UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CENTRO TECNOLÓGICO
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL
CURSO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL

Lucas Pocrywiecki

Estudo sobre o desempenho de *wetlands* construídos empregados no tratamento de esgoto sanitário: Aspectos físico-químicos e microbiológicos

Florianópolis
2023

Lucas Pocrywiecki

Estudo sobre o desempenho de *wetlands* construídos empregados no tratamento de esgoto sanitário: Aspectos físico-químicos e microbiológicos

Trabalho de Conclusão de Curso submetido ao curso de Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental do Centro Tecnológico da Universidade Federal de Santa Catarina como requisito para a obtenção do título de Bacharel em Engenharia Sanitária e Ambiental.

Orientadora: Eng. Amanda Silva Nunes, M.Sc
Coorientadora: Prof.ª Maria Elisa Magri, Dr.ª

Florianópolis
2023

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

Pocrywiecki, Lucas
Estudo sobre o desempenho de wetlands construídos empregados no tratamento de esgoto sanitário: Aspectos físico-químicos e microbiológicos / Lucas Pocrywiecki ; orientador, Amanda Silva Nunes, coorientador, Maria Elisa Magri, 2023.
55 p.

Trabalho de Conclusão de Curso (graduação) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico, Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental, Florianópolis, 2023.

Inclui referências.

1. Engenharia Sanitária e Ambiental. 2. Tratamento Descentralizado. 3. Ecotecnologia. 4. Wetlands Construídos. I. Silva Nunes, Amanda . II. Magri, Maria Elisa. III. Universidade Federal de Santa Catarina. Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental. IV. Título.

Lucas Pocrywiecki

Estudo sobre o desempenho de *Wetlands* Construídos empregados no tratamento de esgoto sanitário: Aspectos físico-químicos e microbiológicos.

Este Trabalho Conclusão de Curso foi julgado adequado para obtenção do Título de "Engenheira Sanitarista e Ambiental" e aprovado em sua forma final pelo Curso de Engenharia Sanitária e Ambiental.

Florianópolis, 10 de março de 2023.

Documento assinado digitalmente
Maria Elisa Magri
Data: 13/03/2023 09:18:10-0300
CPF: ***.011.369-**
Verifique as assinaturas em https://v.ufsc.br

Prof.ª Maria Elisa Magri, Dr.ª
Coordenadora do Curso de Engenharia Sanitária e Ambiental

Banca Examinadora:

Documento assinado digitalmente
AMANDA SILVA NUNES
Data: 13/03/2023 08:59:25-0300
CPF: ***.147.429-**
Verifique as assinaturas em https://v.ufsc.br

Engª. Amanda Silva Nunes, M.Sc.
Orientadora
Universidade Federal de Santa Catarina

Prof. Nelson Libardi Junior, Dr.
Avaliador
Universidade Federal de Santa Catarina

Engª. Fernanda Daniela Gonçalves Ferreira, M.Sc.
Avaliadora
Universidade Federal de Santa Catarina

AGRADECIMENTOS

Agradeço aos meus pais, pois sem o apoio deles a realização desse sonho não seria possível. Obrigado por todo o amor, carinho e incentivo dados, sempre me dando forças.

Agradeço a minha namorada Julia Lucion, por todo o suporte, por ouvir e entender os desabafos e me dar forças para continuar e não desistir, a sua ajuda foi muito importante.

Agradeço a minha orientadora Amanda Silva Nunes, por ouvir as minhas dificuldades e me orientar da melhor forma possível, sempre com muita paciência e compreensão. Obrigado pelos ensinamentos e pela dedicação.

Agradeço a professora Maria Elisa Magri por toda a ajuda e orientação. Muito obrigado por todo conhecimento repassado durante a orientação e graduação. Inúmeros dos seus ensinamentos fizeram grande diferença durante o trajeto deste trabalho.

Um agradecimento a todos meus amigos que de alguma forma contribuíram com essa jornada. Sem dúvidas a amizade de todos vocês foi fundamental nessa minha vivência.

Agradeço a todos os professores que contribuíram com a minha formação acadêmica.

E um agradecimento especial a UFSC e as universidades públicas, fazendo o meu sonho e o de muitos realidade!

RESUMO

A falta de saneamento básico é considerada uma das principais causas de mortalidade em países em desenvolvimento. Todavia, diversos são os desafios encontrados para promover o acesso ao mesmo, principalmente em locais não supridos por sistemas de tratamento centralizado. No sentido da busca por tecnologias sustentáveis para suprir estas dificuldades, o presente trabalho objetiva a avalição do desempenho de sistemas *Wetlands* Construídos (WC) na remoção microbiológica e físico-química, avaliando o desempenho na remoção de indicadores patogênicos (*Escherichia coli*, *Enterococcus faecalis,* Colifago Somático (ΦX) e bacteriófago RNA F-específicos (MS2) em sistemas *wetlands*) e na remoção físico-química (matéria orgânica, nutrientes, pH e alcalinidade). Para isso, dois arranjos tecnológicos de WCs, sendo um WC vertical com fundo saturado (WCVD-FS1) e um sistema híbrido (WCVD-FS2+WCH), situados na Estação Experimental de Tratamento de Esgoto do GESAD, foram avaliados. O afluente dos sistemas (tratado com tanque-séptico) e o efluente do WCVD-FS1, efluente do WCVD-FS2 e efluente do WCH, foram avaliados quanto aos referidos parâmetros. Os resultados demonstraram um ótimo desempenho de tratamento, onde foi possível conseguir efluentes que se adequem aos padrões da legislação para pH e nitrogênio amoniacal, além de atingir remoções acima de 80% para DQO, alcalinidade, amônia. Através da comparação entre os sistemas foi possível verificar a importância da adoção do fundo saturado e as vantagens de um sistema híbrido, avançando na remoção de nitrogênio e fósforo. Quanto as análises microbiológicas, ambos sistemas produziram uma redução na concentração das bactérias, chegando a não detecção após a WCH, contudo, houve a detecção de bacteriófagos em todos os efluentes, com uma redução menos expressiva em relação ao afluente, indicando a maior dificuldade na remoção de vírus e a possível presença de outras formas de coliformes. Em síntese os sistemas WC demonstraram uma ótima eficiência no tratamento de esgotos, cada sistema com suas características apresentou um efluente com boa remoção físico-química, ressalvando-se à presença dos bacteriófagos.

Palavras-chave: Tratamento descentralizado. Ecotecnologia. *Wetlands* Construídos. Remoção físico-química. Remoção microbiológica.

ABSTRACT

Lack of basic sanitation is considered one of the main causes of mortality in developing countries. However, there are several challenges to promote access to it, especially in places not supplied by centralized treatment systems. In the sense of the search for sustainable technologies to overcome these difficulties, the present work aims at evaluating the performance of constructed wetlands systems (WC) in the removal of pollutants present in sanitary sewage, evaluating the performance in the removal of pathogenic indicators (Escherichia coli, Enterococcus faecalis, Somatic Coliphage (ΦX) and bacteriophage F-specific RNA (MS2) in wetlands systems) and in the physical-chemical removal (organic matter, nutrients, pH and alkalinity). For this purpose, two technological WC arrangements, being a vertical WC with saturated bottom (WCVD-FS1) and a hybrid system (WCVD-FS2+WCH), located in the Sewage Treatment Experimental Station of GESAD, were evaluated. The affluent of the systems (treated with septic tank) and the effluent from WCVD-FS1, effluent from WCVD-FS2 and effluent from WCH, were evaluated for the mentioned parameters. The results showed an excellent treatment performance, where it was possible to achieve effluents that meet the standards of the legislation for pH and ammonia nitrogen, besides achieving removals above 80% for COD, alkalinity, ammonia. Through the comparison between the systems it was possible to verify the importance of adopting the saturated bottom and the advantages of a hybrid system, advancing in the removal of nitrogen and phosphorus. As for the microbiological analyses, both systems produced a reduction in the concentration of bacteria, reaching non-detection after the WCH, however, there was the detection of bacteriophages in all effluents, with a less expressive reduction in relation to the affluent, indicating the greater difficulty in the removal of viruses and the possible presence of other forms of coliforms. In summary, the WC systems demonstrated a great efficiency in the treatment of sewage, each system with its characteristics presented an effluent with good physical-chemical removal, except for the presence of bacteriophages.

Key-words: Decentralized treatment. Ecotechnology. Constructed wetlands. Physicochemical removal. Microbiological removal.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Índice de aterndimento total esgoto por estado brasileiro.....16
Figura 2 - Características dos tratamentos descentralizados.....17
Figura 3 - Aplicabilidade dos Wetlands Construídos segundo o PNSR. 21
Figura 4 - Classificação dos Wetlands Construídos. 22
Figura 5 - Perfil de um wetland construído subsuperficial horizontal.....24
Figura 6 - Perfil de um wetland construído vertical descendente 25
Figura 7 - Perfil de um wetland construído híbrido (WCV+WCH).....26
Figura 8 - Fatores fundamentais para consolidação do tratamento de esgoto com WC. 27
Figura 9 - Desempenho de WC associado as condições de contorno utilizadas. 28
Figura 10 - Localização das WC's avaliadas.....31
Figura 11 - Esquema representativo dos arranjos tecnológicos de WCs. 32
Figura 12 - Esquema representativo dos arranjos tecnológicos de WCs. 35
Figura 13 - Valores de DQO para afluente e saída de cada WC.....37
Figura 14 - Valores de pH para afluente e saída de cada WC. 38
Figura 15 - Valores de Alcalinidade para afluente e saída de cada WC. 38
Figura 16 - Concentrações de Nitrogênio Total para afluente e saída de cada WC..39
Figura 17 - Concentrações de Nitrogênio Amoniacal para afluente e saída de cada WC. 40
Figura 18 - Concentrações de Nitrito para afluente e saída de cada WC. 41
Figura 19 - Concentrações de Nitrato para afluente e saída de cada WC. 41
Figura 20 - Concentrações de Fósforo para afluente e saída de cada WC.....42

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Variáveis e métodos analíticos avaliados no afluente e efluentes provenientes pelos arranjos de WCs.....34

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Caracterização do afluente dos sistemas de WCs. 36
Tabela 2 - Resultados físico-químicos. 36
Tabela 3 - Desempenho dos arranjos tecnológicos ao longo dos anos de funcionamento. (Continua) 46
Tabela 4 - Desempenho dos arranjos tecnológicos ao longo dos anos de funcionamento. (Continuação) 47
Tabela 5 - Desempenho dos arranjos tecnológicos ao longo dos anos de funcionamento. (Continuação) 48

SUMÁRIO

1 **INTRODUÇÃO** 12
2 **OBJETIVO GERAL** 14
2.1 OBJETIVOS ESPECÍFICOS 14
3 **REVISÃO BIBLIOGRÁFICA** 15
3.1 SANEAMENTO BÁSICO NOS DIAS ATUAIS 15
3.2 QUALIDADE DA ÁGUA 18
3.3 WETLANDS CONSTRUÍDOS COMO SISTEMAS DE TRATAMENTO DE ESGOTO 20
3.3.1 ***Wetland* Construído Horizontal (WCH)** 23
3.3.2 ***Wetland* Construído Vertical (WCV)** 24
3.3.3 **Sistema híbrido** 25
3.4 EFICIÊNCIA dos WC NO TRATAMENTO DE EFLUENTES 26
4 **METODOLOGIA** 30
4.1 DESCRIÇÃO DO LOCAL DE ESTUDO 30
4.2 DESCRIÇÃO DOS *WETLANDS* CONSTRUÍDOS 31
4.3 MÉTODO DE AMOSTRAGEM 32
4.4 ANÁLISES MICROBIOLÓGICAS 33
4.5 ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS 34
4.6 ANÁLISE DE DADOS 34
4.6.1 **Remoção Físico-Química** 34
4.6.2 **Remoção Microbiológica** 35
5 **RESULTADOS E DISCUSSÕES** 36
5.1 RESULTADOS FÍSICO-QUÍMICOS 36
5.2 RESULTADOS MICROBIOLÓGICOS 43
5.3 COMPARAÇÃO DE RESULTADOS NO DECORRER DOS ANOS 46
6 **CONCLUSÃO** 50
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS 52

1 INTRODUÇÃO

Garantir a disponibilidade e a gestão sustentável da água potável e do saneamento para todos faz parte dos principais objetivos globais a serem desenvolvidos até 2030, conforme postulado pelas Nações Unidas com o Objetivo do Desenvolvimento Sustentável (ODS) 6: Água potável e Saneamento. A carência dos serviços de saneamento básico tem efeito direto na saúde da população, sobretudo em países de baixa e média renda, sendo as doenças de veiculação hídrica uma das principais causas de morbidade e mortalidade (BARROCAS; MORAES; SOUSA, 2019).

No Brasil, o setor de saneamento é um grande desafio. De acordo com o Atlas Esgotos da Agência Nacional de Águas, apenas 43% da população brasileira possui esgoto coletado e tratado e 12% o esgoto é tratado com fossa séptica, totalizando assim 55% da população com um tratamento considerado adequado. No entanto, 18% da população possui seu esgoto coletado e não tratado e 27% não possuem coleta e nem tratamento, ou seja, são geridos de maneira que pode ser considerada inadequada (ANA, 2017).

Nos grandes centros urbanos a opção mais comum de saneamento é o sistema centralizado. No entanto, a presença de sistemas de tratamento centralizado envolve diversas questões, principalmente de cunho financeiro, dada ao alto valor de implantação de estações de tratamento, redes de tubulações e elevatórias, além da necessidade da gestão e manutenção correta do sistema, dificultando sua instalação em localidades com poucas unidades contribuintes, ou seja, municípios de pequeno porte e/ou áreas rurais (SEZERINO et al., 2018).

As tecnologias de tratamento descentralizado têm demonstrado serem promissoras, especialmente, para localidades onde os sistemas centralizados são um problema. Uma tecnologia de tratamento no modal descentralizado são os *Wetlands* Construídos (WCs), estes são sistemas ecológicos concebidos para otimizar processos naturais de transformação da matéria orgânica e ciclagem de nutrientes. Os WCs são compostos por um meio filtrante, vegetação e micro-organismos, que desempenham processos biológicos, físicos e químicos, atuando na remoção de poluentes e patógenos (PHILIPPI; SEZERINO, 2004).

O desempenho dos WCs está diretamente associado às condições operacionais, construtivas e de contorno, como por exemplo, cargas hidráulicas e

orgânicas afluentes aplicadas, características dos fluxos hidráulicos, tempo de retenção hidráulica e espécie vegetativa (PELISSARI et al., 2014). Os WCs estão sujeitos a melhorias contínuas, como aprimoramento dos parâmetros operacionais e construtivos. Então, é de extrema importância avaliar seu comportamento diante desses cenários e ao longo dos anos.

Sob esta perspectiva, o foco desta pesquisa reside em demonstrar a aplicabilidade destes sistemas naturais de tratamento na melhoria da qualidade de esgotos sanitários. Os resultados obtidos com presente estudo contribuíram com banco de dados com informações sobre as concentrações ambientais dos contaminantes e eficiência de sistemas operados por períodos extensos. Este estudo fez parte do projeto de pesquisa executado pelo RReSSa/UFSC e GESAD/UFSC, intitulado MULTISOURCE - "*ModULar Tools for Integrating enhanced natural treatment SOlutions into Urban wateR CyclEs*", o qual teve financiamento da União Europeia.

2 OBJETIVO GERAL

Avaliar o desempenho de sistemas *Wetlands* construídos na remoção físico-química e de micro-organismos presentes em esgoto sanitário.

2.1 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Avaliar a remoção dos micro-organismos modelos *Escherichia coli, Enterococcus faecalis* Colifago Somático (ΦX) e bacteriófago RNA F-específicos (MS2) em sistemas *wetlands*;
- Analisar o desempenho dos sistemas *wetlands* de tratamento em termos de matéria orgânica carbonácea, nitrogênio, fósforo e sólidos;
- Analisar comparativamente o desempenho dos sistemas de tratamento ao longo dos anos de operação.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 SANEAMENTO BÁSICO NOS DIAS ATUAIS

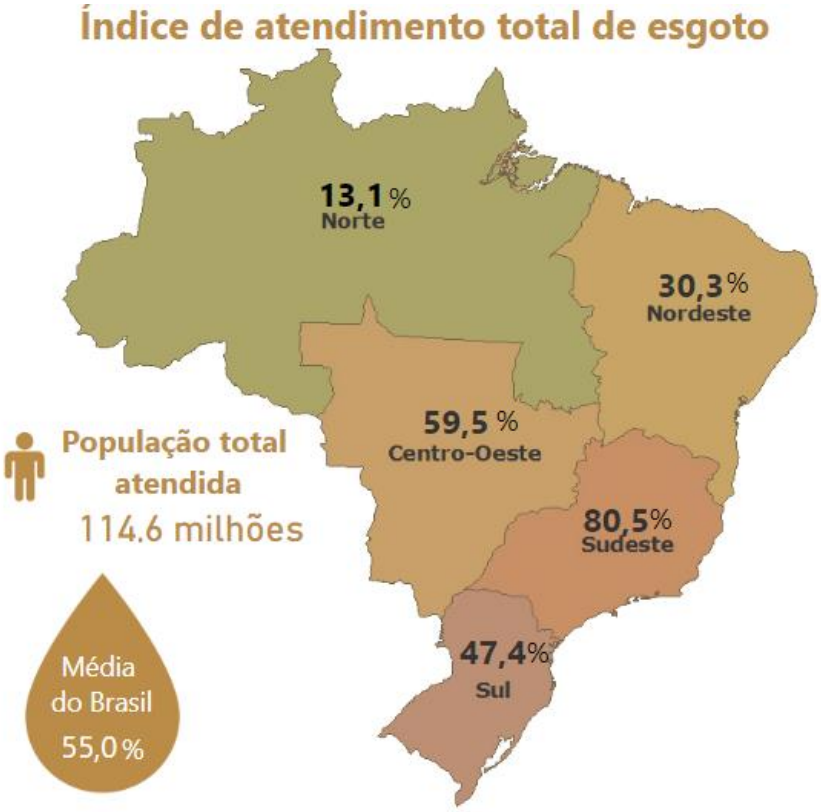
A crise hídrica é, atualmente, um tema de preocupação, pois já é realidade em diversas regiões do globo e a tendência é que se agrave, haja visto o aumento do consumo de água e as mudanças climáticas. Paralelamente, as questões de saúde pública, atingem uma grande parcela da população mundial, principalmente sobre as populações mais carentes, que vivem em áreas rurais ou em regiões de baixa renda. Estes dados, podem ser relacionados com ineficiência ou ausência de sistemas de saneamento básico (BEAUDEQUIN, 2016).

Intitulada pela Organização das Nações Unidas (ONU) como uma “crise global” sobre água e saneamento, a crise hídrica afeta aproximadamente 4,2 bilhões de pessoas em todo o mundo. A grande maioria não possui acesso a serviços de saneamento básico, onde mais da metade da população não possui esgoto tratado e cerca de 40% da população mundial vivem sem água e sabão para higienizar as mãos (UN, 2020).

No Brasil, o panorama do saneamento básico também é preocupante. Dados do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS, 2020), mostram que em 2020, quase metade da população brasileira (45%) não é atendida por sistemas de esgoto. Em função do déficit da abrangência dos serviços de tratamento de esgoto no Brasil, inúmeros casos de doenças relacionadas ao saneamento ambiental inadequado (DRSAI) são registradas anualmente, sobretudo com maior concentração nas populações mais vulneráveis.

No ano de 2019, por exemplo, foram registradas mais de 273 mil internações por doenças de veiculação hídrica, isto é, doenças que tem como principal via de transmissão água contaminada com micro-organismos patogênicos (DATASUS, 2019). De acordo com o Ministério da Saúde, durante o período de 2007 a 2020, foram notificados, por ano, uma média de 662 surtos de DRSAI e 152 óbitos. A Figura 1 apresenta dados acerca do acesso a sistemas de esgoto no território nacional, conforme a mesma, as regiões que mais carecem desse serviço são o Norte e Nordeste.

Figura 1 - Índice de atendimento total esgoto por estado brasileiro



Fonte: Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (2020).

Neste cenário, tornando-se fundamentais então os investimentos sistemas planejados de tratamento de esgoto, fazendo parte dos Objetivos do Desenvolvimento Sustentável (ODS 6 – Água potável e saneamento). Tal relevância é devida a uma relação direta entre saúde pública e saneamento básico, evidenciada por dados da distribuição de doenças de transmissão hídrica, como a Hepatite A, que acomete principalmente o Norte do Brasil, que é a região com menor acesso à água encanada e ao tratamento de esgoto (GAZZI; DA SILVA; ZÖLLNER, 2022).

Além dos problemas relacionados a saúde pública, a ausência ou ineficiência de sistemas de saneamento adequado contribui também para a degradação ambiental, uma vez que os constituintes do esgoto doméstico e/ou industrial são matéria orgânica, nutrientes, micro-organismos patogênicos e contaminantes químicos (UN, [s.d.]).

Afim de reduzir esses problemas são concebidos os serviços de esgotamento sanitário, que podem ser disponibilizados de forma centralizada ou descentralizada, ou seja, onde todos os esgotos gerados de uma região são encaminhados para um único ponto, ou subdividindo com mais pontos de tratamento, com a medida

descentralizada reduzindo os esforços com o transporte dos esgotos (SEZERINO et al., 2018).

Em municípios de pequeno porte é comum a inexistência de sistemas de tratamento sanitário centralizado, devido a altos custos de implantação e, principalmente de operação e manutenção. Diversos outros fatores contribuem a essa questão, como a baixa densidade populacional e particularidades dos relevos, tornando inviável este modelo de orçamento visto ao baixo valor de tarifa arrecadado. Dessa forma, o sistema de tratamento no lote (*on site*) é o modal de esgotamento sanitário que melhor atende estes casos, de forma descentralizada, caracterizada pelo tratamento no próprio lote gerador (SEZERINO et al., 2018).

Na Figura 2 são evidenciadas as principais características das tecnologias descentralizadas de tratamento de esgoto.

Figura 2 - Características dos tratamentos descentralizados.

Fonte: Sezerino et al. (2018).

Além de novas tecnologias que possuam uma abordagem mais integrada com os resíduos é essencial para o desenvolvimento sustentável. De acordo com Langergraber e Muellegger (2005) os sistemas de tratamento de água e esgoto convencionais já vem se mostrado insustentável até mesmo para áreas urbanas, tornando-se então ainda mais inviável para áreas rurais. Isso deve-se a diversos fatores, como o alto consumo energético, elevada geração de resíduos, alto custo de implantação, operação e manutenção, dentre outros, tornando evidente a importância de abordagens de saneamento que visem o reuso dos subprodutos do tratamento.

Neste sentido, o Saneamento Ecológico (EcoSan) vem tornando-se uma alternativa viável por abranger campos de extrema importância à sustentabilidade, como a redução dos riscos à saúde humana, a preservação do meio ambiente e a produção de recursos através da gestão dos subprodutos do tratamento (Ferreira et al., 2016).

Atualmente há uma grande variedade de alternativas tecnológicas que podem ser aplicadas ao tratamento de esgoto descentralizado, possuindo desde abordagens mais naturais até os sistemas compactos. Com um destaque a tecnologia de *wetlands* construídos (SEZERINO et al., 2018).

3.2 QUALIDADE DA ÁGUA

Além dos fatores químicos, como quantidade de matéria orgânica, nutrientes, poluentes, dentre outros, os fatores biológicos são no geral decisivos para avaliar a qualidade da água, sendo estes os fatores mais importantes de contaminação da água, causando diversas doenças. Usualmente são utilizados coliformes totais como micro-organismos indicadores de contaminação, *Escherichia coli* e *Enterococcus*, pertencente ao grupo das bactérias. Dessa forma, a presença destes micro-organismos nas águas representa um risco à saúde humana associada ao contato com a água, haja visto que são indicativos de contaminação fecal (BICHAI; SMEETS, 2013).

Águas com contaminação fecal apresentam diversos riscos à saúde humana, uma vez que podem contar bactérias, vírus e parasitas em concentrações altas o suficiente para o desenvolvimento de algum quadro clínico. No geral, a resposta humana à infecção por micro-organismos patogênicos pode ser associada a doenças gastrointestinais. As bactérias são micro-organismos encontrados naturalmente em animais e são excretadas em grandes quantidades nas fezes, podendo se multiplicar no meio ambiente e nos humanos, havendo uma baixa resistência aos processos de tratamento. Já os vírus apresentam um risco elevado de contaminação mesmo em quantidades baixas, apesar de não se reproduzirem no meio ambiente, possuem uma elevada resistência, podendo sobreviver a longos períodos de tempo e a processos de tratamento (OMS, 2016).

Todavia, estes micro-organismos tem uma capacidade limitada de prever a presença de patógenos, ou seja, a presença ou não destes microrganismos não pode

consegue por si só garantir a segurança em relação ao contato com essa água (EPA, 2012).

Nas últimas décadas, aconteceram alguns surtos de contaminação microbiológica em locais onde não havia constatação da presença de micro-organismos indicadores (HRUDEY et al., 2003). Isso demonstra que apesar das análises apontarem segurança quanto a contaminação microbiológica, havia um risco associado que não foi considerado.

Para contribuir com a identificação da qualidade microbiológica da água, diversos estudos tem avaliado outros métodos que sejam efetivos em averiguar os riscos de contaminação. Um dos grupos de micro-organismos em destaque são os bacteriófagos, que são um tipo de vírus que infecta bactérias, estes são excretados nas fezes humanas e possuem uma elevada resistência em ambientes aquáticos, adequando-os como indicadores de contaminação viral (DE LUCA et al., 2013).

Os bacteriófagos demonstram-se como indicadores mais eficientes de vírus entéricos quando comparado as bactérias, possuindo modo de reprodução, estrutura, composição e tamanho semelhantes aos vírus entéricos. Além disso, sua análise é considerada simples, rápida e acessível frente aos demais (CRUZ, 2021).

Além dos bacteriófagos, diversos outros microo-rganismos são de alta relevância sanitária, como de acordo com Cohim et al. (2007), os microrganismos de referência, sendo estes: bactérias – *Salmonella, Campylobacter* e *Escherichia coli;* vírus – Rotavírus, Adenovírus e Enterovírus; protozoários – Giardia e Cryptosporidium e; helminto – *Ascaris lumbricoides*.

Dessa forma, o avanço em relação a identificação de micro-organismos de referência é um fator fundamental para averiguar a segurança microbiológica aquática. Alguns destes micro-organismos de relevância sanitária são responsáveis por diversos casos de gastroenterites. A *Salmonella spp* é um destes, com característica zoonótica, ela é capaz de infectar uma ampla gama de animais, inclusivo os humanos, sendo um patógeno mais comum em origem alimentar. A infecção causada pela *Salmonella* pode levar ao desenvolvimento de diversas doenças, como gastroenterites, bacteremia e febre tifoide (OMS, 2016).

Outro vírus de referência é o *Rotavírus*, que é um patógeno com alta sobrevivência aquática e resistência a processos de desinfecção. A principal população acometida pela infecção com o *Rotavírus* são as crianças, uma vez que este é um dos principais agentes virais causadores de doenças diarreicas agudas

(DDA), colocando-o como a principal causa global de gastroenterite grave e desidratação em crianças menores de cinco anos, ocasionando a morte de até 200 mil crianças nesta faixa etária, anualmente. Todavia, não são apenas as crianças que são suscetíveis a infecção, podendo haver casos em todas faixas etárias (FIOCRUZ, 2022).

Afim de garantir-se o contato seguro com ambientes aquáticos, tem sido amplamente discutido o conceito de avaliação de risco, que implica no risco associado ao desenvolvimento de infecções ou quadros mais avançados. Nessas avaliações são utilizados os patógenos de referência para cada grupo de micro-organismos, afim de fornecer um modelo conservador, ou seja, presume-se que se os patógenos de referência forem controlados, os demais patógenos importantes dentro de cada grupo também serão (CRUZ, 2021).

3.3 WETLANDS CONSTRUÍDOS COMO SISTEMAS DE TRATAMENTO DE ESGOTO

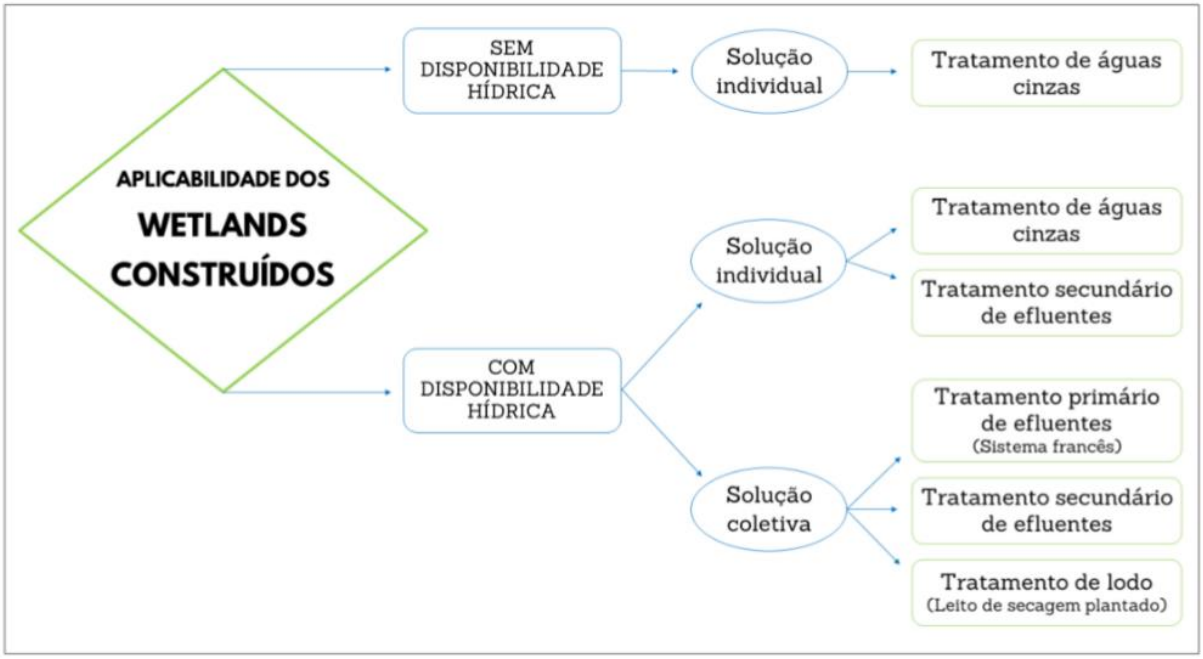
Os *wetlands* construídos (WCs) são sistemas concebidos com base na otimização de processos naturais de transformação da matéria orgânica e ciclagem de nutrientes, que ocorrem em ambientes alagados, tais como os pântanos naturais e mangues. Com notável eficiência no tratamento de efluentes de diversas origens, incluindo efluentes industriais, agrícolas, domésticas ou pluviais. Além disso, podem são empregados no controle de cheias, retenção de sedimentos e restauração de rios poluídos (SEZERINO et al., 2018).

Benefícios como o baixo custo de implantação, uma operação simplificada, elevada eficiência na remoção de poluentes e um desempenho de tratamento robusto, mesmo frente as variações operacionais do sistema colocam em evidência a importância dessas tecnologias. Neste sentido, o Programa Nacional de Saneamento Rural (PNSR/2019) insere os WCs como uma alternativa ao esgotamento sanitário no Brasil, consolidando diversas modalidades da tecnologia e influenciando na disseminação da aplicação desses sistemas, conforme a Figura 3 (BRASIL, 2019).

Segundo Zanella (2008), as *wetlands* são um tipo de habitat rico em diversidade, compostos por um arranjo de água, substrato, plantas, animais invertebrados e micro-organismos como bactérias, que são o grupo que desempenha a função mais importante, de transformação da matéria orgânica. São diversos

mecanismos de remoção que são utilizados nestas tecnologias de tratamento, sendo os mais comuns: retenção do material particulado suspenso; filtração e precipitação química; transformações químicas; sorção e troca iônica na superfície das plantas; quebra, transformação e metabolização de poluentes e nutrientes por microrganismos e plantas; e predação e redução natural de organismos patogênicos.

Figura 3 - Aplicabilidade dos Wetlands Construídos segundo o PNSR.



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

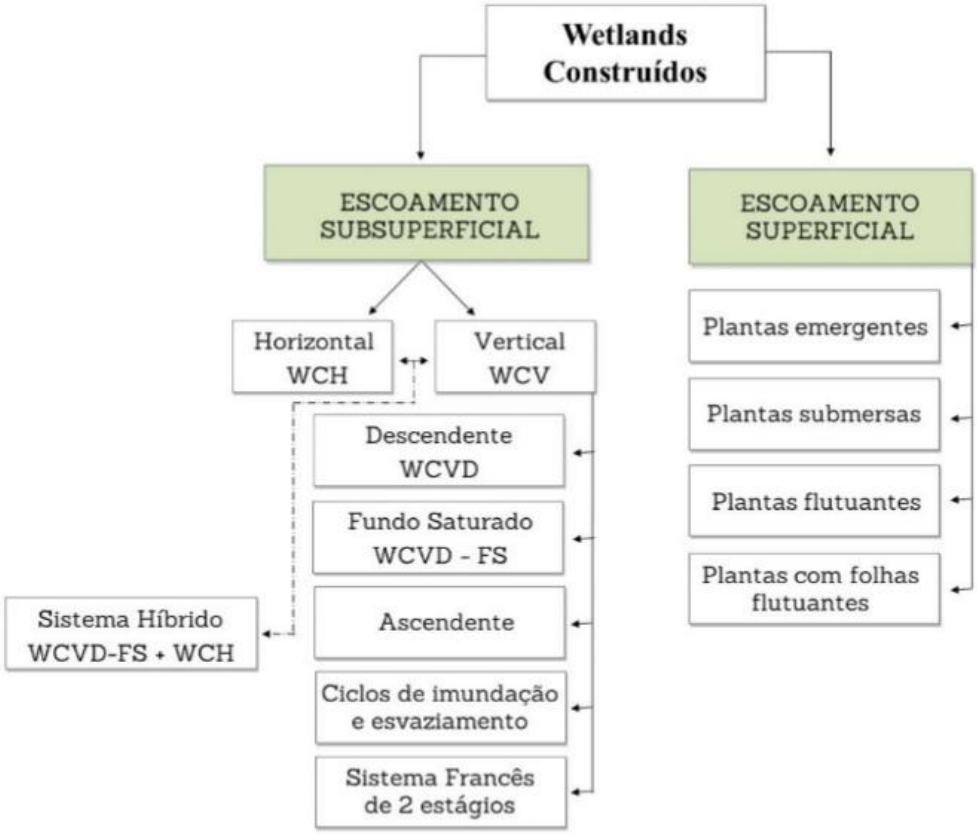
De acordo com Philippi e Sezerino (2004), o funcionamento de um *wetland* no tratamento de efluentes acontece por meio da depuração da matéria orgânica, transformação da série nitrogenada e retenção do fósforo. Neste sentido, uma série de processos ocorrem no interior dos WCs, físicos – de filtração e sedimentação; químicos – via a adsorção na superfície do material filtrante; biológicos – através da degradação microbiológica aeróbia e anaeróbia, predação e retirada de nutriente pelas macrófitas.

Os WCs, podem então, ser definidas como um sistema alagado construído especificamente para o tratamento de águas residuais, simulando e acelerando os processos naturais. A aplicação das *wetlands* pode ser dada em diversas modalidades, geralmente classificando-se com base no sentido de escoamento do esgoto no interior da unidade de tratamento, sendo comum em todas aplicações a

presença de plantas (denominadas macrófitas) que são responsáveis por atuar de diversas formas na remoção de poluentes (SEZERINO et al., 2018).

Segundo Kadlec e Wallace (2009) os WC podem ser divididos em dois grandes grupos, os *Wetlands* de fluxo superficial, que podem utilizar plantas flutuantes, submersas ou emergentes, e *Wetlands* de fluxo subsuperficial, que são classificadas em razão da direção do fluxo, em horizontal ou vertical. A Figura 4 possui um esquema com a classificação dos *wetlands*.

Figura 4 - Classificação dos Wetlands Construídos.



Fonte: Acervo GESAD (2022). (Disponível em: www.gesad.ufsc.br)

Wetlands de fluxo subsuperficial, vem sendo a modalidade comumente adotada no Brasil, geralmente composta pelo material filtrante, as macrófitas e os micro-organismos. Nesta configuração, o efluente possui sua entrada no material filtrante, com seu fluxo pelo substrato, sendo mantido abaixo do nível do leito, devido a isso, os riscos associados à geração de odores, proliferação de agentes patógenos, e a exposição ao homem e animais são minimizados (ZANELLA, 2008).

Adentro da modalidade de fluxo subsuperficial, há a classificação de acordo com o fluxo horizontal e vertical. Nos *Wetlands* Construídos Horizontais (WCH), a introdução do efluente a ser tratado é concebido no material filtrante, de modo a conduzir um fluxo horizontal no mesmo. Já nos *Wetlands* Construídos Verticais (WCV), a alimentação do reator acontece por meio do bombeamento do efluente a ser tratado até a parte superior do WC, gerando assim, uma percolação vertical ao longo do substrato, podendo ser ascendente ou descendente, conforme os ciclos de alimentação e descarte (ABOU-ELELA, 2019; MARIA CAMPOS ZINATO; MARIA GUIMARÃES, 2017).

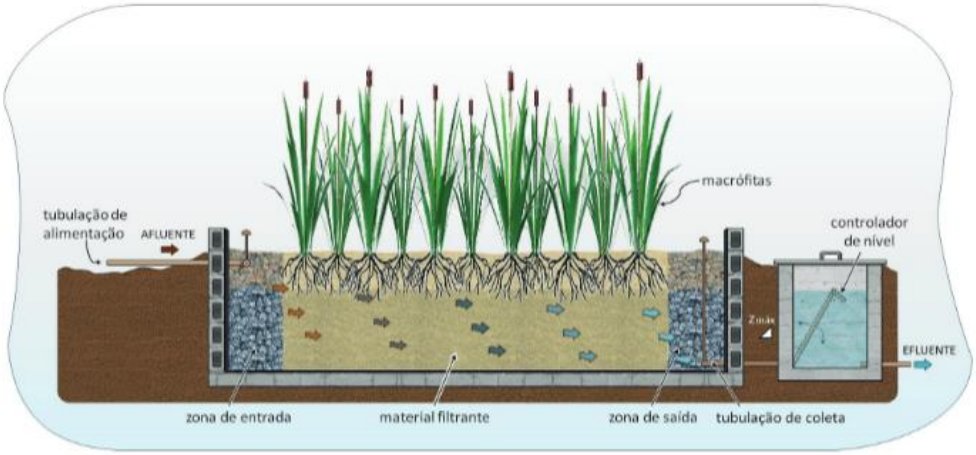
As configurações de WCs também podem ser classificadas de acordo a saturação do material filtrante, as formas de alimentação e os tipos de macrófitas. Inúmeras são as modalidades de WC aplicáveis ao tratamento de águas residuárias de características distintas. Estes sistemas, dependendo do nível de tratamento proposto podem utilizar unidades de tratamento a montante ou a jusante, com diferentes arranjos tecnológicos (SEZERINO; PELISSARI, 2021).

A modalidade de WC mais recorrente é a de fluxo subsuperficial horizontal ou vertical combinada com reatores tipo decanto-digestores implantados a montante, como tanques sépticos ou reatores anaeróbios compartimentados, assim promovendo um tratamento primário no afluente do WC, reduzindo da fração líquida os sólidos em suspensão e a matéria orgânica particulada, na forma de DBO_5 particulada (Demanda Bioquímica de Oxigenio) (SEZERINO; PELISSARI, 2021).

3.3.1 Wetland Construído Horizontal (WCH)

Como descrito anteriormente, os WCH, caracterizam-se pela percolação lenta do efluente através do material filtrante, conforme representado na Figura 5. Durante a percolação, o efluente possui contato com regiões aeróbias, anóxicas e anaeróbias, sendo as últimas predominantes. As zonas aeróbias evidenciam-se próximo as raízes das macrófitas, que tendem a realizar o transporte de oxigênio das partes aéreas para as raízes, ocorrendo nessa porção do leito filtrante os fenômenos de convecção e difusão do oxigênio atmosférico. Nas regiões mais afastadas das raízes ocorrem zonas anóxicas e anaeróbias, devido a saturação do meio filtrante. Essa saturação favorece o processo de desnitrificação, que acontece em meio anóxico (SEZERINO et al., 2018).

Figura 5 - Perfil de um wetland construído subsuperficial horizontal.



Fonte: Sezerino et al. (2018).

3.3.2 *Wetland* Construído Vertical (WCV)

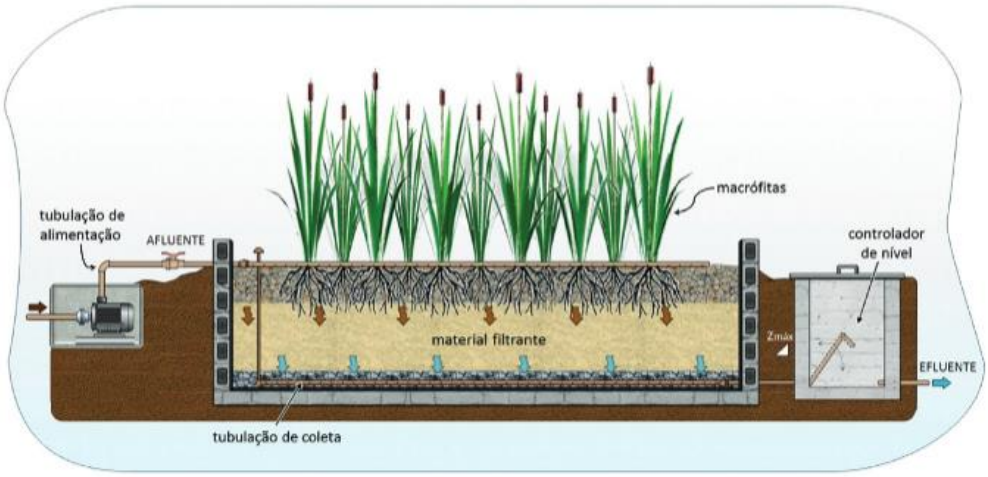
Nesta modalidade de WC, Figura 6, o efluente a ser tratado é introduzido de forma intermitente em curtos períodos, com longos intervalos de repouso. Geralmente essa alimentação é dada através do bombeamento do efluente à parte superior, que após aplicado uniformemente na superfície, irá percolar verticalmente no material filtrate, que pode estar saturado ou não, ou seja, sem esgoto acumulado no módulo da WC. Após a percolação, a água residuária é coletada por meio de um conjunto de tubulações no fundo do reator (SEZERINO et al., 2018).

O carregamento do tipo intermitente de esgoto superficialmente nos WCV promove um grande arraste de oxigênio atmosférico ao interior do material filtrante, via os fenômenos de convecção e difusão. Assim como nas WCH, há a transferência de oxigênio devido as raízes das macrófitas empregadas, todavia, uma quantidade mais relevante de oxigênio é introduzida devido a alimentação em pulsos (COOPER et al., 1996).

Haja visto a alta degradação aeróbia promovida em sistemas WCV, são favorecidos os processos de oxidação, promovendo a remoção da matéria orgânica, retenção de sólidos e a conversão do nitrogênio amoniacal a nitrato (nitrificação). Contudo, algumas limitações são apresentadas neste modelo quanto a eficiência de remoção de alguns poluentes, uma vez que o processo de remoção da série nitrogenada não acontece completamente, dada a baixa ocorrência da desnitrificação,

produzindo assim, um efluente nitrificado (KADLEC; WALLACE, 2009; SEZERINO et al., 2018).

Figura 6 - Perfil de um wetland construído vertical descendente



Fonte: Sezerino et al. (2018).

Neste sistema, o controlador de nível é operado somente no início do processo de operação, rebaixando-se na sequência para operar com drenagem livre. Adentro desta modalidade, pode haver também a saturação do meio filtrante, ocasionada pela elevação da tubulação de saída, essa configuração é chamada de *Wetland* Construído Vertical de Fundo Saturado (WCV-FS), com a mesma dinâmica do WCV, porém promovendo um aumento da desnitrificação, dada a presença de zonas anaeróbias/anóxicas (SEZERINO et al., 2018).

3.3.3 Sistema híbrido

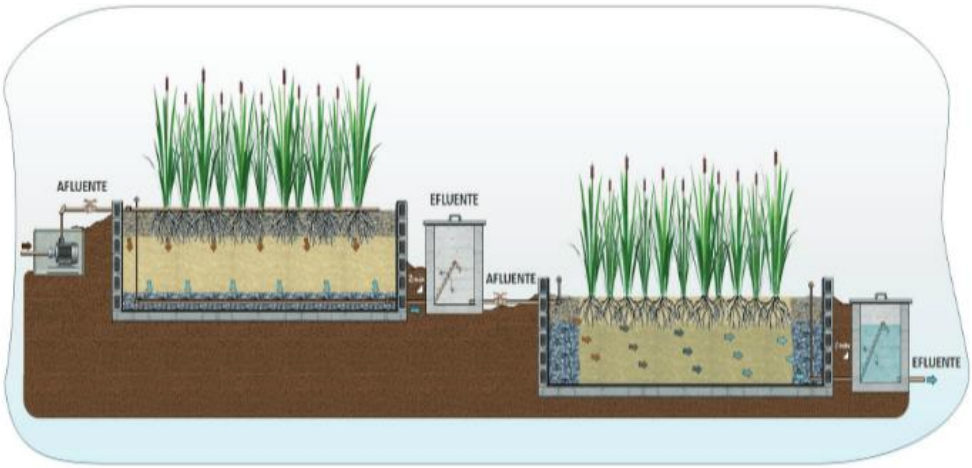
Outros arranjos podem ser utilizados, dependendo da característica do efluente a ser tratado, tipo de reuso objetivado, dentre diversos outros aspectos relevantes. Sistemas híbridos também são comumente aplicados, podendo ser definidos como um sistema que faz a disposição de diferentes *wetlands* em sequência, afim de otimizar a capacidade de remoção de poluentes através da combinação das características de cada modelo (SEZERINO et al., 2018).

Uma maneira de combinar estes sistemas é a sequência do vertical para o horizontal, fazendo com que as características de ambos sejam complementadas,

produzindo assim, efluentes de com baixo teor de DBO_5, completamente nitrificados e parcialmente desnitrificados (COOPER, 1999).

Para melhor compreensão, o esquema de funcionamento pode ser visualizado na Figura 7, onde no WCV, são favorecidos os processos de oxidação, devido a maior incorporação de oxigênio por convecção e difusão atmosférica no material filtrante, já no WCH, processos anaeróbios/anóxicos são mais evidentes, no caso, a desnitrificação.

Figura 7 - Perfil de um wetland construído híbrido (WCV+WCH).



Fonte: Sezerino et al. (2018).

3.4 EFICIÊNCIA DOS WC NO TRATAMENTO DE EFLUENTES

Essencialmente, os processos de tratamento de efluentes podem ser classificados entre físicos, químicos e biológicos. Em WCs, há a ocorrência de todos estes, como já descrito anteriormente. Dessa forma, são diversos os fatores que corroboram no desempenho em WCs (Figura 8). Sezerino e colaboradores (2018) citam fatores que são determinantes para a eficiência destas tecnologias, como o material filtrante, as macrófitas e os micro-organismos. Todavia, também devem ser levados em consideração outros fatores, como o regime de operação, condições climáticas, tipo de efluente a ser tratado, dentre outras, são fundamentais para desenvolver um bom desempenho no tratamento com WC.

Com relação ao desempenho desta modalidade de sistemas de tratamento de efluente, diversos estudos tem atestado a boa eficiência dos WCs na remoção de matéria orgânica (DBO e DQO), nutrientes (nitrogênio e fósforo), sólidos suspensos

totais (SST), metais pesados e patógenos. Foram alcançadas eficiências de remoção acima de 90% para SST e DBO, além de valores acima de 80% para DQO, por De Simone Souza et al. (2017). Magri et al. (2012) também registrou valores de eficiência de 92 e 94%, para DQO e SST, respectivamente.

Figura 8 - Fatores fundamentais para consolidação do tratamento de esgoto com WC.

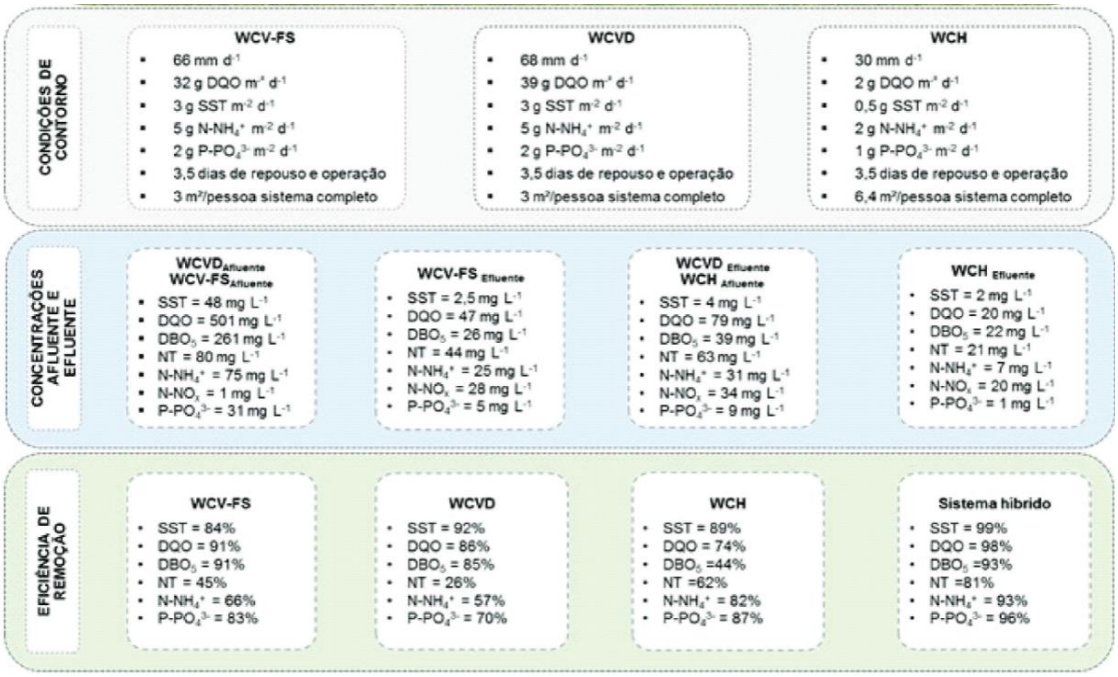
Fonte: Sezerino et al. (2018).

Sezerino et al. (2018) realizou em seu estudo dois anos de monitoramento do desempenho de sistemas de WC, com modelos de fundo saturado (WCV-FS) e híbrido (WCVD seguido de WCH), verifica-se que as unidades de tratamento possuem uma ótima capacidade redução da carga orgânica, sólidos e nutrientes.

De modo geral, os WCs têm demonstrado um grande potencial no tratamento de efluentes, com uma grande gama de aplicabilidade (DE SIMONE SOUZA et al., 2017). Apesar disso, ainda há dificuldades de verificar quais fatores possuem mais influência na remoção de micro-organismos indicadores dentro de um WC, tal dificuldade deve-se ao fato de que a performance do tratamento possui relação direta com o *design* e os parâmetros de projeto, havendo então uma grande variação na eficiência e mecanismos mais evidentes de remoção (WU et al., 2016).

Processos químicos, físicos e biológicos compõe os mecanismos relacionados a remoção de poluentes, tais como: a biodegradação, sedimentação, filtração, precipitação, volatilização, adsorção e absorção pelos tecidos das plantas, que podem acontecer simultaneamente ou individualmente (Figura 9).

Figura 9 - Desempenho de WC associado as condições de contorno utilizadas.



Fonte: Adaptado de Sezerino et al. (2018).

Além disso, estes processos são diretamente ou indiretamente afetados por condições ambientais internas e externas, como a temperatura, disponibilidade de oxigênio dissolvido e carga orgânica, condições operacionais, dentre outros. Dessa forma, é difícil evidenciar quais processos são os responsáveis pela remoção dos contaminantes e de que forma isso ocorre (WU et al., 2016).

De acordo com Paraskevopoulos (2019), os principais mecanismos biológicos de remoção de microrganismos ou indicadores fecais em sistemas de WC são a decaimento natural (morte dos microrganismos), predação, competição por nutrientes e a retenção dos microrganismos nos biofilmes, sendo que os fatore mais citados para remoção microbiológica são a predação e morte natural. Já os principais mecanismos químicos associados à remoção dos patógenos são a oxidação e a exposição aos biocidas excretados pelas plantas (WU et al., 2016).

Dentre os fatores físicos que atuam nos processos de remoção de micro-organismos, destacam-se a filtração e adsorção, contribuindo de maneira significativa para a remoção de patógenos. A sedimentação é outro processo mencionado em diversos estudos, apontado como eficiente na remoção de parasitas, como ovos de helmintos, dado a sua elevada velocidade de sedimentação. Os vírus por sua vez possuem uma elevada resistência, permanecendo estáveis quando em suspensão, podendo apenas serem efetivamente removidos por sedimentação quando ligados à partículas menores (WU et al., 2016).

4 METODOLOGIA

O presente Trabalho de Conclusão de Curso encontra-se inserido no projeto de pesquisa intitulado MULTISOURCE - "*ModULar Tools for Integrating enhanced natural treatment SOlutions into Urban wateR CyclEs*", integralmente financiado pela União Europeia. O MULTISOURCE iniciou oficialmente suas atividades em junho de 2021, prevendo-se a conclusão para junho de 2025.

O projeto congrega universidades e instituições de pesquisa de diferentes partes do mundo, dentre elas a Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC) e os grupos de estudo "Grupo de Estudo em Recuperação de Recursos em Sistemas de Saneamento" (RReSSa) e o "Grupo de Estudo em Saneamento Descentralizado" (GESAD), ambos do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental.

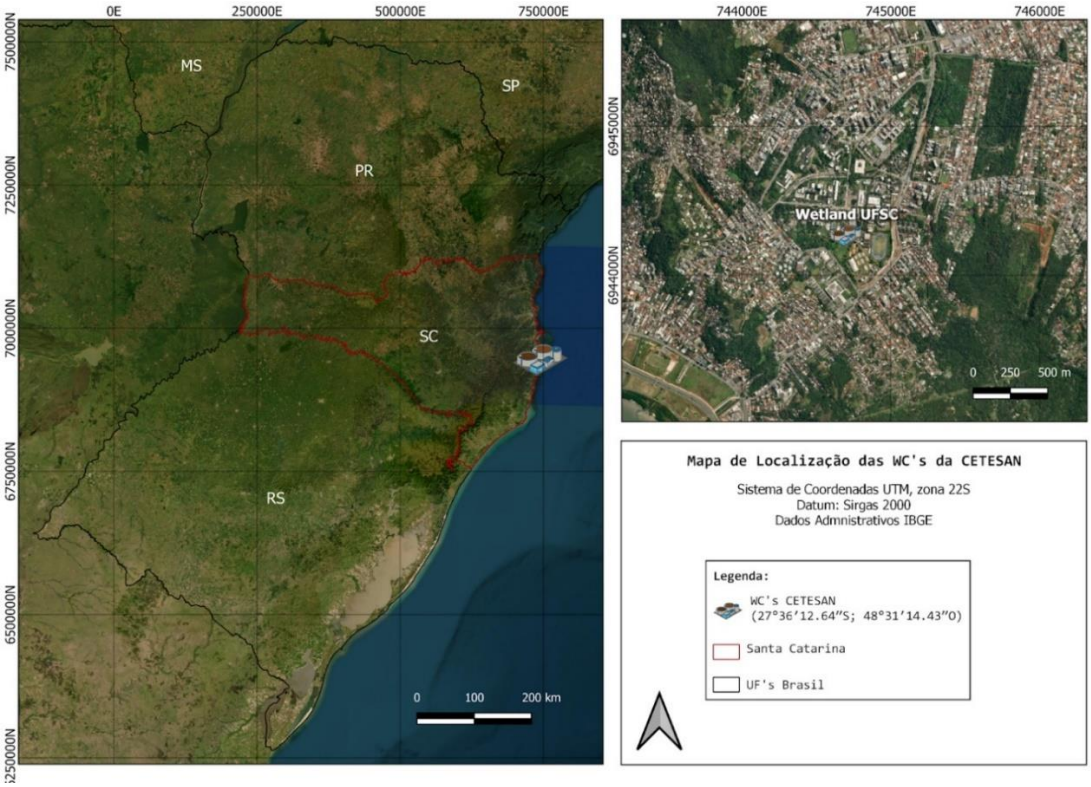
Entre as ações a serem realizadas do projeto MULTISOURCE está a avaliação do desempenho de sistemas naturais, como *wetlands* construídos aplicados ao tratamento de esgotos sanitários e seu potencial para eliminação de contaminantes presentes no esgoto sanitário.

4.1 DESCRIÇÃO DO LOCAL DE ESTUDO

O prosseguimento deste estudo envolveu atividades em campo (acompanhamento operacional e amostragem nos arranjos tecnológicos de *wetlands* construídos) e também atividades laboratoriais (análises microbiológicas e físico-químicas). As atividades laboratoriais foram desenvolvidas nas dependências da UFSC, as análises microbiológicas foram realizadas no Laboratório de Microbiologia e as análises físico-químicas no Laboratório do GESAD, ambos localizados no Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental.

Os dois arranjos tecnológicos de *wetlands* construídos avaliados neste estudo estão localizados na Estação Experimental de Tratamento de Esgoto (EETE) (Figura 10), associada a Central Educacional de Tratamento de Esgoto Sanitário (CETESAN), campus Trindade, em Florianópolis/SC. Situada geograficamente pelas coordenadas 27° 36′ 12.64″ Sul e 48° 31′ 14.43″ Oeste, a EETE encontra-se em operação desde junho de 2015 e recebe como afluente esgoto sanitário proveniente da rede coletora de esgotos do bairro Pantanal, sob a concessão da Companhia Catarinense de Águas e Saneamento (CASAN).

Figura 10 - Localização das WC's avaliadas.



Fonte: Autoria própria, 2023.

4.2 DESCRIÇÃO DOS *WETLANDS* CONSTRUÍDOS

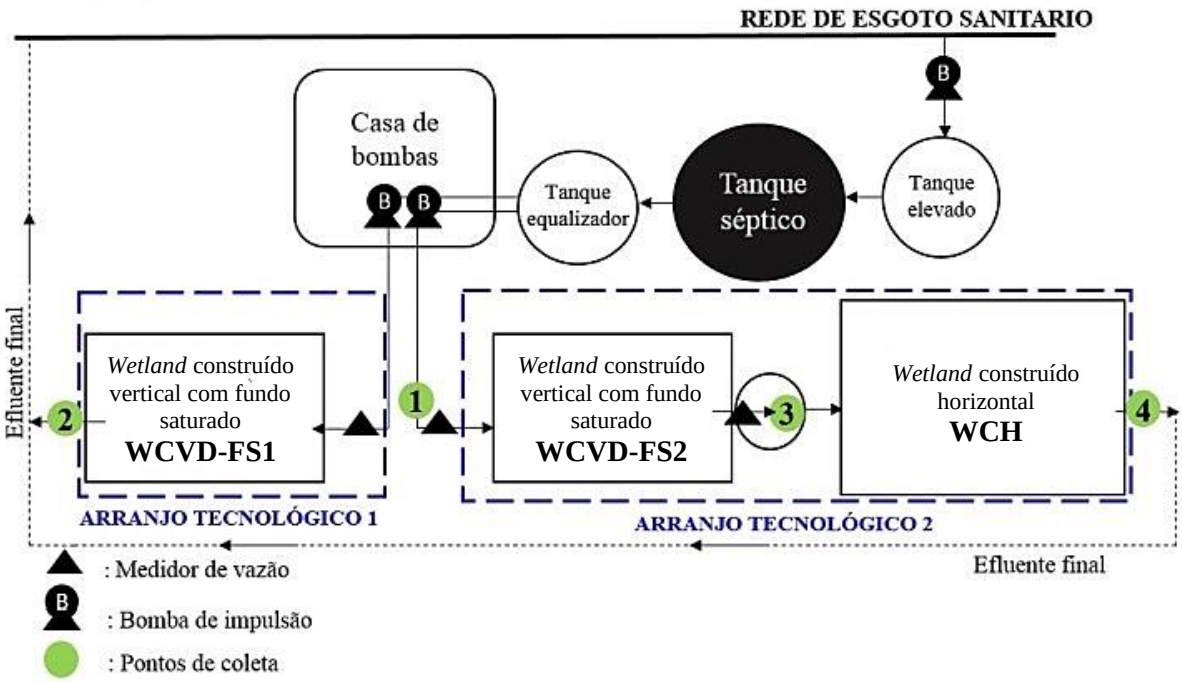
Neste estudo foram analisados dois arranjos tecnológicos de *wetlands* construídos operando em paralelo no tratamento de esgoto sanitário. Os arranjos possuem algumas características distintas, dada às diferentes modalidades de WC's. O arranjo 1 trata-se de um *wetland* construído vertical descendente de fundo saturado (WCV-FS1), e o arranjo 2 em um *wetland* construído descendente de fluxo saturado (WCV-FS2), seguido de um *wetland* construído de fluxo horizontal (WCH), também chamado de arranjo híbrido. Ambos arranjos foram alimentados pelo efluente do tratamento primário via tanque séptico, dessa forma atuando como unidades de tratamento secundário.

Todos os WC's são consolidados acima do nível do solo, em estrutura de alvenaria e impermeabilização das áreas internas, as quais foram dimensionadas para operar sob uma carga orgânica média de 41gDQO.m^{-2}.d^{-1}. O esgoto sanitário afluente provém da rede coletora de esgoto do município de Florianópolis, operando com ciclos de forma intermitente (3 a 4 pulsos por dia), seguidos por um ciclo operacional de 3,5 dias de operação (alimentação) e 3,5 dias de repouso (sem alimentação de esgoto).

A espécie vegetativa adotada foi a *Typha domingensis*, ou mais popularmente conhecida como Taboa.

O WCV-FS1 tem uma área superficial de 7,5 m², profundidade do meio filtrante de 0,75 e altura de saturação de 0,40 m. Já o arranjo híbrido, tem área superficial de 7,5 m² e 16 m² para, respectivamente, WCV-FS2 e WCH. Para o WCH, a altura de saturação era de 0,50 m. Ambos os arranjos tecnológicos tem brita nº1 na zona de entrada ou distribuição, areia grossa (d10 = 0,29 mm; d60 = 1,16 mm; d60/d10 = 4,05) na zona filtrante principal e brita nº1 na zona de saída ou retira do efluente, como meio filtrante. A Figura 11 ilustra ambos os arranjos tecnológicos de WCs estudados.

Figura 11 - Esquema representativo dos arranjos tecnológicos de WCs.



Fonte: Adaptado de Celis (2015).

4.3 MÉTODO DE AMOSTRAGEM

Foram realizadas 5 coletas de amostras, coletadas quinzenalmente entre os meses de setembro de 2022 até novembro de 2022. As amostras foram coletadas sempre no momento da alimentação dos *wetlands* (por volta de 11 horas da manhã). Os pontos de amostragem foram: afluente aos sistemas *wetlands* (pós-tratamento por tanque séptico), efluente tratado do WCVD- FS1, efluente tratado do WCVD-FS2 e efluente tratado do WCH. Os recipientes utilizados para as coletas foram frascos de

vidro de boca larga, previamente esterilizados em autoclave e com capacidade para 200 ml. Todas as amostras foram acondicionadas em caixa térmica e mantidas sob refrigeração até o momento dos ensaios em laboratório.

4.4 ANÁLISES MICROBIOLÓGICAS

Amostras do afluente e efluentes dos dois arranjos tecnológicos foram analisadas para *Escherichia coli*, *Enterococcus faecalis*, Colifago somático e bacteriófago RNA F-específico. As análises microbiológicas resumiam-se em diluições decimais seriadas das amostras em solução salina peptona estéril, seguida pelo plaqueamento e quantificação dos micro-organismos. Selecionou-se para as análises, uma sequência de 3 diluições de cada amostra, ou seja, o plaqueamento foi realizado em triplicata técnica (diluições provenientes de uma única amostra).

Para as bactérias *Escherichia coli* e *Enterococcus faecalis*, alíquotas de 0,1 ml foram semeadas em placas de ágar MacConkey e SlaBa (*Slanetz and Bartley Agar*), respectivamente. As placas de ágar MacConkey foram incubadas a 37ºC ± 2ºC por 24 horas, enquanto as placas de ágar SlaBa foram incubadas a 37ºC ± 2ºC por 48 horas, em estufa bacteriológica. Os resultados para as bactérias *Escherichia coli* e *Enterococcus faecalis* foram expressos em unidades formadoras de colônias por mililitro ($UFC.ml^{-1}$).

A detecção e a enumeração dos bacteriófagos foram realizadas de acordo com o método da dupla camada de sobreposição de ágar de Adams (1959), e seguindo os requisitos da ISO 10705-1:1995, para o RNA F-específico; e da ISO 10705-2:2000, para o Colifago somático. Para o bacteriófago RNA F-específico foi utilizado o meio de cultura TYGA (*Tryptone-Yeast extract-Glucose Agar*) e a bactéria hospedeira *Salmonella enterica* (WG49 NCTC12484). Logo, para o Colifago somático foi utilizado o meio de cultura MSA (*Modified Scholtens' Agar*) e a bactéria hospedeira *Escherichia coli* (ATCC 13706).

Resumidamente, as bactérias hospedeiras foram cultivadas nos respectivos meios e incubadas a 37ºC ± 2ºC por 3 a 5 horas, para crescimento e propagação. Em seguida, em tubos de ensaios foram combinados um volume de 1 ml de amostra diluída, 1 ml de bactéria hospedeira e 2 ml de meio de cultura semi-sólido. Os tubos foram homogeneizados com o auxílio de um agitador do tipo Vórtex e então, a mistura foi depositada em placas previamente preparadas e contendo os respectivos meios.

Após a solidificação, as placas foram incubadas a 37ºC ± 2ºC por 18 horas e posteriormente, quantificadas em unidades formadoras de placas por mililitros ($UFP.ml^{-1}$).

4.5 ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS

As análises físico-químicas dos afluentes e efluentes de cada etapa do tratamento foram realizadas seguindo os procedimentos descritos no *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2005). No Quadro 1 são apresentados os parâmetros físico-químicos avaliados para verificar o desempenho dos arranjos tecnológicos no tratamento de esgotos.

Quadro 1 - Variáveis e métodos analíticos avaliados no afluente e efluentes provenientes pelos arranjos de WCs.

Parâmetro	**Unidade**	**Método analítico**
Potencial Hidrogeniônico	-	Método Potenciométrico (4500 H+)
Alcalinidade	$mgCaCO_3.L^{-1}$	Método Titulométrico (2320 B)
Demanda Química de Oxigênio	$mg.L^{-1}$	Método Refluxo Fechado (5220 D)
Sólidos Suspensos Totais	$mg.L^{-1}$	Método Gravimétrico (2540 D)
Nitrogênio Total Kjeldahl	$mg.L^{-1}$	Método Macro Kjeldahl (4500 N-B)
Nitrogênio Amoniacal	$mg.L^{-1}$	Método Colorimétrico de Nessler
Nitrito	$mg.L^{-1}$	Método Colorimétrico (4500 NO_2^-B)
Nitrato	$mg.L^{-1}$	Método Colorimétrico (4110 B)
Fósforo Total	$mg.L^{-1}$	Método Colorimétrico (4500 P-C)

Fonte: *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater*, 2005.

4.6 ANÁLISE DE DADOS

4.6.1 Remoção Físico-Química

A eficiência de remoção dos contaminantes físico-químicos em cada arranjo tecnológico de *wetlands* construídos foi calculada pela equação (1)

$$E = \frac{Co - Ce}{Co} \times 100 \quad (1)$$

Onde E = eficiência de remoção (%); C_o = concentração do contaminante no esgoto afluente (mg/L); C_e = concentração do contaminantes no esgoto efluente de cada WCs (mg/L).

4.6.2 Remoção Microbiológica

A fim de analisar a eficiência de remoção microbiológica dos dois arranjos tecnológicos, a diferença entre as concentrações logarítmicas em cada módulo de tratamento (afluente, efluente de WCVD- FS1, efluente de WCVD-FS2 e efluente de WCH), foram calculadas (Figura 12). Para isso, foram utilizados os dados de $\log_{10}$ das concentrações encontradas. A eficiência de remoção microbiológica foi então calculada pela equação (2), (3), (4) e (5).

$$Dif2{,}1 = mlogC1(i) - mlogC2(i) \quad (2)$$

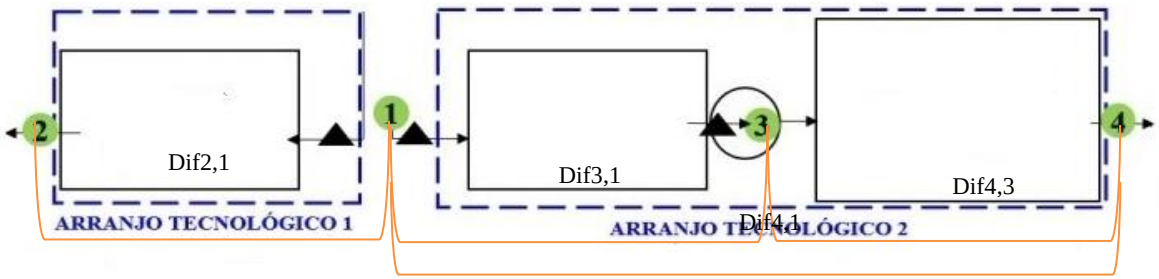
$$Dif3{,}1 = mlogC1(i) - mlogC3(i) \quad (3)$$

$$Dif4{,}1 = mlogC1(i) - mlogC4(i) \quad (4)$$

$$Dif4{,}3 = mlogC3(i) - mlogC4(i) \quad (5)$$

Onde Dif2,1 = eficiência de remoção do WCVD- FS1; Dif3,1 = eficiência de remoção do WCVD-FS2; Dif4,1 = eficiência global de remoção do sistema híbrido; Dif4,3 = eficiência de remoção do WCH; mlogC1(i), mlogC2(i), mlogC3(i) e mlogC4(i) = média dos $\log_{10}$ das amostras. Os resultados de eficiência de remoção logarítmicas foram apresentados em remoção logarítmica.

Figura 12 - Esquema representativo dos arranjos tecnológicos de WCs.



Fonte: Adaptado de Celis (2015).

5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

5.1 RESULTADOS FÍSICO-QUÍMICOS

Os resultados referentes as análises físico-químicas realizadas durante o período de monitoramento dos dois arranjos tecnológicos de WCs são apresentados na sequência. O Tabela 1 contém a caracterização físico-química do esgoto afluente, proveniente de um tratamento primário com tanque séptico e os resultados das análises físico-químicas dos efluentes estão presentes no Tabela 2.

Tabela 1 - Caracterização do afluente dos sistemas de WCs.

Parâmetro	Unidade	Afluente pós TS
pH	-	7.17 ± 0.25
Alcalinidade	mgCaCO3/L	250.33 ± 82.04
DQO	mg/L	444.29 ± 70.62
NT	mg/L	82 ± 21
$N\text{-}NH4^{+}$	mg/L	93.3 ± 68.31
$N\text{-}NO_2^{-}$	mg/L	0.11 ± 0.02
$N\text{-}NO_3^{-}$	mg/L	0.5 ± 0.71
$P\text{-}PO_4^{3-}$	mg/L	49.68 ± 9.84

Fonte: Autoria própria, 2023.

Tabela 2 - Resultados físico-químicos individuais para cada saída do sistema.

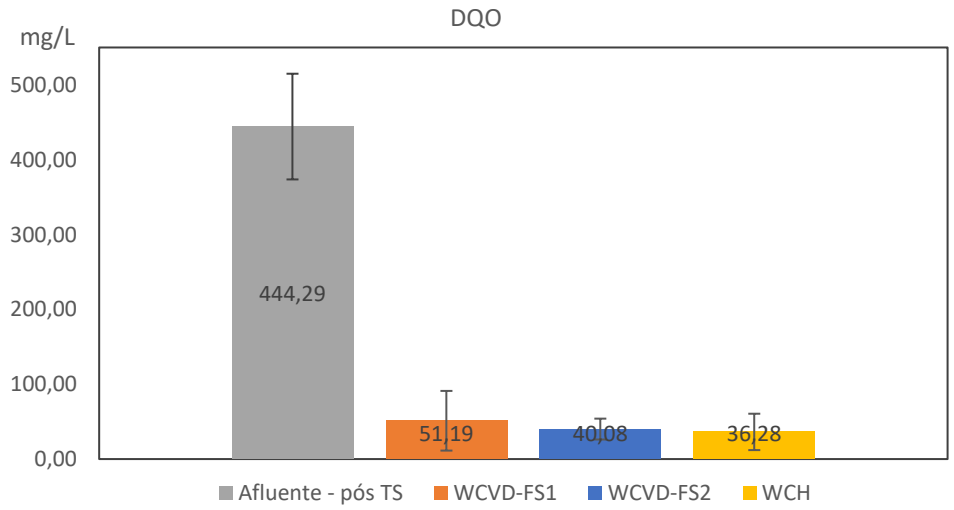
Parâmetro	Unidade	Dados	WCVD-FS1	*(%)*	Sistema Híbrido			
					WCVD-FS2	*(%)*	WCH	*(%)*
pH	-	Média Desvio	6.27 0.76	-	6.23 0.4	-	6.47 0.49	-
Alcalinidade	mgCaCO3/L	Média Desvio	25 18.03	90.0	41.67 2.89	83.4	38.67 22.03	7.2
DQO	mg/L	Média Desvio	51.19 39.87	88.5	40.08 13.97	91.0	36.28 24.32	9.5
NT	mg/L	Média Desvio	26 3	68.3	28.67 10.97	65.0	8.67 5.51	69.8
$N\text{-}NH4^{+}$	mg/L	Média Desvio	10.93 9.04	88.3	14.96 11.46	84.0	-	-
$N\text{-}NO_2^{-}$	mg/L	Média Desvio	0.37 0.61	-	0.03 0.02	72.7	0.03	0.0
$N\text{-}NO_3^{-}$	mg/L	Média Desvio	10.98 0.04	-	7.81 1.15	-	6.02 2.8	22.9
$P\text{-}PO_4^{3-}$	mg/L	Média Desvio	13.42 2.65	73.0	13.37 2.12	73.1	2.85 3.36	78.7

Fonte: Autoria própria, 2023.

Conforme o esperado, ambas modalidades de WCs desempenharam uma boa eficiência na remoção físico-química, conseguindo uma remoção de DQO acima de 80% para as unidades com fluxo vertical, no sistema híbrido atingindo uma eficiência de 91,8% de remoção. Estudos em sistemas similares obtiveram uma eficiência na remoção de DQO também acima de 80%. Sezerino et al. (2018) apresentou uma eficiência de remoção de 91% em uma unidade de WCV-FS e 93% para o sistema híbrido (WCVD-FS2, seguido de WCH).

O sistema WCH quando verificado de forma isolada apresentou uma baixa eficiência de remoção de DQO, todavia, deve-se levar em consideração que sua alimentação já possuía uma baixa carga de DQO (40 $mg.L^{-1}$), dado ao tratamento anterior com a unidade de fluxo vertical. A Figura 13 apresenta o gráfico com as concentrações de DQO para cada unidade do sistema (Afluente pós tanque séptico, efluente do WCVD-FS1, efluente do WCVD-FS2 e efluente do WCH).

Figura 13 - Valores de DQO para afluente e saída de cada WC.



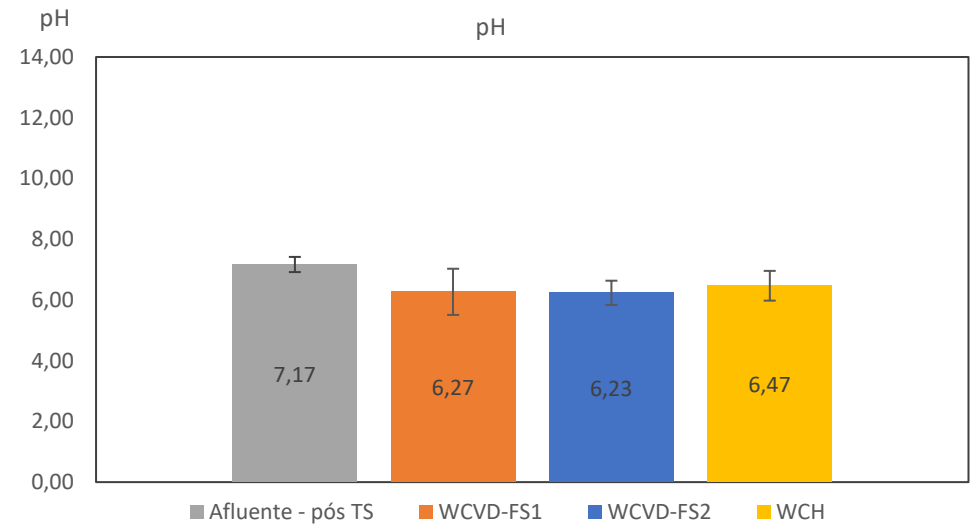
Fonte: Autoria própria, 2023.

O pH manteve-se estável conforme a Figura 14, com um pH médio de 7,17 no efluente pós tanque-séptico, estando assim dentro da faixa ideal para o tratamento biológico. Após o tratamento houve a redução do pH para todas as unidades, esta redução pode estar associada a diversos mecanismos complexos.

De acordo com Paing et al. (2015), em sistemas WCs é esperado que após o tratamento haja uma redução do pH, tendo em vista o processo de nitrificação e

liberação de íons H^+ para o meio. Esse fato pode ser verificado com maior intensidade nos sistemas de escoamento vertical, onde o processo de nitrificação é mais evidente, gerando assim um efluente com valores de pH menor que na unidade de escoamento horizontal.

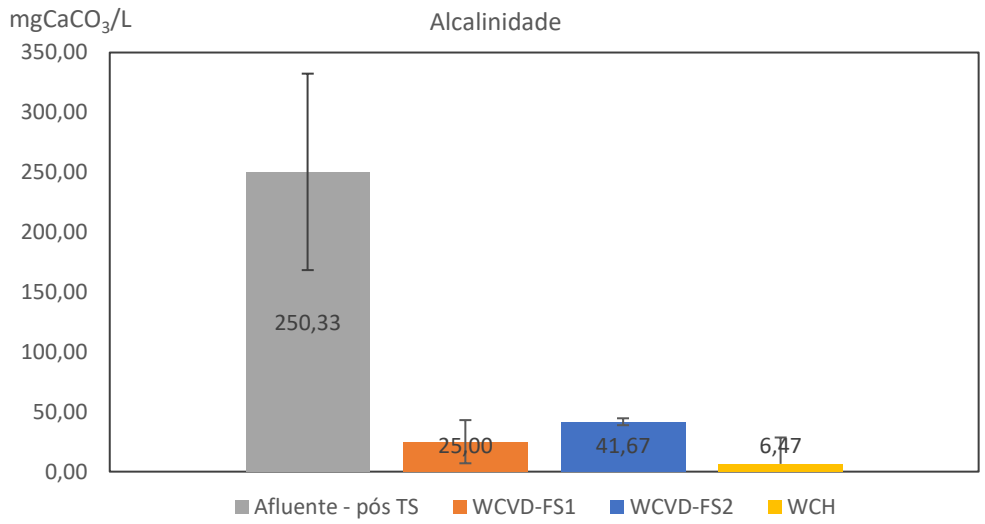
Figura 14 - Valores de pH para afluente e saída de cada WC.



Fonte: Autoria própria, 2023.

A Figura 15 ilustra os perfis médios de alcalinidade do afluente-efluentes, houve uma grande redução na alcalinidade nos sistemas de fluxo vertical com fundo saturado, com eficiência de remoção de 90% (WCVD-FS1) e 83,4% (WCVD-FS2).

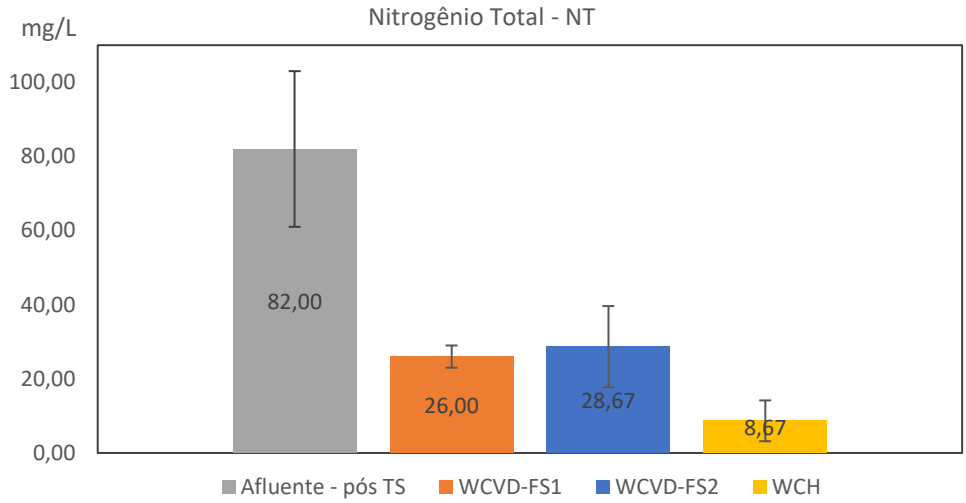
Figura 15 - Valores de Alcalinidade para afluente e saída de cada WC.



Fonte: Autoria própria, 2023.

O consumo da alcalinidade em sistemas WC é justificado pela redução do pH, corroborando o indicativo da ocorrência da nitrificação aeróbia, haja visto que durante o processo de nitrificação há um grande consumo de alcalinidade na forma de $CaCO_3$, aproximadamente 7,1 g de alcalinidade são consumidos para a oxidação de 1g de amônia ($N\text{-}NH_4^+$) (KADLEC; WALLACE, 2009; SAEED; HAQUE; KHAN, 2019).

Figura 16 - Concentrações de Nitrogênio Total para afluente e saída de cada WC.



Fonte: Autoria própria, 2023.

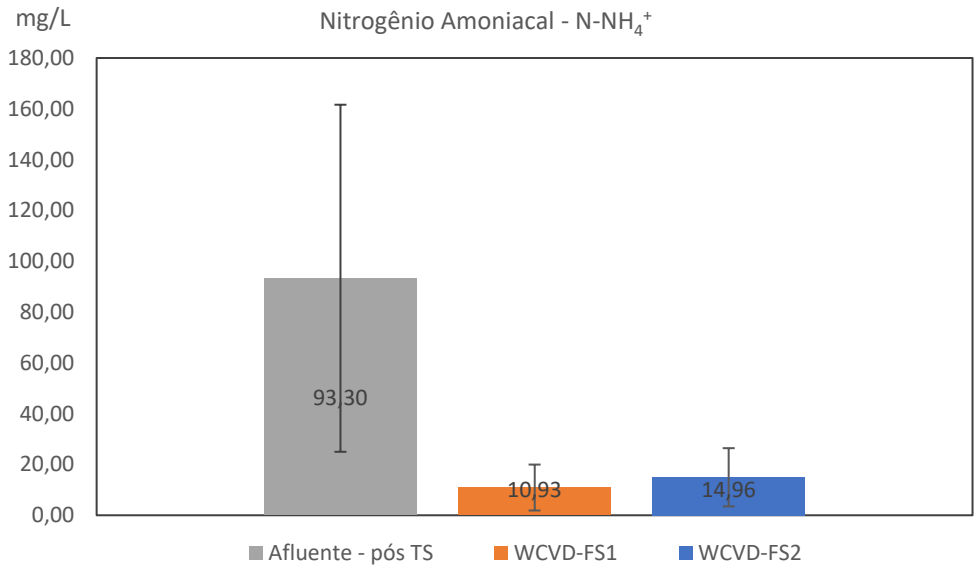
A concentração de nitrogênio total foi reduzida em 68,3% e 69,8% no sistema WCVD-FS1 e no sistema híbrido, respectivamente. Essa é um fator indicativo da eficiência no processo de nitrificação atingido nas WCs, que pode ser verificado nos gráficos de remoção de nitrogênio total e na série nitrogenada (amônia, nitritro e nitrato), Figuras 16 a 19.

A redução na concentração de nitrogênio amoniacal, registrada na Figura 15 e o aumento das concentrações de nitrito e nitrato, Figura 18 e 19, respectivamente, são outros indicativos da ocorrência da nitrificação, que juntamente com o acúmulo/adsorção durante os períodos de alimentação, são as principais vias de eliminação do $N\text{-}NH_4^+$.

Um fator que pode ser notado é a grande eficiência na remoção de nitrogênio total nos sistemas WCVD-FS1 e WCVD-FS2 (que antecede o WCH), com eficiência maior que 65%. Sezerino et al. (2018) registrou eficiências de remoção de 45% para um sistema WCV-FS e de 81% para o sistema híbrido, o que indicou uma performance

acima do esperado para os sistemas de fluxo vertical. Dotro et al (2017) e Santos et al. (2019) registraram uma eficiência menor que 20% em sistema WCV. Essa grande eficiência em relação ao sistema WCV pode ser atribuída a adoção do fundo saturado, que propícia a nitrificação.

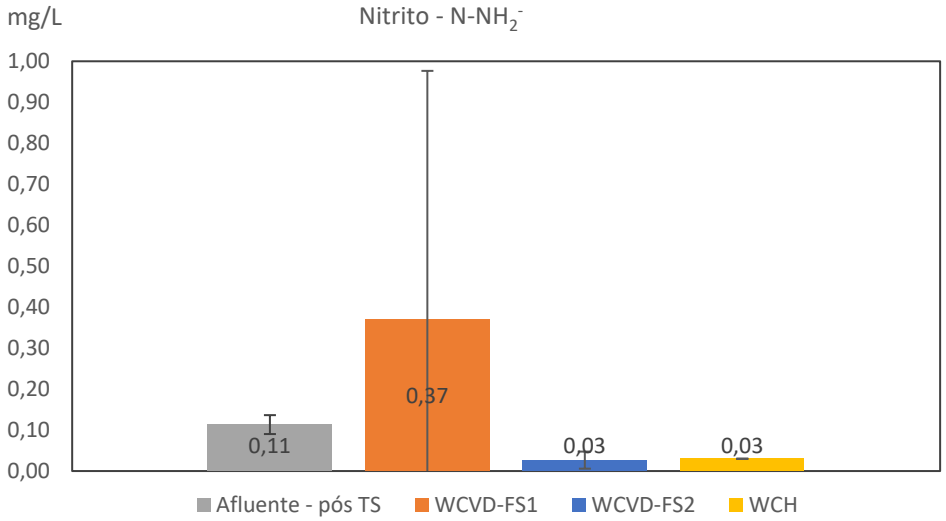
Figura 17 - Concentrações de Nitrogênio Amoniacal para afluente e saída de cada WC.



Fonte: Autoria própria, 2023.

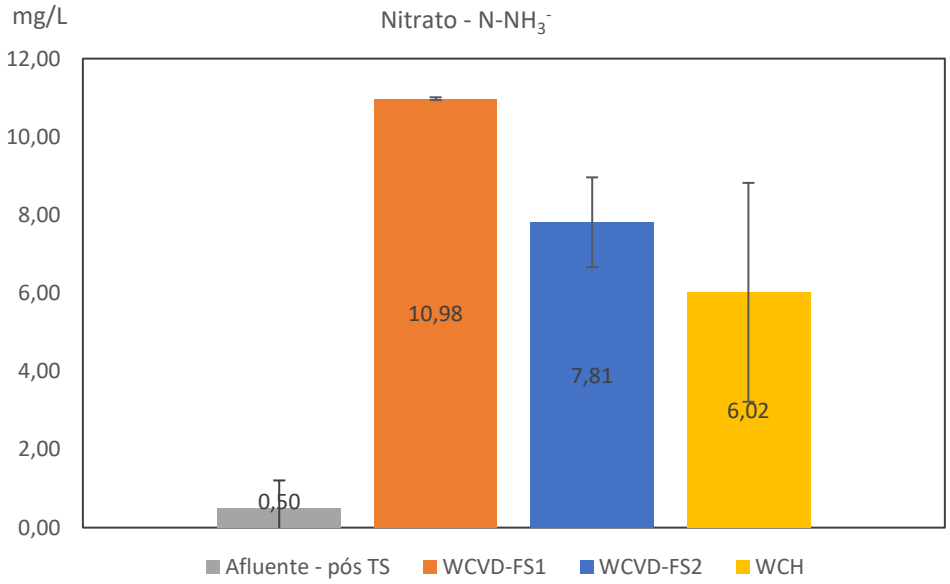
Quanto a eficiência obtida na remoção do nitrogênio amoniacal, a literatura contém eficiências de 66% em sistemas WCV-FS em contrapartida ao registrado (maior que 80%), indicando o bom desempenho do sistema na oxidação de $N\text{-}NH_4^+$.

Figura 18 - Concentrações de Nitrito para afluente e saída de cada WC.



Fonte: Autoria própria, 2023.

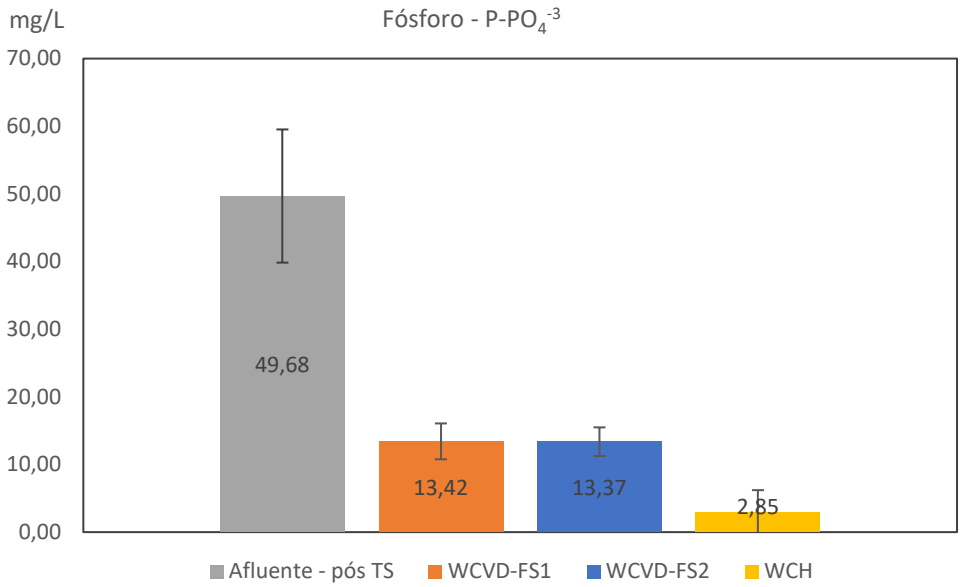
Figura 19 - Concentrações de Nitrato para afluente e saída de cada WC.



Fonte: Autoria própria, 2023.

O sistema híbrido contou também com uma redução na concentração de nitrato ($N\text{-}NO_3^-$) em relação a saída do WCVD-FS2, que é um indicativo da realização do ciclo completo do nitrogênio, com a desnitrificação.

Figura 20 - Concentrações de Fósforo para afluente e saída de cada WC.



Fonte: Autoria própria, 2023.

O fósforo, nutriente que apresenta maior risco de eutrofização aos corpos hídricos quando lançado sem tratamento, foi reduzido em aproximadamente 73% em ambas unidades WCVD-FS, com uma posterior redução no WCH do sistema híbrido como pode ser visualizado na Figura 20.

Para fins comparativos entre os resultados, Rousso (2017) apresentou valores de eficiência de 74% para WCVD (sem fundo saturado), um valor similar ao encontrado nos sistemas WCVD-FS1 e WCVD-FS2, já Fechine (2019) encontrou valores de remoção de 82% e 72% para um WCVD-FS e WCVD-FL, respectivamente.

No sistema híbrido foi possível atingir uma remoção final de 94,3% de fósforo, gerando assim um efluente com 2,85 $mg.L^{-1}$ de $P\text{-}PO_4^{-3}$, elevados valores de remoção também foram registrados por Rousso (2017) em sistema WCH, com uma eficiência de aproximadamente 87% de remoção, demonstrando a grande eficiência dos sistemas de fluxo horizontal na remoção do $P\text{-}PO_4^{-3}$.

Bello Rodrigues et al. (2015) também encontrou uma remoção de fósforo superior a 80%, entretanto o mesmo alega que o principal fator para a remoção do fósforo é a adsorção e sedimentação no material filtrante, havendo assim uma relação direta com os tempos de detenção adotados no sistema.

5.2 RESULTADOS MICROBIOLÓGICOS

A Tabela 3 apresenta resumidamente os dados referentes às análises microbiológicas do esgoto afluente e efluentes de ambos os arranjos tecnológicos, WCVD-FS1 e sistema híbrido (WCVD-FS2 + WCH), durante todo o período de monitoramento.

Tabela 3: Resultados microbiológicos.

Parâmetro	Unidade	Afluente pós TS	WCVD FS1	WCVD FS2	WCH
Escherichia coli	UFC/mL	4.15E+04	5.67E+02	1.14E+03	N.D
Enterococcus	UFC/mL	6.04E+03	2.00E+02	4.00E+02	N.D
Colifagos Somáticos	UFP/mL	3.60E+03	2.98E+03	1.87E+03	2.32E+03
Fagos RNA-F-específicos	UFP/mL	1.25E+04	6.09E+03	6.73E+03	6.38E+02

Legenda: N.D (não detectado); Fonte: Autoria própria (2023).

Conforme indicado na Tabela 3, a bactéria *E. coli* foi registrada com uma concentração média variando de 5.67E+02 (2,75 $\log_{10}$ UFC/mL) a 1.14E+03 (3,06 $\log_{10}$ UFC/mL) UFC/mL nas saídas de WCVD-FS1 e WCVD-FS2, partindo de uma concentração inicial de 4.15E+04 UFC/mL (4,62 $\log_{10}$ UFC/mL) proveniente do esgoto pré-tratado com tanque-séptico. Quanto ao sistema híbrido completo, não foi detectada a presença da *E. coli* em nenhuma análise. Dessa forma, podemos inferir que após o tratamento do arranjo tecnológico 2 WCVD-FS2+WCH houve uma grande redução da presença da bactéria, tornando-a indetectável através do método analítico utilizado.

As análises revelaram uma concentração média de bactéria do gênero *Enterococcus* de 6.04E+03 UFC/mL (3,78 $\log_{10}$ UFC/mL) para o afluente. Enquanto a concentração média de *Enterococcus* nos efluentes de WCVD-FS1 e WCVD-FS2 foi de 2.00E+02 (2,30 $\log_{10}$ UFC/mL) e 4.00E+02 (2,60 $\log_{10}$ UFC/mL) UFC/mL, respectivamente. Assim como no caso da *E. coli*, não foram detectadas concentrações de bactérias do gênero *Enterococcus* pelo método analítico empregado na saída do sistema híbrido. Indicando a boa eficiência do sistema na remoção também deste grupo de bactérias.

No que diz respeito à remoção logarítmica, foi observada para uma remoção para bactérias do gênero *E. coli* de1,86 log_{10} e 1,56 log_{10} para WCVD-FS1 e WCVD-FS2, respectivamente. Enquanto para as bactérias do gênero *Enterococcus*, a remoção alcançada foi de 1,48 log_{10} para WCVD-FS1 e 1,18 log_{10} para WCVD-FS2. A remoção de bactérias alcançada neste estudo está entre os valores de remoção obtidos por outros autores. Por exemplo, avaliando os mesmos arranjos tecnológicos o estudo realizado por Fechine (2019) apresentou valores de remoção logarítmica para bactérias de 1,75 log_{10} para WCVD-FS1 e 1,0 log_{10} para WCVD-FS2.

O estudo feito por Santos (2019) apresentou uma remoção bacteriana entre 0,95 e 1,75 log_{10} para os módulos verticais e 4,45 log_{10} para arranjo híbrido como um todo, a autora destaca que a maior parcela de remoção bactérias ocorre no WCH, devido ao maior volume e tempo de detenção hidráulico. Logo, o estudo realizado por Trein (2015) apresentou valores de remoção de bactérias em sistemas WCs entre 0,99 e 2,04 log_{10}; neste caso, as remoções logarítmicas alcançadas pelo presente estudo encontram-se dentro dos intervalos apresentados.

Os resultados apresentados mostram que ambos os arranjos tecnológicos possuem grande potencial para remoção de bactérias patogênicas, conforme mencionado por Wu et al. (2016). A redução das concentrações destes micro-organismos observada nos efluentes é resultado da ação combinada de vários processos, tais como filtração, adsorção e sedimentação, oxidação e exposição a biocidas excretados pela vegetação, predação e morte natural, que ocorrem no interior dos WCs (RAMPURIA et al., 2021; WU et al., 2016).

Vírus e protozoários compõem uma parcela significativa dos patógenos presentes no esgoto, por isso seu monitoramento é tão importante. Além disso, os vírus apresentarem uma resistência elevada a eliminação. Os vírus bacteriófagos, ou fagos, possuem a capacidade de infectar cepas de *E. coli*, dessa maneira dificultando sua leitura e podendo levar a uma diminuição do número de bactérias de origem fecal, falseando o número real destes indicadores. Dessa forma a análise de outros grupos de microrganismos se faz essencial para a avaliação mais precisa da qualidade da água (ROCHA RAMOS; RODRIGUES KELMER; DIAS, 2022).

A análise de bacteriófagos revelou uma redução nas concenrações menos expressiva de quando comparado aos dois grupos de bactérias analisados. A análise de bacteriófagos indicou a presença de Colifagos Somáticos em uma concentração média de 3.60E+03 UFC/mL (3,56 log_{10} UFC/mL) no afluente. Com relação aos

efluentes tratados, a concentração média de Colifagos Somáticos foi de 2.98E+03 UFC/mL (3,47 log_{10} UFC/mL) na saída do WCVD-FS1, 1.87E+03 UFC/mL (3,27 log_{10} UFC/mL) na saída do WCVD-FS2 e de 2.32E+03 UFC/mL (3,37 log_{10} UFC/mL) na saída do WCH.

Quanto aos bacteriófagos RNA-F-específicos, houve uma maior redução nas concentração encontradas, com uma concentração média inicial de 1.25E+04 UFC/mL (4,10 log_{10} UFC/mL) no afluente para 6.09E+03 (3,78 log_{10} UFC/mL) e 6.73E+03 UFC/mL (3,83 log_{10} UFC/mL), nos efluentes de saídas dos sistemas WCVD-FS1 e WCVD-FS2, respectivamente. Enquanto o efluente de saída do sistema híbrido, pós WCH, foi encontrado uma concentração média de 6.38E+02 UFC/mL (2,81 log_{10} UFC/mL).

Para os bacteriófagos, a remoção logarítmica alcançada para Colifagos Somáticos foi de 0,08 log_{10}, 0,28 log_{10} e -0,09 log_{10} para WCVD-FS1, WCVD-FS2 e WCH, respectivamente. O valor negativo indica um aumento na concentração de colifagos dentro do sistema. Logo, os cálculos para Fagos RNA-F-específicos revelaram uma remoção logarítmica de 0,31, 0,27 e 1,02 log_{10} para WCVD-FS1, WCVD-FS2 e WCH, respectivamente. A remoção logarítmica global do sistema híbrido foi de 0,19 e 1,29 log_{10} para Colifagos Somáticos e Fagos RNA-F-específicos, respectivamente.

Os resultados obtidos para os bacteriófagos foram inferiores aos apresentados Carlon et al. (2018), que avaliando os mesmos arranjos tecnológicos obteve remoções de Colifagos Somáticos de 2,85, 0,84 e 3,95 log_{10} para WCVD-FS1, WCVD-FS2 e WCH, respectivamente; e remoções de Fagos RNA-F-específicos de 1,99, 1,13 e 1,42 log_{10} para WCVD-FS1, WCVD-FS2 e WCH. No mesmo estudo, a autora destacou a melhor atuação do sistema híbrido, quando comparado ao sistema individual.

De modo geral, quanto a remoção de bactérias a melhor atuação do sistema híbrido pode ser atribuída ao fato de que são explorados os benefícios individuais de cada uma das configurações de WCs adotadas (ELFANSSI et al., 2018). Os valores apresentados demonstram que houve uma grande resistência dos fagos ao tratamento com WCs, concretizando assim o fato da maior dificuldade na remoção de vírus (TORRENS, 2010). A detecção dos bacteriófagos mesmo nos casos onde não houve a detecção da *E. coli* pode corroborar com a ideia de haver outras bactérias do grupo coliforme presentes no efluente final do sistema híbrido.

5.3 COMPARAÇÃO DE RESULTADOS NO DECORRER DOS ANOS

Desde a implantação, ambos os arranjos tecnológicos foram objetos de estudo de inúmeros trabalhos, como Celis (2015), Rousso (2017), Freitas (2017), Gil (2018), Fechine (2019), Santos (2019), Silva (2021) e Bassani (2022), que avaliaram, entre outros parâmetros, o desempenho dos WCs em termos de remoção físico-química e microbiológica, sendo que este último com menor frequência. A existência desse banco de dados nos permite analisar os desempenhos dos arranjos tecnológicos ao longo dos anos de funcionamento. Na Tabela 3 estão compilados os valores de concentração afluente-efluente dos arranjos tecnológicos, assim como as respectivas remoções.

Tabela 3 - Desempenho dos arranjos tecnológicos ao longo dos anos de funcionamento. (Continua)

Parâmetro	Ano	Afluente	Efluente WCV-FS1	Efluente WCV-FS2	Efluente WCH
pH	2015	7,2	7,0	6,7	6,9
	2017	7,2	-	6,5	6,7
	2018	7,1	6,1	-	-
	2019	7,4	-	6,6	6,6
	2021	7,2	6,1	5,4	-
	2022	7,17	6,27	6,23	6,47
Alcalinidade (mgCaCO3/L)	2015	294,0	155,6	104,7	84,7
	2017	280,0	-	-	75,0
	2018	245,6	61,9	-	-
	2019	272,5	-	45,0	67,1
	2021	-	-	-	-
	2022	250,33	25,0	41,67	7,2
DQO (mg/L)	2015	602,1	84,5 (86%)	104,3 (83%)	45,1 (57%)
	2017	586,0	-	53,0 (87%)	12 (77%)
	2018	397,8	27,8 (93%)	-	-
	2019	440,3	-	73,7 (83%)	24,3 (94%)
	2021	394,0	53 (86%)	25 (94%)	
	2022	444,29	51,19 (89%)	40,1 (91%)	36,28 (10%)
ST (mg/L)	2015	492,7	325,9 (34%)	367,9 (26%)	291 (21%)
	2017	-	-	-	-
	2018	524,7	490 (6,6%)	-	-
	2019	-	-	-	-
	2021	-	-	-	-
	2022	-	-	-	-

Legenda: (-) Dados não disponibilizados; Fonte: Autoria própria (2023).

Tabela 4 - Desempenho dos arranjos tecnológicos ao longo dos anos de funcionamento. (Continuação)

Parâmetro	Ano	Afluente	Efluente WCV-FS1	Efluente WCV-FS2	Efluente WCH
SS (mg/L)	2015	44,4	4,3 (91%)	2,6 (95%)	1,1 (58%)
	2017	44,7	-	3,7 (92%)	0,04 (99%)
	2018	-	-	-	-
	2019	59,7	-	7,3 (88%)	2,4 (96%)
	2021	77,0		9 (88%)	-
	2022	-	-	-	-
NT (mg/L)	2015	78,0	41,2 (48%)	56,1 (29%)	26,0 (54%)
	2017	76,4	-	52,2 (33%)	24,8 (52%)
	2018	85,0	53,8 (37%)	-	-
	2019	83,2	-	70,2 (16%)	20,2 (71%)
	2021	76,0	49 (35,5%)	64 (16%)	-
	2022	82	26 (68,3%)	28,7 (65%)	8,7 (70%)
$N\text{-}NH_4^+$ (mg/L)	2015	68,2	25,6 (63%)	31,3 (55%)	11,1 (65%)
	2017	76,4	-	28,0 (63%)	6,6 (76%)
	2018	67,8	24,3 (64%)	-	-
	2019	82,1	-	32,7 (60%)	4,3 (87%)
	2021	65,0	21 (67,7%)	26 (60%)	-
	2022	93,3	10,9 (88%)	15,0 (84%)	-
$N\text{-}NO_2^-$ (mg/L)	2015	0,1	0,2	1,2	0,2
	2017	0,1	-	1,0	0,02
	2018	-	-	-	-
	2019	0,2	-	1,9	-
	2021	0,1	-	0,7	-
	2022	0,11	0,37	0,03	0,03
$N\text{-}NO_3^-$ (mg/L)	2015	1,2	14,3	22,9	14,5
	2017	0,1	-	25,1	19,4
	2018	-	-	-	-
	2019	0,4	-	36,6	20,1
	2021	1,3	23,0	26,0	-
	2022	0,5	10,98	7,81	6,02
$P\text{-}PO_4^{3-}$ (mg/L)	2015	29,6	3,5 (89%)	7,2 (76%)	1,4 (81%)
	2017	31,8	-	8,3 (74%)	1,04 (87%)
	2018	-	-	-	-
	2019	31,5	-	10,3 (67%)	1,2 (88%)
	2021	37,0	7 (81,1%)	11 (70%)	-
	2022	49,7	13,4 (73%)	13,4 (73%)	2,86 (79%)

Legenda: (-) Dados não disponibilizados; Fonte: Autoria própria (2023).

Tabela 5 - Desempenho dos arranjos tecnológicos ao longo dos anos de funcionamento. (Continuação)

Parâmetro	Ano	Afluente	Efluente WCV-FS1	Efluente WCV-FS2	Efluente WCH
Escherichia coli (UFC/mL)	2015	-	-	-	-
	2017	-	-	-	-
	2018	-	-	-	-
	2019	9,84E+06	1,71E+05	9,12E+05	-
	2021	-	-	-	-
	2022	4.15E+04	5.67E+02	1.14E+03	N.D

Legenda: (-) Dados não disponibilizados; (N.D) Não detectado; Fonte: Autoria própria (2023).

Através da análise dos dados foi possível observar que os valores de pH se mostraram constante no decorrer dos anos para o esgoto afluente, apresentando valores médios próximos a 7,0. Apesar das pequenas variações nos valores de pH para os efluentes dos sistemas, no geral podemos observar que há uma constância em valores, com valores médios dentro de 6,1 e 6,9.

A alcalinidade permaneceu na faixa de valores de 250 a 300 mg$CaCO_3$/L no afluente pós tanque-séptico. Todavia, no decorrer dos anos, com modificações e alterações, os valores de alcalinidade tiveram uma notável variação, obtendo a sua melhor eficiência no presente estudo em relação aos trabalhos analisados, com destaque ao sistema WCH.

Quanto a matéria carbonácea, na forma de DQO, a partir do ano 2018, os valores permaneceram na média entre 400 a 450 mg/L no afluente dos sistemas. As análises presentes mostraram-se similares às de 2021 para os efluentes das WCVD-FS, contudo a WCH apresentou a menor eficiência dentre as registradas (10%), indicando a menor presença dos processos microbiológicos de remoção da matéria orgânica. Os sólidos, totais e em suspensão, carecem de mais dados para efeito de comparação, os valores apresentam variações e a falta de dados impossibilita uma análise precisa.

O nitrogênio total, o qual em média, havia concentrações de 80 mg/L no afluente, está com uma boa eficiência de remoção em comparação ao histórico, com uma remoção de aproximadamente 65% nos módulos de fluxo vertical e 70% no horizontal. Esse aumento na remoção pelo módulo vertical WCVD-FS2 pode ser atribuído a adoção do fundo saturado (FS), que foi implementado entre agosto de

2019 e fevereiro de 2021, tal mudança, como já levantado anteriormente, contribui positivamente aos processos de nitrificação/desnitrificação, principais processos de remoção do nitrogênio em sistemas de tratamento.

Essa alteração também é visível na eficiência da remoção de $N\text{-}NH_4^+$, onde apesar do afluente estar com a maior concentração da série analisada, a qualidade do efluente foi a melhor com relação ao nitrogênio amoniacal, com eficiências acima de 84% para os módulos verticais.

As demais formas nitrogenadas, nitrito e nitrato, dependem do processo de nitrificação (no caso do nitrito) e desnitrificação (para o nitrato), o aumento/diminuição neste caso pode ser condicionado pela melhor eficiência de um ou outro destes processos, o que impõe uma maior complexidade para a comparação direta dos resultados.

Na remoção do fósforo, o sistema vem apresentando boas eficiências durante toda a série analisada, em média apresentando uma eficiência aproximada de 75% para os WCVD-FS e 80% para o WCH.

A eficiência do sistema na remoção dos indicadores de microrganismos patogênicos foi comparado somente com a *Escherichia coli*, onde foram verificados para o ano de 2019. As concentrações no efluente final são menores no presente, todavia, também há a menor concentração no afluente do sistema.

6 CONCLUSÃO

O presente trabalho objetivou a avaliação do desempenho de sistemas Wetlands Construídos na remoção físico-química e de micro-organismos presentes em esgoto sanitário. Através de dois módulos de WC, WCVD-FS1 e o módulo híbrido (WCVD-FS2 e WCH), foi possível averiguar as mudanças proporcionadas por diferentes modelos de WC. Ambos modelos apresentaram uma ótima eficiência na remoção de poluentes físico-químicos.

As unidades de fluxo vertical apresentaram uma grande eficiência na remoção da matéria orgânica, na forma de DQO, apresentando uma remoção média acima de 88%. A adoção do fundo saturado nas unidades WCVD, quando em comparação a outros trabalhos, desempenhou uma importante função na remoção das formas nitrogenadas, promovendo os processos de nitrificação/desnitrificação. Resultando em uma redução do nitrogênio amoniacal acima de 84%, e acima de 65% do nitrogênio total.

Quanto ao sistema híbrido, as principais vantagens obtidas foram relacionadas a remoção das formas nitrogenadas e do fósforo, nota-se que a menor eficiência na remoção dos outros compostos pode também ser atribuída a alimentação do WCH ser com o efluente já previamente tratado do WCVD-FS2. O escoamento horizontal promoveu uma grande eficiência no processo da desnitrificação, alcançando uma remoção de quase 90% do nitrogênio total. Quanto ao fósforo, atingiu-se uma eficiência de 94,3%, essa grande remoção pode ser atribuída também ao tempo de detenção extra no WCH.

No âmbito da remoção microbiológica, os resultados apresentaram a não detecção dos grupos de bactérias *E. coli* e *Enterococcus* após o tratamento com o sistema híbrido. Todavia, a detecção dos bacteriófagos sinaliza para a presença de outros possíveis patógenos, como vírus, protozoários e bactérias do grupo coliforme, que podem apresentar riscos de contaminação. A presença dos fagos comprova a dificuldade maior na remoção de vírus durante o tratamento, além da importância de indicadores confiáveis de contaminação microbiológica, uma vez que as bactérias demonstraram ser mais facilmente removidas no sistema.

Em síntese, ambos sistemas foram aptos a promover um efluente dentro dos limites da legislação (CONAMA 430/2011) para pH e nitrogênio amoniacal, além da remoção de diversos outros poluentes físico-químicos. Ressalvando-se aos

microrganismos indicadores de contaminação, que houveram resultados que podem vir a impor riscos de contaminação por patógenos

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABOU-ELELA, S. I. **Constructed Wetlands: The Green Technology for Municipal Wastewater Treatment and Reuse in Agriculture**. Em: Handbook of Environmental Chemistry. [s.l.] Springer Verlag, 2019. v. 75p. 189–239.

AGÊNCIA NACIONAL DAS ÁGUAS. **Atlas esgotos: Despoluição de Bacias Hidrográficas**. Brasília, 2017.

BARROCAS, P. R. G.; MORAES, F. F. DE M.; SOUSA, A. C. A. **Saneamento é saúde? O saneamento no campo da saúde coletiva**. História, Ciências, Saúde-Manguinhos, v. 26, n. 1, p. 33–51, 1 jan. 2019.

BEAUDEQUIN, D. A. **Modelling the public health risks associated with environmental exposures: A case study in wastewater reuse**. 2016.

BELLO RODRIGUES, E.; APARECIDA AGUIAR DOS SANTOS, M.; RUBENS LAPOLLI, F. **Monitoramento de wetlands construídos de escoamento horizontal e vertical empregados no tratamento de águas cinzas**. Revista Engenharia e Construção Civil, v. 2, n. 2, p. 34–44, 18 ago. 2015.

BICHAI, Françoise; SMEETS, Patrick WMH. **Using QMRA-based regulation as a water 70 quality management tool in the water security challenge: experience from the Netherlands and Australia**. Water research, 2013.

BRASIL, **Programa Nacional de Saneamento Rural – PNSR**, 1 ed, Brasília, MINISTÉRIO DA SAÚDE: Fundação Nacional de Saúde, 2019, 260 pg.

Carlon, P., et al. **Evaluating bacteriophages removal as surrogates for enteric viruses in constructed wetlands for wastewater treatment**. IV Latin American Symposium of Environmental Virology. 2018.

CELIS, Giovanna Sánchez. **PARTICIPAÇÃO DA MACRÓFITA Typha domingensis NA REMOÇÃO DE NUTRIENTES DE ESGOTO SANITÁRIO EM WETLANDS CONSTRUÍDOS**. 2015. 124 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós Graduação em Engenharia Ambiental, Centro Tecnológico, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2016. Disponível em: https://repositorio.ufsc.br/bitstream/handle/123456789/168231/341766.pdf?sequence=1. Acesso em: 05 mar. 2023.

COHIM, F. et al. **Segurança alimentar e hídrica para a América Latina**. Conferência Internacional em Saneamento Sustentável: Segurança alimentar e hídrica para a América Latina. n. 1, 2007.

COOPER, P. F.; JOB, G. D.; GREEN, M.B.; SHUTES, R. B. E. **Reed Beds and Constructed Wetlands for Wastewater Treatment**. Swindon: WRc plc. 184 p., 1996.

COOPER, P. **A review of the design and performance of vertical flow and hybrid reed bed treatment systems**. Water Science Technology, v. 40, n. 3, p. 1–9, 1999.

CRUZ, Luiza Jofily Miranda. **Avaliação de um sistema de WetlandConstruído no tratamento de águas cinzas e do risco microbiológico associado ao reuso para fins agrícolas: um estudo de caso em uma propriedade rural**. 2021. 77 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Centro Tecnológico, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2021.

DATASUS. **Departamentode informática do SUS**. 2019. Disponível em: < http://datasus.saude.gov.br/sistemas-e-aplicativos/cadastros-nacionais/cid-10> Acessado em: 02 de outubro de 2022.

DE LUCA, Giovanna, et al. **Removal of indicator bacteriophages from municipal wastewate by a Full-scale membrane bioreactor and a conventional activated sludge process**: implications to water reuse.Bioresource technology,2013.

DE SIMONE SOUZA, H. H.; PAULO, P. L.; BONCZ, M. A. **A constructed wetland system for residential greywater reuse: Economic feasibility of, and willingness to pay for**. Desalination and Water Treatment, v. 91, n. June, p. 336–348, 2017.

DOTRO, G.; LANGERGRABER, G.; MOLLE, P.; NIVALA, J.; PUIGAGUT, J.; STEIN, O.; VON SPERLING, M. **Treatment Wetlands**. 1. ed. Londres: IWA Publishing, 2017. v. 7

Elfanssi, S., Ouazzani, N., Latrach, L., Hejjaj, A., & Mandi, L. (2018). **Phytoremediation of domestic wastewater using a hybrid constructed wetland in mountainous rural area**. International Journal of Phytoremediation, 20(1), 75–87. https://doi.org/10.1080/15226514.2017.1337067

EPA. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Guidelines for Water Reuse**. September, 2012.

FERREIRA, R. C.; LESSAS, B. DE S.; FILHO, J. C. L. DA S. **Saneamento ecológico no semiárido brasileiro: a difusão de tecnologia no assentamento rural 25 de Maio**. Revista ESPACIOS, v. 37, n. 28, p. 2016.

FIOCRUZ – Fundação Oswaldo Cruz. **Tudo sobre Rotavírus e importância da vacinação**. Disponível em: <https://www.bio.fiocruz.br/index.php/br/noticias/3045-tudo-sobre-rotavirus-e-importancia-da-vacinacao>. Acesso em 23 de jun. 2022.

FREITAS, Monique Nunes de. **AVALIAÇÃO DA HIDRODINÂMICA E DO DESEMPENHO DE UM WETLAND CONSTRUÍDO HORIZONTAL COMPONENTE DE UM SISTEMA HÍBRIDO EMPREGADO NO TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO**. 2017. 144 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós Graduação em Engenharia Ambiental, Centro Tecnológico, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2017. Disponível em: https://repositorio.ufsc.br/bitstream/handle/123456789/189315/PGEA0593-D.pdf?sequence=-1&isAllowed=y. Acesso em: 05 mar. 2023.

GAZZI, B. C.; DA SILVA, E. L. D.; ZÖLLNER, M. S. A. DA C. **Correlação entre hepatite a e acesso ao saneamento básico: um levantamento epidemiológico**. The Brazilian Journal of Infectious Diseases, v. 26, p. 101824, jan. 2022.

GIL, Greta Symanski Rey. **DESEMPENHO DE TRATAMENTO E AVALIAÇÃO HIDRODINÂMICA DE UM WETLAND CONSTRUÍDO VERTICAL COM FUNDO SATURADO**. 2018. 84 f. TCC (Graduação) - Curso de Engenharia Sanitária e Ambiental, Centro Tecnológico, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2018. Disponível em: https://repositorio.ufsc.br/bitstream/handle/123456789/195644/TCC%20II%20Greta%20Symanski%20Rey%20Gil.pdf?sequence=1&isAllowed=y. Acesso em: 05 mar. 2023.

HRUDEY, S. E. et al. **A fatal waterborne disease epidemic in Walkerton, Ontario: Comparison with other waterborne outbreaks in the developed world**. Water Science and Technology. 2003

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

LANGERGRABER, G.; MUELLEGGER, E. 1 - **Ecological Sanitation - A way to solve global sanitation problems?** Environment International, v. 31, n. 3, p. 433–444, 2005.

LIBRALATO, G.; GHIRARDINI, A. N.; AVEZZÚ, F. **To centralise or to decentralise: An overview of the most recent trends in wastewater treatment management.** Journal of Environmental Management, v. 94, p. 61-68, 2012.

MAGRI, M. E. et al. **Gestão da Água e Efluentes em Pequenas Propriedades Rurais Segundo Modelo de Saneamento Sustentável**. Conferência Latino Americana em Saneamento Sustentável, p. 1–8, 2012.

MARIA CAMPOS ZINATO, T.; MARIA GUIMARÃES, M. **Estudo sobre a utilização de "Wetlands" Construídas para tratamento de águas residuárias no Brasil.** Instituto Brasileiro de Estudos Ambientais, 2017.

MINISTÉRIO DA INTEGRAÇÃO E DO DESENVOLVIMENTO REGIONAL. **SNIS – Sistema Nacional De Informações Sobre Saneamento**. Disponível em: < https://www.gov.br/mdr/pt-br/assuntos/saneamento/snis/painel/es>. Acesso em: 22 out. 2022.

NAÇÕES UNIDAS BRASIL. **Nações Unidas pedem avanço do tratamento de águas residuais no mundo**. Disponível em: <https://brasil.un.org/pt-br/76057-nacoes-unidas-pedem-avanco-do-tratamento-de-aguas-residuais-no-mundo>. Acesso em: 22 out. 2022.

NAÇÕES UNIDAS BRASIL. **Mais de 4,2 bilhões de pessoas vivem sem acesso a saneamento básico**. Disponível em: < https://brasil.un.org/pt-br/101526-mais-de-42-bilh%C3%B5es-de-pessoas-vivem-sem-acesso-saneamento-b%C3%A1sico#:~:text=Mais%20da%20metade%20da%20popula%C3%A7%C3%A3

o,de%20saneamento%20e%20%C3%A1gua%20contaminada.> Acesso em: 22 out. 2022.

OMS. ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DE SAÚDE. **Sanitation safety planning. Notes and Queries**,p. 156, 2016.

PAING, J. et al. **Effect of climate, wastewater composition, loading rates, system age and design on performances of French vertical flow constructed wetlands: A survey based on 169 full scale systems**. Ecological Engineering, 2015.

PARASKEVOPOULOS, S. **Quantifying the log reduction of pathogenic microorganisms by constructed wetlands as a basis for QMRA of water reuse applications**. Master's Thesis Internship Master Water Science and Management. Utrecht University.July, 2019.

PELISSARI, C. **Nitrogen transformation in horizontal and vertical flow constructed wetlands applied for dairy cattle wastewater treatment in southern Brazil**. Ecological Engineering, v. 73, p. 307-310, 2014.

PHILIPPI, L. S.; SEZERINO, P. H. A**plicação de sistemas tipo Wetlands no tratamento de águas residuárias: utilização de filtros plantados com macrófitas.** 1. ed. Florianópolis: Ed. do Autor, 2004. 144 p

Rampuria, A., Gupta, A. B., Kulshreshtha, N. M., & Brighu, U. (2021). **Microbiological Analysis of Two Deep Constructed Wetlands with Special Emphasis on the Removal of Pathogens and Antibiotic-Resistant Bacteria**. Water, Air, & Soil Pollution, 232(5), 174. https://doi.org/10.1007/s11270-021-05121-3

ROCHA RAMOS, E.; RODRIGUES KELMER, G. A.; DIAS, E. **Colifagos como indicadores virais: Comparação entre métodos padronizados de enumeração**. Principia: Caminhos da Iniciação Científica, [S. l.], v. 22, 2022. DOI: 10.34019/2179-3700.2022.v22.37846. Disponível em: https://periodicos.ufjf.br/index.php/principia/article/view/37846. Acesso em: 3 mar. 2023.

ROUSSO, Benny Zuse. **Avaliação de um sistema híbrido de Wetlands Construídos empregado no tratamento de esgoto sanitário**. 2017. 191 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Centro Tecnológico, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2017.

SAEED, T.; HAQUE, I.; KHAN, T. **Organic matter and nutrients removal in hybrid constructed wetlands: Influence of saturation. Chemical Engineering Journal**, v. 371, p. 154-165, 2019.

SANTOS, A. B. (Org.). **Caracterização, tratamento, e gerenciamento de subprodutos de correntes de esgotos segregadas e não segregadas em empreendimentos habitacionais**. Fortaleza: Imprece, 2019. 812 p

SANTOS, Mayara Oliveira dos. **OTIMIZAÇÃO DE WETLAND CONSTRUÍDO VERTICAL EMPREGADO NO TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO**. 2019. 150 f. Tese (Doutorado) - Curso de Pós Graduação em Engenharia Ambiental, Centro Tecnológico, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2019.

SEZERINO, P. H. et al. **Wetlands Construídos aplicados no tratamento de esgoto sanitário**. Ministério da Saúde. Fundação nacional de Saúde, 2018.

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

Torrens, A. M. Folch, J. Sasa, M. Lucero, E. Huertas, et al.. **Removal of bacterial and viral indicators in horizontal and vertical subsurface flow constructed wetlands**. 12th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, Oct 2010, Venise, Italy. pp.4. ffhal-0259489

TREIN, Camila Maria. **MONITORAMENTO DE SISTEMAS DESCENTRALIZADOS DE WETLANDS CONSTRUÍDOS DE FLUXO VERTICAL APLICADOS NO TRATAMENTO AVANÇADO DE ESGOTOS**. 2015. 134 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós Graduação em Engenharia Ambiental, Centro Tecnológico, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2015.

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, 541, 8–22. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.09.047

ZANELLA, Luciano. **Plantas ornamentais no pós-tratamento de efluentes sanitários: Wetlands-Construídos utilizando brita e bambu como suporte**, 2008. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Saneamento e Ambiente, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2008.