



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CENTRO TECNOLÓGICO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL

Arieleen Reis da Silva

**INFLUÊNCIA DO REGIME HIDRÁULICO NO DESEMPENHO DE WETLANDS
CONSTRUÍDOS VERTICAIS EMPREGADOS NO TRATAMENTO DE ESGOTO
SANITÁRIO**

FLORIANÓPOLIS

2021

Arieleen Reis da Silva

**Influência do Regime Hidráulico no Desempenho de Wetlands Construídos Verticais
Empregados no Tratamento de Esgoto Sanitário**

Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação da Universidade Federal de Santa Catarina para a obtenção do título de mestra em Engenharia Ambiental
Orientador: Prof. Dr. Pablo Heleno Sezerino.

Florianópolis

2021

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor,
através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Universitária da UFSC.

Silva, Arieleen

Influência do Regime Hidráulico no Desempenho de
Wetlands Construídos Verticais Empregados no Tratamento de
Esgoto Sanitário / Arieleen Silva ; orientador, Pablo
Heleno Sezerino, 2021.

66 p.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa
Catarina, Centro Tecnológico, Programa de Pós-Graduação em
Engenharia Ambiental, Florianópolis, 2021.

Inclui referências.

1. Engenharia Ambiental. 2. Ecotecnologia. 3. Wetland
Construído Vertical com Fundo Saturado. 4. Wetland
Construído Vertical de Fluxo Livre. 5. Parâmetros de
Projeto. I. Sezerino, Pablo Heleno. II. Universidade
Federal de Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em
Engenharia Ambiental. III. Título.

Arieleen Reis da Silva

**Influência do Regime Hidráulico no Desempenho de Wetlands Construídos Verticais
Empregados no Tratamento de Esgoto Sanitário**

O presente trabalho em nível de mestrado foi avaliado e aprovado por banca examinadora composta pelos seguintes membros:

Prof. Dr. Pablo Heleno Sezerino
Universidade Federal de Santa Catarina.

Profª. Dra. Maria Eliza Nagel Hassemer
Universidade Federal de Santa Catarina.

Dra. Camila Maria Trein
Instituição Consultora Independente.

Certificamos que esta é a **versão original e final** do trabalho de conclusão que foi julgado adequado para obtenção do título de mestre em Engenharia Ambiental pelo PPGEA.

Prof. Dr. Leonardo Hoinaski
Coordenador do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental.

Prof. Dr. Pablo Heleno Sezerino
Orientador.

Florianópolis, 2021.

AGRADECIMENTOS

Sem Deus nada seria possível, agradeço a Ele por sempre me conceder força e motivação para seguir em meus projetos, por cuidar da minha família e me presentear com pessoas incríveis nessa caminhada.

Agradeço ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pelo financiamento da bolsa de mestrado, à Universidade Federal de Santa Catarina e aos servidores do Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental por me proporcionarem um ambiente acadêmico com educação de qualidade e oportunidade de crescimento profissional e pessoal.

Ao professor Pablo Heleno Sezerino, meu estimado orientador, agradeço por todo conhecimento compartilhado, pela oportunidade e confiança depositada a mim.

Aos colegas que convivi no Grupo de Estudos em Saneamento Descentralizado – GESAD agradeço pela troca de experiências e rotina agradável que desenvolvemos. Gratidão especial ao Leandro Bassani e Catiane Pelissari por toda parceria, auxílio nas atividades e rotina operacional da Estação Experimental de Wetlands Construídos.

Às doutoras Maria Eliza Nagel Hassemer e Camila Maria Trein agradeço por gentilmente aceitarem compor a banca avaliadora, pelo tempo dedicado com a leitura e por todas as considerações visando a melhoria desse trabalho.

Agradeço aos meus pais Antônio e Elizete, e a minha pequena grande irmã Lucielen, pelo apoio imensurável aos meus estudos, por se orgulharem de cada etapa conquistada e por lerem cada publicação feita como se fosse a primeira.

Ao meu amor Flávio Augusto, agradeço por todo carinho, compreensão e suporte, e por me incentivar a dar o melhor de mim em cada etapa do processo.

A todos que de alguma forma fizeram parte desse período de estudos, muito obrigada!

RESUMO

A utilização de wetlands construídos verticais (WCV) como solução ao esgotamento sanitário de pequenas coletividades vem crescendo no Brasil, impulsionada pelo objetivo de universalização dos serviços de saneamento. A pesquisa e melhoria contínua dos processos de tratamento colabora com o desenvolvimento e a consolidação da ecotecnologia, sendo que a influência do regime hidráulico e a comparação entre diferentes modalidades de WCV, são temas relevantes de avaliação nesta área, sendo o objetivo deste trabalho. O estudo foi conduzido em duas unidades de WCV (ambas com área superficial de 7,5m²), implantadas em escala piloto como etapas de tratamento secundário de esgoto sanitário, denominadas como wetland construído vertical com fluxo livre (WCV-FL) e wetland construído vertical com fundo saturado (WCV-FS). Os módulos foram avaliados sob dois regimes hidráulicos distintos (período I: junho/2015 a março/2017 e período II: abril/2017 a julho/2019) com variação de carregamento hidráulico (75 mm.dia⁻¹ no período I e 103 mm.dia⁻¹ no período II), volume de pulso (140 L no período I e 193 L no período II), volume específico de pulso (19 L.m⁻² para o período I e 26 L.m⁻² no período II) e taxa hidráulica específica (THE de 10 L.m⁻².min⁻¹ para o WCV-FS e 8 L.m⁻².min⁻¹ para o WCV-FL no período I e 4 L.m⁻².min⁻¹ para ambos os WCV no período II). Por meio de análises estatísticas avaliou-se comparativamente a eficiência de remoção de matéria orgânica, nutrientes e sólidos, entre as unidades e os períodos. O WCV-FL apresentou diferença estatística significativa entre os períodos apenas para a remoção de SST (94% no período I e 88% no período II) e P-PO₄³⁻ (72% no período I e de 69% no período II); as eficiências médias de remoção de N-NH₄⁺ e DBO₅ em ambos períodos foram de 60% e 87%, respectivamente. O WCV-FS apresentou diferença estatística significativa entre períodos apenas para P-PO₄³⁻, onde alcançou 85% de remoção no período I e 80% no período II, e as remoções médias de nitrogênio amoniacal, DBO₅ e SST foram para ambos períodos de 68%, 90% e 97%, respectivamente. Com exceção de SST no período I onde os sistemas apresentaram igual remoção, o WCV-FS obteve melhor desempenho de tratamento para todos os parâmetros em ambos os períodos avaliados, mostrando-se a melhor modalidade de WCV para tratamento de esgoto sanitário. Acerca dos dois períodos operacionais, observou-se baixa variação de performance para as faixas de regime hidráulico avaliadas, deste modo, entende-se que é possível nas condições climáticas subtropicais operar WCV com valores de carga hidráulica, volume de pulso e volume específico de pulso superiores aos recomendados para clima temperado, além de uma inferior taxa hidráulica específica, sem perder eficiência na remoção de matéria orgânica e nitrogênio amoniacal.

Palavras-chave: Ecotecnologia. Wetland Construído Vertical com Fundo Saturado. Wetland Construído Vertical de Fluxo Livre. Parâmetros de Projeto. Taxa Hidráulica Específica.

ABSTRACT

The use of vertical constructed wetlands (VCW) as a solution to sanitary sewage of small collectivities is growing in Brazil, driven by the goal of universalization of sanitation services. Research and continuous improvement of treatment processes collaborates with the development and consolidation of ecotechnology and the influence of the hydraulic regime and the comparison between different VCW modalities, are relevant themes of evaluation in this area and the objective of this work. The study was conducted in two units of VCW (both with an area of 7.5m²), deployed on a pilot scale as secondary treatment steps of sanitary sewage, called as free flow vertical constructed wetland (VCW-FL) and partially saturated vertical flow constructed wetland (VWC-FS). The modules were evaluated under two distinct hydraulic regimens (period I: June/2015 to March/2017 and period II: April/2017 to July/2019), where there were variations in hydraulic loading rate (75 mm.day⁻¹ in period I and 103 mm.day⁻¹ in period II), pulse volume (140 L in period I and 193 L in period II), specific pulse volume (19 L.m⁻² for period I and 26 L.m⁻² for period II) and specific hydraulic rate (THE of 10 L.m⁻².min⁻¹ for VCW-FS and 8 L.m⁻².min⁻¹ for VWC-FL in period I and 4 L.m⁻².min⁻¹ for both VCW in period II). By means of statistical analyses the efficiency of removal of organic matter, nutrients and solids between modules and periods were compared. VCW-FL showed a significant statistical difference between the periods only for the removal of TSS (94% in period I and 88% in period II) and P-PO₄³⁻ (72% in period I and 69% in period II); mean ammoniacal nitrogen removal efficiencies and DBO₅ in both periods, were 60% and 87%, respectively. VCW-FS showed significant statistical difference between periods only for P-PO₄³⁻ where it achieved 85% removal in period I and 80% in period II, and mean removals of N-NH₄⁺, DBO₅ and TSS were for both periods of 68%, 90% and 97%, respectively. The modules showed equal removal only for TSS in period I, however, VCW-FS obtained better treatment performance for the rest of the parameters in both evaluated periods, showing itself the best VCW modality for sanitary sewage treatment. Concerning the two operational periods, low variation in performance was observed for the evaluated hydraulic regime bands. Thus, it is understood that it is possible in subtropical climatic conditions to operate VCW with values of specific hydraulic loading rate applied below the recommended, and values of hydraulic loading rate, pulse volume and specific pulse volume higher than that recommended by the standard for the temperate climate, without resulting in losses in the performance of treatment of organic matter and ammoniacal nitrogen.

Keywords: Design parameters. Partially Saturated Vertical Flow Constructed Wetland. Unsaturated Vertical Flow Constructed Wetland. Ecotechnology. Specific Hydraulic Loading Rate.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Aplicabilidade dos Wetlands Construídos segundo o Programa Nacional de Saneamento Rural (2019).	17
Figura 2: Classificação dos Wetlands Construídos.	19
Figura 3: Configuração esquemática em perfil do Wetland Construído Vertical Descendente.	20
Figura 4: Configuração esquemática em perfil de um Wetland Construído Vertical Descendente com Fundo Saturado.	22
Figura 5: Representação da relação entre os elementos atuantes e as condições de contorno empregadas em WC para com o desempenho de tratamento de esgoto.	23
Figura 6: Vias de transformação do nitrogênio destacadas na literatura, passivas de ocorrer em Wetlands Construídos Verticais Descendentes com Fundo saturado.	30
Figura 7: Localização da EETE/GESAD.	33
Figura 8: Esquema representativo da EETE empregando a tecnologia de Wetlands Construídos. (a) Fluxograma de tratamento da estação; (b) Foto aérea da estação de tratamento.	35
Figura 9: Fluxograma de escolha dos testes estatísticos utilizados.	39
Figura 10: Estratégia para a análise estatística de hipóteses aplicáveis aos módulos WCV estudados.	40
Figura 11: Frequência de enquadramento na Lei estadual de SC N° 14.675/2009 do efluente tratado nos WCV ao longo de 4 anos de monitoramento.	46
Figura 12: Comparação do desempenho de remoção em termos de concentração dos parâmetros DBO ₅ , DQO, NT e NH ₄ -N para os módulos WCV com fundo saturado (WCV-FS) e de fluxo livre (WCV-FL) para os dois períodos operacionais avaliados.	49
Figura 13: Desempenho de remoção em termos de concentração de fósforo ortofosfato nos períodos I e II promovido pelos módulos WCV-FL e WCV-FS.	52
Figura 14: Desempenho de remoção de SST no módulo WCV-FL durante os períodos I e II.	53

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Dimensões dos módulos de WCV componentes da EETE/GESAD.....	36
Tabela 2: Condições operacionais aplicadas ao WCV com fundo saturado e WCV de fluxo livre ao longo de 4 anos, com ênfase em dois períodos.....	36
Tabela 3: Parâmetros avaliados e metodologias empregadas no estudo	37
Tabela 4: Resultados do teste de normalidade para ambos WCV nos períodos avaliados.	42
Tabela 5: Resultado do teste de variância para os conjuntos normais independentes.....	43
Tabela 6: Resultado do teste de variância para os conjuntos normais dependentes.....	43
Tabela 7: Resultados dos testes de hipóteses para as combinações avaliadas.	44
Tabela 8: Valores médios das concentrações, cargas e eficiências de remoção (desvio padrão) dos parâmetros avaliados – afluente e efluente aos Wetlands Construídos Verticais fluxo livre (WCV-FL) e com fundo saturado (WCV-FS) durante quatro anos de operação.	45
Tabela 9: Resultado dos testes de hipóteses entre os módulos de WCV para o período I e II.	48
Tabela 10: Resultado dos testes de hipóteses entre os períodos I e II nos WCV.	51

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ANAMMOX: Anaerobic ammonium oxidation

ANAMMOX: Oxidação anaeróbia da amônia (PT/BR)

APHA: American Public Health Association

CANON: Completely Autotrophic Nitrogen removal Over Nitrite

CANON: Completa remoção de nitrogênio autotrófica a partir de nitrito (PT/BR)

Cu: Coeficiente de uniformidade

d_{10} : Diâmetro efetivo referente a 10 % do material

EETE: Estação Experimental de Tratamento de Esgotos

GESAD: Grupo de Estudos em Saneamento Descentralizado

Ks: Condutividade hidráulica saturada

LIMA: Laboratório Integrado do Meio Ambiente

ONU: Organização das Nações Unidas

PPGEA: Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental

TH: Taxa hidráulica

THE: Taxa Hidráulica Específica

TRH: Tempo de retenção hidráulica

TS: Tanque Séptico

UFSC: Universidade Federal de Santa Catarina

V: Volume

WC: Wetland construído

WCV: Wetland construído vertical descendente

WCV-FL: Wetland construído vertical descendente de fluxo livre

WCV-FS: Wetland construído vertical descendente com fundo saturado

SUMÁRIO

1.	INTRODUÇÃO.....	13
1.1	OBJETIVOS	15
1.1.1	Objetivo Geral.....	15
1.1.2	Objetivos Específicos	15
2.	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	16
2.1.	Aplicabilidade dos Wetlands Construídos como alternativa ao tratamento de esgotos	16
2.2.	Definição e classificação dos sistemas de Wetlands Construídos	18
2.2.1.	Wetlands Construídos Verticais Descendentes – WCVD.....	19
2.2.2.	Wetlands Construídos Verticais Descendentes com fundo saturado – WCVD-FS.....	21
2.3.	Condições de contorno operacionais e sua influência no desempenho de tratamento de efluentes em Wetlands Construídos Verticais	23
2.3.1.	Regime hidráulico	24
2.3.1.1.	Taxa hidráulica (TH)	25
2.3.1.2.	Taxa Hidráulica Específica (THE)	26
2.3.1.3.	Alternância e intermitência de alimentação do esgoto afluente ao módulo de WC.....	27
2.4.	Transformação e remoção de matéria orgânica carbonácea em Wetlands Construídos Verticais	29
2.5.	Transformação e remoção de nitrogênio em Wetlands Construídos Verticais	30
2.6.	Transformação e remoção de fósforo em Wetlands Construídos	32
3.	MATERIAIS E MÉTODOS	33
3.1.	Monitoramento do desempenho de tratamento dos módulos de WCV	37
3.2.	Análises estatísticas	38
4.	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	41
4.1.	Síntese dos resultados dos testes estatísticos	41
4.2.	Avaliação comparativa de desempenho entre o WCV de fluxo livre e fundo saturado	47
4.3.	Influência do regime hidráulico no desempenho de tratamento dos módulos de Wetlands Construídos Verticais	51
5.	CONCLUSÃO.....	54

6.	RECOMENDAÇÕES.....	55
7.	REFERÊNCIAS.....	56
8.	APÊNDICE 1 – Estatística descritiva das eficiências de remoção de poluentes.	61
9.	APÊNDICE 2 – Estatística descritiva das concentrações e cargas de entradas e saída.	63

1. INTRODUÇÃO

A Organização das Nações Unidas – ONU, por meio dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável – ODS 6, reforça a necessidade de assegurar até 2030 o acesso a água potável e ao esgotamento sanitário para todos os seres humanos, independentemente de condição social, econômica e cultural. A carência dos serviços de saneamento atinge principalmente locais em situação de vulnerabilidade social, assim como áreas rurais e comunidades periféricas (BRASIL, 2019).

No Brasil o setor de saneamento vivencia grandes desafios, sendo que as políticas públicas, de forma geral, não têm conseguido acompanhar o ritmo de crescimento e urbanização nos municípios. As leis federais que formam o marco legal do saneamento (Lei 11.445/2007 e Lei 14.026/2020), apresentam a possibilidade de implementação de tecnologias descentralizadas de esgotamento sanitário.

Dentre o rol de tecnologias descentralizadas de esgoto sanitário, destaca-se a aplicação dos Wetlands Construídos (WC) tanto para o Brasil como para os países latino-americanos. Rodriguez-Dominguez et al. (2020) afirmam que na última década na América Latina, o Brasil foi o país que apresentou o maior percentual de publicações versando sobre a utilização de WC no tratamento de águas residuárias, alcançando 32% do total de artigos publicados. Além disso, a tecnologia de tratamento empregando WC vem se consolidando e estando presente nos documentos oficiais de planejamento do saneamento brasileiro, dando destaque ao Programa Nacional de Saneamento Rural – PNSR, publicado pela Fundação Nacional de Saúde em dezembro de 2019. Não há, porém, um conjunto normativo referente ao emprego dos WC, entretanto, pesquisadores e profissionais reunidos em torno de um grupo nacional intitulado Wetlands Brasil sugerem parâmetros essenciais ao dimensionamento e operação de distintas modalidades de WC para o tratamento de esgoto sanitário (von SPERLING e SEZERINO, 2018).

Dentre as diferentes modalidades existentes da tecnologia, os Wetlands Construídos Verticais Descendentes (WCVD) aplicados ao tratamento secundário de esgoto, apresentam alta remoção de sólidos suspensos e matéria orgânica (superior a 80%), além de proporcionar um ambiente favorável à transformação do nitrogênio presente no esgoto submetido ao tratamento (SEZERINO et al, 2018). Esta configuração de WCVD com escoamento livre, apresenta majoritariamente condições oxidativas no interior leito filtrante, promovendo uma

efetiva oxidação do nitrogênio amoniacal para nitrogênio nitrato, porém uma remoção limitada de nitrogênio total. Destaca-se que ao se objetivar a remoção do nitrogênio em WC, há que se buscar modalidades que promovam a criação de zonas aeróbias e anóxicas/anaeróbias no interior do material filtrante (VYMAZAL, 2013; STEFANAKIS et al., 2014).

Nesse contexto, a aplicação de WCVD com fundo saturado (WCVD-FS) vem se apresentando como uma alternativa para a otimização dos processos de remoção de nitrogênio (nitrificação seguida de desnitrificação), pois proporciona a criação de zonas aeróbias e anaeróbias/anóxicas no mesmo módulo construído (VYMAZAL, 2013; SILVEIRA et al., 2015; TREIN et al., 2015). No entanto, as transformações do nitrogênio nos WC são altamente complexas e diretamente associadas às condições operacionais, construtivas e de contorno, como cargas hidráulicas e orgânicas afluentes aplicadas, características dos fluxos hidráulicos, tempo de retenção hidráulica e tipo de macrófitas, em que a unidade de tratamento se encontra inserida (PELISSARI et al., 2014).

Dentre as condições de contorno que regem o dimensionamento e a operação dos WCV, o regime hidráulico apresenta grande importância, pois determina a saturação do leito filtrante, estabelece a via bioquímica predominante no processo (aeróbia, anaeróbia ou anóxica), indica as condições de oxigenação do leito, além de ser uma ferramenta mundial de classificação dessa ecotecnologia (STEFANAKIS et al., 2014; RUBIM, 2017).

Entre os componentes do regime hidráulico a taxa hidráulica específica (THE) surge como um parâmetro recente de dimensionamento e operação da tecnologia, estando diretamente atrelada ao dimensionamento da bomba de recalque afluente ao módulo de WC (von SPERLING e SEZERINO, 2018). Segundo Nivala et al. (2018) a Associação Alemã de Água, Esgotos e Resíduos recomenda em sua normativa que seja utilizada uma THE superior a $6 \text{ L.m}^{-2}.\text{min}^{-1}$ para WCV, porém tendo em vista as particularidades climáticas do Brasil avalia-se a possibilidade de aplicação de valores inferiores, sem que haja alteração na eficiência de remoção de compostos, levantando a possibilidade de redução da potência de conjuntos moto bomba utilizados para alimentação dos sistemas de WCV, tendo em vista que bombas mais potentes representam um maior custo de implantação e manutenção, sendo uma limitação principalmente a pequenas comunidades, que muitas vezes optam pela utilização do sifão.

Inserido neste universo de pesquisa, o Grupo de Estudos em Saneamento Descentralizado (GESAD) vem há mais de 15 anos sendo protagonista no Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFSC, desenvolvendo estudos sobre a temática dos Wetlands Construídos. As pesquisas têm avançado no sentido de monitorar e avaliar o

desempenho de diferentes modalidades de WC no tratamento de esgoto sanitário, auxiliando na definição de parâmetros de projeto, proporcionando avanços na investigação a respeito da hidrodinâmica do material filtrante, dos processos biológicos de remoção de poluentes e, mais recentemente, a respeito da influência da saturação de fundo e do modo de alimentação em Wetlands Construídos Verticais.

Neste sentido, este estudo contribui com a definição de parâmetros de regime hidráulico em WCV no Brasil, além de confrontar a eficiência de remoção de matéria orgânica, sólidos e nutrientes por módulos distintos de WCV. Esta avaliação utiliza uma longa base de dados (4 anos e 1 mês), coletados por diversos pesquisadores do GESAD junto à Estação Experimental de Tratamento de Efluentes de Wetlands Construídos.

1.1 OBJETIVOS

1.1.1 Objetivo Geral

Avaliar a influência do regime hidráulico no desempenho de Wetlands Construídos Verticais empregados no tratamento de esgoto sanitário.

1.1.2 Objetivos Específicos

- Avaliar comparativamente o desempenho de remoção de matéria orgânica carbonácea, nitrogênio e fósforo e sólidos presentes em esgoto sanitário submetido ao tratamento em duas modalidades de Wetlands Construídos Verticais.
- Correlacionar a influência do regime hidráulico aplicado aos Wetlands Construídos Verticais com a performance de tratamento.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1. Aplicabilidade dos Wetlands Construídos como alternativa ao tratamento de esgotos

Por muitos anos no Brasil, os investimentos públicos em ações de saneamento básico concentraram-se nos grandes centros urbanos, considerados os impulsores da economia. As populações rurais, pequenos municípios e povos tradicionais permaneciam, e permanecem, à margem do Estado brasileiro, carecendo de ações e serviços públicos em todas as áreas fundamentais para o desenvolvimento humano, inclusive saneamento básico (BRASIL, 2019).

Este cenário não atende aos compromissos internacionais e nacionais referentes aos direitos humanos à água e saneamento, estabelecidos pela Organização das Nações Unidas na Resolução nº 64/292 (ONU, 2010) e pela Constituição Federal Brasileira em seu artigo nº 196 (BRASIL, 1988). Deste modo, faz-se necessário a adoção de tecnologias de saneamento básico nessas comunidades que busquem seguir os princípios da sustentabilidade, sendo economicamente viáveis, ambientalmente adequadas e socialmente aceitas pela população (TONETTI et al., 2018).

Sezerino et al. (2018) afirmam que em comunidades com reduzida densidade populacional e potenciais particularidades de relevo, a tarifação dos serviços de esgotamento sanitário, provavelmente, não seria suficiente para cobrir os custos de um modal centralizado de saneamento, tornando indispensável a busca por alternativas de tratamento que se localizem próximo da fonte geradora. Segundo Decezaro et al. (2018) a adoção de tecnologias de tratamento descentralizadas como os Wetlands Construídos (WC), é uma solução atraente para a universalização do saneamento no Brasil, onde uma parcela significativa da população vive em áreas rurais (cerca de 70,4 milhões de habitantes segundo o PNSR/2019) e carece de acesso a serviços centralizados de saneamento.

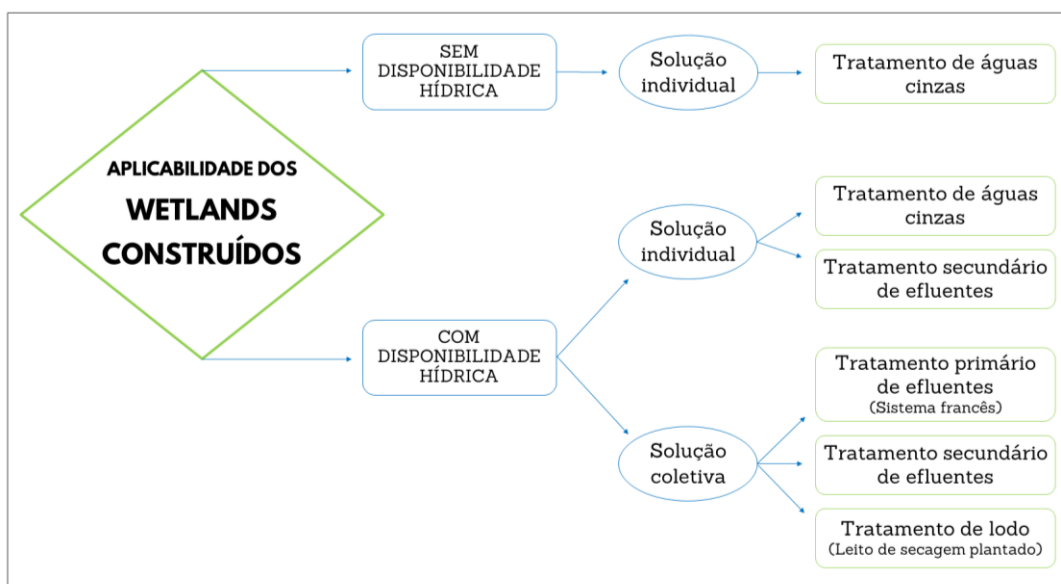
Além disso, o modo como a população ocupa o território tem forte relação com a adoção de soluções coletivas ou individuais de esgotamento sanitário, segundo o Programa Nacional de Saneamento Rural – PNSR quanto mais consolidadas as aglomerações, refletindo em maior economia de escala, maior a presença de soluções coletivas. Por outro lado, quanto mais dispersa a forma de ocupação do território, refletindo em domicílios isolados, maior a presença de soluções no lote, conhecidas como individuais (BRASIL, 2019).

Com base em seu *design* flexível, os Wetlands Construídos podem ser facilmente aplicados em diversas realidades, como solução individual ou coletiva de tratamento, podendo

atender uma ou várias unidades construtivas. Considerada uma alternativa extremamente apropriada do ponto de vista econômico e ambiental (STEFANAKIS et al. 2014)

O Programa Nacional de Saneamento Rural (PNSR/2019), insere os Wetlands Construídos como uma alternativa ao esgotamento sanitário em áreas rurais no Brasil, consolidando diversas modalidades da tecnologia e influenciando na disseminação da aplicação desses sistemas (Figura 1), para locais que apresentam disponibilidade hídrica para transporte dos esgotos, assim como, para localidades que não apresentam água para essa finalidade.

Figura 1: Aplicabilidade dos Wetlands Construídos segundo o Programa Nacional de Saneamento Rural (2019).



Fonte: Acervo GESAD (2021). Disponível em www.gesad.ufsc.br

Observa-se que como solução individual os WC são sugeridos exclusivamente para o tratamento da fase líquida (águas cinzas e tratamento secundário de águas com materiais fecais). Já como solução coletiva de tratamento, a tecnologia se apresenta como alternativa às fases líquidas (tratamento secundário de águas com materiais fecais e tratamento de esgoto bruto, com o sistema francês) e sólidas (por meio do leito de secagem plantado).

É fundamental que a tecnologia de tratamento escolhida, assim como a modalidade de WC a ser empregada, respeitem as diversidades ambientais, sociais, culturais, étnicas e regionais das comunidades, a fim de que estas se apropriem das técnicas de saneamento ajustadas ao seu cotidiano. É indispensável a participação popular na busca por soluções de

esgotamento sanitário, estimulando a adoção de uma tecnologia sustentável, que promova a recuperação de nutrientes e a produção de energia (BRASIL, 2019).

Neste contexto, percebe-se a recomendação da utilização dos Wetlands Construídos Verticais (WCV) para o tratamento de esgotos sanitários, tendo em vista a capacidade de remoção de matéria orgânica carbonácea, sólidos e, simultaneamente, propiciar a oxidação de compostos nitrogenados presentes nos esgotos submetidos ao tratamento, além de incentivar o reuso do efluente tratado.

2.2. Definição e classificação dos sistemas de Wetlands Construídos

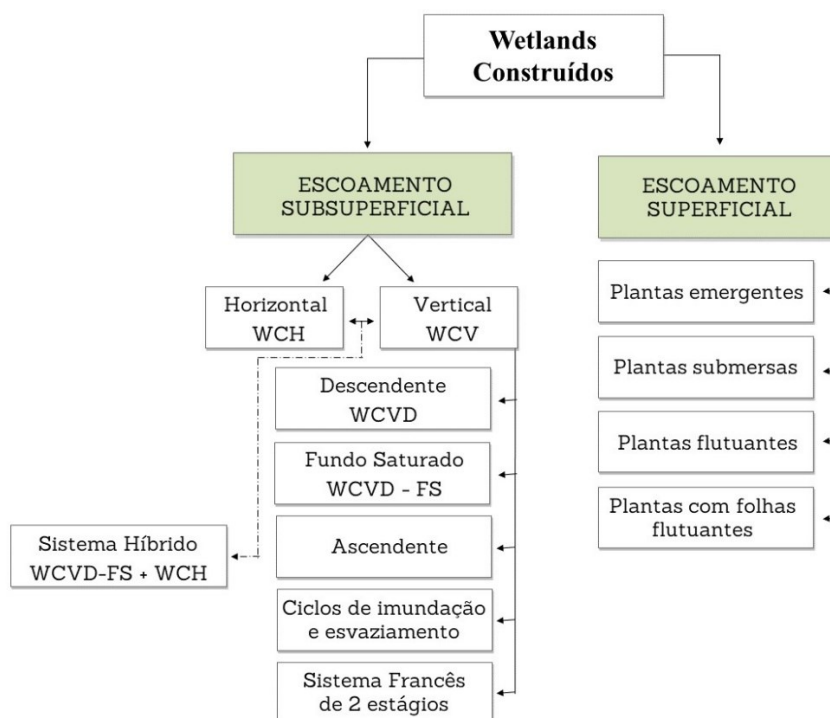
Os WC são uma tecnologia de tratamento de águas residuárias que visa recriar os fenômenos de depuração encontrados em ecossistemas de várzeas naturais, dispondo de processos complexos envolvendo mecanismos físicos, químicos e biológicos para remoção de poluentes (STEFANAKIS et al., 2014; COSTA et al., 2018). Os WC são projetados sob critérios de engenharia e as técnicas de construção variam de acordo com a característica do esgoto a ser tratado, da eficiência final desejada na remoção de poluentes, da área disponível e do interesse paisagístico (SEZERINO, 2006; SALATI et al., 2009).

Kadlec e Wallace (2009) definem que os WC podem ser divididos em dois grandes grupos (Figura 2), sendo: (i) Wetlands de fluxo superficial, que podem utilizar plantas flutuantes, submersas ou emergentes; (ii) Wetlands de fluxo subsuperficial, que podem ser classificados de acordo com a direção do fluxo, em horizontal ou vertical.

Os WC de escoamento subsuperficial vem sendo a modalidade comumente utilizada no Brasil, e apresentam como componentes de tratamento o material filtrante, as macrófitas e os microrganismos. Nos Wetlands Construídos Horizontais (WCH), o efluente submetido ao tratamento é introduzido no material filtrante de forma a induzir um fluxo horizontal no material filtrante. Já em Wetlands Construídos Verticais (WCV), há a aplicação de bateladas de afluente na forma de pulsos de alimentação, gerando uma percolação vertical ao longo do material filtrante, que pode ser ascendente, descendente, em ciclos de enchimento e descarte, ou até mesmo com a presença de uma saturação de fundo com o próprio esgoto a ser tratado. Além disso, podem ser utilizados sistemas híbridos, onde diferentes modalidades de WC são combinadas para otimizar a eficiência na remoção de poluentes específicos (ABOU-ELELA, 2017; USEPA, 2000).

Segundo Abou-Elela (2017) e Vymazal (2018) esses sistemas ganharam popularidade nas últimas quatro décadas como uma alternativa aos tratamentos convencionais, devido ao seu baixo custo de operação e manutenção, eficiência satisfatória na remoção de poluentes, capacidade de tratar variados tipos de efluentes (residenciais, comerciais e industriais de diversos ramos, como: lixiviados de aterros sanitários, refinarias de petróleo, indústrias têxtil, química e siderúrgica, vinícolas e aquicultura) e por ser considerada uma tecnologia verde.

Figura 2: Classificação dos Wetlands Construídos.



Fonte: Acervo GESAD (2021). Disponível em www.gesad.ufsc.br

Muitos estudos comprovam a eficiência que os sistemas de WC possuem na remoção de sólidos, matéria orgânica, nitrogênio e fósforo, além de metais e outros poluentes emergentes presentes nos esgotos afluentes submetidos ao tratamento (BRIX e ARIAS, 2005; WU et al., 2016).

2.2.1. Wetlands Construídos Verticais Descendentes – WCVD

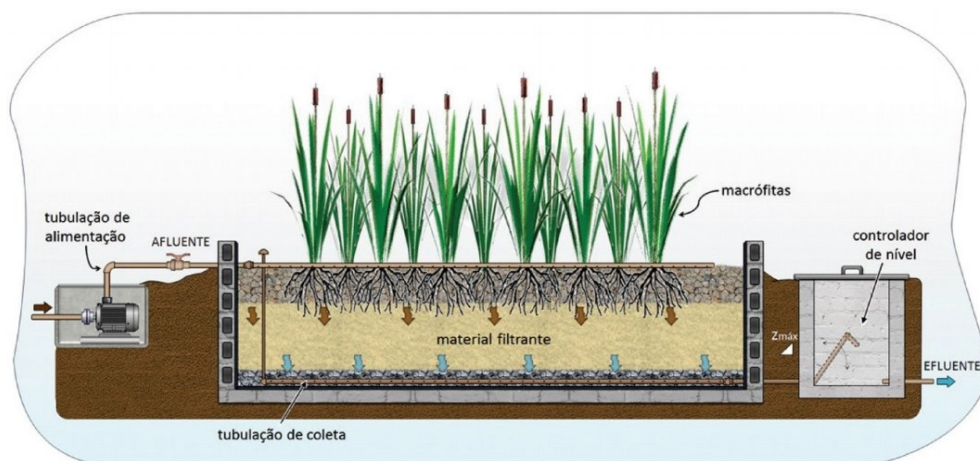
A tecnologia de Wetland Construídos Verticais Descendentes (WCVD) são considerados uma das alternativas mais promissoras para o tratamento descentralizado de efluentes. Estes sistemas foram inicialmente desenvolvidos por Seidel em 1965 como uma

tecnologia de tratamento intermediária, sendo aplicado como pós-tratamento de tanque séptico e prévio a um WCH (STEFANAKIS; TSIHRINTZIS; AKRATOS, 2014).

Entretanto, foi na década de 1990 que a tecnologia teve sua aplicação difundida, decorrente do estreitamento das legislações ambientais no quesito nitrogênio, e da percepção de que esses sistemas apresentam uma alta capacidade de transferência de oxigênio, sendo esta sua principal vantagem, pois consegue propiciar a oxidação do nitrogênio amoniacal de forma eficiente (DOTRO et al, 2017; VYMAZAL, 2018).

Em todas as variantes de WCV a aplicação do efluente no material filtrante é realizada de forma intermitente, em pulsos. Em um WCVD (Figura 3), a distribuição ocorre pela superfície do sistema. Ao final do processo, o efluente tratado é coletado através de tubulações de drenagem localizadas na parte inferior do sistema (KADLEC e WALLACE, 2009; VYMAZAL 2018).

Figura 3: Configuração esquemática em perfil do Wetland Construído Vertical Descendente.



Fonte: Sezerino et al. (2018).

Os processos de tratamento ocorrem na medida que o efluente se infiltra no material filtrante. Segundo Vymazal (2018) há dois fatores importantes a se considerar no projeto de um WCV, quais sejam:

- I. O sistema deve drenar o efluente aplicado antes do início do pulso seguinte, mas mantendo, contudo, um tempo de retenção hidráulica (TRH) que propicie o tratamento por meio do contato entre o efluente e a biomassa formada no meio filtrante;

- II. A área disponível deve ser suficiente para que ocorram os mecanismos de transferência de oxigênio e o crescimento bacteriano.

Entretanto, como a remoção do nitrogênio total nessa modalidade de WC ainda é limitada, pois o sistema apresenta um restrito potencial de desnitrificação devido a ausência de condições anóxicas/anaeróbias no meio (SAEED e SUN, 2012; VYMAZAL, 2013). Diante disso, há modificações operacionais que podem ser feitas, visando uma melhor adequação da tecnologia à finalidade de tratamento. Os sistemas com saturação parcial do leito (PELLISSARI et al., 2018), recirculação do efluente final (DECEZARO et al., 2019), sistema híbrido de WCVD seguido de WCH (ROUSSO et al., 2019) e *tidal flow* (HU et al., 2014) são alternativas que vêm sendo amplamente utilizadas no tratamento de efluentes. Além disso, pode-se recorrer a utilização de um material filtrante que promova maior adsorção do nitrogênio (SAEED e SUN, 2011) e a poda das macrófitas em curtos períodos de tempo, a fim de estimular a capacidade de absorção do nutriente pela planta (SAWAITTAYOTHIN e POLPRASERT, 2007).

Dentre as estratégias citadas, a saturação parcial do leito se destaca por não demandar requerimento energético e áreas territoriais extras. Essa modificação é conhecida como Wetland Construído Vertical de escoamento descendente com fundo saturado (WCVD-FS). Com as alterações necessárias, o projeto e a operação da tecnologia podem ser otimizados para fornecer oxigênio suficiente para oxidação de amônia e criar condições anóxicas/anaeróbias para desnitrificação (ALMEIDA et al., 2019).

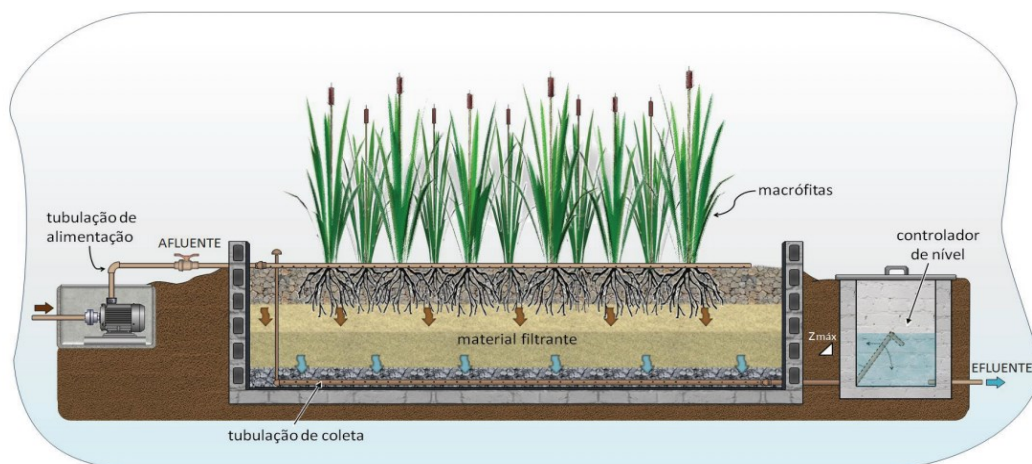
2.2.2. Wetlands Construídos Verticais Descendentes com fundo saturado – WCVD-FS

Inúmeros estudos já relataram a baixa potencialidade de desnitrificação em WCVD por esses sistemas apresentarem maior taxa de oxigenação, fator que não favorece o crescimento de microrganismos desnitrificantes, surgindo a necessidade de aplicar novos métodos com a intenção de otimizar as remoções nitrogênio total, fósforo e matéria orgânica. A operação utilizando a estratégia de WCVD-FS é uma alternativa que propicia a formação de zonas aeróbias, anaeróbias e anóxicas ao longo do leito filtrante, potencializando as remoções de nitrogênio total (PELLISSARI et al., 2017; SEZERINO et al., 2018).

O funcionamento ideal do sistema de WCVD-FS depende de inúmeros parâmetros, como: profundidade do fundo saturado, tempo de retenção hidráulica, pH e temperatura, carga orgânica e hidráulica aplicada, configuração e *design* do sistema. Sendo que modificações na concepção podem resultar em variações nas eficiências de remoção de diferentes contaminantes (SILVEIRA, et al., 2015; KADLEC e WALLACE, 2009)

Na Figura 4 é possível observar a configuração do WCVD-FS. O efluente é introduzido no topo do leito com distribuição uniforme. Com um anteparo hidráulico apropriado na saída, o nível da água dentro do leito é mantido alguns centímetros abaixo da superfície. O tempo de retenção hidráulico (TRH) resultante propicia a remoção de vários poluentes, devido ao aumento do tempo de contato entre o efluente a ser tratado e os componentes do sistema (STEFANAKIS; TSIHRINTZIS; AKRATOS, 2014).

Figura 4: Configuração esquemática em perfil de um Wetland Construído Vertical Descendente com Fundo Saturado.



Fonte: Sezerino et al. (2018).

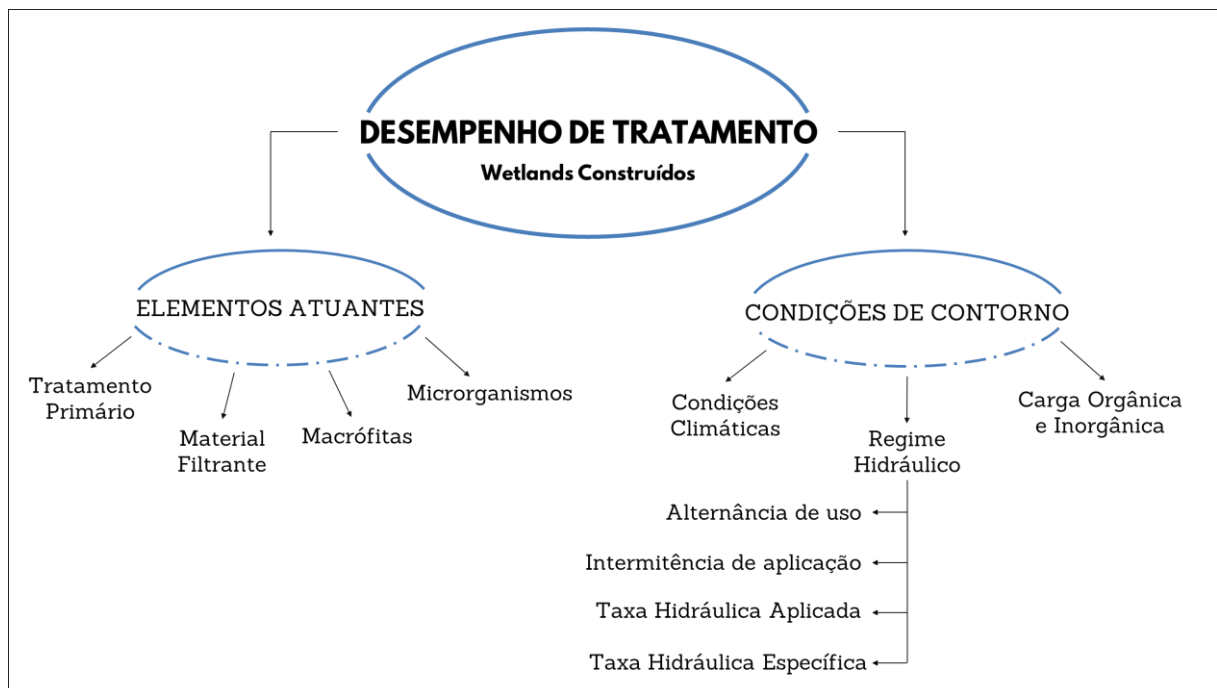
Pelissari (2018) em seu estudo com WCVD-FS, verificou que em comparação ao WCVD clássico (com fluxo livre) houveram poucas diferenças em relação a remoção de carbono orgânico dissolvido (COD), sólidos suspensos totais (SST) e nitrogênio amoniacal, este último indica que a saturação parcial do leito não afeta o processo de nitrificação. Quando avaliada a concentração de nitrogênio total, verificou-se uma menor quantidade no efluente tratado pelo WCVD-FS, indicando que o processo de desnitrificação ocorreu com melhor eficiência pela presença do fundo saturado.

2.3. Condições de contorno operacionais e sua influência no desempenho de tratamento de efluentes em Wetlands Construídos Verticais

O desempenho de tratamento da tecnologia de WC está intrinsicamente ligado às características dos elementos atuantes no sistema e às condições de contorno nas quais os módulos construídos estão submetidos, conforme descrito na Figura 5.

A eficiência obtida com a tecnologia de tratamento primário, as características físicas e químicas do material filtrante e as espécies de macrófitas escolhidas, assim como a microbiota formada no módulo, fazem parte dos elementos fundamentais de tratamento dessa tecnologia.

Figura 5: Representação da relação entre os elementos atuantes e as condições de contorno empregadas em WC para com o desempenho de tratamento de esgoto.



Fonte: Sezerino et al. (2021).

Do mesmo modo, as condições climáticas e de carga nas quais o sistema construído é submetido, e o modo de alimentação escolhido para compor o regime hidráulico, possuem extrema importância, pois influem nos mecanismos de redução das cargas de contaminantes e no prolongamento da vida útil do módulo de tratamento.

Tendo em vista a melhoria contínua da tecnologia, a busca por aprimoramento dos parâmetros e faixas utilizadas no regime hidráulico se faz necessário. A escolha da composição

do regime hidráulico cabe ao projetista, sendo influenciada pela disponibilidade de área construtiva, concentração de poluentes no esgoto a ser tratado, vazão afluyente, finalidade do tratamento, tipo de substrato disponível e características da localidade de implantação (WEERAKOON et al., 2013).

2.3.1. Regime hidráulico

Dentre as condições de contorno aplicadas em sistemas WC o regime hidráulico apresenta grande destaque, pois vem direcionando à escolha da modalidade e o dimensionamento da tecnologia, delimitando vazões de projeto, determinando a potência requerida de bombas de alimentação dos módulos e o TRH no qual o efluente a ser tratado será submetido (von SPERLING e SEZERINO, 2018).

O regime hidráulico possui influência sobre as condições oxidativas e redutoras no interior do módulo, e um efeito direto na atividade dos microrganismos presentes na rizosfera e ao longo do perfil vertical do maciço filtrante, sendo, portanto, um parâmetro fundamental para maximizar o desempenho de tratamento em WC. Alterações no regime hidráulico podem ser realizadas para favorecer uma faixa redox desejada, visando uma via específica de remoção de poluentes (FAULWETTER et al., 2009; PELISSARI et al., 2016; WU et al., 2016). Além disso, em WCVD os processos de difusão e convecção do oxigênio dependem do regime hidráulico, especialmente do volume de esgoto aplicado durante o pulso e da alternância e intermitência de aplicação do esgoto no sistema (MOLLE et al., 2006; TORRENS et al., 2009; ÁVILA et al. 2014).

Segundo Yang et al. (2017) entender o comportamento hidráulico é de grande importância na avaliação do desempenho de WC, pois o tempo de retenção hidráulica também é diretamente influenciado pelo regime hidráulico aplicado. Weerakoon et al. (2013) afirmam que TRH mais longos oferecem proteção contra variações de carga de poluentes e, geralmente, resultam em melhor remoção de poluentes. No entanto, a utilização de um TRH mais longo, demanda maior área construtiva para o módulo de WC, o que pode ser uma grande desvantagem para algumas localidades (DEBLINA e BRIJ, 2010).

Nesse contexto, Li et al. (2018) justificam que o ajuste do regime hidráulico aplicado conforme a necessidade de tratamento é uma alternativa sem custo adicional, gerada pela adição

de um aparato controlador de nível na saída do módulo, que visa melhorar o desempenho de tratamento em Wetlands Construídos Verticais.

2.3.1.1. Taxa hidráulica (TH)

A taxa hidráulica ou carga hidráulica corresponde a vazão média diária afluyente ao WC aplicada sobre a área superficial requerida do módulo (Equação 1). A TH é um parâmetro comumente utilizado para determinar as dimensões de WC e também pode ser definida como o volume específico de efluente aplicado no módulo (SHARIF; WESTERHOFF; HERCKES, 2014).

$$TH = \frac{Q_{in}}{A}$$

(Equação 1)

Sendo,

TH: Taxa hidráulica ($m^3 \cdot m^{-2} \cdot dia^{-1}$);

Q_{in} : Vazão média afluyente ($m^3 \cdot dia^{-1}$);

A: Área superficial requerida (m^2).

Os WCVD são indicados para promover a remoção de matéria orgânica carbonácea e nitrificação, e o satisfatório desempenho no tratamento desses poluentes é alcançado devido ao suprimento de oxigênio fornecido pela alimentação intermitente e pelo controle da taxa hidráulica aplicada (KADLEC e WALLACE, 2009; DECEZARO et al.; 2019). A TH apresenta influência na taxa de consumo e transferência de oxigênio em WCVD, deste modo, se faz necessário conhecer as vazões máximas e mínimas aplicadas no sistema e estabelecer uma TH que permita a boa distribuição e acomodação do esgoto durante o pulso (COOPER, 2005).

Apesar do satisfatório desempenho de tratamento alcançado em WCVD, normalmente a tecnologia exige uma operação com baixa TH, demandando maior disponibilidade de área. Ressalta-se que operar um WCVD com alta TH por um longo período de tempo, pode afetar a remoção de compostos, especialmente aqueles com alta dependência do status redox do módulo ou da adsorção no meio filtrante, sendo o caso do nitrogênio amoniacal, nitrogênio nitrato e da

demanda química de oxigênio (ÁVILA et al., 2014; SHARIF; WESTERHOFF; HERCKES, 2014).

2.3.1.2. Taxa Hidráulica Específica (THE)

Segundo von Sperling e Sezerino (2018) em WCVD se faz necessário definir o número de pulsos (bateladas) que serão aplicados por dia e o volume que terá cada pulso (m^3). Além disso, atualmente alguns estudos já citam a necessidade de se verificar a Taxa Hidráulica Específica (THE) que ocorre durante a aplicação do pulso no módulo (NIVALA et al, 2018).

A Taxa Hidráulica Específica ou Taxa Hidráulica Instantânea, corresponde a vazão da bomba de alimentação, sobre a área requerida do módulo de WC. Na Equação 2, observa-se a fórmula correspondente.

$$THE = \frac{Q_b}{A}$$

(Equação 2)

Sendo,

THE: Taxa hidráulica específica ($L.m^{-2}.min^{-1}$);

Q_b : Vazão da bomba ($L.min^{-1}$);

A: Área superficial requerida (m^2).

Recentemente a Associação Alemã de Águas, Efluentes e Resíduos – DWA, baseada em uma ampla gama de experiências obtidas na Alemanha e na Europa, publicou uma nova regulamentação para o dimensionamento, construção e operação de WC, abordando critérios para os WCVD, utilizando areia como meio suporte. A norma sugere utilização da tecnologia para pequenas comunidades (população equivalente variando de 4 a 50 pessoas) e as faixas recomendadas seguem descritas (NIVALA et. al, 2018):

- Carregamento orgânico médio: $\leq 20 \text{ g.DQO}.m^{-2}.d^{-1}$;
- Carregamento hidráulico ou Taxa hidráulica (TH) média: $\leq 80 \text{ L}.m^{-2}.d^{-1}$;
- Intermitência entre pulsos: ≥ 6 horas;
- Volume específico do pulso: 10 a $20 \text{ L}.m^{-2}$;
- Taxa hidráulica específica (THE): $\geq 6 \text{ L}.m^{-2}.min^{-1}$.

A THE influi diretamente no dimensionamento da bomba ou sifão responsável pela aplicação do esgoto afluyente ao WC durante o pulso (von SPERLING e SEZERINO, 2018). Assim, com o controle dessa condição de contorno pode-se definir o requerimento de energia elétrica e potência da bomba de recalque do afluyente ao módulo de Wetlands. No Brasil valores distintos de THE vêm sendo descritos, de onde recentemente Bassani et al (2021) discutem as eficiências de remoção com a aplicação de uma THE de 4, 8 e 10 L m⁻² min⁻¹.

Observa-se que com uma THE mais alta há uma maior exigência de potência do conjunto motor bomba, e tendo em vista que bombas mais potentes representam um maior custo de implantação e operação, a possibilidade de reduzir o requerimento de potência a partir da delimitação inicial do THE aplicado no módulo de WCVD pode auxiliar na redução de custos, principalmente para plantas de tratamento com equivalentes populacionais maiores.

2.3.1.3. Alternância e intermitência de alimentação do esgoto afluyente ao módulo de WC

Nos WCVD a transferência de oxigênio ocorre naturalmente, sem necessidade de fontes externas de energia (DECEZARO et al., 2019). Os mecanismos de suprimento de oxigênio são bastante complexos, entretanto pode-se destacar três vias de fornecimento efetivo, a convecção, que ocorre durante a aplicação do efluente no sistema, a difusão atmosférica, que se faz presente nos períodos de descanso do material filtrante e a liberação radicular de oxigênio pelas macrófitas (LIU et al., 2016; BRIX et al, 2000).

Segundo Platzer (1999) o mecanismo de convecção faz com que o oxigênio atmosférico entre no sistema durante a aplicação do esgoto devido a existência de um gradiente de pressão entre o ar e o material filtrante, podendo ter sua massa de O₂ transferida calculada pela carga hidráulica aplicada no sistema. Platzer e Mauch (1997) afirmam que se o tempo entre o início da aplicação do esgoto e a infiltração completa ao longo de toda a área superficial for curto (menor do que 10 minutos), o volume aplicado é igual ao volume de ar que entra no filtro, cerca de 300 mgO₂.L⁻¹.

Já a transferência de oxigênio por difusão que ocorre nos períodos de descanso do leito é influenciada pelo regime de alternância de alimentação entre sistemas e pelo regime intermitente (TORRENS et al., 2009; DECEZARO et al., 2019). Tanner et al. (2002) estimam que a difusão de oxigênio em WC de fluxo subsuperficial é da ordem de 0,11 gO₂.m⁻².d⁻¹. Platzer (1999) afirma que quando aplicado taxas hidráulicas reduzidas ou concentrações muito

altas, a entrada de oxigênio por difusão desempenha um papel importante para o equilíbrio de oxigênio no leito.

O regime intermitente de aplicação do esgoto no leito filtrante, corresponde ao tempo entre os intervalos de dosagem do esgoto. Esta condição de contorno é responsável pelas maiores taxas de transferência de oxigênio ao sistema, pois tanto a convecção quanto a difusão são mecanismos dependentes do número de pulsos aplicados ao dia (DECEZARO et al., 2019; KAYSER e KUNST, 2005). A escolha da quantidade de pulsos diários de efluente que será aplicada no WCVD pode regular a carga hidráulica aplicada, as velocidades de fluxo no filtro, o tempo de contato entre poluentes e o biofilme, assim como o transporte de oxigênio, se mostrando uma condição operacional importante (MARTÍ et al., 2018).

O consumo de oxigênio que ocorre no sistema após a aplicação do efluente, deve ser compensado pela transferência de oxigênio que se dá antes do início da próxima alimentação. Entretanto, Kayser e Kunst (2005) observaram que quando se aplica uma alta TH (acima de $160 \text{ L.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$) com períodos entre pulsos de 3 horas, o descanso não é suficiente para gerar um balanço positivo de oxigênio no leito, que aliado a uma operação permanente pode levar a uma severa redução de oxigênio no filtro e risco de colmatação.

Martí et al. (2018) afirmam que a aplicação de mais pulsos por dia, com um intervalo de carregamento regular, garante uma menor carga hidráulica e orgânica em cada carregamento, assim como, velocidades de fluxo mais baixas no filtro, aumento do tempo de contato entre poluentes e bactérias e melhor remoção de DQO.

Hua et al. (2017) afirmam que a determinação da duração do período de alternância entre WCVD deve basear-se no tempo necessário para que o oxigênio preencha completamente os poros do leito filtrante, de forma a promover maior oxidação de compostos e biofilme, adiando o fenômeno de colmatação, e assim prolongando a vida útil do sistema.

Hua et al. (2017) avaliaram que as profundidades de penetração de oxigênio no material filtrante (areia grossa) após repouso de 1, 3, 7 e 10 dias, foram de 10, 15, 20 e 30 cm, respectivamente, indicando que a entrada de oxigênio durante o primeiro dia de repouso foi suficiente apenas para o consumo de microrganismos na superfície de 10 cm de profundidade. Após 10 dias de descanso, a transferência de oxigênio no leito foi suficiente para realizar a mineralização da biomassa e ainda ficar com saldo positivo de O_2 no leito.

2.4. Transformação e remoção de matéria orgânica carbonácea em Wetlands Construídos

Verticais

A matéria orgânica presente nos esgotos apresenta grande importância ambiental, sendo a causadora do principal problema de poluição dos corpos hídricos, a depleção de oxigênio dissolvido que leva à morte de organismos aquáticos. As substâncias orgânicas contidas nos esgotos são constituídas principalmente por proteínas (40 a 60%); carboidratos (25 a 50%); gorduras e óleos (8 a 12%), além de ureia, surfactantes, fenóis, pesticidas, metais e outros poluentes em menor quantidade (METCALF e EDDY, 2003; von SPERLING, 2005).

Para monitoramento do tratamento de esgotos, podem ser adotados métodos diretos ou indiretos de determinação da matéria orgânica, sendo eles: Medição do Carbono Orgânico Total (COT), Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e Demanda Química de Oxigênio (DQO). A Resolução CONAMA nº430/2011 limita a concentração de DBO_5 em 120 mg.L^{-1} , sendo que este limite somente poderá ser ultrapassado caso o tratamento apresente uma eficiência de remoção mínima de 60%, ou mediante estudo de autodepuração do corpo hídrico que comprove atendimento às metas do enquadramento do corpo receptor (BRASIL, 2011).

Diante desse requisito de tratamento exigido no Brasil, a ecotecnologia de Wetlands Construídos combinada com tratamento primário surge como uma alternativa ao esgotamento sanitário, visto que apresentam eficiências de remoção de matéria orgânica superiores a 80% (BASSANI et al., 2021). Os processos de remoção e transformação da matéria orgânica carbonácea em WCVD pode se dar de duas formas, por meio de processos aeróbios ou anaeróbios/anóxicos, sendo que em WCVD-FS ambos processos são favorecidos pelas variadas condições redox do leito (SAEED; SUN, 2012; STEFANAKIS; TSIHRINTZIS; AKRATOS, 2014; BASSANI et al. 2021)

A carga orgânica aplicada no módulo de WCV é considerada o parâmetro mais importante no dimensionamento dos Wetlands Construídos, definindo requisitos de área e taxa hidráulica, além de influenciar frequentemente nos processos clássicos de remoção e transformação do nitrogênio (SAEED e SUN, 2012; Von SPERLING e SEZERINO, 2018).

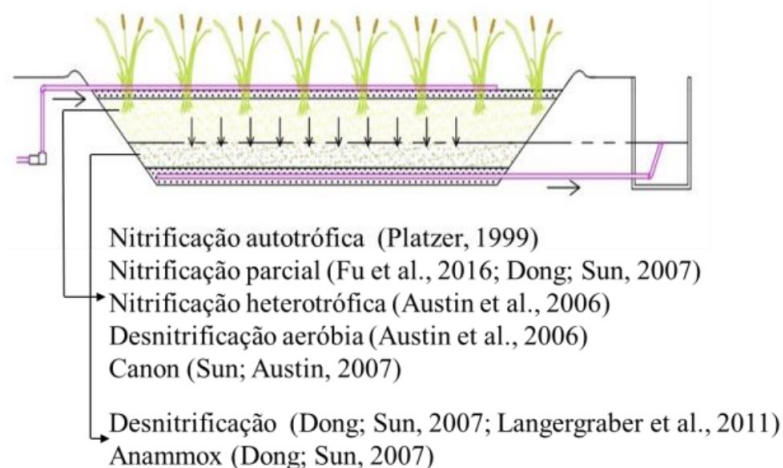
von Sperling e Sezerino (2018) sugerem uma faixa de carga orgânica superficial aplicada de $10 \text{ a } 20 \text{ gDQO.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$, ressaltando que valores mais elevados poderão ser adotados, principalmente em locais quentes, desde que sejam respaldados por operações exitosas, em escala real, de longo prazo e com monitoramento adequado em suas respectivas regiões.

2.5. Transformação e remoção de nitrogênio em Wetlands Construídos Verticais

A modalidade de WCV é mundialmente aplicada como tratamento visando a transformação e remoção do nitrogênio dos efluentes. A nitrificação seguida de desnitrificação são os principais processos microbiológicos responsáveis pela remoção de nitrogênio presente nos esgotos submetidos ao tratamento em Wetlands Construídos Verticais. Entretanto, a remoção de nitrogênio total pode ser reforçada com a criação de uma zona saturada e uma fonte de carbono. Assim, a aplicação da tecnologia utilizando a estratégia de WCVD-FS é uma alternativa operacional que propicia a formação extra de zonas anaeróbias e anóxicas ao longo do leito filtrante, elevando as vias de remoção e transformação de nitrogênio (JONG e TANG, 2016; PELISSARI et al., 2017; SEZERINO et al., 2018).

Assim, levando em consideração a presença de zonas aeróbias em um WCVD (parcela superior e insaturada do módulo) e as zonas anaeróbias/anóxicas de um WCVD-FS (parcela inferior e saturada do módulo), várias são as vias de transformação passíveis de se desenvolver nessa configuração (Figura 6) (HADAD et al., 2006; PELISSARI, 2017).

Figura 6: Vias de transformação do nitrogênio destacadas na literatura, passivas de ocorrer em Wetlands Construídos Verticais Descendentes com Fundo saturado.



Fonte: Pelissari (2017)

Atualmente, pode-se evidenciar nas diversas modalidades de WC além da clássica nitrificação e desnitrificação, a nitrificação e desnitrificação parcial, o processo Anammox (do inglês *anaerobic ammonium oxidation*), o processo Canon (do inglês *complete autotrophic*

nitrogen removal over nitrite), a nitrificação heterotrófica, a desnitrificação aeróbia, e nitrificação e desnitrificação simultâneas (PELISSARI, 2017).

As vantagens da nitrificação e desnitrificação parcial incluem aproximadamente 25% menos oxigênio e 40% menos requisitos de concentração orgânica, em comparação com o metabolismo tradicional de nitrificação e desnitrificação (JIANLONG e NING, 2004).

Praticamente todas as vias do ciclo do nitrogênio são ativas em WC. Além dos processos biológicos, ainda podem ocorrer processos físicos e químicos de remoção e transformação como: volatilização de amônia, adsorção, dessorção e troca iônica (STEFANAKIS et al., 2014; DOTRO et al, 2017).

No entanto, acredita-se que apenas algumas dessas vias contribuam significativamente para as transformações de nitrogênio e mecanismos de remoção importantes no tratamento de efluentes. A efetividade de cada mecanismo pode ser afetada pela configuração do módulo de tratamento, pelas variações de taxa hidráulica e carga (orgânica, nitrogenada ou de sólidos), pelo TRH, temperatura, tipo de macrófitas e propriedades do meio filtrante, e pelo potencial redox (AKRATOS e TSIHRINTZIS, 2007; KADLEC E WALLACE, 2009; DOTRO et al. 2017).

Pelissari (2018) estudou sistemas de WCVD-FS e verificou que em comparação com WCVD, houveram poucas diferenças em relação a remoção de carbono orgânico dissolvido, sólidos suspensos totais e nitrogênio amoniacal, este último indica que a saturação parcial do módulo não afeta o processo de nitrificação. Quando avaliada a concentração de compostos nitrogenados, verificou-se uma menor quantidade no efluente do sistema de WCVD-FS, indicando que o processo de desnitrificação ocorreu com melhor eficiência na presença do fundo saturado.

Huang (2017) define que as remoções de NT e $N-NH_4^+$ no sistema de WCVD-FS começou a ser prejudicada de forma significativa quando a altura do fundo saturado foi superior a 45cm. Pelissari (2018) obteve um decréscimo na remoção de NT quando ajustou a altura de saturação do sistema de 35cm para 45cm, relatando nitrificação ineficiente. Silveira et al. (2015) obtiveram eficiências na ordem de 56% para nitrificação e 85% para a desnitrificação, utilizando WCVD-FS com 25 cm de leito saturado. Estes estudos comprovam a influência da profundidade da zona saturada sobre os processos de transformação e remoção do nitrogênio.

Outro fator que influencia as remoções de nitrogênio total é o suprimento de carbono necessário ao processo de desnitrificação (VYMAZAL, 2005). Ray et al. (2015) afirmam que a quantidade de carbono influencia diretamente no crescimento das bactérias desnitrificantes.

Segundo Song et al. (2015), o tipo e a quantidade de carbono disponível aos sistemas têm efeitos distintos na cinética de desnitrificação e podem influenciar a emissão de N₂O (óxido nitroso).

De maneira geral, inúmeras rotas de transformação e remoção podem ocorrer em WCVD, conduzindo a tecnologia a um lugar de destaque na matriz de soluções para tratamento deste nutriente.

2.6. Transformação e remoção de fósforo em Wetlands Construídos

As técnicas de remoção biológica de fósforo em estações de tratamento de esgotos, se baseiam na capacidade de algumas bactérias heterotróficas de acumularem, dentro de sua célula, fosfato solubilizado na forma de polifosfatos. Entretanto, para que o processo ocorra efetivamente, há necessidade de se intercalar distintas condições redox (DU et al., 2017).

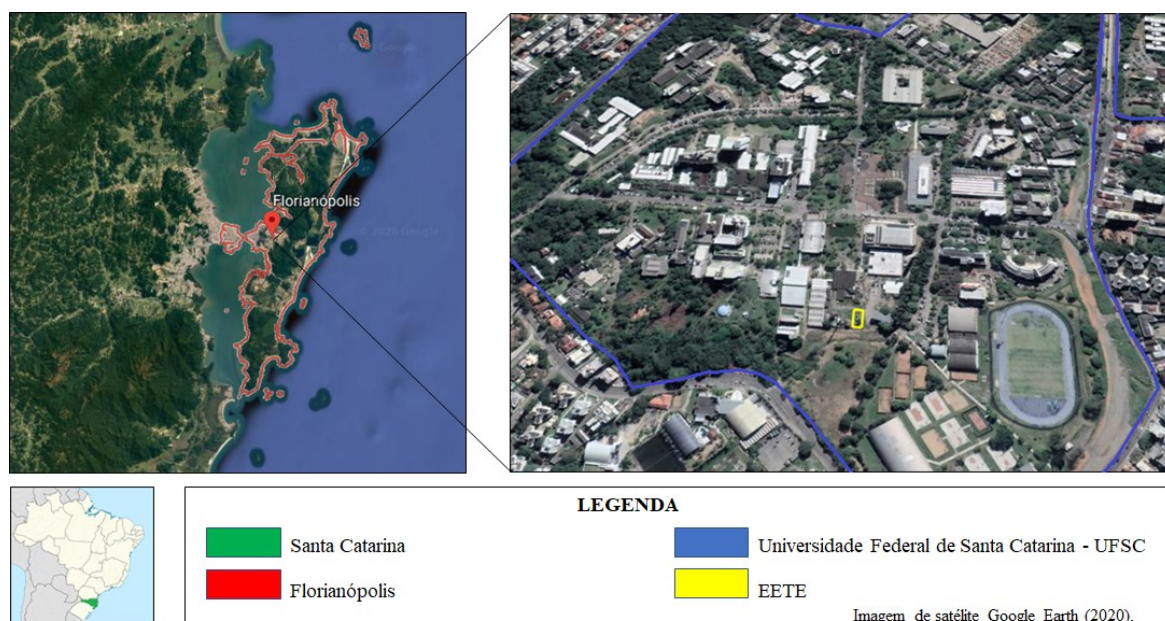
Em sistemas de Wetlands Construídos a remoção do fósforo está relacionada principalmente a precipitação e adsorção no material filtrante, e a fitoextração pelas macrófitas segundo o requerimento nutricional da espécie em questão. Sendo que sistemas combinados (WCVD + WCH) são mais indicados quando o objetivo principal do tratamento é a remoção de fósforo, visando propiciar condições para a remoção biológica e aumentar o TRH do efluente a ser tratado (METCALF e EDDY, 2003; MAZUCATO et al. 2020).

As eficiências de remoção do fósforo são normalmente mais altas no início de sua operação, mas decaem com o avanço do tempo, uma vez que é reduzida a disponibilidade dos minerais presentes no leito para reações químicas de precipitação; a macrófita apresenta uma absorção limitada por seu crescimento e corte da parte aérea; e o material filtrante tende a perder área adsortiva (BRIX et al, 2001).

3. MATERIAIS E MÉTODOS

O desenvolvimento desta pesquisa envolveu atividades de campo e análises em laboratório. As atividades de campo englobaram coletas de amostras dos dois módulos de WC, bem como o acompanhamento operacional da estação de tratamento. As atividades laboratoriais foram desenvolvidas nas dependências da UFSC, no Laboratório Integrado de Meio Ambiente – LIMA e no Laboratório do Grupo de Estudos em Saneamento Descentralizado – GESAD, ambos localizados no Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFSC. Os sistemas de Wetlands Construídos avaliados nesse trabalho localizam-se na Estação Experimental de Tratamento de Esgoto (EETE), dentro da área de 440 m² da Central Educacional de Tratamento de Esgoto Sanitário (CETESAN), campus Trindade, em Florianópolis/SC (Figura 7).

Figura 7: Localização da EETE/GESAD.



Fonte: Autor (2020).

A EETE entrou em operação dia 22 de junho de 2015, e desde então vem recebendo como afluente o esgoto sanitário proveniente da rede coletora de esgotos da bacia de escoamento do bairro Pantanal em Florianópolis/SC, sob a concessão da Companhia Catarinense de Águas e Saneamento (CASAN) (Figura 9). O esgoto bruto é recalcado por uma

bomba submersível que se encontra dentro de um Poço de Visita (PV) da referida rede coletora, nas proximidades da EETE, sendo encaminhado ao início do tratamento.

Como tratamento primário, a EETE apresenta um reator decanto-digestor tipo Tanque Séptico (TS), seguido de um Tanque Equalizador (TE) e, então, o esgoto segue por bombeamento para dois módulos de WCVD componentes da estação, sendo estes:

- Arranjo tecnológico 1 – Wetland Construído Vertical Descendente com Fundo Saturado (WCV-FS);
- Arranjo tecnológico 2 – Wetland Construído Vertical Descendente de Fluxo Livre (WCV-FL)

Após o tratamento realizado pelos módulos de WC, os efluentes destes são encaminhados a uma Caixa de Passagem (CP), retornando para a própria rede coletora em posição à jusante do bombeamento.

O TS foi dimensionado de acordo com a ABNT NBR 7229/1993 (ABNT, 1993), prevendo-se a contribuição de 5 ocupantes permanentes de uma residência de alto padrão, com uma limpeza do lodo digerido a cada dois anos.

Ambos arranjos tecnológicos foram dimensionados para operar sob um carregamento orgânico médio de 41 g DQO m⁻².d⁻¹, conforme estabelecido por Sezerino (2006), e visaram atender uma contribuição representativa de esgotos produzidos por uma residência unifamiliar de alto padrão de até 5 pessoas (160 L.d⁻¹ por pessoa, ou seja, 800 L.d⁻¹). Os WCVD são alimentados de forma intermitente com 3 a 4 pulsos diários, e uma alternância entre os períodos de alimentação e repouso de 3,5 dias.

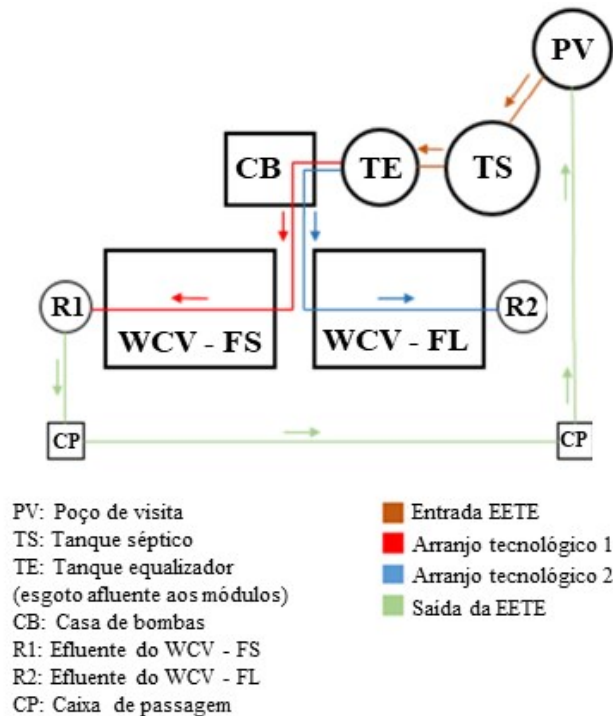
Os módulos de tratamento foram construídos sobre o solo, em alvenaria e com impermeabilização interna. Foram preenchidos com areia grossa como material filtrante ($d_{10} = 0,29$ mm; $d_{60} = 1,16$ mm; $d_{60}/d_{10} = 4,05$) e nas porções de entrada e saída a pedra brita nº1 foi escolhida para compor as camadas de distribuição e drenante. Ambos os módulos foram transplantados com a macrófita *Typha domingensis*, com uma densidade de plantas de 4 mudas por m². As dimensões dos sistemas de WC seguem descritas na Tabela 1.

Desde a *start up* a EETE foi submetida a modificações operacionais (como alterações de conjuntos moto bomba, tanques de tratamento primário e layout da rede de tubulações) e diferentes condições de contorno (clima, regime hidráulico, etc). Nesse contexto e visando avaliar o desempenho dos módulos de tratamento ao longo do tempo, parte dos dados utilizados são do banco de dados do GESAD, no qual pesquisadores anteriores do grupo coletaram

amostras em campo e analisaram, e parte foram levantados durante o período desde estudo de mestrado.

Os objetos desse trabalho são os módulos de WCV com fundo saturado e WCV de fluxo livre durante um período de 4 anos e 1 mês, sob 2 estratégias operacionais distintas (período I: junho/2015 a março/2017, e período II: abril/2017 a julho/2019), onde duas diferentes condições de regime hidráulico foram avaliadas, conforme demonstrado na Tabela 2.

Figura 8: Esquema representativo da EETE empregando a tecnologia de Wetlands Construídos. (a) Fluxograma de tratamento da estação; (b) Foto aérea da estação de tratamento.



Fonte: Acervo GESAD (2019). Disponível em www.gesad.ufsc.br

Por se tratar de uma estação experimental, todo efluente sanitário tratado por ambos sistemas retorna a rede coletora de esgotos da concessionária de saneamento, e segue para a Estação de Tratamento de Efluentes da mesma.

Tabela 1: Dimensões dos módulos de WCV componentes da EETE/GESAD.

Módulo	Área superficial	Profundidade do maciço filtrante	Altura de saturação de fundo
WCV – FS	7,5 m ²	75 cm	40 cm
WCV – FL	7,5 m ²	60 cm	-

Fonte: Autor (2020).

Tabela 2: Condições operacionais aplicadas ao WCV com fundo saturado e WCV de fluxo livre ao longo de 4 anos, com ênfase em dois períodos.

Condições operacionais	Período I (junho/2015 a março/2017)		Período II (abril/2017 a julho/2019)	
	WCV-FS	WCV-FL	WCV-FS	WCV-FL
Carregamento orgânico médio (g.DQO.m ⁻² .dia ⁻¹)	38		41	
Carregamento hidráulico médio (mm.dia ⁻¹)	77,7	71,7	103,2	102,8
Vazão média da bomba (L.s ⁻¹)	1,2	1	0,5	
Volume do pulso (L)	146	134	193	
Volume específico do pulso ou taxa hidráulica (L.m ⁻²)	19,5	17,9	26	
Taxa hidráulica específica (L.m ⁻² .min ⁻¹)	10	8	4	
Alternância (dias)	3,5		3,5	
Intermitência de alimentação (pulsos)*	3 a 4		3 a 4	

*A coleta de amostras para análise ocorreu sempre em dias com 4 pulsos.

Fonte: Autor (2021).

Observa-se que os períodos operacionais avaliados apresentaram semelhante carregamento orgânico aplicado, porém foram submetidos a diferentes valores de regime hidráulico, com alteração significativa entre os períodos I e II, nos quesitos carregamento hidráulico, volume de pulso e taxa hidráulica específica.

3.1. Monitoramento do desempenho de tratamento dos módulos de WCV

Para a composição dos dados primários deste estudo, foram utilizados os resultados das análises físico-químicas para monitoramento do desempenho de tratamento e caracterização dos esgotos afluente e efluente de cada módulo de WC estudado, contidos no banco de dados do GESAD. Na Tabela 3 apresentam-se os parâmetros avaliados e a metodologia empregada para cada análise.

Tabela 3: Parâmetros avaliados e metodologias empregadas no estudo

Parâmetro	Metodologia Empregada
P-PO ₄ ³⁻	Método colorimétrico ácido vanadomolibdofosfórico (APHA, 1998)
DBO ₅	Método manométrico (APHA, 2005).
DQO	Digestão em refluxo fechado – método colorimétrico, Leitura em espectrofotômetro HACH®, Standard Methods 5220D, (APHA,2005).
SST	Método gravimétrico, Standard Methods 2130B (APHA, 2005).
ST	método gravimétrico, Standard Methods, 2540F (Apha, 1998)
NT	Método colorimétrico – Digestão de persulfato – KIT HACH®, leitura em espectrofotômetro HACH®.
N-NH ₄ ⁺	Método colorimétrico de Nessler, leitura em espectrofotômetro HACH® (VOGEL, 1981).
N-NO ₂ ⁻	Método colorimétrico alfa-naftilamina, leitura em espectrofotômetro HACH® (APHA, 1998).
N-NO ₃ ⁻	Método colorimétrico ácido salicílico, leitura em espectrofotômetro HACH® (CATALDO, et al. 1975).

Fonte: Autor (2021).

As coletas das amostras foram realizadas em sua grande maioria com frequência quinzenal, sempre no período da manhã por volta das 8 horas, no momento da alimentação dos sistemas de Wetlands Construídos. Os pontos amostrados foram:

1. Pós Tanque Séptico (afluente aos dois arranjos tecnológicos);
2. Efluente tratado do WCV com fundo saturado;

3. Efluente tratado do WCV de fluxo livre.

Os parâmetros NT e DBO₅ foram analisados de forma unitária, e o restante das amostras coletadas foi analisado em duplicata, sendo utilizado o valor médio obtido para compor o conjunto de dados de concentração afluente e efluente aos módulos.

3.2. Análises estatísticas

Os resultados obtidos com o monitoramento físico-químico dos sistemas de Wetlands Construídos foram analisados por meio de estatística descritiva, com o auxílio dos Softwares Microsoft Excel[®] e R Studio.

Para avaliar o desempenho dos WCV ao longo dos períodos I e II, foram utilizados os valores de eficiência de remoção de poluentes, que segundo von Sperling et al. (2020) é uma variável amplamente aplicada para avaliar o desempenho de estações de tratamento. O conceito de eficiência de remoção segue representado na Equação 3. A utilização da variação percentual da remoção relativiza a relação entre concentração de poluentes aplicados e removidos, limitando a faixa de valores a serem analisados estatisticamente.

$$E(\%) = \frac{C_{in} - C_{out}}{C_{in}} \cdot 100$$

(Equação 3)

Sendo,

E : Eficiência de remoção (%);

C_{in} : Concentração de poluentes afluente (mg.L⁻¹);

C_{out} : Concentração de poluentes efluente (mg.L⁻¹).

Para composição dos conjuntos de dados foi realizada a identificação dos *outliers*, valores discrepantes com quantidades numéricas que se diferem consideravelmente da média do conjunto (valor 80% acima ou abaixo da média), e/ou que não se repetem mais de uma vez ao longo do período. Gráficos de dispersão foram utilizados para melhor visualização do período amostral. Para alguns parâmetros, critérios específicos foram adotados, no caso dos sólidos, DBO₅ e DQO, não se admitiu eficiência de remoção nula, deste modo, valores de concentração de saída maiores que a entrada foram excluídos, tendo em vista a influência do TRH para com

as coletas de amostras (entrada/saída) na tecnologia, onde o esgoto a ser tratado vai apresentar o início da curva de saída, horas depois da aplicação.

Deste modo, a fim de verificar se ocorrem diferenças significativas em relação ao desempenho de tratamento entre os períodos I e II e entre os módulos de WCV avaliados, etapas de testes estatísticos foram realizados. Pode-se observar na Figura 10 as 4 etapas percorridas durante as análises estatísticas de dados, sendo:

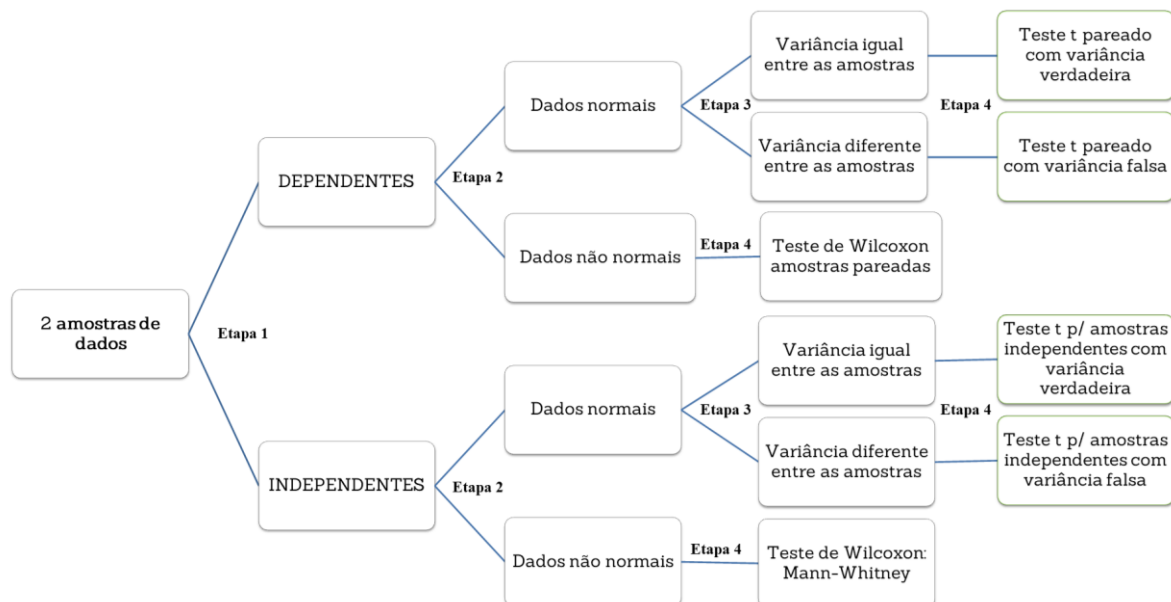
- Etapa 1 – Determinação da dependência do conjunto de dados.
- Etapa 2 – Verificação de normalidade dos dados: Teste de Shapiro-Wilk.
- Etapa 3 – Teste de variância para os conjuntos de dados normais: Teste F.
- Etapa 4 – Escolha do teste de hipóteses para cada conjunto de dados: Teste t ou Teste de Wilcoxon.

Todos os testes foram verificados com significância de $\alpha = 0,05$, implicando em um nível de confiança de 95%. As hipóteses testadas nos testes estatísticos foram:

H_0 : Não há diferença estatística entre as amostras ($p > 0,05$ aceita H_0);

H_1 : Há diferença estatística entre as amostras ($p < 0,05$ rejeita H_0).

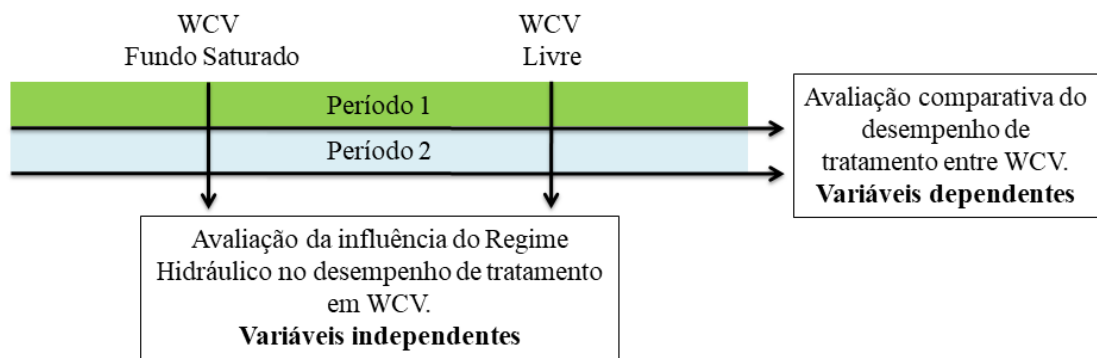
Figura 9: Fluxograma de escolha dos testes estatísticos utilizados.



Fonte: Autor (2021).

Foram realizadas 4 combinações para compor os testes estatísticos de hipóteses. Na Figura 10 pode-se observar a estratégia utilizada para composição das combinações, sendo que a determinação da dependência do conjunto de dados foi realizada conforme definição de von Sperling et al. (2020).

Figura 10: Estratégia para a análise estatística de hipóteses aplicáveis aos módulos WCV estudados.



Fonte: Autor (2021).

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

A discussão dos resultados deu-se em relação aos valores de carga e eficiência de remoção de concentração de poluentes presentes em esgoto sanitário submetido ao tratamento em módulos de WCV, durante 4 anos e 1 mês de monitoramento de performance, sob dois regimes hidráulicos distintos, considerando-se o afluentes aos WC como sendo o efluente líquido pós tanque séptico, bem como os efluentes tratados pelos módulos WCV-FL e WCV-FS. Para isso, os resultados são apresentados em 3 tópicos, conforme segue:

- i. síntese dos resultados estatísticos dos conjuntos de dados;
- ii. a avaliação comparativa entre o desempenho de tratamento do WCV de fluxo livre e com fundo saturado;
- iii. a avaliação da influência do regime hidráulico para com o desempenho de tratamento promovido pelos dois WCV para os períodos I e II;

3.3. Síntese dos resultados dos testes estatísticos

Os testes estatísticos foram utilizados de forma a auxiliar na interpretação dos dados de performance do tratamento, tendo em vista a longa base de dados disponibilizada pelo GESAD, porém não devem ser empregados como uma ferramenta isolada para interpretação e discussão dos resultados. Para isso levou-se em consideração as características de cada parâmetro e o regime hidráulico no qual os módulos estavam submetidos. Todos os testes foram feitos com os dados de eficiência de remoção de concentração dos poluentes.

As estatísticas descritivas de todos os dados avaliados de entrada e saída, em termos de concentração e carga de poluentes, agrupados em período I e II, podem ser consultadas nos apêndices 1 e 2.

Acerca da normalidade dos dados, na Tabela 4 seguem apresentados os valores obtidos. Os testes indicam que os conjuntos avaliados apresentam uma distribuição dos dados, onde 58% seguem uma distribuição normal e 42% não possuem uma distribuição normal.

Tabela 4: Resultados do teste de normalidade para ambos WCV nos períodos avaliados.

Parâmetro	WCV-FS		WCV-FL	
	Período I (junho/2015 a março/2017)	Período II (abril/2017 a julho/2019)	Período I (junho/2015 a março/2017)	Período II (abril/2017 a julho/2019)
SST	Não normal	Não normal	Não normal	Normal
p-valor	1,203e-10	9,856e-11	0,00000005624	0,2374
DQO	Não normal	Normal	Normal	Normal
p-valor	0,0003767	0,1938	0,06362	0,927
DBO₅	Normal	Normal	Não normal	Não normal
p-valor	0,07853	0,4443	0,001866	0,03462
NT	Normal	Normal	Normal	Não normal
p-valor	0,2521	0,1854	0,2527	0,02574
NH₄⁺ - N	Não normal	Não normal	Normal	Normal
p-valor	0,0002027	0,0396	0,0571	0,5916
PO₄³⁻ - P	Normal	Normal	Não normal	Normal
p-valor	0,0586	0,1474	0,01314	0,08333

Fonte: Autor (2021).

A avaliação da normalidade influi diretamente na frequência amostral das coletas e análises, onde alguns parâmetros tendem mais a normalidade, oferecendo uma remoção mais estável em torno da média, sem grandes surpresas na eficiência do tratamento, e outros parâmetros que tendem a uma não normalidade, necessitando compreender mais a fundo sobre o comportamento de remoção, a fim de traçar um perfil. Entende-se que ambos módulos apresentam vias estáveis de remoção de poluentes, com ênfase ao comportamento do WCV-FS.

Para os conjuntos normais independentes (mesmo módulo avaliado entre períodos) e dependentes (mesmo período comparando os módulos) verificou-se a variância existente (Tabela 5 e 6). As variâncias são uma medida de dispersão dos dados em relação à sua média, e quando avaliada entre dois conjuntos nos define se a distribuição segue homogênea (iguais) ou heterogênea (diferentes) entre eles.

Tabela 5: Resultado do teste de variância para os conjuntos normais independentes.

Parâmetro	WCV-FS	WCV-FL
SST	-	-
p-valor	-	-
DQO	-	Variâncias diferentes
p-valor	-	0,003136
DBO₅	Variâncias diferentes	-
p-valor	0,001464	-
NT	Variâncias iguais	-
p-valor	0,0693	-
NH₄⁺- N	-	Variâncias iguais
p-valor	-	0,4163
PO₄³⁻ - P	Variâncias iguais	-
p-valor	0,1741	-

Fonte: Autor (2021).

Tabela 6: Resultado do teste de variância para os conjuntos normais dependentes.

Parâmetro	Período I	Período II
SST	-	-
p-valor	-	-
DQO	-	Variâncias diferentes
p-valor	-	0.0003432
DBO₅	-	-
p-valor	-	-
NT	Variâncias iguais	-
p-valor	0.7382	-
NH₄⁺- N	-	-
p-valor	-	-
PO₄³⁻ - P	-	Variâncias diferentes
p-valor	-	0.01332

Fonte: Autor (2021).

Na Tabela 7 é possível verificar os resultados obtidos com os testes de hipóteses. Observa-se que com exceção dos sólidos suspensos totais no período I, os WCV com fundo saturado e de fluxo livre apresentaram diferença estatística significativa nas eficiências de remoção para todos os parâmetros, independente do regime hidráulico aplicado, enfatizando suas particularidades nos mecanismos de tratamento do esgoto sanitário.

Tabela 7: Resultados dos testes de hipóteses para as combinações avaliadas.

Parâmetro	Avaliação comparativa de desempenho entre WCV-FS e WCV-FL		Avaliação da influência do regime hidráulico entre períodos	
	Período I (junho/2015 a março/2017)	Período II (abril/2017 a julho/2019)	WCV-FL	WCV-FS
SST	✗	✓	✓	✗
DQO	✓	✓	✗	✗
DBO ₅	✓	✓	✗	✗
NT	✓	✓	✗	✗
NH ₄ ⁺ - N	✓	✓	✗	✗
PO ₄ ³⁻ - P	✓	✓	✓	✓

Nota: Não houve diferença significativa entre as amostras (✗); houve diferença significativa entre as amostras (✓).

Fonte: Autor (2021).

Em relação à variação do regime hidráulico, ambos WCV apresentaram diferença estatística significativa entre períodos em relação a eficiência de remoção de fósforo ortofosfato (P-PO₄³⁻), sendo que para o WCV-FL também houve variação significativa na remoção de sólidos suspensos totais. Destaca-se que o WCV-FS apresentou diferença estatística significativa para a remoção de fósforo ortofosfato, mesmo apresentando variância igual entre as médias nos períodos I e II.

Para os demais parâmetros, não houveram diferenças estatísticas significativas na performance de tratamento entre os períodos operacionais I e II. Esse resultado demonstra que para a faixa de valores avaliados, há pouca influência de algumas condições operacionais sobre a eficiência de remoção de poluentes nos WCV, podendo citar como condições o carregamento hidráulico médio, o volume de pulso e a taxa hidráulica específica (THE).

Na Tabela 8 seguem descritos os valores médios das concentrações, cargas e eficiências de remoção de matéria orgânica carbonácea, nutrientes e sólidos, para o WCV-FS e WCV-FL, separados entre os dois períodos operacionais, ao longo do tempo de monitoramento.

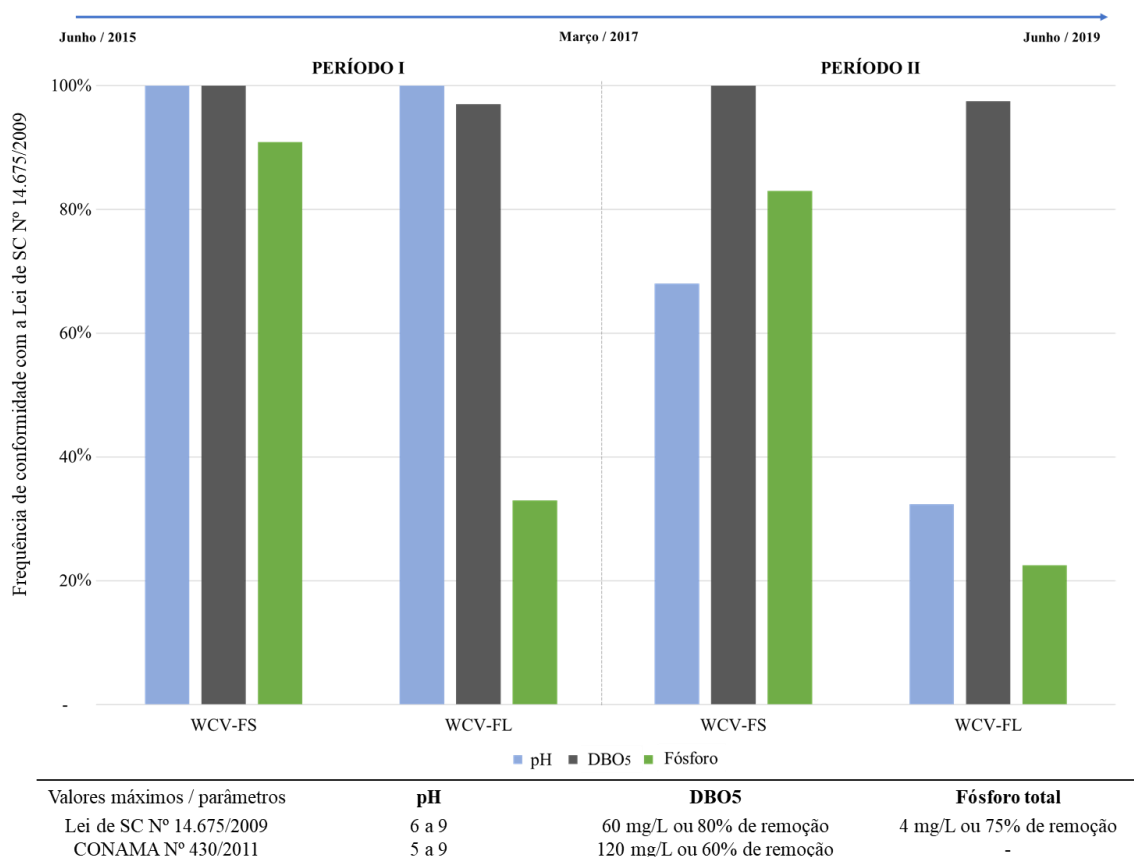
Tabela 8: Valores médios das concentrações, cargas e eficiências de remoção (desvio padrão) dos parâmetros avaliados – afluente e efluente aos Wetlands Construídos Verticais de fluxo livre (WCV-FL) e com fundo saturado (WCV-FS) durante quatro anos de operação.

Parâmetros	Período I (n= 48) (junho 2015 a março 2017)			Período II (n= 45) (abril 2017 a junho 2019)		
	Afluente	Efluente		Afluente	Efluente	
	Esgoto sanitário	WCV-FL	WCV-FS	Esgoto sanitário	WCV-FL	WCV-FS
pH	7,3 (0,2)	6,6 (0,4)	6,7 (0,4)	7,2 (0,4)	5,4 (0,4)	6,1 (0,4)
SST (mg L⁻¹)	47 (18)	3 (4)	2 (5)	77 (41)	9(6)	1 (2)
Carga Ap. (g m ⁻² d ⁻¹)	-	4 (1)	4 (1)	-	8 (4)	7 (4)
Carga Re. (g m ⁻² d ⁻¹)	-	3 (1)	3 (1)	-	6 (2)	7 (2)
Efic. Re. (%)	-	94 (10)	97 (8)	-	88 (7)	99 (2)
DQO (mg L⁻¹)	508 (157)	76 (38)	35 (19)	394 (78)	53 (17)	25 (8)
Carga Ap. (g m ⁻² d ⁻¹)	-	39 (12)	38 (12)	-	41 (8)	40 (8)
Carga Re. (g m ⁻² d ⁻¹)	-	34 (11)	34 (10)	-	36 (8)	37 (8)
Efic. Re. (%)	-	85 (7)	93 (4)	-	86 (4)	94 (2)
DBO₅ (mg L⁻¹)	275 (54)	38 (14)	28 (10)	290 (69)	36 (12)	26 (8)
Carga Ap. (g m ⁻² d ⁻¹)	-	22 (4)	21 (4)	-	31 (6)	30 (5)
Carga Re. (g m ⁻² d ⁻¹)	-	19 (4)	19 (4)	-	28 (6)	28 (5)
Efic. Re. (%)	-	87 (3)	90 (3)	-	87 (4)	91 (2)
NT (mg L⁻¹)	80 (16)	63 (19)	44 (10)	76 (26)	64 (23)	49 (20)
Carga Ap. (g m ⁻² d ⁻¹)	-	6 (1)	6 (1)	-	9 (3)	8 (3)
Carga Re. (g m ⁻² d ⁻¹)	-	2 (1)	3 (1)	-	3 (2)	4 (2)
Efic. Re. (%)	-	33 (10)	44 (11)	-	27 (14)	39 (16)
NH₄⁺-N (mg L⁻¹)	78 (13)	32 (10)	24 (11)	65 (14)	26 (9)	21 (9)
Carga Ap. (g m ⁻² d ⁻¹)	-	6 (1)	6 (1)	-	7 (2)	7 (1)
Carga Re. (g m ⁻² d ⁻¹)	-	4 (1)	4 (1)	-	2 (1)	5 (1)
Efic. Re. (%)	-	59 (12)	68 (16)	-	60 (9)	72 (8)
NO₂⁻-N (mg L⁻¹)	0,2 (0)	1,3 (1)	ND	0,1 (0)	0,7 (1)	ND
NO₃⁻-N (mg L⁻¹)	0,5 (1)	33 (17)	27 (15)	1,3 (1)	26 (9)	23 (9)
PO₄³⁻-P (mg L⁻¹)	32 (5)	9 (2)	5 (2)	37 (9)	11 (3)	7 (2)
Carga Ap. (g m ⁻² d ⁻¹)	-	2 (1)	2 (1)	-	4 (1)	4 (1)
Carga Re. (g m ⁻² d ⁻¹)	-	2 (1)	2 (1)	-	3 (1)	3 (1)
Efic. Re. (%)	-	72 (7)	85 (7)	-	69 (8)	80 (6)

Nota: número de amostras (n); carga aplicada (Carga Ap.); carga removida (Carga Re.); eficiência de remoção de concentração (Efic. Re.); não detectável (ND).

Observa-se que para o parâmetro DBO₅ o efluente tratado por ambos WCV se mostraram em acordo com o enquadramento das legislações federal (CONAMA 430/2011) e estadual – Santa Catarina (Lei N° 14.675/2009) sobre lançamento de efluentes sanitários. Na Figura 11 é possível verificar a frequência de conformidade à legislação estadual de SC ao longo do período amostral analisado, onde foram considerados em conformidade os efluentes tratados que se enquadraram nos valores máximos de concentração ou eficiência de remoção de acordo com a norma. A legislação estadual foi escolhida tendo em vista a localização da EETE e os valores mais restritivos.

Figura 11: Frequência de enquadramento na Lei estadual de SC N° 14.675/2009 do efluente tratado nos WCV ao longo de 4 anos de monitoramento.



Fonte: Autor (2021).

Houveram diferenças estatísticas significativas entre o pH de saída no período I e II, que apresentaram um decaimento ao longo do tempo, tanto para o WCV-FS quanto para WCV-FL. Esta redução do pH pode justificar o discreto aumento na eficiência média de remoção de N-

amoniaco no período II em ambos WCV (Tabela 8). Apesar de o N-NH_4^+ não ter apresentado diferença estatística significativa entre períodos, entende-se como um valor importante, que pode estar atrelado ao desenvolvimento dos microrganismos responsáveis pelos processos oxidativos de remoção e transformação do composto, pois durante as atividades nitrificantes o oxigênio é consumido e íons H^+ são liberados, o que resulta em uma diminuição do pH. Observa-se uma menor variação do pH no WCV-FS, que está associada à presença da saturação de fundo no módulo de WC e à atividade desnitrificante, que regula o pH, assim como a alcalinidade do módulo de tratamento (STEFANAKIS et al., 2014; LANGERGRABER et al. 2020). Evidencia-se a eventual necessidade de correção do pH do efluente tratado, previamente a disposição final, visando atender a legislação pertinente.

Em relação ao fósforo total a legislação estadual de Santa Catarina regula o lançamento do nutriente apenas em trechos de lagoas, lagunas e estuários. Observa-se um enquadramento parcial do efluente tratado pelos WCV, trazendo questionamentos sobre a estabilidade do tratamento perante a legislação.

Contudo, há que se direcionar para a potencialidade da utilização destes nutrientes presentes no efluente tratado nos WCV estudados como uma tendência de recuperação de recursos e economia circular aplicável às comunidades no entorno das estações que empregam a ecotecnologia dos Wetlands Construídos.

3.4. Avaliação comparativa de desempenho entre o WCV de fluxo livre e fundo saturado

Tendo em vista a diferença entre os processos de tratamento das variações de Wetlands Construídos Verticais, a comparação entre dois módulos distintos (livre e de fundo saturado), avaliados a longo prazo, pode direcionar para parâmetros e diretrizes de dimensionamento.

Na Tabela 9 seguem descritos os resultados obtidos acerca da comparação entre os módulos de WCV, aplicando os testes de hipóteses, sendo que para $p\text{-valor} < 0,05$ rejeita-se a hipótese nula H_0 , havendo diferença entre os parâmetros dos efluentes tratados nos respectivos sistemas.

Os WCV avaliados apresentaram igualdade de remoção de carga apenas para SST no período I, com eficiência média de remoção em termos de concentração variando entre 94% e 97% para o WCV-FL e WCV-FS, respectivamente. Esse fato pode estar atrelado ao início de operação da EETE, período onde há maior porosidade disponível no maciço filtrante para os

processos de sedimentação e adsorção (DONG e SUN, 2007; PARDE et al., 2021). No período II, a remoção em termos de concentração de SST no efluente do WCV-FL caiu para 88%, enquanto o WCV-FS manteve-se estável.

Tabela 9: Resultado dos testes de hipóteses entre os módulos de WCV para o período I e II.

Parâmetro	Período I (junho/2015 a março/2017)		Período II (abril/2017 a julho/2019)	
	Teste utilizado	p-valor	Teste utilizado	p-valor
SST	Wilcoxon	0,1099	Wilcoxon	0,0000001188
DQO	Wilcoxon	5,821e-11	Teste t	1,152e-14
DBO ₅	Wilcoxon	0,0000000241	Wilcoxon	0,0000006118
NT	Teste t	0,0002437	Wilcoxon	0,006403
NH ₄ ⁺ - N	Wilcoxon	0,0002881	Wilcoxon	0,0000008808
PO ₄ ³⁻ - P	Wilcoxon	0,000000003367	Test t	6,437e-13

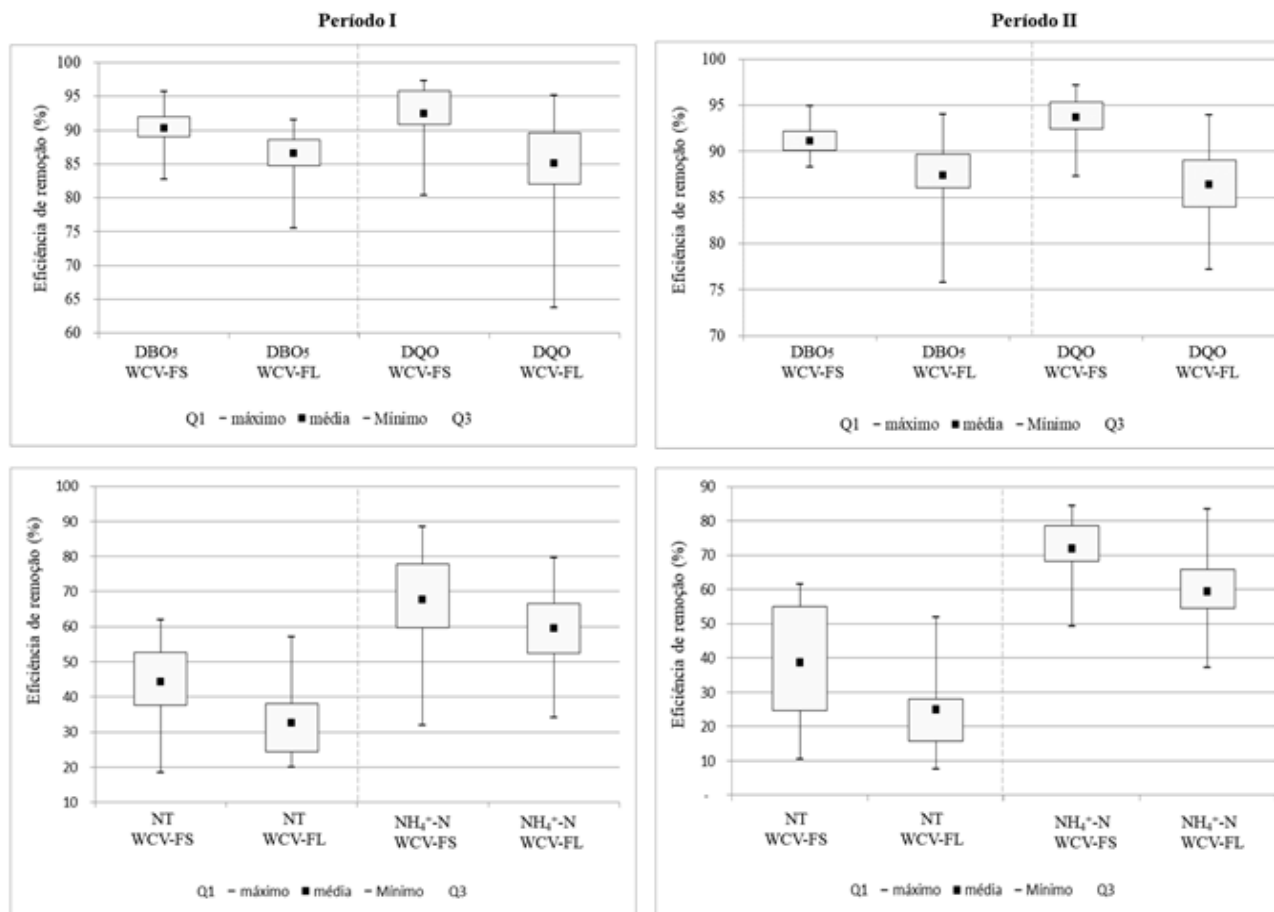
Fonte: Autor (2021).

Pode-se observar na Figura 12 que o WCV-FS apresentou melhor desempenho de tratamento comparando-se ao WCV-FL, para os demais parâmetros e períodos avaliados.

A superior remoção de nitrogênio amoniacal no WCV-FS está associada aos diferentes mecanismos relacionados à quantidade de oxigênio que adentra ao wetland por meio de convecção e disponibilidade deste no meio filtrante devido a difusão, além do aumento do TRH promovido pela zona saturada, o que resulta em uma maior probabilidade de oxidação do NH₄⁺-N pela comunidade autotrófica (KADLEC e WALLACE, 2009).

Apesar desse comportamento, a produção de nitrogênio oxidado foi semelhante para ambos módulos nos dois períodos (valor médio de 2 gNO_x-N m⁻².d⁻¹). Além disso, a eficiência na remoção de nitrogênio total foi maior no WCV-FS (em média de 44% para o período I e 39% para o período II) do que no WCV-FL (em média de 33% para o período I e 27% para o período II), indicando que diferentes rotas metabólicas ocorreram, notadamente a desnitrificação junto a zona saturada de esgoto no módulo com fundo saturado.

Figura 12: Comparação do desempenho de remoção em termos de concentração dos parâmetros DBO₅, DQO, NT e NH₄-N para os módulos WCV com fundo saturado (WCV-FS) e de fluxo livre (WCV-FL) para os dois períodos operacionais avaliados.



Nota: Período I com 75 mm.d⁻¹ de carregamento hidráulico e Período II com 103 mm.d⁻¹ de carregamento hidráulico.

Fonte: Autor (2021).

Nitrificação e desnitrificação simultâneas podem, portanto, ter ocorrido no módulo de WCV-FS. Essa rota de remoção de nitrogênio foi confirmada por estudos anteriores conduzidos nessas unidades (PELISSARI et al., 2018). Enquanto que no WCV-FL, a nitrificação foi a principal rota de transformação do nutriente. Langergraber et al. (2008) mostraram que a presença de uma camada saturada no primeiro estágio de um wetland vertical descendente de dois estágios melhorou a eficiência de remoção de DQO e DBO₅, e favoreceu o processo de desnitrificação em relação aos parâmetros clássicos de projeto com o fluxo livre, descritos nas diretrizes austríacas - ONORM B 2505/2005.

No período I o TRH mensurado por meio de ensaios de traçador salino foi de 2,6 dias para o WCV-FS, enquanto que para o tempo foi de WCV-FL foi de 0,84 dias. Já no período II, os ensaios hidrodinâmicos evidenciaram um TRH de 2 dias para o WCV-FS e 0,62 dias para o WCV-FL (BASSANI et al., 2021¹). O maior TRH do WCV-FS é promovido pela presença da saturação de fundo, que se mostra um importante parâmetro de projeto determinante na eficiência do tratamento.

Deste modo, os resultados evidenciados neste trabalho corroboram com aqueles apresentados por Langergraber et al. (2008), onde a melhora na eficiência de remoção de matéria orgânica ocasionada pela existência de uma zona saturada está associada, também, às maiores taxas de desnitrificação. Além disso, infere-se que a variação do TRH foi a principal responsável pela diferença de comportamento entre os WCV dentro de um mesmo período operacional.

¹ Trabalho publicado em parceria com os pesquisadores do GESAD durante o período de mestrado.

3.5. Influência do regime hidráulico no desempenho de tratamento dos módulos de Wetlands Construídos Verticais

A variação do regime hidráulico se deu pela alteração dos parâmetros de carregamento hidráulico (75 mm.dia^{-1} no período I e 103 mm.dia^{-1} no período II), volume do pulso (140 L no período I e 193 L no período II), volume específico do pulso (19 L.m^{-2} para o período I e 26 L.m^{-2} no período II) e taxa hidráulica específica ($10 \text{ L.m}^{-2}.\text{min}^{-1}$ para o WCV-FS e $8 \text{ L.m}^{-2}.\text{min}^{-1}$ para o WCV-FL no período I e $4 \text{ L.m}^{-2}.\text{min}^{-1}$ para ambos os WCV no período II).

Na Tabela 10 apresentam-se os valores obtidos com os testes de hipóteses, comparando os dois períodos operacionais avaliados para cada WC, sendo que, para p-valor $< 0,05$ rejeita-se H_0 e há diferença entre as amostras.

Tabela 10: Resultado dos testes de hipóteses entre os períodos I e II nos WCV.

Parâmetro	Período I (junho/2015 a março/2017)		Período II (abril/2017 a julho/2019)	
	Teste utilizado	p-valor	Teste utilizado	p-valor
SST	Wilcoxon	0,6009	Wilcoxon	0,00003084
DQO	Wilcoxon	0,5811	Teste t	0,2705
DBO ₅	Teste t	0,1371	Wilcoxon	1
NT	Teste t	0,1625	Wilcoxon	0,09118
NH ₄ ⁺ - N	Wilcoxon	0,657	Teste t	0,8319
PO ₄ ³⁻ - P	Teste t	0,001088	Wilcoxon	0,01998

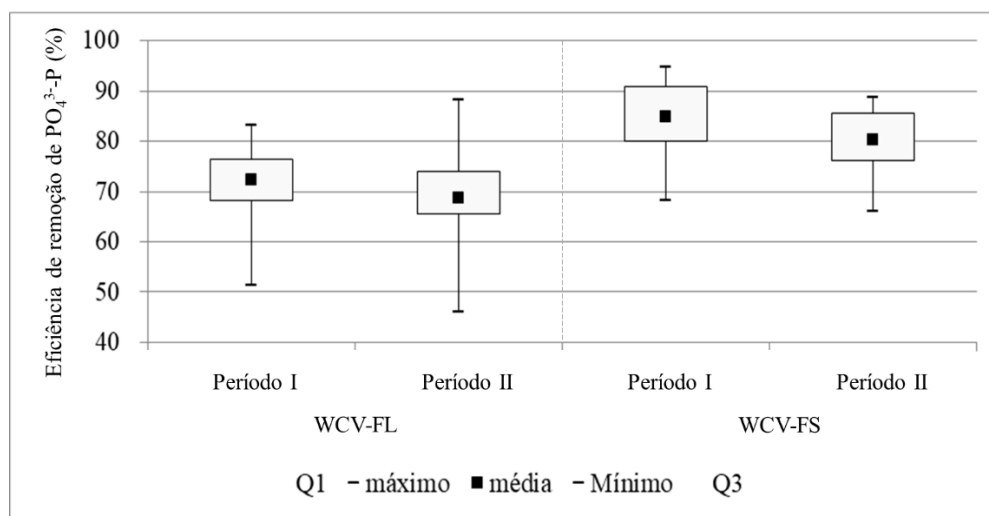
Fonte: Autor (2021).

Comparando os períodos operacionais I e II, as análises estatísticas apontaram diferenças significativas de performance na remoção de P-PO_4^{3-} em ambos sistemas (Figura 13) e SST no WCV-FL (Figura 14).

Os módulos de tratamento alcançaram percentuais de remoção média de concentração de P-PO_4^{3-} de 72% e 85% no período I, e 69% e 80% no período II, para o WCV-FL e WCV-FS, respectivamente. Observa-se que no período II ocorreu um decaimento na eficiência de remoção para ambos os módulos, fato esperado e não atrelado diretamente ao regime hidráulico. Stefanakis et al. (2014) afirmam que a adsorção do ortofosfato no material filtrante desempenha o papel mais significativo na remoção de fósforo, dessa forma, entendendo que o material

filtrante ao longo do tempo pode sofrer uma redução de sua capacidade de adsorção deste macronutriente, justifica-se a melhor performance de remoção do nutriente no período I. Além disso, a areia empregada como material filtrante não apresenta valores significativos para uma efetiva troca catiônica e dispõe de um potencial de adsorção limitado, conforme observado por Sezerino (2006).

Figura 13: Desempenho de remoção em termos de concentração de fósforo ortofosfato nos períodos I e II promovido pelos módulos WCV-FL e WCV-FS.

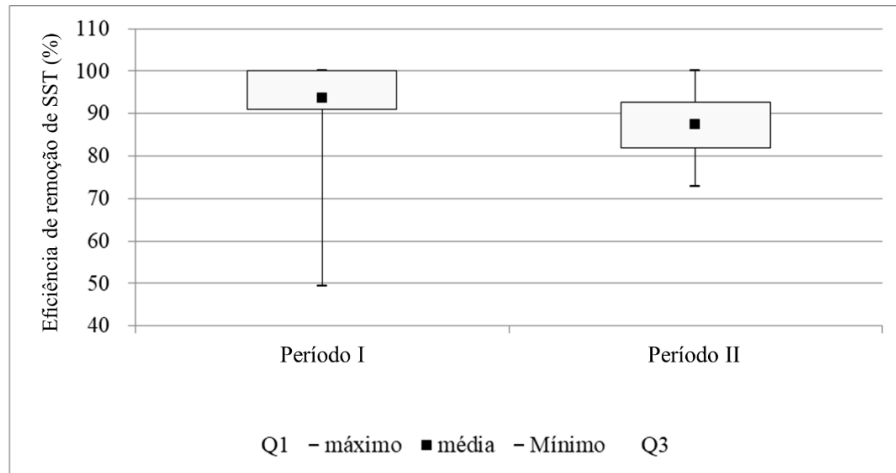


Fonte: Autor (2021).

Em relação aos SST o WCV-FL apresentou diferença estatística significativa entre os períodos, onde houve uma redução média de eficiência de 11% no período II (Figura 14). Ressalta-se que o carregamento aplicado de SST aumentou significativamente para ambos os módulos no período II (aumento de 3 vezes), entretanto para o WCV-FS a eficiência se manteve. Segundo Dong e Sun (2007) a presença de uma camada saturada pode diminuir a velocidade do fluxo, favorecendo fenômenos de sedimentação e adsorção de sólidos no meio filtrante. Portanto, para o WCV-FL a velocidade do fluxo aumenta com o aumento do volume do pulso e taxa hidráulica aplicada, inferindo no declínio da remoção de SST no período II.

O período I (jun./2015 – mar./2017) seguiu as recomendações de regime hidráulico da norma alemã. Enquanto no período II (abr./2017 – jun/2019) o modo de alimentação operou com valores diferentes aos recomendados pela norma alemã, com elevado valor de carregamento hidráulico e volume específico do pulso, e inferior valor de taxa hidráulica específica, em comparação ao período I.

Figura 14: Desempenho de remoção de SST no módulo WCV-FL durante os períodos I e II.



Fonte: Autor (2021).

Bassani et al. (2021) notaram que mesmo empregando uma menor taxa hidráulica específica ($4 \text{ L.m}^{-2}.\text{m}^{-1}$) e um maior volume de pulso (26 L.m^{-2}), o suprimento de oxigênio não foi afetado negativamente, independentemente da configuração do WCV (FS ou FL).

A variação de condicionantes do regime hidráulico não apresentou significativa influência na performance de tratamento dos WCV, e parâmetros de destaque como DBO_5 , DQO, nitrogênio amoniacal e nitrogênio total mantiveram um satisfatório enquadramento com as legislações.

4. CONCLUSÃO

Com base na avaliação de quatro anos de monitoramento da performance de tratamento de esgoto sanitário promovido por um Wetland Construído Vertical com fundo saturado (WCV-FS) e um Wetland Construído Vertical de fluxo livre (WCV-FL), operados sob distintas condições de regime hidráulico, destacando-se uma variação de carregamento hidráulico de 75 a 103 mm.d⁻¹, com uma taxa hidráulica específica aplicada variando de 4 a 10 L.m⁻².min⁻¹ e alimentação alternada de 3,5 dias em operação com pulsos intermitentes e 3,5 dias em repouso, submetidos às condições climáticas subtropicais, pode-se concluir:

- (i) Os arranjos apresentaram uma eficiência média de remoção em termos de concentração de DBO₅ de 92% para o WCV-FS e 88% para o WCV-FL, estando os efluentes tratados ao longo de todo o período avaliado em acordo com as legislações ambientais pertinentes;
- (ii) A remoção média de concentração de nitrogênio total foi de 41% para o WCV-FS, podendo ser considerado satisfatório dado que não ocorrera inserção de fonte externa de carbono para a promoção da desnitrificação do nitrato formado; já o módulo WCV-FL teve um desempenho médio de remoção de concentração de 30% para o parâmetro nitrogênio total;
- (iii) A remoção média de concentração de P-PO₄³⁻ pode ser considerada elevada em ambos os períodos operacionais para os WCV, dado que o material filtrante empregado fora a areia. Evidenciou-se como esperado e relatado na literatura, queda de desempenho de remoção deste macronutriente da ordem de 85% e 80% para o WCV-FS e de 72% e 69% para o WCV-FL, ao longo dos anos avaliados;
- (iv) A eficiência de remoção de SST é considerada elevada e se manteve ao longo dos anos em 97% para o WCV-FS, enquanto para o WCV-FL observou-se decréscimo de desempenho de 94% para 88%, reforçando o papel da zona saturada nos módulos de WCV;
- (v) O módulo de WCV-FS provou ser mais estável no desempenho de tratamento do que o WCV-FL em relação a mudança de regime hidráulico, apresentado diferença estatística entre os períodos operacionais apenas para o parâmetro P-PO₄³⁻;

- (vi) O módulo WCV-FL apresentou diferenças estatísticas entre os períodos operacionais para os parâmetros SST e P-PO₄³⁻, enquanto o WCV-FS obteve melhor desempenho de tratamento para todos os parâmetros em ambos os períodos avaliados, se mostrando a melhor modalidade de WCV para tratamento de esgoto sanitário.

Tendo em vista que a Taxa Hidráulica Específica (THE) é um parâmetro interessante de projeto, e que apenas no ano de 2018 foram recomendados valores pela norma alemã DWA-A 262, propôs-se a transposição dessa norma para as condições de clima do sul do Brasil. Observou-se sobre as condições de contorno empregadas neste estudo ao longo de quatro anos de avaliação, que é possível utilizar uma THE inferior ao recomendado pela normativa alemã, bem como um carregamento orgânico e hidráulico superior ao recomendado pela mesma norma, sem que ocorra redução significativa de desempenho de tratamento pelos Wetlands Construídos Verticais estudados.

5. RECOMENDAÇÕES

Ambos módulos de Wetlands Construídos Verticais se mostram uma tecnologia robusta com pequenas variações nas eficiências médias de remoção para a maioria dos parâmetros. Nesse contexto, entende-se que a frequência das análises físico-químicas e microbiológicas dos WC pode ser feita com mais espaçamento temporal do que aplicado atualmente nos módulos do GESAD, inclusive em relação a medição da vazão de saída que não possui variação entre semanas, tendo em vista a automatização da alimentação. Desta maneira, ressalta-se que campanhas pontuais são suficientes, visando preservar os equipamentos de medição e reduzir custos com reagentes.

Sugere-se a continuidade de operação dos módulos de WCV com uma THE em torno de 4 L m⁻² min⁻¹ e volume de pulso igual a 26 L m⁻², tendo em vista que tal utilização pode representar uma redução significativa nos requisitos de potência de bombeamento afluente ao módulo, sem reduzir o desempenho do tratamento.

É sugerida uma avaliação mais detalhada das possíveis reduções nos custos com o sistema de bombeamento de um WCV, onde utiliza-se como parâmetro principal de dimensionamento a variação da THE – taxa hidráulica específica, direcionando assim a escolha de conjuntos motobomba.

6. REFERÊNCIAS

- ABOU-ELELA, S, I, Constructed Wetlands: The Green Technology for Municipal Wastewater Treatment and Reuse in Agriculture, **The Handbook of Environmental Chemistry**, 2017.
- AKRATOS, C, S; TSIHRINTZIS, V, A, Effect of temperature, HRT, vegetation and porous media on removal efficiency of pilot-scale horizontal subsurface flow constructed wetlands, **Ecological Engineering**, v, 29, n, 2, p,173-191, fev, 2007, Elsevier BV.
- ALMEIDA, A; RIBEIRO, C; CARVALHO, F,; DURAO, A,; BUGAJSKI, P,; KUREK, K,; POCHWATKA, P,; JÓŰWIAKOWSKI, K, Phytoremediation potential of *Vetiveria zizanioides* and *Oryza sativa* to nitrate and organic substance removal in vertical flow constructed wetland systems, **Ecological Engineering**, v, 138, p,19-27, nov, 2019, Elsevier BV.
- ÁVILA, C; NIVALA, J; OLSSON, L,; KASSA, K,; HEADLEY, T,; MUELLER, R, A,; BAYONA, J, M,; GARCÍA, Joan, Emerging organic contaminants in vertical subsurface flow constructed wetlands: Influence of media size, loading frequency and use of active aeration, **Science of The Total Environment**, v, 494-495, p,211-217, out, 2014, Elsevier BV.
- BRASIL, Ministério do Meio Ambiente, Resolução CONAMA Nº 430, DE 13 DE MAIO DE 2011, Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, Complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA, **CONAMA Nº, 430**, 13 de maio de 2011, Diário Oficial da União, Brasília, 16 de maio, 2011,
- BRASIL, **Programa Nacional de Saneamento Rural – PNSR**, 1 ed, Brasília, MINISTÉRIO DA SAÚDE: Fundação Nacional de Saúde, 2019, 260 pg,
- BRASIL, Constituição Federal de 1988, Promulgada em 5 de outubro de 1988, Disponível em <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/constituicao/constituicao.htm>,
- Brasil. Ministério do Desenvolvimento Regional. Secretaria Nacional de Saneamento – SNS. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: 25º Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos – 2019. Brasília: SNS/MDR, 2020. 183 p.: il.
- BRASIL. ODS 6 no Brasil: visão da ANA sobre os indicadores. Ministério do Desenvolvimento Regional. **Agência Nacional de Águas: ANA**, Brasília, 94P. 2019.
- COOPER, P, The performance of vertical flow constructed wetland systems with special reference to the significance of oxygen transfer and hydraulic loading rates, **Water Science and Technology**, [s,l,], v, 51, n, 9, p,81-90, maio 2005, IWA Publishing.
- COSTA, J, F,, PAOLI, A, O, D,, SPERLING, M, V,, & SEIDL, M, (2018) Avaliação do desempenho de sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial tratando efluente de reator UASB, com base em quatro anos de monitoramento, **Engenharia Sanitária e Ambiental**, 23, 191–200,
- DEBLINA, G,; BRIJ, G, Effect of hydraulic retention time on the treatment of secondary effluent in a subsurface flow constructed wetland, **Ecological Engineering**, v, 36, n, 8, p,1044-1051, ago, 2010, Elsevier BV.
- DECEZARO, S, T, et al, Influence of hydraulic loading rate and recirculation on oxygen transfer in a vertical flow constructed wetland, **Science of The Total Environment**, v, 668, p,988-995, jun, 2019, Elsevier BV.
- DECEZARO, S, T,; WOLFF, D, B,; ARAUJO, R, K,; FACCENDA, H, B,; PERONDI, T,; SEZERINO, P, H, Vertical flow constructed wetland planted with *Heliconia psittacorum* used as decentralized post-treatment of anaerobic effluent in Southern Brazil, **Journal of Environmental Science and Health, Part A**, [s,l,], v, 53, n, 13, p,1131-1138, 10 nov, 2018, Informa UK Limited.
- DECEZARO, S, T,; WOLFF, D, B,; PELISSARI, C,; RAMÍREZ, R, J,m,g,; FORMENTINI, T, A,; GOERCK, J,; RODRIGUES, L, F,; SEZERINO, P, H, Influence of hydraulic loading rate and

recirculation on oxygen transfer in a vertical flow constructed wetland, **Science of The Total Environment**, [s.l.], v, 668, p,988-995, jun, 2019, Elsevier BV.

DOTRO, G, et al.; LANGERGRABER G.; MOLLE P.; NIVALA J.; PUIGAGUT J.; STEIN O.; Von SPERLING, M, **Treatment Wetlands: Biological Wastewater Treatment Series**, Londres: Iwa Publishing, 2017, 154 p, (Volume 7).

DU, Lu; CHEN, Qianru; LIU, Panpan; ZHANG, Xia; WANG, Huihui; ZHOU, Qiaohong; XU, Dong; WU, Zhenbin. Phosphorus removal performance and biological dephosphorization process in treating reclaimed water by Integrated Vertical-flow Constructed Wetlands. **Bioresource Technology**, [S.L.], v. 243, p. 204-211, nov. 2017. Elsevier BV.

DWA 2017a Arbeitsblatt DWA-A 262: Grundsätze für Bemessung, Bau und Betrieb von Kläranlagen mit bepflanzten und unbepflanzten Filtern zur Reinigung häuslichen und kommunalen Abwassers. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall eV (DWA), Hennef, Alemanha.

DWA 2017b Padrão DWA-A 262E: Princípios para Dimensionamento, Construção e Operação de Estações de Tratamento de Águas Residuárias com Filtros Plantados e Não Plantados para Tratamento de Águas Residuais Domésticas e Municipais. Associação Alemã de Água, Esgoto e Resíduos (DWA), Hennef, Alemanha.

FAULWETTER, J. L., GAGNON, V., SUNDBERG, C., CHAZARENC, F., BURR, M, D., BRISSON, J., STEIN, O. R. (2009), Microbial processes influencing performance of treatment wetlands: A review, **Ecological Engineering**, 35(6), 987–1004, 2009.

HADAD, H, R.; MAINE, M. S.; BONETTO, C, A, Macrophyte growth in a pilot-scale constructed wetland for industrial wastewater treatment, **Chemosphere**, v, 63, n, 10, p,1744-1753, jun. 2006, Elsevier BV.

SHARIF, F.; WESTERHOFF, P.; HERCKES, P. Impact of hydraulic and carbon loading rates of constructed wetlands on contaminants of emerging concern (CECs) removal, **Environmental Pollution**, v, 185, p,107-115, fev., 2014, Elsevier BV.

HU, Y., ZHAO, Y., RYMSZEWICZ, A. Robust biological nitrogen removal by creating multiple tides in a single bed tidal flow constructed wetland, **Science of the Total Environmental**, v,470-471, p,1197-1204, 2014a.

HUA, G., CHEN, Q., KONG, J., LI, M. Evapotranspiration versus oxygen intrusion: which is the main force in alleviating bioclogging of vertical flow constructed wetlands during a resting operation? **Environmental Science and Pollution Research**, v, 24, n, 22, p,18355-18362, 21 jun, 2017, Springer Science and Business Media LLC.

HUANG, M., WANG, Z., QI, R. (2017). Enhancement of the complete autotrophic nitrogen removal over nitrite process in a modified single-stage subsurface vertical flow constructed wetland: Effect of saturated zone depth, **Bioresource Technology**, 233, 191–199.

INSTITUTO DO MEIO AMBIENTE DE SANTA CATARINA – IMA. **Enunciado nº 01**. Florianópolis: IMA, 2018. 6 p.

KADLEC, R, H.; KNIGHT, R, L, **Treatment wetlands**, 1 ed, Boca Raton: Lewis Publishers, 1996, 893 p.

KADLEC, R. H.; WALLACE, S. D. (2009), **Treatment Wetlands**, 2ª ed. Boca Raton: y Taylor & Francis Group, 2009, 384 p.

KAYSER, K.; KUNST, S. Processes in vertical-flow reed beds: nitrification, oxygen transfer and soil clogging, **Water Science and Technology**. V 51, nº 9, p.177-184, may. 2005, IWA Publishing.

KRAIEM, K.; WAHAB, M. Ali; KALLALI, H.; FRA-VAZQUEZ, A.; PEDROUSO, A.; MOSQUERA-CORRAL, A.; JEDIDI, N. Effects of short- and long-term exposures of humic acid on

the Anammox activity and microbial community, **Environmental Science and Pollution Research**, v, 26, n, 19, p. 19012-19024, 23 jul, 2018.

LANGERGRABER, Günter; DOTRO, Gabriela; NIVALA, Jaime; RIZZO, Anacleto; STEIN, Otto R. Wetland Technology: practical information on the design and application of treatment wetlands. **Scientific And Technical Report**, [S.L.], v. 1, n. 27, p. 1-167, jan. 2020. IWA Publishing.

LIU, H.; HU, Z.; ZHANG, J.; NGO, H, H.; GUO, W.; LIANG, S.; FAN, J.; LU, S.; WU, H. Optimizations on supply and distribution of dissolved oxygen in constructed wetlands: A review, **Bioresource Technology**, v 214, p. 797-805, ago, 2016. Elsevier BV.

MARTÍ, A, C.; PUCHER, B.; HERNÁNDEZ-CRESPO, C.; MONERRIS, M, M.; LANGERGRABER, G, Numerical simulation of vertical flow wetlands with special emphasis on treatment performance during winter, **Water Science and Technology**, v. 78, n, 9, p. 2019-2026, 20 nov, 2018. IWA Publishing.

MAZUCATO, Valéria Sun Hwa; SANTOS, Vinícius Bispo dos; CAVALHERI, Priscila Sabioni; MAGALHÃES FILHO, Fernando Jorge Correa. Comportamento de wetland construído de fluxo vertical com fundo parcialmente saturado na remoção de matéria orgânica nitrogenada e fósforo. **Brazilian Journal Of Development**, [S.L.], v. 6, n. 8, p. 56506-56520, 2020.

METCALF, L.; EDDY, H. **Wastewater engineering: Treatment, disposal and reuse**, 4^a ed. New York: McGraw-Hill, 2003.

NIVALA, J.; VAN AFFERDEN, M.; HASSELBACH, R.; LANGERGRABER, G.; MOLLE, P.; RUSTIGE, H.; NOWAK, J. The new German standard on constructed wetland systems for treatment of domestic and municipal wastewater, **Water Science and Technology**, [S.L.], v. 78, n. 11, p. 2414-2426, 28 dez. 2018. IWA Publishing. <http://dx.doi.org/10.2166/wst.2018.530>.

ONU, Organização das Nações Unidas, **Declaração da “ONU Água” para o Dia Mundial da Água - 2010**, Disponível em: < <https://nacoesunidas.org/acao/agua/>>, Acesso em: 14 mar, 2020,

ONU, Organização das Nações Unidas, **Resolução da Assembleia Geral**, Resolução A/RES/64/292, UM, 2010.

PARDE, Divyesh; PATWA, Aakash; SHUKLA, Amol; VIJAY, Ritesh; KILLEDAR, Deepak J.; KUMAR, Rakesh. A review of constructed wetland on type, treatment and technology of wastewater. **Environmental Technology & Innovation**, [S.L.], v. 21, p. 1-23, fev. 2021. Elsevier BV.

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

PELISSARI, C.; ÁVILA, C.; TREIN, C. M.; GARCÍA, J.; ARMAS, R, D.; SEZERINO, P. H. Nitrogen transforming bacteria within a full-scale partially saturated vertical subsurface flow constructed wetland treating urban wastewater, **Science of The Total Environment**, v, 574, p,390-399, jan, 2017, Elsevier BV.

PELISSARI, C.; GUIVERNAU, M.; ÁVILA, C.; VIÑAS, M.; GARCÍA, J.; SEZERINO, P. H. Influência de parâmetros operacionais sobre as populações oxidantes de amônia e desnitrificantes em wetland construído vertical, **Tecno-lógica**, v, 22, n, 1, p,1-5, 22 jan, 2018, APESC - Associação Pro-Ensino em Santa Cruz do Sul.

PELISSARI, C.; GUIVERNAU, M.; VIÑAS, M.; GARCÍA, J.; VELASCO-GALILEA, M.; SOUZA, S, S.; SEZERINO, P, H.; ÁVILA, C. Effects of partially saturated conditions on the metabolically active microbiome and on nitrogen removal in vertical subsurface flow constructed wetlands, **Water Research**, v, 141, p,185-195, set, 2018. Elsevier BV.

PELISSARI, C.; GUIVERNAU, M.; VIÑAS, M.; SOUZA, S. S.; GARCÍA, J.; SEZERINO, P. H.; ÁVILA, C. Unraveling the active microbial populations involved in nitrogen utilization in a vertical

subsurface flow constructed wetland treating urban wastewater, **Science of The Total Environment**, v, 584-585, p,642-650, abr, 2017. Elsevier BV.

PELLISSARI, C.; SEZERINO, P. H.; BENTO, A. P.; CARVALHO JUNIOR, O.; DECEZARO, S. T.; WOLFF, D. B. Incorporação de nitrogênio e fósforo no tecido foliar da macrófita *Typha domingensis* Pers, durante o tratamento de efluente da bovinocultura leiteira em wetlands construídos. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**. [s,l,], v, 24, n, 3, p,585-590, maio 2019. FapUNIFESP (SciELO).

PLATZER, C, (1999). Design recommendation for subsurface flow constructed wetlands for nitrification and denitrification, **Wat,Sci, Tech**,, v, 40, n, 3, pp, 257-263.

PLATZER, C. e MAUCH, K. (1997). Soil Clogging in Vertical-flow Reed Beds - Mechanisms, Parameters, Consequences and Solutions, **Wat, Sci, Tech**,, 35(5),175-181.

R CORE TEAM (2019). **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, URL: <https://www.R-project.org/>.

RAY, A, M.; SEPULVEDA, A, J.; HOSSACK, B, R.; PATLA, D.; THOMA, D.; AL-CHOKHACHY, R, K.; LITT, A. R. **Monitoring Greater Yellowstone Ecosystem wetlands: Can long-term monitoring help us understand their future?** Wyoming: Yellowstone Science, 23 p., 2015.

RODRIGUEZ-DOMINGUEZ, Marco et al. Constructed Wetlands in Latin America and the Caribbean: A Review of Experiences during the Last Decade. **Water**, [S. l.], p. 1,30, 18 jun. 2020.

RUBIM, C. Tratamento de efluentes com Wetlands e jardins filtrantes construídos artificialmente. **Tae: Especializada em Tratamento de Água e Efluentes**. Brasil, p,10-19, jan, 2017.

SAEED, T.; SUN, G. Kinetic modelling of nitrogen and organics removal in vertical and horizontal flow wetlands, **Water Research**, v,45, p,3137-3152, 2011.

SAEED, T.; SUN, G. A review on nitrogen and organics removal mechanisms in subsurface flow constructed wetlands: Dependency on environmental parameters, operating conditions and supporting media. **Journal of Environmental Management**, v, 112, p,429-448, dez, 2012. Elsevier BV.

SALATI, E, **Controle de Qualidade da água através de Sistemas de Wetlands Construídos**, 2011, 19 f, FBDS - Fundação Brasileira Para O Desenvolvimento Sustentável, Rio de Janeiro, 2011,

SALATI, E.; SALATI FILHO, E.; SALATI E. **Utilização de sistema de wetlands construídos para tratamento de águas**, 2009, 23 p. Piracicaba, 2009.

SAWAITTAYOTHIN, V.; POLPRASERT, C. Nitrogen mass balance and microbial analysis of constructed wetlands treating municipal landfill leachate. **Bioresource Technology**, v, 98, n, 3, p,565-570, fev, 2007. Elsevier BV.

SEZERINO, P. H. Potencialidade dos Filtros Plantados com Macrófitas (Constructed Wetlands) no pós-tratamento de Lagoas de Estabilização sob condições de clima subtropical, 2006, 171 f. **Tese (Doutorado)** - Curso de Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2006.

SEZERINO, P. H.; ROUSSO, B. Z.; PELLISSARI, C.; SANTOS, M. O.; FREITAS, M. N.; FECHINE, V. Y.; LOPES, A. M. B. **Wetlands construídos aplicados no tratamento de esgoto sanitário: recomendações para implantação e boas práticas de operação e manutenção**.Tubarão: Ministério da Saúde, Fundação Nacional de Saúde, 2018.

SILVEIRA, D. D.; BELLI FILHO, P.; PHILIPPI, L. S.; KIM, B.; MOLLE, P. (2015). Influence of partial saturation on total nitrogen removal in a single-stage French constructed wetland treating raw domestic wastewater. **Ecological Engineering**, 77 v., 257–264 p.

SONG, K.; HARPER Jr.; W. F.; HORI, T.; RIYA, S.; HOSOMI, M.; TERADA, A. 2015, Impact of carbon sources on nitrous oxide emission and microbial community structure in an anoxic/oxic activated sludge system. **Clean Technol, Environ**, 17p, 2015.

- STEFANAKIS, A.; TSIHRINTZIS, V. A.; AKRATOS, C. S. **Vertical Flow Constructed Wetlands: Eco-engineering Systems for Wastewater and Sludge Treatment**. Elsevier Inc., 2014, 392 p.
- TANNER, C. C.; KADLEC, R. H.; GIBBS, M. M.; SUKIAS, J. P. S.; NGUYEN, M. L. Nitrogen processing gradients in subsurface-flow treatment wetlands influence of wastewater characteristics. **Ecological Engineering**, v, 18, n, 4, p,499-520, mar, 2002. Elsevier BV.
- TONETTI, A. L.; BRASIL, A. L.; PEÑA, F. J.; MADRID, L.; FIGUEIREDO, I. C. S.; SCHNEIDER, J.; Cruz, L. M. O.; DUARTE, N. C.; FERNANDES, P. M.; COASACA, R. L.; GARCIA; R. S.; MAGALHÃES, T. M. **Tratamento de esgotos domésticos em comunidades isoladas: referencial para a escolha de soluções**, Campinas: Biblioteca Unicamp, 2018, 153 p.
- TORRENS, A.; MOLLE, P.; BOUTIN, C.; SALGOT, M. Impact of design and operation variables on the performance of vertical flow constructed wetlands and intermittent sand filters treating pond effluent, **Water Research**, v, 43, n, 7, p,1851-1858, abr, 2009. Elsevier BV.
- TREIN, C. M.; PELISSARI, C.; HOFFMANN, H.; PLATZER, C. J.; SEZERINO, P. H. Tratamento descentralizado de esgotos de empreendimento comercial e residencial empregando a ecotecnologia dos wetlands construídos. **Ambiente Construído**. Porto Alegre, v,15, n,4, p, 351-367, out./dez, 2015.
- USEPA, UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Manual Constructed Wetlands for Municipal Wastewater Treatment**. EPA 625-R-99-010, US EPA ORD, Cincinnati: Ohio, 2000.
- VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**, 3,ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais; 2005, p, 15 – 48.
- VON SPERLING, M.; SEZERINO, P. H. (2018). Dimensionamento de Wetlands construídos no Brasil, **Boletim Wetlands Brasil, Edição Especial**. Dez. 2018, 65p., ISSN 2359-0548, Disponível em: <http://gesad.ufsc.br/boletins/>.
- VON SPERLING, M.; VERBYLA, M. E.; OLIVEIRA, S. M. A. C. **Assessment of Treatment Plant Performance and Water Quality Data: A Guide for Students, Researchers and Practitioners**, p. 17-18, 2020, IWA Publishing.
- VYMAZAL, J. **Constructed Wetlands for Wastewater Treatment**. Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences, 2018.
- VYMAZAL, J. Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment. **Ecological Engineering**, v. 25, n° 5, p. 478-490, dez. 2005, Elsevier BV.
- VYMAZAL, J. The Use of Hybrid Constructed Wetlands for Wastewater Treatment with Special Attention to Nitrogen Removal: A Review of a Recent Development. **Water Research**, v 47, p. 4795-4811, 2013.
- WEERAKOON, G. M. P. R.; JINADASA, K. B. S. N.; HERATH, G. B. B.; MOWJOOD, M. I. M.; VAN BRUGGEN, J. J. A. Impact of the hydraulic loading rate on pollutants removal in tropical horizontal subsurface flow constructed wetlands. **Ecological Engineering**, v. 61, p. 154-160, dez. 2013, Elsevier BV.
- WU, S.; CARVALHO, P. N.; MÜLLER, J. A.; MANOJ, V. R.; DONG, R. (2016). Sanitation in constructed wetlands: A review on the removal of human pathogens and fecal indicators. **Science of The Total Environment**, v. 541, p. 8–22.
- YANG, N.; ZHANG, Y.; DUAN, K. Effect of Hydrologic Alteration on the Community Succession of Macrophytes at Xiangyang Site, Hanjiang River, China. **Scientifica**, v. 2017, p. 1-10, 2017. Hindawi Limited.

7. APÊNDICE 1 – Estatística descritiva das eficiências de remoção de poluentes.

WCVD COM FUNDO SATURADO														
WCVD-FS1 - Eficiência de remoção de concentração (%)														
Parâmetros	SST período I	SST período II	ST período I	ST período II	DQO período I	DQO período II	DBO período I	DBO período II	N total período I	N total período II	N-NH4+ período I	N-NH4+ período II	P-PO4 período I	P-PO4 período II
n	41	40	34	19	41	39	38	39	26	20	44	40	44	41
Mínimo	64,8	93,4	10,2	12,5	80,4	87,3	82,7	88,3	18,5	10,4	31,9	49,2	68,2	66,1
1º quartil	100,0	100,0	19,7	20,9	90,8	92,5	89,0	90,2	37,6	24,7	59,7	68,3	79,9	76,2
Mediana	100,0	100,0	25,3	24,9	93,2	93,6	90,2	90,9	47,4	38,2	74,2	70,2	85,0	80,4
Média	96,6	99,3	29,6	29,6	92,5	93,6	90,3	91,1	44,4	38,6	67,7	71,9	84,8	80,2
Desvio padrão	8,4	1,7	12,7	13,6	4,3	2,1	2,8	1,6	11,1	16,4	16,1	8,0	6,9	5,6
Coefficiente de variação	8,7%	1,7%	43,0%	46,1%	4,6%	2,3%	3,1%	1,7%	25,1%	42,6%	23,8%	11,2%	8,2%	7,0%
3º quartil	100,0	100,0	39,6	43,4	95,8	95,4	91,9	92,2	52,8	55,0	77,9	78,7	90,8	85,5
Máximo	100,0	100,0	60,5	52,9	97,2	97,2	95,7	94,9	61,9	61,6	88,4	84,4	94,8	88,7

WCVD-FS1 - Eficiência de remoção de Carga (%)														
Parâmetros	SST período I	SST período II	ST período I	ST período II	DQO período I	DQO período II	DBO período I	DBO período II	N total período I	N total período II	N-NH4+ período I	N-NH4+ período II	P-PO4 período I	P-PO4 período II
n	42	39	34	20	41	37	38	36	26	20	44	40	44	41
Mínimo	68,4	93,6	19,3	16,1	82,4	88,6	84,5	89,5	26,8	16,5	38,8	54,5	71,4	68,3
1º quartil	100,0	100,0	27,8	26,4	91,7	93,3	90,2	91,1	44,0	35,1	63,8	71,8	82,0	78,7
Mediana	100,0	100,0	32,9	31,8	93,9	94,2	91,2	91,7	52,7	44,6	76,8	74,3	86,5	82,4
Média	97,0	99,4	36,8	34,4	93,2	94,3	91,3	92,0	50,1	45,0	71,0	74,8	86,4	82,2
Desvio padrão	7,5	1,6	11,5	12,9	3,8	2,0	2,5	1,5	10,0	14,4	14,5	7,1	6,2	5,3
Coefficiente de variação	7,7%	1,6%	31,3%	37,5%	4,1%	2,1%	2,7%	1,6%	20,0%	32,0%	20,4%	9,5%	7,2%	6,4%
3º quartil	100,0	100,0	45,7	44,1	96,2	96,0	92,8	93,0	57,6	58,9	80,1	80,9	91,7	86,5
Máximo	100,0	100,0	64,5	57,8	97,5	97,5	96,2	95,4	65,8	65,6	89,5	86,0	95,3	90,8

WCVD-FS1 - remoção de Carga (g/m².dia)														
Parâmetros	SST período I	SST período II	ST período I	ST período II	DQO período I	DQO período II	DBO período I	DBO período II	N total período I	N total período II	N-NH4+ período I	N-NH4+ período II	P-PO4 período I	P-PO4 período II
n	41	39	34	20	41	37	38	36	26	20	44	40	44	40
Mínimo	1,6	3,6	5,7	4,8	13,5	23,4	9,7	16,4	1,1	1,4	1,6	2,4	0,8	1,4
1º quartil	2,4	5,4	10,1	11,6	29,3	32,0	17,0	24,4	2,4	2,4	3,6	4,5	1,8	2,4
Mediana	3,6	6,7	13,1	16,4	33,5	35,4	19,1	27,9	2,8	3,8	4,4	5,1	2,1	3,2
Média	3,4	6,6	13,5	18,3	34,4	37,4	18,9	27,5	3,0	3,7	4,2	5,0	2,0	3,1
Desvio padrão	1,2	2,0	4,7	9,3	10,3	7,7	3,6	4,8	1,0	1,7	1,2	1,1	0,4	0,8
Coefficiente de variação	35,4%	30,7%	34,7%	50,9%	29,8%	20,7%	19,3%	17,6%	31,8%	46,6%	28,8%	23,0%	17,1%	26,0%
3º quartil	4,3	7,1	16,4	25,0	41,8	41,3	21,5	29,3	3,7	4,5	5,1	5,8	2,4	3,7
Máximo	6,6	13,8	23,8	38,8	53,0	57,6	27,6	37,1	5,2	8,1	5,9	7,3	2,5	4,3

Fonte: Elaborada pelo autor (2021).

WCVD LIVRE														
WCVD livre - Eficiência de remoção de concentração														
Parâmetros	SST período I	SST período II	ST período I	ST período II	DQO período I	DQO período II	DBO período I	DBO período II	N total período I	N total período II	N-NH4+ período I	N-NH4+ período II	P-PO4 período I	P-PO4 período II
n		38,0	33,0	20,0	39,0	36,0	37,0	36,0	21,0	15,0	44,0	40,0	42,0	41,0
Mínimo	49,4	72,8	13,0	6,6	63,8	77,2	75,5	75,8	20,0	10,7	34,2	37,1	51,2	45,9
1º quartil	91,0	82,0	18,7	12,8	82,0	84,0	84,8	86,0	24,5	19,8	52,4	54,6	68,1	65,6
Mediana	96,0	87,0	25,5	19,9	85,2	86,2	87,3	87,7	30,8	22,8	61,0	59,8	73,1	68,9
Média	93,5	87,5	26,0	21,8	85,0	86,4	86,6	87,4	32,6	27,1	59,4	60,3	72,2	68,7
Desvio padrão	9,7	6,7	8,8	10,6	6,6	4,0	3,4	3,8	10,3	13,6	11,5	9,2	6,7	8,3
Coefficiente de variação	10,4%	7,6%	33,8%	48,7%	7,7%	4,6%	3,9%	4,3%	31,5%	50,1%	19,4%	15,2%	9,3%	12,1%
3º quartil	100,0	92,8	30,5	28,4	89,6	89,0	88,6	89,7	38,0	28,3	66,6	65,8	76,3	73,9
Máximo	100,0	100,0	50,0	40,9	95,1	93,9	91,5	94,0	57,1	51,9	79,6	83,5	83,1	88,3

WCVD livre - Eficiência de remoção de Carga (%)														
Parâmetros	SST período I	SST período II	ST período I	ST período II	DQO período I	DQO período II	DBO período I	DBO período II	N total período I	N total período II	N-NH4+ período I	N-NH4+ período II	P-PO4 período I	P-PO4 período II
n	42	38	33	20	39	36	37	36	21	15	44	40	42	41
Mínimo	55,6	76,2	24,0	10,7	69,1	80,0	79,2	76,5	21,8	11,7	34,3	44,7	58,5	48,3
1º quartil	92,2	84,0	29,6	19,2	84,1	85,7	86,9	87,4	33,4	20,3	57,9	60,3	72,3	69,8
Mediana	96,5	88,4	35,4	29,2	87,0	87,9	88,9	89,3	37,0	29,7	65,7	64,9	76,5	72,3
Média	94,4	88,9	35,8	28,6	86,8	87,9	88,2	88,7	39,0	31,2	64,1	64,7	75,9	72,1
Desvio padrão	8,5	6,0	7,7	11,1	5,5	3,6	2,8	3,5	10,2	15,2	10,7	8,2	5,7	7,6
Coefficiente de variação	9,0%	6,8%	21,4%	38,9%	6,3%	4,1%	3,2%	4,0%	26,3%	48,6%	16,7%	12,7%	7,5%	10,6%
3º quartil	100,0	93,6	39,1	36,9	90,1	90,0	90,0	90,9	44,6	36,7	71,1	68,6	79,2	77,2
Máximo	100,0	100,0	56,3	48,2	94,8	94,5	92,5	94,8	63,5	57,8	82,1	85,0	85,6	89,6

WCVD livre - remoção de Carga (g/m².dia)														
Parâmetros	SST período I	SST período II	ST período I	ST período II	DQO período I	DQO período II	DBO período I	DBO período II	N total período I	N total período II	N-NH4+ período I	N-NH4+ período II	P-PO4 período I	P-PO4 período II
n	42	38	33	20	39	36	37	36	21	15	44	40	42	41
Mínimo	1,2	3,5	6,1	5,1	13,0	22,8	12,2	14,0	1,2	1,0	1,6	2,2	1,1	1,2
1º quartil	2,3	4,9	10,0	8,9	27,3	30,8	17,4	23,8	1,9	1,7	3,2	3,8	1,6	2,3
Mediana	3,4	5,9	14,4	14,4	32,0	35,1	18,7	27,9	2,6	2,2	3,8	4,5	1,9	2,9
Média	3,4	6,1	13,4	16,2	34,2	36,2	19,0	27,6	2,4	3,0	3,8	4,4	1,9	2,8
Desvio padrão	1,2	2,0	4,0	8,8	11,0	8,1	3,6	5,5	0,9	2,0	0,9	1,0	0,3	0,8
Coefficiente de variação	36,5%	33,4%	29,6%	54,3%	32,1%	22,4%	19,1%	19,8%	36,1%	66,3%	24,4%	23,1%	15,6%	28,4%
3º quartil	4,1	6,5	15,3	20,8	44,5	38,7	20,7	30,1	2,7	4,0	4,4	4,8	2,1	3,4
Máximo	6,3	13,2	20,8	35,8	55,2	57,8	30,3	38,4	5,1	7,8	5,5	6,9	2,4	4,3

Fonte: Elaborada pelo autor (2021).

8. APÊNDICE 2 – Estatística descritiva das concentrações e cargas de entradas e saída.

CONCENTRAÇÃO E CARGA NA ENTRADA - PÓS TANQUE SÉPTICO																		
CONCENTRAÇÃO NA ENTRADA																		
Parâmetros	SST período I	SST Período II	ST período I	ST Período II	DQO período I	DQO Período II	DBO período I	DBO Período II	N total período I	N total Período II	N-NH4+ período I	N-NH4+ Período II	N-NO2 período I	N-NO2 Período II	N-NO3 período I	N-NO3 Período II	P-PO4 período I	P-PO4 Período II
n	42	39	39	22	43	37	39	36	26	24	44	41	45	41	45	39	44	41
Mínimo	21,5	36,0	288,3	291,7	217,0	245,9	138,0	25,0	54,0	29,0	37,4	31,5	0,1	0,0	0,0	0,1	15,7	20,3
1º quartil	32,0	56,4	419,2	411,3	399,5	339,1	254,0	254,0	68,0	65,8	71,8	59,4	0,2	0,1	0,0	0,7	28,2	31,2
Mediana	47,0	66,8	511,7	471,7	479,0	372,2	270,0	299,0	78,0	73,5	78,6	67,3	0,2	0,1	0,2	1,1	31,9	38,3
Média	47,1	76,9	492,6	486,5	507,7	393,7	275,1	290,0	80,4	75,8	77,7	65,0	0,2	0,1	0,5	1,3	31,7	37,0
Desvio padrão	17,9	41,1	106,2	113,6	156,9	78,0	53,9	69,1	16,4	25,9	12,8	14,3	0,0	0,0	1,0	0,8	5,3	8,6
Coefficiente de variação	38%	53%	22%	23%	31%	20%	20%	24%	20%	34%	16%	22%	20%	26%	213%	66%	17%	23%
3º quartil	56,7	72,3	560,9	528,7	630,5	426,5	314,3	325,0	89,8	86,8	86,6	74,0	0,2	0,1	0,5	1,7	35,2	44,1
Máximo	88,0	211,8	781,7	775,0	782,0	584,9	418,0	409,0	121,0	127,5	98,9	91,2	0,3	0,2	4,7	3,5	41,5	52,1
CARGA APLICADA (g/nº.dia) - WCV FS																		
Parâmetros	SST período I	SST Período II	ST período I	ST Período II	DQO período I	DQO Período II	DBO período I	DBO Período II	N total período I	N total Período II	N-NH4+ período I	N-NH4+ Período II	N-NO2 período I	N-NO2 Período II	N-NO3 período I	N-NO3 Período II	P-PO4 período I	P-PO4 Período II
n	42	39	39	22	43	37	39	36	26	24	44	41	45	41	45	39	44	41
Mínimo	1,6	3,6	21,6	29,6	16,2	24,9	10,3	17,9	4,0	2,9	2,8	3,2	0,00	0,01	0,00	0,01	1,2	2,1
1º quartil	2,4	5,4	31,4	44,0	29,9	34,5	19,0	26,0	5,1	6,6	5,4	5,9	0,01	0,01	0,00	0,07	2,1	3,2
Mediana	3,5	6,8	38,3	50,1	35,9	37,1	20,2	30,3	5,8	7,5	5,9	6,7	0,01	0,01	0,00	0,11	2,4	3,9
Média	3,5	7,4	36,9	52,5	38,0	39,6	20,6	29,9	6,0	7,6	5,8	6,5	0,01	0,01	0,02	0,13	2,4	3,7
Desvio padrão	1,3	3,6	8,0	13,2	11,8	7,9	4,0	5,3	1,2	2,6	1,0	1,4	0,00	0,00	0,05	0,08	0,4	0,8
Coefficiente de variação	38%	48%	22%	25%	31%	20%	20%	18%	20%	34%	16%	22%	35%	20%	311%	66%	17%	23%
3º quartil	4,2	7,3	42,0	55,7	47,2	43,1	23,5	32,3	6,7	8,8	6,5	7,4	0,01	0,01	0,02	0,17	2,6	4,5
Máximo	6,6	19,6	58,5	78,6	58,6	59,3	31,3	40,4	9,1	12,9	7,4	9,2	0,02	0,02	0,35	0,35	3,1	5,3
CARGA APLICADA (g/nº.dia) - WCV livre																		
Parâmetros	SST período I	SST Período II	ST período I	ST Período II	DQO período I	DQO Período II	DBO período I	DBO Período II	N total período I	N total Período II	N-NH4+ período I	N-NH4+ Período II	N-NO2 período I	N-NO2 Período II	N-NO3 período I	N-NO3 Período II	P-PO4 período I	P-PO4 Período II
n	40	38	33	20	39	36	37	36	26	17	43	40	44	41	43	39	44	41
Mínimo	1,7	3,8	21,8	30,8	16,4	26,0	14,3	17,2	4,1	4,0	2,8	3,3	0,00	0,00	0,00	0,00	1,2	2,2
1º quartil	2,5	5,7	32,1	45,2	31,3	34,9	19,4	27,0	5,5	7,0	5,5	6,2	0,01	0,01	0,00	0,06	2,2	3,2
Mediana	3,6	6,9	39,1	51,6	35,9	38,6	21,3	31,9	5,9	7,8	5,8	6,8	0,01	0,01	0,00	0,12	2,5	4,0
Média	3,6	8,1	37,7	54,0	38,9	41,0	21,5	31,1	6,1	8,5	5,9	6,8	0,01	0,01	0,03	0,13	2,4	3,8
Desvio padrão	1,3	4,4	8,0	12,9	12,2	8,4	4,3	5,7	1,2	2,7	0,9	1,5	0,00	0,00	0,09	0,09	0,4	0,9
Coefficiente de variação	37%	55%	21%	24%	31%	21%	20%	18%	19%	31%	16%	22%	30%	25%	307%	69%	16%	22%
3º quartil	4,2	7,6	42,5	56,6	49,2	45,0	24,0	33,8	6,9	9,3	6,6	7,8	0,01	0,01	0,02	0,17	2,7	4,4
Máximo	6,5	22,4	60,6	82,5	59,2	61,7	35,5	42,1	9,2	13,5	7,6	9,6	0,02	0,02	0,49	0,37	3,0	5,5

Fonte: Elaborada pelo autor (2021).

CONCENTRAÇÃO E CARGA NA SAÍDA - EFLUENTE TRATADO																		
CARGA DE SAÍDA - WCV FS (g/m ³ .dia)																		
Parâmetros	SST período I	SST Período II	ST período I	ST Período II	DQO período I	DQO Período II	DBO período I	DBO Período II	N total período I	N total Período II	N-NH4+ período I	N-NH4+ Período II	N-NO2 período I	N-NO2 Período II	N-NO3 período I	N-NO3 Período II	P-PO4 período I	P-PO4 Período II
n	42	40	34	22	41	39	39	36	26	24	44	41	42	40	44	39	44	41
Mínimo	0,0	0,0	11,8	21,2	0,9	1,0	0,6	1,2	1,5	2,9	0,6	0,8	0,000	0,000	0,0	0,9	0,1	0,4
1º quartil	0,0	0,0	17,9	29,7	1,5	1,7	1,4	2,0	2,6	6,6	1,1	1,3	0,001	0,000	1,0	1,5	0,2	0,5
Mediana	0,0	0,0	22,1	34,9	2,0	2,0	1,9	2,4	3,0	7,5	1,5	1,7	0,001	0,001	1,8	1,9	0,3	0,7
Média	0,1	0,1	24,5	35,3	2,3	2,2	1,9	2,4	3,0	7,6	1,6	1,8	0,003	0,002	1,7	2,1	0,3	0,6
Desvio padrão	0,4	0,2	9,6	8,8	1,3	0,8	0,7	0,6	0,9	2,6	0,8	0,7	0,004	0,003	1,0	0,9	0,2	0,2
Coefficiente de variação	266%	281%	39%	25%	56%	36%	36%	27%	30%	34%	46%	41%	135%	157%	61%	41%	48%	28%
3º quartil	0,0	0,0	29,7	39,8	2,6	2,7	2,2	2,8	3,4	8,8	1,9	2,2	0,004	0,002	2,3	2,8	0,5	0,8
Máximo	1,5	0,9	60,1	56,5	6,6	4,0	3,7	3,5	4,4	12,9	3,7	4,6	0,017	0,014	4,2	4,6	0,6	1,0
Concentração de saída - WCV FS																		
Parâmetros	SST período I	SST Período II	ST período I	ST Período II	DQO período I	DQO Período II	DBO período I	DBO Período II	N total período I	N total Período II	N-NH4+ período I	N-NH4+ Período II	N-NO2 período I	N-NO2 Período II	N-NO3 período I	N-NO3 Período II	P-PO4 período I	P-PO4 Período II
n	42	40	33	20	39	36	37	36	26	17	43	41	42	40	43	39	44	41
Mínimo	0,0	0,0	175,0	233,3	13,9	11,1	9,3	12,0	23,0	24,0	8,4	8,4	0,0	0,0	1,8	10,3	1,4	3,8
1º quartil	0,0	0,0	265,4	400,0	21,8	19,6	20,8	21,3	38,5	36,0	17,0	14,1	0,0	0,0	16,7	15,9	2,6	5,7
Mediana	0,0	0,0	328,3	445,0	30,0	24,5	28,4	25,7	44,0	45,0	20,1	0,0	0,0	28,0	21,2	4,8	7,2	7,2
Média	2,0	0,8	364,7	448,4	34,5	25,0	27,8	25,6	44,3	48,7	24,2	20,5	0,0	0,0	26,9	23,3	4,8	7,1
Desvio padrão	5,4	2,3	142,7	110,9	19,3	8,4	10,1	7,6	10,4	19,8	11,2	9,4	0,1	0,0	15,0	9,2	2,3	1,9
Coefficiente de variação	266%	275%	39%	25%	56%	34%	36%	29%	23%	41%	46%	46%	135%	158%	56%	39%	48%	27%
3º quartil	0,0	0,0	441,3	520,0	39,0	29,3	32,8	30,6	50,5	55,0	28,4	24,6	0,1	0,0	35,1	30,9	7,0	8,7
Máximo	22,0	9,6	893,3	666,7	98,0	42,3	54,8	40,0	65,0	112,0	54,5	60,5	0,3	0,2	62,5	48,5	9,3	11,5
CARGA DE SAÍDA - WCV LIVRE (g/m ³ .dia)																		
Parâmetros	SST período I	SST Período II	ST período I	ST Período II	DQO período I	DQO Período II	DBO período I	DBO Período II	N total período I	N total Período II	N-NH4+ período I	N-NH4+ Período II	N-NO2 período I	N-NO2 Período II	N-NO3 período I	N-NO3 Período II	P-PO4 período I	P-PO4 Período II
n	42	40	36	24	41	39	39	36	25	15	44	41	44	41	43	39	43	41
Mínimo	0,0	0,0	15,4	0,0	2,3	0,0	1,4	1,5	2,4	3,2	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,2	0,3	0,5
1º quartil	0,0	0,5	20,7	34,0	3,4	3,6	2,0	2,8	3,2	4,8	1,8	1,7	0,0	0,0	1,5	2,0	0,5	0,9
Mediana	0,1	0,7	25,6	37,1	4,3	4,6	2,4	3,5	3,8	5,7	2,0	2,4	0,1	0,0	1,9	2,3	0,6	1,0
Média	0,2	0,9	25,1	35,2	5,1	4,5	2,6	3,4	4,1	5,9	2,1	2,4	0,1	0,1	2,1	2,4	0,6	1,0
Desvio padrão	0,3	0,6	6,3	13,7	2,5	1,9	0,9	1,1	1,2	2,0	0,6	0,9	0,1	0,1	1,2	0,8	0,2	0,3
Coefficiente de variação	140%	71%	25%	39%	49%	43%	35%	33%	29%	34%	31%	39%	77%	157%	58%	33%	26%	25%
3º quartil	0,2	1,1	28,8	41,6	5,7	5,7	3,1	3,8	4,8	6,5	2,5	3,1	0,1	0,0	2,7	3,0	0,7	1,2
Máximo	1,0	3,1	46,1	57,6	12,1	9,1	5,2	8,4	6,5	11,7	3,6	4,3	0,3	0,4	6,5	5,2	1,0	1,7
Concentração de saída - WCV LIVRE																		
Parâmetros	SST período I	SST Período II	ST período I	ST Período II	DQO período I	DQO Período II	DBO período I	DBO Período II	N total período I	N total Período II	N-NH4+ período I	N-NH4+ Período II	N-NO2 período I	N-NO2 Período II	N-NO3 período I	N-NO3 Período II	P-PO4 período I	P-PO4 Período II
n	42	40	36	24	41	39	39	36	25	24	44	41	44	41	43	39	43	41
Mínimo	0,0	0,0	221,7	238,3	28,2	21,5	12,0	16,4	34,0	28,0	14,2	8,3	0,1	0,0	6,2	13,4	4,2	5,3
1º quartil	0,0	5,5	316,7	389,6	50,6	41,3	29,8	29,0	47,0	50,8	27,5	20,0	0,5	0,1	22,9	21,6	7,0	9,5
Mediana	2,0	7,8	385,0	441,7	67,5	51,0	33,9	37,8	57,0	62,0	30,4	26,0	1,0	0,2	28,0	25,0	9,0	10,5
Média	3,2	9,3	377,5	468,3	75,7	53,4	37,9	36,4	62,5	64,0	31,9	26,4	1,3	0,7	32,8	26,3	8,9	11,2
Desvio padrão	4,2	6,3	96,7	140,6	38,4	16,7	13,5	11,5	18,8	22,5	10,1	9,4	1,0	1,1	16,9	8,7	2,4	2,7
Coefficiente de variação	132%	68%	25,6%	30,0%	50,7%	31,3%	35,6%	31,5%	30,1%	35,2%	31,7%	35,7%	76,2%	155,9%	51,7%	33,0%	26,9%	24,2%
3º quartil	3,8	11,4	425,8	505,4	83,0	62,4	45,5	40,8	74,0	75,5	37,2	32,5	1,8	0,5	42,4	31,2	10,5	12,8
Máximo	13,6	30,0	680,0	895,0	187,0	93,8	75,6	81,1	96,0	118,0	54,6	46,3	4,0	4,3	87,1	56,6	15,2	16,7

Fonte: Elaborada pelo autor (2021).

