na alimentação dos WC em cada uma das 4 etapas.

Tabela 4 - Estatística descritiva da caracterização físico-química do afluente dos wetlands nas etapas E1, E2, E3 e E4

Parâmetro	Unidade	Etapa	Média	Mediana	Desvio Padrão	Mínimo	Máximo	N de amostras
Temperatura do líquido	°C	E1	15,8	16,3	3,69	9,0	21,8	20
		E2	19,7	19,4	1,08	18,6	21,9	14
		E3	17,6	18,0	0,98	16,0	18,6	16
		E4	20,9	20,8	0,86	19,7	22,3	16
pH	-	E1	7,34	7,22	0,19	7,14	7,74	20
		E2	7,43	7,48	0,12	7,25	7,60	14
		E3	7,61	7,60	0,13	7,37	7,82	16
		E4	7,6	7,63	0,1	7,5	7,5	16
OD	mg L ⁻¹	E1	0,15	0,07	0,14	0,05	0,46	14
		E2	0,19	0,26	0,11	0,06	0,34	14
		E3	0,10	0,09	0,02	0,08	0,14	16
		E4	0,15	0,12	0,1	0,1	0,3	16
POR	mV	E1	62	56	181,33	-177	323	20
		E2	-22	-28	32,71	-60	17	14
		E3	-88	-83	25,15	-143	-60	16
		E4	-147	-150	0,1	-206	-58	16
CE	µs cm ⁻¹	E1	621	667	378,71	108	1045	20
		E2	675	651	98,35	543	809	14
		E3	781	805	78,56	610	877	16
		E4	708	758	146,6	475	860	16
Turbidez	UNT	E1	37	31	12,22	26	62	12
		E2	35	37	10,14	16	50	14
		E3	28	29	4,36	22	36	16
		E4	24	25	6,61	14	33	16
DQO	mg L ⁻¹	E1	404	385	96,13	293	594	12
		E2	385	367	96,46	218	515	14
		E3	172	182	50,57	96	238	16
		E4	225	210	70	152	385	16
N-NTK	mg L ⁻¹	E1	92	86	20,69	123	65	12
		E2	106	101	60,79	45	226	14
		E3	71	68	8,40	65	92	16
		E4	56	57	13,05	38	79	16
N-amon	mg L ⁻¹	E1	70	69	14,69	49	89	12
		E2	46	49	13,39	26	69	14
		E3	43	43	3,16	39	47	16
		E4	46	47	14	23	70	16
PT	mg L ⁻¹	E1	18	16	2,81	10	19	12
		E2	13	13	2,42	9	16	14
		E3	13	13	1,43	10	15	16
		E4	13,9	14	2,48	10,5	17,2	16

Legenda: pH – potencial Hidrogeniônico; OD (mgO₂ L⁻¹) – oxigênio dissolvido; POR (mV) – potencial de oxirredução; CE (µs cm⁻¹) – condutividade elétrica; DQO (mgDQO L⁻¹) – demanda química de oxigênio; N-NTK (mgN-NTK L⁻¹) – nitrogênio total de Kjeldahl; N-amon (mgN-NH₄⁺ L⁻¹) – nitrogênio amoniacal; PT (mgPO₄³⁻ L⁻¹) – fósforo total;

Fonte: Autoria própria (2021).

A temperatura das amostras do afluente nas três etapas variou de 9,0 a 22,3 °C, inferior à faixa recomendada de 25 a 35 °C por Metcalf (2014) para tratamento biológico e por Sezerino et al. (2015) para desnitrificação. De acordo com estes autores, a temperatura do líquido pode ser um fator limitante para remoção de matéria orgânica carbonácea e nitrogenada por desnitrificação.

O pH das amostras do afluente variou de 7,14 a 7,82, e está na faixa indicada por Kadlec e Wallace (2009) de 6,5 a 7,5 para melhor atividade das bactérias desnitrificantes, o que pode favorecer remoção de nitrogênio via atividade microbiana.

As concentrações de oxigênio dissolvido (OD) de 0,05 a 0,46 mg O₂ L⁻¹ nas amostras do afluente resultaram inferiores 2,0 mg O₂ L⁻¹, favorecendo ambientes anóxicos segundo Metcalf e Eddy (2005). No entanto, outros fatores como potencial de oxirredução (POR), alcalinidade e concentração de nitrato devem ser avaliados na classificação dos sistemas e nos mecanismos de remoção dos poluentes.

Foi observada variação significativa dos valores de POR das amostras do afluente de -177 a 323 mV, o que dificultou classificação do ambiente anaeróbio, anóxico e aeróbio. Para Matos et al. (2010) valores abaixo de -100 mV indicam ambiente anaeróbio, de -100 a 100 mV indicam ambiente anóxico, enquanto valores acima de 100 mV indicam ambiente aeróbio.

A condutividade elétrica (CE) indica a quantidade de íons presentes no meio e sua condutância elétrica no meio aquoso (LIBÂNIO, 2005). O valor médio de CE das amostras do afluente foi de 687,28 µs cm⁻¹, variável na faixa de 108,2 a 1045,0 µs cm⁻¹. A turbidez das amostras do afluente variou de 16 a 62 UNT.

A concentração da matéria orgânica em termos de DQO nas amostras do afluente variou de 96,47 a 593,65 mg L⁻¹, com média de 309,45 mg L⁻¹. Segundo Metcalf e Eddy (2015), esta faixa indica classificação “fraco” e “médio”. As concentrações médias de NTK, N-Amon e fósforo de 88,3, 52,6 e 13,3 mg L⁻¹, respectivamente, indicaram esgoto com concentração “forte”.

Na Tabela 5 são apresentadas média, desvio padrão, mediana, valores máximos e mínimos das cargas orgânicas aplicadas a cada dos WC em cada uma das 4 etapas deste trabalho.

Tabela 5 - Carga aplicada em cada um dos WC nas etapas E1, E2, E3 e E4, para os parâmetros de DQO, N-NTK, N-amon e PT.

		DQO (gDQO m ⁻² d ⁻¹)				N-NTK (gNTK m ⁻² d ⁻¹)				N-amon (gN-NH ₄ ⁺ m ⁻² d ⁻¹)				PT (gPO ₄ ³⁻ m ⁻² d ⁻¹)			
		E1	E2	E3	E4	E1	E2	E3	E4	E1	E2	E3	E4	E1	E2	E3	E4
WC1	Média	190	361	162	106	43	99	66	26	33	43	40	21	7,0	11,9	11,9	6,5
	DP	49,4	97,7	50,7	35,2	10,6	61,6	8,4	6,5	7,5	13,6	3,2	7,2	1,4	2,5	1,4	1,2
	Med	181	346	171	98	40	94	64	27	32	46	41	22	7,3	12,4	11,9	6,5
	Máx	278,5	483,0	223,6	180,8	57,5	212,3	86,6	37,0	41,6	64,6	43,7	32,9	8,8	15,1	14,2	8,0
	Mín	137,6	204,5	90,5	71,4	30,3	42,6	61,3	17,6	23,2	24,3	36,2	10,9	4,8	8,8	9,6	4,9
	TAH (mm d ⁻¹)	469	938	938	469	469	938	938	469	469	938	938	469	469	938	938	469
WC2	Média	112	214	96	63	25	59	39	15	19	26	24	13	4,2	7,0	7,0	3,9
	DP	29,3	58,0	30,1	20,9	6,3	36,5	5,0	3,9	4,5	8,0	1,9	4,3	0,9	1,5	0,9	0,7
	Med	107	205	101	58	24	56	38	16	19	27	24	13	4,4	7,3	7,1	3,8
	Máx	165,1	286,4	132,6	107,2	34,1	125,9	51,4	21,9	24,7	38,3	25,9	19,5	5,2	8,9	8,4	4,8
	Mín	81,6	121,3	53,7	42,3	18,0	25,3	36,4	10,5	13,7	14,4	21,4	6,5	2,9	5,2	5,7	2,9
	TAH (mm d ⁻¹)	278	556	556	278	278	556	556	278	278	556	556	278	278	556	556	278
WC3	Média	73	139	62	41	16	38	25	10	13	17	15	8	2,7	4,5	4,6	2,5
	DP	19,0	37,5	19,5	13,5	4,1	23,6	3,2	2,5	2,9	5,2	1,2	2,8	0,6	0,9	0,6	0,5
	Med	69	133	66	38	15	36	24	10	12	17	16	8	2,8	4,8	4,6	2,5
	Máx	106,9	185,3	85,8	69,4	22,1	81,5	33,2	14,2	16,0	24,8	16,8	12,6	3,4	5,8	5,5	3,1
	Mín	52,8	78,5	34,7	27,4	11,6	16,4	23,5	6,8	8,9	9,3	13,9	4,2	1,9	3,4	3,7	1,9
	TAH (mm d ⁻¹)	180	360	360	180	180	360	360	180	180	360	360	180	180	360	360	180

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

Fonte: Autoria própria (2021).

As cargas aplicadas aos WC variaram de 27,4 a 483,0 g m⁻² d⁻¹ para DQO, 6,8 a 212,3 g m⁻² d⁻¹ para NTK, 4,2 a 64,6 g m⁻² d⁻¹ para N-amon e 1,9 a 15,1 g m⁻² d⁻¹ para PT. Para todos os parâmetros e sistemas, a etapa E2 foi a que apresentou maiores valores de carga aplicada, e a E4 apresentou os menores valores.

Observa-se que a carga máxima de DQO aplicada ao WC1 ao longo das etapas foi 24 vezes maior que a carga máxima de DBO indicada por Sperling e Sezerino (2018) e a carga mínima de DQO aplicada a este mesmo sistema é também pelo menos 3 vezes maior. Quanto ao WC2, a média da carga de DQO aplicada durante as etapas foi de 121,3 gDQO.m⁻² d⁻¹, e no WC3 essa média foi de 78,5 gDQO m⁻² d⁻¹.

Os valores das taxas de carregamento orgânicas aplicadas neste trabalho foram superiores ao indicado como taxa de carregamento máxima por von Sperling e Sezerino (2018) de 10 a 20 gDBO m⁻² d⁻¹ para WCVD, o que pode corresponder a faixa variável de 20 a 40 gDQO m⁻² d⁻¹), indicando que os sistemas operaram em sobrecarga.

Zanetti (2020) aplicou carga orgânica média de 15 gDQO m⁻² d⁻¹ em WCVA (área superficial de 0,2 m² e volume útil de 18,5 L operados com TDH de 24 h e plantados com *Eichhornia crassipes* no tratando efluente sintético (DQO inicial de 247 mg L⁻¹).

5.2 Desempenho de tratamento dos wetlands construídos

Os WC foram submetidos a diferentes condições operacionais com variação do TDH (24 h e 48 h) e da existência ou não da CCM nos WCVA. Os resultados foram apresentados baseado nas diferentes variáveis avaliadas nesse trabalho. Primeiramente a influência da profundidade do material filtrante foi abordada, posteriormente, a influência do TDH na performance geral do sistema e na influência das CCM foi mostrada. Para isso, foram comparadas as diferentes etapas dentro de um mesmo WC, e as diferentes profundidades do material filtrante dentro de cada etapa.

Nas Tabelas 6, 7 e 8 são apresentados os valores da média aritmética, desvio padrão (DP), coeficiente de variação (CV), valores mínimo (Mín.) e máximo (Máx.), e a eficiência de remoção dos parâmetros físico-químicos analisados nas etapas E1, E2, E3 e E4. Além disso, na Figura 13 são apresentados os valores médios das cargas aplicadas aos WC em cada uma das etapas para os parâmetros DQO, fósforo, N-NTK e N-amon, assim como suas respectivas médias de eficiência, durante o período do 34^o ao 547^o dia de operação, correspondente a 9 de junho de

2019 a 03 de novembro de 2020.

Tabela 6 - Resultados de média, desvio padrão, coeficiente de variação, valores mínimos e máximos das amostras do afluente e efluente do WC1, WC2 e WC3, para os parâmetros de temperatura, pH, POR e OD nas etapas E1, E2, E3 e E4.

		T				pH				POR				OD			
		E1	E2	E3	E4	E1	E2	E3	E4	E1	E2	E3	E4	E1	E2	E3	E4
Afluente	Média	15,8	19,7	17,6	20,9	7,34	7,43	7,43	7,62	62	-22	-88	-147	0,15	0,19	0,1	0,15
	DP	3,69	1,08	0,98	0,86	0,19	0,12	0,13	0,08	181,33	32,71	25,15	47,42	0,14	0,11	0,02	0,08
	CV	23	6	6	4	3	2	2	1	292	146	28	-32	100	57	22	56
	Mín	9,0	18,6	16,0	19,7	7,14	7,25	7,37	7,47	-177	-60	-143	-206	0,05	0,06	0,08	0,05
	Máx	21,8	21,9	18,6	22,3	7,74	7,6	7,82	7,72	323	17	-60	-58	0,46	0,34	0,14	0,34
WC1	Média	16,2	20,0	18,5	20,2	7,26	7,48	7,43	7,56	20	-155	-105	-157	0,09	0,05	0,13	0,1
	DP	4,24	1,16	1,32	1,64	0,2	0,13	0,08	0,03	149,6	70,1	19,31	43,71	0,03	0,01	0,06	0,04
	CV	26	6	7	8	3	2	1	0	744	61	18	-28	34	24	48	41
	Mín	7,9	18,3	15,3	17,5	6,98	7,25	7,31	7,52	-163	-169	-133	-54	0,06	0,04	0,05	0,06
	Máx	22,2	22,0	19,7	22,1	7,67	7,65	7,58	7,62	298	42	-77	-196	0,13	0,08	0,24	0,17
	E%	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
WC2	Média	15,7	19,3	17,8	20,1	7,12	7,3	7,46	7,55	43	-102	-101	-138	0,07	0,05	0,13	0,09
	DP	4,24	1,12	1,14	1,73	0,17	0,25	0,05	0,08	153,03	64,99	27,61	52,38	0,04	0,01	0,04	0,02
	CV	27	6	6	9	2	3	1	1	355	63	27	-38	63	11	32	19
	Mín	7,6	18,0	15,1	16,6	6,91	6,77	7,36	7,38	-162	-167	-150	-179	0,02	0,04	0,08	0,06
	Máx	22,1	21,3	19,1	22,4	7,48	7,56	7,54	7,65	1301	24	-48	-39	0,15	0,06	0,2	0,11
	E%	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
WC3	Média	15,6	19,2	17,5	20,7	7,2	7,53	7,6	7,62	50	-83	-98	-147	0,08	0,04	0,09	0,14
	DP	4,24	1,13	1,11	2,01	0,18	0,1	0,05	0,08	155,84	68,04	35,66	43,41	0,05	0,03	0,03	0,07
	CV	27	6	6	10	2	1	1	1	310	82	36	-30	69	92	33	49
	Mín	7,6	17,8	15,0	17,5	6,96	7,37	7,49	7,46	-130	-150	-148	-194	0,02	0	0,06	0,07
	Máx	22,1	21,2	18,9	25,1	7,61	7,7	7,68	7,69	313	52	-35	-52	0,17	0,11	0,16	0,28
	E%	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Legenda: T (°C) – temperatura do líquido; pH – potencial Hidrogeniônico; POR (mV) – potencial de oxirredução; OD (mgO₂ L⁻¹) – oxigênio dissolvido; DP – desvio padrão; CV – coeficiente de variação; Mín. – valor mínimo; Máx. – valor máximo; E% - eficiência de remoção (%).

Fonte: Autoria própria (2021).

Tabela 7 - Resultados de média, desvio padrão, coeficiente de variação, valores mínimos e máximos das amostras do afluente e efluente do WC1, WC2 e WC3, para os parâmetros de CE, turbidez, DQO e PT nas etapas E1, E2, E3 e E4.

		CE				Turbidez				DQO				PT			
		E1	E2	E3	E4	E1	E2	E3	E4	E1	E2	E3	E4	E1	E2	E3	E4
Afluente	Média	621	675	781	708	37	35	28	24	404	385	172	225	14,98	12,63	12,65	13,86
	DP	378,71	98,35	78,56	146,27	12,22	10,14	4,36	6,61	96,13	96,46	50,57	70,18	2,81	2,42	1,43	2,48
	CV	61	15	10	21	33	29	16	28	24	25	29	31	19	19	11	18
	Mín	108	543	610	475	26	16	22	14	393	218	96	152	10,33	9,43	10,19	10,47
	Máx	1045	809	877	860	62	50	36	33	594	515	238	385	18,71	16,05	15,15	17,16
WC1	Média	597	670	721	656	25	37	19	13	194	110	88	67	7,36	8,18	8,23	8,25
	DP	320,24	99,88	74,04	117,29	13,23	13,07	3,09	3,59	88,00	17,94	27,02	21,44	2,69	1,26	1,06	0,83
	CV	54	15	10	18	53	35	16	28	45	16	31	32	37	15	13	10
	Mín	234	524	587	478	4	15	15	7	9	89	41	30	1,95	6,7	5,95	6,98
	Máx	1070	833	822	809	39	53	24	19	260	136	123	102	9,94	10,65	9,61	9,57
	E%	-	-	-	-	21	-31	31	39	50	70	49	68	41	35	35	40
WC2	Média	596	695	771	655	32	55	25	16	224	143	107	74	9,56	10,06	9,96	9,8
	DP	304,58	104,4	103,5	115,47	15,87	15,3	4,72	2,39	97,85	25,64	29,78	19,46	3,61	1,48	1,1	0,61
	CV	51	15	13	18	50	28	19	15	44	18	28	26	38	15	11	6
	Mín	234	561	607	476	8	20	17	13	15	108	56	37	2,55	7,88	8,2	8,76
	Máx	946	874	979	796	50	68	31	21	313	178	150	101	14,36	11,86	11,76	10,76
	E%	-	-	-	-	3	-82	11	26	42	61	37	64	24	20	21	28
WC3	Média	575	684	744	661	35	61	23	18	224	150	111	75	11,19	10,08	10,35	10,73
	DP	297,96	103,5	65,68	122,49	17,28	13,74	3,54	6,18	98,6	19,68	40,24	23,97	4,04	1,55	0,82	0,9
	CV	52	15	9	19	50	23	16	34	44	13	36	32	36	15	8	8
	Mín	226	536	600	485	9	30	18	8	15	120	45	41	3,26	8,19	9,1	9,49
	Máx	945	850	821	790	56	74	28	25	305	169	153	120	15,1	12,78	11,71	11,89
	E%	-	-	-	-	-5	-98	18	14	42	59	37	65	9	20	18	21

Legenda: CE ($\mu\text{s cm}^{-1}$) – condutividade elétrica; turbidez (UNT); DQO – demanda química de oxigênio (mgDQO L^{-1}); PT – fósforo total ($\text{mgPO}_4^{3-} \text{L}^{-1}$); DP – desvio padrão; CV – coeficiente de variação; Mín. – valor mínimo; Máx. – valor máximo; E% - eficiência de remoção (%).

Fonte: Autoria própria (2021).

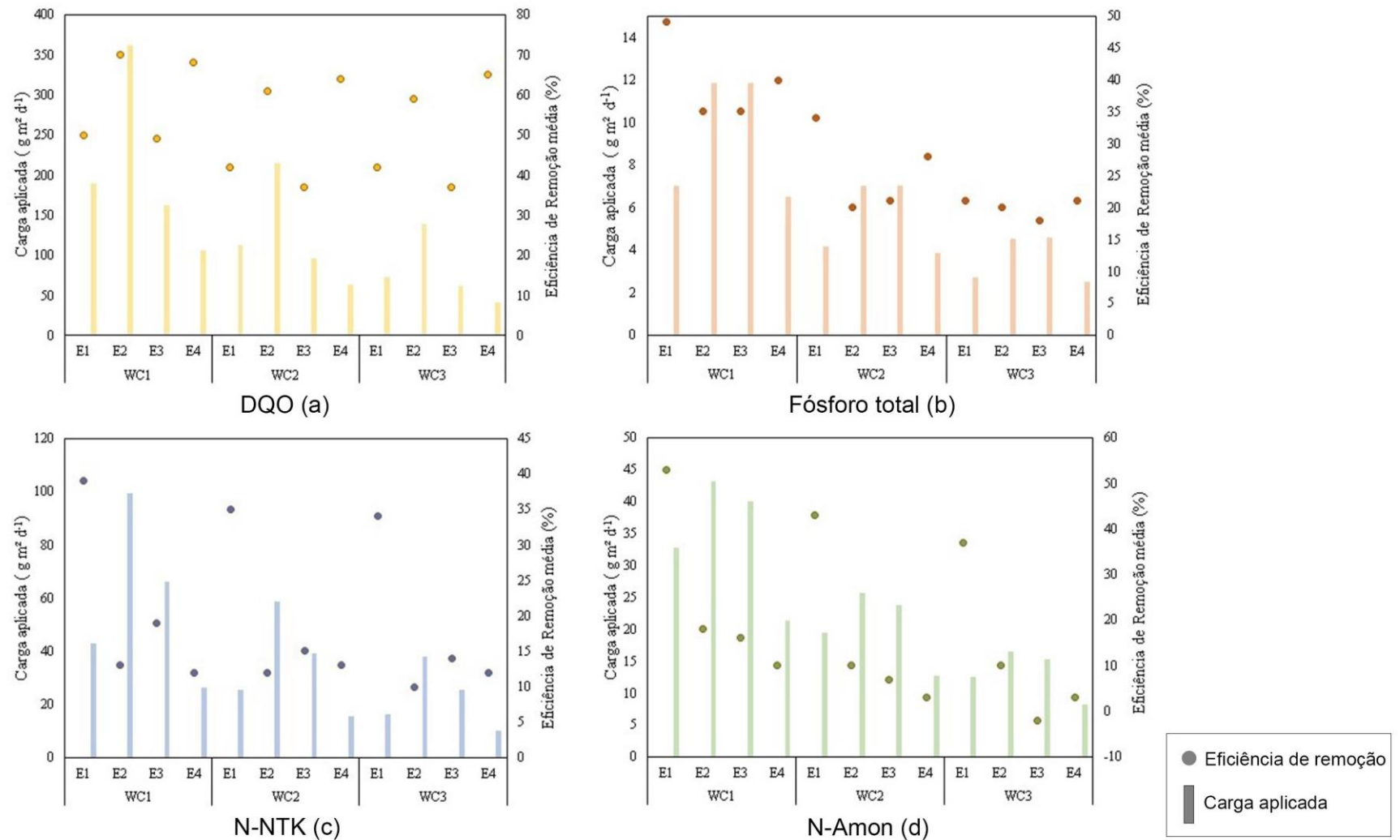
Tabela 8 - Resultados de média, desvio padrão, coeficiente de variação, valores mínimos e máximos das amostras do afluente e efluente dos WC1, WC2 e WC3, para os parâmetros de N-NTK, N-amon, nitrito e nitrato nas etapas E1, E2, E3 e E4.

		N-NTK				N-amon				Nitrito				Nitrato			
		E1	E2	E3	E4	E1	E2	E3	E4	E1	E2	E3	E4	E1	E2	E3	E4
Afluente	Média	92	106	71	56	70	46	43	46	0,11	0,087	0,053	0,055	35,0	30,9	13,2	16,2
	DP	20,69	60,79	8,4	13,05	14,69	13,39	3,16	14,34	0,02	0,02	0,01	0,01	5,87	7,13	2,37	4,53
	CV	23	57	12	23	21	29	7	31	15	20	20	25	17	23	18	28
	Mín	123	45	65	38	49	26	39	23	0,082	0,056	0,034	0,032	25,2	20,5	8,9	9,5
	Máx	65	226	92	79	89	69	47	70	0,13	0,111	0,067	0,071	40,4	45,7	17,1	25,1
WC1	Média	55	70	56	48	32	45	35	39	0,055	0,053	0,037	0,045	17,8	15,2	8,4	6,6
	DP	24,78	38,7	6,04	9,65	13,14	12,63	6,24	11,79	0,02	0,01	0,01	0,02	3,97	3,06	1,73	1,84
	CV	45	55	11	20	41	28	18	30	31	20	16	53	22	20	21	28
	Mín	22	42	45	40	9	23	26	26	0,024	0,034	0,024	0,024	12,7	11,0	11,6	3,6
	Máx	99	161	63	70	50	61	43	64	0,074	0,064	0,043	0,096	23,3	20,7	5,7	9,5
	E%	31	24	19	12	46	2	16	10	40	39	29	9	48	50	37	59
WC2	Média	58	71	59	47	39	46	39	43	0,069	0,077	0,045	0,037	24,7	21,11	11,7	8,9
	DP	23,84	38,46	5,9	7,97	14,31	14,21	7,95	11,42	0,02	0,02	0,01	0,01	3,29	5,8	2,33	2,46
	CV	41	54	10	17	37	31	20	27	26	30	16	36	13	28	20	28
	Mín	23	41	45	38	14	23	25	25	0,035	0,04	0,031	0,024	18,4	14,3	7,5	5,1
	Máx	99	160	64	65	58	64	49	61	0,083	0,105	0,055	0,068	27,8	30,5	15,7	13,5
	E%	26	24	15	12	35	1	7	3	25	13	14	28	28	31	12	44
WC3	Média	59	74	59	48	42	45	43	43	0,08	0,081	0,047	0,049	27,9	19,1	10,5	8,8
	DP	25,9	43,21	5,86	9,4	13,53	13,91	6,47	11,5	0,02	0,03	0,01	0,02	4,72	2,81	2,28	2,12
	CV	44	58	10	19	32	31	15	27	24	39	13	40	17	15	22	24
	Mín	24	42	45	39	19	27	33	27	0,05	0,053	0,037	0,031	20,8	15,0	6,9	5,2
	Máx	105	177	64	68	60	63	52	62	0,109	0,153	0,55	0,096	35,3	23,2	15,1	11,4
	E%	25	20	14	12	29	1	-2	3	15	9	10	2	16	36	21	44

Legenda: N-NTK – nitrogênio total Kjeldahl (mgNTK L^{-1}); N-Amon – nitrogênio amoniacal ($\text{mgN-NH}_4^+ \text{L}^{-1}$); Nitrito ($\text{mgN-NO}_2^- \text{L}^{-1}$); Nitrato ($\text{mgN-NO}_3^- \text{L}^{-1}$); DP – desvio padrão; CV – coeficiente de variação; Mín. – valor mínimo; Máx. – valor máximo; E% - eficiência de remoção (%).

Fonte: Autoria própria (2021).

Figura 13 - Carga média aplicada e eficiência média de remoção média de DQO (a), fósforo (b), N-NTK (c) e N-Amon (d) nas etapas E1, E2, E3 e E4 no WC1, WC2 e WC3.



Fonte: Autoria própria (2021).

Na Figura 13 é apresentada a relação entre carga aplicada e taxas média de remoção. Com relação a matéria orgânica em termos de DQO, observa-se que as melhores eficiências de remoção foram nas etapas E2 e E4, a de maior carga e a de menor carga respectivamente, indicando que os sistemas foram capazes de absorver a grande variação de cargas aplicadas a eles.

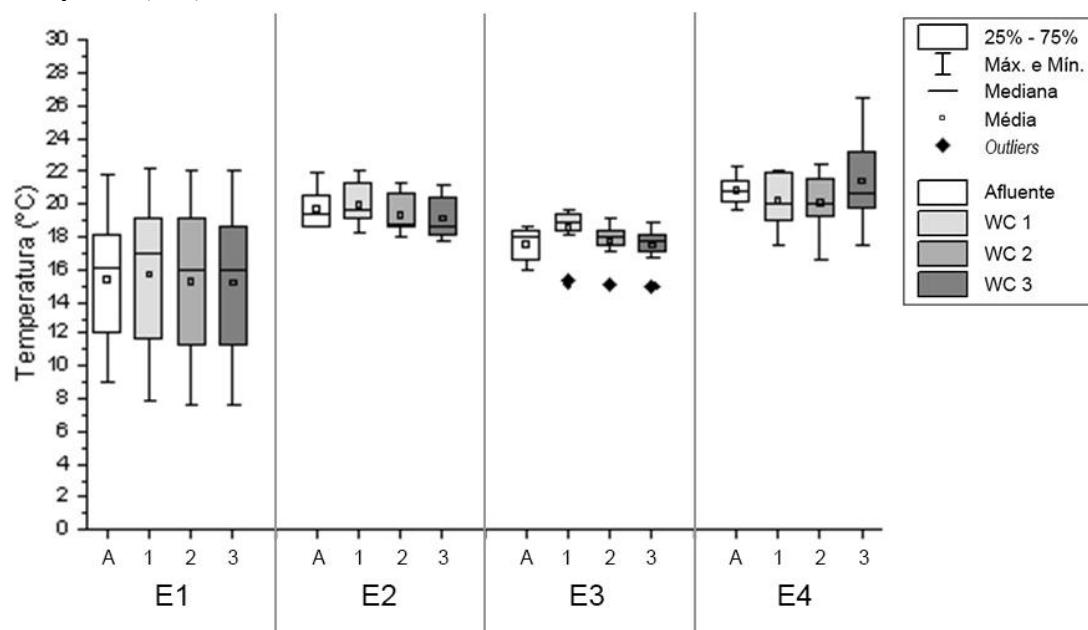
O mesmo comportamento não foi observado para o PT, em que, independentemente da carga aplicada, o que realmente influenciou na remoção deste parâmetro foi o maior TDH, de 48 horas.

Com relação aos compostos nitrogenados (N-NTK e N-amon), a etapa de maior média da carga aplicada foi a E2, no entanto, essa etapa não apresentou resultados de remoção satisfatórios. A etapa E1, ainda que com uma das menores médias de carga aplicada, foi a que apresentou as melhores taxas de eficiência de remoção desses parâmetros.

Ao longo deste capítulo serão discutidas a influência do TDH, da inserção da CCM e das diferentes profundidades do material filtrante nas eficiências de remoção dos parâmetros acima citados.

Na Figura 14 é observada a variação dos valores de temperatura nas amostras do afluente e efluente dos WC1, WC2 e WC3, nas etapas operacionais E1, E2, E3 e E4.

Figura 14 - Variação dos valores de temperatura nas amostras do afluente e efluente dos WC nas etapas E1, E2, E3 e E4.



Fonte: Autoria própria (2021).

Nota: E1 - TDH 48 h, sem CCM; E2 - TDH 24 h, sem CCM; E3 - TDH 24 h, com CCM; E4 - TDH 48 h, com CCM; WC1 - 145 cm de profundidade; WC2 - 58 cm de profundidade; WC3 - 30 cm de profundidade;

Os valores médios da temperatura nas amostras do afluente e do efluente dos WC1, WC2 e WC3 foram de 16,2, 15,7 e 15,6 °C na etapa E1, 20, 19,3 e 19,2 °C na etapa E2, 18,5, 17,8 e 17,5 °C na etapa E3 e 20,9, 20,2, 20,1 e 21,5 na etapa E4, respectivamente. Esta faixa de valores mostrou-se abaixo do que Metcalf e Eddy (2015) consideram como ótima para melhor desempenho dos microrganismos, de 25 a 35 °C, que segundo Sezerino et al. (2015) é também a faixa ótima para o desenvolvimento de microrganismos responsáveis pelo processo de nitrificação.

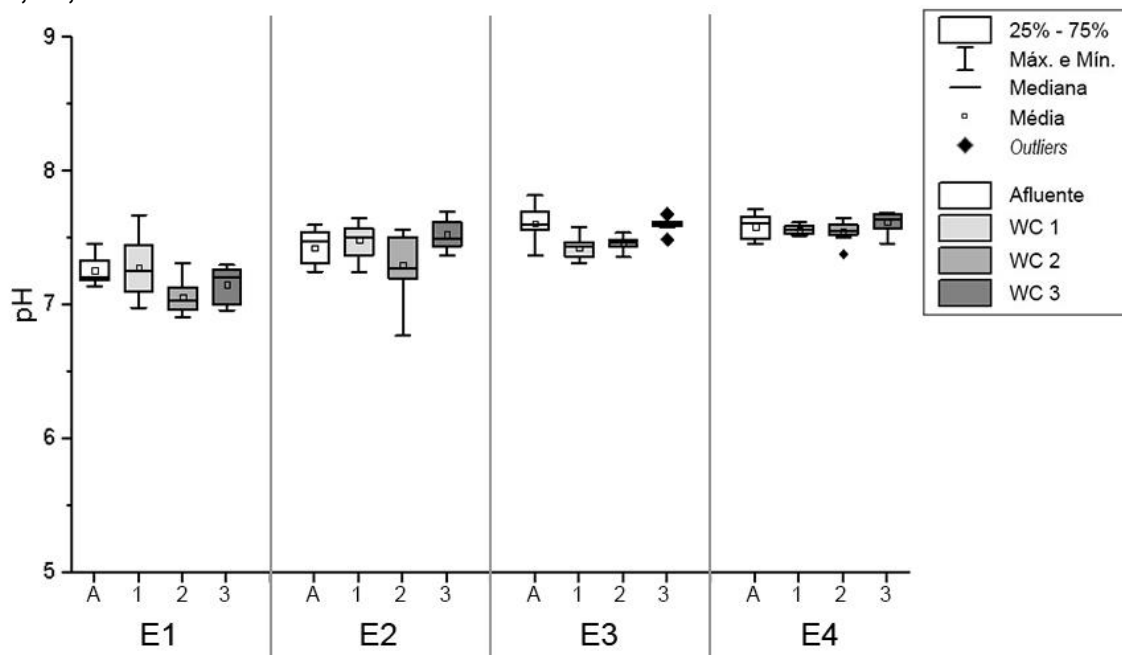
A variação de temperatura do líquido pode estar associada à variação da temperatura do ar, pois o monitoramento foi realizado no período compreendido entre os meses de junho de 2019 a dezembro de 2020, no qual houve variação na temperatura do ar de 5,7 °C em 3 de agosto de 2019 a 32,5 °C em 18 de fevereiro de 2020 (INMET, 2020).

Não foram observadas diferenças significativas entre os valores de temperatura de cada WC para as etapas E1 (p-valor = 0,8009), E2 (p-valor = 0,2743), E3 (p-valor = 0,2493) e E4 (p-valor = 0,7929) nas amostras do efluente. Porém, quando comparados os valores de temperatura de todas as etapas (p-valor =

0,0031) é observada diferença significativa, visto que a variação da temperatura sazonal influenciou na variação na temperatura do líquido.

Na Figura 15 podem ser observados os valores de pH das amostras do afluente e efluentes dos WC1, WC2 e WC3 nas etapas E1, E2, E3 e E4.

Figura 15 - Variação dos valores de pH nas amostras do afluente e efluente dos WC nas etapas E1, E2, E3 e E4.



Fonte: Autoria própria (2021).

Nota: E1 - TDH 48 h, sem CCM; E2 - TDH 24 h, sem CCM; E3 - TDH 24 h, com CCM; E4 - TDH 48 h, com CCM; WC1 - 145 cm de profundidade; WC2 - 58 cm de profundidade; WC3 - 30 cm de profundidade;

Conforme apresentado na Tabela 6, o pH das amostras do afluente variou de 7,14 a 7,74, e das amostras do efluente variou de 6,98 a 7,67 no WC1, de 6,91 a 7,48 no WC2, e de 6,96 a 7,61 no WC3 na etapa E1.

Não foi constatada diferença significativa (p -valor = 0,0934) entre as amostras analisadas nesta etapa, assim como na etapa E2 (p -valor = 0,100), em que o pH das amostras do afluente variou de 7,25 a 7,60, e das amostras do efluente de 7,25 a 7,65 no WC1, 6,77 a 7,56 no WC2 e de 7,37 a 7,70 no WC3.

Na etapa E3, o pH das amostras do afluente variou de 7,37 a 7,82, e das amostras do efluente de 7,31 a 7,58 no WC1, 7,36 a 7,54 no WC2 e de 7,49 a 7,68 no WC3, apresentando diferença estatística significativa (p -valor = 0,0005) entre as amostras do afluente e efluentes dos WC. Na etapa E4, o pH das amostras do afluente variou de 7,47 a 7,72, e das amostras do efluente variou de 7,52 a 7,62 no

WC1, de 7,38 a 7,65 no WC2, e de 7,52 a 7,69 no WC3, sendo suas amostras consideradas estatisticamente semelhantes (p -valor = 0,0319).

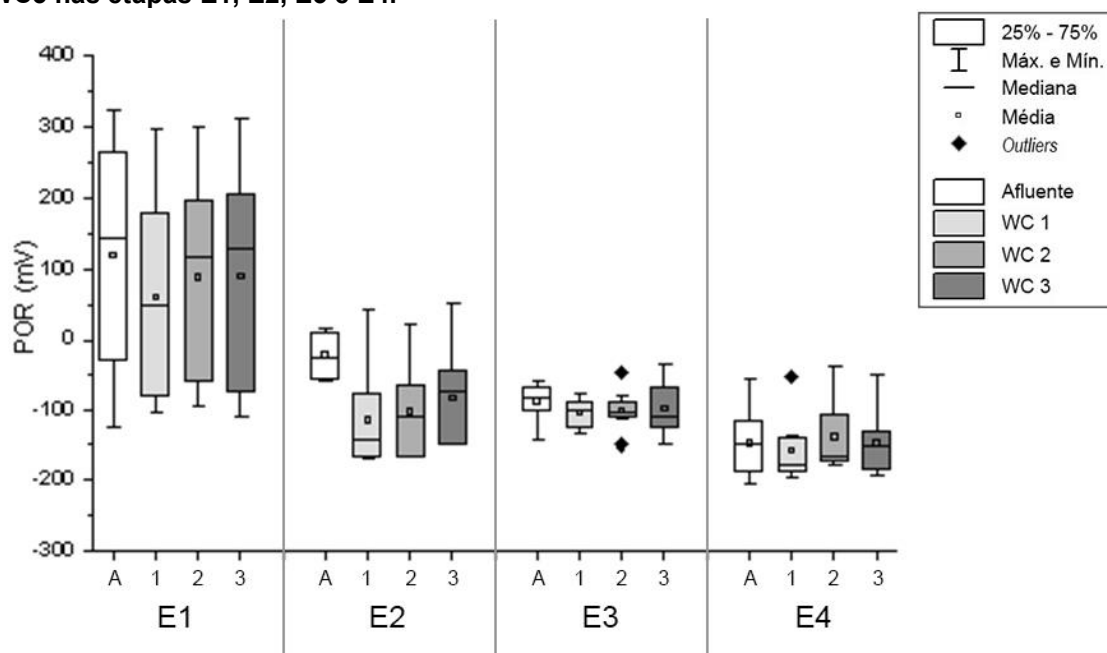
A faixa recomendada para o processo de nitrificação é de 7,5 a 8,6 segundo a IWA (2000) e para o processo de desnitrificação é de 6,5 a 7,5 de acordo com Kadlec e Wallace (2009). Cooper et al. (1996) recomendam para o processo de amonificação pH variável de 6,5 a 8,5. Assim, os valores de pH das amostras do afluente e efluentes se mantiveram próximo a faixa ótima para amonificação, nitrificação e desnitrificação.

Com os resultados da análise estatística foi possível observar que as diferentes profundidades do meio suporte não influenciaram de modo significativo o pH das amostras do efluente com relação ao afluente nas etapas E1 e E2. Por outro lado, nas etapas E3 e E4, após a inserção da CCM, observou-se semelhança estatística nos valores do pH das amostras do afluente e efluente dos WC.

Zhao et al. (2013) em um WCVA (3,7 L), plantado com *Phragmites australis*, e preenchido com cascalho como meio suporte, tratando água residuária suína diluída, com CCM, operado com TDH variável de 21,6 a 30 h, submetido à aeração artificial com vazão de 128 mL s^{-1} , observaram valor médio de pH do afluente de 7,8, enquanto o efluente apresentou média de pH de 7,3, valores próximos aos observados neste trabalho.

Nas Figuras 16 e 17 podem ser observados os valores obtidos nas medições do POR e OD nas amostras do afluente e efluente do WC1, WC2 e WC3 nas etapas E1, E2, E3 e E4.

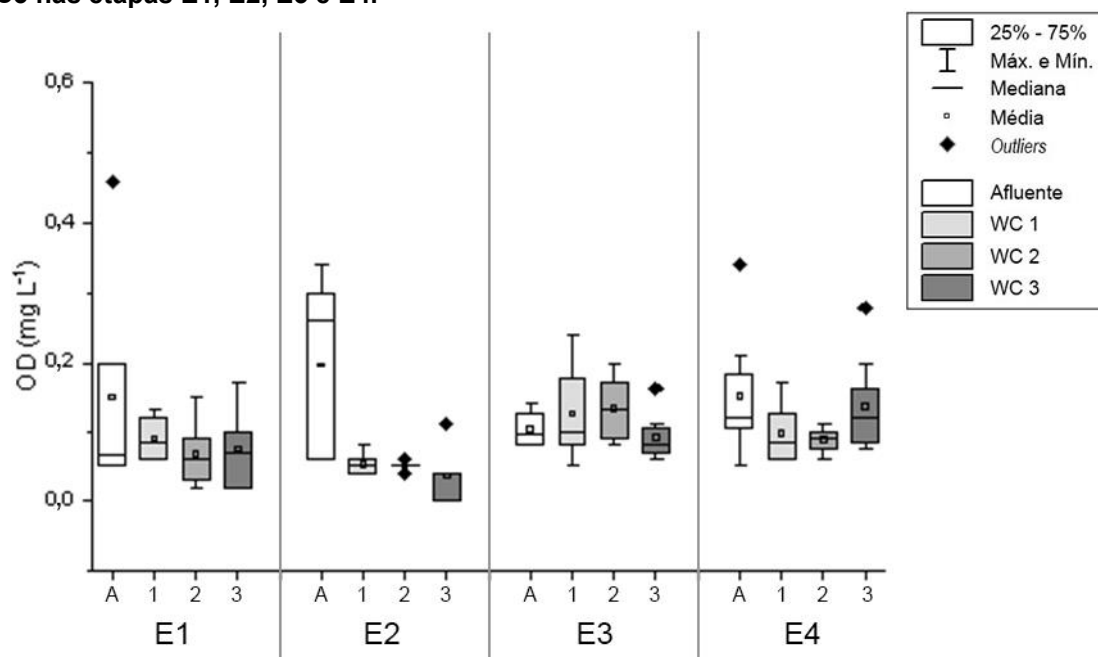
Figura 16 - Variação dos valores de POR nas amostras do afluente e efluente do WC1, WC2 e WC3 nas etapas E1, E2, E3 e E4.



Fonte: Autoria própria (2021).

Nota: E1 - TDH 48 h, sem CCM; E2 - TDH 24 h, sem CCM; E3 - TDH 24 h, com CCM; E4 - TDH 48 h, com CCM; WC1 - 145 cm de profundidade; WC2 - 58 cm de profundidade; WC3 - 30 cm de profundidade;

Figura 17 - Variação dos valores de OD nas amostras do afluente e efluente do WC1, WC2 e WC3 nas etapas E1, E2, E3 e E4.



Fonte: Autoria própria (2021).

Nota: E1 - TDH 48 h, sem CCM; E2 - TDH 24 h, sem CCM; E3 - TDH 24 h, com CCM; E4 - TDH 48 h, com CCM; WC1 - 145 cm de profundidade; WC2 - 58 cm de profundidade; WC3 - 30 cm de

profundidade;

Foram verificadas médias de POR de 62, -22, -88 e -147 mV nas amostras do afluente durante as etapas E1, E2, E3 e E4, respectivamente. Nas amostras do efluente do WC1, as médias do POR foram 20, -155, -105 e -157 mV para as etapas E1, E2, E3 e E4, respectivamente. Nas amostras do efluente do WC2, os valores obtidos do POR foram 43 mV na E1, -102 mV na E2, -101 mV na E3 mV e -138 mV na E4. Nas amostras do efluente do WC3, as médias do POR foram 50 mV na E1 e -83 mV na E2 e -98 mV na E3 e -147 mV na E4. Ao mesmo tempo, as concentrações médias de OD foram 0,15, 0,19, 0,10 e 0,15 mg L⁻¹ nas amostras do afluente e de 0,09, 0,05, 0,13 e 0,10 mg L⁻¹ nas amostras do efluente do WC1 nas etapas E1, E2, E3 e E4, respectivamente. Nas amostras do efluente do WC2, as concentrações médias de OD foram 0,07 mg L⁻¹ na E1, 0,05 mg L⁻¹ na E2, 0,13 mg L⁻¹ na E3 e 0,09 mg L⁻¹ na E4. Nas amostras do efluente do WC3, as concentrações médias foram 0,08, 0,04, 0,09 e 0,14 mg L⁻¹ nas etapas E1, E2, E3 e E4, respectivamente.

Nesse sentido, baseado no monitoramento do POR e das concentrações de OD, observou-se que indiferente das etapas ou da profundidade dos WC, as unidades trabalharam em sua maioria em condições redutoras, favorecendo reações bioquímicas de como a redução do nitrato, bem como a remoção anaeróbia de matéria orgânica.

Em ordem de avaliar a influência das diferentes profundidades do material filtrante foram comparados WC1, WC2 e WC3 em cada etapa de operação. Não foi verificada diferença significativa entre os valores do POR nas amostras dos WC nas etapas E1 (p-valor = 0,9533), E3 (p-valor = 0,731) e E4 (p-valor = 0,8965), ou seja, as diferentes profundidades do meio suporte não exerceram influência significativa para este parâmetro nestas condições operacionais.

Quando comparados os valores do POR entre as etapas, foi observada diferença estatística para o WC1 (p-valor = 0,0479) e para o WC2 (p-valor = 0,0426), indicando que a alteração do TDH e a inserção da CCM podem ter interferido nos valores de POR destes sistemas. No WC3 (p-valor = 0,1079) não foi verificada diferença estatística para as quatro etapas de análises.

Para avaliar a influência do TDH nos valores de POR nos sistemas de WC, foram comparadas estatisticamente as etapas E1 (TDH de 48 h) e E2 (TDH de 24 h),

ambas sem CCM, e as etapas E3 (TDH de 24 h) e E4 (TDH de 48 h), após a inserção da CCM. Baseado nos resultados obtidos, não foram verificadas diferença estatística nos valores de POR para todos os WC na comparação entre as etapas E1 e E2 (p-valor = 0,0513 para WC1, 0,0597 para WC2 e 0,0612 para WC3), ou seja, a redução do TDH de 48 h para 24 h, não influenciou nos valores desse parâmetro.

O mesmo não aconteceu ao comparar as etapas E3 e E4, em que foi observada semelhança estatística apenas para o WC2 (p-valor = 0,0186). Para o WC1 (p-valor = 0,017) e WC3 (p-valor = 0,0358), foi identificada diferença estatística entre os valores de POR dessas etapas, indicando que, para esses sistemas, o TDH pode ter influenciado no parâmetro.

Para verificar a influência da CCM nos valores de POR nos sistemas de WC, foram comparadas as etapas E1 (sem CCM) e E4 (com CCM), ambas com TDH de 48 h, e E2 (sem CCM) e E3 (com CCM), ambas com TDH de 24 h.

Quando comparadas as etapas E1 e E4, os valores de POR foram diferentes estatisticamente para os WC (p-valor = 0,0034 para WC1, 0,0077 para WC2 e 0,0025 para WC3). No entanto, o mesmo não ocorreu ao se comparar as etapas E2 e E3, em que os valores foram estatisticamente similares (p-valor = 0,1321 para WC1, 0,6434 para WC2 e 0,6266 para WC3). Ou seja, para as etapas E1 e E4, de TDH 48 h, a inserção da CCM pode ter influenciado nos valores de POR, enquanto para o TDH 24 h, das etapas E2 e E3, essa influência não aconteceu.

Com relação aos valores de OD, para verificar a influência das diferentes profundidades do material filtrante foram comparados WC1, WC2 e WC3 em cada etapa de operação. Assim sendo, foi possível notar não houve diferença significativa nas concentrações de OD entre as amostras dos efluentes dos sistemas nas etapas E1 (p-valor = 0,724), E2 (p-valor = 0,0512), E3 (p-valor = 0,2385) e E4 (p-valor = 0,1292), indicando que as diferentes profundidades do meio suporte não influenciaram de modo significativo na concentração do oxigênio dissolvido das amostras de efluente.

Ao se comparar os valores de OD entre afluente e efluentes dos WC para todas as etapas percebeu-se diferença significativa apenas na E2 (p-valor = 0,0055 para WC1, 0,0020 para WC2 e 0,0020 para WC3), ou seja, para esta etapa, os valores de OD para o afluente (0,19 mg L⁻¹) se diferenciaram dos valores

apresentados pelos WC1 (0,05 mg L⁻¹), WC2 (0,05 mg L⁻¹) e WC3 (0,04 mg L⁻¹).

Na comparação entre as amostras dos efluentes dos sistemas nas quatro etapas não foi verificada diferença significativa entre as concentrações de OD no WC3 (p-valor = 0,0619). Por outro lado, houve diferença significativa nas amostras do efluente do WC1 (p-valor = 0,0092) e do WC2 (p-valor = 0,0027), indicando que, para esses sistemas, o TDH e inserção da CCM podem ter influenciado este parâmetro.

Para avaliar a influência do TDH nos valores de OD nos sistemas de WC, foram comparadas as etapas E1 (TDH de 48 h) e E2 (TDH de 24 h), ambas sem CCM, e as etapas E3 (TDH de 24 h) e E4 (TDH de 48 h), após a inserção da CCM. Assim sendo não foram verificadas diferença estatística nos valores de OD para todos os WC na comparação entre as etapas E1 e E2 (p-valor = 0,0599 para WC1, 0,3751 para WC2 e 0,1715 para WC3) e E3 e E4 (p-valor = 0,3124 para WC1, 0,0503 para WC2 e 0,1253 para WC3), ou seja, a alteração do TDH de 48 h para 24 h, não influenciou nos valores desse parâmetro.

Para verificar a influência da CCM nos valores de OD nos sistemas de WC, foram comparadas as etapas E1 (sem CCM) e E4 (com CCM), ambas com TDH de 48 h, e E2 (sem CCM) e E3 (com CCM), ambas com TDH de 24 h.

Quando comparadas as etapas E1 e E4, os valores de POR foram semelhantes estatisticamente para os WC (p-valor = 0,0884 para WC1, 0,1515 para WC2 e 0,1074 para WC3). No entanto, o mesmo não ocorreu ao se comparar as etapas E2 e E3, em que os valores apresentaram diferença estatística (p-valor = 0,0006 para WC1, 0,0010 para WC2 e 0,0094 para WC3). Ou seja, para as etapas E1 e E4, de TDH 48 h, a inserção da CCM não influenciou nos valores de POR, enquanto para o TDH 24 h, das etapas E2 e E3, essa influência pode ter acontecido.

Para Matos et al. (2010) valores de POR abaixo de -100 mV indicam ambiente anaeróbio, de -100 a 100 mV indicam ambiente anóxico, enquanto valores acima de 100 mV indicam ambiente aeróbio, enquanto segundo Metcalf e Eddy (2005) resultados de OD inferiores 2,0 mgO₂ L⁻¹ indicam ambientes anóxicos.

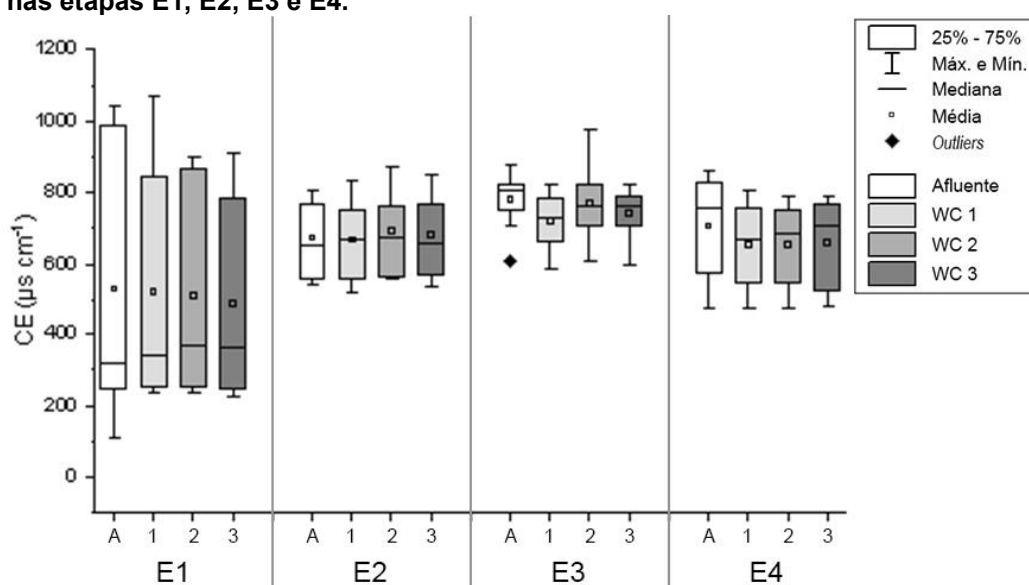
Portanto, ao associar os valores médios obtidos das amostras de OD e POR em cada etapa de cada sistema, pode-se sugerir que os mesmos operaram predominantemente sob condições anóxicas. No entanto, deve-se observar que não existe um padrão de classificação para o potencial redox na literatura, sendo

importante identificar o aceptor final de elétrons para possibilitar essa classificação.

Segundo Zhao et al. (2013), para que exista a diferença de potencial (DDP) necessária para geração de tensão no sistema da CCM é importante que se tenha presença de oxigênio no cátodo e ausência do mesmo no ânodo, criando dessa forma uma zona aeróbia e uma zona anaeróbia para que ocorram oxidação e redução nos eletrodos. Mais dessa discussão será abordada no item 5.6, que trata da conversão de energia pela CCM.

Na Figura 18 observam-se os valores obtidos no monitoramento da condutividade elétrica (CE) nas amostras do afluente e efluente do WC1, WC2 e WC3 nas etapas E1, E2, E3 e E4.

Figura 18 - Variação dos valores de CE nas amostras do afluente e efluente do WC1, WC2 e WC3 nas etapas E1, E2, E3 e E4.



Fonte: Autoria própria (2021).

Nota: E1 - TDH 48 h, sem CCM; E2 - TDH 24 h, sem CCM; E3 - TDH 24 h, com CCM; E4 - TDH 48 h, com CCM; WC1 - 145 cm de profundidade; WC2 - 58 cm de profundidade; WC3 - 30 cm de profundidade;

Como apresentado na Tabela 6, os valores médios de CE nas amostras do afluente e efluente do WC1, WC2 e WC3 foram de 621, 597, 596 e 575 $\mu\text{s cm}^{-1}$ na etapa E1, respectivamente. Na etapa E2 estes valores resultaram em 675, 670, 695 e 684 $\mu\text{s cm}^{-1}$, respectivamente. Na etapa E3, o valor médio no afluente foi de 781 $\mu\text{s cm}^{-1}$, e os valores no efluente do WC1, WC2 e WC3 foram de 721, 771 e 744 $\mu\text{s cm}^{-1}$, respectivamente. Na etapa E4 estes valores resultaram em 708, 656, 655 e 661 $\mu\text{s cm}^{-1}$, respectivamente.

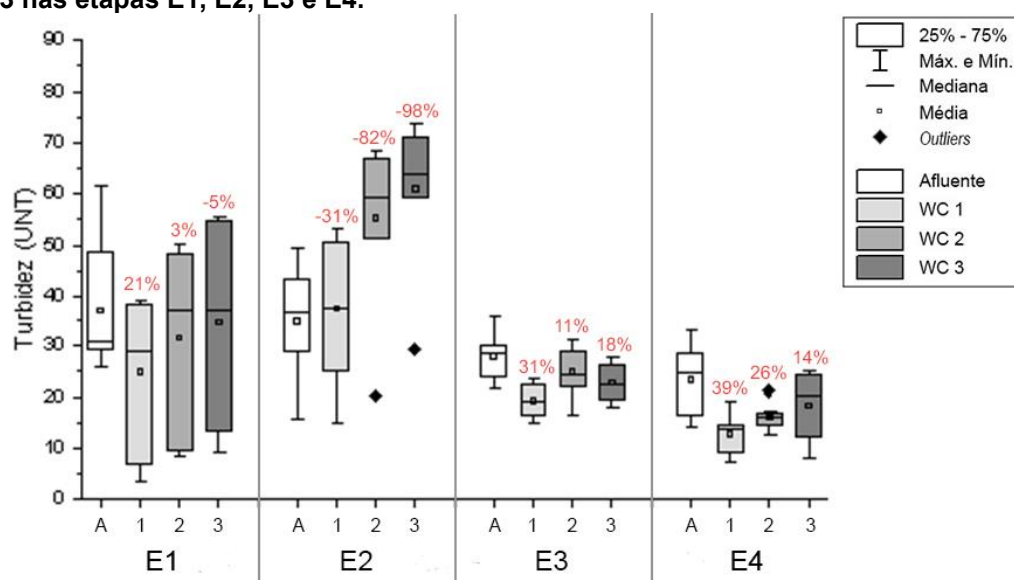
Para verificar a influência das diferentes profundidades do material filtrante foram comparados WC1, WC2 e WC3 em cada etapa de operação. Apesar da variação nos valores de CE não houve diferença significativa entre os valores das amostras dos efluentes dos sistemas em todas as etapas, E1 (p-valor = 0,8826), E2 (p-valor = 0,9733), E3 (p-valor = 0,5155) e E4 (p-valor = 0,8391), indicando que as profundidades do meio suporte dos sistemas não interferiram neste parâmetro.

Para avaliar a influência do TDH nos valores de CE nos sistemas de WC, foram comparadas as etapas E1 (TDH de 48 h) e E2 (TDH de 24 h), ambas sem CCM, e as etapas E3 (TDH de 24 h) e E4 (TDH de 48 h), após a inserção da CCM. E para verificar a influência da CCM nos sistemas de WC, foram comparadas as etapas E1 (sem CCM) e E4 (com CCM), ambas com TDH de 48 h, e E2 (sem CCM) e E3 (com CCM), ambas com TDH de 24 h.

No entanto, para todas essas comparações, não se observou diferença estatística para os nenhum dos sistemas, indicando que a alteração do TDH e a inserção da CCM não interferiram nos valores de CE dos mesmos.

Na Figura 19 é apresentada a variação dos valores de turbidez nas amostras do afluente e efluente dos WC1, WC2 e WC3 nas etapas E1, E2, E3 e E4.

Figura 19 - Variação dos valores de turbidez nas amostras do afluente e efluente do WC1, WC2 e WC3 nas etapas E1, E2, E3 e E4.



Fonte: Autoria própria (2021).

Nota: E1 - TDH 48 h, sem CCM; E2 - TDH 24 h, sem CCM; E3 - TDH 24 h, com CCM; E4 - TDH 48 h, com CCM; WC1 - 145 cm de profundidade; WC2 - 58 cm de profundidade; WC3 - 30 cm de profundidade;

Os valores de turbidez nas amostras do afluente diminuíram ao longo do período de operação dos sistemas de WC, com média de 37 UNT na E1, 35 UNT na E2, 28 UNT na E3 e 24 UNT na E4. Segundo Hussein e Scholz (2017), a turbidez é um parâmetro utilizado para indicar o grau de limpidez da água, sendo frequentemente aplicada como indicador da quantidade de sólidos e microrganismos em suspensão.

Com relação às amostras do efluente dos WC, observa-se que na etapa E1 apenas os WC1 e WC2 apresentaram remoção deste parâmetro, com eficiências médias de 21 e 3%, respectivamente. Na etapa E2, foi verificado aumento da turbidez no efluente dos WC com valor máximo de 61 UNT no WC3. Na etapa E3 foi observada remoção da turbidez nos WC, com média de eficiência de 31% no WC1, 11% no WC2 e 18% no WC3, assim como na E4, com remoção de 39%, 26% e 14%, respectivamente. O aumento da turbidez na etapa E2, quando o TDH passou de 48 h para 24 h, das amostras do afluente para as amostras dos efluentes pode estar relacionada a maior concentração de sólidos suspensos totais, ocasionada por arraste de sólidos.

Para verificar a influência das diferentes profundidades do material filtrante nos valores de turbidez foram comparados WC1, WC2 e WC3 em cada etapa de operação. Dessa forma, não houve diferença significativa entre os valores das amostras dos efluentes dos sistemas nas etapas E1 (p-valor = 0,5631), E3 (p-valor = 0,0549) e E4 (p-valor = 0,0721).

Já para a etapa E2 (p-valor = 0,0240), foi observada diferença estatística entre os valores de turbidez encontrados para os WC, indicando que as profundidades do meio suporte dos sistemas pode ter interferido neste parâmetro para esta etapa, justificando as eficiências de remoção para esse parâmetro (-31% para o WC1, -82% para o WC2 e -98% para o WC3).

Pela análise estatística foi possível notar que houve diferença significativa na comparação entre as amostras dos efluentes dos sistemas WC1 (p-valor = 0,0451), WC2 (p-valor = 0,0128) e WC3 (p-valor = 0,0015) nas três etapas, indicando que o TDH e inserção da CCM podem ter influenciado este parâmetro.

Para avaliar a influência do TDH nos valores de turbidez nos sistemas de WC, foram comparadas as eficiências de remoção do parâmetro nas etapas E1 (TDH de 48 h) e E2 (TDH de 24 h), ambas sem CCM, e as etapas E3 (TDH de 24 h) e E4

(TDH de 48 h), após a inserção da CCM. Assim sendo, ainda que os valores médios de remoção tenham variado consideravelmente entre as etapas, não foram verificadas diferenças estatísticas para todos os WC na comparação entre as etapas E1 e E2 (p-valor = 0,2525 para WC1, 0,0827 para WC2 e 0,0561 para WC3) e E3 e E4 (p-valor = 0,5287 para WC1, 0,2976 para WC2 e 0,5209 para WC3), ou seja, a alteração do TDH de 48 h para 24 h, não influenciou nas eficiências de remoção desse parâmetro.

Para verificar a influência da CCM nos sistemas de WC, foram comparadas as eficiências de remoção de turbidez das etapas E1 (sem CCM) e E4 (com CCM), ambas com TDH de 48 h, e E2 (sem CCM) e E3 (com CCM), ambas com TDH de 24 h.

Quando comparadas as etapas E1 e E4, os valores de turbidez foram semelhantes estatisticamente para os WC (p-valor = 0,5287 para WC1, 0,2976 para WC2 e 0,5209 para WC3). No entanto, o mesmo não ocorreu ao se comparar as etapas E2 e E3, em que os valores apresentaram diferença estatística (p-valor = 0,0445 para WC1, 0,0206 para WC2 e 0,0108 para WC3). Ou seja, para as etapas E1 e E4, de TDH 48 h, a inserção da CCM não influenciou nos valores de turbidez, enquanto para o TDH 24 h, das etapas E2 e E3, essa influência pode ter acontecido.

No entanto, embora a estatística apresente semelhança na grande maioria das comparações, ao analisar as eficiências de remoção médias de turbidez para cada WC fica nítido que os melhores resultados foram nas etapas E3 e E4, após a inserção da CCM, em ambos TDH.

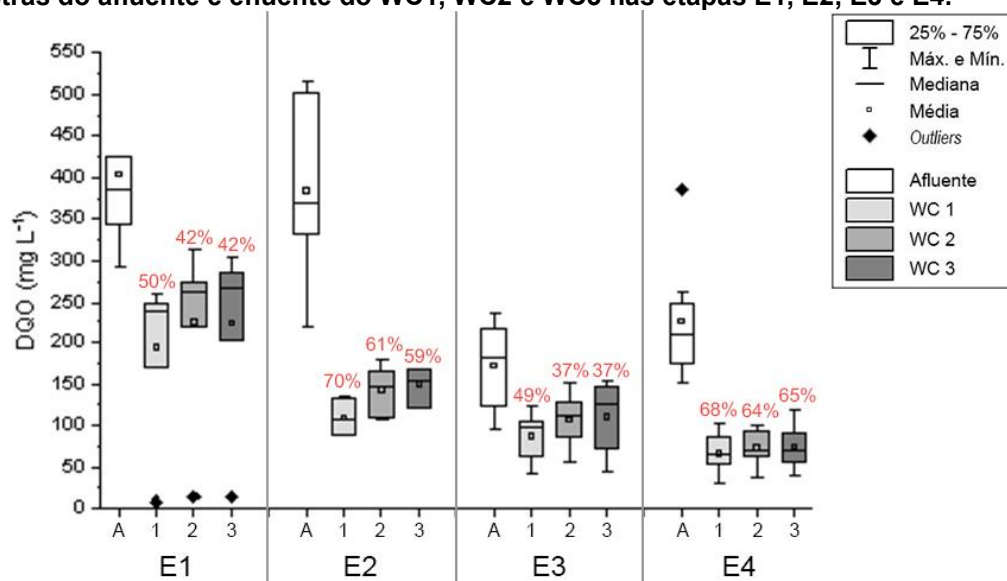
Zhao et al. (2013) em um WCVA (3,7 L), plantado com *Phragmites australis*, e preenchido com cascalho como meio suporte, tratando água residuária suína diluída, com CCM, operado com TDH variável de 21,6 a 30 h, submetido à aeração artificial com vazão de 128 mL s⁻¹, observaram valor médio de turbidez de 325 UNT no afluente e 87 UNT no efluente, atingindo uma média de remoção de 73%, valores superiores aos observados neste trabalho.

5.2.1 Demanda Química de Oxigênio

- Desempenho geral de tratamento

Na Figura 20 é apresentada a variação da concentração de matéria orgânica carbonácea em termos de DQO nas amostras do afluente e efluente do WC1, WC2 e WC3 referente às etapas E1, E2, E3 e E4. As concentrações médias de matéria carbonácea em termos de DQO nas amostras do afluente e efluente do WC1, WC2 e WC3 na etapa E1 foram de 404, 194, 224 e 224 mg L⁻¹, respectivamente. Na etapa E2, foi verificada diminuição da DQO para 385, 100, 143 e 150 mg L⁻¹ nas amostras do afluente e efluentes do WC1, WC2, e WC3, respectivamente. A mesma tendência de decaimento foi identificada na etapa E3, na qual foram verificadas concentrações de 172 mg L⁻¹ nas amostras do afluente e de 88 mg L⁻¹ para WC1, 107 mg L⁻¹ para WC2 e 111 mg L⁻¹ para WC3. Na etapa E4, foi verificado aumento nos valores das concentrações médias com relação à etapa E3, sendo de 225 mg L⁻¹, 67 mg L⁻¹, 74 mg L⁻¹ e 75 mg L⁻¹, para as amostras do afluente e efluente do WC1, WC2 e WC3, respectivamente.

Figura 20 - Variação das concentração de matéria carbonácea em termos de DQO bruta nas amostras do afluente e efluente do WC1, WC2 e WC3 nas etapas E1, E2, E3 e E4.



Fonte: Autoria própria (2021).

Nota: E1 - TDH 48 h, sem CCM; E2 - TDH 24 h, sem CCM; E3 - TDH 24 h, com CCM; E4 - TDH 48 h, com CCM; WC1 - 145 cm de profundidade; WC2 - 58 cm de profundidade; WC3 - 30 cm de profundidade;

A taxa média de carregamento orgânico (em termos de DQO) aplicada nas etapas de operação dos WC variou ao longo do estudo (Figura 13). Para o WC1, a carga aplicada média variou de 71 a 483 g m⁻² d⁻¹, sendo de 190 g m⁻² d⁻¹ para E1, 361 g m⁻² d⁻¹ para E2, 162 g m⁻² d⁻¹ para E3 e 106 g m⁻² d⁻¹ para E4. Para o WC2, a

taxa média de carregamento orgânico aplicada diminuiu cerca de 1,7 vezes, apresentando valores de 42 a 286 g m⁻² d⁻¹, sendo de 112,4 g m⁻² d⁻¹ para E1, 214,2 g m⁻² d⁻¹ para E2, 95,9 g m⁻² d⁻¹ para E3 e de 62,7 g m⁻² d⁻¹ para E4. Para o WC3, a taxa média do carregamento orgânico aplicado foi ainda menor, apresentando valores na ordem de 27 a 185 g m⁻² d⁻¹, sendo de 72,8 g m⁻² d⁻¹ para E1, 138,6 g m⁻² d⁻¹ para E2, 62,0 g m⁻² d⁻¹ para E3 e de 40,6 g m⁻² d⁻¹ para E4.

De uma forma geral, conforme pode ser observada na Figura 14, as maiores eficiências de remoção de DQO aconteceram quando os WC operaram com as maiores cargas orgânicas (E2 - TDH de 24 hr, sem CCM). Maiores eficiências de remoção associados a maiores carregamentos orgânicos em WC já foram reportadas em outros estudos (DE PAOLI, 2010).

Com relação à remoção de DQO, levando em consideração as condições operacionais de cada WC, o WC1 apresentou o melhor desempenho de tratamento, com eficiências médias de 50%, 70%, 49% e 68% para as etapas E1, E2, E3 e E4, respectivamente. No WC2, as eficiências médias de remoção diminuíram para 42%, 61%, 37% e 64%, respectivamente. Para o WC3, esses valores mantiveram-se próximos aos verificados para o WC2, sendo de 42%, 59%, 37% e 65% para E1, E2, E3 e E4, respectivamente.

Na Tabela 9 são apresentados os valores do p-valor da análise estatística comparando as eficiências médias de remoção de DQO de cada etapa de operação para cada WC, considerando a influência do TDH e da CCM. Diferenças estatísticas foram identificadas no WC1, WC2 e WC3 ao comparar as etapas E2 (sem CCM) e E3 (com CCM) operadas com TDH de 24 h e entre as etapas E3 (TDH 24 h) e E4 (TDH 48 h), ambas com CCM. Assim, foi possível concluir que as configurações operacionais comparadas nessas etapas podem ter exercido influência sobre a eficiência de remoção da DQO, ou seja, a inserção da CCM e a redução do TDH.

Tabela 9 - Valores do p-valor das eficiências de remoção de DQO para WC1, WC2 e WC3, da comparação entre as etapas E1 e E2, E1 e E4, E2 e E3 e E3 e E4.

	WC1			WC2			WC3		
	E2	E3	E4	E2	E3	E4	E2	E3	E4
E1	0,0629	-	0,0833	0,0535	-	0,0748	0,0629	-	0,0620
E2	-	0,0004	-	-	0,0004	-	-	0,0009	-
E3	-	-	0,0014	-	-	0,0006	-	-	0,0003

Fonte: Autoria própria (2021).

Nota: E1 - TDH 48 h, sem CCM; E2 - TDH 24 h, sem CCM; E3 - TDH 24 h, com CCM; E4 - TDH 48 h, com CCM; WC1 - 145 cm de profundidade; WC2 - 58 cm de profundidade; WC3 - 30 cm de

profundidade;

Na Tabela 10 são apresentados os valores do p-valor da análise estatística comparando as taxas de remoção de DQO de cada WC entre diferentes etapas dentro de um mesmo WC a, de forma a analisar a influência da profundidade do material filtrante. Na etapa E2, ao comparar os valores de eficiência de remoção de DQO do WC1 (145 cm de profundidade) e WC3 (30 cm de profundidade) foi constatada diferença estatística. O mesmo aconteceu na E3, em que o WC1 apresentou diferença estatística quando comparado ao WC2 (58 cm de profundidade) e ao WC3. Assim, foi possível concluir que, para essas etapas, as diferentes profundidades do material filtrante, podem ter influenciado na remoção deste parâmetro.

Tabela 10 - Valores do p-valor das eficiências de remoção de DQO para as etapas E1, E2, E3 e E4, da comparação entre WC1, WC2 e WC3.

	E1		E2		E3		E4	
	WC2	WC3	WC2	WC3	WC2	WC3	WC2	WC3
WC1	0,6389	0,6508	0,1114	0,0464	0,0074	0,0131	0,5223	0,5371
WC2	-	0,9819	-	0,7200	-	0,9059	-	0,9392

Fonte: Autoria própria (2021).

Nota: E1 - TDH 48 h, sem CCM; E2 - TDH 24 h, sem CCM; E3 - TDH 24 h, com CCM; E4 - TDH 48 h, com CCM; WC1 - 145 cm de profundidade; WC2 - 58 cm de profundidade; WC3 - 30 cm de profundidade;

Oon et al. (2015) observaram remoção de 100% de DQO no tratamento de efluente sintético (concentração inicial média de 320 mg L⁻¹) em um WCVA (volume útil 5,7 L) aerado artificialmente, vegetado com *Typha latifolia* em cascalho como meio suporte, e integrado a uma CCM, composta de eletrodo de feltro de carbono, operado com TDH de 24 h. Segundo estes autores, o WC atingiu remoção de 58% de DQO quando operado nas mesmas condições, porém sem aeração, sendo um valor próximo as eficiências de remoção alcançada pelos WC deste trabalho nas etapas E2 e E4.

Em outro trabalho, Oon et al. (2017) obtiveram remoção de 98% de DQO (concentração inicial de 645 mg L⁻¹) em um WCVA (5,8 L) operado com TDH de 24 h, vegetado com a macrófita *Elodea Nuttallii* em cascalho como meio suporte no tratamento de efluente sintético. O WCVA foi aerado artificialmente com vazão variável de 0 a 1900 mL min⁻¹ e CCM com eletrodos de carbono ativado.

John et al. (2020) observaram remoção média de DQO de 65,8% em sua

menor intensidade de aeração (com concentração inicial média de 81,5 mg L⁻¹) e de 92,6% na maior intensidade de aeração (com concentração inicial média de 21,5 mg L⁻¹) em um conjunto composto por 3 sistemas de WCVA (diâmetro de 1,3 m e 1,4 m de altura) operados em série com TDH de 96 h, com aeração contínua em diferentes relações ar-afluente que variaram de 0,5:1 a 4:1, plantados com *C. Alternifolius* e *I. Pseudocorus* e preenchidos com cascalho no tratamento de esgotos sanitários de origem doméstica. A eficiência de remoção do WC dos autores em sua menor intensidade de aeração, se aproxima dos valores que o WC1 deste trabalho alcançou nas etapas E2 e E4.

A maioria dos estudos recentes com WCVA utilizam alguma forma de aeração artificial para melhores resultados de eficiência de remoção. Os resultados dos estudos previamente citados sugerem que a eficiência de remoção de matéria orgânica em termos de DQO aumenta consideravelmente, ao inserir aeração artificial nos sistemas de WCVA.

- Influência do TDH no desempenho de remoção de DQO

Para avaliar a influência do TDH no desempenho de remoção de DQO nos sistemas de WC, foram comparadas as etapas E1 (TDH de 48 h) e E2 (TDH de 24 h), ambas sem CCM, e as etapas E3 (TDH de 24 h) e E4 (TDH de 48 h), após a inserção da CCM (Tabela 9).

Baseado nos resultados obtidos, não foram verificadas diferença estatística nas eficiências de DQO para todos os WC nas etapas E1 e E2, ou seja, a redução do TDH de 48 h para 24 h, não influenciou na remoção da DQO. No entanto, ainda que as eficiências de remoção tenham sido estatisticamente semelhantes, ao reduzir o TDH em 50%, o que ocorreu entre as etapas E1 e E2, houve aumento médio de eficiência de remoção de 20% para WC1, 19% para WC2 e 17% para WC2, indicando que as unidades foram capazes de amortecer a variação de taxa de carregamento aplicada.

Na comparação dos valores de eficiência de remoção de DQO das etapas E3 e E4 que ocorreram após a inserção as CCM, observa-se diferença estatística para todos os WC, indicando a influência do TDH na remoção deste parâmetro. Diferente do que aconteceu entre as etapas E1 e E2 (concentração média do afluente 404 mg

L⁻¹ e 385 mg L⁻¹), nas etapas E3 e E4 (concentração média do afluente 172 mg L⁻¹ e 225 mg L⁻¹), ao aumentar o TDH de 24 h (E3) para 48 h (E4) a média da eficiência de remoção de DQO aumentou em 19% para o WC1, 27% para o WC2 e 28% para o WC3. Sendo assim, a etapa E4 foi a de maior eficiência de remoção deste parâmetro para os WC2 e WC3.

Portanto, baseado nesse comportamento, ficou evidente que um menor valor de TDH foi favorável para remoção de DQO para os WC na etapa E2. Esse fato pode estar associando ao processo de transferência de oxigênio para o material filtrante (PLATZER, 1999). Um menor TDH está associado ao maior número de pulsos de alimentação ao longo do dia, o que está diretamente atrelado ao arraste de oxigênio para o interior da unidade, por meio do processo de difusão e convecção (KAYSER & KUNST, 2005). Portanto, o menor TDH está diretamente atrelado à disponibilidade de oxigênio para o interior do maciço filtrante, favorecendo o processo de oxidação da matéria orgânica carbonácea.

- Influência da profundidade do material filtrante nos diferentes WC

Para verificar a influência das diferentes profundidades do material filtrante foram comparados WC1, WC2 e WC3 em cada etapa de operação (Tabela 10).

Na etapa E1, ao comparar WC1 com WC2, WC1 com WC3 e WC2 com WC3, observou-se semelhança estatística, ou seja, para essa etapa, TDH de 48 h e sem CCM, as diferentes profundidades do material filtrante não influenciaram na remoção da DQO. No entanto, é possível observar que o WC1 se destacou dos demais, com eficiência de 50% de remoção, enquanto WC2 e WC3 atingiram 42% de remoção.

Na etapa E2, com TDH de 24 h e sem CCM, comparando os valores de eficiência de remoção de DQO do WC1 com WC2 e WC2 com WC3, observou-se semelhança estatística. O mesmo não ocorreu ao comparar os valores do WC1 com WC3, ou seja, nesse caso, a diferença de profundidade do material filtrante influenciou na remoção deste parâmetro, em que a média de remoção foi de 70% no WC1 e de 59% no WC3.

Na etapa E3, houve diferença estatística ao comparar as médias das eficiências de remoção do WC1 (49% de eficiência) com WC2 e WC3 (37% de eficiência), indicando que a maior profundidade (WC1), pode ter influenciado na

remoção da DQO para esta etapa (TDH de 24 h e com CCM).

Com relação à etapa E4, foi observada semelhança estatística para as comparações entre os valores de eficiência de remoção de DQO para os WC, indicando que nessa etapa, com TDH de 48 h e com CCM, as profundidades do material filtrante não influenciaram estatisticamente na eficiência de remoção da DQO. No entanto, percebe-se que o WC1 se destacou dos demais *wetlands*, atingindo média de remoção de 68%, enquanto WC2 e WC3 alcançaram 64% e 65%, respectivamente.

Ao comparar os sistemas operados com TDH de 48 h e 24 h com e sem a CCM, é nítido o melhor comportamento do WC1 em comparação aos demais *wetlands*, ou seja, a profundidade do material filtrante pode exercer influência na remoção da DQO, independentemente do TDH aplicado. Também é possível observar que o WC2 e WC3 tiveram comportamento similar em todas as etapas, apresentando médias de remoção muito próximas.

- Influência da CCM no desempenho de remoção de DQO

Para verificar a influência da CCM nos sistemas de WC, foram comparadas as etapas E1 (sem CCM) e E4 (com CCM), ambas com TDH de 48 h, e E2 (sem CCM) e E3 (com CCM), ambas com TDH de 24 h (Tabela 9).

Quando comparadas as etapas E1 e E4, as eficiências de remoção deste parâmetro foram similares estatisticamente para os WC. No entanto, a taxa de carregamento orgânico na etapa E1 é quase o dobro da E4, indicando que, apesar da semelhança estatística na eficiência de remoção, a etapa E1 (sem CCM) foi mais eficiente que a etapa E4 (com CCM), ambas com TDH de 48 h.

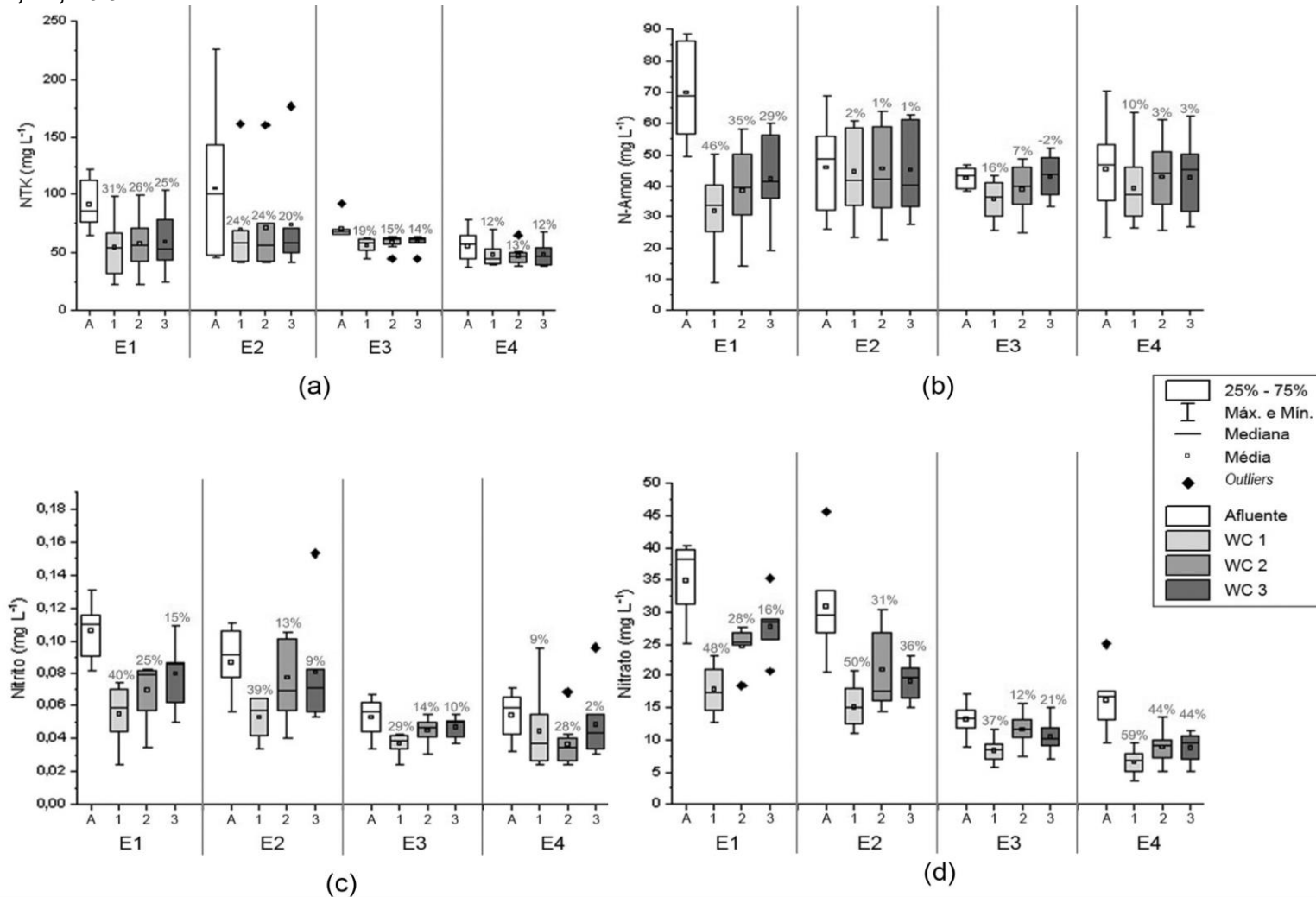
Comparando as etapas E2 e E3, observou-se diferença estatística entre as eficiências de remoção de DQO, indicando que a presença da CCM influenciou na eficiência de remoção deste parâmetro. A etapa E2 foi operada com taxa de carregamento orgânico pelo menos duas vezes maior que a E3, e ainda assim suas médias de eficiência de remoção foram 21% maiores no WC1, 24% no WC2 e 22% no WC3. Com base no exposto, pode-se concluir que a inserção da CCM, não influenciou de forma positiva na remoção da DQO nos sistemas estudados.

5.2.2 Série Nitrogenada

- Desempenho geral de tratamento

Na Figura 21 é apresentada a variação da concentração de N-NTK (a), N-amon (b), nitrito (c) e nitrato (d) nas amostras do afluente e efluente do WC1, WC2 e WC3 referente às etapas E1, E2, E3 e E4.

Figura 21 - Variação dos valores de N-NTK (a), N-Amon (b), nitrito (c) e nitrato (d) nas amostras do afluente e efluente do WC1, WC2 e WC3 nas etapas E1, E2, E3 e E4.



Fonte: Autoria própria (2021).

Nota: E1 - TDH 48 h, sem CCM; E2 - TDH 24 h, sem CCM; E3 - TDH 24 h, com CCM; E4 - TDH 48 h, com CCM; WC1 - 145 cm de profundidade; WC2 - 58 cm de profundidade; WC3 - 30 cm de profundidade;

A média da carga de N-NTK aplicada para o WC1 foi de 42,94 g m⁻² d⁻¹ na E1, 99,21 g m⁻² d⁻¹ na E2, 66,15 g m⁻² d⁻¹ na E3 e de 26,22 g m⁻² d⁻¹ na E4. Para o WC2 a média das cargas aplicadas foram de 25,46 g m⁻² d⁻¹ na E1, 58,83 g m⁻² d⁻¹ na E2, 39,23 g m⁻² d⁻¹ na E3 e de 15,55 g m⁻² d⁻¹ na E4. Já para o WC3 a média da carga aplicada foi de 16,48 g m⁻² d⁻¹ na E1, 38,07 g m⁻² d⁻¹ na E2, 25,08 g m⁻² d⁻¹ na E3 e de 10,06 g m⁻² d⁻¹ na E4. Com relação ao N-Amon, a média da carga aplicada para o WC1 foi de 32,8 g m⁻² d⁻¹ na E1, 43,19 g m⁻² d⁻¹ na E2, 40,01 g m⁻² d⁻¹ na E3 e de 21,35 g m⁻² d⁻¹ na E4. Para o WC2 a média das cargas aplicadas foram de 19,45 g m⁻² d⁻¹ na E1, 25,61 g m⁻² d⁻¹ na E2, 23,73 g m⁻² d⁻¹ na E3 e de 12,66 g m⁻² d⁻¹ na E4. Já para o WC3 a média da carga aplicada foi de 12,59 g m⁻² d⁻¹ na E1, 16,57 g m⁻² d⁻¹ na E2, 15,35 g m⁻² d⁻¹ na E3 e de 8,19 g m⁻² d⁻¹ na E4. Conforme observado na Figura 14, indiferente da carga de NTK e N-Amon aplicado nas diferentes etapas e WC, maiores eficiência de remoção dessas frações nitrogenadas foram identificadas na E1 de todos os WC. Ao mesmo tempo, as maiores concentrações de nitrato formado (35,0, 17,8, 24,7 e 27,9 mgL⁻¹ para afluente, WC1, WC2 e WC3, respectivamente) foram identificadas nessa etapa indicando a predominância do processo de nitrificação.

Posteriormente, com a diminuição do TDH de 48 para 24 h da E1 para E2, identificou-se uma leve queda na remoção de N-amon (2% para WC1 e 1% para WC2 e WC3). Essa queda ocorreu também nas eficiências de remoção de NTK (24% para WC1 e WC2 e 20% para WC3), mas de forma menos expressiva. Paralelo a isso, esta foi a etapa com menores médias de concentração de OD (0,05 mg L⁻¹ para os WC1 e WC2 e 0,04 mg L⁻¹ para o WC3), o que pode justificar a redução na remoção de N-amon com relação às demais etapas. Nesta etapa, os valores de nitrito foram 0,087, 0,053, 0,077 e 0,081 mg L⁻¹ e os de nitrato 30,9, 15,2, 21,1 e 19,1 mg L⁻¹ nas amostras do afluente e efluente do WC1, WC2 e WC3, respectivamente.

Na E3 o TDH manteve o mesmo comportamento da E2, o que diferencia essa etapa da anterior é a inserção da CCM. A remoção de NTK apresentou menores valores de eficiência (19%, 15% e 14% para WC1, WC2 e WC3, respectivamente). O mesmo não aconteceu com o N-amon, que teve uma alta em sua remoção para os WC1 e WC2 (16% e 7%), mas apresentou remoção negativa para o WC3 (-2%). O valor médio de nitrito no afluente foi de 0,053 mg L⁻¹, enquanto nos WC1, WC2 e

WC3 foram de: 0,037, 0,045 e 0,047 mg L⁻¹. Para o nitrato o valor médio do afluente foi de 13,2 mg L⁻¹, enquanto os valores dos WC1, WC2 e WC3 foram de: 8,4, 11,7 e 10,5 mg L⁻¹.

Com o aumento do TDH para 48hrs, a etapa E4 foi a que apresentou os menores resultados de eficiência de remoção de NTK (12%, 13% e 12% para WC1, WC2 e WC3, respectivamente). O N-amon também apresentou queda em sua eficiência de remoção para os WC1 e WC2 (10% e 3%), mas voltou a remover no WC3 (3%). Os valores de nitrito apresentaram grande variação nas suas eficiências de remoção e, diferente das etapas anteriores, a maior taxa de remoção do parâmetro foi no WC2 (28%), enquanto os WC1 e WC3 removeram apenas 9% e 2% respectivamente. No entanto, esta foi a etapa com maior eficiência de remoção de nitrato com 59% para o WC1 e 44% para os WC2 e WC3.

Na Tabela 11 observam-se os valores médios de nitrogênio total (NT) nas amostras do afluente e efluentes dos WC1, WC2 e WC3, e suas respectivas eficiências de remoção nas etapas E1, E2, E3 e E4. Os valores de NT foram obtidos a partir da soma dos valores das concentrações das amostras de NTK, nitrito e nitrato.

Tabela 11 - Nitrogênio total nas amostras do afluente e efluente do WC1, WC2 e WC3 nas etapas E1, E2, E3 e E4.

		Afluente	WC1	WC2	WC3
E1	Média (mg L ⁻¹)	126,61	72,36	82,67	87,38
	Eficiência de remoção (%)	-	43	35	31
E2	Média (mg L ⁻¹)	136,79	85,15	92,48	93,28
	Eficiência de remoção (%)	-	38	32	32
E3	Média (mg L ⁻¹)	83,75	64,64	70,55	69,85
	Eficiência de remoção (%)	-	23	16	17
E4	Média (mg L ⁻¹)	72,15	54,64	56,24	57,15
	Eficiência de remoção (%)	-	24	22	21

Fonte: Autoria própria (2021).

Nota: E1 - TDH 48 h, sem CCM; E2 - TDH 24 h, sem CCM; E3 - TDH 24 h, com CCM; E4 - TDH 48 h, com CCM; WC1 - 145 cm de profundidade; WC2 - 58 cm de profundidade; WC3 - 30 cm de profundidade;

Como observado na Tabela 11, as maiores eficiências de remoção de NT ocorreram no WC1 na etapa E1. Provavelmente esse mecanismo pode estar associado ao processo de nitrificação e desnitrificação. À medida que o efluente percolava nos WC 2 e WC3 a eficiência de remoção de NT diminuiu

significativamente, indiferente da etapa. Esse fato pode estar associado com a alta disponibilidade de matéria orgânica e baixas concentrações de oxigênio, o que ocasionou uma competição entre bactérias autotróficas e heterotróficas, influenciando no processo de oxidação da amônia, e conseqüentemente na desnitrificação.

Na Tabela 12 são apresentados os valores do p-valor da análise estatística comparando as eficiências médias de remoção de N-NTK de cada etapa de operação para cada WC, considerando a influência do TDH e da CCM.

Tabela 12 - Valores do p-valor das eficiências de remoção de N-NTK para WC1, WC2 e WC3, da comparação entre as etapas E1 e E2, E1 e E4, E2 e E3 e E3 e E4.

	WC1			WC2			WC3		
	E2	E3	E4	E2	E3	E4	E2	E3	E4
E1	0,6532	-	0,0253	0,5584	-	0,0415	0,601	-	0,0347
E2	-	0,6372	-	-	0,5498	-	-	0,6664	-
E3	-	-	0,6331	-	-	0,7781	-	-	0,7379

Fonte: Autoria própria (2021).

Nota: E1 - TDH 48 h, sem CCM; E2 - TDH 24 h, sem CCM; E3 - TDH 24 h, com CCM; E4 - TDH 48 h, com CCM; WC1 - 145 cm de profundidade; WC2 - 58 cm de profundidade; WC3 - 30 cm de profundidade;

Como observado na Tabela 12, diferenças estatísticas foram identificadas no WC1, WC2 e WC3 ao comparar as etapas E1 (sem CCM) e E4 (com CCM) operadas com TDH de 48 h. Assim, foi possível concluir que a inserção da CCM, comparada nessas etapas, pode ter exercido influência sobre a eficiência de remoção de N-NTK.

Na Tabela 13 são apresentados os valores do p-valor da análise estatística comparando as taxas de remoção de N-NTK de cada WC para cada etapa, de forma a analisar a influência da profundidade do material filtrante.

Tabela 13 - Valores do p-valor das eficiências de remoção de N-NTK para as etapas E1, E2, E3 e E4, da comparação entre WC1, WC2 e WC3.

	E1		E2		E3		E4	
	WC2	WC3	WC2	WC3	WC2	WC3	WC2	WC3
WC1	0,7861	0,7376	0,9616	0,787	0,599	0,5481	0,887	0,9829
WC2	-	0,9421	-	0,8162	-	0,9335	-	0,8814

Fonte: Autoria própria (2021).

Nota: E1 - TDH 48 h, sem CCM; E2 - TDH 24 h, sem CCM; E3 - TDH 24 h, com CCM; E4 - TDH 48 h, com CCM; WC1 - 145 cm de profundidade; WC2 - 58 cm de profundidade; WC3 - 30 cm de profundidade;

Como observado na Tabela 13, nas etapas E1, E2, E3 e E4, ao comparar os valores de eficiência de remoção de N-NTK dos WC1 (145 cm de profundidade), WC2 (58 cm de profundidade) e WC3 (30 cm de profundidade) não foi constatada diferença estatística. Assim, foi possível concluir que, para essas etapas, as diferentes profundidades do material filtrante, não tiveram influência na remoção deste parâmetro.

Na Tabela 14 são apresentados os valores do p-valor da análise estatística comparando as eficiências médias de remoção de N-amon de cada etapa de operação para cada WC, considerando a influência do TDH e da CCM.

Tabela 14 - Valores do p-valor das eficiências de remoção de N-amon para WC1, WC2 e WC3, da comparação entre as etapas E1 e E2, E1 e E4, E2 e E3 e E3 e E4.

	WC1			WC2			WC3		
	E2	E3	E4	E2	E3	E4	E2	E3	E4
E1	0,0002	-	0,0022	0,0011	-	0,0006	0,0047	-	0,0034
E2	-	0,1006	-	-	0,5615	-	-	0,7778	-
E3	-	-	0,5357	-	-	0,674	-	-	0,5748

Fonte: Autoria própria (2021).

Nota: E1 - TDH 48 h, sem CCM; E2 - TDH 24 h, sem CCM; E3 - TDH 24 h, com CCM; E4 - TDH 48 h, com CCM; WC1 - 145 cm de profundidade; WC2 - 58 cm de profundidade; WC3 - 30 cm de profundidade;

Como observado na Tabela 14, diferenças estatísticas foram identificadas no WC1, WC2 e WC3 ao comparar as etapas E1 (TDH 48 h) e E2 (TDH 24 h) operadas sem CCM e entre as etapas E1 (sem CCM) e E4 (com CCM), ambas com TDH 48 h. Sendo possível concluir que as configurações operacionais comparadas nessas etapas podem ter exercido influência sobre a eficiência de remoção da N-amon, ou seja, a inserção da CCM e os diferentes TDH.

Na Tabela 15 são apresentados os valores do p-valor da análise estatística comparando as taxas de remoção de N-amon de cada WC para cada etapa, de forma a analisar a influência da profundidade do material filtrante.

Tabela 15 - Valores do p-valor das eficiências de remoção de N-amon para as etapas E1, E2, E3 e E4, da comparação entre WC1, WC2 e WC3.

	E1		E2		E3		E4	
	WC2	WC3	WC2	WC3	WC2	WC3	WC2	WC3
WC1	0,6012	0,1909	0,8403	0,8355	0,599	0,751	0,5444	0,5185
WC2	-	0,6436	-	0,9704	-	0,5708	-	0,9667

Fonte: Autoria própria (2021).

Nota: E1 - TDH 48 h, sem CCM; E2 - TDH 24 h, sem CCM; E3 - TDH 24 h, com CCM; E4 - TDH 48

h, com CCM; WC1 - 145 cm de profundidade; WC2 - 58 cm de profundidade; WC3 - 30 cm de profundidade;

Como observado na Tabela 15, nas etapas E1, E2, E3 e E4, ao comparar os valores de eficiência de remoção de N-amon dos WC1 (145 cm de profundidade), WC2 (58 cm de profundidade) e WC3 (30 cm de profundidade) não foi constatada diferença estatística. Assim, foi possível concluir que, para essas etapas, as diferentes profundidades do material filtrante, não tiveram influência na remoção deste parâmetro.

Oon et al. (2015), utilizando WCVA volume útil 5,7L, com CCM composta de eletrodo de feltro de carbono, vegetado com *Typha latifolia*, TDH de 24 horas e inserindo aeração, atingiram uma remoção de 91% de N-Amon e de 40% de nitrato, no tratamento de esgoto sintético, cuja concentração inicial média era de 320 mg L⁻¹.

Oon et al. (2017) em um sistema de WCVA (volume de 5,8 L), com concentração de nitrato inicial média de aproximadamente 140 mg L⁻¹, operado com TDH de 24 horas no tratamento de esgoto sintético, vegetado com a macrófita *Elodea Nuttallii*, com cascalho com meio suporte, aerado artificialmente com vazão que variou de 0 a 1900 mL min⁻¹ e CCM com eletrodos de carbono ativado, obteve eficiência de remoção média de 36% deste parâmetro em sua maior vazão de aeração e de 98% sem aeração. No mesmo estudo, os autores obtiveram eficiência de remoção de N-amon média de 97% na maior vazão da aeração, e de 30% sem aeração, para uma concentração inicial do parâmetro de 40 mg L⁻¹.

Liu et al. (2019), em um sistema dividido em duas partes, em que uma delas possui fluxo vertical ascendente e a outra descendente, com área superficial de 0,08m², plantado com *Canna indica*, um TDH de 48 horas e com CCM, atingiu uma remoção média de N-Amon de 75%.

John et al. (2019), atingiu 99,6% de eficiência de remoção de N-Amon em seu sistema de WCVA, plantado com *Cyperus alternifolius*, tendo cascalho como substrato, um TDH de 96 horas e várias intensidades de aeração, concluindo que, quanto maior a frequência de aeração, maior a eficiência de remoção deste parâmetro.

John et al. (2020) em um conjunto de 3 sistemas de WCVA (diâmetro de 1,3 m e 1,4m de altura) operados em série, sem CCM, TDH de 96 horas, plantados com *C. Alternifolius* e *I. Pseudocorus*, preenchidos com cascalho, tratando efluente de

esgoto doméstico, atingiram remoção média de N-amon de 67,1% em sua menor intensidade de aeração e de 99,6% na maior intensidade.

No mesmo estudo, os autores obtiveram eficiência de remoção de NT média de 86,3% na maior vazão da aeração, e de 65,8% com a menor aeração, para uma concentração inicial do parâmetro de 74,5 mg L⁻¹.

- Influência do TDH no desempenho de remoção de N-NTK e N-amon

Para avaliar a influência do TDH no desempenho de remoção de N-NTK e N-amon nos sistemas de WC, foram comparadas as etapas E1 (TDH de 48 h) e E2 (TDH de 24 h), ambas sem CCM, e as etapas E3 (TDH de 24 h) e E4 (TDH de 48 h), após a inserção da CCM (Tabelas 12 e 14).

Baseado nos resultados obtidos, não foram verificadas diferença estatística nas eficiências de N-NTK para todos os WC nas etapas E1 e E2, ou seja, a redução do TDH de 48 h para 24 h, não influenciou na remoção da N-NTK. Ao reduzir o TDH em 50%, o que ocorreu entre as etapas E1 e E2, houve pouca variação na eficiência de remoção para os WC indicando que as unidades foram capazes de amortecer a variação de taxa de carregamento aplicada.

Na comparação dos valores de eficiência de remoção de N-NTK das etapas E3 e E4, que ocorreram após a inserção as CCM, também não foram observadas diferenças estatística para todos os WC, indicando que o TDH não exerceu influência na remoção deste parâmetro. Ao aumentar o TDH de 24 h (E3) para 48 h (E4) a média da eficiência de remoção de N-NTK diminuiu para todos os sistemas. Sendo assim, a etapa E4 foi a que apresentou as menores eficiências de remoção deste parâmetro para os WC1, WC2 e WC3.

Com relação ao N-amon, ao serem comparadas as etapas E1 (TDH 48 h) com E2 (TDH 24 h), ambas sem CCM, foi observada diferença estatística para todos os WC. Ao reduzir o TDH da E1 para E2, a eficiência do parâmetro diminuiu em 44% para o WC1, 34% para o WC2 e 28% para o WC3, indicando melhor comportamento dos sistemas para o TDH 48 h.

O mesmo não se repete ao comparar as etapas E3 (TDH 24 h) com E4 (TDH 48 h), após a inserção da CCM, em que não foi observada diferença estatística para os WC. No entanto, observou-se uma mudança de comportamento para os WC1 e

WC2, que apresentaram melhores eficiências quando submetidos ao TDH 24h.

- Influência da profundidade do material filtrante nos diferentes WC

Para verificar a influência das diferentes profundidades do material filtrante foram comparados WC1, WC2 e WC3 em cada etapa de operação para N-NTK e N-amon (Tabelas 13 e 15). Na etapa E1, ao comparar WC1 com WC2, WC1 com WC3 e WC2 com WC3, observou-se semelhança estatística, ou seja, para essa etapa, TDH de 48 h e sem CCM, as diferentes profundidades do material filtrante não influenciaram na remoção da N-NTK e N-amon. No entanto, é possível observar que o WC1 se destacou dos demais, com eficiência de remoção 31% de N-NTK e 46% de N-amon, sendo a etapa mais eficiente na remoção desses parâmetros.

Na etapa E2, com TDH de 24 h e sem CCM, comparando os valores de eficiência de remoção de N-NTK e N-amon do WC1 com WC2, WC1 com WC3 e WC2 com WC3, observou-se semelhança estatística. O mesmo ocorre para as etapas E3 e E4, que ocorreram após a inserção da CCM, indicando que as diferentes profundidades do material filtrante não influenciaram na remoção dos parâmetros.

- Influência da CCM no desempenho de remoção de N-NTK e N-amon

Para verificar a influência da CCM nos sistemas de WC, foram comparadas as etapas E1 (sem CCM) e E4 (com CCM), ambas com TDH de 48 h, e E2 (sem CCM) e E3 (com CCM), ambas com TDH de 24 h (Tabelas 12 e 14).

Quando comparadas as etapas E1 e E4, para as eficiências de remoção destes parâmetros foram observadas diferenças estatísticas para todos os WC. Os valores de entrada da etapa E1 foram maiores que da E4, assim como suas taxas de eficiência de remoção, sendo a etapa mais eficiente para a remoção de N-NTK e N-amon. Através do exposto, pode-se concluir que a inserção da CCM pode ter prejudicado na remoção dos parâmetros.

Quando comparadas as etapas E2 e E3, de mesmo TDH, as eficiências de remoção deste parâmetro são similares estatisticamente para cada WC. No entanto, a média da carga aplicada na etapa E2 é quase o dobro da carga aplicada aos sistemas na E3, indicando que, apesar da semelhança estatística na eficiência de

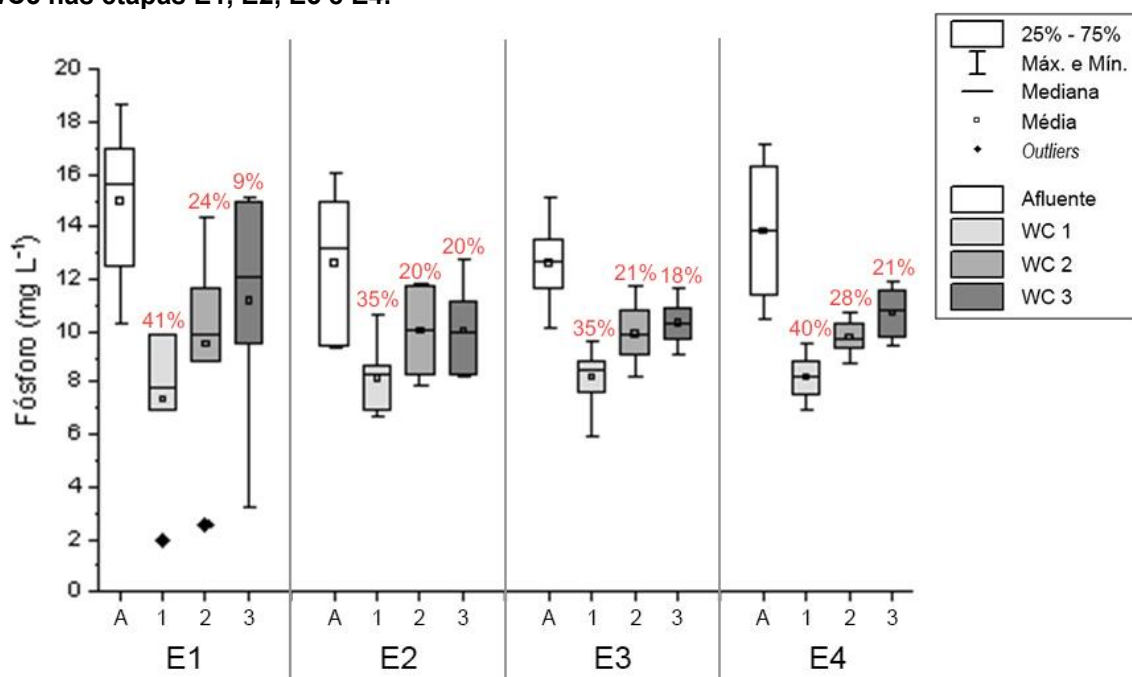
remoção, a etapa E2 foi mais eficiente que a etapa E3.

5.2.3 Fósforo total

- Desempenho geral de tratamento

Na Figura 22 é apresentada a variação da concentração de fósforo total (PT) nas amostras do afluente e efluente do WC1, WC2 e WC3 referente às etapas E1, E2, E3 e E4.

Figura 22 - Variação dos valores de Fósforo Total nas amostras do afluente e efluente do WC1, WC2 e WC3 nas etapas E1, E2, E3 e E4.



Fonte: Autoria própria (2021).

Nota: E1 - TDH 48 h, sem CCM; E2 - TDH 24 h, sem CCM; E3 - TDH 24 h, com CCM; E4 - TDH 48 h, com CCM; WC1 - 145 cm de profundidade; WC2 - 58 cm de profundidade; WC3 - 30 cm de profundidade;

Os valores médios da concentração do PT nas amostras do afluente e efluente do WC1, WC2 e WC3 foram de 14,98, 7,36, 9,56 e 11,19 mg L⁻¹ na etapa E1 e de 12,63, 8,18, 10,06 e 10,08 mg L⁻¹ na etapa E2, respectivamente. Na etapa E3, a concentração média foi de 12,65 mg L⁻¹ no afluente, e de 8,23, 9,96 e 10,35 mg L⁻¹ no efluente do WC1, WC2 e WC3, respectivamente. Na etapa E4, a concentração média foi de 13,86 mg L⁻¹ no afluente, e de 8,23, 9,80 e 10,73 mg L⁻¹

no efluente do WC1, WC2 e WC3, respectivamente.

Com relação a média da carga aplicada para o WC1 foi de 7,03 g m⁻² d⁻¹ na E1, 11,85 g m⁻² d⁻¹ na E2, 11,87 g m⁻² d⁻¹ na E3 e de 6,5 g m⁻² d⁻¹ na E4. As médias de eficiência foram de 49%, 35%, 35% e 40% respectivamente. Para o WC2 a média das cargas aplicadas foram de 4,17 g m⁻² d⁻¹ na E1, 7,03 g m⁻² d⁻¹ na E2, 7,04 g m⁻² d⁻¹ na E3 e de 3,85 g m⁻² d⁻¹ na E4 e as médias de eficiência de 34%, 20%, 21% e 28% respectivamente. Já para o WC3 a média da carga aplicada foi de 2,70 g m⁻² d⁻¹ na E1, 4,55 g m⁻² d⁻¹ na E2, 4,56 g m⁻² d⁻¹ na E3 e de 2,49 g m⁻² d⁻¹ na E4 e as médias de eficiência de 21%, 20%, 18% e 21% respectivamente. Independente da etapa de operação, o WC1 foi o mais eficiente na remoção de PT quando comparado aos demais WC.

Na Tabela 16 são apresentados os valores do p-valor da análise estatística comparando as eficiências médias de remoção de PT de cada etapa de operação para cada WC, considerando a influência do TDH e da CCM.

Tabela 16 - Valores do p-valor das eficiências de remoção de PT para WC1, WC2 e WC3, da comparação entre as etapas E1 e E2, E1 e E4, E2 e E3 e E3 e E4.

	WC1			WC2			WC3		
	E2	E3	E4	E2	E3	E4	E2	E3	E4
E1	0,051	-	0,3006	0,086	-	0,513	0,6652	-	0,8456
E2	-	0,9275	-	-	0,5434	-	-	0,5216	-
E3	-	-	0,1756	-	-	0,1814	-	-	0,6062

Fonte: Autoria própria (2021).

Nota: E1 - TDH 48 h, sem CCM; E2 - TDH 24 h, sem CCM; E3 - TDH 24 h, com CCM; E4 - TDH 48 h, com CCM; WC1 - 145 cm de profundidade; WC2 - 58 cm de profundidade; WC3 - 30 cm de profundidade;

Como observado na Tabela 16, não foram identificadas diferenças estatísticas no WC1, WC2 e WC3 ao comparar as etapas E2 (sem CCM) e E3 (com CCM) operadas com TDH de 24 h e entre as etapas E3 (TDH 24 h) e E4 (TDH 48 h), ambas com CCM. Ou seja, segundo análise estatística, as diferentes condições de operação desses sistemas, não influenciaram na remoção desse nutriente.

Na Tabela 17 são apresentados os valores do p-valor da análise estatística comparando as taxas de remoção de PT de cada WC para cada etapa, de forma a analisar a influência da profundidade do material filtrante.

Tabela 17 - Valores do p-valor das eficiências de remoção de PT para as etapas E1, E2, E3 e E4, da comparação entre WC1, WC2 e WC3.

	E1		E2		E3		E4	
	WC2	WC3	WC2	WC3	WC2	WC3	WC2	WC3
WC1	0,0036	0,0049	0,0003	0,0003	0,0016	0,0002	0,0156	0,0005
WC2	-	0,5019	-	0,9567	-	0,2369	-	0,2294

Fonte: Autoria própria (2021).

Nota: E1 - TDH 48 h, sem CCM; E2 - TDH 24 h, sem CCM; E3 - TDH 24 h, com CCM; E4 - TDH 48 h, com CCM; WC1 - 145 cm de profundidade; WC2 - 58 cm de profundidade; WC3 - 30 cm de profundidade;

Em todas as etapas o WC1 apresentou diferença estatística ($p < 0,05$) quando comparado aos WC2 e WC3, indicando que a maior profundidade do WC1, em relação aos demais, pode ter influenciado na remoção do fósforo.

Lima et al. (2018) obtiveram remoção média de 87% de PT em sistema fluxo vertical (área superficial de 0,2 m²) vegetado com *Eichhornia crassipes* e de 82% nos sistemas não plantados, preenchidos com fragmentos de tijolos, operado em batelada com ciclos de 48 h - 48 h - 72 h, tratando efluente sintético. Os autores concluíram que a presença da macrófita não contribuiu na remoção do PT.

John et al. (2019) obtiveram 84,4% de eficiência de remoção do PT em um sistema de WCVA com diferentes intensidades de aeração artificial, plantado com *Cyperus alternifolius* em cascalho e operado com TDH de 96h, tratando efluente sintético, com diâmetro 1,3 m e altura de 1,4 m.

John et al. (2020) em um conjunto de 3 sistemas de WCVA (diâmetro de 1,3 m e 1,4m de altura) operados em série, sem CCM, TDH de 96 horas, plantados com *C. Alternifolius* e *I. Pseudocorus*, preenchidos com cascalho, tratando efluente de esgoto doméstico, atingiram remoção média de PT de 63,7% em sua menor intensidade de aeração e de 84,4% na maior intensidade.

Marcelino et al. (2020) verificaram eficiência de remoção média de 46% de PT em um WCFV (área superficial 0,2 m²) plantado com *Pistia stratiotes* em fragmentos de tijolos, operado em batelada de 12 h no tratamento de esgoto sintético com concentração inicial que variou de 7.8 mg L⁻¹ a 13.6 mg L⁻¹.

Mateus e Pinho (2020) obtiveram eficiência média de remoção de PT de aproximadamente 75% em um sistema de fluxo vertical (0,11 m² de área superficial e altura 39 cm) plantado com *Phragmites australis* em fragmentos de tijolos tratando esgoto sintético e com TDH de 192 h (8 dias).

- Influência do TDH no desempenho de remoção de PT

Para avaliar a influência do TDH no desempenho de remoção de PT nos sistemas de WC, foram comparadas as etapas E1 (TDH de 48 h) e E2 (TDH de 24 h), ambas sem CCM, e as etapas E3 (TDH de 24 h) e E4 (TDH de 48 h), após a inserção da CCM (Tabela 16).

Conforme resultados obtidos, não foram verificadas diferença estatística nas eficiências de PT para todos os WC nas etapas E1 e E2, ou seja, a redução do TDH de 48 h para 24 h, não influenciou na remoção da parâmetro. No entanto, ainda que as eficiências de remoção tenham sido estatisticamente semelhantes, ao reduzir o TDH em 50%, o que ocorreu entre as etapas E1 e E2, houve diminuição na eficiência de remoção de 6% e 4% para os WC1 e WC2, respectivamente.

O mesmo comportamento pode ser observado na comparação dos valores de eficiência de remoção de PT das etapas E3 e E4 que ocorreram após a inserção das CCM, onde observa-se semelhança estatística para todos os WC ainda que a etapa de maior TDH (E4) tenha apresentado eficiências de remoção mais elevadas.

Portanto, baseado no exposto ficou evidente que um maior valor de TDH foi favorável para remoção de PT para os WC estudados neste trabalho.

- Influência da profundidade do material filtrante nos diferentes WC

Para verificar a influência das diferentes profundidades do material filtrante foram comparados WC1, WC2 e WC3 em cada etapa de operação (Tabela 17).

Na etapa E1, ao comparar WC1 com WC2 e WC1 com WC3, observou-se diferença estatística, ou seja, para essa etapa, TDH de 48 h e sem CCM, as diferentes profundidades do material filtrante podem ter influenciado na remoção de PT. Enquanto ao comparar os WC2 com WC3 é observada semelhança estatística.

O mesmo se repete em todas as outras etapas, em que o WC1 se destaca dos demais, atingindo 41% de remoção na E1, 35% nas E2 e E3 e 40% na E4. Também é possível observar que o WC2 e WC3 tiveram comportamento similar nas etapas E2, E3 e E4, apresentando médias de remoção muito próximas.

- Influência da CCM no desempenho de remoção de PT

Para verificar a influência da CCM nos sistemas de WC, foram comparadas as etapas E1 (sem CCM) e E4 (com CCM), ambas com TDH de 48 h, e E2 (sem CCM) e E3 (com CCM), ambas com TDH de 24 h (Tabela 16).

Quando comparadas as etapas E1 e E4, as eficiências de remoção deste parâmetro foram similares estatisticamente para os WC. Apesar da etapa E1 (sem CCM) ter sido mais eficiente que a etapa E4 (com CCM) para o WC1, os WC2 e WC3 apresentaram melhor média de eficiência de remoção de PT na E4, atingindo 28% e 21%, respectivamente.

Comparando as etapas E2 e E3, também foi observada semelhança estatística entre as eficiências de remoção de PT, indicando que a presença da CCM não influenciou na eficiência de remoção deste parâmetro. No entanto, a etapa E2 foi operada com taxa de carregamento orgânico pelo menos duas vezes maior que a E3. Com base no exposto, ainda que as médias de eficiência de remoção de PT tenham sido quase iguais, pode-se concluir que a etapa E2 (sem CCM) foi mais eficiente.

5.3 Avaliação da comunidade microbiana

A soma efetiva das sequências geradas das três amostras totalizou 180.774 sequências. O número de sequências lidas, unidades taxonômicas operacionais (*Operational Taxonomic Units* - OTUs), dominância e os índices de diversidade, Shanon e Chao 1 das amostras são apresentados na Tabela 18.

Tabela 18 - Número de sequências, OTUs e índices de diversidade das diferentes amostras.

Amostras	Número de sequências	OTUs	Shannon	Dominância (D)	Chao1 index
WC1	67908	939	8,32	0,02	892
WC2	56897	768	7,12	0,03	832
WC3	55969	704	6,89	0,04	720

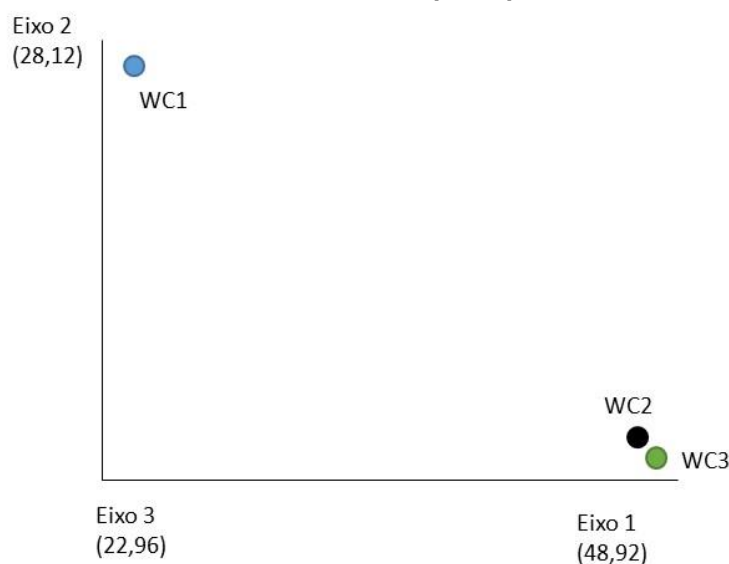
Fonte: Autoria própria (2021).

O WC1 apresentou maior diversidade e maior riqueza comparado aos demais WC, que pode ser resultante das maiores cargas orgânicas e inorgânicas aplicadas nesta unidade de tratamento, favorecendo a diversidade bacteriana. De

acordo com Tietz et al. (2007), quanto maior a disponibilidade de carbono e nutrientes no interior da unidade de tratamento, diferentes populações microbianas são favorecidas no biofilme. Comportamento similar foi observado por outro estudo, Pelissari et al. (2016) identificaram maior diversidade bacteriana em um WCV operado sob maiores taxas de carregamento orgânica e hidráulica ($104 \text{ gDQO m}^{-2} \text{ d}^{-1}$; 170 mm d^{-1}) quando comparado a outro WCV operado em paralelo submetido a menores taxas de carregamento ($41 \text{ g DQO m}^{-2} \text{ d}^{-1}$; 72 mm d^{-1}).

Na Figura 23 é apresentado o gráfico da análise de coordenadas principais com distâncias de Bray-Curtis para as amostras do WC1, WC2 e WC3.

Figura 23 - Gráfico de análise de coordenadas principais com distâncias de Bray-Curtis.



Fonte: Autoria própria (2021).

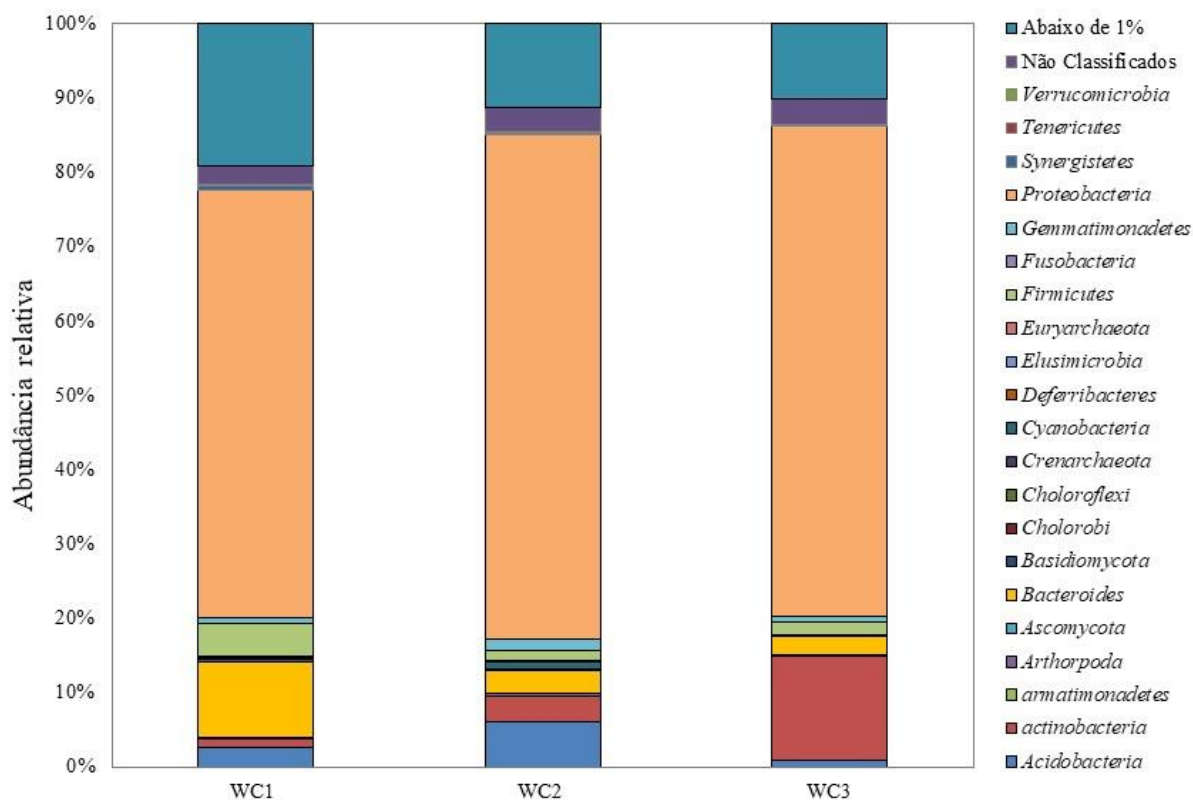
De acordo com Pelissari (2017), diferentes condições operacionais desencadeiam diferentes dinâmicas microbianas no interior do biofilme, o que pode ser observado no diferente posicionamento entre as amostras coletadas no WC1 e WC2 e WC3, que se mantiveram agrupadas.

Proteobacteria foi o filo mais abundante nas amostras com 51,6, 60 e 60% de abundância relativa (AR) para WC1, WC2 e WC3, respectivamente. Membros do filo *Proteobacteria* são amplamente reportados por atuarem nos ciclos do carbono, nitrogênio, fósforo e enxofre e possuem diversidade morfológica e metabólica, incluindo espécies aeróbias, anaeróbias e facultativas (Kersters et al., 2006).

O segundo filo mais abundante foi o *Firmicutes* com 4, 1,25 e 1,5 para WC1, WC2 e WC3, respectivamente, seguido do filo *Acidobacteria* com 2, 5, 1,48% de AR para os mesmos *wetlands* (Figura 24). De acordo com Ansola et al. (2014), estes filios identificados são comumente encontrados WC.

Foi observada variação do filo das *Actinobacterias* nos WC com abundância relativa (AR) de 1% no WC1, 3% no WC2 e 13% no WC3, o que pode ser explicado pela diminuição da carga orgânica aplicada no WC3 (40,5 gDQO m⁻² d⁻¹) quando comparada a do WC1 (105 gDQO m⁻² d⁻¹) e do WC2 (63 gDQO m⁻² d⁻¹). A menor disponibilidade de carbono diminuiu a competição pelo oxigênio entre bactérias heterotróficas e autotróficas, favorecendo estas populações de maioria dos autotrófica segundo Ventura et al. (2007).

Figura 24 - Abundância relativa de bactérias em nível de filo, identificadas nos WC.



Fonte: Autoria própria (2021).

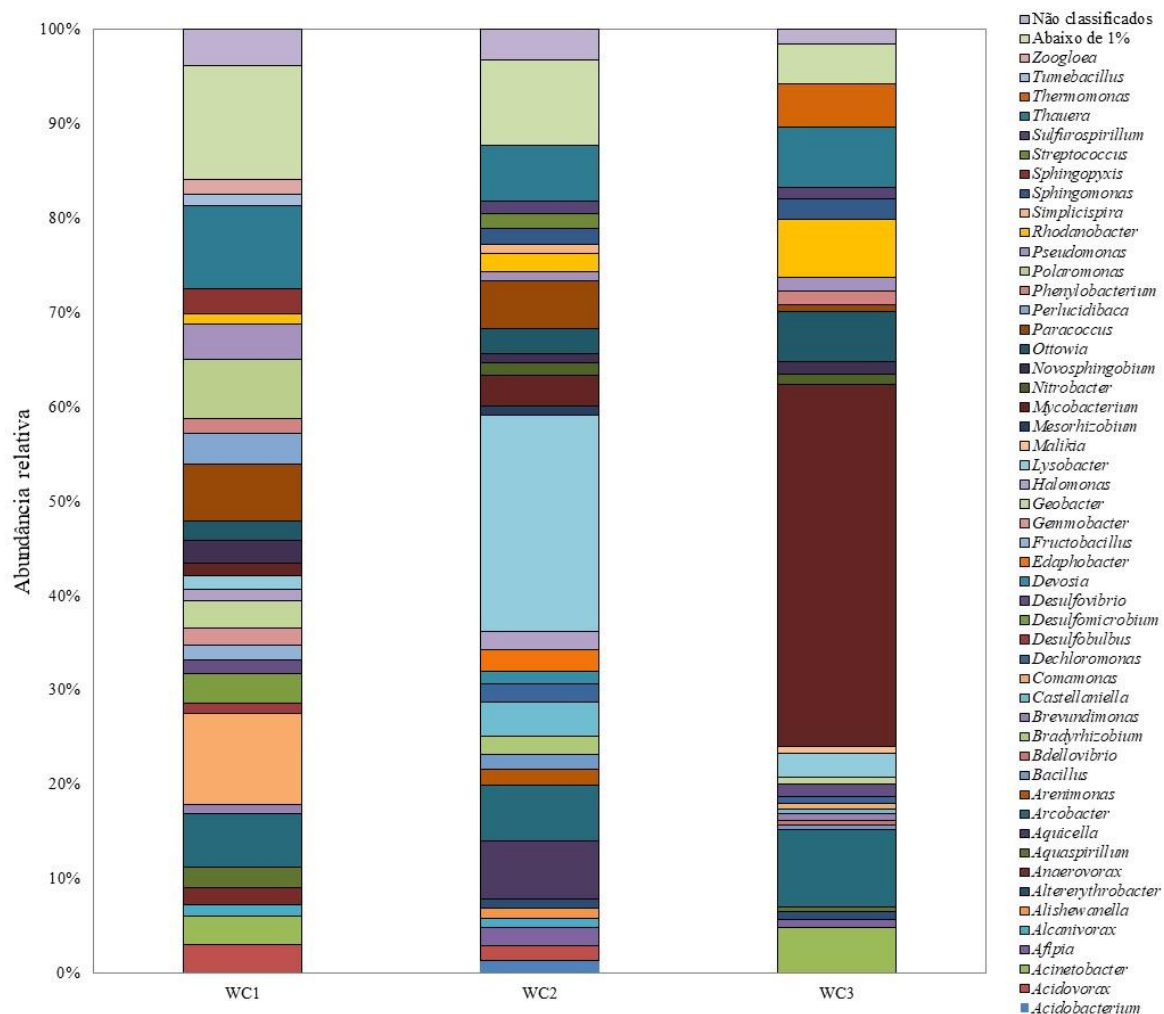
Na Figura 25 é apresentado a AR em nível de gênero. Os gêneros dominantes foram *Comamonas* (AR de 9,9%), *Paracoccus* (AR de 6,2%), *Polaromonas* (AR de 6%) e *Arcobacter* (AR de 5,8%) no WC1. De acordo com Lu et al. (2015), a maioria destas bactérias são conhecidas por serem heterotróficas.

Portanto esta dinâmica bacteriana é resultante da disponibilidade de carbono no meio que favoreceu o metabolismo heterotrófico.

No WC2, o gênero dominante foi *Lysobacter* (AR de 22,7%) que é amplamente encontrado em regiões próximas à rizosfera e são estritamente aeróbio (Exposito et al., 2015). Portanto, a abundância deste gênero é indicativa de microrregiões aeróbias ao longo do maciço filtrante.

No WC3, os gêneros predominantes foram *Mycobacterium* (AR de 72%) e *Ottowia* (AR de 10%) foram os gêneros dominantes. *Mycobacterium* são conhecidos por serem seres predominate aeróbio (Van Keulen et al., 2007), indicando mais uma vez que a diminuição da carga orgânica aplicada alterou a microbiota presente no meio.

Figura 25 - Abundância relativa de bactérias em nível de gênero, identificadas nos WC.



Fonte: Autoria própria (2021).

Em relação às transformações do nitrogênio, baixa abundância e diversidade dessas populações foram identificadas nas amostras dos WC. Foi verificada presença de *Nitrossomonas*, conhecida por ser uma bactéria oxidante da amônia (BOA), com AR de 0,38% no WC1 e 1% no WC2 e no WC3. A presença constante destas bactérias pode estar relacionada à disponibilidade de carbono, mais significativa no WC1, resultando na competição de bactérias autotróficas e heterotróficas.

Em relação à nitratação, esta etapa foi conduzida pelas bactérias do gênero *Nitrobacter*, no entanto com menor AR, sendo de 0,76%, 0,56% e 0,59% de AR para o WC1, WC2, WC3, respectivamente. A baixa abundância de *Nitrossomonas* e *Nitrobacter* corroboram com as baixas concentrações de nitrato formado (média de 17,8 mg L⁻¹, 24,7 mg L⁻¹ e 27,9 mg L⁻¹, para os WC1, WC2 e WC3, na E1; 15,2 mg L⁻¹, 21,1 mg L⁻¹ e 19,1 mg L⁻¹, para os WC1, WC2 e WC3, na E2; 8,4 mg L⁻¹, 11,7 mg L⁻¹ e 10,5 mg L⁻¹, para os WC1, WC2 e WC3, na E3; e 6,6 mg L⁻¹, 8,9 mg L⁻¹ e 8,8 mg L⁻¹, para os WC1, WC2 e WC3, na E4) no efluente final, indicando baixa potencialidade de nitrificação dos WC. A desnitrificação foi conduzida principalmente pelo gênero *Pseudomonas*, com AR de 4%, 1% e 1% para WC1, WC2, e WC3, respectivamente.

5.4 Nitrogênio no tecido vegetal

Foram plantadas 5 mudas de cobertura vegetal em cada WC. A quantidade de perfilhos de cada muda de *C. zizanioides* é apresentada na Tabela 19 na data da montagem dos WC em maio de 2018, no 1º dia de operação (6 de maio de 2019), no 105º dia e no 547º dia (último dia) de operação.

Tabela 19 - Número de perfilhos por WC durante o período de operação

Dia de operação	Montagem dos sistemas (maio 2018)	1º dia (maio 2019)	105º dia	547º dia
WC1	10	57	88	73
WC2	10	45	69	71
WC3	10	41	63	68

Fonte: Autoria própria (2021).

A melhor adaptação e crescimento das mudas do *C. zizanioides* foram

observados no WC1. As folhagens atingiram comprimento de até 1,58 m no WC1, 1,55 m no WC2 e 1,54 m no WC3.

Durante a operação dos sistemas de WC foram feitos dois cortes do *C. zizanioides*, após a etapa E1 no 105º dia e após as etapas E2 e E3 no 471º dia de operação. No 547º dia de operação, com a finalização da etapa E4 foi feito o último corte das folhagens da planta, e dessa vez, também foram coletadas amostras das raízes de cada WC.

As amostras recolhidas foram quantificadas e analisadas quanto à concentração de nitrogênio total (NT) adsorvida no decorrer da operação. Também foram realizadas análises de NT em amostras de mudas cultivadas em ambiente livre de efluentes, considerado o branco para os resultados obtidos.

Na Tabela 20 são apresentados os valores da massa seca de *C. zizanioides* e os valores médios da concentração de NT na massa seca após o 105º, 471º e 547º dia de operação.

Tabela 20 - Nitrogênio total na massa seca de *C. zizanioides* no 105º, 471º e 547º dia de operação

		WC1	WC2	WC3
Corte 1 folhagem 105º dia	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 WC ⁻¹)	54,3	50,6	44,1
Corte 2 folhagem 471º dia	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 WC ⁻¹)	20,0	44,5	33,3
Corte 3 folhagem 547º dia	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 WC ⁻¹)	24,0	61,5	56,2
Raiz 547º dia	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 WC ⁻¹)	56,2	95,8	126,7
Total NT absorvido (g WC ⁻¹)		154,5	252,3	260,3

Fonte: Autoria própria (2021).

As folhagens apresentaram maior acúmulo de NT por grama de massa seca em relação as raízes para todos os WC. No total, a porção aérea do capim vetiver

(folhagens), durante o período de operação, foi responsável pelo acúmulo de 98,3 gNT WC⁻¹, 156,6 gNT WC⁻¹ e 133,6 gNT WC⁻¹ para WC1, WC2 e WC3, respectivamente. As raízes foram responsáveis pelo acúmulo de 56,2 gNT WC⁻¹, 95,8 gNT WC⁻¹ e 126,7 gNT WC⁻¹ para WC1, WC2 e WC3, respectivamente.

Na Tabela 21 são apresentados os valores médios de carga aplicada de NT nos WC, suas respectivas médias de taxa de remoção e percentual de retenção do nutriente adsorvido no *C. zizanioides*.

Tabela 21 - Cargas de NT no afluente, efluente e substrato de cada sistema após o 547º dia de operação.

	Carga aplicada média NT (g m ⁻² d ⁻¹)	Eficiência média de remoção (%)	NT removido (g m ⁻² d ⁻¹)	NT removido (g)	NT adsorvido pela raiz (g)	NT adsorvido pela folhagem (g)	NT adsorvido pelo <i>C. zizanioides</i> (g)	NT adsorvido pelo <i>C. zizanioides</i> (%)
WC1	75,1	32	24,0	2891,2	56,2	98,3	154,5	5
WC2	44,5	26	11,7	1405,7	95,8	156,6	252,4	18
WC3	28,8	25	7,3	874,8	126,7	133,6	260,3	30

Fonte: Autoria própria (2021).

A taxa de carregamento média aplicada de NT foi de 75,1 gNT m⁻² d⁻¹ para o WC1, 44,5 gNT m⁻² d⁻¹ para o WC2 e 28,8 gNT m⁻² d⁻¹ para o WC3, e as eficiências de retenção no *C. zizanioides* em relação ao total removido foram de 5%, 18% e 30% para WC1, WC2 e WC3, respectivamente.

Na Tabela 22 é apresentado o balanço de massa de NT nos WC, com as taxas de carregamento no afluente e efluente, eficiência média de remoção do sistema, massas quantificadas do tecido vegetal e “outros” durante o período de operação. A coluna “outros” representa outras vias de remoção, como contribuição do material filtrante, metabolismo microbiano e demais mecanismos de remoção (WU et al., 2013).

Tabela 22 - Cargas de NT no afluente, efluente e plantas de cada sistema, assim como outras vias de remoção, após 547 dias de operação.

Afluente (g m ⁻² d ⁻¹)	Efluente (g m ⁻² d ⁻¹)	Retenção Efluente (%)	Planta (g m ⁻² d ⁻¹)	Retenção planta (%)	Outros (g m ⁻² d ⁻¹)	Retenção outros (%)
---	---	-----------------------	---	---------------------	---	---------------------

WC1	75,1	51,1	32	1,3	5	22,7	63
WC2	44,5	32,9	26	2,1	18	9,6	56
WC3	28,8	21,6	25	2,2	30	5,1	45

Fonte: Autoria própria (2021).

Com relação as diferentes profundidades do material filtrante, o WC3, apresentou maior massa de NT absorvido pela planta (260,3 g), representando 30% do total de NT removido neste sistema. Enquanto o WC1, que teve a maior eficiência de remoção média deste nutriente (32%), apresentou apenas 5% do total desse montante absorvido pelo *C. zizanioides*. Sendo assim, é possível concluir que o WC3 foi que mais absorveu NT através de sua cobertura vegetal.

Na literatura, foram encontrados poucos estudos de WC plantados com *C. zizanioides* que realizaram ensaios de quantificação de NT no tecido vegetal da planta. Borges et al. (2015) concluíram que a planta foi responsável por 10,4% da remoção de NT em sistemas WCVD (132 L), com diâmetro de 55 cm, altura de 90 cm e área superficial de 0,24 m², plantado com capim vetiver, e preenchido com cascalho como material filtrante, operado em batelada, tratando efluente sintético.

Lima et al. (2018) observaram que a biomassa seca *Eichhornia crassipes* (25 m⁻² plantas) reteve 55,21 mgNT g⁻¹, com maior acúmulo nas raízes em um sistema WCVD (12 L), operado em batelada de 48 h, após 296 dias de operação, com concentração média de afluente de 17 mgNT L⁻¹.

Marcelino et al. (2020) quantificou o total de 14,34 mgNT g⁻¹ de NT na macrófita *Pistia stratiotes* L., com maior acúmulo nas raízes, plantada na densidade de 25 plantas m⁻² em um sistema de WCVD (12 L), preenchido com fragmentos de cerâmica vermelha, com concentração média de afluente de 55,6 mgNT L⁻¹, após 188 dias de operação

Os valores de NT absorvido pelo capim vetiver deste trabalho foram maiores do que os encontrados na literatura. No entanto, deve-se observar que a carga de NT aplicada aos WC deste trabalho e o tempo de operação do mesmo também foram maiores.

5.5 Dessorção de fósforo no material filtrante

Na Tabela 23 são apresentados os valores médios da concentração e massa

total nos WC do PT dessorvido de amostras de fragmentos da cerâmica vermelha do branco (não utilizados) e após o 547º dia de operação.

Tabela 23 - Concentrações e massas de fósforo total dessorvido das amostras do material filtrante no branco e no 547º dia de operação do WC1, WC2 e WC3.

	PT (mg L ⁻¹)	PT (mg g ⁻¹)	PT (g WC ⁻¹)	Branco PT (mg g ⁻¹)
WC1	15,08	0,68	64,99	35,98
WC2	15,62	0,70	32,39	17,33
WC3	17,99	0,81	27,37	12,70

Fonte: Autoria própria (2021).

As médias das massas de PT nas amostras dos fragmentos de cerâmica vermelha (branco) resultaram em 0,38 mg g⁻¹, representando 35,98 g WC⁻¹ no WC1, 17,33 g WC⁻¹ no WC2 e 12,70 g WC⁻¹ no WC3.

O valor médio da massa de PT recuperada por dessorção do material filtrante no 547º dia de operação, desconsiderando o branco, foi de 29,01 g WC⁻¹, 15,06 g WC⁻¹ e 14,67 g WC⁻¹ para WC1, WC2 e WC3, respectivamente.

Na Tabela 24 são apresentados os valores médios de carga aplicada de PT aos WC, suas respectivas médias de taxa de remoção e percentual de retenção do nutriente adsorvido no material filtrante.

Tabela 24 - Cargas de PT no afluente, efluente e substrato de cada sistema após o 547º dia de operação.

	Carga aplicada média PT (g m ⁻² d ⁻¹)	Eficiência média de remoção (%)	PT removido (g m ⁻² d ⁻¹)	PT removido (g)	PT adsorvido pelo material filtrante (g)	PT adsorvido pelo material filtrante (%)
WC1	9,33	38	3,52	423,6	29,0	7
WC2	5,53	24	1,32	158,0	15,1	10
WC3	3,58	17	0,61	73,4	14,7	20

Fonte: Autoria própria (2021).

A taxa de carregamento aplicada média foi de 9,33 gPT m⁻² d⁻¹ no WC1, 5,53 gPT m⁻² d⁻¹ no WC2 e 3,58 gPT m⁻² d⁻¹ no WC3. A adsorção do PT no material filtrante em relação ao total removido foi de 7%, 10% e 20% para WC1, WC2 e WC3, respectivamente.

Na Tabela 25 é apresentado o balanço de massa de PT nos WC, com as taxas de carregamento no afluente e efluente, eficiência média de remoção do sistema, massas adsorvidas no material filtrante e “outros” durante o período de

operação. A coluna “outros” representa outras vias de remoção, como contribuição da cobertura vegetal, metabolismo microbiano e demais mecanismos de remoção (WU et al., 2013).

Tabela 25 - Cargas de PT no afluente, efluente e material filtrante de cada sistema, assim como outras vias de remoção, após 547 dias de operação.

	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 (%)
WC1	9,33	5,78	38	0,24	7	3,3	55
WC2	5,53	4,20	24	0,13	10	1,2	66
WC3	3,58	2,97	17	0,12	20	0,5	63

Fonte: Autoria própria (2021).

No WC1 foi adsorvida maior massa de PT no material filtrante (29,0 g) comparado ao WC2 e WC3, porém essa remoção representou apenas 7% do total do PT removido neste sistema. No WC3, a massa adsorvida no material filtrante foi de 14,7 g, com maior porcentagem de adsorção de 20%.

Wang et al. (2016) testaram diferentes soluções regenerantes na dessorção do PT de cerâmicas à base de argila vermelha, sendo água ultrapura com pH neutro com eficiência de 5,82%, solução de 0,1 M de HCl com eficiência de 83,53% (pH 2) e solução de 0,1 M de NaOH com eficiência de 20,88% (pH 13).

Lima (2018) estudou a adsorção do PT em amostras do material filtrante de um WCVD composto de fragmentos de cerâmica vermelha e observou que a concentração inicial de 5 e 10 mg L⁻¹ foi removida em cerca de 65% após 48 h, representando capacidade de adsorção de 0,05 a 0,09 mg PT g⁻¹. No mesmo trabalho, ao utilizar solução de KCl 0,01 M como solução regenerante, a eficiência média de dessorção do PT foi de 9%, variando de 3% a 16%. A capacidade máxima de adsorção do PT obtida pelo autor foi de 0,83 mg g⁻¹.

Os valores PT adsorvido pelo material filtrante deste trabalho foram menores do que os reportados na literatura. No entanto, conforme exposto no item 4.4, antes de serem utilizados como objeto de estudos para este trabalho, os WC estiveram em operação por 152 dias a partir de 18 de maio de 2018 e após este período, os mesmos foram alimentados periodicamente até o início da operação em 06 de maio de 2019. Portanto, o fato dos sistemas já estarem em funcionamento a mais de 1 ano pode ter influenciado nas eficiências de absorção deste parâmetro.

5.6 Conversão de energia das CCM

Após o período de adaptação das CCM (50 dias), foi dada início a uma etapa de estabilização dos eletrodos (15 dias), com medições frequentes, para acompanhar os valores de tensão, corrente e potência das CCM antes de dar início as etapas E3 (TDH 24 horas) e E4 (TDH 48 horas). Na Tabela 26 são apresentados os valores médios, desvio padrão, máximo e mínimo obtidos de tensão, corrente e potência durante a estabilização das CCM e nas etapas E3 e E4.

Tabela 26 - Valores de tensão, corrente e potência medidos com multímetro durante a adaptação e as etapas E3 e E4.

		Estabilização			E3			E4		
		Tensão (mV)	Corrente (mA)	Potência (mW)	Tensão (mV)	Corrente (mA)	Potência (mW)	Tensão (mV)	Corrente (mA)	Potência (mW)
WC1	Média	210	0,29	0,06	106	0,29	0,06	118	0,34	0,05
	DP	85	0,07	0,03	127	0,25	0,11	79	0,18	0,06
	Máx.	328	0,42	0,12	415	0,80	0,33	289	0,62	0,18
	Min.	114	0,17	0,03	20	0,08	0,00	34	0,12	0,00
WC2	Média	196	0,31	0,07	76	0,24	0,03	65	0,22	0,02
	DP	94	0,16	0,06	82	0,23	0,06	40	0,08	0,02
	Máx.	340	0,54	0,16	265	0,75	0,20	148	0,36	0,05
	Min.	95	0,12	0,01	19	0,06	0,00	32	0,13	0,00
WC3	Média	189	0,41	0,08	27	0,15	0,00	45	0,25	0,01
	DP	68	0,23	0,06	9	0,02	0,00	33	0,11	0,01
	Máx.	294	0,87	0,22	48	0,19	0,01	116	0,42	0,05
	Min.	101	0,23	0,03	18	0,12	0,00	13	0,08	0,00

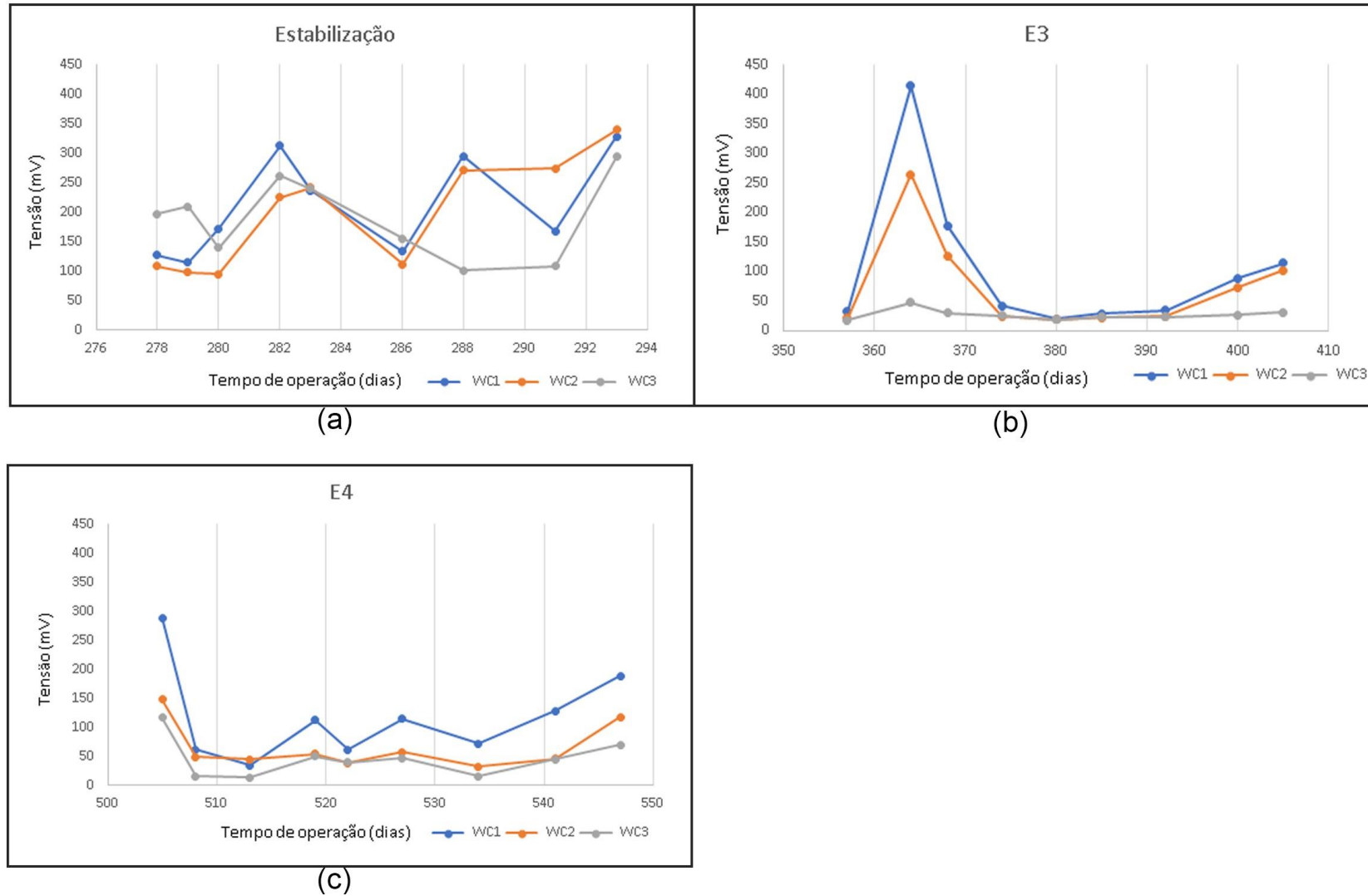
Fonte: Autoria própria (2021).

Com base no exposto, observa-se que os valores médios de tensão foram consideravelmente maiores na fase de estabilização quando comparados aos valores médios obtidos nas etapas de análises E3 e E4. O mesmo aconteceu com os valores médios de potência e corrente, tendo esta última, como única exceção a CCM integrada ao WC1 na etapa E4.

Ao comparar os valores médios de tensão para cada WC, percebe-se que o WC1 se destaca dos demais em todas as fases analisadas. O mesmo se aplica aos valores médios de corrente e potência para as etapas E3 e E4, enquanto na fase de estabilização, o WC3 apresentou maiores valores destes parâmetros.

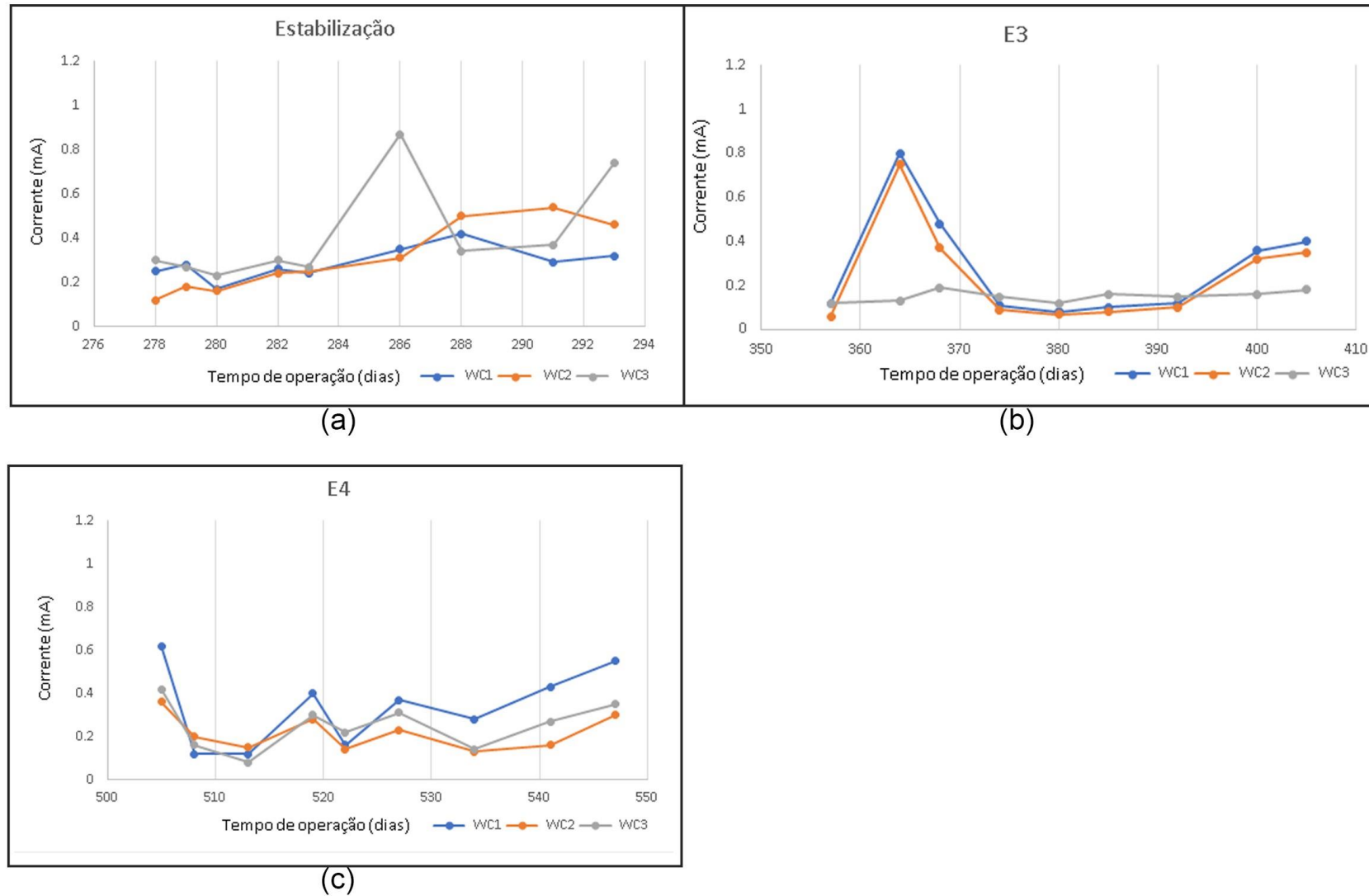
O comportamento dos valores de tensão e corrente na fase de estabilização e das etapas E3 e E4 é apresentado na Figura 26 e na Figura 27.

Figura 26 - Valores de tensão obtidos do longo do período de estabilização (a) e de operação das etapas E3 (b) e E4 (c) do WC1, WC2 e WC3.



Fonte: Autoria própria (2021).

Figura 27 - Valores de corrente obtidos do longo do período de estabilização (a) e de operação das etapas E3 (b) e E4 (c) do WC1, WC2 e WC3.



Fonte: Autoria própria (2021).

Foi observada variação significativa da tensão nos WC, sendo que a média da tensão observada na etapa E3 (TDH de 24 h) foi de 106 (127) mV para o WC1, 76 (82) mV para o WC2 e 27 (9) mV para o WC3. Os valores máximos de tensão alcançados nesta etapa foram de 415 mV no WC1, 265 mV no WC2 e de 48 mV no WC3.

Na etapa E4 (TDH de 24 h) a média dos valores de tensão observada no WC1 foi um pouco maior que na E3, 118 (79) mV, no entanto o valor máximo alcançado nessa etapa foi de 289 mV para este sistema. Para o WC2, o valor médio observado foi de 65 (40) mV, e o valor máximo de 148 mV. No WC3, foram observados valores médio e máximo maiores que na E4, de 45 (33) mV e 116 mV, respectivamente.

Zhao et al. (2013) obtiveram geração contínua de tensão com média de 371 mV e pico de 465 mV em um WCVA (3,7 L), plantado com *Phragmites australis*, e preenchido com cascalho como meio suporte, tratando água residuária suína diluída. A CCM era composta por eletrodos de placas de grafite, e O WCVA foi operado com TDH variável de 21,6 a 30 h, submetido à aeração artificial com vazão de 128 mL s⁻¹, e com lã de vidro separando as fases aeróbia e anaeróbia.

Oon et al. (2017) observaram geração contínua de tensão com média de 545 mV com vazão de aeração de 600 mL min⁻¹ e de 302 mV sem aeração artificial em um WCVA (5,8 L), operado com TDH de 24 h no tratamento de esgoto sintético. O WCVA foi vegetado com a macrófita *Elodea Nuttallii*, preenchido com cascalho com meio suporte, e aerado artificialmente com vazão que variou de 0 a 1900 mL min⁻¹ e CCM com eletrodos de carbono ativado.

Wu et al. (2017) notaram variação dos valores de tensão em 2 sistemas de WCVA (3,5 L cada), sendo um dos sistemas aerado em sua parte inferior (CW1) e o outro aerado a partir do centro (CW2) com aeração artificial em vazão de 3,5 L min⁻¹. Os WC foram preenchidos com areia de quartzo e cascalho, plantados com *Juncus effusus* e operados em ambiente com controle de temperatura (de 16 °C a 22 °C). As CCM foram montadas com eletrodos de grafite. A variação da tensão foi de 0 a 100 mV no CW1 e de 100 mV a 400 mV no CW2 durante 100 dias de observação.

Wang et al. (2017) observaram valores de tensão que variam de 180 mV a 350 mV em um WCVD (2,7 L), sem aeração artificial, plantado com *Canna indica* em leito de areia de quartzo, e operado com TDH de 48 h, tratando efluente sintético. As

CCM foram montadas com eletrodos de feltro de carbono.

Liu et al. (2019) verificaram valores de tensão maiores que dos demais autores, com variação de 598 mV a 713 mV em um WC dividido em duas partes, sendo uma com fluxo de escoamento vertical ascendente e a outra com fluxo de escoamento descendente, para melhor separação dos ambientes anaeróbio e aeróbio. O WC (área superficial de 0,08 m²) foi plantado com *Canna indica*, TDH de 48 h, e com CCM de eletrodos compostos por feltro de carbono.

Portanto, comparado ao exposto em literatura, os resultados obtidos pelo presente estudo são inferiores a outros trabalhos. Porém, levando em consideração que os mesmos não foram operados sob aeração artificial, o WC1 atingiu valor máximo de tensão de 415 mV na etapa E3 que é comparável a sistemas que utilizaram de tais meios, como forma de melhorar a separação das zonas aeróbia e anaeróbia.

Para o cálculo da potência elétrica gerada se faz necessária a obtenção de dados da corrente elétrica. Para sua medição foi utilizado multímetro e uma resistência de 1Ω.

Conforme apresentado na Tabela 23 e na Figura 28, os valores de corrente apresentaram grande variação nas etapas analisadas. A média de corrente observada na etapa E3 foi de 0,29 mA para o WC1, 0,24 mA para o WC2 e 0,15 mA para o WC3. Os valores máximos de corrente alcançados nessa etapa foram de 0,80 mA no WC1, 0,75 mA no WC2 e de 0,19 mA no WC3.

Na etapa E4, a média dos valores de corrente foi de 0,34 mA no WC1, maior do que na E3. No entanto o valor máximo alcançado nessa etapa foi de 0,62 mA para este sistema. Para o WC2, o valor médio observado foi de 0,22 mA, e o valor máximo 0,36 mA, ambos menores que na etapa anterior. No WC3, observou-se valor médio e máximo maiores que na E4, e de 0,25 mV e 0,42 mV, respectivamente.

Os valores de potência apresentaram valores médios próximos a 0 para os WC nas duas etapas analisadas, devido ao fato dos valores de tensão e corrente terem sido baixos. O WC1 se destacou dos demais, apresentando média de 0,06 mW na E3 e 0,05 mW na E4, com valores máximos de 0,33 mW e 0,18 mW, respectivamente.

Para o cálculo da densidade de potência levou-se em consideração a área do

ânodo, que é a mesma para todos os sistemas, e a potência obtida pelas medições de corrente e tensão. Os valores médios de densidade de potência obtidos em cada WC para as etapas analisadas podem ser observados na Tabela 27.

Tabela 27 - Valores médios de densidade de potência em relação a cada par de eletrodos medidos nos sistemas WC1, WC2 e WC3, na fase de estabilização e nas etapas E3 e E4.

Etapas de operação		Potência (mW)	Área do ânodo (m ²)	Densidade de potência (mW m ⁻²)
WC1	Estabilização	0,06	0,012	5,14
	E3	0,06	0,012	4,75
	E4	0,05	0,012	4,32
WC2	Estabilização	0,07	0,012	5,88
	E3	0,03	0,012	2,91
	E4	0,02	0,012	1,39
WC3	Estabilização	0,08	0,012	6,64
	E3	0,00	0,012	0,35
	E4	0,01	0,012	1,19

Fonte: Autoria própria (2021).

Os valores de densidade de potência foram maiores na fase de estabilização das CCM do que durante as etapas analisadas, sendo o WC3 o que apresentou maiores valores deste parâmetro nesta fase, enquanto durante as E3 e E4, o sistema WC1 foi o que apresentou os melhores resultados.

Na etapa E3 os valores médios de densidade de potência foram de 4,75 mW m⁻², 2,91 mW m⁻² e 0,35 mW m⁻², para os WC1, WC2 e WC3, respectivamente. Na etapa E4, os valores médios diminuíram para WC1 (4,32 mW m⁻²) e WC2 (2,91 mW m⁻²), com exceção do WC3 (1,19 mW m⁻²).

Zhao et al. (2013) obtiveram densidade de potência com média de 5,49 mW m⁻² e máxima de 9,35 mW m⁻² em um WCVA (3,7 L), plantado com *Phragmites australis* em cascalho como meio suporte, tratando água residuária suína diluída. O WCVA foi operado com aeração artificial com vazão de 128 mL s⁻¹ e TDH de 21,6 a 30 h. A CCM era composta por eletrodos de placas de grafite, e foi utilizada lã de vidro separando as fases aeróbia e anaeróbia.

Wu et al. (2017) avaliaram 2 sistemas WCVA (3,5 L cada), preenchidos com areia de quartzo e cascalho, plantados com *Juncus effusus*, operados em ambiente com controle de temperatura (de 16 °C a 22 °C). Um dos sistemas foi aerado em sua parte inferior (CW1) e o outro foi aerado a partir do centro (CW2), com aeração

artificial em vazão de $3,5 \text{ L min}^{-1}$. A CCM foi confeccionada com eletrodos de grafite. A densidade de potência foi próxima de zero no CW1 e variou de 0 m mW m^{-2} a 120 mW m^{-2} no CW2.

Xu et al. (2018) obtiveram média de densidade de potência de 17 mW m^{-2} em um WCVA não plantado (0,8L), confeccionado em pvc com diâmetro de 10 cm e altura de 60 cm, utilizando lodo de ETA com resíduos de alumínio como material filtrante. O WCVA foi operado com TDH de 24 h, sem aeração artificial, no tratamento de efluente sintético. Os eletrodos da CCM foram confeccionados em carvão ativado granular.

Segundo Erable et al. (2011), sistemas com CCM que utilizam eletrodos na vertical, como os sistemas de WC deste estudo, podem efetivamente colaborar na melhoria da qualidade das águas residuárias tratadas, mas não são promissores em termos de conversão de energia elétrica.

5.7 Síntese integradora

- Quanto às diferentes alturas do material filtrante:

Considerando as condições operacionais aplicadas nas diferentes etapas, o sistema WC1 se destacou dos demais, apresentando maiores taxas de remoção dos parâmetros analisados, chegando a valores médios de remoção de 70% de DQO, 31% de N-NTK, 46% de N-amon e 41% de PT.

- Quanto à influência do TDH:

Os WC apresentaram melhores eficiências de remoção de N-NTK, N-amon e fósforo com TDH de 48 h. Para o parâmetro DQO, as melhores eficiências de remoção foram observadas no TDH de 24 h sem presença da CCM, e no de 48 h com a CCM.

- Quanto à presença da CCM:

A CCM apresentou maior geração de tensão na etapa E3 com TDH de 24 h no WC1, quando atingiu máximo de 415 mV. O mesmo foi observado para a conversão de energia, em que a densidade de potência é maior neste sistema e nesta etapa ($4,75 \text{ mW m}^{-2}$).

6 CONCLUSÕES

Baseado no monitoramento com duração de 562 dias de operação de 3 unidades de WCVA, com diferentes profundidades do material filtrante (WC1 com 145cm, WC2 com 58 cm e WC3 com 30cm) operados sob as seguintes condições: TDH de 48 h sem CCM (E1), TDH de 24 h sem CCM (E2), TDH de 24 h com CCM (E3) e TDH de 24 h sem CCM (E4), pode se concluir que:

O sistema de WCVA que mais se destacou na remoção de matéria carbonácea em termos de DQO nas etapas foi o de maior profundidade do material filtrante (WC1 com 145 cm), apresentando uma eficiência média de remoção de DQO de 70% na etapa cujo TDH foi de 24 h e sem a CCM (E2). Com relação a remoção de fósforo total, a etapa de TDH de 48 h sem a CCM (E1) se destacou das demais atingindo uma média de 40% de eficiência de remoção no WC1. No entanto, para os WC2 e WC3, a etapa com TDH de 48 h com a CCM (E4) foi a mais eficiente para remoção deste parâmetro, 28% e 21% respectivamente.

Com relação a remoção dos compostos nitrogenados, a etapa com o TDH de 24 horas e com CCM (E3) foi a que apresentou menores eficiências dos parâmetros. O WC1, cuja profundidade do material filtrante era de 145 cm, foi o sistema que apresentou maior eficiência de remoção de NTK, N-Amôn e Nitrito, na etapa de TDH 48 horas sem CCM (E1), com uma média de 31, 46 e 40% respectivamente, e de nitrato, na etapa com TDH de 48 horas com CCM (E4), com uma eficiência média de remoção de 59%.

O WC1 foi o que apresentou maior média de densidade de potência, 4,75 mWm^{-2} na etapa com TDH de 24 h (E3) e 4,32 mWm^{-2} com TDH de 48 h (E4), valores abaixo do que reporta a literatura. No entanto, os valores de tensão para o sistema de maior profundidade do material filtrante (WC1) no TDH de 24h (E3) atingiram 415 mV, sendo um valor próximo do que reporta a literatura para sistemas sem aeração artificial.

Proteobacteria foi o filo mais abundante em todas as amostras (51,6, 60 e 60% para WC1, WC2 e WC3, respectivamente), seguido dos filós *Firmicutes* (4, 1,25 e 1,5 para WC1, WC2 e WC3, respectivamente) e *Acidobacteria* (2, 5, 1,48% para o WC1, WC2 e WC3, respectivamente). Foi observada baixa abundância e diversidade

de microrganismos responsáveis pelas transformações do nitrogênio, o que pode justificar as taxas de remoção desses parâmetros.

Com relação ao NT absorvido pela planta, o sistema com a menor profundidade do material filtrante (WC3) absorveu 260 g deste nutriente, o que representa 30% do NT removido do sistema durante todo período de operação. O mesmo aconteceu quanto adsorção de PT no material filtrante, em que esse mesmo sistema adsorveu cerca de 14,7 g, que representa 20% do PT removido durante todo período de operação.

Portanto, baseando-se em todas as análises expostas, se entende que a melhor alternativa para essa configuração de sistemas de WC é o de maior profundidade do material filtrante (WC1 com 145 cm), com TDH de 48 horas e sem a presença da CCM, pois esta não apresentou resultados satisfatórios, comparáveis a literatura, com relação a conversão de energia.

REFERÊNCIAS

- AJMAL, Z. et al. Phosphate removal from aqueous solution using iron oxides: Adsorption, desorption and regeneration characteristics. **Journal of Colloid and Interface Science**, v. 528, p. 145–155, out. 2018.
- ALLEN, W. C. et al. Temperature and Wetland Plant Species Effects on Wastewater Treatment and Root Zone Oxidation. **Journal of Environment Quality**, v. 31, n. 3, p. 1010, 2002.
- ALMEIDA, A. et al. Nitrogen removal in vertical flow constructed wetlands: influence of bed depth and high nitrogen loadings. **Environmental technology**, p. 1-14, 2018.
- ALMEIDA, A. et al. Phytoremediation potential of *Vetiveria zizanioides* and *Oryza sativa* to nitrate and organic substance removal in vertical flow constructed wetland systems. **Ecological Engineering**, v.138, 2019.
- ANSOLA, G.; ARROYO, P.; SÁENZ DE MIERA, L.E. Characterisation of the soil bacterial community structure and composition of natural and constructed wetlands. **Science of the Total Environment**, v.473-474, p.63-71, 2014.
- AVELAR, F. et al. Remoção de contaminantes do esgoto sanitário em sistemas alagados construídos cultivados com *Mentha aquática*. **Engenharia Sanitária Ambiental**, v. 24, n. 6, 2019.
- BADEJO, A.; OMOLE, D.; NDAMBUKI, J. Municipal wastewater management using *Vetiveria zizanioides* planted in vertical flow constructed wetland. **Water Science**, 2018.
- BORGES, A. Potential for denitrification in sequencing batch constructed wetlands cultivated with *T. latifolia* and *C. zizanioides*. **Desalination and Water Treatment**, 2015.
- BRIX, H.; ARIAS, C. The use of vertical flow constructed wetlands for on-site treatment of domestic wastewater: New Danish guidelines. **Ecological Engineering**, n. 25, 2005.
- BRIX, H. Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands? **Water**

Science and Technology, v. 35, n. 5, p. 11-17. Dez. 1997.

BRIX, H. Functions of macrophytes in constructed wetlands. **Water Science and Technology**, v.29, n. 4, p. 71-78. Jan. 1994.

CAPORASO, J.G.; LAUBER, C.L.; WALTERS, W.A.; BERGLYONS, D.; LOZUPONE, C.A.; TURNBAUGH, P.J.; FIERER, N., KNIGHT, R. Global patterns of 16S rRNA diversity at a depth of millions of sequences per sample. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v.08, p.4516- 22, 2011.

CAPORASO, J.G.; KUCZYNSKI, J.; STOMBAUGH, J.; BITTINGER, K.; BUSHMAN, F.D.; COSTELLO, E.K. QIIME allows analysis of high-throughput community sequencing data. **Nature Methods**, v.7, p.335-336, 2010,

CARVALHO, T. J. L. **Estudo da produção de energia eléctrica a partir de uma célula de combustível microbiana**. Dissertação de Mestrado. Universidade do Porto, Porto, Portugal. 2010.

CHANG, N. et al. A Subsurface Upflow Wetland System for Removal of Nutrients and Pathogens in On-Site Sewage Treatment and Disposal Systems. **Environmental Engineering Science**, v. 28, n. 1, 2011.

COOPER, Paul; SMITH, Mark; MAYNARD, Henrietta. The design and performance of a nitrifying vertical-flow reed bed treatment system. **Water Science and Technology**, v. 35, n. 5, p. 215-221, 1996.

CORBELLA, Clara et al. Operational, design and microbial aspects related to power production with microbial fuel cells implemented in constructed wetlands. **Water research**, v. 84, p. 232-242, 2015.

DESANTIS, T.Z.; HUGENHOLTZ, P.; LARSEN, N.; ROJAS, M.; BRODIE, E.L.; KELLER, K.; HUBER, T.; DALEVI, D., HU, P.; ANDERSEN, L.G. Greengenes, a chimera-checked 16S rRNA gene database and workbench compatible with ARB. **Applied and Environmental Microbiology**, v.72, p.5069-5072, 2006.

DE SCHAMPHELAIRE, L. et al. Microbial fuel cells generating electricity from rhizodeposits of rice plants. **Environmental Science and Technology**, v. 42, n. 8, p. 3053–3058, 2008.

DOHERTY, L. et al. A review of a recently emerged technology: Constructed wetland - Microbial fuel cells. **Water Research**, v. 85, p. 38–45, 2015.

DOTRO, G. et al. **Treatment Wetlands**. Water Intelligence Online, v. 7, p. 154, 2017.

EFFENDI, H.; MUNAWAROH, A.; AYU, I. P. Crude oil spilled water treatment with *Vetiveria zizanioides* in floating wetland. **The Egyptian Journal of Aquatic Research**, v. 43, n. 3, p. 185-193, 2017.

EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes**. Brasília: EMBRAPA, 1999. 370 p.

ERABLE, B.; ETCHEVERRY, L.; BERGEL, A. From microbial fuel cell (MFC) to microbial electrochemical snorkel (MES): maximizing chemical oxygen demand (COD) removal from wastewater. **Biofiling**. v.27, n. 3, p. 319-326, 2011.

ESTEVES, F. de A. **Fundamentos de limnologia**. 2 ed. Rio de Janeiro: Interciência/FINEP, 1998.

FANG, Z. et al. Performance of microbial fuel cell coupled constructed wetland system for decolorization of azo dye and bioelectricity generation. **Bioresource Technology**, n. 144, 2013.

FANG, Z. et al. Electricity production from Azo dye wastewater using a microbial fuel cell coupled constructed wetland operating under different operating conditions. **Biosensors and Bioelectronics**, v. 68, p. 135–141, 2015.

FIA, F. et al. Dinâmica do fósforo em sistemas alagados construídos tratando água residuária da suinocultura. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 25, n. 1, 2020.

FIOREZE, M. e MANCUSO M. Modflow and modpath for hydrodynamic simulation of porous media in horizontal subsurface flow constructed wetlands: a tool for design criteria. **Ecological Engineering**, 2019.

FUCHS, V. J. et al. Laboratory investigation of ammonium and nitrate removal in vertical-flow regimes in planted and unplanted wetland columns. **Journal of environmental engineering**, v. 138, n. 12, p. 1227- 1230, 2012.

HAAS, B.J. et al. Chimeric 16S rRNA sequence formation and detection in Sanger and 454-pyrosequenced PCR amplicons. **Gen Research**, v.21, p.494-504, 2011.

HOFFMAN, H.; PLATZER, C.; VON MÜNCH, E.; WINKER, M. **Technology review of constructed wetlands: subsurface flow constructed wetlands for greywater and domestic wastewater treatment**. 1 ed. Eschborn, Alemanha: Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit, 2011. 35 p.

HUSSEIN, Amjad; SCHOLZ, Miklas. Dye wastewater treatment by vertical flow constructed wetlands. **Ecological engineering**, v. 101, p. 28-38, 2017.

INMET – **Instituto Nacional de Meteorologia**, 2020. Dados meteorológicos. Disponível em: <<http://www.inmet.gov.br/>>. Acesso: Jan. 2020.

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.

JIANG, D. et al. A pilot-scale study on utilizing multi-anode/cathode microbial fuel cells (MAC MFCs) to enhance the power production in wastewater treatment. **International Journal of Hydrogen Energy**, v. 36, n. 1, p. 876–884, 2011.

JOHN, Y. et al. Aeration Intensity Simulation in a Saturated Vertical Up-flow Constructed Wetland. **Science of the Total Environment**, 2019.

JOHN, Y. et al. Aeration intensity simulation in a saturated vertical up-flow constructed wetland. **Science of the Total Environment**, 2020.

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.

KERSTERS, Karel et al. Introduction to the Proteobacteria. *The Prokaryotes*, [s.l.], 116 p.3-37, 2006. **Springer New York**. http://dx.doi.org/10.1007/0-387-30745-1_1.

KICKUTH, R. Processo de tratamento rizosférico segundo o professor Kickuth. In: **4º CONGRESSO DA ÁGUA - RELATOS E RESUMOS**, 1998, Lisboa. Disponível em: <<http://www.aprh.pt/congressoagua98/files/com/122.pdf>>. Acesso em: 17 de junho de 2020.

KIISKILA, J. et al. Remediation of acid mine drainage-impacted water by vetiver grass (*Chrysopogon zizanioides*): A multiscale long-term study. **Ecological Engineering**, n. 129, 2019.

KIVAISI, A. The potential for constructed wetlands for wastewater treatment and reuse in developing countries: a review. **Ecological Engineering**, n.16, 2001.

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

LALLEY, J. et al. Phosphate adsorption using modified iron oxide-based sorbents in lake water: Kinetics, equilibrium, and column tests. **Chemical Engineering Journal**, v. 284, p. 1386–1396, jan. 2016.

LI, H.; TAO, W. Efficient ammonia removal in recirculating vertical flow constructed wetlands: Complementary roles of anammox and denitrification in simultaneous nitrification, anammox and denitrification process. **Chemical Engineering Journal**, v. 317, p. 972-979. Jun. 2017.

LIBÂNIO, M. **Fundamentos de qualidade e tratamento de água**. Campinas, SP: Editora Átomo, 2005.

LIM, P. E. et al. The effect of heavy metals on nitrogen and oxygen demand removal in constructed wetlands. **Science of the Total Environment**, v. 301, n. 1–3, p. 13–21, 2003.

LIMA, M. 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**, 2018.

LIU, S. et al. Bio-cathode materials evaluation and configuration optimization for power output of vertical subsurface flow constructed wetland - Microbial fuel cell systems. **Bioresource Technology**, v. 166, p. 575–583, 2014.

LIU, F. et al. Organic matter and ammonia removal by a novel integrated process of constructed wetland and microbial fuel cells. **RSC Advances**, v. 9, n. 10, p. 5384–5393, 2019.

LOGAN, B. et al. Graphite fiber brush anodes for increased power production in air-cathode microbial fuel cells. **Environmental Science and Technology**, v. 41, n. 9, p. 3341–3346, 2007.

MACHADO, A. I. et al. Overview of the state of the art of constructed wetlands for decentralized wastewater management in Brazil. **Journal of Environmental Management**, v. 187, p. 560-570. Fev. 2017.

MAFFEI, M. **Vetiveria: the genus vetiveria**. New York: Taylor & Francis Inc, 2002.

MARCELINO, G. et al. Construction waste as substrate in vertical subsuperficial constructed wetlands treating organic matter, ibuprofene, acetaminophen and ethinylestradiol from low-strength synthetic wastewater. **Science of the Total Environment**, 2020.

MARCON, L. R. C. **Potencialidade da célula combustível microbiana para geração de energia elétrica a partir de esgoto sanitário**. Dissertação de mestrado. Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo. São Carlos, 2011.

MARQUES, A. F. **Células combustíveis microbianas aplicadas ao tratamento de efluentes**. Monografia. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2014.

MATEUS, D. M. R. e PINHO H. J. O. Evaluation of solid waste stratified mixtures as constructed wetland fillers under different operation modes. **Journal of Cleaner Production**, v.253, 2020.

MATOS, A. et al. Influence of the geometric configuration of unplanted horizontal subsurface flow constructed wetlands in the adjustment of parameters of organic matter decay models. **Journal of Water Process Engineering**, 2018.

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.

MATOS, M. et al. Clogging in constructed wetlands: indirect estimation of medium porosity by analysis of ground-penetrating radar images. **Science of the Total Environment**, 2019.

MELLO, D. et al. Nutrient and organic matter removal from low strength sewage treated with constructed wetlands. **Environmental Technology**, v. 40, n. 1, p. 11–18, 2 jan. 2019.

METCALF, Leonard; EDDY, Harrison. **Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse**. 3. ed. Estados Unidos, McGraw-Hill. 2003.

METCALF, L.; EDDY, H. P. **Tratamento de efluentes e recuperação de recursos**. McGraw Hill Brasil, 2015.

MORAIS, C. J. **Influência da profundidade do meio suporte em wetlands construídos de fluxo vertical ascendente plantados com capim vetiver**. Dissertação de mestrado. Programa de Pós Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental. Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Curitiba, 2019.

OON, Y. L. et al. Hybrid System Up-flow Constructed Wetland Integrated with Microbial Fuel Cell for Simultaneous Wastewater Treatment and Electricity Generation. **Bioresource Technology**, 2014.

OON, Y. L. et al. Hybrid system up-flow constructed wetland integrated with microbial fuel cell for simultaneous wastewater treatment and electricity generation. **Bioresource Technology**, v. 186, p. 270–275, 2015.

OON, Y. L. et al. 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.

OON, Y. L. et al. Role of macrophyte and effect of supplementary aeration in up-flow constructed wetland-microbial fuel cell for simultaneous wastewater treatment and energy recovery. **Bioresource Technology**, v. 224, p. 265–275, 2017.

OON, Y. L. et al. Constructed wetland–microbial fuel cell for azo dyes degradation and energy recovery: Influence of molecular structure, kinetics, mechanisms and degradation pathways. **Science of the Total Environment**, 2020.

OZENGİN, N.; ELMACI, A.; YONAR, T. Application of artificial neural network in horizontal subsurface flow constructed wetland for nutrient removal prediction. **Applied Ecology and Environmental Research**, v. 14, n. 4, p. 305-324. 2016.

PANJA, S.; SARKAR, D.; DATTA, R. Vetiver grass (*Chrysopogon zizanioides*) is capable of removing insensitive high explosives from munition industry wastewater. **Chemosphere**, 2018.

PANT, D. et al. A review of the substrates used in microbial fuel cells (MFCs) for sustainable energy production. **Bioresource Technology**, v. 101, n. 6, p. 1533–1543, 2010.

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

PELLISSARI, 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.

PLATZER, C. Design recommendations for subsurface flow constructed wetlands for nitrification and denitrification. **Waf.&. Tech.** Vol. 40, No.3, 1999.

RACHINSKI, S. et al. Pilhas de Combustíveis Microbianas Utilizadas na Produção de Eletricidade a partir de Rejeitos Orgânicos: uma Perspectiva de Futuro. **Quim. Nova**, v. 33, n.8, 2010.

REN, B. et al. Two-stage hybrid constructed wetland-microbial fuel cells for swine wastewater treatment and bioenergy generation. **Chemosphere**, 2020.

RICE, E. W. et al. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 22 ed. Washington: American Public Health Association, American Water Works Association and Water Environment Federation, 2012.

ROUSSO, B. Z. et al. Hybrid constructed wetlands system with intermittent feeding applied for urban wastewater treatment in South Brazil. *Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development*, 2009.

ROTH, J. J. Influência do tempo de cheia em um sistema de *wetland* construído *tidal flow* tratando água de córrego antropizado na remoção de poluentes e na comunidade bacteriana. **Dissertação de mestrado**. Programa de Pós Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental. Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Curitiba, 2020.

- ROTH, J, et al. Influence of the flooded time on the performance of a tidal flow constructed wetland treating urban stream water. **Science of The Total Environment**, 2021.
- SABA, B. et al. Microbial phyto-power systems – A sustainable integration of phytoremediation and microbial fuel cells. **Bioelectrochemistry**, v. 127, p. 1–11, 2019.
- SANTOS, M. O. et al. Avaliação dos dois primeiros anos de operação de um wetland construído vertical de fundo saturado aplicado no tratamento de esgoto sanitário. **TECNO-LÓGICA**, v.15, n.2, 2018.
- SARAIVA, C. et al. Extraction capacity of grasses grown in constructed wetland systems using different arrangements and substrates. **Engenharia Agrícola**, v. 39, n. 5, 2019.
- SEROJA, R.; EFFENDI, H.; HARIYADI, S. Tofu wastewater treatment using vetiver grass (*Vetiveria zizanioides*) and zeliac. **Water Science**, 2018.
- SEZERINO, P. et al. Experiências brasileiras com *wetlands* construídos aplicados ao tratamento de águas residuárias: parâmetros de projeto para sistemas horizontais. **Engenharia Sanitária Ambiental**, v.20, n.1, 2015.
- SEZERINO, P. H. et al. Wetlands construídos horizontais aplicados no tratamento descentralizado de esgotos. **Revista Engenharia Construção Civil**, v.2, n.2, Curitiba, 2005.
- SHARMAA, G. et al. Performance Analysis of Vertical Up-flow Constructed Wetlands for Secondary Treated Effluent. **APCBEE Procedia**, v.10, 2014.
- SIGMON, B. A. et al. Complete chloroplast genome sequencing of vetiver grass (*Chrysopogon zizanioides*) identifies markers that distinguish the non-fertile Sunshine cultivar from other accessions. **Industrial Crops and Products**, v. 108, p. 629-635, 2017.
- SILVEIRA, E. O. et al. Performance of integrated system combining microalgae and vertical flow constructed wetlands for urban wastewater treatment. **Environmental Science and Pollution Research**, v.24, n.25, 2017.

SINGH, L; MAHAPATRA, D. M. **Waste to Sustainable Energy: MFCs – Prospect trough Prognosis**. 1st Ed. Flórida: CRC Press, Taylor & Francis Group, 2019.

SONG, J.; CHOO, Y.-J.; CHO, J.-C. *Perucidibaca piscinae* gen. nov., sp. nov., a freshwater bacterium belonging to the family Moraxellaceae. **International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology**, v. 58, n. 1, p. 97–102, 1 jan. 2008.

SPERLING, M. VON. **Wastewater Characteristics, Treatment and Disposal**. IWA Publishing. Londres, 2007.

SPERLING, M. VON. **Noções de Qualidade de Águas**. In: SPERLING, Marcos VON. *Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos*. 3° ed. Belo Horizonte, 2005. v. 1.

SRIVASTAVA, P.; YADAV, A. K.; MISHRA, B. K. The effects of microbial fuel cell integration into constructed wetland on the performance of constructed wetland. **Bioresource Technology**, v. 195, p. 223–230, 2015.

SRIVASTAVA, P. et al. Electrode dependent anaerobic ammonium oxidation in microbial fuel cell integrated hybrid constructed wetlands: A new process. **Science of the Total Environment**, 2020.

STEFANAKIS, A.; AKRATOS, C. S.; TSIHRINTZIS, V. A. **Vertical Flow Constructed Wetlands: Eco-engineering Systems for Wastewater and Sludge Treatment**. 1° Ed ed. Elsevier Science, 2014.

STOTTMEISTER, U. et al. Effects of plants and microorganisms in constructed wetlands for wastewater treatment. **Biotechnology Advances**, v.22, 2003.

SUDARSAN, J. et al. Constructed wetlands for water quality: Improvement, recycling and reuse. **Journal of Aquatic Biology and Fisheries**, v.2, 2014.

TEIXEIRA, D. et al. The influence of plant roots on the clogging process and the extractive capacity of nutrients/pollutants in horizontal subsurface flow constructed wetlands. **Ecological Engineering**, 2018.

TIETZ, A.; KIRSCHNER, A.; LANGERGRABER, G.; SLEYTR, K.; HABERL, R. Characterization of microbial biocoenosis in vertical subsurface flow constructed wetlands. **Science Total Environmental**, v.380, p.163–172, 2007

THORSLUND, J. et al. Wetlands as large-scale nature-based solutions: status and challenges for research, engineering and management. **Ecological Engineering**, 2017.

TREIN, C. et al. Performance of a French system of vertical flow wetlands (first stage) operating with an extended feeding cycle. **Water Science & Technology**, 2019.

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

TÜRKER, O. C.; YAKAR, A. A hybrid constructed wetland combined with microbial fuel cell for boron (B) removal and bioelectric production. **Ecological Engineering**, v. 102, p. 411–421, 2017.

UNICEF/OMS. **Progress on household drinking water, sanitation and hygiene 2000-2017**. New York, 2019.

VAN KEULEN, G.; ALDERSON, J.; WHITE, J.; SAWERS, R.G. The obligate aerobic actinomycete *Streptomyces coelicolor* A3(2) survives extended periods of anaerobic stress. **Environmental Microbiology**, v.9, p.3143-3149, 2007.

VASCONCELLOS, G. et al. From start-up to heavy clogging: performance evaluation of horizontal subsurface flow constructed wetlands during ten years of operation. **Water Science & Technology**, 2019.

VENTURA, M. et al. Genomics of Actinobacteria: tracing the evolutionary history of an ancient phylum. **Microbiology and molecular biology reviews**, v.71, p.495-548, 2007.

VYMAZAL, J. Constructed wetlands for wastewater treatment. **Water**, v.2, 2010.

WANG, J. et al. Bioelectricity generation, contaminant removal and bacterial community distribution as affected by substrate material size and aquatic macrophyte

in constructed wetland-microbial fuel cell. **Bioresource Technology**, v. 245, n. September, p. 372–378, 2017.

WANG, W. et al. Intensified nitrogen removal in constructed wetlands by novel spray aeration system and different influent COD/N ratios. **Bioresource Technology**, v.306, 2020.

WHITE, S. A; TAYLOR, M. D.; ALBANO, J. P.; WHITWELL, T.; KLAINE, S. J. Phosphorus retention in lab and field-scale subsurface-flow wetlands treating plant nursery runoff. **Ecological Engineering**, v. 37, n. 12, p. 1968-1976. Dez. 2011.

WU, S. et al. Treatment of anaerobic digestate supernatant in microbial fuel cell coupled constructed wetlands: Evaluation of nitrogen removal, electricity generation, and bacterial community response. **Science of the Total Environment**, v. 580, p. 339–346, 2017.

XU, L. et al. Influence of glass wool as separator on bioelectricity generation in a constructed wetland-microbial fuel cell. **Journal of Environmental Management**, v. 207, p. 116–123, 2018.

ZANETTI, F. L. **Uso da célula combustível microbiana na recuperação de energia elétrica proveniente do tratamento de esgotos por *wetlands* construídos**. Dissertação de mestrado. Programa de Pós Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental. Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Curitiba, 2020.

ZHAO, Y. et al. Preliminary investigation of constructed wetland incorporating microbial fuel cell: Batch and continuous flow trials. **Chemical Engineering Journal**, v. 229, p. 364–370, 2013.