

UNIVERSIDADE CATÓLICA DOM BOSCO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO *STRICTO SENSU* EM
CIÊNCIAS AMBIENTAIS E SUSTENTABILIDADE AGROPECUÁRIA

**AVALIAÇÃO QUANTITATIVA DE RISCO MICROBIOLÓGICO
DA ÁGUA DE REÚSO PROVENIENTE DE UM WETLAND
CONSTRUÍDO DE FLUXO VERTICAL DE FUNDO
SATURADO**

Autor: Vinícius Bispo dos Santos
Orientador: Prof. Dr. Fernando Jorge Correa Magalhães Filho
Coorientadora: Prof. Dra. Catiane Pelissari

Junho - 2024
Campo Grande/MS
UNIVERSIDADE CATÓLICA DOM BOSCO

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO *STRICTO SENSU* EM
CIÊNCIAS AMBIENTAIS E SUSTENTABILIDADE AGROPECUÁRIA

**AVALIAÇÃO QUANTITATIVA DE RISCO MICROBIOLÓGICO
DA ÁGUA DE REÚSO PROVENIENTE DE UM WETLAND
CONSTRUÍDO DE FLUXO VERTICAL DE FUNDO
SATURADO**

Autor: Vinícius Bispo dos Santos

Orientador: Prof. Dr. Fernando Jorge Correa Magalhães Filho

Coorientadora: Prof. Dra. Catiane Pelissari

“Dissertação apresentada, como parte das exigências para obtenção do título de MESTRE EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS E SUSTENTABILIDADE AGROPECUÁRIA, no Programa de Pós-Graduação *Strict Sensu* em Ciências Ambientais e Sustentabilidade Agropecuária da Universidade Católica Dom Bosco - Área de Concentração: Saúde, Ambiente e Sustentabilidade.”



Junho - 2024
Campo Grande/MS

S237a Santos, Vinicius Bispo dos
Avaliação quantitativa de risco microbiológico da
água de reúso proveniente de um Wetland construído
de fluxo vertical de fundo saturado/ Vinicius Bispo
dos Santos sob orientação do Prof. Dr. Fernando Jorge
Correa Magalhães Filho e Profa. Dra. Catiane Pelissari.--
Campo Grande, MS : 2024.
155 p.: il.

Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais e Sustentabilidade
Agropecuária) - Universidade Católica Dom Bosco, Campo
Grande- MS, 2024
Bibliografia: p. 134-155

1. Soluções baseadas na natureza. 2. Nitrificação
- Desnitrificação. 3. Recuperação de recursos. 4.
Reuso seguro. 5. Saneamento focado em recursosI.Magalhães
Filho, Fernando Jorge Correa. II.Pelissari, Catiane.
III. Título.

CDD: 628.35



**Avaliação Quantitativa de Risco Microbiológico da água de reúso
proveniente de um Wetland Construído de Fluxo Vertical de Fundo Saturado**

Autor: Vinícius Bispo dos Santos

Orientador: Fernando Jorge Corrêa Magalhães Filho

Coorientadora: Catiane Pelissari

TITULAÇÃO: Mestre em Ciências Ambientais e Sustentabilidade Agropecuária

Área de Concentração: Saúde, Ambiente e Sustentabilidade

APROVADO em DIA de MÊS de 2024.

Prof. Dr. Fernando Jorge Correa Magalhães Filho

Prof. Dra. Catiane Pelissari

Prof. Dra. Paula Loureiro Paulo

Prof. Dr. Pablo Heleno Sezerino

AGRADECIMENTOS

Agradeço, em primeiro lugar, a Deus por ter me sustentado com saúde e sabedoria ao longo dessa jornada, permitindo-me superar todas as adversidades que encontrei pelo caminho.

Expresso minha profunda gratidão aos meus pais e familiares, que me acompanharam nessa etapa crucial, oferecendo seu apoio incondicional e não medindo esforços para ajudar nos momentos em que mais precisei. Eles compreenderam minha ausência e sempre me incentivaram a buscar a melhoria contínua.

Também sou imensamente grato aos meus amigos, que estiveram ao meu lado durante essa fase desafiadora. Eles compreenderam as dificuldades que eu enfrentava e, nos momentos de maior obstáculo, estenderam sua ajuda da melhor forma possível.

Gostaria de agradecer à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela concessão da bolsa que tornou possível a realização desta pesquisa. Além disso, meu agradecimento se estende à Universidade Católica Dom Bosco (UCDB) pelo seu apoio institucional.

Não posso deixar de expressar minha gratidão ao professor e orientador Fernando Jorge Corrêa Magalhães Filho e à coorientadora, professora Catiane Pelissari, pelo seu valioso apoio e orientação ao longo de todo o processo.

Gostaria também de agradecer aos membros da banca de avaliação, professora Paula Loureiro Paulo e professor Pablo Heleno Sezerino, por dedicar seu tempo e expertise para avaliar o trabalho e contribuir com suas observações e sugestões.

Um agradecimento especial à Universidade do Oeste de Santa Catarina (UNOESC) e ao CETREVI - Centro de Treinamento da Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina (EPAGRI), pelas oportunidades e recursos oferecidos, que foram fundamentais para o desenvolvimento deste trabalho.

A todas as pessoas e organizações que contribuíram com dados, informações, comentários e revisões prévias do texto, meu profundo agradecimento por tornarem possível este trabalho de pesquisa.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	9
LISTA DE TABELAS	10
RESUMO	11
ABSTRACT	12
INTRODUÇÃO	13
OBJETIVOS	20
Objetivo Geral	20
Objetivos Específicos	20
REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	21
DESAFIOS E INOVAÇÕES NO TRATAMENTO DE ESGOTO NO BRASIL	21
REGULAMENTAÇÃO E POLÍTICA PÚBLICA: ORIENTANDO O SANEAMENTO SUSTENTÁVEL NO BRASIL	23
TECNOLOGIAS EMERGENTES E CONSAGRADAS NO TRATAMENTO DE EFLUENTES	24
WETLANDS CONSTRUÍDOS: SOLUÇÕES BASEADAS NA NATUREZA PARA O TRATAMENTO DE EFLUENTES	26
Aplicações e Configurações	26
Funcionamento Biológico e Flexibilidade de Aplicação	28
Desafios e Necessidade de Estudos Adicionais	29
Estudos Recentes	30
REUSO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS TRATADAS NA AGRICULTURA: VIABILIDADE E SUSTENTABILIDADE	49
FERTIRRIGAÇÃO COM EFLUENTES TRATADOS: INTEGRAÇÃO DE SANEAMENTO E AGRICULTURA	50
Prática da Fertirrigação com Efluentes Tratados	52

Resoluções e Normativas Vigentes no Brasil	54
Comparações e Discussões entre as Resoluções da Região Sul do Brasil	59
Estudos Recentes.....	62
AVALIAÇÃO QUANTITATIVA DE RISCO MICROBIOLÓGICO: MEDINDO O IMPACTO SANITÁRIO DO REUSO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS NA SAÚDE HUMANA.....	75
Metodologia da AQRM	75
Aplicações e Estudos de Caso	76
Doenças Infecciosas e a Vigilância das Águas Residuárias.....	77
Diretrizes da WHO e a Métrica DALY	79
Estudos Recentes.....	81
IMPACTOS AMBIENTAIS E A GESTÃO DE EFLUENTES: PERSPECTIVAS E SOLUÇÕES	91
METODOLOGIA	94
DESCRIÇÃO DO SISTEMA DE TRATAMENTO.....	94
ASPECTOS OPERACIONAIS	96
MONITORAMENTO E MÉTODOS DE AMOSTRAGEM	96
AVALIAÇÃO QUANTITATIVA DE RISCO MICROBIOLÓGICO (AQRM) ...	97
Formulação do Problema.....	99
Seleção de Patógenos Indicadores	102
Avaliação de Exposição.....	102
Avaliação dos Efeitos na Saúde	104
RESULTADOS E DISCUSSÃO	108
DESEMPENHO DO WCV-FS	108
Resultados dos Parâmetros Físico-químicos.....	108
Resultados dos Parâmetros Microbiológicos	112
Discussão dos resultados	113

AVALIAÇÃO QUANTITATIVA DE RISCOS MICROBIOLÓGICOS À SAÚDE HUMANA.....	119
Modelagem dos Patógenos Indicadores.....	119
Avaliação Quantitativa de Riscos Microbiológicos (AQRM).....	121
CONCLUSÃO	132
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	134

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Distribuição das ETEs e suas eficiências na remoção de DBO, oferecendo um retrato visual da situação do tratamento de efluentes no Brasil.	25
Figura 2 - Configurações de <i>Wetlands</i> construídos amplamente adotadas no mundo.	27
Figura 3 – Representação dos principais sistemas de irrigação no Brasil.	51
Figura 4 – São Paulo - Resolução Conjunta SES/SIMA n.º 01/2020.	54
Figura 5 – Minas Gerais - Deliberação Normativa CERH n.º 65/2020.	55
Figura 6 – Mato Grosso do Sul - Resolução CERH/MS n.º 72/2022.	55
Figura 7 – Distrito Federal - Resolução ADASA n.º 005/2022.	56
Figura 8 – Bahia - Resolução CONERH n.º 75/2010.	56
Figura 9 – Ceará - Resolução COEMA n.º 02/2017.	57
Figura 10 – Paraná - Resolução CERH n.º 122/2023.	57
Figura 11 – Rio Grande do Sul - Resolução CONSEMA n.º 419/2020.	58
Figura 12 – Mapa de localização do WCV-FS no CETREVI em Videira, Santa Catarina, Brasil.	94
Figura 13 – Configuração do sistema de tratamento localizado no CETREVI.	95
Figura 14 – Layout operacional do <i>Wetlands</i> Construído de Fluxo Vertical de Fundo Saturado (WCV-FS).	96
Figura 15 – Estrutura da Avaliação Quantitativa de Risco Microbiológico (AQRM).	98
Figura 16 – Vias de exposição dos cenários de irrigação.	100
Figura 17 – Concentrações dos parâmetros físico-químicos afluente e efluente ao WCV-FS.	111
Figura 18 – Concentrações dos parâmetros microbiológicos e efluente ao WCV-FS.	112
Figura 19 – Estimativa das concentrações dos patógenos indicadores.	120
Figura 20 – Resultados do cálculo do Ano de vida ajustado por incapacidade (DALY) por pessoa por ano (pppy) para os patógenos indicadores e cenários de exposição.	127

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Principais doenças transmitidas pela água contaminada, de acordo com o organismo patogênico.	78
Tabela 2 - Metodologia utilizada para análises físico-químicas e microbiológicas.	97
Tabela 3 - Relação de patógenos indicadores.	102
Tabela 4 - Parâmetros associados a frequências de exposição e ingestão por cenário de Irrigação.	103
Tabela 5 – Dose-resposta para os organismos de referência.	104
Tabela 6 – Risco de doença causada pela infecção e perda de DALY por caso de doença.	105
Tabela 7 – Carga aplicada no WCV-FS.	108
Tabela 8 – Eficiências de remoção dos parâmetros físico-químicos.	111
Tabela 9 – Resultados médios do efluente ao WCV-FS em comparação com as resoluções da região sul do Brasil.	115
Tabela 10 – Comparação dos Resultados Microbiológicos do WCV-FS com as Diretrizes da WHO (2006) e da USDA/FSIS e US EPA (2012).	117
Tabela 11 – Resultados da AQRM para <i>Campylobacter</i>	122
Tabela 12 – Resultados da AQRM para <i>Cryptosporidium</i>	123
Tabela 13 – Resultados da AQRM para <i>Rotavirus</i>	124

RESUMO

Este estudo avaliou o desempenho de um *Wetland* Construído de Fluxo Vertical de Fundo Saturado (WCV-FS) localizado em Videira, Santa Catarina, para o tratamento doméstico. O sistema foi monitorado durante o período de fevereiro de 2022 a junho de 2023, foram realizadas análises físico-químicas e microbiológicas no sistema, totalizando 20 amostras para os parâmetros físico-químicos e 11 amostras para os parâmetros microbiológicos, abrangendo tanto o afluente quanto o efluente ao WCV-FS. O sistema demonstrou eficiência na remoção de Demanda Química de Oxigênio (DQO, 80%), Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO, 91%), Nitrogênio Total (NT, 82%), Nitrogênio Amoniacal (N-NH_4^+ , 74%), Fosfato (P-PO_4^{3-} , 69%) e Sólidos Suspensos Totais (SST, 81%). A eficiência na nitrificação e desnitrificação foi destacada pela conversão do N-NH_4^+ em nitrato (N-NO_3^-) e a subsequente remoção de nitrogênio através da desnitrificação. A presença de diferentes tipos de bactérias em ambientes aeróbicos e anóxicos promoveu esses processos, resultando na eficiente remoção de nitrogênio total. Nos parâmetros microbiológicos, houve redução de Coliformes Totais ($2,52 \log_{10} \text{NMP.100 mL}^{-1}$), Coliformes Termotolerantes ($0,93 \log_{10} \text{NMP/100 mL}$) e ausência de *Salmonella spp.*, no entanto sem redução na remoção de *Escherichia coli* (*E. coli*). O WCV-FS atendeu às diretrizes da World Health Organization (WHO) para várias práticas agrícolas, incluindo irrigação por gotejamento, cultivos de alto crescimento, agricultura mecanizada, irrigação irrestrita em cultivos de folhas e irrigação restrita em agricultura com mão de obra intensiva e alto contato, além da irrigação irrestrita em cultivos de raízes. Porém, não cumpriu os critérios mais rigorosos da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (US EPA) para ausência de coliformes termotolerantes em culturas consumidas cruas. Em relação aos riscos microbiológicos (Avaliação Quantitativa de Riscos Microbiológicos - AQRM), foram analisados diversos cenários de exposição, incluindo agricultura mecanizada (AAM), agricultura com mão de obra intensiva (AMI) e agricultura com mão de obra reduzida (AMR), além do cultivo de vegetais como alface, cebola e pepino. Os cenários de AAM, AMI e AMR foram considerados para o cultivo de milho e pastagem. A concentração dos patógenos indicadores foi estimada com base na concentração de *Escherichia coli*, e os riscos de infecção e doença foram calculados em termos de DALYs pppy (*Disability Adjusted Life Years per person per year*), com um limite aceitável de 10^{-6} DALYs pppy estabelecido pela WHO. A maioria dos cenários agrícolas analisados apresentou riscos de infecção e doença dentro dos limites aceitáveis de 10^{-6} DALYs pppy. No entanto, o cultivo de alface apresentou riscos elevados para *Campylobacter* ($1,9\text{E-}06 \pm 1,4\text{E-}06$ DALYs pppy) e *Rotavirus* ($1,3\text{E-}05 \pm 9,4\text{E-}06$ DALYs pppy), excedendo os limites recomendados. Os riscos de infecção e doença por *Cryptosporidium* ficaram abaixo dos limites aceitáveis para todos os cenários, incluindo o cultivo de alface. O estudo destaca a necessidade de tratamentos adicionais e práticas de desinfecção para garantir a segurança microbiológica no reuso de águas residuárias e a adoção de culturas adequadas e de menor risco. Estratégias robustas de tratamento e controle para garantir a segurança no reuso de águas residuárias na agricultura são fundamentais. A combinação de tratamentos avançados e práticas de mitigação de risco é essencial para proteger a saúde pública e garantir a segurança alimentar. Adaptações regionais e práticas adicionais podem ser necessárias para atender aos padrões de segurança locais, especialmente para cultivos de alto risco como a alface.

Palavras-chaves: Soluções baseadas na Natureza, nitrificação e desnitrificação, recuperação de recursos, reuso seguro, saneamento focado em recursos.

ABSTRACT

This study evaluated the performance of a Saturated Vertical Flow Constructed Wetland (SVF-CW) located in Videiral, Santa Catarina, for treating domestic sewage. The system was monitored from February 2022 to June 2023, with 20 samples analyzed for physicochemical parameters and 11 samples for microbiological parameters, encompassing both the influent and effluent of the (SVF-CW). The system demonstrated high efficiency in removing Chemical Oxygen Demand (COD, 80%), Biochemical Oxygen Demand (BOD, 91%), Total Nitrogen (TN, 82%), Ammonium Nitrogen ($\text{NH}_4^+\text{-N}$, 74%), Phosphate ($\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$, 69%), and Total Suspended Solids (TSS, 81%). The efficiency in nitrification and denitrification was highlighted by the conversion of $\text{NH}_4^+\text{-N}$ to nitrate ($\text{NO}_3^-\text{-N}$) and the subsequent removal of nitrogen through denitrification. The presence of different types of bacteria in aerobic and anoxic environments promoted these processes, resulting in efficient total nitrogen removal. In microbiological parameters, there was a reduction in Total Coliforms (2.52 log₁₀ MPN/100 mL), Thermotolerant Coliforms (0.93 log₁₀ MPN/100 mL), and the absence of *Salmonella spp.*, but no reduction in the removal of *Escherichia coli* (*E. coli*). The SVF-CW met the World Health Organization (WHO) guidelines for various agricultural practices, including drip irrigation, high-growth crops, mechanized agriculture, unrestricted irrigation on leafy crops, restricted irrigation in labor-intensive, high-contact agriculture, and unrestricted irrigation on root crops. However, it did not meet the more stringent criteria of the United States Environmental Protection Agency (US EPA) for the absence of thermotolerant coliforms in crops consumed raw. Regarding microbiological risks (Quantitative Microbial Risk Assessment - QMRA), various exposure scenarios were analyzed, including mechanized agriculture (MA), labor-intensive agriculture (LIA), and low-labor agriculture (LLA), as well as the cultivation of vegetables such as lettuce, onions, and cucumbers. The MA, LIA, and LLA scenarios were considered for the cultivation of corn and pasture. The concentration of indicator pathogens was estimated based on *Escherichia coli* concentration, and the risks of infection and disease were calculated in terms of DALYs pppy (Disability Adjusted Life Years per person per year), with an acceptable limit of 10^{-6} DALYs pppy established by the WHO. Most of the analyzed agricultural scenarios presented risks of infection and disease within acceptable limits of 10^{-6} DALYs pppy. However, lettuce cultivation presented high risks for *Campylobacter* ($1.9\text{E-}06 \pm 1.4\text{E-}06$ DALYs pppy) and Rotavirus ($1.3\text{E-}05 \pm 9.4\text{E-}06$ DALYs pppy), exceeding the recommended limits. The risks of infection and disease from *Cryptosporidium* were below acceptable limits for all scenarios, including lettuce cultivation. The study highlights the need for additional treatments and disinfection practices to ensure microbiological safety in wastewater reuse and the adoption of suitable and lower-risk crops. Robust treatment and control strategies to ensure safety in wastewater reuse in agriculture are fundamental. The combination of advanced treatments and risk mitigation practices is essential to protect public health and ensure food safety. Regional adaptations and additional practices may be necessary to meet local safety standards, especially for high-risk crops such as lettuce.

Keywords: Nature-based solutions, nitrification and denitrification, resource recovery, safe reuse, resource-oriented sanitation.

INTRODUÇÃO

A disposição inadequada de águas residuárias tornou-se um dos problemas de maior preocupação que afetam a saúde humana e ambiental. Esse cenário sem soluções adequadas tende a agravar nas próximas décadas, devido ao crescimento populacional em algumas regiões ao avanço pouco expressivo da universalização do saneamento. Afinal, o saneamento previne doenças, promove a dignidade humana e o bem-estar, sendo essencial para a definição de saúde.

O programa conjunto de monitoramento da World Health Organization (WHO) e do United Nations Children's Fund (UNICEF) para Abastecimento de Água, Saneamento e Higiene (JMP) relatou que, em 2017, apenas 50% da população mundial tinha acesso ao tratamento de esgoto (UNICEF e WHO, 2023). No Brasil, em 2022, estima-se que 112,8 milhões de habitantes (56% da população) sejam atendidos por rede pública de esgoto, mas apenas 52,2% do esgoto gerado é tratado (SNIS, 2023).

Pelo fato de grande parte da população brasileira e mundial não receber coleta de esgoto sanitário e tratamento adequado, há necessidade de melhorias nas tecnologias a serem utilizadas, para que o custo de implantação do esgotamento sanitário diminua cada vez mais, ser acessível a todos, contribuindo para o saneamento universal.

Na concepção fundamental das Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs), a preferência recai sobre a localização próxima aos cursos de água, uma vez que estes são o principal destino dos efluentes tratados. No Brasil, as tecnologias de tratamento da ETE são determinadas com base no tratamento necessário para remover os poluentes de acordo com a classificação do corpo hídrico receptor, conforme estabelecido nas Resoluções CONAMA N.º 357/2005 e 430/2011. Estas resoluções dispõem sobre a "classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelecem as condições e padrões de lançamentos de efluentes, e dão outras providências".

Uma alternativa à disposição de efluentes em cursos de água é o uso do solo, por meio da fertirrigação, especialmente quando não há cursos de água próximos ou quando estes não suportam a carga orgânica dos efluentes. A aplicação de águas

residuárias tratadas na agricultura está se tornando uma opção cada vez mais viável, promovendo a economia circular e a interconexão dos recursos hídricos, energéticos e alimentares.

O reúso seguro de água na agricultura pode trazer benefícios significativos, como a conservação de recursos hídricos, a redução da demanda por água potável e a melhoria da segurança alimentar. Dados estimam que cerca de 330 bilhões de metros cúbicos de águas residuárias municipais são produzidos anualmente em todo o mundo (Mateo-Sagasta *et al.*, 2015). Essa quantidade seria suficiente para irrigar e fertilizar milhões de hectares de plantações, oferecendo uma valiosa fonte de recursos hídricos e nutrientes para a agricultura. No entanto, é essencial investir no monitoramento rigoroso e estratégias de gerenciamento integrado para garantir a qualidade e a segurança. Além de promover a implementação de medidas adequadas de gerenciamento incluindo a percepção sobre riscos.

Para superar esses desafios, propõe-se o uso de ETEs descentralizadas, retrofits e soluções individuais de tratamento de esgoto, com ênfase em tecnologias de tratamento natural mais eficientes e de menor custo operacional. Pois embora as tecnologias avançadas em ETEs permitem a remoção de até 99% de alguns poluentes (Deegan *et al.*, 2011), requer processos com alto consumo de energia e tem alto custo de construção e operação. Dessa forma, sistemas de tratamento biológico que simulam a capacidade dos ecossistemas naturais em tratar efluentes ganham espaço no mercado.

Um exemplo é a utilização de *Wetlands* Construídos (WCs), que imitam os processos naturais de tratamento em áreas úmidas (Carvalho *et al.*, 2017; Pelissari *et al.*, 2014; Vymazal 2010; Molle *et al.*, 2005). Por ser uma tecnologia com certa facilidade de construção e baixa necessidade de manutenção em comparação com outras tecnologias, requer baixo consumo de energia ou nenhum para utilização processos naturais robustos, contribuindo para o aumento da biodiversidade, controle de cheias, recuperação de recursos, sequestro de carbono, controle de temperatura e integração na paisagem.

Os WCs são tecnologias naturais de tratamento de águas residuárias que utilizam substratos, associados a plantas aquáticas, permitindo a formação de biofilmes com diferentes populações de microrganismos, que podem depurar

poluentes por processos biológicos, químicos e físicos (Carvalho *et al.*, 2017; Vymazal, 2010). Diversos estudos têm explorado tecnologias de tratamento e combinações de processos para tornar os sistemas mais eficientes e acessíveis. Por existirem diferentes configurações de WCs, esses sistemas proporcionam tratamento de diferentes tipos de esgoto, como urbano, residencial, domiciliar, (agro)industrial, hospitalar, efluente rural, tratamento de lodo e drenagem urbana para que sejam utilizados como tratamento primário, secundário e terciário (Mishra *et al.*, 2018; Molle *et al.*, 2005; Pelissari *et al.*, 2014).

Apesar disso, os estudos mais recentes desta tecnologia, ainda mostram falta no completo entendimento da remoção de nitrogênio total (NT) e fósforo total (PT). Esses processos de remoção incluem amonização, sorção, absorção microbiológica e vegetal, volatilização de NH_3 , nitrificação, desnitrificação e oxidação (Vymazal, 2007).

Os processos predominantes em um WC diferem em magnitude dependendo do projeto e do modo de operação. Os WCs de fluxo vertical (WCV) são um sistema insaturado com um ambiente aeróbio predominante, resultando numa elevada capacidade de transferência de oxigênio, causando a ocorrência de nitrificação, enquanto os WCs de fluxo horizontal (WCH) operam principalmente em condições anóxicas/anaeróbicas, permitindo a desnitrificação (Platzer, 1999; Vymazal, 2007). Um dos desafios importantes para a remoção de nitrogênio em WCs é a geração de condições que permitam condições aeróbias e anóxicas/anaeróbias ao mesmo tempo, o que possibilitará os processos completos de transformação do nitrogênio (Pelissari *et al.*, 2014).

Entretanto, esta lacuna de remoção de nutrientes como nitrogênio e fósforo, pode ser parcialmente resolvida, tendo em vista que a utilização das águas residuárias tratadas na agricultura através da fertirrigação, permite que seja realizado a adubação do solo, onde é requerido concentrações de macronutrientes, diante da necessidade das plantas para seu completo desenvolvimento. A viabilidade agrícola desse efluente é respaldada pela sua disponibilidade contínua ao longo do ano, especialmente em áreas urbanas com sistemas de esgotamento sanitário. No entanto, ao optar por sua aplicação em cultivos, é necessário considerar diversos critérios, como o tipo de cultura a ser irrigada, o método de aplicação do efluente, suas características físico-

químicas e biológicas, além da determinação da dose apropriada a ser empregada (Silva *et al.*, 2022).

A fertirrigação é um método de adubação do solo que utiliza os efluentes de ETEs como fonte de nutrientes para plantas e solo. Esse processo proporciona a redução da adubação mineral em cultivos e atende parte das necessidades hídricas das plantas. O processo de fertirrigação envolve a adição das quantidades de Nitrogênio (N), Fósforo (P) e Potássio (K) exportadas pelas espécies escolhidas, somadas às estimativas das perdas nutricionais no solo.

A qualidade do efluente desempenha um papel fundamental na viabilização do uso agrícola, tendo em vista que quanto maior a carga desses macronutrientes, maior será a área de fertirrigação requerida, o que nem sempre há disponível para a maioria das ETEs. A qualidade do efluente também está sujeita a regulamentações rigorosas por meio de leis, normas, resoluções e outros instrumentos legais. Após a estipulação dos padrões para o uso agrícola, é imperativo ajustar o tratamento do esgoto para garantir sua conformidade. No cenário dos efluentes provenientes de ETEs, características específicas desse tipo de efluente podem gerar potenciais problemas para o sistema solo-planta e representar riscos para a saúde pública. Esses problemas englobam a presença de sólidos, salinidade (avaliada pela condutividade elétrica - CE), o potencial hidrogeniônico (pH), o excesso de elementos químicos aplicados e a presença de organismos patogênicos.

Os riscos vinculados à fertirrigação com esgoto doméstico tratado concentram-se predominantemente em agentes patogênicos. A Norma Técnica Brasileira (NBR) n.º 13.969/1997, criada pela Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) estabelece que a concentração de coliformes fecais (coliformes termotolerantes) deve ser inferior a 5.000 NMP/100 mL quando destinados ao reuso em pomares, cereais, forragens, pastagens para gado e outros cultivos.

Nesse contexto, torna-se imperativo aprofundar as pesquisas para obter uma compreensão mais abrangente dos riscos relacionados ao reuso do efluente tratado, especialmente focando nos riscos microbiológicos. O objetivo vai além de elucidar e quantificar as possíveis ameaças microbiológicas; ele abrange também o estabelecimento de parâmetros para uma gestão eficiente desses riscos.

Ao entender as cargas de efluente aplicadas, torna-se possível implementar práticas que assegurem a operacionalidade segura desses sistemas, contribuindo para a preservação da saúde humana e a integridade ambiental. Essa abordagem holística não apenas facilita a reutilização de águas tratadas, mas também contribui para o desenvolvimento de diretrizes sólidas e sustentáveis no tratamento de efluentes e sua subsequente utilização. Essa iniciativa destaca a importância de uma abordagem equilibrada, considerando tanto os benefícios quanto os riscos, e enfatiza o compromisso com a segurança operacional, saúde pública e sustentabilidade ambiental.

Segundo as diretrizes da WHO, a irrigação é subdividida em dois tipos principais: irrestrita e restrita. A irrigação irrestrita se aplica ao uso de efluentes tratados para irrigar culturas consumidas cruas sem restrições quanto ao tipo de cultura. No caso da alface, a qualidade da água exigida é de 3 a 4 log de *E. coli*/100 ml de efluente. Para cebolas, a qualidade da água exigida também é de 3 a 4 log de *E. coli*/100 ml de efluente. Por outro lado, a irrigação restrita é aplicada em cenários onde a exposição ao efluente tratado é mais controlada. Em sistemas altamente mecanizados, a qualidade da água exigida é de 5 log de *E. coli*/100 ml de efluente. Em cenários de trabalho intensivo, a qualidade da água exigida é de 3 a 4 log de *E. coli*/100 ml de efluente. Essas diretrizes garantem a segurança dos consumidores e trabalhadores agrícolas, minimizando os riscos de infecções microbianas através da implementação de práticas adequadas de irrigação (WHO 2006).

As diretrizes estabelecidas pela WHO para a qualidade da água na irrigação levam em consideração um nível globalmente aceitável de proteção à saúde, com base em uma carga de doença tolerável. Esse critério é determinado por anos de vida ajustados por incapacidade de vida (DALYs) por pessoa por ano (pppy), com um valor de 10^{-6} DALYs pppy. Isso significa que uma cidade de um milhão de pessoas teria uma perda coletiva de um DALY por ano (WHO, 2022).

A WHO aplicou esse nível de proteção à saúde em suas diretrizes de qualidade da água potável em 2004 e, portanto, os riscos à saúde associados ao uso de águas residuárias tratadas na agricultura são considerados equivalentes aos riscos de consumir água potável (MARA, 2008).

Assim, a condução de estudos adicionais é imprescindível para uma avaliação quantitativa dos riscos microbiológicos decorrentes da aplicação de esgoto doméstico tratado na agricultura, especialmente ao levar em consideração as especificidades das condições locais de saneamento básico. Essa análise aprofundada não é apenas importante para a compreensão dos riscos particulares, mas também para assegurar a implementação de medidas de controle adequadas, salvaguardando, assim, a saúde pública.

A Avaliação Quantitativa de Risco Microbiológico (AQRM) é uma abordagem utilizada pela WHO para avaliar os riscos à saúde humana decorrentes da aplicação de águas residuárias tratadas na agricultura. Essa abordagem envolve cálculos probabilísticos com base em modelos de dose-resposta para patógenos específicos, estimando as probabilidades de doenças após a infecção. Os indicadores comumente usados para avaliar a contaminação fecal incluem coliformes totais, coliformes termotolerantes e a *Escherichia coli* (*E. coli*), que é o principal indicador. A WHO estabeleceu três patógenos de referência, como o *Rotavirus*, o *Campylobacter* e o *Cryptosporidium*. Vários estudos têm empregado organismos indicadores para estimar patógenos de referência, sendo recomendados e utilizados por diversos autores (Mara e Sleight 2010; McBride *et al.*, 2013; Oragui *et al.*, 1987; Pavione *et al.*, 2013; Teunis *et al.*, 2008). Contudo, essas pesquisas não se concentram em Soluções baseadas na Natureza (SbN) e também não consideram a realidade brasileira.

No Brasil, Bastos *et al.* (2008) analisou os riscos à saúde na irrigação de hortaliças com efluentes de lagoas de estabilização, observando remoção de *E. coli* entre 3 e 5 log₁₀. Concluíram que efluentes contendo até 10³ *E. coli* por 100 mL resultaram em culturas seguras para consumo. Gonçalves *et al.* (2021) estudou o reuso de águas cinzas tratadas por filtro anaeróbio e WCV para descarga sanitária e irrigação de jardins, identificando a necessidade de pós-tratamento para garantir segurança. Santos *et al.* (2021) avaliou diferentes SbN, como lagoas de estabilização e WCV, demonstrando que esses sistemas atendem aos padrões da WHO (10⁻⁶ DALYs pppy) para culturas de pepino e cebola e na agricultura mecanizada, mas não para alface e cenários de agricultura com mão de obra intensiva e reduzida, necessitando de desinfecção adicional para algumas culturas.

Nesse contexto, com o objetivo de ampliar ainda mais as avaliações em SbN no Brasil, foi realizado um novo estudo para analisar o desempenho de um WCV-FS.

Esse estudo focou em parâmetros como matéria orgânica, série nitrogenada, fósforo, sólidos e patógenos, verificando se o efluente atendeu aos padrões estabelecidos pelas legislações brasileiras e catarinenses, já que o experimento foi conduzido em Santa Catarina. O objetivo foi identificar as concentrações necessárias para atividades agropecuárias locais, como a produção de milho e pastagem, assegurando que o efluente tratado seja adequado para uso agrícola. Considerando os riscos microbiológicos para trabalhadores em campos irrigados, contemplando três subcenários: agricultura mecanizada, agricultura com mão de obra intensiva e reduzida.

Além disso, foram avaliados os riscos microbiológicos associados à possível fertirrigação do efluente em culturas que são consumidas cruas, utilizando a AQRM para analisar os riscos à saúde humana decorrente do reuso agrícola.

É essencial destacar que não foi abordado os riscos associados ao consumo direto dessas plantações de milho e pastagem, pois a maioria destina-se ao consumo animal ou à produção de produtos processados. Este estudo oferece uma visão abrangente do manejo seguro de efluentes tratados na agricultura com base em uma SbN do tipo WC.

OBJETIVOS

Objetivo Geral

Estudar o desempenho de um *Wetland* Construído de Fluxo Vertical de Fundo Saturado (WCV-FS) no tratamento de esgoto doméstico e avaliar os riscos microbiológicos associados ao reuso de água por meio da Avaliação Quantitativa de Riscos Microbiológicos (AQRM).

Objetivos Específicos

- Analisar a eficiência de remoção de Demanda Química de Oxigênio (DQO), Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Nitrogênio Total (NT), Nitrogênio Amoniacal (N-NH_4^+), Fosfato (P-PO_4^{3-}), Sólidos Suspensos Totais (SST), Alcalinidade, coliformes totais, coliformes termotolerantes, *Escherichia coli* e *Salmonella spp*; o comportamento do Nitrito (N-NO_2^-), Nitrato (N-NO_3^-), Oxigênio Dissolvido (OD) e pH no WCV-FS; e os processos de nitrificação e desnitrificação;
- Analisar a conformidade do efluente tratado com as resoluções CONSEMA n.º 419/2020 (RS) e CERH n.º 122/2022 (PR) e com as diretrizes da WHO (2006) e da USDA/FSIS e US EPA (2012);
- Identificar as práticas agrícolas e determinar os riscos de infecção e doença para cada patógeno em termos de DALYs pppy (Disability Adjusted Life Years per person per year), diante do limite aceitável (10^{-6} DALYs pppy) estabelecido pela World Health Organization (WHO);
- Avaliar os riscos em diversos cenários de exposição, incluindo agricultura mecanizada (AAM), agricultura com mão de obra intensiva (AMI), agricultura com mão de obra reduzida (AMR) – considerados para o cultivo de milho e pastagem – e os cultivos de alface, cebola e pepino.

REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

DESAFIOS E INOVAÇÕES NO TRATAMENTO DE ESGOTO NO BRASIL

O saneamento básico é um componente vital para o desenvolvimento sustentável e a proteção da saúde pública, enfrentando desafios críticos em nações em desenvolvimento como o Brasil (Carcára *et al.*, 2019). Com mais de 203 milhões de habitantes, o Brasil enfrenta o desafio de equilibrar o crescimento demográfico acelerado com a expansão da infraestrutura de saneamento (IBGE, 2022). Questões técnicas, financeiras, ambientais e sociais convergem, complicando a gestão eficaz das águas residuárias e aumentando a demanda por recursos hídricos, intensificando a pressão sobre o meio ambiente (Barbosa *et al.*, 2019; Liu *et al.*, 2018; Moumouni *et al.*, 2016).

A realidade do tratamento de esgoto no Brasil destaca a gravidade deste desafio. Um volume significativo de esgoto urbano é descartado sem tratamento, poluindo ecossistemas aquáticos e impondo riscos à saúde pública (Landau e Moura, 2016). As ineficiências dos sistemas de tratamento são agravadas por obstáculos como financiamento inadequado, deficiências na gestão e uma lacuna em políticas públicas que enderecem proativamente estas questões (Pimentel e Miterhof, 2021). Além disso, a falta de conscientização pública acerca do papel crítico do saneamento para a saúde e para o ambiente compromete o apoio social às melhorias necessárias neste setor.

Em contrapartida, o panorama econômico do saneamento oferece perspectivas encorajadoras. Investimentos nesta área são capazes de gerar retornos econômicos significativos, com estimativas indicando um benefício de US\$ 5,5 para cada dólar investido, sublinhando a viabilidade financeira e a importância de melhorar a infraestrutura de saneamento (Hutton, 2013). Esses retornos econômicos atestam que é possível, e financeiramente sensato, superar os desafios existentes.

Em meio a estes desafios, o Brasil tem feito avanços notáveis no setor com a implementação de novas tecnologias e práticas inovadoras. Projetos que empregam *Wetlands* construídos são reconhecidos como soluções promissoras, compatíveis com a economia do país e benéficos para o meio ambiente (Sezerino *et al.*, 2015). Estas tecnologias mitigam a poluição dos efluentes e trazem ganhos ambientais

adicionais, como a promoção da biodiversidade e a criação de espaços verdes nas zonas urbanas (Vymazal e Mander, 2021).

Iniciativas governamentais, em sinergia com o setor privado, têm promovido a construção e modernização de Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs), adotando processos tecnológicos avançados e sustentáveis (Campos e Nolasco, 2021). A estratégia de recuperação de recursos, que inclui tanto a reutilização de água tratada quanto a valorização de biossólidos, reflete um movimento em direção a uma gestão de saneamento mais circular e responsável (Ghimire et al., 2021; Smol, 2023).

Com uma carga orgânica diária expressa por 9,1 mil toneladas de DBO, e contribuições per capita de 54 g de DBO, 8 g de NT e 1 g de P, o Brasil enfrenta o paradoxo de ter potencial para reciclagem em um contexto de economia circular, ainda assim, a infraestrutura de saneamento do país está longe de ser suficiente (ANA, 2017). A falta de ETEs em 3.978 municípios destaca a urgência de expandir o tratamento de esgoto para assegurar a qualidade da água para a população e preservar os recursos hídricos. A necessidade de ampliar as ETEs é imprescindível para enfrentar a poluição e a escassez de água, movendo-se em direção à sustentabilidade desejada.

Von Sperling (2016) detalhou as várias configurações tecnológicas das ETEs no Brasil, que vão desde sistemas simples como Lagoas Anaeróbias e Facultativas, até abordagens mais complexas, como UASB e Lodo Ativado. A seleção dessas tecnologias é baseada em critérios de eficiência, custo e facilidade de operação, e o contínuo aprimoramento dessas soluções é vital para garantir a qualidade da água e a saúde ambiental.

Embora inovações tenham sido introduzidas, a dispersão de responsabilidades entre os diferentes níveis de governo e a aplicação inconsistente das leis ambientais representam barreiras significativas. Esse cenário enfatiza a necessidade de um compromisso contínuo com a pesquisa e o desenvolvimento de novas tecnologias, além do fortalecimento de políticas públicas eficazes no setor de saneamento. A colaboração entre tecnologia, política e engajamento social é, portanto, essencial para superar os desafios existentes e aprimorar as condições de saneamento em todo o país (Carlane, 2014; Oliveira e Granziera, 2022; Vilarinho e Couto, 2023).

REGULAMENTAÇÃO E POLÍTICA PÚBLICA: ORIENTANDO O SANEAMENTO SUSTENTÁVEL NO BRASIL

As políticas públicas e regulamentações são cruciais para o desenvolvimento sustentável do setor de saneamento no Brasil, estabelecendo normas para melhorar a qualidade de vida e proteger o meio ambiente. A implementação da Lei Federal nº 14.026/2020, conhecida como o novo Marco Legal do Saneamento Básico, representa um esforço significativo para superar barreiras históricas e promover práticas sustentáveis. Esta lei visa a universalização dos serviços de saneamento, incluindo a cobertura total de fornecimento de água potável e tratamento de esgoto até 2033, além de fomentar a competitividade e a participação privada, visando incrementar a eficiência e ampliar os investimentos em infraestrutura sanitária. (Brasil, 2020).

No entanto, a aplicação dessas políticas enfrenta desafios significativos. A escassez de recursos financeiros, a falta de capacidade administrativa e a resistência política local dificultam a operacionalização do novo Marco Legal em várias regiões do Brasil. A diversidade geográfica e socioeconômica do país exige políticas flexíveis e adaptadas para atender às necessidades locais, o que pode atrasar os avanços pretendidos (Oliveira e Vilarinho, 2021). Além disso, as políticas de saneamento devem incorporar considerações sobre saúde pública, proteção ambiental e sustentabilidade econômica. Iniciativas como o Plano Nacional de Saneamento Básico (PLANSAB) buscam não apenas expandir a infraestrutura, mas também aprimorar a gestão dos recursos hídricos e mitigar impactos ambientais negativos, alinhando-se aos objetivos de desenvolvimento sustentável global (IAS, 2021).

Para garantir o sucesso dessas políticas, é essencial fortalecer a governança, aumentar a transparência e promover a participação ativa da sociedade civil. A educação e sensibilização da população sobre a importância do saneamento são fundamentais para garantir o suporte necessário à implementação e manutenção de políticas eficazes a longo prazo (SNIS, 2023). Regulações e políticas públicas desempenham um papel fundamental na definição do futuro do saneamento no Brasil. Enfrentar os desafios existentes demanda um compromisso contínuo de todos os setores da sociedade, incluindo governos, empresas e comunidades. Apenas por meio de esforços colaborativos será possível alcançar um sistema de saneamento

que atenda a todos os brasileiros de maneira sustentável e resiliente (Carvalho e Tulder, 2022).

TECNOLOGIAS EMERGENTES E CONSAGRADAS NO TRATAMENTO DE EFLUENTES

O setor de saneamento no Brasil encontra-se em um estágio de evolução contínua, buscando alinhar eficiência operacional com a conservação ambiental. A adoção de tecnologias para tratamento de efluentes é marcada por uma disparidade significativa no acesso a sistemas de tratamento adequados. Conforme os dados da Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA), muitos municípios brasileiros ainda não estão equipados com ETEs, enquanto outros já avançaram significativamente nessa área (ANA, 2017). Esta distribuição desigual é evidenciada na Figura 1, que detalha o número de ETEs operantes no Brasil e as respectivas eficiências na remoção de DBO, refletindo a heterogeneidade das práticas de tratamento de esgoto em âmbito nacional.

A expansão e o refinamento do tratamento de águas residuárias são urgentes e cruciais para a proteção dos recursos hídricos e a melhoria da qualidade da água disponível para a população. Conforme detalhado no relatório da UNESCO, "The United Nations World Water Development Report 2017", a gestão sustentável de águas residuárias é essencial para enfrentar a escassez de água e promover o uso eficiente dos recursos hídricos disponíveis. A implementação de estações de tratamento de esgoto (ETEs) em mais municípios é fundamental para mitigar a poluição e a limitação de recursos hídricos, pavimentando o caminho para um futuro sustentável no Brasil (WWAP, 2017).

Von Sperling (2016) destaca a diversidade dos processos de tratamento adotados nas ETEs do país, que incluem desde lagoas de estabilização, como lagoas anaeróbias seguidas por lagoas facultativas, até sistemas mais sofisticados como os reatores anaeróbios de fluxo ascendente (UASB) associados a processos de lodo ativado. A seleção destas tecnologias leva em consideração as condições locais, a disponibilidade de recursos e os requisitos específicos de tratamento. Na Figura 1 detalha-se também as diversas configurações das plantas de tratamento de esgoto, salientando a pluralidade de tecnologias implementadas.

FAIXAS DE REMOÇÃO DE DBO DOS PRINCIPAIS PROCESSOS DE TRATAMENTO NO BRASIL					
FAIXAS DE REMOÇÃO DE DBO	PRINCIPAIS PROCESSOS DE TRATAMENTO NO BRASIL	SIGLA	POPULAÇÃO EQUIVALENTE (em mil hab.)	EFICIÊNCIA MÉDIA (%)	NÚMERO DE UNIDADES
até 60%	PRIMÁRIO	Pr	7.947,6	35%	21
	FOSSA FILTRO/FOSSA SÉPTICA • FILTRO AERÓBIO/TANQUE IMHOFF • FILTRO BIOLÓGICO	FosFil/FosSep/FilAer/TqImh/FilB	340,1	49%	215
	FOSSA SÉPTICA/TANQUE IMHOFF	FosSep/TqImh	49,2	51%	23
	TOTAL				259
60% e 80%	FOSSA FILTRO/(FOSSA SÉPTICA • FILTRO BIOLÓGICO) • DISPOSIÇÃO NO SOLO/SUMIDOURO	FosFil/(FosSep/FilB)-DispS/Sum	6,4	66%	10
	REATOR ANAERÓBIO • LODOS ATIVADOS	RtrAn-LodAt	26,3	80%	2
	LAGOA ANAERÓBIA	LagAn	812,8	68%	68
	PRIMÁRIO COM FÍSICO QUÍMICO (FILTRO AERÓBIO/DECANTAÇÃO/CEPT/FLOTAÇÃO)	PrFisQ/FilAer/Dec/Cept/Fit	1.902,5	68%	13
	REATOR ANAERÓBIO	RtrAn	3.876,5	69%	328
	REATOR ANAERÓBIO • DECANTADOR	RtrAn-Dec	226,7	72%	16
	LODOS ATIVADOS MEIO FIXO (FILTRO BIOLÓGICO)	LodAtMF(FilB)	323,1	73%	22
	REATOR ANAERÓBIO • FILTRO BIOLÓGICO	RtrAn-FilB	1.300,0	75%	177
	LAGOA FACULTATIVA	LagFac	1.421,0	76%	203
	LAGOA ANAERÓBIA • LAGOA FACULTATIVA	LagAn-LagFac	5.533,8	77%	364
	REATOR ANAERÓBIO • DISPOSIÇÃO NO SOLO	RtrAn-DispS	183,3	77%	16
	REATOR ANAERÓBIO • FILTRO AERÓBIO	RtrAn-FilAer	635,8	77%	64
	REATOR ANAERÓBIO • LAGOA ANAERÓBIA/FACULTATIVA/DE MATURAÇÃO	RtrAn-LagAn/Fac/Mat	3.023,5	78%	145
	TOTAL				1.428
> 80%	LAGOA AERADA	LagArd	743,6	80%	42
	REATOR ANAERÓBIO • FILTRO AERÓBIO • DECANTADOR	RtrAn-FilAer-Dec	4.436,9	80%	121
	REATOR ANAERÓBIO • FILTRO BIOLÓGICO • DISPOSIÇÃO NO SOLO	RtrAn-FilB-DispS	70,6	80%	15
	REATOR ANAERÓBIO • FILTRO BIOLÓGICO • FILTRO AERÓBIO • DECANTADOR	RtrAn-FilB-FilAer-Dec	76,5	80%	10
	LODOS ATIVADOS DE AERAÇÃO PROLONGADA	LodAtAerPin	4.479,0	88%	91
	LAGOA ANAERÓBIA • LAGOA FACULTATIVA • LAGOA DE MATURAÇÃO	LagAn-LagFac-LagMat	1.930,4	81%	134
	LAGOA FACULTATIVA • LAGOA DE MATURAÇÃO	LagFac-LagMat	1.212,5	81%	119
	LAGOA AERADA • LAGOA DE DECANTAÇÃO/FACULTATIVA/MATURAÇÃO	LagArd-LagDec/Fac/Mat	2.349,0	82%	64
	REATOR ANAERÓBIO • LAGOA AERADA	RtrAn-LagArd	611,2	83%	12
	LODOS ATIVADOS (CONVENCIONAL/DEEP SHAFT)	LodAt(cnv/DpS)	16.538,9	84%	110
	REATOR ANAERÓBIO • LAGOA AERADA • LAGOA FACULTATIVA/MATURAÇÃO	RtrAn-LagArd-LagFac/Mat	322,9	85%	7
	REATOR ANAERÓBIO • LODOS ATIVADOS	RtrAn-LodAt	3.964,8	86%	90
	LAGOA AERADA • LAGOA FACULTATIVA • LAGOA DE MATURAÇÃO	LagArd-LagFac-LagMat	658,2	87%	14
	REATOR ANAERÓBIO • LODOS ATIVADOS DE AERAÇÃO PROLONGADA	RtrAn-LodAtAerPin	53,4	88%	4
	REATOR ANAERÓBIO • LAGOA FACULTATIVA • DISPOSIÇÃO NO SOLO	RtrAn-LagFac-DispS	226,7	89%	6
	TOTAL				839
> 80% (com remoção de nutrientes)	REATOR ANAERÓBIO • FILTRO BIOLÓGICO • FILTRO AERÓBIO • DECANTADOR	RtrAn-FilB-FilAer-Dec	0,6	87%	1
	LODOS ATIVADOS EM BATELADA (CONVENCIONAL/UNITANK) - REM. N	LodAtBat(cnv/utk)-RemN	1.431,8	88%	80
	LODOS ATIVADOS - REM. N (MBBR/IFAS)	LodAt-RemN/MBBR/IFAS	365,5	88%	7
	REATOR ANAERÓBIO • FÍSICO QUÍMICO (DECANTAÇÃO/FLOTAÇÃO) - REM. P	RtrAn-FisQ(Dec/Fit)-RemP	2.401,4	88%	33
	LODOS ATIVADOS COM REMOÇÃO FÍSICO QUÍMICA DE NUTRIENTES - REM. N & P	LodAtRemFisQNut-RemNP	95,3	91%	5
	LODOS ATIVADOS COM REMOÇÃO BIOLÓGICA DE NUTRIENTES - REM. N	LodAtRemBNut-RemN	153,5	93%	3
	LODOS ATIVADOS COM REMOÇÃO BIOLÓGICA DE NUTRIENTES - REM. N & P	LodAtRemBNut-RemNP	46,6	95%	2
	TOTAL				131

Figura 1 - Distribuição das ETEs e suas eficiências na remoção de DBO, oferecendo um retrato visual da situação do tratamento de efluentes no Brasil.
Fonte: ANA (2017).

O funcionamento adequado das ETEs é decisivo para a eficácia na remoção de poluentes e para a purificação da água antes de sua reintrodução ao meio ambiente. Por isso, a adoção e o aperfeiçoamento contínuo de tecnologias de tratamento mais eficientes são fundamentais para assegurar a qualidade da água e a saúde dos ecossistemas aquáticos (Cassidy *et al.*, 2020; Amoedo *et al.*, 2020).

A compreensão das várias configurações de tratamento disponíveis nas ETEs é vital para avançar no setor de saneamento e direcionar esforços em busca de melhoria contínua dessas instalações. A busca por soluções que equilibrem eficiência e

sustentabilidade pode auxiliar a superar os desafios do tratamento de águas residuárias, contribuindo, assim, para a conservação dos recursos hídricos e para o bem-estar da população (Cassidy *et al.*, 2020).

WETLANDS CONSTRUÍDOS: SOLUÇÕES BASEADAS NA NATUREZA PARA O TRATAMENTO DE EFLUENTES

Wetlands construídos (WCs) representam uma solução engenhosa que harmoniza tecnologia e ecologia, replicando as propriedades filtrantes dos ecossistemas de *Wetlands* naturais para o tratamento de águas residuárias. Este método, que combina substratos inertes como cascalho e areia com plantas aquáticas, permite a formação de biofilmes ricos em microrganismos que depuram poluentes através de processos biológicos, químicos e físicos, proporcionando um tratamento eficaz e ecologicamente sustentável (Arias *et al.*, 2003; Atalla *et al.*, 2020; Carvalho *et al.*, 2017; Oliveira *et al.*, 2019; Kadlec *et al.*, 2000; Magalhães Filho *et al.*, 2018; Paulo *et al.*, 2019; Santos *et al.*, 2020).

Originados na Alemanha nos anos 1950 por Käthe Seidel do Instituto Max Planck e trazidos ao Brasil na década de 1980, os WCs vêm sendo aperfeiçoados e adaptados às necessidades específicas de tratamento e às variadas cargas poluentes (Kadlec e Knight, 1996; Salati *et al.*, 1999; Vymazal, 2022). O crescimento no uso de WCs no Brasil ganhou impulso no final dos anos 1990 e se intensificou desde 2000, com experimentações diversificadas em relação à forma, arranjo e materiais filtrantes (Sezerino *et al.*, 2015).

Aplicações e Configurações

Os WCs são configurados para tratar uma ampla gama de efluentes, sendo versáteis o suficiente para lidar com águas urbanas, residenciais, agroindustriais, e até mesmo lodo e águas de drenagem urbana. Dependendo do contexto, eles podem funcionar como um tratamento primário, secundário ou terciário (Mishra *et al.*, 2018; Molle *et al.*, 2005; Pelissari *et al.*, 2017). Existem principalmente dois tipos de WCs: de escoamento superficial e subsuperficial. Cada um possui características particulares em relação à eficiência, ocupação de espaço e custos operacionais,

sendo sua escolha dependente do contexto local e dos padrões de qualidade exigidos para o efluente tratado (Philippi e Sezerino, 2004). Na Figura 2 apresenta-se essas configurações distintas de WCs utilizadas globalmente.

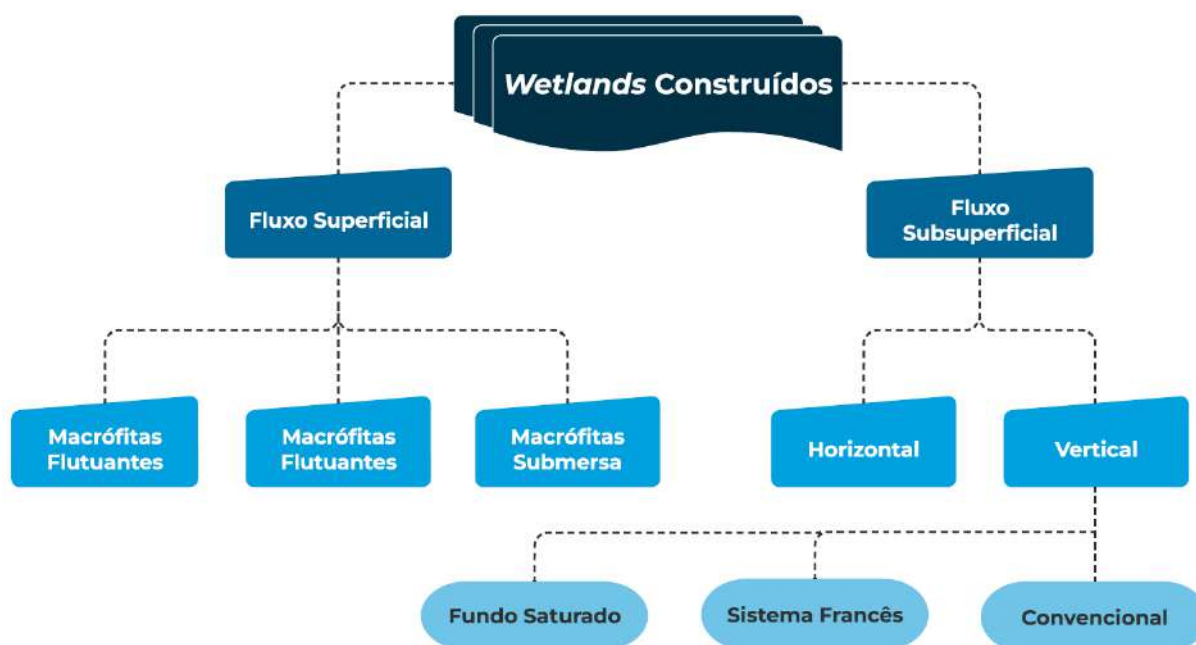


Figura 2 - Configurações de *Wetlands* construídos amplamente adotadas no mundo.
Fonte: Adaptado de (Fonder e Headley, 2013; Kadlec e Wallace, 2008).

As configurações dos *Wetlands* construídos são diversificadas e incluem variações no dimensionamento, nos tipos de meios suportes, nas plantas empregadas, na direção e periodicidade do fluxo (seja ascendente ou descendente, contínuo ou intermitente) e no grau de saturação do fundo, que pode variar de não saturado a parcialmente saturado. Essa flexibilidade permite que tais sistemas sejam ajustados para atender às demandas específicas de tratamento. No campo da pesquisa, têm sido desenvolvidas configurações híbridas inovadoras, como *Wetlands* que operam com alimentação alternada (Halverson., 2004), *Wetlands* equipados com sistemas de aeração (Nivala *et al.*, 2013), WCVs que funcionam com cargas intermitentes (Jia *et al.*, 2010), e sistemas que incluem a recirculação de efluentes (Arias *et al.*, 2005; Ayaz *et al.*, 2012), entre outras variantes.

Esses sistemas, além de serem energeticamente eficientes, conferem valor estético e ecológico às regiões onde são implementados, contrastando com tecnologias avançadas de tratamento que, apesar de removerem até 99% de certos

poluentes, muitas vezes são inviáveis devido ao alto consumo de energia e aos custos elevados de construção e operação (Deegan *et al.*, 2011; Carvalho *et al.*, 2017). A eficácia e a qualidade do efluente tratado exigem estudos detalhados e monitoramento contínuo, assegurando a proteção dos recursos hídricos e a preservação ambiental.

Funcionamento Biológico e Flexibilidade de Aplicação

Os WCs são reconhecidos pela sua capacidade de estabelecer biofilmes complexos, estruturas vivas compostas por uma diversidade de microrganismos que desempenham um papel crucial na degradação de contaminantes. Estes processos, que ocorrem simultaneamente nos planos biológico, químico e físico, conferem aos WCs uma funcionalidade biológica essencial para o tratamento eficiente de uma ampla gama de efluentes. Eles são aplicáveis no tratamento de águas residuárias de origens variadas, incluindo as domésticas, urbanas, agroindustriais e hospitalares, adaptando-se a diferentes níveis de tratamento, como os primários, secundários e terciários (Carvalho *et al.*, 2017; Vymazal, 2010; Mishra *et al.*, 2018; Molle *et al.*, 2005; Pelissari *et al.*, 2014).

Geralmente, os WCs são utilizados como sistemas de tratamento secundário, projetados para processar efluentes com baixas cargas de sólidos e efetuar a remoção de nutrientes como nitrogênio e fósforo, elementos que os sistemas convencionais de tratamento de esgoto doméstico muitas vezes não conseguem remover adequadamente. O processo de remoção de nitrogênio em WCs é complexo, envolvendo múltiplas etapas como a volatilização de amônia, a nitrificação — facilitada por bactérias aeróbias nitrificantes — e a desnitrificação. Esta última, salvo em casos onde ocorre a presença de bactérias anammox, acontece em um ambiente anaeróbio (Vymazal e Kropfelová, 2008).

Além disso, os WCs oferecem flexibilidade em suas configurações, com sistemas de fluxo vertical (WCV) e horizontal (WCH) que favorecem, respectivamente, a transferência de oxigênio e a criação de condições anóxicas/anaeróbias (Vymazal, 2007; Pelissari *et al.*, 2014). Compreender e otimizar os processos de remoção de nutrientes, como nitrogênio total (NT) e fósforo total (PT), é essencial para ampliar a aplicação dos WCs (Platzer, 1999; Vymazal, 2007; Pelissari *et al.*, 2014).

Desafios e Necessidade de Estudos Adicionais

A criação de condições que simultaneamente favoreçam ambientes aeróbios e anóxicos/anaeróbios é fundamental para otimizar os processos de transformação do nitrogênio nos WCs. Compreender profundamente cada configuração e a dinâmica operacional destes sistemas é vital para aprimorar sua eficiência e funcionalidade, conforme destacam Platzer (1999), Vymazal (2007) e Pelissari *et al.* (2014). Assim, os WCs emergem como uma opção sustentável e promissora no tratamento de efluentes, contribuindo para a qualidade do efluente tratado e para a proteção dos recursos hídricos e do meio ambiente. A implementação desses sistemas demanda estudos detalhados e monitoramentos contínuos para assegurar sua eficácia sob variadas condições operacionais e ambientais.

Adicionalmente, estudos recentes têm focado na configuração de WCV com fundo saturado (WCV-FS) que permite a nitrificação e desnitrificação no mesmo ambiente, integrando condições aeróbias e anóxicas. No que diz respeito ao fósforo, encontrado no esgoto tanto em formas orgânicas quanto inorgânicas, sua remoção é realizada através de diversos processos como adsorção, dessorção, precipitação, dissolução, assimilação por microrganismos e plantas, fragmentação, lixiviação, mineralização, sedimentação com adição de turfa e enterramento. Vymazal (2007) salienta que os processos mais comuns incluem sorção, precipitação e absorção pelas plantas, que resultam em acumulação de turfa/solo, embora esses processos sejam limitados pela saturação do meio filtrante presente nos WCV-FS. A eficiência na remoção de fósforo nos WCs geralmente é baixa, a menos que sejam utilizados substratos com alta capacidade de sorção, um desafio quando se busca soluções de baixo custo e longa durabilidade (Ballantine *et al.*, 2010).

Diante disso, fica evidente a necessidade de mais investigações nesse campo, especialmente considerando as variações na eficácia dos WCs devido a fatores como condições climáticas, cargas aplicadas e tipos de macrófitas utilizadas, entre outras variáveis (Saeed e Sun, 2012; Sezerino *et al.*, 2015; Pelissari *et al.*, 2019).

Estudos Recentes

O estudo de Sousa *et al.* (2004) detalhou a implementação e avaliação de três sistemas de *Wetlands* construídos para o pós-tratamento de efluentes provenientes de um reator UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket) em Campina Grande, Paraíba. Esses sistemas foram projetados para a remoção adicional de nutrientes, organismos patogênicos e matéria carbonácea. Cada *Wetlands* ocupava uma área de 10 m² e tinha uma camada de substrato de 60 cm de profundidade, composta por areia lavada com granulometria de 2,88 a 4,8 mm. Dois dos sistemas foram plantados com macrófitas *Juncus* spp., enquanto o terceiro foi mantido sem vegetação. A carga hidráulica aplicada foi uniforme para todos, com uma taxa de 23 mm por dia.

Durante o período de monitoramento de três anos, as taxas de remoção de matéria carbonácea variaram de 70% a 86%, mantendo a concentração média de DQO do efluente em 60 mg/L. A eficiência de remoção de nitrogênio e fósforo foi de 66% e 86%, respectivamente, durante o primeiro ano de operação. No entanto, a eficiência de remoção desses nutrientes diminuiu ao longo do tempo, atribuída à saturação do substrato e ao envelhecimento das macrófitas, que reduzem sua capacidade de absorção de nutrientes. A análise de variância (ANOVA) não indicou diferenças significativas na eficiência de remoção de coliformes termotolerantes entre os *Wetlands* vegetados e não vegetados.

No primeiro ano de operação, os efluentes tratados nos *Wetlands* vegetados apresentaram uma redução logarítmica de aproximadamente 4 unidades de coliformes termotolerantes, enquanto o sistema não vegetado apresentou uma redução de cerca de 3 unidades logarítmicas. Isso sugere que a presença de macrófitas pode ter um papel adicional na redução de patógenos por meio de mecanismos físicos, químicos e biológicos associados à sua presença. No entanto, a análise estatística confirmou que não houve diferença significativa entre as eficiências de remoção de coliformes termotolerantes entre os sistemas com e sem vegetação ($p > 0,05$).

A análise de variância (ANOVA) foi aplicada também para avaliar as eficiências de remoção de outros parâmetros além de coliformes termotolerantes. Os resultados indicaram que houve uma diferença significativa na eficiência de remoção de nitrogênio e fósforo entre os sistemas durante o primeiro ano de operação, com

eficiências mais altas nos *Wetlands* vegetados. No entanto, essa eficiência diminuiu ao longo do tempo. Para a matéria orgânica, medida como Demanda Química de Oxigênio (DQO), a ANOVA não mostrou diferenças significativas nas eficiências de remoção entre os sistemas vegetados e não vegetados. A remoção de DQO foi consistentemente alta em todos os sistemas, variando de 70% a 86%, indicando que a presença de vegetação não teve um impacto significativo sobre a eficácia de remoção de matéria orgânica.

Os resultados destacam a eficácia dos *Wetlands* construídos na redução de poluentes, com um desempenho melhor ou comparável aos sistemas mais complexos e custosos. A pesquisa também aponta para a importância do manejo das plantas e do tempo de operação como fatores críticos que influenciam a eficiência do sistema, especialmente para a remoção de fósforo, que tende a diminuir com o tempo devido à saturação do substrato. Esses achados sugerem que, embora a vegetação possa melhorar a remoção de nutrientes em *Wetlands* construídos, principalmente durante os primeiros estágios de operação, ela não impacta significativamente a remoção de matéria orgânica. A eficácia geral dos sistemas depende de vários fatores operacionais e físico-químicos, sendo importante o monitoramento e manejo adequados para manter a eficiência ao longo do tempo.

O estudo de Torrens *et al.* (2009) avaliou a remoção de indicadores bacterianos e virais em filtros de areia, as quais foram diferenciados em sistemas de WCVs (vegetados) e filtros de areia intermitentes (não vegetados). Os experimentos foram realizados em Aurignac, França, utilizando efluente de uma lagoa facultativa de estabilização. Cada filtro possuía uma área de 50 m², e foram testados três tipos de meios filtrantes: areia de rio, areia de rio plantada com *Phragmites australis* e areia triturada, com profundidades variando entre 25 cm e 65 cm.

O estudo monitorou a remoção de coliformes fecais, *E. coli*, colifagos somáticos e bacteriófagos F-específicos ao longo de um período de dois anos. Foram realizados testes de traçadores (NaCl) para estimar o tempo de detenção hidráulica (TDH) dos filtros. Os filtros foram alimentados intermitentemente, com sequências de inundação e drenagem alternadas, e a frequência diária de ciclos de alimentação-drenagem variou de 4 a 32, dependendo da carga hidráulica aplicada e da dose unitária. As cargas hidráulicas variaram entre 20-80 cm/dia, e a dose unitária de água aplicada durante cada sequência de alimentação variou de 2,5 a 5 cm.

Os resultados mostraram que os filtros de 25 cm e 65 cm de profundidade apresentaram remoções médias de coliformes fecais entre 0,5 a 2 log unidades, *E. coli* entre 0,5 a 2 log unidades, colifagos somáticos entre 0,4 a 1,5 log unidades e bacteriófagos F-específicos entre 0,2 a 1 log unidades. A presença de *Phragmites australis* não afetou significativamente a remoção de indicadores microbiológicos, indicando que a presença de macrófitas é de menor importância para a remoção de microrganismos em filtros verticais dosados intermitentemente. A profundidade do filtro teve um impacto significativo na remoção de indicadores bacterianos e virais, com filtros de 65 cm apresentando remoção mais alta do que filtros de 25 cm. A carga hidráulica influenciou negativamente a capacidade de desinfecção, com taxas de remoção diminuindo à medida que a carga hidráulica aumentava. A carga aplicada afetou significativamente a eficiência de remoção de coliformes fecais, *E. coli* e colifagos somáticos, mas não afetou significativamente os bacteriófagos F-específicos.

O estudo concluiu que o tempo de retenção hidráulica, a profundidade do filtro, a carga hidráulica e a fração da dose diária são variáveis críticas que afetam as taxas de remoção de microrganismos. Além disso, temperaturas baixas não limitam a remoção de microrganismos indicadores em filtros de areia e WCVs, demonstrando a robustez desses sistemas em diversas condições operacionais.

Chand *et al.* (2021) investigou a eficiência de um sistema de WCs baseado em *Colocasia esculenta*, utilizando biocarvão de esterco bovino, para a remoção de nutrientes e coliformes de águas residuárias domésticas. O experimento foi conduzido no laboratório de tratamento de resíduos sólidos e líquidos da Universidade Doon, em Dehradun, Índia.

Na metodologia, foram configurados três tipos de WCV: SB (substrato + biocarvão), SBP (substrato + biocarvão + *Colocasia*) e SP (substrato + *Colocasia*). As águas residuárias domésticas foram utilizadas no experimento, e os WCs foram preparados em recipientes plásticos de 30 L, com uma profundidade de substrato de 40 cm. Após um período de aclimação inicial de 70 dias, os sistemas foram monitorados por 40 dias, com amostras coletadas a cada 24 horas. Os parâmetros analisados incluíram pH, OD, DQO, NT, N-NH_4^+ , N-NO_3^- , P-PO_4^{3-} , SO_4^{2-} e coliformes totais.

Detalhes adicionais sobre o substrato utilizado no sistema de WCs incluíram uma camada inferior de pedras com diâmetro de 20-21 mm a uma profundidade de 5 cm, seguida por uma camada de cascalho grosso com diâmetro de 8-12 mm a uma profundidade de 10 cm, e uma camada de cascalho fino com diâmetro de 4-6 mm a uma profundidade de 10 cm. A camada superior, também chamada de camada de rizoma, era uma mistura homogeneizada de biocarvão (0,25-1 mm de tamanho de partícula) e areia de rio com uma profundidade de 15 cm. O biocarvão de esterco bovino foi preparado coletando esterco fresco de uma fazenda local, seco a 80°C por 24 horas para remover a umidade e pirolisado a 400°C por 4 horas em um forno mufla sob condição anaeróbica. O biocarvão apresentou uma estrutura porosa com grandes áreas de superfície, proporcionando um ambiente adequado para colonização microbológica e retenção de nutrientes.

A profundidade do substrato de 40 cm, incluindo a camada de rizoma de 15 cm, foi projetada para garantir a oxigenação adequada e suportar a nitrificação nas camadas profundas do WCVs. O biocarvão aumentou a capacidade do substrato de sustentar a comunidade microbológica, facilitando a remoção de poluentes através de processos de adsorção e oxidação. A adição de biocarvão na camada de rizoma, aplicada na dose de 10% (v/v) do material da camada superior, e a inoculação de 1 kg de lodo de esgoto secundário para desenvolver a comunidade microbológica necessária para o tratamento, foram fundamentais para o desempenho do sistema.

Os principais resultados mostraram que a configuração SBP obteve a maior eficiência média de remoção para DQO (92,6%), N-NO_3^- (81,7%), N-NH_4^+ (81,2%), SO_4^{2-} (85,4%), P-PO_4^{3-} (69,5%) e coliformes totais (97%). O sistema SB apresentou eficiência de remoção de DQO de 47,4%, N-NO_3^- de 30,9%, N-NH_4^+ de 52,6%, SO_4^{2-} de 50,3%, P-PO_4^{3-} de 36,6% e coliformes totais de 62,2%. O sistema SP mostrou eficiência de remoção de DQO de 89,9%, N-NO_3^- de 57,6%, N-NH_4^+ de 68,7%, SO_4^{2-} de 71,6%, P-PO_4^{3-} de 67% e coliformes totais de 88,8%.

A avaliação indicou que a água tratada pelos sistemas WCVs, especialmente a configuração SBP, cumpriu os limites estabelecidos pela agência nacional de monitoramento de poluição da Índia para o descarte de águas residuárias tratadas. A discussão destacou que o uso de biocarvão de esterco bovino demonstrou ser uma abordagem valiosa para melhorar a eficiência dos WCs em termos de remoção de

poluentes. A adição de biocarvão proporcionou melhor aeração e espaço para a retenção de oxigênio, melhorando a remoção de nutrientes e a redução de coliformes totais.

Sleytr *et al.* (2007) examinaram a eficiência de remoção de bactérias em *Wetlands* construídos de fluxo vertical subsuperficial (WCVs), tanto plantados quanto não plantados. O estudo foi conduzido no Instituto de Engenharia Sanitária e Controle de Poluição da Água da Universidade de Recursos Naturais e Ciências da Vida Aplicada, em Viena, Áustria. Os sistemas, denominados WCVs, foram projetados para tratar efluentes municipais pré-tratados mecanicamente, e cada um possuía uma área de superfície de 1 m². A camada principal dos WCVs tinha uma profundidade de 50 cm, consistindo de areia com granulometria de 0,06–4 mm para 8 WCVs e 1–4 mm para 2 WCVs. Alguns dos sistemas operaram com uma camada de drenagem saturada para aumentar o tempo de retenção, e a taxa de aplicação hidráulica (TAH) foi de 60 mm/dia para os WCVs com granulometria de 0,06–4 mm (4 carregamentos por dia) e 240 mm/dia para os de 1–4 mm (8 carregamentos por dia).

Durante o estudo, que incluiu um monitoramento contínuo, foram observadas altas taxas de remoção de indicadores bacterianos. A taxa de remoção logarítmica foi de 2,85 para contagem em placas de heterotróficos, 4,35 para *E. coli*, 4,31 para coliformes totais e 4,80 para *enterococos*. Essas taxas indicam uma alta eficiência na remoção de bactérias patogênicas e indicadoras. Comparando os sistemas plantados e não plantados, não foi observada diferença significativa na eficiência de remoção, exceto para *enterococos*, onde uma diferença significativa foi medida na camada principal do filtro nos sistemas plantados.

Os resultados do estudo indicam que a maior parte dos processos de eliminação de bactérias ocorre nos primeiros 10 a 20 cm da camada principal do filtro. A presença da camada de drenagem saturada contribuiu para aumentar o tempo de retenção hidráulica, o que pode influenciar positivamente a remoção de contaminantes ao permitir um tempo maior para os processos de filtração e biodegradação. No entanto, o estudo não especifica diferenças diretas em termos de eficiência de remoção de contaminantes entre os sistemas com e sem a camada de drenagem saturada.

Em conclusão, o estudo de Sleytr *et al.* (2007) demonstra que os WCVs são eficazes na remoção de organismos indicadores de patógenos, oferecendo alta

segurança higiênica. A eficiência dos sistemas plantados e não plantados foi semelhante, com exceção da remoção de *enterococos*, que foi mais eficaz nos sistemas plantados. Esses resultados sublinham a eficácia dos WCVs no tratamento de águas residuárias, destacando a importância do design do sistema, incluindo a possível vantagem de uma camada de drenagem saturada para aumentar o tempo de retenção e melhorar a remoção de contaminantes.

O estudo de Saeed e Sun (2017) avaliou a eficiência de *Wetlands* Construídos Verticais não saturados (WCV) e saturados (WCV-FS), utilizando palha orgânica como meio principal e plantados com *Canna indica*, na remoção de nutrientes, orgânicos, sulfatos e coliformes de águas residuárias municipais. Os sistemas parcialmente saturados foram configurados com níveis de saturação de 14 cm, 29 cm e 43 cm, representando 15% a 45% do volume do meio. O estudo foi realizado por onze semanas com uma carga hidráulica de 102 mm/dia, seguida de dez semanas com 51 mm/dia.

Os resultados indicaram que o WCV teve um desempenho superior, mostrando remoções de 52,7% de nitrogênio total (NT) e 47% de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), além de demonstrar taxas médias de remoção de nitrogênio amoniacal (N-NH_4^+) e NT de 1,30 e 1,26 g/m² por dia, respectivamente. A lixiviação de carbono orgânico da palha facilitou a desnitrificação dos produtos nitrificados. Em contraste, nos WCV-FS, a nitrificação foi limitada pelo desenvolvimento de condições anóxicas/anaeróbicas, resultando em menores remoções de nitrogênio, variando entre 29% e 42%, e reduções nas remoções orgânicas aeróbicas.

Adicionalmente, o estudo mostrou que as remoções de nitrogênio e orgânicos em WCV melhoraram quando as cargas hidráulicas foram reduzidas em 50%, enquanto que nos WCV-FS, as taxas de remoção de nitrogênio diminuíram, provavelmente devido à distribuição desigual do fluxo de águas residuárias. O sistema parcialmente saturado com 45% de saturação exibiu uma maior remoção de sulfato de 41,6%, com uma taxa de remoção média de 0,75 g/m² por dia, onde as condições anaeróbicas, juntamente com a disponibilidade de carbono da palha, permitiram tais remoções. A mortalidade de coliformes foi mais alta nos WCV operando sob condições mais aeróbicas.

Este estudo destaca a importância de ajustar os níveis de saturação em WCV-FS para otimizar a remoção de nutrientes e orgânicos, oferecendo *insights* valiosos sobre a gestão desses sistemas de tratamento para diferentes cargas e condições operacionais.

O estudo de Saeed e Hossain (2019) avaliou dois sistemas de *Wetlands* construídos para a remoção de nutrientes e compostos orgânicos de águas residuárias municipais. Realizado na Universidade da Ásia Pacífico, em Dhaka, Bangladesh, os sistemas consistiam em seis unidades WCV montadas em paralelo, com cada unidade medindo 0,91 metros de altura e 0,15 metros de diâmetro. Os sistemas foram divididos em dois grupos: um convencional e outro estruturalmente modificado, cada um com três unidades WCV dispostas em série. Os meios utilizados incluíam bagaço de cana-de-açúcar, tijolos reciclados e argamassa triturada, apoiando o crescimento de *Phragmites australis* e *Canna indica*. Os sistemas foram operados sob condições de carga hidráulica constante e choques de carga para avaliar a dinâmica de remoção de poluentes.

As cargas de entrada variaram entre 4,0-116,0 g N/m²/dia, 0,5-23,0 g P/m²/dia, 1,0-527,0 g DBO/m²/dia e 16,0-686,0 g DQO/m²/dia. Os sistemas foram submetidos a fases de carga constante e choque, com a carga hidráulica sendo aumentada subitamente durante as fases de choque para testar a resiliência dos sistemas.

Durante a fase de carga constante, os WCV mantiveram uma eficiência elevada na remoção de DBO, DQO, NT e N-NH₄⁺, com percentuais de remoção variando entre 76-79% para DBO, 59-63% para DQO, 73-77% para NT e 90-95% para N-NH₄⁺. A remoção de coliformes foi eficaz, alcançada principalmente através da filtração pelos meios. Durante os períodos de choque de carga, o sistema estruturalmente modificado geralmente apresentou um desempenho melhor em comparação ao sistema convencional, especialmente em manter a remoção de nitrogênio sob altas cargas hidráulicas. A remoção de fósforo, beneficiada pela presença de materiais de construção, mostrou uma capacidade de adsorção eficaz, com as fases de recuperação após choques de carga demonstrando a robustez e a capacidade de recuperação rápida do sistema.

Esses resultados ilustram que WCV equipados com materiais alternativos podem ser eficazes em condições variáveis de operação e cargas, oferecendo uma

solução viável e econômica para o tratamento de efluentes em áreas urbanas densamente povoadas.

Ávila *et al.* (2014) realizaram um estudo comparativo envolvendo quatro WCV em escala piloto para avaliar a remoção de diversos contaminantes orgânicos emergentes frequentemente encontrados em águas residuárias municipais. Os sistemas diferiam principalmente no tipo de meio filtrante e na configuração de saturação: três eram de drenagem livre (dois com substrato de areia, VS1p e VS2p, e um com substrato de cascalho, VGp), e o quarto sistema (VAp) tinha um substrato de cascalho saturado com aeração ativa. Cada WCV tinha uma área de 6,2 m², era plantado com *Phragmites australis*, e recebia uma carga orgânica de 7–16 g COT/m²/dia, com uma taxa de carga hidráulica de 95 mm/dia. O VS2p diferia dos outros ao ser carregado a cada duas horas, enquanto os demais recebiam carga a cada hora.

Os resultados demonstraram que o WCV com meio filtrante de areia (VS1p) superou significativamente o desempenho do sistema com cascalho (VGp), alcançando remoções mais eficientes de sólidos suspensos totais, carga orgânica e a maioria dos contaminantes orgânicos emergentes, com exceção do diclofenaco. A eficiência de remoção para o VS1p foi de 99% para sólidos suspensos totais e 89% para carga orgânica, além de registrar um aumento de 5,3 mg/L no oxigênio dissolvido. Em contraste, o WCV com fundo saturado e cascalho mostrou uma remoção de 86% para SST e 78% para COT, com um aumento de OD de 3,2 mg/L.

Os achados ressaltam que, apesar de ambos os sistemas operarem sob as mesmas condições hidráulicas e utilizarem a mesma vegetação, o tipo de meio filtrante teve um impacto significativo no desempenho. Além disso, o uso de aeração ativa no leito de cascalho saturado (VAp) geralmente melhorou o desempenho do tratamento em comparação com o leito de cascalho de drenagem livre (VGp), alcançando um desempenho similar aos *Wetlands* baseados em areia de drenagem livre (VS1p). Curiosamente, enquanto a frequência de carga não afetou significativamente a eficiência da remoção dos parâmetros convencionais de qualidade da água, observou-se que condições mais redutoras no sistema carregado bi-horariamente (VS2p) reduziram a eficácia na remoção de tonalida e bisfenol A, provavelmente devido a uma maior retenção de água e menor aeração no meio filtrante.

Pelissari *et al.* (2017) realizaram um estudo abrangente em um sistema de *Wetlands* construídos de fluxo vertical de fundo saturado (WCV-FS), localizado no sul do Brasil, projetado para tratar esgoto de um condomínio com 2200 pessoas. O sistema, com uma área total de 3144 m² e profundidade de 0,7 m, foi estruturado em quatro células de *Wetlands*, alternando-se em ciclos de operação e descanso de 30 dias. O tratamento primário era conduzido em um reator anaeróbio de 49,8 m³.

A análise detalhada foi focada na célula 3, com 764 m², ao longo de um ano, utilizando a técnica de *FISH* para caracterizar as comunidades de bactérias nitrificantes e desnitrificantes. Foram realizadas coletas mensais de amostras das diversas camadas do perfil vertical durante os períodos de operação e descanso, totalizando 12 campanhas de amostragem. A célula operou com uma taxa de carregamento hidráulico de 24,5 mm/dia e uma taxa de carga orgânica de 4 g de DQO/m²/dia.

Os resultados evidenciaram que os períodos de descanso influenciavam a abundância de bactérias oxidantes de amônia (AOB) e de nitrito (NOB), porém não afetavam as bactérias desnitrificantes. AOB foram encontradas principalmente na camada superior em ambos os períodos, enquanto NOB eram mais prevalentes na camada superior durante os períodos de alimentação e na camada intermediária durante os descansos. As bactérias desnitrificantes, incluindo *Pseudomonas spp.* e *Thiobacillus denitrificans*, foram consistentemente identificadas da camada intermediária para baixo, mantendo-se estáveis independentemente do ciclo.

Em termos de eficácia de remoção de contaminantes, o sistema demonstrou altas taxas de remoção: 86% para SST, 89% para DQO, 58% para NT e 93% para N-NH₄⁺. Estes resultados não apenas confirmam a eficiência do sistema em tratar efetivamente o esgoto sob baixas cargas orgânicas, mas também sublinham a capacidade do *Wetlands* parcialmente saturado em suportar condições favoráveis para nitrificação e desnitrificação simultâneas, oferecendo um tratamento eficiente e sustentável para as águas residuárias urbanas.

Silveira *et al.* (2015) realizaram uma investigação detalhada sobre o impacto da profundidade de saturação na eficiência de remoção de nitrogênio em *Wetlands* Construídos Verticais (WCV) do tipo francês. Este estudo foi conduzido em uma estufa ao longo de 16 meses e envolveu dois sistemas piloto com profundidades de

saturação distintas: uma de 25 cm e outra de 15 cm. Durante as primeiras 12 semanas, ambos os sistemas operaram com uma saturação de 25 cm, seguido por um período de 4 semanas em que um dos sistemas foi ajustado para 15 cm de saturação. Cada sistema tinha uma área superficial de 2 m², estruturado com camadas de cascalho, brita e uma camada superior livre, plantados com *Phragmites australis* (6 plantas/m²).

A monitoração contínua envolveu a análise de parâmetros físico-químicos, incluindo SST, DQO, N-NH₄⁺, NTK e N-NO₃⁻, além de medições online de potencial redox, oxigênio, temperatura e comportamento hidráulico. Essas medições foram cruciais para elucidar o comportamento dos filtros sob diversas condições operacionais. Foi observado que os sistemas com 25 cm de saturação apresentaram desempenho superior, alcançando taxas de remoção médias de 13 a 14 g de DQO/m²/dia, 40 a 52 g de SST/m²/dia, 5,6 a 7,1 g de N-NH₄⁺/m²/dia, 8,25 a 9,1 g de NTK/m²/dia e 6,5 a 7,9 g de N-NO₃⁻/m²/dia. As eficiências médias foram de 47 a 50% para DQO, 84 a 86% para SST, 47 a 51% para N-NH₄⁺, 56 a 58% para NTK e 85% para N-NO₃⁻.

Os *Wetlands* trataram efluentes domésticos reais de uma estação de tratamento servindo 400.000 habitantes, operando em ciclos de 2,5 dias de atividade seguidos por 4,5 dias de descanso, com uma carga hidráulica diária de 36 mm. As variações nas condições de operação, como as mudanças sazonais de temperatura (10°C a 26 °C), influenciaram significativamente a nitrificação e o comportamento hidráulico dos sistemas.

As análises estatísticas indicaram que uma profundidade de saturação de 25 cm não apenas promoveu melhores taxas de remoção de contaminantes, mas também facilitou processos de desnitrificação mais eficientes, evidenciado por concentrações mais baixas de nitrato na saída em comparação com o sistema de 15 cm de saturação. O estudo também revelou que a redução na profundidade de saturação impactou negativamente a remoção de SST e DQO, e a eficiência da desnitrificação.

Estes resultados sublinham a importância de considerações de design cuidadosas, como a profundidade de saturação, na otimização do desempenho dos WCVs para o tratamento de águas residuárias. Apesar do desempenho robusto dos sistemas, Silveira *et al.* (2015) concluíram que melhorias no design ou a introdução

de uma etapa adicional de tratamento são necessárias para alcançar a remoção completa de nitrogênio total (NT), destacando a viabilidade e a necessidade de otimizar as configurações dos *Wetlands* construídos para maximizar a eficiência de remoção de contaminantes.

Yadav *et al.* (2018) realizaram um estudo detalhado com o objetivo de implementar um sistema de WCV em dois estágios para tratar esgoto doméstico bruto em uma residência na Índia, sob condições climáticas tropicais. Durante a fase de seleção das espécies vegetais, foram conduzidos experimentos em laboratório com duas espécies diferentes, *Typha angustata* e *Canna indica*, avaliando sua eficiência na remoção de nutrientes e potencial bioquímico de produção de metano (BMP). Ensaio em tambores foram utilizados para escolher a espécie mais adequada para o *Wetlands* construído, e experimentos em lote foram realizados em frascos de 100 ml para determinar o BMP da biomassa vegetal.

Ambas as espécies mostraram eficiência semelhante na remoção de nutrientes, mas *Typha angustata* foi selecionada para o plantio no sistema de *Wetlands* doméstico por ser nativa dos *Wetlands* naturais de Goa e possuir um BMP mais elevado do que outras espécies. No decorrer do estudo, *Canna indica* demonstrou superioridade em termos de eficiência de tratamento, alcançando remoções de 53,6% para DQO, 34,4% para NTK, 43,1% para N-NH₄⁺ e 16,2% para PT. Por outro lado, *Typha angustata* se destacou na produção de biogás, indicando um potencial significativo para a geração de energia, o que é particularmente relevante para suprir a demanda energética das bombas hidráulicas utilizadas no sistema.

A eficácia na remoção de DQO, DBO, NTK, N-NO₃⁻, PT, SDT e SVT foi monitorada em duas taxas de carga hidráulica: 0,150 m/dia e 0,225 m/dia. No primeiro estágio, a remoção foi de 64% para DQO, 65% para DBO, 15% para NTK, 21% para N-NH₃, 34% para PT e 54% para SVT, enquanto no segundo estágio, as remoções foram de 90% para DQO, 88% para DBO, 50% para NTK, 52% para N-NH₃, 58% para PT e 71% para SVT. Após o aumento da taxa de carga hidráulica para 0,225 m/dia, as remoções no primeiro estágio foram de 61% para DQO, 62% para DBO, 33% para SDT, 40% para SVT, 35% para NTK e 58% para N-NH₃, e no segundo estágio, 90% para DQO, 84% para DBO, 61% para SDT, 64% para SVT, 47% para NTK e 82% para N-NH₃.

O estudo revelou que o aumento da taxa de carga hidráulica não alterou a eficiência de tratamento do NTK e aumentou a eficiência de N-NH₃, mas houve uma leve diminuição na eficiência de tratamento de DQO e DBO. Além disso, a área total necessária por pessoa foi reduzida de 1,5 m² para 0,79 m² sob as condições climáticas de Goa, destacando a eficiência do sistema em condições tropicais.

Bassani *et al.* (2021) avaliaram o desempenho de tratamento de dois tipos de WCV (FI e FS) ao longo de quatro anos em um clima subtropical. O estudo foi realizado em Florianópolis, Santa Catarina, Brasil, onde ambos os sistemas possuíam uma área superficial de 7,5 m² e uma profundidade de meio filtrante de 0,75 m, sendo plantados com *Typha domingensis*. O WCV-FI operava sem saturação, enquanto o WCV-FS tinha sua parte inferior saturada até 57% da profundidade total, conforme ajustado pela altura do tubo de saída.

A pesquisa incluiu a avaliação de dois modos de alimentação em períodos operacionais distintos. No primeiro período, de junho de 2015 a março de 2017, a taxa de aplicação hidráulica (TAH) foi de 75 mm/dia, com uma taxa de aplicação superficial (TAS) de 8 L/m²/min para o WCV-FI e 9 L/m²/min para o WCV-FS. No segundo período, de abril de 2017 a junho de 2019, a TAH foi aumentada para 103 mm/dia, enquanto a TAS foi reduzida para 4 L/m²/min para ambos os sistemas.

Os principais resultados do estudo mostraram uma eficiência de remoção de carga mais alta na WCV-FS em comparação com a WCV-FI para todos os parâmetros e modos de alimentação testados. Não houve diferença estatisticamente significativa nos valores de taxa de consumo de oxigênio (TCO) entre os dois tipos de *Wetlands* e modos de alimentação, indicando que alterações no modo de alimentação não afetaram negativamente o suprimento de oxigênio. Durante o segundo período, operar com uma TAS reduzida e um volume de pulso específico maior (de 26 L/m²) mostrou-se preferível, sugerindo uma potencial redução na demanda de energia para bombeamento e nos requisitos de área superficial, sem comprometer o desempenho do tratamento.

As eficiências de remoção de SST variaram de 93,6% a 99,3%, enquanto a eficiência de remoção de DQO variou de 85,5% a 94,3%, dependendo da configuração e do período. A eficiência de remoção de NT foi significativamente

melhor no WCV-FS, variando de 43,3% a 44,1%, em comparação com a WCV-FI, onde as eficiências variaram de 28,7% a 32,5%.

Xia *et al.* (2020) investigaram a eficácia de um *Wetlands* Construído de Fluxo Vertical de fundo saturado (WCV-FS) com alimentação contínua, conduzindo o estudo na Universidade Oceânica da China, em Qingdao. O sistema combinava zonas saturadas e não saturadas para tratar águas residuárias, explorando a transformação de nutrientes e as possíveis vias nesses ambientes, além de analisar a influência da temperatura na remoção de nutrientes e na comunidade microbiológica.

O WCV-FS estudado possuía um diâmetro de 30 cm e uma altura de média de 78 cm, composto por camadas de areia, escória de queima de carvão, cascalho fino e uma camada de drenagem de cascalho grosso. Plantado com *Suaeda salsa*, o sistema cobria uma área de aproximadamente 0,07 m², com uma profundidade de zona saturada de 0,51 m e uma zona não saturada de 0,27 m acima dela. Durante os oito meses de operação, as taxas de aplicação hidráulica (TAH) foram mantidas em 350 mm/dia, com uma taxa de detenção hidráulica (TDH) de 2,25 dias. A pesquisa focou na avaliação e comparação das taxas de remoção de matéria orgânica, nitrogênio e fósforo entre as zonas saturadas e não saturadas.

Os resultados do estudo mostraram uma alta remoção de N-NH₄⁺ e DQO, alcançando eficiências de 99,5–100,0% e 96,8–100,0%, respectivamente, em temperaturas de efluente de 14,9–27,7 °C. A remoção de DQO e N-NH₄⁺ ocorreu principalmente na zona não saturada, com taxas significativamente superiores às da zona saturada. Os processos de nitrificação associados a bactérias oxidantes de amônia autotróficas/heterotróficas e bactérias oxidantes de nitrito ocorreram na zona não saturada, enquanto a desnitrificação dependia de desnitrificantes autotróficos e heterotróficos. Além disso, a presença de bactérias de oxidação anaeróbica de amônia foi detectada, contribuindo para a remoção de nitrogênio inorgânico total (NIT).

Esses resultados sublinham a eficiência dos WCV-FS com alimentação contínua na remoção de nutrientes sob diversas condições de temperatura, destacando a importância das zonas não saturadas nos processos de remoção de contaminantes. O estudo também revelou a coexistência de múltiplas vias metabólicas para a remoção de nitrogênio, indicando uma complexa interação entre comunidades microbiológicas em diferentes zonas do WCV-FS.

O estudo de Kraiem *et al.* (2019) avaliou a remoção de nitrogênio em sistemas de *Wetlands* construídos para o tratamento de águas residuárias rurais na Tunísia. O objetivo foi comparar um sistema de *Wetlands* de fluxo vertical de fundo saturado (WCV-FS), que promove o processo de oxidação anaeróbica do amônio (ANAMMOX), com um sistema híbrido convencional que utiliza processos de nitrificação-denitrificação. A pesquisa foi conduzida utilizando três pilotos em escala laboratorial durante quatro meses. As três configurações testadas foram: um *Wetlands* híbrido com um leito de fluxo vertical de *Phragmites australis* (WCV) em série com um leito de fluxo horizontal de *Typha angustifolia* (WCH) (WCV + WCH), um WCV-FS de *Phragmites australis* com saturação a 40% de sua profundidade (WCV-FS PS) e um WCV-FS de *Typha angustifolia* com saturação a 40% de sua profundidade (WCV-FS TS). Realizado na Universidade de Cartago, o estudo utilizou sistemas construídos em escala de laboratório com recipientes de 41,5 cm de diâmetro e 80 cm de altura. O substrato usado nos leitos WCV era uniformemente composto por cascalho de 2 a 4 mm, enquanto os leitos WCH tinham cascalho sanduichado entre dois gabions de cascalho de 25 a 40 mm nas entradas e saídas.

Os resultados mostraram que todas as configurações foram eficientes na redução da maioria dos poluentes. Os reatores de estágio único alcançaram remoção de DQO semelhante ao reator de dois estágios, independentemente da espécie de macrófitas utilizada. No entanto, para o NTK, uma eficiência de remoção ligeiramente superior foi registrada para o sistema híbrido (WCV + WCH), com uma taxa média de remoção de 53%, em comparação com 48% e 51% para WCV-FS PS e WCV-FS TS, respectivamente.

A análise de hibridização *in situ* fluorescente (*FISH*) destacou diferenças significativas na composição e abundância das comunidades bacterianas envolvidas na desnitrificação e nitrificação nos três sistemas. O WCV do sistema híbrido apresentou a maior abundância relativa de bactérias nitrificantes. Já o WCH do sistema híbrido tinha um número maior de espécies desnitrificantes. Interessantemente, no WCV-FS TS (plantado com *Typha angustifolia*) e WCV-FS PS (plantado com *Phragmites australis*), onde a abundância relativa de bactérias nitrificantes era muito baixa, foi detectada a presença de bactérias ANAMMOX apenas no WCV-FS TS. Assim, o WCV-FS TS com *Typha angustifolia* favoreceu o desenvolvimento da atividade ANAMMOX em comparação com as outras

configurações. Esta descoberta destaca a importância da seleção de espécies de plantas e configurações de sistema específicas para otimizar certos processos biológicos, como a oxidação anaeróbica do amônio, que são cruciais para a remoção eficiente de nitrogênio em tratamentos de águas residuárias.

Esses achados indicam que os sistemas de *Wetlands* de fluxo vertical de fundo saturado (WCV-FS) são comparáveis aos sistemas híbridos na remoção de DQO e NTK, e que a saturação parcial pode promover condições favoráveis para a atividade ANAMMOX, tornando-se uma opção eficiente e ambientalmente amigável para a remoção de nitrogênio em áreas rurais, pois não requer aeração nem carbono orgânico. Enfatizando a viabilidade dos WCV-FS para o tratamento eficaz de águas residuárias, com potencial para reduzir os custos operacionais e espaciais em comparação com sistemas híbridos mais complexos.

Liu *et al.* (2018) investigaram o efeito da profundidade da zona saturada (SZD) e da vegetação na remoção de matéria orgânica e nitrogênio em quatro *Wetlands* construídos de fluxo vertical contínuo (WCVs). O estudo foi conduzido no campus da Ocean University of China, em Qingdao, China, utilizando águas residuárias sintéticas preparadas com sacarose, NH_4Cl , NaNO_3 e K_2HPO_4 em água da torneira.

Cada WCV tinha uma área de superfície de $0,071 \text{ m}^2$ e uma altura total de 100 cm, com uma profundidade da camada filtrante de 84 cm. Três WCVs foram operados com diferentes profundidades de zona saturada (19, 51 e 84 cm), enquanto o quarto sistema foi utilizado como controle sem plantas com zona saturada de 51 cm. O experimento foi realizado por 103 dias, dividido em dois períodos: Período A (68 dias na primavera) e Período B (35 dias no verão). As taxas de carga incluíram uma taxa de carga orgânica de $79 \text{ g de DQO/m}^2\cdot\text{d}$, uma taxa de carga de nitrogênio de $11 \text{ g de N/ m}^2\cdot\text{d}$ e uma taxa de carga hidráulica de $0,35 \text{ m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$.

A estrutura do substrato incluía uma camada inferior de 15 cm de cascalho grosso com tamanhos de grãos variando de 50 a 100 mm, uma camada principal de filtragem composta por três subcamadas (4 cm de solo, 32 cm de escória de carvão e 33 cm de cascalho fino) e uma camada de drenagem de 15 cm de cascalho grosso no fundo do sistema para facilitar a drenagem e evitar a obstrução.

A distribuição das águas residuárias foi realizada na superfície dos leitos de *Wetlands* utilizando bombas peristálticas e sistemas de distribuição, com operação

contínua. Um tubo perfurado com 105 cm de comprimento e 5 cm de diâmetro foi colocado verticalmente no centro do *Wetlands* para melhorar a oxigenação. Foram configuradas cinco aberturas de amostragem de água em diferentes alturas para monitorar a distribuição dos parâmetros ambientais e as concentrações de poluentes ao longo da profundidade do leito.

Os principais resultados mostraram que a eficiência de remoção de DQO variou de 81,8% a 92,9% no sistema com 19 cm de saturação, enquanto a remoção de N-NH_4^+ variou de 85,3% a 93,0% no mesmo sistema. A remoção de N-NO_3^- aumentou com o aumento da saturação, com máxima eficiência no sistema com 84 cm de saturação. A remoção de nitrogênio total (NT) foi maior no sistema com 51 cm SZD, atingindo 67,4% a 79,2%, e a remoção de fósforo total (PT) foi superior a 60,1% em todos os sistemas.

A avaliação indicou que as concentrações de ORP (Potencial de Oxidação/Redução) e OD (Oxigênio dissolvido) criaram ambientes aeróbicos e anóxicos favoráveis à nitrificação e desnitrificação. Os sistemas com 51 cm de saturação proporcionaram condições ideais para a remoção de NT através de nitrificação e desnitrificação simultâneas. A profundidade da zona saturada afeta significativamente os processos de transformação de nitrogênio, com uma saturação moderada de 51 cm sendo a mais eficiente para a remoção de N-NH_4^+ e NT, enquanto a saturação de 19 cm favoreceu a remoção de DQO.

A presença de plantas (*Iris pseudacorus*) melhorou a eficiência de remoção de poluentes devido à capacidade de absorção de nitrogênio das plantas, transporte de oxigênio para a rizosfera e liberação de exsudatos radiculares que estimulam a atividade microbiológica.

Gao *et al.* (2021) investigaram a influência da salinidade na remoção de poluentes e na comunidade bacteriana em um WCV-FS. O sistema utilizado é um leito construído de fluxo vertical parcialmente saturado, localizado na Universidade Oceanográfica da China, em Qingdao, composto por uma coluna de 30 cm de diâmetro e 78 cm de altura, com uma zona insaturada de 27 cm e uma zona saturada de 51 cm.

O experimento foi conduzido utilizando um efluente sintético com diferentes concentrações de salinidade, contendo 100 mg/L de demanda química de oxigênio

(DQO), 15 mg/L de amônia (N-NH_4^+), 5 mg/L de nitrato (N-NO_3^-), 20 mg/L de nitrogênio total inorgânico (NTI) e 1 mg/L de fósforo total (PT).

Os substratos no sistema incluem uma camada de solo de 5 cm (granulação de 1-4 mm), uma camada de escória de 30 cm (granulação de 2-10 mm), uma camada de cascalho de 28 cm (granulação de 5-20 mm) e uma camada de drenagem de 15 cm (granulação de 50-100 mm). O experimento durou 243 dias, dividido em seis períodos com salinidade de 0,4%, 0,8%, 1,2%, 1,6%, 2,0% e 2,4%. A taxa de carga hidráulica foi de 0,35 $\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$.

Os principais resultados obtidos mostram que a eficiência de remoção de N-NH_4^+ variou de 88,29% a 100%, a remoção de NTI variou de 50% a 62,81%, a remoção de DQO foi de 91,08% a 100% e a remoção de PT foi constante em torno de 50% a 62,81%. Em relação à comunidade microbológica, a salinidade elevada promoveu a sucessão microbiana, onde a zona insaturada favoreceu o enriquecimento de grupos funcionais para remoção de nutrientes. Observou-se que as bactérias oxidantes de amônia (AOB) e as bactérias oxidantes de nitrito (NOB) diminuíram em abundância com o aumento da salinidade, enquanto as bactérias desnitrificantes (DNB) mantiveram alta abundância em níveis de salinidade de 0,4% a 2,4%.

A avaliação focou na estabilidade da remoção de poluentes em diferentes níveis de salinidade e na adaptação das comunidades microbológicas às condições de salinidade elevada, mostrando que o sistema WCV-FS é eficaz mesmo em condições adversas de salinidade.

Kim *et al.* (2015) investigaram como o nível de saturação da água afeta a retenção de fósforo e o desempenho do tratamento em um WCV-FS, combinado com um filtro percolador e injeção de cloreto férrico (FeCl_3). A unidade piloto foi instalada em uma estufa no hall experimental da Irstea, localizado em La Feyssine, Lyon, França, e tratou efluente doméstico real proveniente da estação de tratamento de águas residuária de La Feyssine. O sistema piloto tinha uma área de 2 m^2 e profundidade de 0,7 m.

O WCV-FS foi preenchido com quatro camadas de materiais granulares: uma camada superior de 20 cm de cascalho (2-4 mm), duas camadas intermediárias (20 cm de cascalho de 4-8 mm e 7 cm de cascalho de 8-16 mm), e uma camada de drenagem de 6 cm de pedras (20-60 mm). Além disso, havia uma camada de 10 cm

de lodo depositado na superfície. O experimento durou 18 semanas, dividido em fases de diferentes níveis de saturação: não saturada (0 cm), parcialmente saturada (30 cm) e totalmente saturada (70 cm). Cada fase durou cerca de 6 semanas, exceto a fase totalmente saturada, que durou 4 semanas devido à condição extrema. A taxa de alimentação foi de 0,9 m³/dia para estabilizar as condições biológicas antes do início dos experimentos.

Os resultados de eficiência de remoção variaram conforme as condições de saturação. Na fase não saturada (0 cm), a remoção de sólidos suspensos (SS) foi de 71,4% ± 7,5, a remoção de demanda química de oxigênio dissolvido (DQOd) foi de 69,4% ± 5,5, a remoção de amônia (N-NH₄⁺) foi de 78,4% ± 8,2 e a remoção de fosfato (P-PO₄³⁻) foi de 90,5% ± 3,3. Na fase parcialmente saturada (30 cm), a remoção de SS foi de 94,9% ± 1,8, a remoção de DQOd foi de 69,6% ± 6,0, a remoção de N-NH₄⁺ foi de 60,9% ± 11,4 e a remoção de P-PO₄³⁻ foi de 77,3% ± 6,6. Já na fase totalmente saturada (70 cm), a remoção de SS foi de 70,9% ± 10,1, enquanto a remoção de DQOd, N-NH₄⁺ e P-PO₄³⁻ foi negativa, indicando uma liberação desses poluentes devido à condição anaeróbica.

Os principais resultados mostram que, durante as condições não saturadas e parcialmente saturadas, o sistema demonstrou alta eficiência na remoção de sólidos suspensos e DQOd, além de promover a nitrificação e retenção de fósforo. No entanto, sob condições totalmente saturadas, houve uma liberação de DQO dissolvido e fósforo devido à biodegradação anaeróbica da matéria orgânica. A avaliação indicou que o sistema possui resiliência, retornando à eficiência após o restabelecimento das condições aeróbicas, demonstrando robustez frente a condições adversas temporárias.

O estudo de Vera-Puerto *et al.* (2021), avaliou a performance de WCV para o tratamento de águas residuárias domésticas rurais. Os experimentos foram conduzidos em Talca, na região do Maule, no Chile, utilizando águas residuárias domésticas provenientes de um tanque séptico de uma residência com seis habitantes. Foram utilizados seis mesocosmos experimentais de WCVs, cada um com diâmetro de 0,2 m.

O estudo implementou dois sistemas de tratamento: um normal (WCV-N) com profundidade de 1,0 m e um modificado (WCV-M) com profundidade de 0,5 m e uma

camada inferior de zeólita natural. A saturação parcial da camada de zeólita foi aplicada na Fase II do experimento. Os WCVs foram preenchidos com uma camada de 0,1 m de cascalho (diâmetro 5-19 mm) no fundo. No sistema WCV-N, foi utilizada uma camada de areia (diâmetro 0,08-5,0 mm) com profundidade de 0,8 m como meio suporte. No sistema WCV-M, foram utilizadas duas camadas: uma de 0,15 m de areia (diâmetro 5-19 mm) seguida por uma camada de 0,15 m de zeólita natural (diâmetro 3-5 mm).

Os sistemas foram operados com uma taxa de aplicação hidráulica de 120 mm/d, aplicados em doze pulsos diários. A operação foi dividida em duas fases: Fase I sem saturação inferior e Fase II com saturação parcial da camada de zeólita no sistema WCV-M. A duração do experimento foi de seis meses, divididos igualmente entre as duas fases. A taxa de aplicação hidráulica foi uniformemente aplicada durante o experimento, variando ligeiramente entre as fases: WCV-N, Fase I: $118,8 \pm 5,5$ mm/d, Fase II: $122,4 \pm 2,7$ mm/d; WCV-M, Fase I: $120,5 \pm 5,9$ mm/d, Fase II: $114,7 \pm 2,6$ mm/d.

Os principais resultados mostraram que a remoção de DQO e SST foi eficiente. A concentração média de efluente de DQO foi inferior a 75 mg/L, com eficiências de remoção superiores a 60%. A remoção de SST foi consistentemente alta, com eficiências acima de 90%. No entanto, na remoção de fósforo ($P-PO_4^{3-}$), o sistema WCV-N mostrou melhores resultados em comparação com o WCV-M, com uma eficiência de remoção média de 80,6% na Fase I e 51,4% na Fase II, enquanto o WCV-M teve eficiências de 61,8% na Fase I e 33,3% na Fase II. Ambos os sistemas apresentaram alta eficiência de remoção de $N-NH_4^+$, superior a 95%, transformando-o em nitrato. A remoção de NT no sistema WCV-M mostrou uma eficiência de 63,3% na Fase II, indicando uma melhoria com a saturação parcial do fundo.

A remoção de coliformes fecais e *E. coli* variou entre as fases e os sistemas. No sistema WCV-N, a remoção de coliformes fecais foi de 3,3 log na Fase I e 1,7 log na Fase II, enquanto a remoção de *E. coli* foi de 3,0 log na Fase I e 1,4 log na Fase II. No sistema WCV-M, a remoção de coliformes fecais foi de 3,0 log na Fase I e 1,9 log na Fase II, e a remoção de *E. coli* foi de 2,4 log na Fase I e 1,1 log na Fase II. Esses resultados indicam que a eficiência de remoção de coliformes fecais e *E. coli* foi maior

na Fase I em ambos os sistemas, enquanto a Fase II, com saturação parcial, mostrou uma redução na eficiência de remoção desses indicadores microbiológicos.

A influência das modificações no sistema mostrou que a saturação parcial teve um efeito positivo na remoção de nitrogênio total, mas não afetou significativamente a remoção de fósforo. A adição de uma camada inferior de zeólita natural não mostrou um efeito positivo significativo na remoção de nutrientes. A planta *Schoenoplectus californicus* utilizada como planta experimental mostrou adaptação e desenvolvimento positivo em ambos os sistemas. Os resultados indicam que a saturação parcial, a profundidade do leito e o tipo de meio filtrante são fatores críticos na eficiência de remoção de poluentes em sistemas de tratamento de WCVs.

REUSO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS TRATADAS NA AGRICULTURA: VIABILIDADE E SUSTENTABILIDADE

O reuso de águas residuárias tratadas na agricultura é uma prática que vem ganhando destaque por sua capacidade de unir a gestão sustentável dos recursos hídricos à produção agrícola. Essa abordagem oferece uma solução dupla: mitiga os impactos ambientais do descarte de efluentes tratados e contribui para a redução da demanda por água potável na agricultura (Pedrero *et al.*, 2010; Angelakis *et al.*, 2018). A prática do reuso de água tratada na agricultura não é nova, mas tem se intensificado devido à crescente escassez hídrica e à pressão para adotar práticas agrícolas mais sustentáveis. Em regiões com disponibilidade limitada de água, a utilização de efluentes tratados pode representar uma fonte valiosa e confiável de água para irrigação, além de fornecer nutrientes essenciais às plantas, reduzindo a necessidade de fertilizantes químicos (Paranychanakis *et al.*, 2015).

A viabilidade do reuso de águas residuárias tratadas depende de vários fatores, incluindo a qualidade do efluente, o tipo de cultivo e as condições climáticas. Estudos mostram que, quando adequadamente tratadas, as águas residuárias podem ser seguras e eficazes para a irrigação agrícola, promovendo a sustentabilidade hídrica e a produtividade agrícola (Al-Jayyousi, 2003; Pedrero *et al.*, 2010). No entanto, é fundamental garantir que o tratamento seja adequado para remover contaminantes que possam prejudicar a saúde humana ou a qualidade do solo e das culturas (Garfí *et al.*, 2017).

Além de conservar os recursos hídricos, o reuso de águas residuárias tratadas reduz a carga de poluentes lançados em corpos d'água, diminuindo a eutrofização e outros impactos ambientais negativos. Ademais, a reutilização de efluentes pode ajudar a fechar o ciclo dos nutrientes, retornando elementos como nitrogênio e fósforo ao solo, promovendo uma agricultura mais circular e sustentável (Angelakis *et al.*, 2018).

Apesar dos inúmeros benefícios, a implementação do reuso de águas residuárias na agricultura enfrenta desafios. A variabilidade na qualidade dos efluentes, as preocupações com a saúde pública e a aceitação social são barreiras que precisam ser superadas. Políticas claras, regulamentos rigorosos e programas de monitoramento são essenciais para assegurar a segurança e a eficácia do reuso (Jhansi *et al.*, 2013; Toze, 2006).

O reuso de águas residuárias tratadas na agricultura é uma estratégia viável e sustentável que pode contribuir significativamente para a gestão dos recursos hídricos e a produtividade agrícola. No entanto, sua implementação bem-sucedida requer um tratamento adequado dos efluentes, regulamentação eficaz e conscientização pública. Essa prática não apenas ajuda a conservar água potável, mas também proporciona benefícios ambientais e econômicos, destacando-se como uma solução promissora para os desafios globais de água e agricultura (Chojnacka *et al.*, 2020).

FERTIRRIGAÇÃO COM EFLUENTES TRATADOS: INTEGRAÇÃO DE SANEAMENTO E AGRICULTURA

A fertirrigação com efluentes tratados representa uma promissora convergência entre práticas de saneamento e agricultura sustentável. Essa técnica não só promove a reutilização eficiente dos recursos hídricos, mas também enriquece o solo com nutrientes essenciais, aumentando a produtividade agrícola. O uso de efluentes tratados para fertirrigação vem ganhando relevância, especialmente em regiões onde a disponibilidade de água é limitada (Jimenez e Asano, 2008; Qadir *et al.*, 2010).

Os principais métodos de aplicação incluem sulcos superficiais, aspersão convencional, microaspersão e gotejamento, como ilustrado na Figura 3, que apresenta-se os sistemas de irrigação mais utilizados no Brasil.

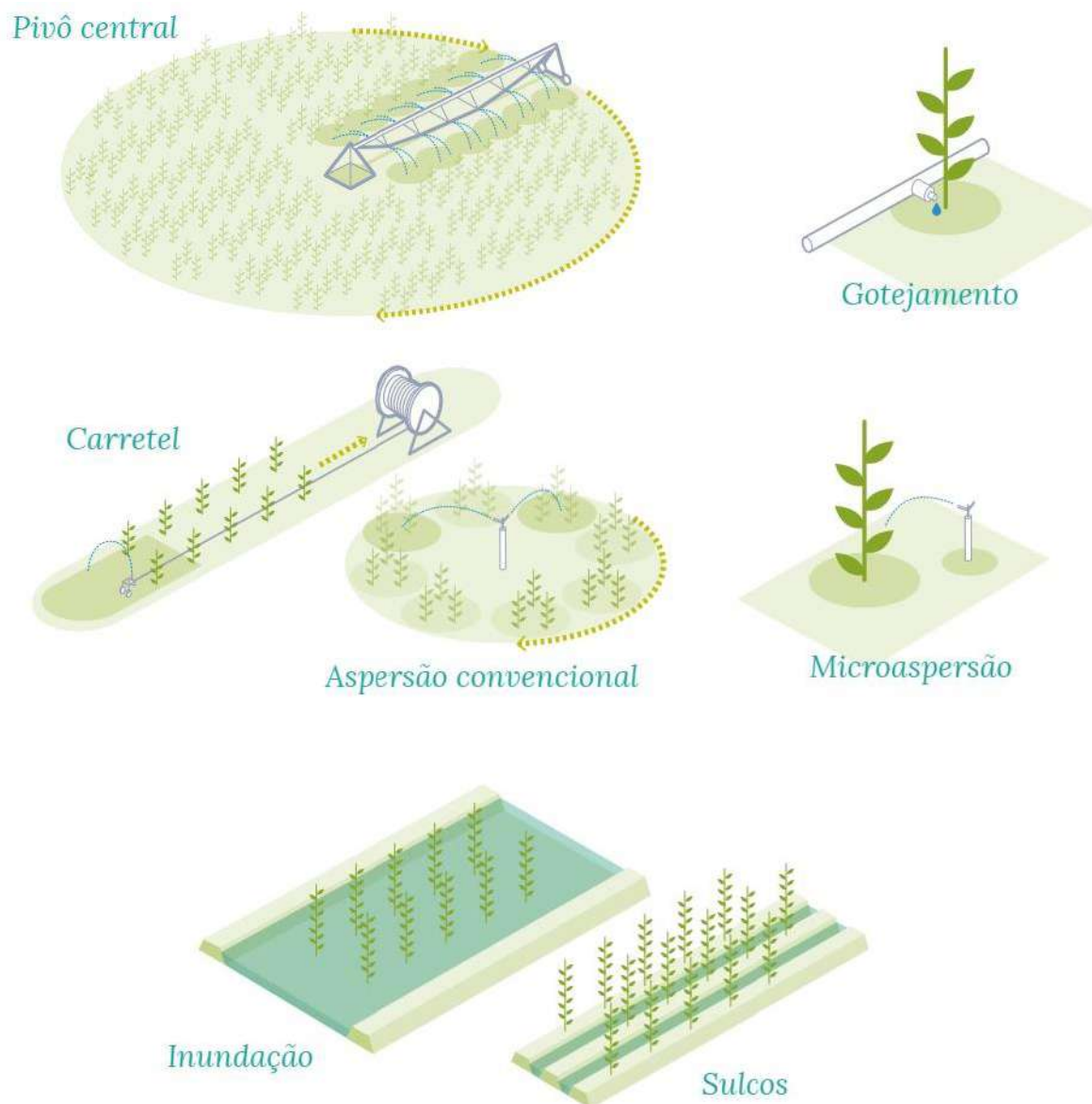


Figura 3 – Representação dos principais sistemas de irrigação no Brasil.
 Fonte: Atlas Irrigação: Uso da Água na Agricultura Irrigada (ANA, 2021).

Os métodos de irrigação utilizados influenciam significativamente os riscos de exposição a patógenos presentes nos efluentes tratados. A irrigação por gotejamento é considerada a técnica mais segura, pois minimiza o contato direto da água com as partes comestíveis das plantas e com os trabalhadores agrícolas. Esse método utiliza tubos com emissores que liberam água diretamente na zona radicular das plantas, reduzindo a dispersão de patógenos pelo ar e o contato com as folhas e frutos. Além disso, o gotejamento otimiza o uso da água e dos nutrientes, promovendo um crescimento uniforme das culturas (Hashem e Qi, 2021).

Por outro lado, a irrigação de superfície e por aspersão, embora sejam métodos amplamente utilizados, apresentam maiores riscos de contaminação. A irrigação de superfície envolve a aplicação de água em sulcos ou canais na superfície do solo, o que pode resultar em contato direto da água com os produtos agrícolas e com os trabalhadores. A aspersão, que dispersa a água em forma de gotas finas no ar, pode aumentar a disseminação de patógenos e a exposição direta das folhas e frutos, elevando o risco de contaminação cruzada e de infecções (Hajare *et al.*, 2020; Hashem e Qi, 2021).

A escolha entre irrigação irrestrita e restrita depende do tipo de cultura e da possibilidade de consumo cru. Para culturas não consumidas cruas, como pastagem, milho e cana-de-açúcar, a irrigação restrita é viável. No entanto, é necessário implementar práticas agrícolas que reduzam os níveis de exposição, como a mecanização agrícola e o uso de equipamentos de proteção individual pelos trabalhadores. Essas medidas ajudam a mitigar os riscos associados ao contato direto com a água de irrigação (Hajare *et al.*, 2020).

Para culturas consumidas cruas, como alface, cebola e pepino, a irrigação irrestrita é determinante para minimizar os riscos à saúde pública. A irrigação irrestrita envolve o uso de efluentes tratados de alta qualidade, que atendem aos padrões microbiológicos rigorosos estabelecidos pelas agências de saúde pública. Além disso, é recomendável adotar um período de carência entre a última aplicação de água de irrigação e a colheita, para permitir a degradação natural de possíveis contaminantes. Essas práticas são fundamentais para garantir a segurança alimentar e proteger a saúde dos consumidores (Hajare *et al.*, 2020; Hashem e Qi, 2021).

Prática da Fertirrigação com Efluentes Tratados

A fertirrigação é uma técnica que aplica nutrientes ao solo usando efluentes tratados de estações de tratamento de esgoto (ETE). Este método não só reduz a necessidade de adubação mineral em culturas agrícolas, mas também ajuda a suprir parte das demandas hídricas das plantas. Durante o processo de fertirrigação, quantidades precisas de Nitrogênio (N), Fósforo (P) e Potássio (K) são adicionadas conforme as necessidades das espécies cultivadas, juntamente com as estimativas de perdas nutricionais no solo. Estudos demonstram que o uso de efluentes tratados

pode aumentar a produtividade das culturas, como observado no cultivo de milho, onde o uso de efluentes de suinocultura resultou em um aumento significativo na produtividade (Alves *et al.*, 2023).

A prática de fertirrigação com efluentes tratados envolve a aplicação de águas residuárias tratadas diretamente nas culturas agrícolas. Essa abordagem oferece a vantagem de fornecer simultaneamente água e nutrientes necessários para o crescimento das plantas, reduzindo a necessidade de fertilizantes químicos (Fonseca *et al.*, 2007). Estudos indicam que a utilização de efluentes tratados pode melhorar a fertilidade do solo, aumentar a retenção de água e promover o desenvolvimento saudável das plantas (Hashem e Qi *et al.*, 2021; Gatta *et al.*, 2021; Verma *et al.*, 2023).

Os benefícios da fertirrigação com efluentes tratados são múltiplos. Primeiramente, contribui para a conservação dos recursos hídricos, reduzindo a demanda por água potável na agricultura. Em segundo lugar, os nutrientes presentes nos efluentes, como nitrogênio e fósforo, são aproveitados pelas plantas, diminuindo a necessidade de adubação química e reduzindo custos para os agricultores (Angelakis *et al.*, 2018; Toze, 2006). Além disso, a aplicação de efluentes tratados pode melhorar a estrutura do solo e aumentar a matéria orgânica, promovendo a sustentabilidade a longo prazo (Garfí *et al.*, 2017; Hussain *et al.*, 2002).

Apesar dos benefícios, a fertirrigação com efluentes tratados também apresenta desafios significativos. A variabilidade na qualidade dos efluentes pode influenciar a segurança e a eficácia do uso agrícola. É crucial garantir que os efluentes sejam tratados adequadamente para remover patógenos e contaminantes que possam representar riscos à saúde humana e ambiental (Toze, 2006; Keraita *et al.*, 2008). A aceitação pública e a percepção de risco também podem ser barreiras para a implementação generalizada dessa prática (Neumann *et al.*, 2024; Friedler, 2001).

Outro desafio é a necessidade de sistemas de monitoramento rigorosos para assegurar que os efluentes utilizados estejam dentro dos padrões de segurança estabelecidos. Políticas claras e regulamentações específicas são fundamentais para regular o uso de efluentes tratados na agricultura e proteger a saúde pública (Paranychianakis *et al.*, 2015; Lazarova e Bahri, 2005).

Resoluções e Normativas Vigentes no Brasil

A qualidade do efluente é determinante e sujeita a regulamentações rigorosas para uso agrícola. Efluentes de ETE podem apresentar problemas como sólidos, salinidade, pH inadequado, excesso de químicos e patógenos. A NBR 13.969/1997 exige que a concentração de coliformes fecais seja inferior a 5.000 NMP/100 mL para reuso em diversas culturas, garantindo segurança na aplicação.

Em diferentes estados do Brasil, existem resoluções específicas que regulam o uso de efluentes tratados para fins agrícolas. Essas normas visam garantir que a qualidade da água de reuso seja adequada para a irrigação e que os riscos ambientais e à saúde pública sejam minimizados.

A resolução SES/SIMA n.º 01/2020 de São Paulo, disciplina o reúso direto não potável de água para fins urbanos, proveniente de Estações de Tratamento de Esgoto Sanitário, mas não inclui padrões de qualidade de água para irrigação em usos agrícolas (SES/SIMA, 2020).



Figura 4 – São Paulo - Resolução Conjunta SES/SIMA n.º 01/2020.

Fonte: Quadro regulatório - Instituto Reúso de Água (IRda), 2023. Disponível em <https://reusodeagua.org/quadro-regulatorio/>.

A deliberação normativa CERH n.º 65/2020 de Minas Gerais, estabelece diretrizes, modalidades e procedimentos para o reúso direto de água não potável proveniente de ETEs, incluindo padrões de qualidade de água para irrigação em usos agrícolas (CERH-MG, 2020).



Figura 5 – Minas Gerais - Deliberação Normativa CERH n.º 65/2020.

Fonte: Quadro regulatório - Instituto Reúso de Água (IRda), 2023. Disponível em <https://reusodeagua.org/quadro-regulatorio/>.

A resolução CERH/MS n.º 72/2022 do Mato Grosso do Sul, estabelece diretrizes e procedimentos para o reúso direto de água não potável proveniente de ETEs, incluindo padrões de qualidade de água para irrigação agrícola (CERH/MS, 2022).



Figura 6 – Mato Grosso do Sul - Resolução CERH/MS n.º 72/2022.

Fonte: Quadro regulatório - Instituto Reúso de Água (IRda), 2023. Disponível em <https://reusodeagua.org/quadro-regulatorio/>.

A resolução ADASA n.º 005/2022 do Distrito Federal, estabelece diretrizes para o aproveitamento ou reúso de água não potável em edificações no Distrito Federal, sem incluir padrões específicos para irrigação agrícola (ADASA, 2022).



Figura 7 – Distrito Federal - Resolução ADASA n.º 005/2022.

Fonte: Quadro regulatório - Instituto Reúso de Água (IRda), 2023. Disponível em <https://reusodeagua.org/quadro-regulatorio/>.

A resolução CONERH n.º 75/2010 da Bahia, estabelece critérios e procedimentos para a utilização de água de reúso, incluindo padrões de qualidade de água para irrigação agrícola (CONERH, 2010).



Figura 8 – Bahia - Resolução CONERH n.º 75/2010.

Fonte: Quadro regulatório - Instituto Reúso de Água (IRda), 2023. Disponível em <https://reusodeagua.org/quadro-regulatorio/>.

A resolução COEMA n.º 02/2017 da Ceará, dispõe sobre padrões e condições para lançamento de efluentes líquidos gerados por fontes poluidoras, revoga as

Portarias SEMACE nº 154, de 22 de julho de 2002 e nº 111, de 05 de abril de 2011, e altera a Portaria SEMACE nº 151, de 25 de novembro de 2002.



Figura 9 – Ceará - Resolução COEMA n.º 02/2017.

Fonte: Quadro regulatório - Instituto Reúso de Água (IRda), 2023. Disponível em <https://reusodeagua.org/quadro-regulatorio/>.

A resolução CERH n.º 122/2022 do Paraná, estabelece padrões detalhados para a água de reúso destinada à irrigação agrícola, promovendo práticas seguras e sustentáveis (CERH, 2022).



Figura 10 – Paraná - Resolução CERH n.º 122/2023.

Fonte: Quadro regulatório - Instituto Reúso de Água (IRda), 2023. Disponível em <https://reusodeagua.org/quadro-regulatorio/>.

A resolução CONSEMA n.º 419/2020 do Rio Grande do Sul, define critérios e procedimentos para a utilização de água de reúso para fins urbanos, industriais, agrícolas e florestais, incluindo padrões de qualidade para a irrigação (CONSEMA, 2020).



Figura 11 – Rio Grande do Sul - Resolução CONSEMA n.º 419/2020.

Fonte: Quadro regulatório - Instituto Reúso de Água (IRda), 2023. Disponível em <https://reusodeagua.org/quadro-regulatorio/>.

Além das resoluções e deliberações normativas mencionadas no quadro regulatório do Instituto Reúso de Água (IRda), destacam-se as seguintes:

a. Rio de Janeiro - Decreto n.º 47403/2020:

- Dispõe sobre a Política de Reúso de Água para Fins não Potáveis no estado do Rio de Janeiro, abrangendo diversos usos incluindo a agricultura (Decreto n.º 47403/2020).

b. Brasil - Resolução CONAMA n.º 503/2021:

- *Define critérios e procedimentos para o reúso em sistemas de fertirrigação de efluentes provenientes de indústrias de alimentos, bebidas, laticínios, frigoríficos e graxarias (CONAMA, 2021).*

É relevante notar que algumas regulamentações se concentram exclusivamente no reúso de água de esgoto sanitário tratado, enquanto outras também consideram efluentes industriais. Em muitos casos, os efluentes industriais são reutilizados no próprio processo de produção, com padrões de qualidade voltados para os equipamentos ou produtos específicos, ao invés de focarem diretamente no impacto ambiental ou na saúde humana.

Comparações e Discussões entre as Resoluções da Região Sul do Brasil

A Resolução CONSEMA n.º 419/2020 estabelece critérios e procedimentos para o uso de água de reuso para fins urbanos, industriais, agrícolas e florestais no estado do Rio Grande do Sul. Esta resolução define padrões rigorosos de qualidade da água, abrangendo parâmetros como pH, coliformes termotolerantes, metais pesados, entre outros. Além disso, estipula que a concentração de Nitrogênio total, Fósforo total e Potássio encontrada na água de reuso deve ser usada para calcular a taxa de aplicação. A carga aplicada de cada elemento não deve exceder as recomendações de adubação para a cultura adotada, conforme tabelas constantes no “Manual de Calagem e Adubação para os Estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina” elaborado pela Sociedade Brasileira de Ciência do Solo - Núcleo Regional Sul.

Os principais parâmetros e valores máximos estabelecidos pela resolução incluem:

- a. pH: Entre 6 e 9
- b. Coliformes Termotolerantes: Máximo de 10.000 NMP/100 mL
- c. Metais Pesados: Limites específicos para elementos como alumínio, arsênio, cádmio, chumbo, entre outros.

Além desses, a resolução também estabelece limites para outros contaminantes como óleos e graxas, fenóis totais, e ovos de helmintos. A água de reuso deve ser monitorada continuamente para garantir que esses parâmetros sejam atendidos, assegurando a proteção da saúde pública e do meio ambiente.

A Resolução CERH n.º 122/2022 do Paraná também regulamenta o reuso de água, com foco na segurança e na sustentabilidade do uso de efluentes tratados.

Assim como a resolução do Rio Grande do Sul, esta estabelece critérios rigorosos para a qualidade da água de reuso, visando minimizar os riscos ambientais e à saúde humana. Alguns dos parâmetros e seus respectivos limites incluem:

- a. pH: Entre 6 e 9
- b. Coliformes Termotolerantes: Máximo de 1.000 NMP/100 mL
- c. Metais Pesados: Limites estabelecidos para vários elementos, como chumbo, cádmio, cobre, entre outros.
- d. DBO: Máximo de 60 mg/L.

A resolução do Paraná também enfatiza a necessidade de monitoramento contínuo e estabelece procedimentos detalhados para a implementação de práticas seguras de reuso de água. Ela inclui a obrigatoriedade de relatórios periódicos e auditorias para garantir a conformidade com os padrões de qualidade.

Ambas as resoluções compartilham uma abordagem semelhante em termos de estabelecer parâmetros rigorosos para a qualidade da água de reuso, visando garantir a segurança ambiental e à saúde pública. No entanto, existem algumas diferenças que merecem destaque:

- a. Amplitude de Aplicação:
 - i. CONSEMA 419/2020 (RS): Abrange reuso para fins urbanos, industriais, agrícolas e florestais, oferecendo uma abordagem abrangente que considera múltiplos usos da água de reuso.
 - ii. CERH 122/2022 (PR): Foca principalmente no reuso agrícola, mas também abrange outras aplicações, refletindo uma atenção particular às práticas agrícolas e à segurança alimentar.
- b. Parâmetros Específicos:
 - i. Ambas as resoluções estabelecem limites para pH, coliformes termotolerantes e metais pesados, mas podem haver pequenas variações nos valores permitidos para alguns contaminantes específicos. Uma diferença

importante é que somente a Resolução CERH n.º 122/2022 do Paraná estabelece um limite específico para a DBO, demonstrando uma abordagem mais detalhada para certos parâmetros.

- ii. A resolução do Rio Grande do Sul inclui uma lista mais detalhada de contaminantes orgânicos e inorgânicos, enquanto a resolução do Paraná também é abrangente, mas com ênfase em diferentes aspectos de segurança.

c. Recomendações para Adubação:

- i. RS: Especificamente menciona que para os parâmetros Nitrogênio total, Fósforo total e Potássio, a concentração na água de reuso será utilizada para calcular a taxa de aplicação. A carga aplicada não deve exceder as recomendações de adubação para a cultura adotada, conforme as tabelas do "Manual de Calagem e Adubação para os Estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina".

Ambas as resoluções demonstram um compromisso significativo com a segurança e a sustentabilidade no uso de água de reuso, adaptadas às necessidades e contextos específicos de seus estados. A harmonização dessas diretrizes pode promover práticas mais seguras e uniformes em todo o Brasil, contribuindo para a proteção ambiental e a saúde pública.

Santa Catarina, localizado entre Paraná e Rio Grande do Sul, não possui resoluções específicas para o uso de água de reuso em áreas urbanas, industriais, agrícolas e florestais. No entanto, o estado tem a Instrução Normativa n.º 11, que no anexo 8 apresenta recomendações para a aplicação de fertilizantes orgânicos de suínos e o monitoramento da qualidade do solo adubado. Além disso, compartilha com o Rio Grande do Sul o "Manual de Calagem e Adubação", que oferece diretrizes detalhadas sobre práticas de adubação e calagem, essenciais para calcular a aplicação de Nitrogênio, Fósforo e Potássio.

A falta de regulamentação específica em Santa Catarina ressalta a necessidade de políticas estaduais que abordem o reuso de água de efluentes de forma abrangente. Até que essas políticas sejam implementadas, a Instrução Normativa Nº

11 e o "Manual de Calagem e Adubação" servem como principais guias técnicos para a gestão de fertilizantes e qualidade do solo no estado.

Estudos Recentes

O estudo de Sousa Neto *et al.* (2012) analisa o uso de efluente doméstico tratado para a fertirrigação do algodoeiro (*Gossypium hirsutum* L.) em Mossoró, Rio Grande do Norte, Brasil. O experimento, realizado no campus da Universidade Federal Rural do Semiárido, teve como objetivo avaliar o comportamento do algodoeiro quanto ao crescimento quando irrigado com diferentes concentrações de efluente tratado. O sistema de fertirrigação foi testado com efluente em proporções de 25%, 50%, 75% e 100%, comparadas ao controle que utilizou água potável e adubação mineral. Cada unidade experimental tinha uma área de 1 m², e o ciclo de cultivo durou 115 dias após o plantio.

A pesquisa detalhou os efeitos de diferentes diluições de efluente tratado na fertirrigação do algodoeiro. Com 25% de efluente, observou-se um incremento nas variáveis de crescimento comparado ao uso de água potável, embora menos pronunciado que nas concentrações mais altas. A emergência e a germinação das sementes foram positivamente afetadas, com um crescimento linear observável em resposta ao aumento das concentrações de efluente. Na concentração de 50%, melhorias mais significativas no crescimento e desenvolvimento das plantas foram observadas, com aumentos notáveis na altura das plantas, diâmetro do caule e desenvolvimento da área foliar. Com 75% de efluente, houve um aumento ainda maior na promoção do crescimento do algodoeiro, com todas as variáveis de crescimento medidas aumentando substancialmente. A aplicação de efluente não diluído (100%) resultou nos maiores incrementos em todas as variáveis de crescimento, com a planta atingindo a altura máxima, o diâmetro do caule mais grosso e a maior área foliar e massa seca da parte aérea em comparação com todas as outras diluições.

Os resultados mostraram um aumento linear no crescimento do algodoeiro, incluindo germinação, altura das plantas, diâmetro do caule, número de folhas, área foliar e massa seca da parte aérea, conforme aumentava a proporção de efluente. A fertirrigação com efluente tratado substituiu eficazmente a adubação convencional, resultando em um crescimento superior das plantas comparado ao controle. O

acúmulo de nutrientes no solo devido à fertirrigação teve um efeito positivo sobre as variáveis estudadas, destacando a viabilidade do uso de efluente tratado na agricultura, especialmente em regiões semiáridas, onde a água é escassa e o reúso pode contribuir significativamente para a sustentabilidade agrícola e a conservação de recursos hídricos.

O estudo de Silva *et al.* (2013) investiga o uso de água residuária de laticínio (ARL) para a produção de mudas de maracujazeiro 'amarelo' (*Passiflora edulis* Sims. f. *flavicarpa* Deg.), visando à obtenção de mudas de qualidade e ao aproveitamento sustentável dos resíduos de laticínios. Conduzido na Universidade Federal de Lavras (UFLA), em Minas Gerais, o experimento foi realizado de janeiro a abril de 2010 em uma casa de vegetação com 50% de luminosidade. Utilizou-se um delineamento experimental em blocos casualizados, com concentrações de ARL (0%, 25%, 50%, 75% e 100%) aplicadas a dois tipos de substrato: um comercial (Plantmax® tipo HT) e um alternativo (solo e esterco bovino 3:1).

A ARL fornecida pelo Laticínio Verde Campo foi analisada quimicamente, mostrando pH 6,0 e diversos nutrientes essenciais. Sementes da cultivar 'Redondo Amarelo' foram semeadas em sacos de polietileno e inicialmente irrigadas com água pura. Após 21 dias, iniciou-se a irrigação com ARL, aplicada a cada três dias. Aos 59 dias após a germinação, foram avaliadas características das plantas como comprimento da parte aérea, diâmetro do colo, número de folhas, comprimento do sistema radicular e massa seca.

Os resultados indicaram que o uso de ARL promoveu um crescimento significativo das mudas, com o maior comprimento da parte aérea observado com 100% de ARL, resultando em incrementos de 101,45% no substrato comercial e 126,52% no substrato alternativo comparado à testemunha. A aplicação de ARL também aumentou linearmente o diâmetro do colo, o número de folhas e a massa seca das plantas, com o substrato alternativo mostrando melhor desempenho em geral.

O estudo conclui que a ARL pode substituir a adubação mineral, proporcionando um desenvolvimento satisfatório das mudas de maracujazeiro e aproveitando resíduos industriais de maneira sustentável. O uso de ARL não apenas supriu as demandas

hídricas das plantas, mas também forneceu nutrientes essenciais, promovendo a sustentabilidade agrícola em regiões semiáridas.

O estudo de Schuster (2015) investiga o uso de efluente tratado de uma indústria de laticínios na fertirrigação de mudas de eucalipto (*Eucalyptus*) no Estado do Rio Grande do Sul, Brasil. O objetivo foi verificar se a taxa de crescimento das mudas varia conforme o tipo de líquido (água de abastecimento ou efluente tratado) e o volume de irrigação aplicado. O experimento durou seis meses e foi conduzido em vasos individuais de 288 cm³, com irrigação diária nos três primeiros meses e quinzenal nos três meses seguintes. As mudas foram regadas com 100 mL ou 200 mL de efluente duas vezes ao dia (totalizando 200 mL ou 400 mL por dia) e comparadas com mudas regadas com 100 mL de água de abastecimento duas vezes ao dia (totalizando 200 mL por dia).

Os resultados mostraram que o desenvolvimento das mudas foi maior no grupo irrigado com efluente tratado em comparação com o grupo controle regado com água de abastecimento. As mudas que receberam 400 mL diários de efluente apresentaram maior crescimento em altura e diâmetro de colo em comparação com as que receberam 200 mL diários. Especificamente, as mudas irrigadas com 400 mL diários de efluente alcançaram uma altura máxima que variou de 65 cm a 133 cm, e diâmetro de colo de 1,0 mm para todas as mudas, enquanto aquelas que receberam 200 mL diários de efluente tiveram altura máxima variando de 34 cm a 70 cm, e diâmetro de colo variando de 0,4 mm a 0,5 mm. O grupo controle, regado com 200 mL diários de água de abastecimento, teve uma altura média de 65 cm e diâmetro de colo de 0,8 mm.

O estudo conclui que a fertirrigação com efluente tratado promoveu um maior desenvolvimento das mudas de eucalipto em comparação com a irrigação com água de abastecimento. O maior volume de efluente aplicado (400 mL/dia) resultou em um incremento mais significativo no crescimento das mudas em termos de altura e diâmetro de colo. Este estudo demonstra a viabilidade do uso de efluente tratado de laticínios na fertirrigação de eucalipto, oferecendo uma alternativa sustentável para o manejo de resíduos industriais e a produção de mudas de qualidade.

O estudo de Marques (2021) investiga estratégias de aplicação de esgoto sanitário bruto (EB) para a fertirrigação de capim-elefante (*Pennisetum purpureum*) no

Estado de Minas Gerais, Brasil. O objetivo foi avaliar o impacto ambiental e a eficiência do uso de EB na produção agrícola. O experimento, conduzido ao longo de três anos, utilizou a fertirrigação por sulcos, com esgoto sanitário bruto aplicado a diferentes profundidades de 0-0,2 m, 0,2-0,4 m e 0,4-0,6 m. Os sulcos foram nivelados com extremidades fechadas para manter a saturação, e a aplicação de EB foi baseada na quantidade de sódio aportada ao solo, estabelecida em 300 kg/ha/ano.

Os resultados mostraram que a maior produtividade média de matéria seca, de 29,9 Mg/ha/ano, foi obtida no tratamento com adubação mineral convencional (TWA). As plantas submetidas a este tratamento também apresentaram as maiores taxas de extração de macronutrientes: 688 kg/ha/ano de N, 102 kg/ha/ano de P e 508 kg/ha/ano de K. A aplicação convencional de EB nos sulcos resultou em acúmulo de nitrogênio total (NT) e sódio (Na) na região inicial dos sulcos, enquanto os teores de fósforo (P) e potássio (K) foram mais elevados na região final dos sulcos.

A alternância na posição de aplicação de EB nos sulcos melhorou a distribuição de nutrientes no solo e reduziu a persistência de organismos patogênicos. A composição bacteriana do solo revelou a predominância do filo Proteobacteria em todos os tratamentos, indicando a influência do EB na comunidade bacteriana do solo.

O estudo concluiu que a fertirrigação com EB é eficiente na produção de capim-elefante, especialmente quando a aplicação é alternada nos sulcos, melhorando a distribuição de nutrientes e mantendo a qualidade do solo. A aplicação controlada de EB, baseada na quantidade de sódio, é determinante para evitar a salinização do solo e a contaminação das águas subterrâneas. A composição bacteriana do solo alterou-se com a aplicação de EB, destacando a importância do monitoramento microbiológico para garantir a segurança ambiental.

Este estudo demonstra que a fertirrigação com esgoto sanitário bruto, quando bem manejada, pode ser uma alternativa sustentável e eficiente para a agricultura, promovendo a reciclagem de nutrientes e a conservação de recursos hídricos.

O estudo de Abdel-Aziz (2015) investiga o impacto da irrigação com água residuária tratada nas propriedades químicas do solo e na produtividade das culturas agrícolas, realizado no Cairo - Alexandria Desert Road, Egito. A pesquisa utilizou águas residuárias secundariamente tratadas da planta de tratamento em Abou Rawash, Giza, e água subterrânea para irrigação. O sistema de irrigação por

gotejamento foi aplicado, com as amostras de solo coletadas a uma profundidade de 0-30 cm, duas vezes durante o período do estudo: antes da semeadura e após a colheita. A irrigação foi realizada três vezes por semana ao longo do experimento.

Os resultados mostraram que a irrigação com água residuária tratada resultou em uma ligeira diminuição do pH do solo de 8,2 para 7,47-7,68 após a colheita, enquanto a condutividade elétrica (EC) do solo aumentou de 0,34 dS/m para 0,42-0,49 dS/m. Em comparação, a irrigação com água subterrânea resultou em um aumento menor da EC, de 0,34 dS/m para 0,36-0,41 dS/m. A irrigação com água residuária tratada também aumentou significativamente o teor de carbono orgânico, nitrogênio total, fósforo disponível e potássio disponível no solo. Especificamente, o carbono orgânico aumentou de 0,276% para 0,465-0,492%, o nitrogênio total de 194 mg/kg para 414-466 mg/kg, o fósforo disponível de 13 mg/kg para 23-26 mg/kg e o potássio disponível de 215 mg/kg para 265-294 mg/kg.

Além disso, a irrigação com água residuária tratada resultou em concentrações mais altas de micronutrientes e metais pesados no solo, como ferro (Fe), manganês (Mn), zinco (Zn) e cobre (Cu), em comparação com a irrigação com água subterrânea. Especificamente, o ferro aumentou de 7452 µg/kg para 9246-9612 µg/kg, o manganês de 243 µg/kg para 267-284 µg/kg, o zinco de 413 µg/kg para 684-715 µg/kg e o cobre de 29 µg/kg para 57-72 µg/kg.

Em termos de produtividade das culturas, a irrigação com água residuária tratada melhorou significativamente a produtividade do milho, soja e feijão-caupi. O peso de 100 sementes foi maior com a água residuária tratada, alcançando 23,15 g para milho, 21,74 g para soja e 22,68 g para feijão-caupi, em comparação com 21,24 g para milho, 19,92 g para soja e 20,43 g para feijão-caupi com água subterrânea. O rendimento de grãos também foi maior com água residuária tratada, atingindo 3125 kg/acre para milho, 1186 kg/acre para soja e 850 kg/acre para feijão-caupi, enquanto a água subterrânea resultou em 2845 kg/acre para milho, 964 kg/acre para soja e 742 kg/acre para feijão-caupi.

O estudo conclui que a irrigação com água residuária tratada é eficiente para melhorar as propriedades químicas do solo e a produtividade das culturas. A aplicação controlada de água residuária tratada pode ser uma prática sustentável na agricultura, aumentando a disponibilidade de nutrientes no solo e reduzindo a necessidade de

fertilizantes químicos. No entanto, recomenda-se o monitoramento contínuo das concentrações de metais pesados no solo para evitar possíveis problemas de toxicidade a longo prazo. Este estudo destaca a viabilidade do uso de água residuária tratada na agricultura como uma prática sustentável que pode melhorar a fertilidade do solo e a produtividade das culturas, contribuindo para a conservação dos recursos hídricos.

O estudo de Al-Shdiefat *et al.* (2009) investiga o impacto da irrigação com águas residuárias tratadas (ART) nas propriedades químicas do solo e na qualidade do azeite de oliva. O experimento foi conduzido no Jordão, utilizando águas residuárias tratadas da estação de tratamento Al-Samra (STP) e água de poço subterrâneo como referência. A pesquisa focou em um sistema de irrigação por superfície em bacias, com monitoramento realizado durante os anos de 2002 e 2003.

Os resultados indicaram que a irrigação com ART aumentou significativamente as concentrações de potássio (K) e fósforo (P) no solo do pomar de STP em comparação com o pomar de referência. A condutividade elétrica (EC) do solo irrigado com ART foi mais alta em todas as profundidades comparadas ao solo irrigado com água de poço. Em 2002, os valores de EC foram 3,26, 5,05 e 1,83 dS/m nas profundidades de 0-30 cm, 30-60 cm e 60-90 cm, respectivamente, no solo irrigado com ART, comparados a 1,38, 1,73 e 3,40 dS/m no solo irrigado com água de poço. As folhas das oliveiras irrigadas com ART mostraram concentrações mais altas de nitrogênio (N), fósforo (P) e potássio (K), enquanto as folhas das oliveiras irrigadas com água de poço apresentaram concentrações mais altas de cálcio (Ca), magnésio (Mg), ferro (Fe) e manganês (Mn).

Quanto à qualidade do azeite, a umidade das frutas de oliveira não diferiu significativamente entre as duas fontes de irrigação. No entanto, o conteúdo de óleo foi significativamente maior nas frutas irrigadas com ART (52,06%) comparado ao conteúdo de óleo nas frutas irrigadas com água de poço (47,52%). Não houve diferenças significativas na umidade, densidade específica, índice de refração, acidez livre e valor de iodo entre o azeite extraído das frutas de ambos os pomares. O valor do peróxido foi mais alto no azeite da olivícola de referência, mas ainda dentro dos limites aceitáveis. As concentrações de ferro (Fe), cobre (Cu), chumbo (Pb) e cádmio (Cd) estavam abaixo do nível detectável em ambos os tipos de azeite.

O estudo conclui que a irrigação com ART aumentou as concentrações de alguns nutrientes no solo e nas folhas de oliveira sem causar acúmulo de metais pesados. A qualidade do azeite não foi significativamente afetada pela irrigação com ART, exceto por um aumento no conteúdo de óleo. A utilização de águas residuárias tratadas mostrou-se uma alternativa viável e segura para a irrigação de olivais, promovendo a conservação de água e a reciclagem de nutrientes sem comprometer a qualidade do azeite. O estudo demonstra que a irrigação com águas residuárias tratadas pode ser uma prática sustentável e eficiente para a agricultura, especialmente em regiões com escassez de água, como o Jordão.

O estudo de Alum *et al.* (2011) investiga o impacto do método de irrigação por gotejamento, tipo de solo e tipo de vírus na contaminação viral de tomates e pepinos. O experimento foi realizado em uma estufa no Laboratório de Pesquisa Ambiental da Universidade do Arizona, Tucson, Arizona, utilizando efluente secundário tratado. Os potting containers utilizados tinham capacidade de 10 galões (37,8 L), com profundidade do solo variando entre 18-20 cm para o gotejamento subsuperficial.

Os resultados do estudo destacaram que a contaminação viral foi significativamente maior nas partes aéreas e subterrâneas das plantas irrigadas por gotejamento de superfície. Vírus foram detectados em todas as partes da planta, incluindo raízes, caules, folhas e frutos, com as raízes apresentando a maior concentração, seguidas por caules, folhas e frutos. Em contraste, o gotejamento subsuperficial limitou a contaminação viral às partes subterrâneas, com ausência de vírus nas folhas e frutos, reduzindo assim significativamente o risco de contaminação nas partes comestíveis das plantas.

A análise do impacto do tipo de solo mostrou que, tanto no solo argiloso (*Pima Clay Loam*) quanto no solo arenoso (*Brazito Sandy Loam*), o padrão de contaminação viral foi semelhante, confirmando que o método de irrigação tem um impacto maior na contaminação viral do que o tipo de solo. Todos os vírus testados (MS-2, P22, Poliovírus Tipo 1 - PV1, Adenovírus Entérico 40 - Ead 40, e Vírus da Hepatite A - HAV) apresentaram níveis de contaminação similares sob as mesmas condições experimentais, sem diferenças significativas na distribuição dos diferentes tipos de vírus entre os métodos de irrigação.

Em termos de concentração viral nas plantas, as raízes mostraram a maior concentração viral, indicando uma maior absorção e retenção de vírus. Os caules também apresentaram níveis significativos de contaminação, mas menores que as raízes. Nas plantas irrigadas por gotejamento de superfície, foram encontrados vírus nas folhas e frutos, mas em concentrações menores. No entanto, nas plantas irrigadas por gotejamento subsuperficial, não foram detectados vírus nas folhas e frutos, reduzindo o risco de contaminação das partes comestíveis.

O estudo conclui que o método de irrigação subsuperficial é mais eficaz na prevenção da contaminação viral nas partes comestíveis das plantas, enquanto o gotejamento de superfície apresenta maior risco de contaminação. A utilização de irrigação por gotejamento subsuperficial com águas residuárias tratadas pode ser uma prática segura para a produção de alimentos, minimizando o risco de contaminação viral. Além disso, a escolha do método de irrigação adequado pode reduzir significativamente a disseminação de vírus nas culturas irrigadas, contribuindo para práticas agrícolas mais seguras e sustentáveis.

Este estudo fornece evidências importantes para o desenvolvimento de normas de reutilização segura de águas residuárias tratadas na agricultura, enfatizando a importância do método de irrigação na redução dos riscos de contaminação viral. A pesquisa destaca a necessidade de práticas de manejo adequadas para garantir a segurança alimentar e a sustentabilidade ambiental na produção agrícola.

O estudo de Amoah *et al.* (2016) investiga a contribuição da irrigação com águas residuárias (IAR) para infecções por helmintos transmitidos pelo solo (STH) entre agricultores de vegetais em Kumasi, Gana. O objetivo foi determinar a associação entre a concentração de ovos de STH na água de irrigação e no solo, e a carga de infecção entre os agricultores e um grupo de controle. A pesquisa foi conduzida em Kumasi, Gana, utilizando águas residuárias não tratadas provenientes de esgoto doméstico e pequenas indústrias. As amostras de solo foram coletadas nas profundidades de 0-30 cm, 30-60 cm e 60-90 cm, e a irrigação foi realizada três vezes por semana, com amostras coletadas durante as estações úmida (agosto a outubro de 2012) e seca (dezembro de 2012 a março de 2013).

Os resultados mostraram que a concentração de ovos de STH na água de irrigação e no solo variou entre as estações. Durante a estação úmida, a concentração

de *Ascaris* spp. na água de irrigação foi de 2,82 ovos/L e de ancilostomídeos foi de 2,05 ovos/L. No solo de fazenda, os valores foram de 3,70 ovos/L para *Ascaris* spp. e 2,01 ovos/L para ancilostomídeos. Na estação seca, a concentração de *Ascaris* spp. na água de irrigação foi de 2,62 ovos/L e de ancilostomídeos foi de 1,38 ovos/L. No solo, os valores foram de 2,90 ovos/L para *Ascaris* spp. e 1,67 ovos/L para ancilostomídeos.

A prevalência de infecção por STH entre os agricultores também variou entre as estações. Durante a estação úmida, 15,77% dos agricultores estavam infectados por *Ascaris* spp., enquanto 6,00% do grupo de controle estavam infectados. Para ancilostomídeos, 12,73% dos agricultores estavam infectados, comparado a 2,00% do grupo de controle. Na estação seca, 11,02% dos agricultores estavam infectados por *Ascaris* spp., enquanto 5,74% do grupo de controle estavam infectados. Para ancilostomídeos, 4,72% dos agricultores estavam infectados, comparado a 2,00% do grupo de controle.

O estudo concluiu que agricultores expostos à água de irrigação tinham uma probabilidade três vezes maior de serem infectados por *Ascaris* spp. (OR = 3,99, 95% CI: 1,15–13,86) e ancilostomídeos (OR = 3,07, 95% CI: 0,87–10,82) na estação úmida em comparação com o grupo de controle. A irrigação com águas residuárias aumenta significativamente o risco de infecção por STH entre agricultores, especialmente durante a estação úmida. O estudo confirma uma ligação epidemiológica entre a prática de irrigação com águas residuárias e infecções por helmintos, destacando a necessidade de regulamentações e intervenções para tornar essa prática mais segura. Medidas de controle de infecção e boas práticas de manejo de águas residuárias são essenciais para reduzir os riscos associados e proteger a saúde dos agricultores.

Este estudo fornece uma visão importante sobre os riscos de saúde associados à irrigação com águas residuárias não tratadas, especialmente em áreas urbanas de países em desenvolvimento, onde essa prática é comum devido à falta de recursos hídricos. A pesquisa ressalta a importância de práticas de manejo adequadas para garantir a segurança dos trabalhadores agrícolas e a sustentabilidade das práticas de irrigação.

O estudo de Deon *et al.* (2010) avalia a produtividade e qualidade da cana-de-açúcar (*Saccharum spp.*) irrigada com efluente de estação de tratamento de esgoto (ETE) por meio de gotejamento subsuperficial. Realizado no Município de Piracicaba, São Paulo, Brasil, o experimento foi conduzido em parceria com o grupo Cosan e o Serviço Municipal de Água e Esgoto (SemaE). O sistema de irrigação utilizado foi por gotejamento subsuperficial, com parcelas de 30 x 10 m, cada uma contendo seis linhas de plantio em nível, espaçadas de 1,4 m entre elas.

O experimento, realizado de outubro de 2007 a julho de 2009, cobriu dois ciclos de cultivo de cana soca. Diferentes lâminas de irrigação com efluente foram testadas, variando de 0% (testemunha) a 200% da evapotranspiração máxima da cultura (ET_c). A análise focou na produtividade da cana-de-açúcar e na qualidade industrial do produto.

Os resultados mostraram que a irrigação com efluente a 100% da ET_c resultou em uma produtividade de 146,17 Mg/ha na primeira soca, comparada à produtividade de 129,05 Mg/ha na testemunha. A maior irrigação testada (200% da ET_c) resultou em uma produtividade de 148,89 Mg/ha na primeira soca e 147,27 Mg/ha na segunda soca. Os ganhos de produtividade proporcionados pela reposição da evapotranspiração com efluente foram de 17,13 Mg/ha na primeira soca e 25,76 Mg/ha na segunda soca, enquanto a aplicação do dobro da ET_c resultou em ganhos estimados de 19,84 Mg/ha na primeira soca e 40,47 Mg/ha na segunda soca.

Em termos de qualidade industrial, houve uma leve redução de sólidos solúveis totais no caldo da cana (°Brix) com o uso da irrigação na primeira soca, mas o valor permaneceu satisfatório, acima de 18 °Brix. Outros parâmetros de qualidade industrial, como Pol no caldo, Pol na cana, pureza do caldo e açúcares totais recuperáveis (ATR), não foram significativamente alterados pela irrigação com efluente.

O estudo conclui que a irrigação com efluente de estação de tratamento de esgoto promoveu aumentos significativos na produtividade da cana-de-açúcar, permitindo uma redução na necessidade de adubação nitrogenada. Além disso, a qualidade industrial da cana-de-açúcar não foi significativamente comprometida, exceto por uma leve redução nos sólidos solúveis totais na primeira soca.

A utilização de efluente como fonte de irrigação mostrou-se viável e sustentável, proporcionando benefícios tanto na produtividade agrícola quanto na gestão de recursos hídricos e na reciclagem de nutrientes. Este estudo demonstra que a irrigação com efluente tratado pode ser uma prática eficaz e sustentável para o cultivo de cana-de-açúcar, aumentando a produtividade e otimizando o uso de recursos disponíveis.

O estudo de Marques *et al.* (2017) investiga o uso de efluente do tratamento preliminar de esgoto doméstico (EDP) na fertirrigação de capim-elefante (*Pennisetum purpureum*). O experimento foi conduzido na Estação de Tratamento de Esgoto da COPASA (ETE - Onça), localizada no município de Santa Luzia, Minas Gerais, Brasil. O objetivo do estudo foi avaliar a eficiência da fertirrigação com EDP na nutrição e produtividade do capim-elefante, além de analisar os benefícios econômicos e ambientais dessa prática.

O sistema de fertirrigação utilizado consistiu na aplicação de efluente de tratamento preliminar de esgoto doméstico por sulcos. Cada parcela experimental tinha uma área de 72 m² (30 x 2,4 m), com três sulcos e quatro linhas de cultivo. Os sulcos tinham 0,20 m de profundidade e foram mantidos em nível, sem declividade de fundo, para garantir a distribuição uniforme do efluente. O monitoramento do experimento ocorreu durante um ciclo de cultivo de seis meses. A lâmina de aplicação foi estabelecida para fornecer 300 kg/ha.ano de sódio (Na) via EDP, e a necessidade hídrica das plantas foi complementada com água da rede de abastecimento.

Os resultados mostraram que o uso de EDP na fertirrigação foi eficiente em suprir as necessidades nutricionais do capim-elefante, fornecendo 100% do fósforo (P₂O₅), 33% do potássio (K₂O) e 93% do nitrogênio (N) requeridos pela cultura. Além disso, a fertirrigação com EDP proporcionou uma economia financeira significativa, com uma redução de US\$ 445,00/ha nos custos de adubação e US\$ 6,00/ha nos custos de irrigação, totalizando uma economia de US\$ 630,00/ha. Em termos de uso de água, houve uma economia de 58% em relação à irrigação convencional.

O estudo conclui que a fertirrigação com efluente do tratamento preliminar de esgoto doméstico é uma prática eficiente e sustentável para a nutrição do capim-elefante. Essa prática não apenas reduziu a necessidade de adubação química, mas também promoveu uma economia financeira significativa e contribuiu para a

conservação de água e a reciclagem de nutrientes. Esses resultados destacam a viabilidade do uso de efluente tratado na fertirrigação de culturas agrícolas, demonstrando que essa abordagem pode ser uma alternativa sustentável para a gestão de recursos hídricos e a produção agrícola eficiente.

O estudo de Pletsch (2012) investiga a eficiência da irrigação por sulcos utilizando efluente de esgoto doméstico tratado (EET) na cultura do milho (*Zea mays* L.). O experimento foi conduzido na Fazenda de Ensino, Pesquisa e Produção Lageado da Faculdade de Ciências Agrônomicas (FCA/UNESP), Campus de Botucatu, São Paulo, Brasil. A pesquisa teve como objetivo avaliar os impactos da utilização de EET na produtividade do milho e nas propriedades químicas do solo.

O sistema de irrigação por sulcos utilizado no experimento envolvia sulcos com profundidade de 15 cm, formato triangular e largura de 30 cm. Cada parcela experimental tinha 1600 m², totalizando 8 linhas de plantio por tratamento (TA - tratamento com água e TE - tratamento com efluente). A irrigação foi feita em sulcos nivelados, sem declividade de fundo, ao longo de uma safra de maio a setembro de 2011. O efluente utilizado foi cedido pela Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) da SABESP, contendo em média 94,90 mg/L de nitrogênio, 90,34 mg/L de fósforo e 46,67 mg/L de potássio, entre outros nutrientes.

Os resultados do estudo mostraram que a produtividade do milho foi 50% maior no tratamento com efluente (TE) em comparação ao tratamento com água (TA). Além disso, os valores médios dos atributos das plantas, como altura, comprimento e diâmetro das espigas, foram significativamente maiores no TE. No que diz respeito à composição do solo, houve um aumento significativo na matéria orgânica e no manganês nas áreas irrigadas com EET, enquanto a maioria dos outros atributos químicos do solo (como fósforo, potássio, cálcio e magnésio) não foi influenciada pelo uso de EET.

As conclusões do estudo apontam que a irrigação com efluente de esgoto tratado é vantajosa para a cultura do milho, aumentando significativamente a produtividade e melhorando alguns atributos do solo. Além disso, a prática é sustentável, proporcionando economia de água e fertilizantes, além de reduzir a carga de poluentes lançados nos corpos d'água.

Este estudo demonstra a viabilidade e os benefícios do uso de efluente de esgoto tratado na irrigação agrícola, especificamente na cultura do milho, contribuindo para práticas agrícolas mais sustentáveis e eficientes. A utilização de EET não apenas otimiza o uso de recursos hídricos, mas também recicla nutrientes valiosos, promovendo um ciclo agrícola mais ecológico e economicamente viável.

O estudo de Santos *et al.* (2017) avalia os efeitos da fertirrigação com águas residuárias tratadas (AR) nas propriedades químicas do solo e na produtividade agrícola em uma área experimental em Janaúba, Minas Gerais, Brasil. O objetivo principal foi investigar a eficiência da AR em fornecer potássio para culturas e reduzir a demanda por água doce e nutrientes minerais. O experimento foi conduzido na área experimental da Companhia de Saneamento de Minas Gerais (COPASA), utilizando águas residuárias tratadas provenientes de uma estação de tratamento com reator anaeróbio de fluxo ascendente e lagoas de maturação.

O sistema de fertirrigação por gotejamento foi aplicado em parcelas experimentais de 5,9 m de comprimento e 5,4 m de largura, com seis linhas de cultivo. As amostras de solo foram coletadas até 0,8 m de profundidade, com análises em camadas de 0-0,2 m, 0,2-0,4 m, 0,4-0,6 m e 0,6-0,8 m. O experimento abrangeu o cultivo de milho (novembro de 2012 a fevereiro de 2013), algodão (junho a novembro de 2013) e feijão (abril a junho de 2014), com avaliação das propriedades do solo após a colheita do feijão. Os tratamentos incluíram doses de AR fornecendo 50%, 100%, 150% e 200% da recomendação de potássio para as culturas, além de um controle com fertilização convencional.

Os resultados demonstraram que a fertirrigação com AR supriu cerca de 50% da demanda de água, nitrogênio e fósforo para o feijão e forneceu até 200% da recomendação de potássio, resultando em economias significativas de água e fertilizantes. A produtividade das culturas aumentou significativamente com a aplicação de AR. No entanto, o pH do solo aumentou linearmente com as doses de AR, atingindo 6,5 na camada de 0-0,2 m. A concentração de sódio trocável no solo também aumentou linearmente com as doses de AR, afetando a estrutura do solo e potencialmente ameaçando o equilíbrio do sistema solo-planta com uso contínuo. Não houve aumento significativo na matéria orgânica do solo nem na disponibilidade de outros nutrientes, exceto sódio.

As conclusões indicam que a fertirrigação com AR é eficaz em fornecer potássio e reduzir a necessidade de água doce e fertilizantes minerais, melhorando a produtividade agrícola. Contudo, a aplicação contínua de AR pode aumentar a concentração de sódio no solo, necessitando de monitoramento e manejo cuidadoso para evitar problemas de salinidade e sodicidade. O uso de AR na agricultura é uma prática sustentável, proporcionando benefícios econômicos e ambientais, mas requer cuidados específicos para garantir a qualidade do solo a longo prazo. Este estudo demonstra a viabilidade e os benefícios do uso de águas residuárias tratadas na fertirrigação de culturas agrícolas, destacando a importância de práticas de manejo adequadas para manter a saúde do solo e a produtividade das culturas.

AVALIAÇÃO QUANTITATIVA DE RISCO MICROBIOLÓGICO: MEDINDO O IMPACTO SANITÁRIO DO REUSO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS NA SAÚDE HUMANA

A Avaliação Quantitativa de Risco Microbiológico (AQRM) é uma metodologia importante para avaliar os impactos sanitários associados ao reuso de águas residuárias tratadas, especialmente em aplicações agrícolas como a fertirrigação. A AQRM fornece uma estrutura científica para quantificar os riscos à saúde humana decorrentes da exposição a patógenos presentes nas águas residuárias, permitindo uma gestão mais informada e segura dessas práticas (WHO, 2006). A metodologia envolve a análise de dados sobre a presença e concentração de patógenos, combinada com informações sobre os hábitos de exposição humana, para estimar a probabilidade de infecções e doenças. Esta abordagem é fundamental para garantir que as práticas de reuso de águas residuárias não comprometam a saúde pública. A World Health Organization (WHO) recomenda a aplicação da AQRM para gerenciar os riscos associados ao reuso de águas residuárias na agricultura, proporcionando diretrizes que ajudam a estabelecer níveis seguros de exposição (WHO, 2006).

Metodologia da AQRM

A metodologia da AQRM compreende quatro etapas principais: identificação de perigos, avaliação da exposição, caracterização do risco e gerenciamento do risco.

Na identificação de perigos, são determinados os patógenos potenciais presentes nas águas residuárias que podem causar riscos à saúde humana, como bactérias (*Escherichia coli*), vírus (*Rotavírus*) e parasitas (*Cryptosporidium*) (Haas *et al.*, 2014). A avaliação da exposição determina a quantidade e frequência de contato humano com esses patógenos, analisando os modos de exposição, como ingestão de água contaminada, contato direto com o solo irrigado e consumo de produtos agrícolas regados com essas águas (Schoen e Ashbolt, 2010).

Na caracterização do risco, estima-se a probabilidade de ocorrência de doenças a partir da exposição identificada, utilizando modelos de dose-resposta que relacionam a dose de patógenos ingeridos à resposta adversa na saúde (Haas *et al.*, 2014). Finalmente, o gerenciamento do risco envolve a implementação de medidas para mitigar os riscos identificados, como o aprimoramento dos processos de tratamento de efluentes, a aplicação de barreiras adicionais para reduzir a exposição e a promoção de práticas agrícolas seguras (WHO, 2006).

Aplicações e Estudos de Caso

Estudos têm demonstrado a eficácia da AQRM na gestão dos riscos associados ao reuso de águas residuárias. Por exemplo, em um estudo realizado na Espanha, a AQRM foi utilizada para avaliar os riscos microbiológicos na irrigação de hortaliças com águas residuárias tratadas. Os resultados indicaram que, com tratamentos adequados e práticas agrícolas seguras, os riscos podem ser reduzidos a níveis aceitáveis, garantindo a segurança alimentar e a saúde pública (Blumenthal *et al.*, 2000). Outro exemplo vem de Israel, onde a AQRM ajudou a definir padrões de segurança para o uso de águas residuárias tratadas na irrigação de citrus. A aplicação de medidas de controle baseadas nos resultados da AQRM permitiu a utilização segura dessas águas, beneficiando a agricultura e preservando a saúde dos consumidores (Friedler, 2001).

Apesar de suas vantagens, a aplicação da AQRM enfrenta desafios, incluindo a necessidade de dados detalhados e a complexidade dos modelos de risco. No entanto, avanços na coleta de dados e nas tecnologias de modelagem continuam a melhorar a precisão e a utilidade da AQRM. A integração dessa metodologia em políticas de reuso de águas residuárias é essencial para garantir práticas seguras e

sustentáveis. A AQRM é uma ferramenta indispensável para medir e gerenciar os impactos sanitários do reuso de águas residuárias na agricultura. Ao fornecer uma base científica para a tomada de decisões, a AQRM ajuda a garantir que as práticas de fertirrigação sejam seguras, protegendo a saúde humana e promovendo a sustentabilidade agrícola (Jaramillo e Restrepo, 2017; Mbanga *et al.*, 2020; Hajare *et al.*, 2021).

Apesar de serem consideradas viáveis do ponto de vista agrônômico, as águas residuárias tratadas e os subprodutos resultantes, como o lodo, apresentam desafios em relação aos riscos químicos e microbiológicos associados à sua utilização na agricultura. Estudos realizados por diversos autores, como Christou *et al.* (2017), Farahat *et al.* (2017), Gros *et al.* (2010), Hernando *et al.* (2006), Khalid *et al.* (2018), Liu *et al.* (2020) e Moazeni *et al.* (2017), têm destacado a presença de poluentes como metais pesados, fármacos, surfactantes e patógenos nos efluentes tratados. Essa situação ocorre devido ao fato de que, na maioria dos casos, as tecnologias de tratamento de efluentes não foram projetadas para remover esses poluentes específicos. Portanto, é necessário realizar avaliações rigorosas para quantificar os riscos associados a essas aplicações agrícolas. Essas avaliações são essenciais para garantir a segurança ambiental e a proteção da saúde humana, considerando os potenciais efeitos adversos que esses poluentes podem causar no solo, na água e nos organismos vivos presentes nos ecossistemas agrícolas.

Doenças Infecciosas e a Vigilância das Águas Residuárias

As doenças infecciosas transmitidas pela água representam uma das principais ameaças à saúde pública global, mesmo com os avanços significativos nas tecnologias de tratamento de águas residuárias (Shannon *et al.*, 2007). O cenário atual de mudanças climáticas e rápido crescimento populacional tem contribuído para o surgimento de novos patógenos e o ressurgimento de infecções anteriormente controladas, além do aumento da resistência antimicrobiana (Sims e Kasprzyk-Hordern, 2020). A vigilância das águas residuárias tem mostrado resultados promissores no potencial de previsão de surtos de doenças (Hellmér *et al.*, 2014).

A Tabela 1 apresenta as principais doenças transmitidas pela água contaminada, classificadas de acordo com os organismos patogênicos responsáveis.

Tabela 1 - Principais doenças transmitidas pela água contaminada, de acordo com o organismo patogênico.

ORGANISMOS	DOENÇAS	AGENTE CAUSADOR	SINTOMAS/MANIFESTAÇÕES
Bactérias	Disenteria bacilar (Shigelose)	<i>Shigella dysenteriae</i>	Diarreia grave
	Enterite por <i>Campylobacter</i>	<i>Campylobacter jejuni</i> , <i>Campylobacter coli</i>	Diarréia, dor abdominal, mal-estar, febre, náusea, vômito
	Cólera	<i>Vibrio cholerae</i>	Diarréia extremamente pesada, desidratação, alta taxa de mortalidade
	Gastroenterite	<i>Escherichia coli</i> - enteropatogênica	Diarreia
	Leptospirose	<i>Leptospira</i> - várias espécies	Icterícia, febre
	Febre paratifóide	<i>Salmonella</i> - várias espécies	Febre, diarréia, mal-estar, dor de cabeça, aumento do baço, envolvimento de tecidos e intestinos linfóides
	Salmonella	<i>Salmonella</i> - várias espécies	Febre, náusea, diarreia
	Febre tifoide	<i>Salmonella typhi</i>	Febre alta, diarréia, ulceração do intestino delgado
Protozoário	Disenteria amebiana	<i>Entamoeba histolytica</i>	Diarréia prolongada com sangramento, abscessos do fígado e intestino delgado
	Giardíase	<i>Giardia lamblia</i>	Diarréia leve a grave, náusea, indigestão, flatulência
	Criptosporidiose	<i>Cryptosporidium</i>	Diarreia
	Balantidíase	<i>Balantidium coli</i>	Diarreia, disenteria
Vírus	Hepatite infecciosa	Vírus da hepatite A	Icterícia, febre
	Doença respiratória	Adenovírus - vários tipos	Doença respiratória
	Gastroenterite	Enterovírus, Norwalk, rotavírus etc. - várias espécies	Diarréia leve à forte, vômito
	Meningite	Enterovírus	Febre, vômito, rigidez do pescoço
	Poliomielite (paralisia infantil)	Poliomelitis virus	Paralisia, atrofia
Helmintos	Ascaridíase	<i>Ascaris lumbricoides</i>	Manifestações pulmonares, deficiência nutricional, obstrução intestinal ou outro órgão

ORGANISMOS	DOENÇAS	AGENTE CAUSADOR	SINTOMAS/MANIFESTAÇÕES
	Tricuríase	<i>Trichuris trichiura</i>	Diarréia, fezes mucóides com sangue, prolapso retal

Fonte: Adaptado de VON SPERLING (2007).

A avaliação de risco microbiológico fornece uma abordagem científica para estimar prospectivamente a segurança de alimentos e atividades que podem expor os indivíduos a microrganismos patogênicos. A infectividade dos microrganismos patogênicos desempenha um papel decisivo na transmissão de doenças infecciosas em populações suscetíveis. A infecciosidade é geralmente estimada por meio de estudos de dose-resposta em voluntários humanos ou por meio de modelos baseados em surtos com uma relação dose-resposta ajustada (Teunis *et al.*, 2008).

Diretrizes da WHO e a Métrica DALY

A World Health Organization (WHO), em 2006, publicou diretrizes para o uso seguro de águas residuárias, excrementos e águas cinzas. O volume 1 dessas diretrizes trata dos aspectos políticos e regulatórios, estabelecendo um nível de proteção à saúde para uma determinada exposição, com base em uma métrica padrão de doença de 10^{-6} Anos de Vida Ajustados por Incapacidade (DALYs) por pessoa, por ano (pppy) (WHO, 2006).

O Ano de Vida Ajustado por Incapacidade (DALY) combina o impacto da mortalidade e da incapacidade em um único índice, permitindo a comparação do ônus das doenças relacionadas à água, saneamento e higiene com o ônus de outros fatores ou doenças (Prüss *et al.*, 2002). Diversos perigos na água estão associados a uma variedade de resultados adversos à saúde. Alguns desses desfechos são agudos, como diarreia, enquanto outros têm um curso mais prolongado, como a hepatite infecciosa, que pode persistir por semanas. Além disso, alguns desfechos são potencialmente graves, como a febre tifoide, enquanto outros são tipicamente leves, como dores abdominais.

A unidade DALY, ou "Anos de Vida Ajustados por Incapacidade" (Disability-Adjusted Life Years), é uma medida usada em saúde pública para quantificar a carga total de doença causada por uma doença específica, condição de saúde ou fatores de

risco. Essa medida é bastante prática, pois combina em um único indicador as perdas de vida devido a morte prematura e as perdas de vida saudável devido a incapacidades (Sassi, 2006).

Os componentes do DALY são: Anos de Vida Perdidos (YLLs), calculados a partir do número de mortes prematuras multiplicado pela diferença entre a expectativa de vida e a idade de morte, e Anos Vividos com Incapacidade (YLDs), calculados multiplicando o número de pessoas vivendo com uma doença ou condição de saúde por um fator que estima a gravidade da incapacidade causada pela condição. Os DALYs são geralmente apresentados como a soma dos YLLs e YLDs, representando a quantidade de anos "perdidos" devido à doença ou incapacidade. Um DALY pode ser entendido como um ano de vida saudável perdido (Hilderink *et al.*, 2020; Paalanen *et al.*, 2020).

Quando se lê " 10^{-6} DALYs pppy", isso significa 0,000001 DALYs por pessoa por ano. Traduzindo isso para um cenário mais amplo: em uma cidade de um milhão de pessoas, multiplicando 0,000001 DALYs pelo número de habitantes (1.000.000), resulta em 1 DALY por ano para toda a cidade. Isto indica que, em média, a cidade como um todo perde um ano de vida saudável por ano devido a uma doença ou condição de saúde específica relacionada à qualidade da água usada para irrigação, conforme o critério de qualidade estabelecido pela WHO (WHO, 2022).

No contexto das diretrizes de qualidade da água para irrigação, a WHO usa os DALYs para estabelecer um nível de risco aceitável globalmente, considerando que este nível de carga de doença (1 DALY perdido por ano em uma população de um milhão) é considerado baixo e aceitável para políticas públicas. Este uso dos DALYs permite aos formuladores de políticas e pesquisadores avaliar o impacto das intervenções de saúde pública ou mudanças nas práticas de manejo de água, como o tratamento de águas residuárias para reuso na irrigação, destacando o potencial de redução da carga global de doença (WHO, 2020).

A Avaliação Quantitativa de Riscos Microbiológicos (AQRM) tem sido amplamente utilizada para avaliar o risco de infecção por patógenos, utilizando modelos baseados em dados quantitativos sobre os patógenos de interesse. No entanto, diversos fatores físicos e ambientais podem influenciar a confiabilidade do uso de organismos indicadores na avaliação de risco microbiológico (Owusu-Ansah *et*

al., 2017). O modelo AQRM estima o risco de infecção por diferentes patógenos, levando em consideração a dose-resposta já estabelecida e os múltiplos meios de exposição ao risco (FAO e WHO, 2003).

Estudos Recentes

O estudo de Gonçalves *et al.* (2021) avalia o risco microbiológico associado ao reuso não potável de águas cinzas tratadas por filtros anaeróbios associados a *Wetlands* construídos verticais. O objetivo principal foi investigar, através da abordagem AQRM, o risco de infecção por rotavírus, *Campylobacter* spp. e *Cryptosporidium* spp. decorrentes da ingestão de aerossóis durante a irrigação de jardins ou a descarga de vasos sanitários.

O sistema de tratamento utilizado no experimento consistiu em uma planta composta por um filtro anaeróbio de fluxo ascendente (UAF) seguido por *Wetlands* construídos verticais (WCV), localizada na Universidade Federal do Espírito Santo (UFES), em Vitória, Brasil. O efluente tratado era proveniente de águas cinzas de lavatórios (7%), chuveiros (29%) e máquinas de lavar (64%). O filtro anaeróbio possuía um volume de 540 L (0,6 m x 0,6 m x 1,5 m) e uma profundidade de 1,5 m, enquanto o *Wetlands* vertical (WCV) tinha um volume de leito de 1,54 m³ (1,17 m x 2,19 m x 0,6 m) e profundidade de 0,6 m. O monitoramento foi realizado ao longo de 12 meses, com taxas hidráulicas variando entre 0,2 m³/m²/dia e 0,8 m³/m²/dia.

Os resultados mostraram que o sistema UAF + WCV foi capaz de reduzir 1 Log₁₀ de *E. coli*, mas não atingiu os padrões brasileiros de qualidade para reuso. A remoção de DQO variou de 83% a 88%, enquanto a remoção de DBO variou de 48% a 59%. A turbidez variou de 5,3 a 7,0 NTU. As concentrações médias de coliformes totais e *E. coli* no efluente do WCV ficaram entre $5,9 \times 10^2$ e $7,1 \times 10^2$ MPN/100 mL.

A avaliação de risco microbiológico utilizando a abordagem AQRM indicou que, sem tratamento adicional, o risco de infecção anual por rotavírus estava acima do limite recomendado de 10^{-4} pppy. Para *Campylobacter* spp., o risco foi ligeiramente acima do limite recomendado para irrigação de jardins ($1,06 \times 10^{-4}$ pppy) e descarga de vasos sanitários ($1,91 \times 10^{-4}$ pppy). Já o risco de infecção por *Cryptosporidium* spp. ficou abaixo do limite recomendado.

A inclusão de um pós-tratamento com filtro de areia pressurizado (PSF) seguido de cloração (Cl) foi eficiente em reduzir os riscos de infecção a níveis aceitáveis para todos os patógenos avaliados. Houve uma redução significativa do risco de infecção por *Rotavirus* e *Campylobacter spp.*, enquanto a redução do risco de infecção por *Cryptosporidium spp.* foi menos significativa devido à menor eficiência do cloro contra este patógeno.

As conclusões do estudo destacam a necessidade de uma etapa de desinfecção adicional para garantir a qualidade microbiológica da água tratada para reuso não potável. Além disso, sugerem que a utilização de *E. coli* como indicador de risco microbiológico pode não ser apropriada em sistemas de reuso de águas cinzas, apontando a necessidade de indicadores alternativos mais representativos. Este estudo reforça a importância de tratamentos complementares e uma análise de risco abrangente para garantir a segurança no reuso de águas cinzas tratadas.

O estudo de da Silva Santos *et al.* (2024), teve como objetivo avaliar a viabilidade econômica e a segurança do tratamento de águas residuárias para produção de água para reuso não potável. O estudo combinou avaliação quantitativa de risco microbiológico (AQRM) e metodologias de valor presente líquido (VLP), analisando cinco cidades do estado de Mato Grosso do Sul (MS), Brasil.

Na metodologia, a AQRM foi aplicada para identificar riscos de contaminação, enquanto a análise de viabilidade econômica utilizou a metodologia de VLP, considerando receitas tarifárias e venda de água reciclada. A projeção de crescimento populacional até 2035 foi usada para estimar os investimentos necessários para a universalização do serviço de esgoto. Os cenários analisados incluíram limpeza de ruas, desobstrução de redes de esgoto, irrigação de culturas e atividades industriais.

Os principais resultados e discussão abordaram tanto a viabilidade econômica quanto a AQRM. Na viabilidade econômica, os períodos de retorno variaram de 3 a mais de 15 anos, sendo os cenários mais viáveis aqueles com reuso de água no máximo potencial. Cenários otimistas apresentaram uma melhora média de 33,2% no VLP em relação ao cenário base sem reuso de água. Municípios com maior índice de serviço, como Campo Grande, tiveram períodos de retorno mais curtos, enquanto Corumbá apresentou os piores resultados devido aos altos custos operacionais projetados.

Na AQRM, o descarte em rios mostrou alto risco de infecção no primeiro dia após o descarte de efluentes tratados secundariamente, com uma redução significativa do risco após cinco dias. Efluentes tratados terciariamente apresentaram riscos muito menores. No reuso para limpeza de ruas e desobstrução de esgotos, trabalhadores enfrentaram maior risco, principalmente pela ingestão de gotículas de água, mas o uso de máscaras e luvas pode reduzir significativamente os riscos, potencialmente eliminando a necessidade de tratamento terciário. Nas atividades industriais, os riscos de infecção foram similares aos cenários de limpeza de ruas e desobstrução de esgotos, com a adição de irrigação de espaços verdes dentro da indústria. Na irrigação de culturas, houve altos riscos de infecção para agricultores e consumidores de produtos agrícolas irrigados com efluentes tratados secundariamente, mas a incorporação do tratamento terciário reduziu significativamente esses riscos, tornando o reuso mais seguro.

A AQRM utilizou o patógeno *Escherichia coli* O157: H7, com concentrações variando entre 10^4 e 10^6 no efluente final das estações de tratamento de esgoto (ETE) em Campo Grande antes do tratamento terciário. A exposição ao efluente tratado foi considerada em seis cenários, incluindo limpeza de ruas, desobstrução de redes de esgoto, uso industrial e irrigação agrícola, considerando inalação de aerossóis, ingestão de gotículas e contato mão-boca como principais rotas de exposição. Utilizou-se o modelo de dose-resposta *beta-Poisson* para estimar a probabilidade de infecção, com N_{50} de $2,11 \times 10^6$ e α igual a $1,55 \times 10^{-1}$.

Os resultados obtidos mostraram que, no descarte em rios, o risco de infecção no primeiro dia após o descarte de efluentes tratados secundariamente foi alto, com DALY correspondente de $2,60 \times 10^{-4} \pm 1,90 \times 10^{-5}$, mas após cinco dias, os riscos foram significativamente reduzidos. Na limpeza de ruas e desobstrução de esgotos, os trabalhadores enfrentaram maior risco de infecção pela ingestão de gotículas, com a inalação de aerossóis também contribuindo para os riscos. O uso de máscaras e luvas pode reduzir significativamente esses riscos. Nas atividades industriais, os riscos foram semelhantes aos cenários de limpeza de ruas, com adição de riscos durante a irrigação de espaços verdes dentro da indústria, sendo reduzidos com o uso de tratamentos terciários. Na irrigação agrícola, houve altos riscos de infecção para agricultores e consumidores de vegetais irrigados com efluentes tratados

secundariamente, mas a adição de tratamento terciário reduziu significativamente esses riscos.

A conclusão do estudo é que a viabilidade econômica e os riscos de infecção variam conforme o nível de tratamento e uso pretendido do efluente tratado. Tratamentos terciários são altamente recomendados para reuso agrícola devido aos altos riscos de infecção associados ao uso de efluentes tratados secundariamente.

O estudo de Hamilton *et al.* (2006), teve como objetivo desenvolver modelos de avaliação quantitativa de risco microbiológico (AQRM) para estimar o risco anual de infecção por vírus entéricos associado ao consumo de vegetais crus irrigados com água cinza após um tratamento secundário e não desinfetada. As análises foram realizadas considerando diferentes cultivares de vegetais em propriedades comerciais na região de Boneo, nos arredores de Melbourne, Victoria, Austrália.

Na metodologia, a modelagem de risco microbiológico foi aplicada considerando diferentes cenários de tipo de cultura, concentração de vírus no efluente e tempo desde o último evento de irrigação. A avaliação da exposição utilizou dados sobre consumo diário obtidos da *Continuing Survey of Food Intakes by Individuals* do Departamento de Agricultura dos Estados Unidos (USDA), e os volumes de água retidos pelos vegetais durante a irrigação foram medidos experimentalmente. Utilizou-se o modelo *beta-binomial* para descrever a probabilidade de infecção dada a exposição a uma dose específica de vírus.

Os principais resultados indicam que o risco anual médio de infecção foi menor para pepino em comparação com brócolis, repolho e alface. Para diferentes combinações de tipo de cultura e qualidade do efluente, o risco anual de infecção variou de 10^{-3} a 10^{-1} quando a irrigação com água reciclada cessou 1 dia antes da colheita e de 10^{-9} a 10^{-3} quando cessou 2 semanas antes da colheita. Aplicando um coeficiente de decaimento viral mais agressivo, os riscos anuais de infecção satisfizeram o padrão de referência de $<10^{-4}$ (um caso de infecção ou menos por 10.000 pessoas por ano) desde que 14 dias tenham decorrido desde a irrigação com água reciclada.

A sensibilidade dos modelos mostrou que a variação na quantidade de produto consumido teve o efeito mais significativo sobre a incerteza total da estimativa do risco anual de infecção. A influência da variação na concentração de vírus na água de

irrigação sobre o risco anual de infecção diminuiu ao longo do tempo para alguns efluentes, mas aumentou para outros, destacando a importância da qualidade do efluente na estimativa final do risco.

Na discussão, a mitigação de riscos destacou a prática de um período de abstinência de água residuária antes da colheita como uma técnica potencialmente útil para mitigar riscos. Práticas pós-colheita, como lavagem e desinfecção, bem como preparação de alimentos (lavagem, descascamento e cozimento), podem reduzir substancialmente os riscos. O estudo também enfatizou a importância de considerar a variabilidade entre diferentes cultivares e a influência da arquitetura da planta na taxa de decaimento viral.

A conclusão do estudo fornece uma base útil para a gestão de riscos associados à irrigação de culturas hortícolas com efluente secundário. Modelos AQRM podem ser refinados e ajustados para acomodar diferentes cenários, como a adição de tratamentos terciários e desinfecção, fornecendo uma ferramenta determinante para garantir a segurança no consumo de vegetais crus irrigados com água reciclada.

O estudo de Shi *et al.* (2018), teve como objetivo avaliar os riscos à saúde pública associados ao reúso de águas cinzas tratadas com uma simples microfiltração reduzindo 4 log₁₀ de *E. coli*, sem desinfecção, para dois cenários específicos: descarga de vasos sanitários e irrigação de culturas alimentares. A avaliação foi conduzida para estimar os riscos de infecção por *E. coli* patogênica, com dados coletados de residências em várias regiões, incluindo EUA, Inglaterra, França, Austrália, Hungria e Uganda.

Na metodologia, a identificação de perigos focou em *E. coli* patogênica, enquanto a avaliação de exposição utilizou simulação de Monte Carlo para modelar a exposição humana a diferentes cenários com base no comportamento humano. Aplicou-se o modelo *beta-Poisson* para estimar a probabilidade de infecção, e a caracterização do risco envolveu o cálculo dos riscos anuais de infecção e das cargas de doenças, comparados com *benchmarks* da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (US EPA) e da WHO.

Os principais resultados indicam que, para a descarga de vasos sanitários, o risco anual de infecção variou entre $8,8 \times 10^{-15}$ e $8,3 \times 10^{-11}$ por pessoa por ano (pppy), muito abaixo do benchmark da EPA de $\leq 10^{-4}$ pppy. A carga de doença variou

entre $7,6 \times 10^{-19}$ e $7,3 \times 10^{-15}$ DALYs pppy, abaixo do *benchmark* da WHO de $\leq 10^{-6}$ DALYs pppy. Constatou-se que a água cinza de todas as fontes domésticas (banheiro, lavanderia e cozinha) pode ser usada com segurança para descarga de vasos sanitários após um tratamento simples de microfiltração.

Para a irrigação de culturas alimentares, os riscos de infecção anual para água cinza tratada de banheiro e lavanderia estavam dentro dos níveis aceitáveis da US EPA ($\leq 10^{-4}$ pppy) e da WHO ($\leq 10^{-6}$ DALYs pppy). No entanto, a água cinza da cozinha não é adequada para irrigação de culturas alimentares devido aos altos riscos de infecção ($4,9 \times 10^{-6}$ pppy; $4,3 \times 10^{-10}$ DALYs pppy).

Na discussão, a mitigação de riscos destacou que a microfiltração é suficiente para reduzir os riscos a níveis aceitáveis para a maioria dos usos não potáveis, embora a água cinza da cozinha exija um tratamento mais rigoroso. As principais incertezas do modelo incluem a concentração de *E. coli* patogênica e as variações nos hábitos domésticos que afetam a qualidade da água cinza. As implicações do estudo sugerem que o reúso de água cinza pode ser uma prática segura e sustentável, desde que sejam aplicados tratamentos adequados e considerados os riscos específicos de cada fonte de água cinza.

Em Gana, onde a disponibilidade de água potável é escassa, o uso de águas residuárias na agricultura é particularmente comum nas cidades mais populosas e em suas proximidades. Owusu-Ansah *et al.* (2017) buscou melhorar as estimativas do modelo de Avaliação Quantitativa de Risco Microbiológico (AQRM) utilizando dados de campo e valores relatados na literatura. O estudo compara a conversão da razão do indicador fecal e cópias do genoma do vírus para estimar a dose de exposição, focando na irrigação de vegetais com águas residuárias em áreas urbanas e periurbanas de Gana.

A metodologia (Owusu-Ansah *et al.*, 2017) envolveu a avaliação da exposição por meio de um modelo desenvolvido para estimar a dose de *norovirus* a que os consumidores estão expostos através do consumo de alface e repolho irrigados com águas residuárias. Dados sobre o consumo diário de vegetais e volumes de água retidos durante a irrigação foram utilizados. A concentração de *norovirus* nas águas residuárias foi determinada usando tanto a razão de conversão do indicador fecal *E. coli* (*E. coli*:*Norovirus* 1:10⁻⁵) quanto dados de cópias do genoma do vírus. Para a

modelagem da resposta à dose, aplicou-se o modelo *beta-Poisson* para estimar a probabilidade de infecção, e a caracterização do risco foi realizada calculando-se o risco anual de infecção e a carga de doenças, comparados aos benchmarks da US EPA e da WHO usando o DALY.

Os principais resultados mostraram que o risco anual de infecção variou entre $9,2 \times 10^{-1}$ e $9,4 \times 10^{-1}$ usando cópias do genoma do *norovirus*, enquanto o método de conversão do indicador fecal forneceu um intervalo semelhante de $8,8 \times 10^{-1}$ a $9,1 \times 10^{-1}$. Esses valores excedem os limites de segurança estabelecidos pela US EPA e WHO. A carga anual de doenças variou entre $1,8 \times 10^{-5}$ e $6,7 \times 10^{-5}$ DALYs usando cópias do genoma do *norovirus*, enquanto a conversão do indicador fecal apresentou uma carga entre $1,4 \times 10^{-8}$ e $3,7 \times 10^{-6}$ DALYs. A análise de sensibilidade indicou que a qualidade da água e o volume de água retido pelos vegetais foram os parâmetros que mais influenciaram o risco de doença (Owusu-Ansah *et al.*, 2017).

A discussão no estudo de Owusu-Ansah *et al.* (2017) foi sobre a comparação de métodos, destacando que o uso de cópias do genoma do *norovirus* para estimar o risco apresentou cargas de doenças significativamente maiores do que o uso da razão de conversão do indicador fecal. Em alguns casos, as diferenças foram de até duas ordens de magnitude. As implicações para a saúde pública sugerem que a utilização de dados específicos do patógeno, em vez de indicadores fecais, pode fornecer estimativas mais realistas do risco de saúde. No entanto, as estimativas baseadas em cópias do genoma do *norovirus* são conservadoras e podem subestimar a carga real de doenças.

Eregno *et al.* (2017) avaliou o risco de infecção por patógenos, incluindo *Cryptosporidium*, *Campylobacter* e *Norovirus*, associados à produção e consumo de alface irrigada com águas cinzas tratadas por meio de duas tecnologias integradas, sendo um sistema de biofiltro (coluna de filme fixo não saturado primário, e um clarificador secundário) e polido por um sistema de infiltração (1,1 m de filtralite com 2-4 mm; 0,3 m de carvão ativado; 1,0 m de filtralite 0,8-1,6 mm) que resultou em uma redução de 5,1 log10 para *E. coli*. A metodologia utilizada envolve a AQRM, que integra diversas etapas para estimar os riscos de infecção e a carga de doenças.

A primeira etapa envolve a estimativa de patógenos de referência, onde a concentração de *E. coli* foi usada como indicador de contaminação microbiológica nas

diferentes etapas do tratamento da água cinza. A partir desses dados, foram estimadas as concentrações dos patógenos de referência. Em seguida, foram considerados os caminhos de exposição, incluindo a ingestão rotineira e acidental durante as atividades de irrigação e colheita, além da ingestão deliberada durante o consumo de alface.

Para modelagem da resposta à dose, utilizou-se o modelo *beta-Poisson* para *Campylobacter* e *Norovirus*, e o modelo exponencial para *Cryptosporidium*. A caracterização do risco foi realizada integrando as informações de concentração de patógenos, dose de exposição e resposta à dose, para calcular a probabilidade anual de infecção e a carga de doença (DALYs).

Os resultados mostraram que a concentração final dos patógenos no sistema de irrigação foi significativamente reduzida devido às etapas de tratamento. Por exemplo, a concentração de *Cryptosporidium* foi reduzida para $4,7 \times 10^{-4}$ oocistos/100 mL. A probabilidade anual de infecção variou dependendo do patógeno e do cenário de exposição: para *Cryptosporidium*, variou de $1,4 \times 10^{-10}$ a $2,8 \times 10^{-8}$; para *Campylobacter*, de $7,8 \times 10^{-13}$ a $8,2 \times 10^{-9}$; e para *Norovirus*, de $1,3 \times 10^{-10}$ a $3,5 \times 10^{-8}$. Os valores de DALYs para os três patógenos estavam todos abaixo do *benchmark* da WHO de 10^{-6} DALYs por pessoa por ano, indicando que os riscos à saúde são insignificantes.

A discussão do artigo demonstra que, com um tratamento adequado, o uso de água cinza tratada para irrigação hidropônica de alface em um sistema de parede verde apresenta riscos microbiológicos baixos e dentro dos limites aceitáveis de segurança. A inclusão de etapas de tratamento eficientes é decisivo para garantir a segurança microbiológica da água usada na produção de alimentos.

Mok *et al.* (2014) avaliou os riscos de saúde associados ao uso de águas residuárias tratadas para irrigação de vegetais, com foco específico no *norovirus*. Este estudo visa preencher a lacuna de conhecimento sobre os riscos de saúde para diferentes vegetais, além de alface, utilizando o modelo AQRM.

Realizado em Shepparton, uma cidade regional na Austrália conhecida por seu significativo papel na produção de alimentos, o estudo adotou uma metodologia abrangente para alcançar seus objetivos. Primeiramente, foi construída uma modelagem de risco microbiológico (AQRM) para estimar a carga de doença anual de

norovirus associada ao consumo de alface, brócolis, repolho, vegetais asiáticos e pepino irrigados com águas residuárias tratadas. Para a estimativa de concentração de patógenos, utilizou-se *E. coli* como indicador para determinar a concentração de *norovirus* no esgoto bruto. Na avaliação da exposição, o modelo incluiu a quantidade de água capturada pelos vegetais durante a irrigação e o consumo diário per capita desses vegetais. A modelagem da resposta à dose utilizou o modelo *beta-Poisson* para estimar a probabilidade de infecção. Finalmente, a caracterização do risco envolveu o cálculo da probabilidade anual de infecção e da carga de doença (DALYs) para diferentes cenários de tratamento de águas residuárias.

Os principais resultados do estudo destacaram a eficiência do tratamento das águas residuárias. Verificou-se que as lagoas de estabilização de águas residuárias sozinhas não foram suficientes para atingir o nível de risco aceitável estabelecido pela WHO. No entanto, a adição de tratamentos de desinfecção, como cloração, ozonização e irradiação UV, resultou em cargas de doença anuais dentro dos limites aceitáveis para o consumo de pepino e, em alguns casos, de brócolis. A carga de doença anual variou de $7,95 \times 10^{-5}$ a $2,34 \times 10^{-3}$ DALY pppy para os cenários apenas com lagoas de estabilização, enquanto os cenários com desinfecção adicional apresentaram cargas de doença significativamente menores, variando de $5,95 \times 10^{-8}$ a $8,63 \times 10^{-4}$ DALY pppy.

A variabilidade e sensibilidade do estudo indicaram que a remoção de vírus pelas lagoas de estabilização foi o fator mais influente na variabilidade do risco de infecção na população. A incerteza nos parâmetros de tratamento e na taxa de consumo também contribuiu significativamente para a variação do risco.

Na discussão, os autores sugerem várias medidas de mitigação de riscos. Melhorias nos métodos de tratamento, como períodos de abstinência mais longos ou a substituição da última irrigação por água potável, podem reduzir ainda mais os riscos. As descobertas têm implicações importantes para agricultores, gestores de recursos hídricos e formuladores de políticas em todo o mundo, destacando a necessidade de tecnologias avançadas de tratamento para garantir a segurança do uso de águas residuárias na agricultura.

Dada *et al.* (2021) avaliaram os riscos à saúde dos trabalhadores em estações de tratamento de águas residuárias (ETARs) devido à exposição ocupacional ao

SARS-CoV-2 através da inalação de aerossóis. Utilizando a AQRM, o estudo quantifica o risco de infecção em diferentes cenários de surto de COVID-19.

O estudo foi conduzido em ETARs na Nova Zelândia, abrangendo diferentes tipos de tratamento de águas residuárias. Na metodologia, a identificação de perigos e a avaliação da exposição consideraram a proporção da população infectada e a concentração de SARS-CoV-2 nas águas residuárias. Foram estimados o volume de água aerossolizada inalado pelos operadores e a viabilidade do vírus, que depende de temperatura e umidade. Para modelagem da resposta à dose, aplicou-se um modelo exponencial para estimar o risco de infecção. A caracterização do risco utilizou simulação de Monte Carlo para calcular os riscos de infecção em três cenários de surto (baixo, moderado e agressivo), assumindo que 0,03%, 0,3% e 3% da população estão infectadas, respectivamente.

Os principais resultados mostraram que a concentração de SARS-CoV-2 em águas residuárias variou de $1,7 \times 10^6$ a $4,1 \times 10^7$ cópias genômicas por mL (CG/mL). O risco anual de infecção variou conforme o cenário: no cenário baixo, houve 0,036 casos por 1.000 operadores; no cenário moderado, 0,32 casos por 1.000 operadores; e no cenário agressivo, 3,21 casos por 1.000 operadores. A viabilidade do SARS-CoV-2 em aerossóis foi influenciada pela umidade e temperatura, com maior sobrevivência em condições de alta umidade e temperaturas moderadas.

A discussão do artigo enfatiza a importância da mitigação de riscos. Recomenda-se o uso de equipamentos de proteção individual (EPIs) como máscaras e escudos faciais, além de barreiras físicas para reduzir a exposição a aerossóis. A eficácia dos tratamentos de águas residuárias em remover o vírus é variável e importante para reduzir os riscos de exposição. As políticas de saúde pública devem considerar a implementação de medidas de proteção baseadas em AQRMs para minimizar os riscos de infecção entre trabalhadores em ETARs durante pandemias.

Este estudo destaca a necessidade de estratégias robustas de gerenciamento de risco e políticas de proteção para trabalhadores em estações de tratamento de águas residuárias, especialmente em tempos de pandemia.

Zaneti *et al.* (2021) investigaram os riscos potenciais à saúde dos trabalhadores em estações de tratamento de águas residuárias (ETARs) associados ao SARS-CoV-

2. Utilizando a AQRM, o estudo avalia três cenários de COVID-19: moderado, agressivo e extremo.

O estudo foi conduzido em duas ETARs em Porto Alegre, Brasil: São João Navegantes e Serraria. Na metodologia, a identificação de perigos e a avaliação da exposição consideraram o SARS-CoV-2 devido à sua principal rota de entrada nas águas residuárias via fezes. As concentrações virais foram estimadas a partir de dados da literatura e ajustadas para condições ambientais específicas. Para a modelagem da resposta à dose, utilizou-se o modelo exponencial com $k = 4,1 \times 10^2$ para SARS-CoV-1 como patógeno substituto. A caracterização do risco envolveu o cálculo da probabilidade de infecção para trabalhadores da ETAR em diferentes cenários de pandemia, considerando a ingestão acidental de 1 mL de esgoto durante atividades de rotina.

Os principais resultados mostraram que as concentrações estimadas de SARS-CoV-2 no esgoto variaram de $4,14 \times 10^1$ a $5,23 \times 10^3$ CG/mL. O risco de infecção para o cenário moderado foi de $1,0 \times 10^{-4}$ pppy, para o cenário agressivo foi de $2,6 \times 10^{-3}$ pppy e para o cenário extremo foi de $1,3 \times 10^{-2}$ pppy. A avaliação de risco tolerável determinou que o risco derivado tolerável de infecção para SARS-CoV-2 foi de $5,5 \times 10^{-4}$ pppy, e os cenários agressivo e extremo apresentaram riscos acima desse valor, indicando uma necessidade urgente de estratégias de gerenciamento de risco.

A discussão do estudo destaca a importância da mitigação de riscos. Recomenda-se fortemente que os trabalhadores utilizem equipamentos de proteção individual (EPIs), como escudos faciais e máscaras. Sugere-se também a implementação de coberturas em tanques de tratamento e barreiras contra respingos para reduzir a exposição. As implicações para políticas ressaltam que a aplicação de planos de resposta a emergências (PREs) baseados na AQRM pode ajudar a proteger a saúde dos trabalhadores em ETARs durante pandemias como a COVID-19.

IMPACTOS AMBIENTAIS E A GESTÃO DE EFLUENTES: PERSPECTIVAS E SOLUÇÕES

O tratamento e reúso de efluentes são práticas fundamentais para a sustentabilidade ambiental e a conservação dos recursos hídricos, mas apresentam

desafios significativos que precisam ser gerenciados com soluções inovadoras e sustentáveis. O tratamento de efluentes visa remover contaminantes para proteger a saúde humana e o meio ambiente, mas pode gerar impactos ambientais adversos, como a produção de lodo de esgoto e subprodutos tóxicos que necessitam de descarte seguro (Tchobanoglous *et al.*, 2014). A liberação de efluentes tratados em corpos d'água pode levar à eutrofização, especialmente se o tratamento não remover eficientemente nutrientes como nitrogênio e fósforo, resultando em proliferação de algas que afetam a vida aquática. Estudos mostram que a concentração de nutrientes em efluentes tratados precisa ser rigorosamente controlada para prevenir tais impactos (Zouboulis e Tolkou, 2015; Smith *et al.*, 1999; Carpenter *et al.*, 1998).

O reuso de efluentes tratados, especialmente na agricultura, pode trazer benefícios significativos, mas também apresenta riscos ambientais, como a introdução de patógenos e contaminantes químicos no solo, afetando a qualidade do solo e a segurança dos alimentos. A variabilidade na qualidade dos efluentes tratados pode levar à acumulação de metais pesados e outros poluentes no solo (Toze, 2006; Angelakis *et al.*, 2018). Estudos indicam que a monitorização contínua e a aplicação de padrões rigorosos de qualidade da água são essenciais para minimizar os riscos associados ao reuso de efluentes (Pedrero *et al.*, 2010). Além disso, a adoção de práticas agrícolas seguras, como o uso de sistemas de irrigação por gotejamento, pode reduzir a exposição direta a patógenos e melhorar a eficiência do uso da água (Qadir *et al.*, 2010).

Para mitigar os impactos ambientais do tratamento e reuso de efluentes, é necessário adotar uma abordagem integrada de gestão. Isso inclui a implementação de tecnologias de tratamento avançadas, como a oxidação avançada e a filtração por membranas, que podem remover uma ampla gama de contaminantes (Shannon *et al.*, 2007). A combinação de diferentes tecnologias de tratamento, conhecida como tratamento combinado, também pode melhorar a eficiência e a eficácia do processo (Wu *et al.*, 2015). Além das tecnologias de tratamento, a gestão eficiente dos efluentes requer políticas robustas e regulamentações rigorosas. A implementação de padrões de qualidade da água e a exigência de monitoramento regular dos efluentes são essenciais para garantir a segurança e a sustentabilidade do reuso de efluentes (Lazarova e Bahri, 2005). A educação e a conscientização pública sobre os benefícios

e riscos do reuso de efluentes também são importantes para promover a aceitação social e a adoção de práticas seguras (Neumann *et al.*, 2024).

Um estudo de revisão da literatura sobre avaliação do ciclo de vida (LCA) mostra que as tecnologias de tratamento de efluentes, quando não devidamente gerenciadas, podem aumentar a demanda por eletricidade e produtos químicos, resultando em emissões ambientais adicionais (Mehmeti e Canaj, 2022). Portanto, é crucial que as estratégias de reuso de água incluam uma análise integrada do ciclo de vida para minimizar os impactos ambientais. O tratamento avançado de efluentes deve ser acompanhado de tecnologias que removam contaminantes tradicionais e micropoluentes emergentes, como metais pesados e produtos farmacêuticos, que podem ser prejudiciais ao meio ambiente e à saúde pública (Negi *et al.*, 2024). Para isso, é necessário investir em métodos de tratamento mais sofisticados e eficazes, como os sistemas de tratamento terciário, que utilizam processos avançados de filtração e desinfecção para assegurar a qualidade da água reutilizada (Pasqualino *et al.*, 2011).

Além disso, a aplicação de efluentes tratados na agricultura precisa ser cuidadosamente monitorada para evitar a contaminação do solo e da água subterrânea, garantindo que os níveis de nutrientes e contaminantes permaneçam dentro dos limites seguros (Khan *et al.*, 2022). O uso de avaliações de impacto ambiental e LCA pode ajudar a identificar os pontos críticos e orientar melhorias nas práticas de tratamento e reuso. Para a gestão eficiente dos efluentes, é mandatório implementar políticas públicas que incentivem o uso de tecnologias sustentáveis e promovam a educação e conscientização sobre os benefícios e desafios do reuso de efluentes. O apoio governamental, aliado a parcerias público-privadas, pode facilitar a adoção de práticas mais sustentáveis e inovadoras no tratamento de efluentes (Guerra-Rodríguez *et al.*, 2020).

METODOLOGIA

O *Wetland* Construído de Fluxo Vertical de Fundo Saturado (WCV-FS) é uma tecnologia de tratamento localizado no CETREVI - Centro de Treinamento da Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina (EPAGRI), no município de Videira, Santa Catarina, Brasil (latitude 26°58'48.47"S e longitude 51°11'38.09"O), conforme apresenta-se na Figura 12. Opera-se de segunda a sexta-feira, o CETREVI gera uma média diária de 1,5 m³ de esgoto doméstico. O WCV-FS, responsável pelo tratamento principal do esgoto, é precedido por uma caixa de gordura e um tanque séptico, formando a Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) do local.

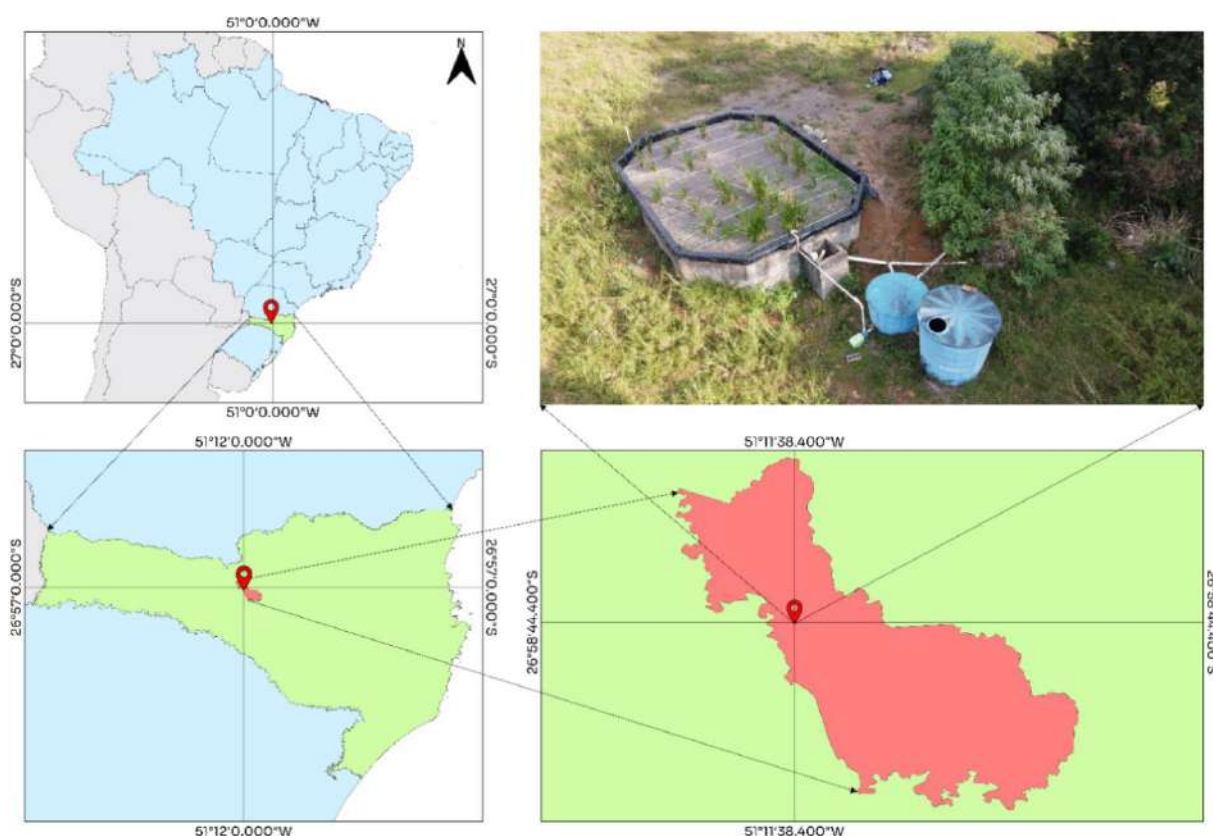


Figura 12 – Mapa de localização do WCV-FS no CETREVI em Videira, Santa Catarina, Brasil.

DESCRIÇÃO DO SISTEMA DE TRATAMENTO

A ETE do CETREVI é equipada com uma caixa de gordura e um tanque séptico, que juntos possuem um volume útil de 13 m³ e um tempo de detenção hidráulica (TDH)

de 1,2 dias. O sistema inclui um WCV-FS com uma área superficial de 61 m² (6,1 m x 10,0 m) e uma altura total de 75 cm. Internamente, o WCV-FS é dividido em três módulos de tamanho igual, cada um com 20,33 m², e cada módulo opera por 30 dias consecutivos (Figura 13).



Figura 13 – Configuração do sistema de tratamento localizado no CETREVI.

O leito do WCV-FS é estratificado, com uma camada inferior de brita 1 (10 cm), uma camada intermediária de areia grossa (30 cm, com diâmetro efetivo (d₁₀) de 0,75 mm e coeficiente de uniformidade de 4,7 unidades) e uma camada superficial de brita 1 (35 cm). O sistema é vegetado com Taboa (*Typha domingensis*) e aproximadamente metade da profundidade do leito (37,5 cm) opera de forma saturada com o efluente tratado (Figura 14).

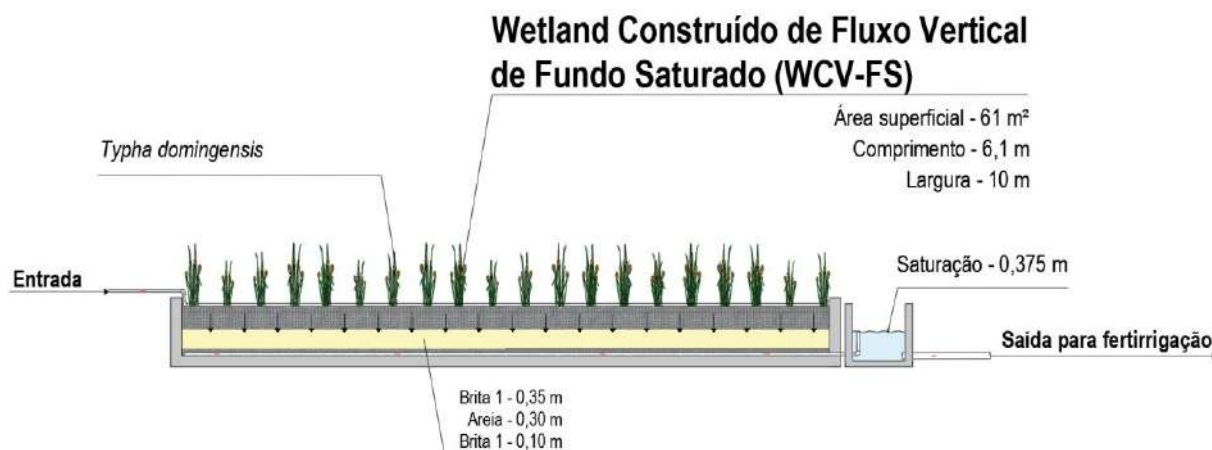


Figura 14 – Layout operacional do Wetlands Construído de Fluxo Vertical de Fundo Saturado (WCV-FS).

ASPECTOS OPERACIONAIS

O WCV-FS foi empregado no ano de 2012, no entanto em fevereiro de 2022 foi realizado um processo de revitalização e um novo material filtrante foi empregado. Atualmente, o sistema recebe seis bateladas diárias de $0,25 \text{ m}^3$, resultando em uma taxa de aplicação de $0,074 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$. Essa taxa determina a quantidade de efluente aplicada sobre a superfície do WCV-FS por unidade de área.

MONITORAMENTO E MÉTODOS DE AMOSTRAGEM

Durante o período de fevereiro de 2022 a junho de 2023, foram realizadas análises físico-químicas e microbiológicas no sistema de tratamento, totalizando 20 amostras para os parâmetros físico-químicos e 11 amostras para os parâmetros microbiológicos, abrangendo tanto o afluente quanto o efluente ao WCV-FS. Essas amostras (afluente e efluente) foram coletadas sempre no quinto dia de alimentação do sistema na semana.

Os parâmetros físico-químicos analisados incluíram Demanda Química de Oxigênio (DQO), Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Fosfato (P-PO_4^{3-}), Nitrogênio Total (NT), Nitrogênio Amoniacal (N-NH_4^+), Nitrito (N-NO_2^-), Nitrato (N-NO_3^-), Oxigênio Dissolvido (OD), Sólidos Suspensos Totais (SST), pH e Alcalinidade. Para os parâmetros microbiológicos, as análises focaram na detecção de

microrganismos e patógenos, incluindo coliformes totais, coliformes termotolerantes, *Escherichia coli* e *Salmonella spp.*

Todas as análises foram conduzidas conforme as diretrizes estabelecidas pelo *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, AWWA e WEF, 2012). A Tabela 2 apresenta-se os métodos e procedimentos detalhados utilizados para cada parâmetro.

Tabela 2 - Metodologia utilizada para análises físico-químicas e microbiológicas.

PARÂMETROS	MÉTODOS	PROCEDIMENTOS
Demanda Química de Oxigênio (DQO)	Titulométrico	SMEWW 5220 B
Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)	Titulométrico	SMEWW 5210 B
Ortofosfato ($P-PO_4^{3-}$)	Espectrofotométrico	SMEWW 4500 B E
Nitrogênio Total (NT)	Espectrofotométrico	SMEWW 4500 A
Nitrogênio Amoniacal ($N-NH_4^+$)	Espectrofotométrico	SMEWW 5220 B
Nitrito ($N-NO_2^-$)	Espectrofotométrico	SMEWW 4110 B
Nitrato ($N-NO_3^-$)	Espectrofotométrico	SMEWW 4500 B
Oxigênio Dissolvido (OD)	Titulométrico	SMEWW 4500 G
Sólidos Suspensos Totais (SST)	Gravimétrico	SMEWW 2540 D.E
pH	Potenciométrico	SMEWW 4500 B
Alcalinidade	Titulométrico	SMEWW 2320 B
Coliformes totais	Número Mais Provável (NMP)	SMEWW 9921 B
Coliformes termotolerantes	Número Mais Provável (NMP)	SMEWW 9921 B
<i>Escherichia coli</i>	Número Mais Provável (NMP)	SMEWW 9921 F
<i>Salmonella spp.</i>	Unidades Formadoras de Colônias (UFC)	ISO 6579:2002

Fonte: (APHA, AWWA e WEF, 2012).

AVALIAÇÃO QUANTITATIVA DE RISCO MICROBIOLÓGICO (AQRM)

A avaliação quantitativa de riscos microbiológicos (AQRM) foi realizada para analisar os potenciais riscos à saúde humana associados às atividades operacionais

relacionadas à produção e consumo de culturas alimentares irrigadas com águas residuárias tratadas por meio do WCV-FS.

Durante a AQRM, foram adotadas medidas quantitativas de risco para quantificar diferentes métricas com base nas informações coletadas durante as avaliações de exposição e efeitos à saúde. Essas métricas incluíram a probabilidade de infecção, probabilidade de doença, número esperado de casos de doença e a utilização de DALYs (Anos de Vida Ajustados por Incapacidade), que não deve exceder 10^{-6} . A escala de tempo considerada para a avaliação de risco pode ser para uma única exposição, exposições independentes ou para um período de um ano (WHO 2016).

Para facilitar a análise dos riscos associados à aplicação de águas residuárias tratadas em cultivos, a AQRM foi dividida em quatro etapas distintas, que compõem sua estrutura. Essas etapas são: formulação do problema, seleção de patógenos indicadores, avaliação da exposição e avaliação dos efeitos na saúde, conforme está apresentado na Figura 15.



Figura 15 – Estrutura da Avaliação Quantitativa de Risco Microbiológico (AQRM).

Essa estrutura da AQRM foi adotada com o objetivo de identificar e compreender de maneira mais abrangente os riscos envolvidos na utilização de águas residuárias tratadas na irrigação de culturas. Através dessas etapas, é possível obter uma visão detalhada dos potenciais impactos à saúde humana e embasar decisões e ações para mitigar esses riscos.

A análise de modelagem dos patógenos indicadores comumente associados a doenças diarreicas em escala global, foram utilizadas como parâmetros de entrada para modelar a Avaliação Quantitativa de Riscos Microbiológicos (AQRM).

A AQRM levou em consideração diversos parâmetros críticos, incluindo a dose média de exposição por evento (D), a probabilidade de infecção em um indivíduo após exposição a uma única dose do patógeno ($P_{inf/single}$), a probabilidade de infecção em um único evento elevado ao número de exposições anuais ($P_{inf/year}$), o risco de doença em um indivíduo exposto a uma única dose de patógenos ($P_{ill/single}$), o risco anual de doença causada por infecção ($P_{ill/year}$) e o parâmetro Ano de Vida Ajustado por Incapacidade (DALY) por pessoa por ano (pppy).

As atividades e rotas de exposição foram determinadas de acordo com as diretrizes da WHO, que definem as principais vias de exposição. Com base em duas rotas de exposição utilizadas como referência, foram identificadas diferentes práticas agrícolas, incluindo Agricultura Mecanizada (AAM), Agricultura com Mão de Obra Intensiva (AMI) e Agricultura com Mão de Obra Reduzida (AMR), todas categorizadas como irrigação restrita. Esses cenários foram considerados para culturas como pastagem e milho, que geralmente não são consumidos crus. Para a irrigação irrestrita, foram analisados cenários para culturas como alface, cebola e pepino, que podem ser consumidas cruas.

Formulação do Problema

No contexto da aplicação de águas residuárias na agricultura, as atividades envolvidas na produção e consumo de culturas alimentares podem expor tanto os agricultores quanto os consumidores a patógenos microbiológicos. Para abordar esses riscos, foram estabelecidos dois cenários de irrigação: irrigação irrestrita e irrigação restrita, que determinam os requisitos de qualidade do efluente para a atividade de irrigação, conforme ilustrado na Figura 16.

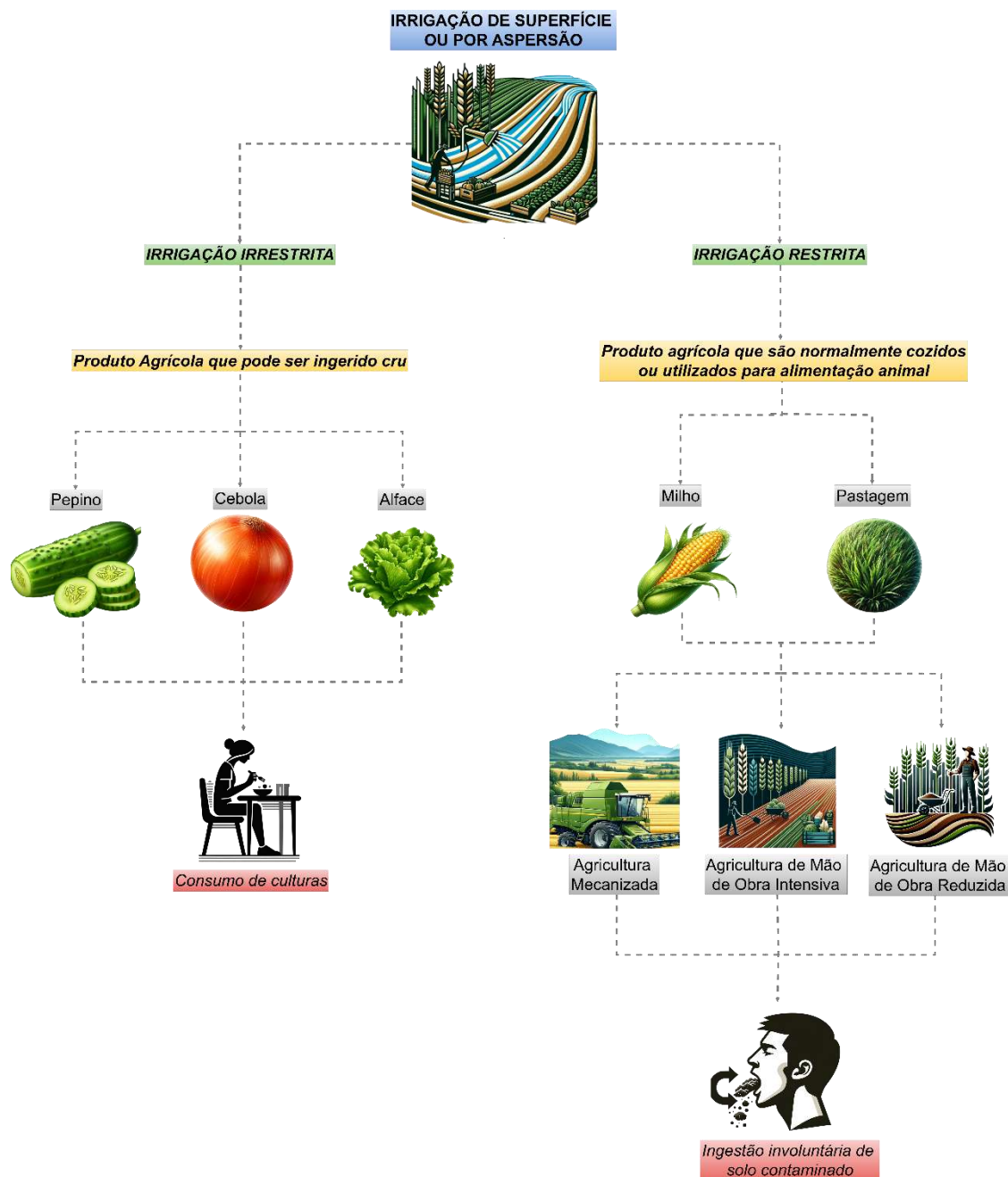


Figura 16 – Vias de exposição dos cenários de irrigação.

Cenários de irrigação

Irrigação por Gotejamento: Este método não foi considerado na análise, pois utiliza uma quantidade menor de água em comparação com outras formas de irrigação, o que resulta em menor exposição dos agricultores ao risco de contaminação. Além disso, a irrigação por gotejamento aplica a água diretamente no

solo, minimizando o contato da água com as culturas e reduzindo ainda mais o risco de contaminação.

Irrigação restrita: Nesse cenário, o potencial risco é definido como "ingestão involuntária de solo contaminado" pelos trabalhadores nos campos irrigados, que podem ingerir involuntariamente quantidades de solo contaminado (contato mão-boca). A irrigação restrita se refere a culturas que não são consumidas cruas (WHO 2006). Foram estabelecidos subcenários para representar a variedade de práticas agrícolas:

- **Pastagem:** Representa culturas forrageiras para alimentação animal, sendo de grande importância devido à alta exportação de nutrientes, o que permite a aplicação de maiores volumes de esgoto.
- **Milho:** Uma cultura de grãos significativa para a região, utilizada tanto na alimentação animal quanto humana, mas não consumida crua.

Essas culturas podem ser irrigadas de forma restrita, envolvendo diferentes práticas agrícolas:

- **Agricultura Mecanizada:** Uso de máquinas pesadas e de porte médio-grande na preparação e colheita.
- **Agricultura com Mão de Obra Intensiva:** Maior interação humana direta com o solo.
- **Agricultura com Mão de Obra Reduzida:** Menor interação humana direta, mas ainda com potencial de exposição.

Irrigação irrestrita: Neste cenário, o potencial risco é definido como o "consumo de culturas", levando em conta que a irrigação irrestrita envolve o consumo de culturas cruas. Para representar a variedade de culturas consumidas cruas, foram estabelecidos subcenários:

- **Alface:** Representa culturas de folhas cujo desenvolvimento ocorre próximo ao solo, apresentando maior risco de contaminação.
- **Cebola:** Representa culturas que se desenvolvem internamente no solo, com menor risco de contaminação superficial.

- Pepino: Representa culturas que se desenvolvem externamente ao solo, com risco moderado de contaminação.

Esses cenários foram escolhidos para refletir a diversidade de práticas agrícolas e os diferentes níveis de exposição ao risco, permitindo uma avaliação abrangente e precisa dos impactos da aplicação de águas residuárias tratadas na agricultura.

Seleção de Patógenos Indicadores

Considerando a grande quantidade de patógenos presentes nas águas residuárias, este estudo selecionou três indicadores de patógenos comumente associados a doenças diarreicas: uma bactéria (*Campylobacter*), um protozoário (*Cryptosporidium*) e um vírus (*Rotavírus*). Esses patógenos têm relevância global em termos de saúde pública e são conhecidos por serem transmitidos tanto por rotas ambientais (veiculação hídrica) quanto por alimentos, sendo associados a doenças diarreicas em escala global (Bastos *et al.*, 2008; Haas *et al.*, 2014; Kundu *et al.*, 2018; WHO, 2006). O *Rotavírus* é a causa viral mais comum de doenças diarreicas, o *Campylobacter* é a bactéria mais frequente, e o *Cryptosporidium* é um dos principais protozoários associados a essas doenças (Mara e Kramer, 2008).

Para a AQRM, este estudo baseou-se nas taxas de patógenos estabelecidas por pesquisas anteriores, que relacionaram a ocorrência de *E. coli* a outros patógenos. As estimativas ajustadas com base nos valores de *E. coli* foram determinadas de acordo com a relação de patógenos indicadores apresentada na Tabela 3.

Tabela 3 - Relação de patógenos indicadores.

E. COLI : PATÓGENO	RAZÃO	REFERÊNCIAS
<i>E. coli</i> : <i>Campylobacter</i>	1: 5 x 10 ⁻⁶	Eregno <i>et al.</i> 2016; Mara e Sleight 2010; Oragui <i>et al.</i> 1987
<i>E. coli</i> : <i>Cryptosporidium</i>	1: 5 x 10 ⁻⁷	Eregno <i>et al.</i> 2016; Grimason <i>et al.</i> 1993; Mara <i>et al.</i> 2007; Robertson <i>et al.</i> 2006.
<i>E. coli</i> : <i>Rotavirus</i>	1: 5 x 10 ⁻⁶	Bastos <i>et al.</i> 2008; Grimason <i>et al.</i> 1993; Mara e Sleight 2010; WHO 2016; Smeets 2010.

Avaliação de Exposição

A avaliação de exposição tem como objetivo determinar a intensidade e a frequência da exposição a cada patógeno de referência, considerando as vias de exposição identificadas e os eventos perigosos estabelecidos durante a formulação do problema (WHO, 2016). As frequências de exposição para as diferentes vias de exposição estão apresentadas na Tabela 4.

A metodologia envolve a análise detalhada das atividades agrícolas e das práticas de consumo que podem levar à exposição a patógenos. Isso inclui a ingestão involuntária de solo contaminado e o consumo de culturas irrigadas com águas residuárias tratadas.

Tabela 4 - Parâmetros associados a frequências de exposição e ingestão por cenário de Irrigação.

ROTAS DE EXPOSIÇÃO	ATIVIDADE ¹ OU CULTURAS ²	INGESTÃO	FREQUÊNCIA/ PESSOA/ANO	REFERÊNCIAS
Ingestão involuntária de solo contaminado	Agricultura mecanizada ¹ (AAM)	0,0045 g ^a	100 ^a	Mara <i>et al.</i> (2007); WHO (2006)
	Pastagem e Milho Agricultura mão de obra intensiva ¹ (AMI)	0,045 g ^b	300 ^b	
	Agricultura com mão de obra reduzida ¹ (AMR)	0,045 g ^b	150 ^b	
Consumo de culturas	Alface ²	5,4 mL ^c	365 ^c	Mara <i>et al.</i> (2007); Shuval <i>et al.</i> (1997); WHO (2016), (2006)
	Cebola ²	1,0 mL ^d	20 ^d	Mara <i>et al.</i> (2007); WHO (2006)
	Pepino ²	0,4 mL ^e	140 ^e	WHO (2006)

Notas:¹Cenários considerados para irrigação restrita - Pastagem e milho, que geralmente não são consumidos crus, sendo representados por diferentes práticas agrícolas (AAM, AMI, AMR).

²Cenários considerados para irrigação irrestrita - Culturas como alface, cebola e pepino, que podem ser consumidas cruas.

^a1-10 mg de solo ingerido pessoa/dia, durante 100 dias por ano

^b10-100 mg de solo ingerido pessoa/dia, durante 300 ou 150 dias por ano.

^c100 g de folhas de alface consumido por pessoa a cada 2 dias, e 100 g de folhas de alface retêm 10.8 mL de água (Imediatamente após a rega, considerando a pior das hipóteses).

^d100 g de cebola consumida por pessoa/semana, durante cinco meses, e 100 g de cebola retêm 1.0 mL de água (Imediatamente após a rega, considerando a pior das hipóteses).

≈100 g de pepino consumido em 140 dias do ano, e 100 g de cebola retêm 0,4 mL de água (Imediatamente após a rega, considerando a pior das hipóteses).

Avaliação dos Efeitos na Saúde

A avaliação dos efeitos na saúde envolve a coleta e análise de dados sobre os impactos à saúde decorrentes dos perigos identificados, considerando a população específica do estudo. Para cada patógeno de referência, um modelo de dose-resposta é aplicado para estabelecer a relação crítica entre a exposição ao patógeno e os resultados de saúde, como infecção ou doença (WHO, 2016).

Foi desenvolvida por diversos autores e estudos uma curva de dose-resposta aproximada utilizando distribuições *Beta-Poisson* e Exponencial para os patógenos estudados. Essas curvas foram construídas a partir de dados de surtos e estudos epidemiológicos, conforme documentado nas diretrizes da Organização Mundial de Saúde (WHO, 2016), e são apresentadas na Tabela 5.

Tabela 5 – Dose-resposta para os organismos de referência.

PATÓGENOS	DISTRIBUIÇÕES	EQUAÇÕES MODELO	PARÂMETROS	REFERÊNCIAS
<i>Campylobacter</i>	<i>Beta-poisson</i>	$P_{inf/single} = 1 - (1 + \frac{D}{\beta})^{-\alpha}$	$\alpha = 0,145$ $\beta = 7,58$ $N50 = 896$	Medema <i>et al.</i> 1996
<i>Cryptosporidium</i>	Exponencial	$P_{inf/single} = 1 - e^{-r\alpha}$	$r = 0,0042$	Haas <i>et al.</i> 1996; Masago <i>et al.</i> 2002; Medema <i>et al.</i> 2003; Teunis <i>et al.</i> 1997
<i>Rotavirus</i>	<i>Beta-poisson</i>	$P_{inf/single} = 1 - (1 + \frac{D}{\beta})^{-\alpha}$	$\alpha = 0,253$ $\beta = 0,426$ $N50 = 6,17$	Haas <i>et al.</i> 2014

Nem todas as pessoas infectadas desenvolvem sintomas após a ingestão de uma dose específica de patógenos, sendo necessário estimar a probabilidade de ocorrência da doença após a infecção (WHO, 2022; 2016; 2006). A probabilidade de desenvolvimento de doença e a perda de DALY por caso de doença estão detalhadas na Tabela 6.

Tabela 6 – Risco de doença causada pela infecção e perda de DALY por caso de doença.

PATÓGENOS	PROBABILIDADE DE DOENÇA CAUSADA POR INFECÇÃO (Pillnes/inf)	PERDA DE DALY POR CASO DE DOENÇA (DB)	REFERÊNCIAS
<i>Campylobacter</i>	0,70	0,0046	Havelaar e Melse 2003; Machdar <i>et al.</i> 2013; WHO 2022.
<i>Cryptosporidium</i>	0,30	0,0015	Havelaar e Melse 2003; Machdar <i>et al.</i> 2013; Westrell 2004; WHO 2006.
<i>Rotavirus</i>	0,05 ^a	0,0140	Havelaar e Melse 2003; Mara, 2008

Notas: ^aA probabilidade de desenvolver doença devido à infecção é baixa, uma vez que a imunidade geralmente se desenvolve até os 3 anos de idade.

A avaliação dos efeitos na saúde integra as informações sobre exposição e impactos, utilizando esses dados para calcular e caracterizar os riscos (WHO, 2016). Para essa análise, foi utilizado o software *Microsoft Excel* 2024.

Cálculo da dose média de exposição

A dose média de exposição aos patógenos por evento é calculada pela Equação 1:

Equação 1 - Dose de exposição média por evento.

$$D = C \times q$$

Nessa equação 1, D representa a dose de exposição (organismo), C é a concentração de patógenos no efluente aplicado (organismo/mL), e q é a quantidade ingerida por evento ou atividade (mL ou g).

Identificação das atividades

Baseando-se em duas rotas de exposição utilizadas como referência, foram identificadas diferentes práticas agrícolas, incluindo Agricultura Mecanizada (AAM), Agricultura com Mão de Obra Intensiva (AMI) e Agricultura com Mão de Obra

Reduzida (AMR), todas categorizadas como irrigação restrita. Esses cenários foram considerados para culturas como pastagem e milho, que geralmente não são consumidos crus.

Para a irrigação irrestrita, foram considerados cenários para culturas como alface, cebola e pepino, que podem ser consumidas cruas. As atividades agrícolas e os parâmetros de consumo detalhados, são descritos na Tabela 4.

Cálculo da probabilidade de infecção

A probabilidade de infecção em um indivíduo exposto a uma única dose de patógenos é determinado usando as equações modelo fornecidas na Tabela 5. O termo $P_{inf/single}$ representa a probabilidade de infecção em um indivíduo após exposição a uma única dose do patógeno D. A dose infecciosa mediana, N_{50} , e as constantes de infecciosidade, α , β e r , variam dependendo do microrganismo específico.

Cálculo da probabilidade anual de infecção

Na Equação 2 detalha-se o cálculo da probabilidade anual de infecção:

Equação 2 – Probabilidade anual de infecção.

$$P_{inf/year} = 1 - (1 - P_{inf/single})^n$$

A probabilidade anual de infecção em um indivíduo exposto a uma única dose de patógeno D, considerando n exposições por ano, é representado por $P_{inf/year}$. O valor de n é o número de exposições ocorridas em um ano específico, conforme estabelecido na Tabela 4.

Cálculo do risco diário de doença

Na Equação 3 apresenta-se o cálculo do risco diário de doença causada por infecção:

Equação 3 – Risco diário de doença por infecção.

$$Pill/single = Pinf/single \times Pilness/inf$$

Esse risco é calculado multiplicando-se a probabilidade de infecção $Pinf/single$ pelo risco de doença causada pela infecção $Pilness/inf$, conforme apresentado na Tabela 6.

Cálculo do risco anual de doença

Na Equação 4 detalha-se o cálculo do risco anual de doença causada por infecção:

Equação 4 – Risco anual de doença por infecção.

$$Pill/year = 1 - (1 - Pill/single)^n$$

Esse risco é calculado subtraindo-se a probabilidade de não ocorrer doença durante o ano (1) pelo complemento da probabilidade de não ocorrer doença após uma exposição única $Pill/single$, elevado ao número de exposições no ano (n), conforme determinado na Tabela 4.

Cálculo dos anos de vida ajustados por incapacidade (DALY) por pessoa por ano (pppy)

A Equação 5 apresenta-se o cálculo dos anos de vida ajustados por incapacidade (DALY) por pessoa por ano (pppy):

Equação 5 – Risco anual de doença por infecção.

$$DALY\ pppy = Pill/year \times DB$$

Esse valor é obtido multiplicando-se o risco anual de doença causada por infecção ($Pill/year$) pela perda de DALY por caso de doença (DB), que varia para cada patógeno e está especificado na Tabela 6.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

DESEMPENHO DO WCV-FS

Os resultados obtidos mostram a eficiência do *Wetland* Construído de Fluxo Vertical de Fundo Saturado (WCV-FS) na remoção de poluentes e patógenos do esgoto doméstico tratado, conforme apresentado tópicos e nos gráficos subsequentes. Para melhor entendimento do desempenho do WCV-FS, foram calculadas as cargas médias aplicadas para os principais parâmetros avaliados.

A Tabela 7 apresenta as cargas aplicadas em termos de DQO, DBO, P-PO₄³⁻, NT, N-NH₄⁺ e SST em cada módulo de tratamento.

Tabela 7 – Carga aplicada no WCV-FS.

PARÂMETROS	CARGAS APLICADAS (MÉDIA ± DP)
DQO	27,27 ± 16,01 g/m ² .d
DBO	13,15 ± 4,96 g/m ² .d
P-PO ₄ ³⁻	1,68 ± 0,31 g/m ² .d
NT	17,96 ± 2,78 g/m ² .d
N-NH ₄ ⁺	7,61 ± 2,69 g/m ² .d
SST	21,12 ± 5,62 g/m ² .d

Notas: DP - Desvio padrão.

Esses valores demonstram a capacidade do WCV-FS de lidar com as cargas de poluentes presentes no esgoto doméstico. Além disso, os dados podem servir como referência para a avaliação de desempenho de sistemas semelhantes, proporcionando uma base comparativa para futuras pesquisas e aplicações práticas

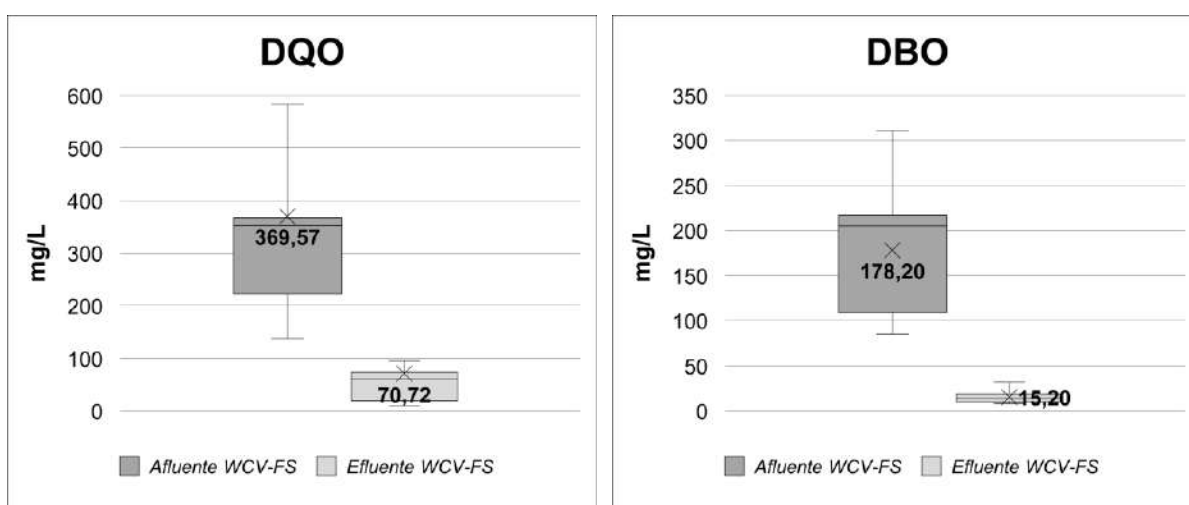
Resultados dos Parâmetros Físico-químicos

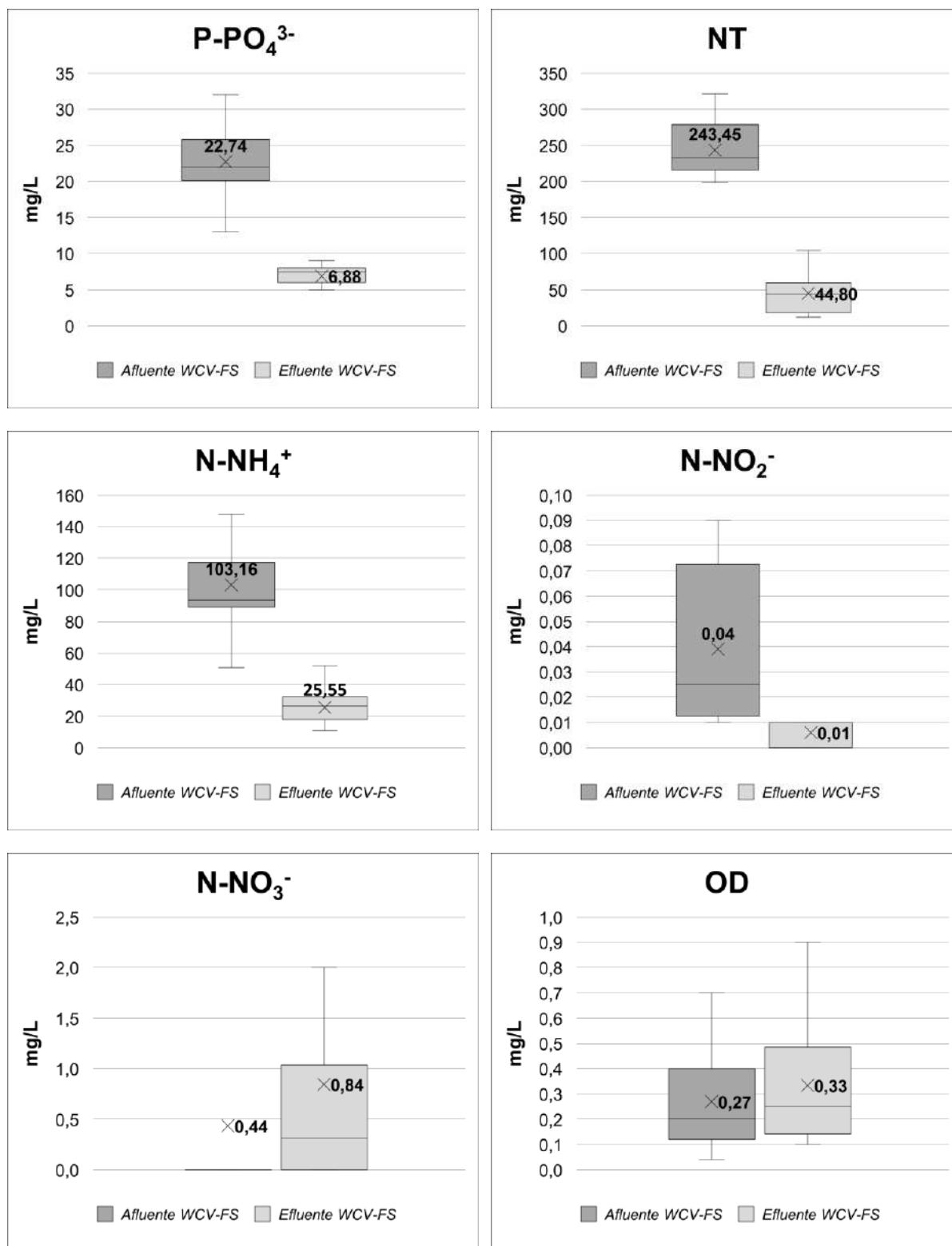
Os gráficos na Figura 9 ilustram a eficiência do WCV-FS na redução das concentrações de DQO, DBO, nutrientes, SST e Alcalinidade, bem como apresenta o comportamento do sistema em relação ao OD, pH. A concentração média de DQO no

afluente foi de 369,57 mg/L ($\pm 216,95$), enquanto no efluente foi reduzida para 70,72 mg/L ($\pm 75,39$). A média da DBO no afluente foi de 178,20 mg/L ($\pm 67,23$), reduzida para 15,20 mg/L ($\pm 6,01$) no efluente. A concentração média de P-PO_4^{3-} foi de 22,74 mg/L ($\pm 4,19$) no afluente e 6,88 mg/L ($\pm 1,74$) no efluente. No caso do NT, a média no afluente foi de 243,45 mg/L ($\pm 37,72$), reduzida para 44,80 mg/L ($\pm 29,43$) no efluente. A concentração média de N-NH_4^+ no afluente foi de 103,16 mg/L ($\pm 36,52$), enquanto no efluente foi de 25,55 mg/L ($\pm 10,43$).

Para o N-NO_2^- e o N-NO_3^- , ambas as formas de nitrogênio apresentaram variações no efluente, com concentrações médias no afluente de 0,04 mg/L ($\pm 0,03$) e 0,44 mg/L ($\pm 1,12$), respectivamente, e no efluente de 0,01 mg/L ($\pm 0,01$) e 0,84 mg/L ($\pm 1,34$). Essas variações indicam que está ocorrendo um processo de nitrificação e desnitrificação, onde diferentes tipos de bactérias em ambientes aeróbicos e anóxicos decompõem materiais orgânicos e removem amônia, convertendo-a primeiro em nitritos e depois em nitratos, antes de serem transformados em gás nitrogênio liberado no ar.

O OD apresentou uma média no afluente de 0,27 mg/L ($\pm 0,21$), ligeiramente aumentada para 0,33 mg/L ($\pm 0,22$) no efluente. A concentração de SST foi reduzida de 286,30 mg/L ($\pm 76,11$) no afluente para 47,55 mg/L ($\pm 44,89$) no efluente. O pH foi ajustado de uma média de 7,42 ($\pm 0,27$) no afluente para 6,42 ($\pm 0,41$) no efluente. A alcalinidade também foi significativamente reduzida de 294,95 mg/L ($\pm 72,37$) no afluente para 91,05 mg/L ($\pm 14,96$) no efluente.





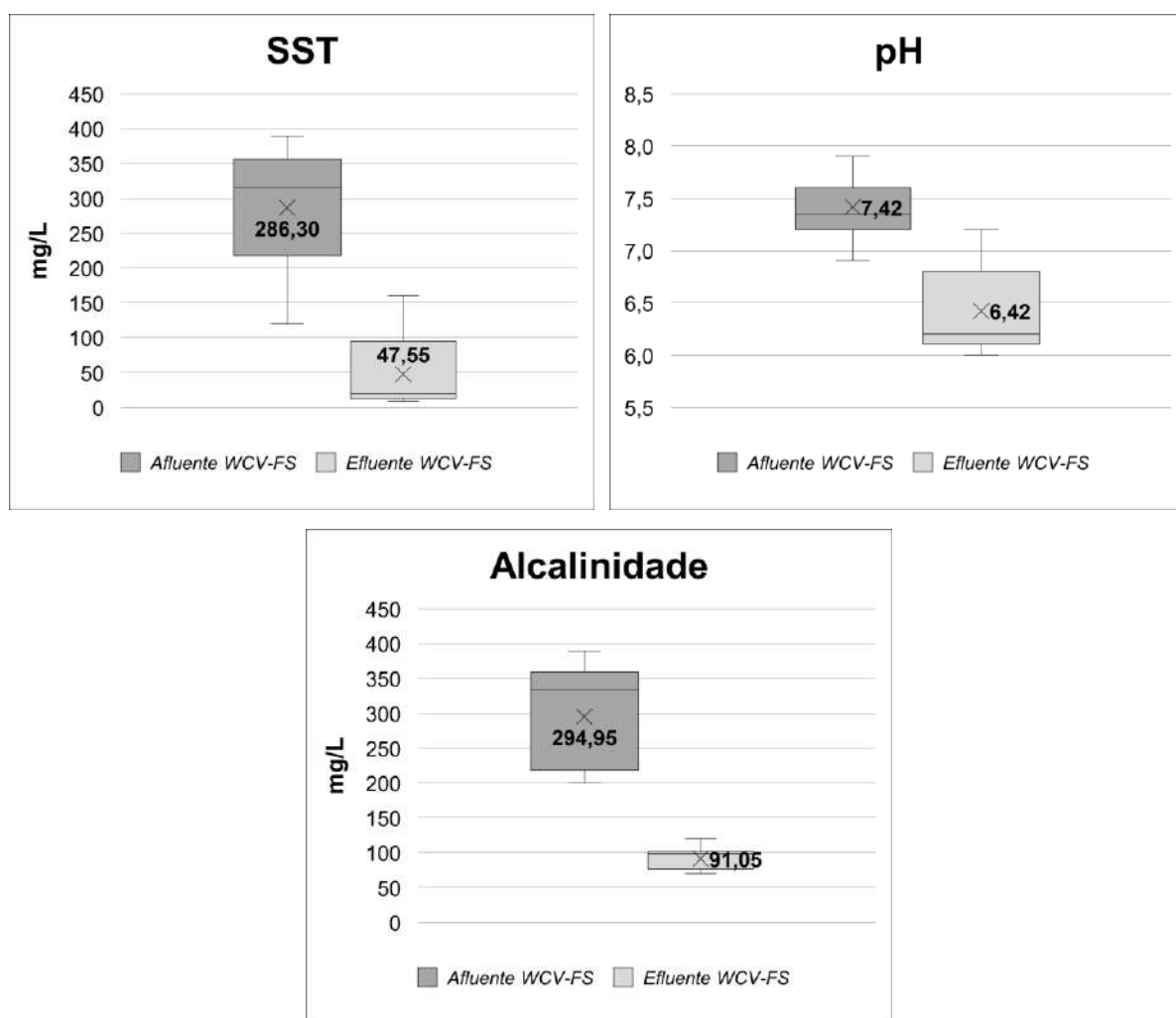


Figura 17 – Concentrações dos parâmetros físico-químicos afluente e efluente ao WCV-FS.

As eficiências de remoção média dos principais parâmetros físico-químicos foram as seguintes, DQO 79,53% ($\pm 14,75\%$), DBO 90,86% ($\pm 3,31\%$), $P-PO_4^{3-}$ 68,81% ($\pm 9,24\%$), NT 81,61% ($\pm 11,72\%$), $N-NH_4^+$ 74,29% ($\pm 9,05\%$) e SST 81,37% ($\pm 19,99\%$), conforme apresentado na Tabela 8.

Tabela 8 – Eficiências de remoção dos parâmetros físico-químicos.

PARÂMETROS	EFICIÊNCIAS (MÉDIA \pm DP)
DQO	79,53% \pm 14,75%
DBO	90,86% \pm 3,31%
P-PO43-	68,81% \pm 9,24%
NT	81,61% \pm 11,72%
N-NH4+	74,29% \pm 9,05%

PARÂMETROS	EFICIÊNCIAS (MÉDIA ± DP)
SST	81,37% ± 19,99%

Notas: DP - Desvio padrão.

Resultados dos Parâmetros Microbiológicos

Há redução da carga microbiológica no efluente tratado (Figura 18). A concentração média de coliformes totais no afluente foi de 5,33 log₁₀ NMP/100 mL (±0,40), reduzida para 2,81 log₁₀ NMP/100 mL (±0,10) no efluente. A média de coliformes termotolerantes no afluente foi de 3,64 log₁₀ NMP/100 mL (±0,61), enquanto no efluente foi de 2,71 log₁₀ NMP/100 mL (±0,10). A concentração média de *Escherichia coli* (*E. coli*) no afluente foi de 2,47 log₁₀ NMP/100 mL (±0,92), com uma leve variação no efluente, resultando em 2,49 log₁₀ NMP/100 mL (±0,47). A presença de *Salmonella spp.* foi ausente tanto no afluente quanto no efluente.

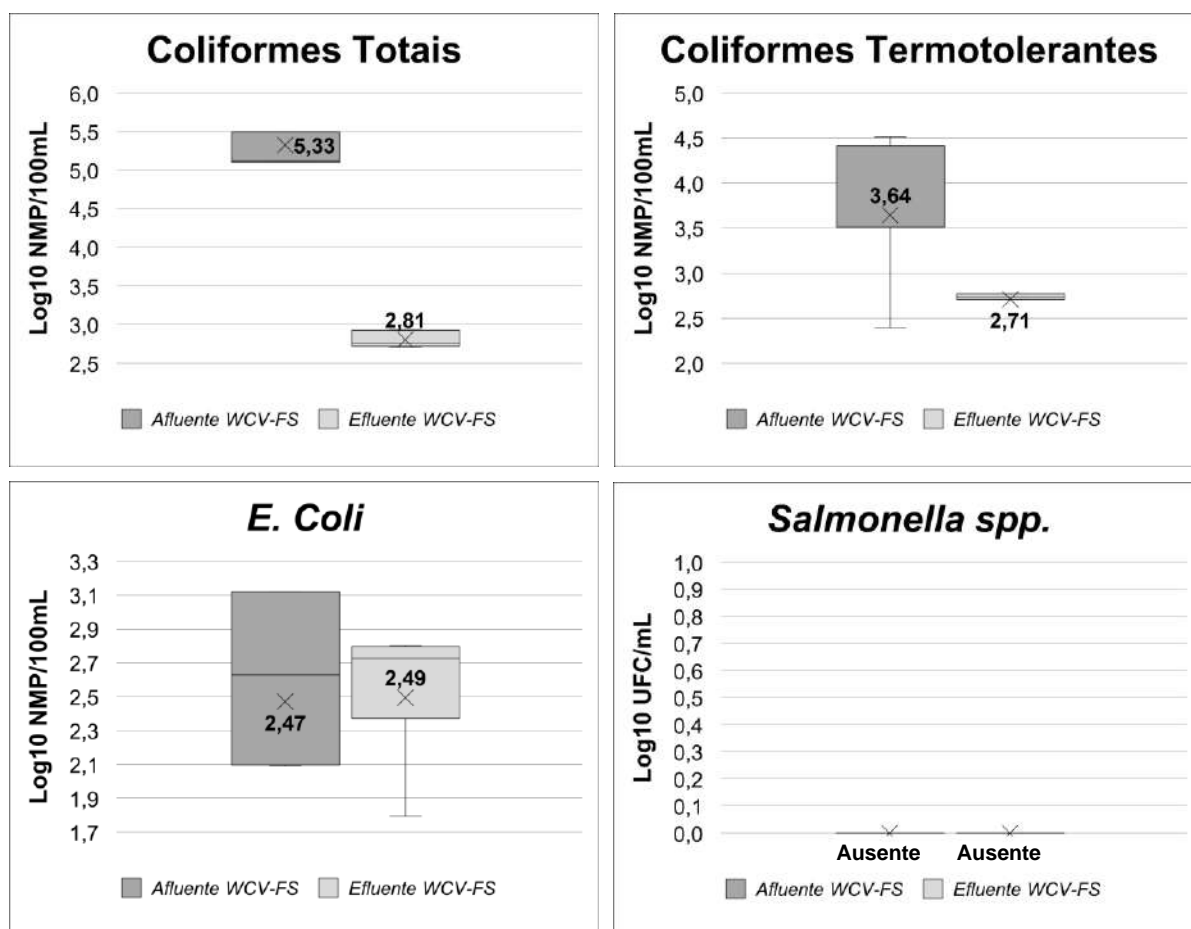


Figura 18 – Concentrações dos parâmetros microbiológicos e efluente ao WCV-FS.

As eficiências de remoção dos parâmetros microbiológicos foram as seguintes: coliformes totais 2,52 ($\pm 0,40$) log10, coliformes termotolerantes 0,93 ($\pm 0,66$) log10, *E. coli* -0,02 ($\pm 0,70$) log10 e *Salmonella spp.* ausente.

Discussão dos resultados

Os resultados indicam que o WCV-FS foi eficiente na remoção de DQO, DBO, e nutrientes como nitrogênio total e fósforo. A variabilidade nas concentrações de nitrato e nitrito sugere que está ocorrendo um processo de nitrificação e desnitrificação no sistema, também conhecidos como nitrificação e desnitrificação sequenciais (Pelissari *et al.*, 2018). A análise microbiológica revelou uma redução na carga de coliformes totais de 2,52 log10 NMP/100 mL, destacando a eficiência do sistema na remoção de patógenos. A presença residual de *E. coli* não indica a redução, sendo necessário a avaliação de risco, por meio do monitoramento contínuo para garantir a segurança microbiológica. No geral, o WCV-FS demonstra ser uma solução eficiente para o tratamento de esgoto doméstico, contribuindo para a proteção ambiental e a segurança sanitária.

Os resultados obtidos pelo WCV-FS foram comparados com diversos estudos anteriores, abordando parâmetros como DQO, DBO, NT, N-NH₄⁺, P-PO₄³⁻, SST e coliformes. A eficiência de remoção de DQO no WCV-FS foi de 79,53% ($\pm 14,75\%$), comparável aos 69,6% observados por Kim *et al.* (2015). Silveira *et al.* (2015) relatou remoções variando de 47% a 50%, enquanto Bassani *et al.* (2021) observou remoções 91,9% a 94,3%. Vera-Puerto *et al.*, (2021) reportou remoções de 60,9%.

A remoção de DBO no WCV-FS foi de 90,86% ($\pm 3,31\%$), superior aos resultados de Saeed e Sun (2017) que variaram entre 20,1%% e 20,3%. Bassani *et al.* (2021) observou remoções de DBO entre 90,6% e 92%.

Para o NT, o WCV-FS apresentou uma remoção de 81,61% ($\pm 11,72\%$), superando os 58% de Pelissari *et al.* (2017) e os 43,3 a 44,1% de Bassani *et al.* (2021). Liu *et al.*, (2018) relatou remoções de NT entre 58,1% e 79,2% em diferentes profundidades, enquanto Vera-Puerto *et al.* (2021) observou uma eficiência de 63,3%.

A remoção de N-NH₄⁺ no WCV-FS foi de 74,29% ($\pm 9,05$), comparável a eficiências obtidas por Bassani *et al.*, (2021) de 69,4 a 75,5%. Pelissari *et al.*, (2017)

relatou remoções de 93%%, enquanto Liu *et al.*, (2018) obteve eficiências de 73% a 93% em diferentes profundidades de saturação. Vera-Puerto *et al.*, (2021) reportou remoções superiores a 95%.

No caso do $P-PO_4^{3-}$, o WCV-FS demonstrou uma eficiência de 68,81% ($\pm 9,24\%$), comparável aos 77,3% observados por Kim *et al.* (2015). Bassani *et al.* (2021) relatou remoções variando de 86,4% a 82,2%, enquanto Vera-Puerto *et al.*, (2021) observou remoções 33,3%

A remoção de SST no WCV-FS foi de 81,37% ($\pm 19,99\%$), comparável aos 84% a 86% de Silveira *et al.* (2015) e aos 86%% de Pelissari *et al.* (2017). Bassani *et al.* (2021) observou remoções variando entre 97,1% e 99,3%. Vera-Puerto *et al.*, (2021) obteve eficiências acima 90%.

Para coliformes totais, o WCV-FS apresentou uma redução de 2,52 log10 ($\pm 0,40$), sendo inferior ao observado por Sleytr *et al.* (2007) com uma redução de 4,31 log10.

No entanto, no caso da *E. coli*, o WCV-FS apresentou um aumento na concentração no efluente de 0,02 log10 NMP/100 mL. Esse aumento pode ser atribuído a vários fatores, incluindo a recirculação de água dentro do sistema, que pode criar condições favoráveis para o crescimento de *E. coli* em áreas de fluxo lento ou estagnado, onde a matéria orgânica residual fornece nutrientes suficientes para o crescimento bacteriano. Além disso, a altura de saturação pode influenciar na eficiência de remoção de *E. coli*. Saeed e Sun (2017) analisaram diferentes alturas de saturação em WCV-FS e observaram que o aumento da saturação reduziu a eficiência de remoção de *E. coli*. Foi relatado reduções logarítmicas em média de 0,24 a 0,45 log10, com 14 cm de saturação removendo 0,45 log10 NMP/100 mL, 29 cm removendo 0,35 log10 NMP/100 mL, e 43 cm removendo 0,24 log10 NMP/100 mL. A rebrota de *E. coli* em sistemas de tratamento de esgoto é um fenômeno documentado, onde as bactérias podem proliferar novamente após o tratamento inicial devido a fatores como a disponibilidade de nutrientes, condições ambientais favoráveis e a formação de biofilmes (Garzio-Hadzick *et al.*, 2010; van Elsas *et al.*, 2011; Li *et al.*, 2013). Estudos sugerem que a rebrota pode ocorrer em condições onde há matéria orgânica residual suficiente para sustentar o crescimento bacteriano (Bartram & Pedley, 1996).

Em relação à *Salmonella spp.*, os resultados obtidos indicaram ausência desse microrganismo, ou seja, não foi detectado, possivelmente devido aos limites de detecção do método de análise utilizado. Considerando o contexto do estudo em um centro de treinamento com baixo fluxo de pessoas e práticas de higiene adequadas, é provável que a presença de *Salmonella spp.* seja baixa, reduzindo o risco de contaminação em comparação com áreas com maior densidade populacional.

A maioria dos artigos que analisam a eficiência do WCV-FS focam principalmente no comportamento de remoção de matéria orgânica carbonácea, série nitrogenada com foco na nitrificação e desnitrificação e na remoção de fósforo. Portanto, recomenda-se que estudos futuros também foquem no comportamento de remoção de patógenos em WCV-FS, visando a otimização do sistema para garantir a qualidade microbiológica do efluente.

Devido a importância dos patógenos no reuso agrícola de efluentes, a AQRM se torna fundamental. A AQRM permite a análise detalhada de cenários específicos e a probabilidade de ocorrência de doenças, ajudando a identificar e mitigar riscos potenciais. Dado que ainda se trabalha com hipóteses sobre o comportamento da *E. coli* em sistemas WCV-FS, essa abordagem é essencial para assegurar que a utilização de águas residuárias tratadas seja segura e eficaz, protegendo a saúde pública e promovendo a sustentabilidade agrícola.

Os resultados obtidos no WCV-FS do CETREVI foram comparados detalhadamente com os critérios estabelecidos pelas resoluções da região sul do Brasil, especificamente a Resolução CONSEMA n.º 419/2020 do Rio Grande do Sul e a Resolução CERH n.º 122/2022 do Paraná, considerando que o estado de Santa Catarina, onde está localizado o experimento, não possui resoluções que determinam padrões de reuso de efluentes tratados. Na Tabela 9 apresenta-se essa comparação de forma detalhada.

Tabela 9 – Resultados médios do efluente ao WCV-FS em comparação com as resoluções da região sul do Brasil.

PARÂMETROS	EFLUENTE AO WCV-FS	CONSEMA N.º 419/2020	CERH N.º 122/2022
pH	6,42 ± 0,41	6 a 9	6 a 9

PARÂMETROS	EFLUENTE AO WCV-FS	CONSEMA N.º 419/2020	CERH N.º 122/2022
Coliformes termotolerantes (log ₁₀ NMP/100 mL)	2,71 ± 0,10	≤4	≤3

A Resolução CONSEMA n.º 419/2020 do Rio Grande do Sul estabelece que o pH da água de reuso deve estar entre 6 e 9. No WCV-FS, o pH foi ajustado de uma média de 7,42 (± 0,27) no afluente para 6,42 (± 0,41) no efluente, atendendo aos critérios estabelecidos. Similarmente, a Resolução CERH n.º 122/2022 do Paraná também exige um pH entre 6 e 9, e os resultados do WCV-FS demonstraram conformidade com esse requisito.

Para os parâmetros microbiológicos, a Resolução CONSEMA estabelece um limite máximo de 10.000 NMP/100 mL (4 log₁₀ NMP/100 mL) para coliformes termotolerantes. Os resultados do WCV-FS mostraram uma redução de coliformes termotolerantes de 3,64 log₁₀ NMP/100 mL (±0,61) no afluente para 2,71 log₁₀ NMP/100 mL (± 0,10) no efluente, atendendo confortavelmente a esse limite. A Resolução CERH do Paraná é mais rigorosa, exigindo um máximo de 1.000 NMP/100 mL (3 log₁₀ NMP/100 mL) para coliformes termotolerantes. Os valores obtidos no WCV-FS atendem a esse limite mais rigoroso, demonstrando a eficácia do sistema na remoção de coliformes termotolerantes.

Em termos de DBO, a Resolução CERH do Paraná define um limite máximo de 60 mg/L. O WCV-FS apresentou uma concentração média de DBO no afluente de 178,20 mg/L (± 67,23), reduzida para 15,20 mg/L (± 6,01) no efluente, demonstrando conformidade com os requisitos estabelecidos pelo Paraná.

No que diz respeito aos metais pesados, ambas as resoluções estabelecem limites específicos para vários elementos como alumínio, arsênio, cádmio, chumbo, entre outros. Embora os dados específicos de metais pesados não tenham sido incluídos nos resultados apresentados do WCV-FS, é necessário que o sistema seja monitorado continuamente para garantir que esses parâmetros também sejam atendidos, conforme exigido pelas resoluções.

A eficiência de remoção de nutrientes também é uma consideração importante. A Resolução CONSEMA n.º 419/2020 do Rio Grande do Sul estipula que a concentração de Nitrogênio Total (NT), Fósforo Total (PT) e Potássio (K) encontrada

na água de reuso deve ser usada para calcular a taxa de aplicação, e que a carga aplicada de cada elemento não deve exceder as recomendações de adubação para a cultura adotada, conforme as tabelas do "Manual de Calagem e Adubação para os Estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina". Os resultados do WCV-FS mostram uma redução de NT de 243,45 mg/L ($\pm 37,72$) no afluente para 44,80 mg/L ($\pm 29,43$) no efluente, e de P-PO₄³⁻ de 22,74 mg/L ($\pm 4,19$) no afluente para 6,88 mg/L ($\pm 1,74$) no efluente, indicando uma remoção substancial desses nutrientes. É importante mencionar que não há uma concentração limitante para esses parâmetros, mas destaca-se que quanto menor for a concentração desses parâmetros, menor será a área resultante de aplicação. Além disso, destaca-se que cada cultura possui uma carga de exportação de nutrientes específica. Ou seja, diferentemente do lançamento de efluente em corpo hídrico, onde o sistema de tratamento é dimensionado para atender os padrões de lançamento conforme a capacidade do corpo hídrico, o tratamento de efluentes visando a fertirrigação é dimensionado com base na área disponível para aplicar esses efluentes. Quanto maior for a carga de nutrientes, maior será a área necessária para a aplicação.

Os resultados do WCV-FS demonstram um desempenho eficaz na remoção de vários poluentes, atendendo todos os critérios estabelecidos pelas resoluções da região sul do Brasil. No entanto, é fundamental continuar com ajustes contínuos e monitoramento rigoroso para assegurar a conformidade com todas as normas aplicáveis e garantir a segurança e sustentabilidade do uso da água de reuso.

Os resultados microbiológicos obtidos no WCV-FS do CETREVI foram comparados com as diretrizes da WHO (2006) e da USDA/FSIS e US EPA (2012) para a qualidade da água de reuso na irrigação. A Tabela 10 detalha-se essa comparação.

Tabela 10 – Comparação dos Resultados Microbiológicos do WCV-FS com as Diretrizes da WHO (2006) e da USDA/FSIS e US EPA (2012).

REQUISITOS DE QUALIDADE MICROBIOLÓGICA		<i>E. COLI</i>	COLIFORMES TERMOTOLERANTES
WHO (2006)	Irrigação irrestrita	Culturas de raízes	<3 log10 NMP/100 mL
		Culturas de folhas	<4 log10 NMP/100 mL

	Irrigação por gotejamento e culturas de alto crescimento	<5 log ₁₀ NMP/100 mL	-
Irrigação restrita	Agricultura intensiva em mão de obra e de alto contato	<4 log ₁₀ NMP/100 mL	-
	Agricultura altamente mecanizada	<5 log ₁₀ NMP/100 mL	-
USDA/FSIS e US EPA (2012)	Irrigação de pastagens	-	<2,3 log ₁₀ NMP/100 mL
	Culturas consumidas cruas	-	Ausente
Resultados do WCV-FS		2,49 ± 0,47 log ₁₀ NMP/100 mL	2,71 ± 0,10 log ₁₀ NMP/100 mL

A WHO estabelece que para irrigação irrestrita em cultivos de raízes, a qualidade da água deve conter até 3 log *E. coli*/100 mL ou 100 g de solo. Para cultivos de folhas ou irrigação restrita com agricultura de mão de obra intensiva, a qualidade da água deve conter até 4 log *E. coli*/100 mL ou 100 g de solo. Já para irrigação por gotejamento e cultivos de alto crescimento ou irrigação restrita com agricultura mecanizada, a qualidade da água deve conter até 5 log *E. coli*/100 mL ou 100 g de solo. Os resultados do WCV-FS mostraram uma concentração de *E. coli* no efluente final inferior a 3 log *E. coli*/100 mL, indicando que o efluente tratada pode ser utilizado em diversas atividades agrícolas, incluindo irrigação por gotejamento, cultivos de alto crescimento, agricultura mecanizada, irrigação irrestrita em cultivos de folhas e irrigação restrita com mão de obra intensiva e alto contato, além da irrigação irrestrita em cultivos de raízes.

No entanto, as diretrizes da USDA/FSIS e US EPA (2012), estabelecem critérios mais rigorosos. Para a irrigação de culturas alimentares destinadas ao consumo humano que podem ser consumidas cruas, a água de reuso deve ter ausência de coliformes fecais. Para culturas que serão processadas antes do consumo humano e para irrigação de pastagens, o limite é de 200 coliformes fecais por 100 mL (2,3 log₁₀ NMP/100 mL). Embora os resultados do WCV-FS mostrem conformidade com as diretrizes da WHO, eles não atendem aos critérios de qualidade microbiológica estabelecidos pela USDA/FSIS e US EPA para irrigação de culturas consumidas cruas, uma vez que a concentração de *E. coli* não atingiu a ausência necessária.

Portanto, o WCV-FS não cumpriria totalmente os requisitos da USDA/FSIS e US EPA para essas aplicações específicas, destacando a necessidade de monitoramento contínuo e, possivelmente, melhorias adicionais para alcançar esses padrões mais rigorosos.

Essas comparações evidenciam a eficácia do WCV-FS em atender a padrões internacionais importantes, como os da WHO, enquanto destacam áreas onde aprimoramentos podem ser necessários para atender às normas ainda mais rigorosas da USDA/FSIS e US EPA. Isso reforça a importância de ajustes contínuos e monitoramento rigoroso para assegurar a segurança e a sustentabilidade do uso da água de reuso na agricultura.

AVALIAÇÃO QUANTITATIVA DE RISCOS MICROBIOLÓGICOS À SAÚDE HUMANA

A Avaliação Quantitativa de Riscos Microbiológicos (AQRM) visa garantir o reuso seguro de águas residuárias tratadas na agricultura, identificando os potenciais riscos à saúde humana.

Modelagem dos Patógenos Indicadores

Para uma compreensão mais aprofundada dos potenciais riscos relacionados ao reuso de águas residuárias, foi realizada uma análise de modelagem que considerou a presença de três patógenos indicadores: *Rotavirus*, *Campylobacter* e *Cryptosporidium*. A concentração desses patógenos foi estimada com base na concentração de *Escherichia coli* encontrada no efluente do WCV-FS.

Utilizando a relação entre os patógenos de referência (*E. coli*) e os patógenos indicadores estabelecidos neste estudo, determinaram-se as concentrações médias de *Campylobacter*, *Cryptosporidium* e *Rotavirus*. Com base nas concentrações de *E. coli*, que apresentaram uma média de 3,12 NMP/mL (ou 331,88 NMP/100 mL) no efluente do WCV-FS, foram obtidas as seguintes concentrações médias: *Campylobacter*: 0,0000156 org/mL, *Cryptosporidium*: 0,0000016 org/mL e Rotavírus: 0,0000156 org/mL.

Esses resultados estão ilustrados na Figura 19, que demonstra as estimativas das concentrações dos patógenos indicadores.

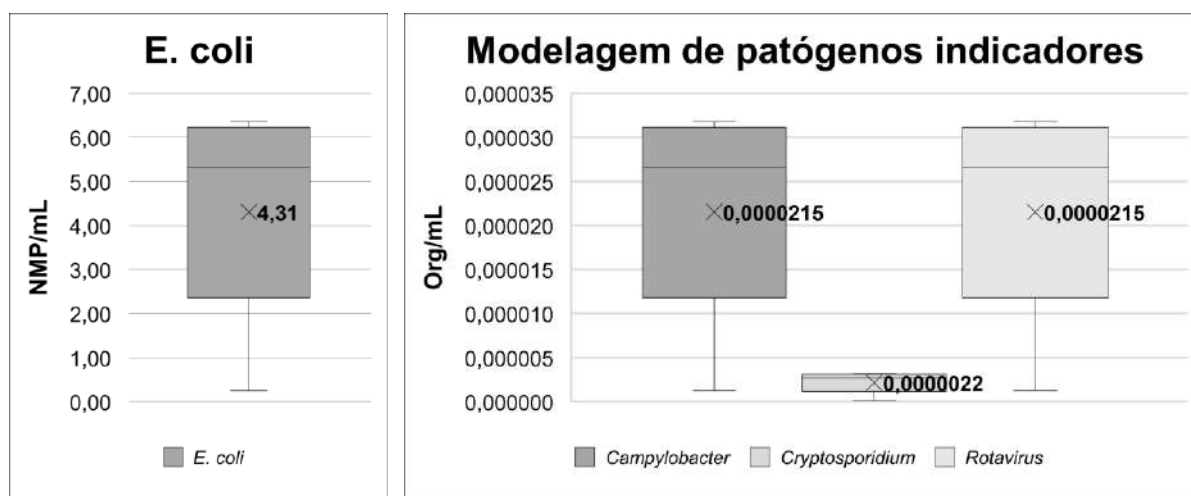


Figura 19 – Estimativa das concentrações dos patógenos indicadores.

Ao lidar com concentrações extremamente pequenas de organismos patogênicos, é necessário considerar a escala e a unidade de medida utilizada para expressar essas concentrações. É importante ressaltar que não existe a noção de "meio organismo", uma vez que um organismo é considerado uma entidade completa e indivisível. No entanto, ao lidar com concentrações tão pequenas, é possível referir-se a frações ou partes desses organismos em termos de probabilidades ou proporções.

No caso específico das concentrações de *Campylobacter*, *Cryptosporidium* e *Rotavirus*, as concentrações foram expressas em organismos por mililitro (org/mL). Seno que a concentração de *Campylobacter* foi estimada em 0,0000156 org/mL. Isso indica que, em um volume de 1 mL, há uma probabilidade muito pequena de encontrar unidades do organismo em questão. Por exemplo, ao multiplicar a concentração de 0,0000156 organismos/mL por um volume de 100.000 mL (ou 100 litros), a concentração resultante seria de 1,56 organismos em 100 litros. Essa abordagem ajuda a visualizar melhor a presença dos patógenos em amostras maiores e mais práticas.

Da mesma forma, as concentrações de *Cryptosporidium* e *Rotavirus*, estimadas em 0,0000016 org/mL e 0,0000156 org/mL, respectivamente, também podem ser interpretadas proporcionalmente a volumes maiores. Multiplicando essas concentrações pelo mesmo fator de 100.000 mL, obtemos 0,16 organismos de *Cryptosporidium* e 1,56 organismos de *Rotavirus* em 100 litros de água.

A escolha da unidade de medida e da escala pode impactar significativamente a interpretação dos resultados. Em diferentes contextos ou aplicações, diferentes unidades e escalas podem ser adotadas para facilitar a compreensão e comunicação dos resultados. Por exemplo, em análises de risco e cálculos probabilísticos, as concentrações obtidas são fundamentais para avaliar os riscos associados à exposição a esses patógenos.

Além disso, é importante destacar que essas concentrações são médias estimadas com base em amostras específicas e podem variar dependendo de vários fatores, incluindo a eficiência do tratamento de águas residuárias e as condições ambientais. Portanto, ao interpretar os dados, é essencial considerar a variabilidade e a incerteza associadas às estimativas das concentrações de patógenos.

Avaliação Quantitativa de Riscos Microbiológicos (AQRM)

A WHO estabelece, em seu documento mais recente, um limite globalmente aceitável de 10^{-6} DALYs pppy para proteção da saúde. Isso significa que, em uma cidade com 1 milhão de habitantes, a população pode sofrer coletivamente a perda de um DALY por ano. O valor " 10^{-6} DALYs pppy" representa 0,000001 DALYs por pessoa por ano. Traduzindo isso para um cenário mais amplo: em uma cidade de um milhão de habitantes, multiplicando 0,000001 DALYs pelo número de habitantes (1.000.000), resulta em 1 DALY por ano para toda a cidade. Isto indica que, em média, a cidade como um todo perde um ano de vida saudável por ano devido a uma doença ou condição de saúde específica relacionada à qualidade da água usada para irrigação, conforme o critério de qualidade estabelecido pela WHO.

Esse valor de 10^{-6} DALYs pppy pode ser traduzido em riscos de infecção toleráveis pppy de $1,4 \times 10^{-3}$ para Rotavírus, $2,2 \times 10^{-3}$ para *Cryptosporidium* e $3,1 \times 10^{-4}$ para *Campylobacter*, ou em riscos de doença toleráveis pppy de $7,1 \times 10^{-5}$, $6,7 \times 10^{-4}$ e $2,2 \times 10^{-4}$, respectivamente (Mara 2008).

Resultados de infecções e doenças para Campylobacter

Os resultados da Avaliação Quantitativa de Riscos Microbiológicos (AQRM) para o patógeno *Campylobacter* são apresentados na Tabela 11. A tabela exhibe os valores dos parâmetros de risco, incluindo a dose média de exposição por evento (D), a

probabilidade de infecção em um indivíduo após a exposição a uma única dose do patógeno (Pinf/single), a probabilidade de infecção anual (Pinf/year), o risco de doença em um indivíduo exposto a uma única dose (Pill/single) e o risco anual de doença (Pill/year).

Tabela 11 – Resultados da AQRM para *Campylobacter*.

Tabela 11 – Resultados da AQRM para <i>Campylobacter</i> .						
CENÁRIOS		D	PINF/SINGLE	PINF/YEAR	PILL/SINGLE	PILL/YEAR
Pastagem e Milho	AAM	7,0E-08	1,3E-09	1,3E-07	9,4E-10	9,4E-08
		±	±	±	±	±
		5,2E-08	9,9E-10	9,9E-08	6,9E-10	6,9E-08
	AMI	7,0E-07	1,3E-08	4,0E-06	9,4E-09	2,8E-06
		±	±	±	±	±
		5,2E-07	9,9E-09	3,0E-06	6,9E-09	2,1E-06
	AMR	7,0E-07	1,3E-08	2,0E-06	9,4E-09	1,4E-06
		±	±	±	±	±
		5,2E-07	9,9E-09	1,5E-06	6,9E-09	1,0E-06
	Alface	8,4E-05	1,6E-06	5,9E-04	1,1E-06	4,1E-04
		±	±	±	±	±
		6,2E-05	1,2E-06	4,3E-04	8,3E-07	3,0E-04
Cebola	1,6E-05	3,0E-07	6,0E-06	2,1E-07	4,2E-06	
	±	±	±	±	±	
	1,1E-05	2,2E-07	4,4E-06	1,5E-07	3,1E-06	
Pepino	6,2E-06	1,2E-07	1,7E-05	8,3E-08	1,2E-05	
	±	±	±	±	±	
	4,6E-06	8,8E-08	1,2E-05	6,1E-08	8,6E-06	
Riscos toleráveis (Mara, 2008)		-	-	<3,1E-04	-	<2,2E-04

Notas: D: Dose de exposição média por evento; Pinf/single: probabilidade de infecção em um indivíduo após exposição a uma única dose do patógeno; Pinf/year: probabilidade de infecção em um único evento elevado ao número de exposições anuais; Pill/single: risco de doença em um indivíduo exposto a uma única dose de patógenos; Pill/year: risco anual de doença causada por infecção.

Os resultados mostram que os parâmetros de risco variam significativamente entre os diferentes cenários de exposição:

- Agricultura Mecanizada (AAM): Apresentou as menores probabilidades de infecção (Pinf/single) e doença (Pill/single), indicando uma exposição mínima ao *Campylobacter*.
- Agricultura com Mão de Obra Intensiva (AMI) e Agricultura com Mão de Obra Reduzida (AMR): Estes métodos apresentaram probabilidades de

infecção e doença superiores às da AAM, mas ainda dentro dos limites aceitáveis definidos por Mara (2008).

- Cultivo de Alface: Este cenário apresentou as maiores probabilidades de infecção e doença, ultrapassando os limites de riscos toleráveis, sugerindo que a irrigação de alface com água residuária tratada apresenta um risco significativo à saúde.
- Cultivo de Cebola e Pepino: As probabilidades de infecção e doença foram menores que as da alface, indicando um risco relativamente mais baixo, mas ainda presente. Contudo, dentro dos limites aceitáveis definidos por Mara (2008).

Resultados de infecções e doenças para Cryptosporidium

Os resultados da AQRM para *Cryptosporidium* são apresentados na Tabela 12. A tabela segue o mesmo formato de apresentação utilizado para *Campylobacter*.

Tabela 12 – Resultados da AQRM para *Cryptosporidium*.

CENÁRIOS		D	PINF/SINGLE	PINF/YEAR	PILL/SINGLE	PILL/YEAR
Pastagem e Milho	AAM	7,0E-09	2,9E-11	2,9E-09	8,8E-12	8,8E-10
		±	±	±	±	±
		5,2E-09	2,2E-11	2,2E-09	6,5E-12	6,5E-10
	AMI	7,0E-08	2,9E-10	8,8E-08	8,8E-11	2,7E-08
		±	±	±	±	±
		5,2E-08	2,2E-10	6,5E-08	6,5E-11	2,0E-08
	AMR	7,0E-08	2,9E-10	4,4E-08	8,8E-11	1,3E-08
		±	±	±	±	±
		5,2E-08	2,2E-10	3,3E-08	6,5E-11	9,8E-09
Alface	8,4E-06	3,5E-08	1,3E-05	1,1E-08	3,9E-06	
	±	±	±	±	±	
	6,2E-06	2,6E-08	9,5E-06	7,8E-09	2,9E-06	
Cebola	1,6E-06	6,5E-09	1,3E-07	2,0E-09	3,9E-08	
	±	±	±	±	±	
	1,1E-06	4,8E-09	9,6E-08	1,4E-09	2,9E-08	
Pepino	6,2E-07	2,6E-09	3,7E-07	7,9E-10	1,1E-07	
	±	±	±	±	±	
	4,6E-07	1,9E-09	2,7E-07	5,8E-10	8,1E-08	
Riscos toleráveis (Mara, 2008)		-	-	<2,2E-03	-	<6,7E-04

Notas: D: Dose de exposição média por evento; Pinf/single: probabilidade de infecção em um indivíduo após exposição a uma única dose do patógeno; Pinf/year: probabilidade de infecção em um único evento elevado ao número de exposições anuais; Pill/single: risco de doença em um indivíduo exposto a uma única dose de patógenos; Pill/year: risco anual de doença causada por infecção.

Os resultados indicam variações significativas nos parâmetros de risco para *Cryptosporidium*:

- Agricultura Mecanizada (AAM): Apresentou as menores probabilidades de infecção e doença, indicando um risco muito baixo de exposição a *Cryptosporidium*.
- Agricultura com Mão de Obra Intensiva (AMI) e Agricultura com Mão de Obra Reduzida (AMR): Ambos os métodos apresentaram probabilidades de infecção e doença mais altas que a AAM, mas ainda dentro dos limites aceitáveis.
- Cultivo de Alface: A alface apresentou os maiores valores de probabilidade de infecção e doença, mas não ultrapassou os limites aceitáveis definidos por Mara (2008), indicando um risco significativo de exposição a *Cryptosporidium*, mas ainda dentro dos padrões de segurança.
- Cultivo de Cebola e Pepino: Demonstraram menores probabilidades de infecção e doença comparados à alface.

Resultados de infecções e doenças para Rotavirus

Os resultados da AQRM para *Rotavirus* são apresentados na Tabela 13. A tabela segue o mesmo formato das tabelas anteriores.

Tabela 13 – Resultados da AQRM para *Rotavirus*.

CENÁRIOS		D	PINF/SINGLE	PINF/YEAR	PILL/SINGLE	PILL/YEAR
Pastagem e Milho	AAM	7,0E-08	4,2E-08	4,2E-06	2,1E-09	2,1E-07
		±	±	±	±	±
		5,2E-08	3,1E-08	3,1E-06	1,5E-09	1,5E-07
	AMI	7,0E-07	4,2E-07	1,3E-04	2,1E-08	6,3E-06
		±	±	±	±	±
		5,2E-07	3,1E-07	9,2E-05	1,5E-08	4,6E-06

AMR	7,0E-07	4,2E-07	6,3E-05	2,1E-08	3,1E-06
	\pm 5,2E-07	\pm 3,1E-07	\pm 4,6E-05	\pm 1,5E-08	\pm 2,3E-06
Alface	8,4E-05	5,0E-05	1,8E-02	2,5E-06	9,1E-04
	\pm 6,2E-05	\pm 3,7E-05	\pm 1,3E-02	\pm 1,8E-06	\pm 6,7E-04
Cebola	1,6E-05	9,3E-06	1,9E-04	4,6E-07	9,3E-06
	\pm 1,1E-05	\pm 6,8E-06	\pm 1,4E-04	\pm 3,4E-07	\pm 6,8E-06
Pepino	6,2E-06	3,7E-06	5,2E-04	1,9E-07	2,6E-05
	\pm 4,6E-06	\pm 2,7E-06	\pm 3,8E-04	\pm 1,4E-07	\pm 1,9E-05
Riscos toleráveis (Mara, 2008)	-	-	<1,4E-03	-	<7,1E-05

Notas: D: Dose de exposição média por evento; Pinf/single: probabilidade de infecção em um indivíduo após exposição a uma única dose do patógeno; Pinf/year: probabilidade de infecção em um único evento elevado ao número de exposições anuais; Pill/single: risco de doença em um indivíduo exposto a uma única dose de patógenos; Pill/year: risco anual de doença causada por infecção.

Os resultados mostram uma variação significativa nos parâmetros de risco para *Rotavirus*:

- Agricultura Mecanizada (AAM): Indicou as menores probabilidades de infecção e doença, sugerindo um risco muito baixo de exposição a *Rotavirus*.
- Agricultura com Mão de Obra Intensiva (AMI) e Agricultura com Mão de Obra Reduzida (AMR): Ambos os métodos mostraram probabilidades de infecção e doença mais altas do que a AAM, mas ainda dentro dos limites aceitáveis.
- Cultivo de Alface: Apresentou os maiores valores de probabilidade de infecção e doença, indicando um risco significativo de exposição a *Rotavirus*, ultrapassando os limites aceitáveis definidos por Mara (2008).
- Cultivo de Cebola e Pepino: Apresentam menores probabilidades de infecção e doença em relação à alface, mas os riscos ainda existem. Entretanto, dentro dos limites aceitáveis definidos por Mara (2008).

Resultados de DALYs pppy

Os resultados dos cálculos de DALYs (Anos de Vida Ajustados por Incapacidade) por pessoa por ano (pppy) são apresentados para cada patógeno indicador e cenários de exposição. Esses resultados são fundamentais para verificar a conformidade com o limite aceitável de 10^{-6} DALYs pppy estabelecido pela WHO para garantir a segurança no reuso de águas residuárias tratadas.

Para o cenário de Agricultura Mecanizada (AAM), os valores foram os seguintes: para *Campylobacter*, $4,3E-10$ ($\pm 3,2E-10$); para *Cryptosporidium*, $1,3E-12$ ($\pm 9,8E-13$); e para *Rotavirus*, $2,9E-09$ ($\pm 2,1E-09$).

No cenário de Agricultura com Mão de Obra Intensiva (AMI), os valores foram: para *Campylobacter*, $1,3E-08$ ($\pm 9,5E-09$); para *Cryptosporidium*, $4,0E-11$ ($\pm 2,9E-11$); e para *Rotavirus*, $8,8E-08$ ($\pm 6,4E-08$).

No cenário de Agricultura com Mão de Obra Reduzida (AMR), os valores encontrados foram: para *Campylobacter*, $6,5E-09$ ($\pm 4,8E-09$); para *Cryptosporidium*, $2,0E-11$ ($\pm 1,5E-11$); e para *Rotavirus*, $4,4E-08$ ($\pm 3,2E-08$).

No cultivo de Alface, os resultados foram: para *Campylobacter*, $1,9E-06$ ($\pm 1,4E-06$); para *Cryptosporidium*, $5,8E-09$ ($\pm 4,3E-09$); e para *Rotavirus*, $1,3E-05$ ($\pm 9,4E-06$).

No cultivo de Cebola, os valores foram: para *Campylobacter*, $1,9E-08$ ($\pm 1,4E-08$); para *Cryptosporidium*, $5,9E-11$ ($\pm 4,3E-11$); e para *Rotavirus*, $1,3E-07$ ($\pm 9,5E-08$).

No cultivo de Pepino, os valores encontrados foram: para *Campylobacter*, $5,4E-08$ ($\pm 4,0E-08$); para *Cryptosporidium*, $1,7E-10$ ($\pm 1,2E-10$); e para *Rotavirus*, $3,6E-07$ ($\pm 2,7E-07$).

Os gráficos da Figura 9 exibem os resultados do DALYs pppy para *Campylobacter*, *Cryptosporidium* e *Rotavirus*, confirmando que a maioria dos cenários de exposição atende ao limite de 10^{-6} DALYs pppy. Entretanto, o cultivo de alface, associado à agricultura com restrição de irrigação, não atende a esse critério para *Campylobacter* e *Rotavirus*. Além disso, outros cenários de exposição relacionados à irrigação irrestrita, como os cultivos de cebola e pepino, atendem ao valor limitante de 10^{-6} DALYs pppy.

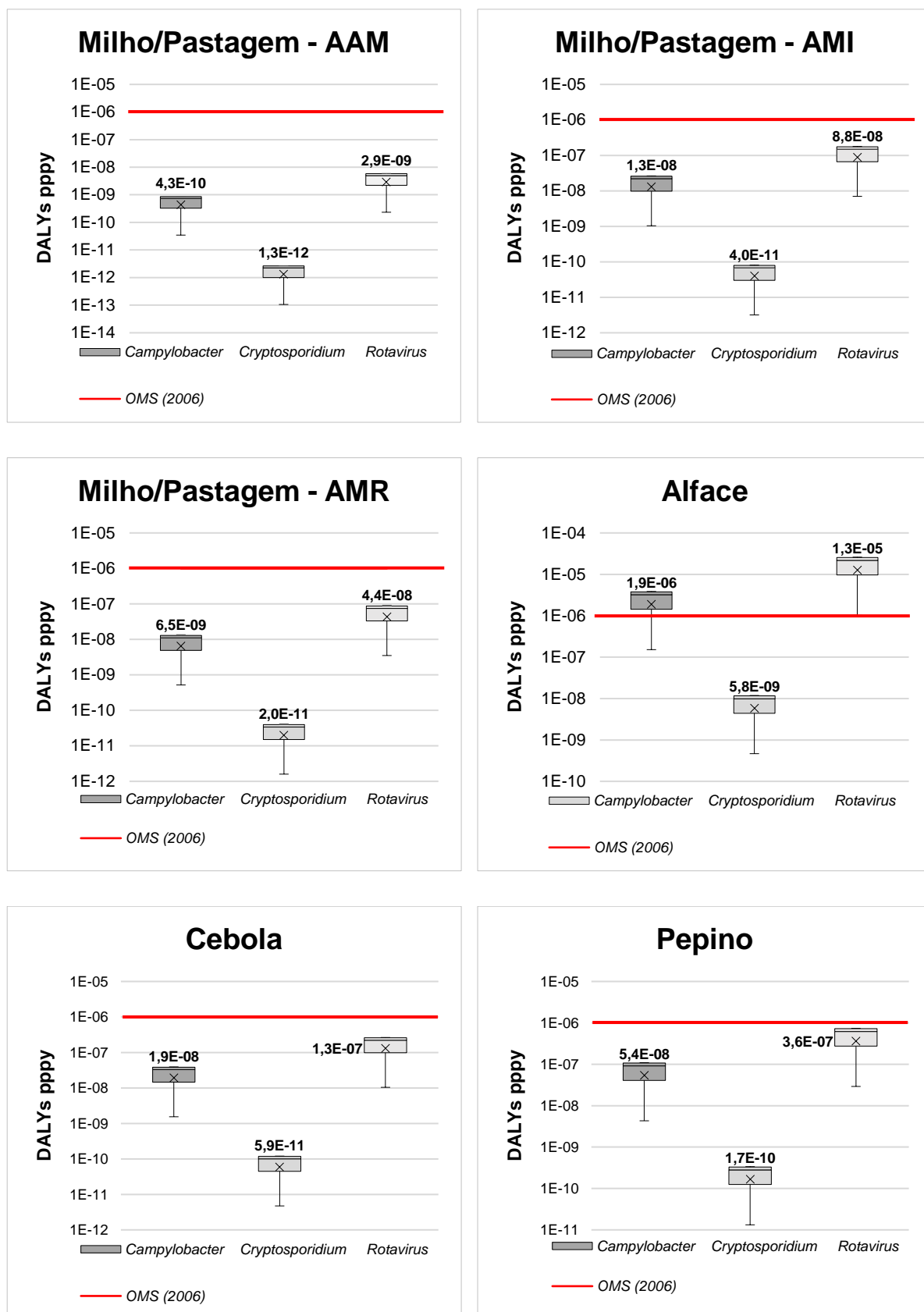


Figura 20 – Resultados do cálculo do Ano de vida ajustado por incapacidade (DALY) por pessoa por ano (pppy) para os patógenos indicadores e cenários de exposição.

Os resultados obtidos demonstraram os seguintes pontos:

- Agricultura Mecanizada (AAM): Os resultados de DALYs pppy confirmam que a agricultura mecanizada atende ao limite de segurança estabelecido pela WHO para todos os patógenos indicadores, garantindo um risco muito baixo de impactos à saúde.
- Agricultura com Mão de Obra Intensiva (AMI) e Agricultura com Mão de Obra Reduzida (AMR): Ambos os métodos também atendem ao limite de 10^{-6} DALYs pppy para todos os patógenos, embora com valores ligeiramente mais altos que a agricultura mecanizada.
- Cultivo de Alface: Os resultados de DALYs pppy mostram que o cultivo de alface não atende ao limite de segurança para *Campylobacter* e *Rotavirus*, indicando um risco significativo para a saúde pública. Atendendo somente o limite de 10^{-6} DALYs pppy para *Cryptosporidium*.
- Cultivo de Cebola e Pepino: Ambos os cultivos atendem ao limite de segurança de 10^{-6} DALYs pppy, demonstrando ser opções viáveis e seguras para a irrigação com águas residuárias tratadas.

Discussão dos resultados

A análise de AQRM demonstrou que a maioria das práticas agrícolas pode atender aos critérios de segurança estabelecidos pela WHO, com exceção do cultivo de alface em certas condições. Adaptações regionais e métodos adicionais de desinfecção podem ser necessários para garantir a segurança alimentar e a proteção da saúde humana. Durante o período de colheita e consumo de culturas agrícolas, vários estudos indicam reduções logarítmicas de patógenos, que podem ocorrer devido à lavagem dos produtos ou ao término da irrigação antes da colheita (Dawson *et al.*, 2005; Mara *et al.*, 2007; Shuval *et al.*, 1997).

Portanto, se considerarmos uma redução logarítmica de *Campylobacter* e *Rotavirus* entre 1 e 3 logs, o cultivo de alface atenderia aos critérios de probabilidade de infecção anual e risco de doença anual. No entanto, esses fatores não foram considerados neste estudo, adotando-se o pior cenário e mantendo critérios de segurança mais rigorosos.

Estudos complementares, como o de Bastos *et al.* (2008) no Brasil e de Mok *et al.* (2013), avaliaram o desempenho de sistemas de tratamento baseados na natureza e métodos adicionais de desinfecção para alcançar a qualidade necessária para o reuso na agricultura. Mara *et al.* (2007) sugerem que um valor de 10^{-5} DALYs pppy pode ser mais realista para países em desenvolvimento, mantendo a proteção à saúde dos consumidores. Pertecendo aos governos locais estabelecer os níveis de qualidade dos efluentes para reuso na agricultura, levando em consideração a incidência local de doenças diarreicas e as práticas agrícolas específicas de cada região.

O estudo de Gonçalves *et al.* (2021) avaliou o risco microbiológico associado ao reuso não potável de águas cinzas tratadas por filtros anaeróbios e *Wetlands* verticais. Em comparação, o presente estudo apresentou resultados que mostram um risco significativamente menor de infecção para os patógenos *Campylobacter*, *Cryptosporidium* e *Rotavirus* em cenários de agricultura mecanizada, mão de obra intensiva e reduzida.

Para o *Campylobacter*, Gonçalves *et al.* (2021) encontrou um risco anual ligeiramente acima do limite recomendado em alguns cenários. Sendo que no presente estudo, somente o cultivo de alface apresentou DALYs pppy de $1,9E-06$ ($\pm 1,4E-06$), excedendo os limites estabelecidos pela WHO, enquanto outros cenários ficaram abaixo dos limites aceitáveis.

Quanto ao *Cryptosporidium*, Gonçalves *et al.* (2021) encontraram que o risco de infecção estava abaixo do limite recomendado, o que é consistente com o presente estudo, onde os resultados obtidos de DALYs pppy de $5,8E-09$ ($\pm 4,3E-09$) para cultivo de alface e de $1,3E-12$ ($\pm 9,8E-13$) para agricultura mecanizada.

Em relação ao *Rotavirus*, Gonçalves *et al.* (2021) relataram riscos acima do limite recomendado sem tratamento adicional. Entretanto, no presente estudo os resultados mostram que o cultivo de alface apresentou DALYs pppy de $1,3E-05$ ($\pm 9,4E-06$), superando os limites da WHO, enquanto outros cenários ficaram dentro dos limites aceitáveis.

Da Silva Santos *et al.* (2024) concentrou-se na viabilidade econômica e na segurança do tratamento de águas residuárias para reuso não potável, identificando altos riscos de infecção em efluentes tratados secundariamente, com uma redução significativa desses riscos após o tratamento terciário.

Em relação ao *Campylobacter*, os resultados obtidos no presente estudo indicam que, mesmo sem o tratamento terciário, os riscos de infecção estão dentro dos limites aceitáveis para cenários de agricultura mecanizada, mão de obra intensiva e reduzida, com exceção do cultivo de alface, que apresenta maior risco.

Os efluentes tratados terciariamente, conforme observado por da Silva Santos *et al.* (2024), apresentaram riscos reduzidos. Isso reforça a necessidade de etapas adicionais de tratamento para garantir a segurança no reuso de efluentes para irrigação agrícola, especialmente em cultivos mais suscetíveis ao risco, como o de alface.

Hamilton *et al.* (2006) desenvolveu modelos AQRM para estimar o risco anual de infecção por vírus entéricos em vegetais irrigados com água cinza tratada secundariamente. Esses modelos fornecem uma base importante para a avaliação de riscos microbiológicos no reuso de águas residuárias.

Em relação ao *Rotavirus*, Hamilton *et al.* (2006) relatou riscos variando de 10^{-9} a 10^{-3} , dependendo do tempo desde o último evento de irrigação. Os resultados obtidos no presente estudo, para *Rotavirus*, com um risco de $2,9E-09 \pm 2,1E-09$ para agricultura mecanizada, são consistentes com os riscos mais baixos relatados por Hamilton *et al.* (2006). No entanto, o cultivo de alface apresentou riscos elevados, com DALYs pppy de $1,3E-05 \pm 9,4E-06$, indicando a necessidade de tratamentos adicionais e possivelmente de tratamento terciário para garantir a segurança.

Shi *et al.* (2018) avaliou os riscos de saúde pública associados ao reuso de águas cinzas tratadas com microfiltração, proporcionando uma análise detalhada da eficácia desse método de tratamento. Para *E. coli* patogênica, Shi *et al.* (2018) encontrou riscos anuais de infecção por cepas patogênicas muito abaixo dos *benchmarks* da US EPA ($\leq 10^{-4}$ pppy) e da WHO ($\leq 10^{-6}$ DALYs pppy), constatando que a água cinza de todas as fontes domésticas, podem ser usadas com segurança para descarga de vasos sanitários e para irrigação de culturas alimentares após um tratamento simples de microfiltração. Embora o presente estudo tenha focado em diferentes patógenos, os resultados de baixo risco para *Campylobacter*, *Cryptosporidium* e *Rotavirus*, para todos os cenários, com exceção da irrigação de alface, corroboram a eficácia de tratamentos adequados na redução de riscos microbiológicos. Esses achados destacam a importância de tecnologias de tratamento eficientes para garantir a segurança no reuso de águas residuárias.

Owusu-Ansah *et al.* (2017) avaliou o risco de infecção por *norovirus* através do consumo de vegetais irrigados com águas residuárias, fornecendo *insights* valiosos sobre os riscos associados a diferentes patógenos, onde os principais resultados excederam os limites de segurança estabelecidos pela US EPA e WHO, quando os consumidores estão expostos através do consumo de alface e repolho irrigados com águas residuárias. Ainda que o estudo atual não tenha focado especificamente em *norovirus*, a alta carga de doença relatada por Owusu-Ansah *et al.* (2017) destaca a importância de considerar múltiplos patógenos ao avaliar o risco do reuso de águas residuárias. Isso enfatiza a necessidade de uma abordagem abrangente na análise de riscos microbiológicos para garantir a segurança alimentar e de saúde pública.

Eregno *et al.* (2017) avaliou o risco de infecção por *Cryptosporidium*, *Campylobacter* e Norovirus em alface irrigada com águas cinzas tratadas, fornecendo uma análise detalhada dos riscos associados a esses patógenos. Para *Campylobacter* e *Cryptosporidium*, Eregno *et al.* (2017) relatou riscos insignificantes, o que é consistente com os resultados obtidos no presente estudo de baixos DALYs pppy para esses patógenos em cenários de agricultura mecanizada e reduzida. No entanto, o cultivo de alface apresentou riscos elevados para *Campylobacter*, com DALYs pppy de $1,9\text{E-}06$ ($\pm 1,4\text{E-}06$), indicando a necessidade de tratamentos adicionais. Embora este estudo não tenha incluído Norovirus, a abordagem metodológica semelhante utilizada por Eregno *et al.* (2017) reforça a eficácia das etapas de tratamento avançadas em reduzir os riscos de infecção.

Mok *et al.* (2014) avaliou os riscos associados ao uso de águas residuárias tratadas para irrigação de vegetais, com foco específico em *norovirus* e destacou a necessidade de desinfecção adicional para atingir níveis de risco aceitáveis. Os resultados obtidos nesse estudo para *Rotavirus* corroboram essa necessidade, especialmente no caso de cultivos de alface, onde foi observado riscos elevados.

Dada *et al.* (2021) e Zaneti *et al.* (2021), avaliaram os riscos ocupacionais associados ao SARS-CoV-2 em Estações de Tratamento de Águas Residuárias (ETARs). Ainda que este estudo não tenha focado em riscos ocupacionais ou no SARS-CoV-2, os achados de Dada *et al.* (2021) e Zaneti *et al.* (2021) sobre a importância de Equipamentos de Proteção Individual (EPIs) e tratamentos adequados são aplicáveis ao contexto de reuso de águas residuárias. Esses estudos destacam a importância de estratégias robustas de mitigação de risco, reforçando a necessidade

de medidas de proteção e tratamentos eficientes para garantir a segurança dos trabalhadores e a qualidade da água reutilizada.

CONCLUSÃO

Em relação ao desempenho do WCV-FS instalado no CETREVI, demonstrou a eficácia do sistema na remoção de matéria orgânica carbonácea, série nitrogenada (nitrificação e desnitrificação), fosfato, sólidos suspensos totais e patógenos (coliformes totais e termotolerantes, *E. coli* e *Salmonella spp.*). O sistema atendeu aos critérios estabelecidos pelas resoluções da região sul do Brasil e as diretrizes da WHO 2006 para irrigação agrícola. Os resultados mostraram uma eficiência significativa na remoção de DQO (79,53%), DBO (90,86%), NT (81,61%), N-NH_4^+ (74,29%), P-PO_4^{3-} (68,81%), coliformes totais (2,52 log10) e coliformes termotolerantes (0,93 log10) com valores de efluente que satisfazem as exigências de qualidade da água para reuso agrícola.

Em termos microbiológicos, a concentração de *E. coli* (2,47 log10 NMP/100 mL) no efluente do WCV-FS foi suficiente para atender às diretrizes da WHO para diversas práticas agrícolas, incluindo irrigação por gotejamento, cultivos de alto crescimento, agricultura mecanizada, irrigação irrestrita em cultivos de folhas e irrigação restrita com mão de obra intensiva e alto contato. No entanto, o sistema não atendeu aos critérios mais rigorosos da US EPA para a ausência de coliformes fecais na irrigação de culturas consumidas cruas, indicando uma área potencial para melhorias futuras.

A comparação com estudos anteriores confirmou que o WCV-FS apresentou desempenho comparável ou superior na maioria dos parâmetros analisados, sendo que o WCV-FS operou com cargas aplicadas de DQO de 27,27 g/m².d, DBO de 13,15 g/m².d, P-PO_4^{3-} de 1,68 g/m².d, NT de 17,96 g/m².d, N-NH_4^+ de 7,61 g/m².d e SST de 21,12 g/m².d. Apesar das diferenças nos contextos operacionais e nas configurações dos sistemas estudados, os resultados obtidos reafirmam a viabilidade do WCV-FS como uma solução eficaz e sustentável para o tratamento de esgoto doméstico, contribuindo para a proteção ambiental e a segurança sanitária.

Sobre os riscos microbiológicos associados ao reuso de águas residuárias tratadas na agricultura, este estudo focou nos patógenos *Campylobacter*, *Cryptosporidium* e *Rotavirus*. Utilizando a Avaliação Quantitativa de Riscos

Microbiológicos (AQRM) e analisando diversos cenários de exposição, incluindo agricultura mecanizada (AAM), agricultura com mão de obra intensiva (AMI) e agricultura com mão de obra reduzida (AMR), bem como o cultivo de vegetais como alface, cebola e pepino. Os resultados demonstraram que a maioria dos cenários agrícolas analisados está dentro dos limites aceitáveis estabelecidos pela World Health Organization (WHO) de 10^{-6} DALYs pppy, com exceção do cultivo de alface.

O cultivo de alface apresentou riscos elevados para *Campylobacter* ($1,9\text{E-}06 \pm 1,4\text{E-}06$ DALYs pppy) e *Rotavirus* ($1,3\text{E-}05 \pm 9,4\text{E-}06$ DALYs pppy), excedendo os limites recomendados. Em contraste, os riscos de infecção por *Cryptosporidium* ficaram abaixo dos limites aceitáveis para todos os cenários, incluindo o cultivo de alface.

Comparando os achados desse estudo com estudos anteriores, é identificado a importância de tratamentos adicionais e práticas de desinfecção para garantir a segurança microbiológica no reuso de águas residuárias cultivos mais suscetíveis ao risco. Estudos como os de Gonçalves *et al.* (2021) e da Silva Santos *et al.* (2024) corroboram a necessidade de etapas de tratamento avançadas, especialmente em cenários de alto risco.

Em conclusão, este estudo reforça uma abordagem integrada que inclua a avaliação de múltiplos patógenos, tratamentos avançados e práticas de mitigação de risco é essencial para garantir a segurança do reuso de águas residuárias na agricultura. Adaptações regionais e práticas adicionais podem ser necessárias para atender aos padrões de segurança locais, especialmente para cultivos de alto risco como a alface.

Recomenda-se o monitoramento contínuo e ajustes operacionais para otimizar ainda mais a eficiência do sistema, garantindo que ele possa atender às normas mais rigorosas, como as da US EPA, e expandir suas aplicações na agricultura sustentável. Destaca-se a importância das tecnologias baseadas na natureza como o WCV-FS na gestão de águas residuárias, promovendo práticas agrícolas seguras e ambientalmente responsáveis.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 13.969:1997. Tanques sépticos - Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos - Projeto, construção e operação.** Rio de Janeiro, 1997.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). **Atlas esgotos: despoluição de bacias hidrográficas. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental.** Brasília: ANA, 2017. 88 p. ISBN 978-85-8210-050-9. Disponível em: https://arquivos.ana.gov.br/impressao/publicacoes/ATLASeESGOTOSDespoluicaoodeBaciasHidrograficas-ResumoExecutivo_livro.pdf.

AMOEDO, Rafael; DAMARTZIS, Theodoros; GRANACHER, Julia; MARECHAL, Francois. **System Design and Performance Evaluation of Wastewater Treatment Plants Coupled With Hydrothermal Liquefaction and Gasification.** *Frontiers in Energy Research*, v. 8, 2020. DOI: <https://doi.org/10.3389/fenrg.2020.568465>. ISSN 2296-598X.

ARIAS, C.A.; CABELLO, A.; BRIX, H.; JOHANSEN, N.-H. **Removal of indicator bacteria from municipal wastewater in an experimental two-stage vertical flow constructed wetland system.** *Water Science and Technology*, v. 48, n. 5, p. 35-41, 2003. DOI: <https://doi.org/10.2166/wst.2003.0274>.

ATALLA, Alexandre; PELISSARI, Catiane; DE OLIVEIRA, Milina; DE SOUZA PEREIRA, Mariana Antonio; CAVALHERI, Priscila Sabioni; SEZERINO, Pablo H.; MAGALHÃES FILHO, Fernando Jorge Correa. **Influence of Earthworm Presence and Hydraulic Loading Rate on the Performance of Vertical Flow Constructed Wetlands.** *Environmental Technology*, v. 42, n. 17, p. 2700-2708, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1080/09593330.2019.1710572>.

AYAZ, S.Ç.; AKTAŞ, Ö.; FINDIK, N.; AKÇA, L.; KINACI, C. **Effect of recirculation on nitrogen removal in a hybrid constructed wetland system.** *Ecological Engineering*, v. 40, p. 1-5, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2011.12.028>.

ÁVILA, Cristina; NIVALA, Jaime; OLSSON, Linda; KASSA, Kinfe; HEADLEY, Tom; MUELLER, Roland A.; BAYONA, Josep Maria; 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, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.06.128>.

ANGELAKIS, Andreas N.; ASANO, Takashi; BAHRI, Akissa; JIMENEZ, Blanca E.; TCHOBANOGLOUS, George. **Water Reuse: From Ancient to Modern Times and the Future.** *Frontiers in Environmental Science*, v. 6, 2018. 2024. DOI: <https://doi.org/10.3389/fenvs.2018.00026>.

AL-JAYYOUSI, Odeh R. **Greywater reuse: towards sustainable water management.** *Desalination*, v. 156, n. 1-3, p. 181-192, 2003. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0011-9164\(03\)00340-0](https://doi.org/10.1016/S0011-9164(03)00340-0).

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO (ANA). **Atlas Irrigação 2021: Uso da Água na Agricultura Irrigada**. 2ª ed. Brasília: ANA, 2021. Disponível em:

https://arquivos.ana.gov.br/imprensa/publicacoes/ATLASESGOTOSDespoluicaodeBaciasHidrograficas-ResumoExecutivo_livro.pdf.

ALVES, Daniely Karen Matias; TEIXEIRA, Marconi Batista; CUNHA, Fernando Nobre; CABRAL FILHO, Fernando Rodrigues; CUNHA, Gabriela Nobre; ANDRADE, Christiano Lima Lobo de. **Grain Yield of Maize Crops under Nitrogen Fertigation Using Wastewater from Swine and Fish Farming**. *Agronomy*, v. 13, n. 7, p. 1834, 2023. DOI: <https://doi.org/10.3390/agronomy13071834>.

ABDEL-AZIZ, Reda. **Impact of Treated Wastewater Irrigation on Soil Chemical Properties and Crop Productivity**. *International Journal of Water Resources and Arid Environments*, v. 4, n. 1, p. 30-36, 2015. ISSN 2079-7079..

AL-SHDIEFAT, Saleh; AYOUB, Salam; JAMJOUM, Khalil. **Effect of Irrigation with Reclaimed Wastewater on Soil Properties and Olive Oil Quality**. *Jordan Journal of Agricultural Sciences*, v. 5, n. 2, p. 128-136, 2009.

ALUM, Absar; ENRIQUEZ, Carlos; GERBA, Charles P. **Impact of Drip Irrigation Method, Soil, and Virus Type on Tomato and Cucumber Contamination**. *Food and Environmental Virology*, v. 3, n. 2, p. 78-85, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1007/s12560-011-9060-y>.

AMOA, Isaac Dennis; ABUBAKARI, Amina; STENSTRÖM, Thor Axel; ABAIDOO, Robert Clement; SEIDU, Razak. **Contribution of wastewater irrigation to soil transmitted helminths infection among vegetable farmers in Kumasi, Ghana**. *PLoS Neglected Tropical Diseases*, v. 10, n. 12, p. e0005161, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pntd.0005161>.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA); AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION (AWWA); WATER ENVIRONMENT FEDERATION (WEF). **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 22. ed. Washington, DC: American Public Health Association, 2012. 1496 p. ISBN 978-0875530130.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). **Resolução n.º 357, de 17 de março de 2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes. Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 18 mar. 2005. Disponível em: https://conama.mma.gov.br/?option=com_sisconama&task=arquivo.download&id=450.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). **Resolução n.º 430, de 13 de maio de 2011**. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução CONAMA n.º 357/2005. Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 16 maio 2011. Disponível em: https://www.suape.pe.gov.br/images/publicacoes/CONAMA_n.430.2011.pdf.

BASTOS, R. K. X.; BEVILACQUA, P. D.; SILVA, C. A. B.; SILVA, C. V. **Wastewater irrigation of salad crops: further evidence for the evaluation of the WHO guidelines**. Water Science and Technology, v. 57, n. 8, p. 1213-1219, 2008. DOI: <https://doi.org/10.2166/wst.2008.244>.

BARBOSA, Allan Fuezi; MARRARA, Thiago. **As funções do regulador de saneamento básico no Brasil**. Revista de Direito Econômico e Socioambiental, v. 10, n. 3, p. 127-147, 2019. <https://doi.org/10.7213/rev.dir.econ.soc.v10i3.25359>

BARTRAM, J.; PEDLEY, S. **Microbiological analyses**. In: BARTRAM, J.; BALANCE, R. (Eds.). Water Quality Monitoring - A Practical Guide to the Design and Implementation of Freshwater Quality Studies and Monitoring Programmes. E&FN Spon, an imprint of Chapman & Hall, 1996. p. 181-196.

BRASIL. **Lei nº 14.026, de 15 de julho de 2020**. Atualiza o marco legal do saneamento básico e altera a Lei nº 9.984, de 17 de julho de 2000, para atribuir à Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA) competência para editar normas de referência sobre o serviço de saneamento. Brasília, DF: Presidência da República, 2020. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2019-2022/2020/lei/l14026.html.

BALLANTINE, Deborah J.; TANNER, Chris C. **Substrate and filter materials to enhance phosphorus removal in constructed wetlands treating diffuse farm runoff: a review**. New Zealand Journal of Agricultural Research, v. 53, n. 1, p. 71-95, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1080/00288231003685843>.

BASSANI, Leandro; PELISSARI, Catiane; DA SILVA, Arieleen Reis; SEZERINO, Pablo Heleno. **Feeding mode influence on treatment performance of unsaturated and partially saturated vertical flow constructed wetland**. Science of The Total Environment, v. 754, 142400, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142400>.

BAHIA. Conselho Estadual de Recursos Hídricos (CONERH). **Resolução nº 75, de 29 de julho de 2010**. Estabelece procedimentos para disciplinar a prática de reúso direto não potável de água na modalidade agrícola e/ou florestal. Diário Oficial do Estado da Bahia, 29 jul. 2010. Disponível em: <http://www.seia.ba.gov.br/sites/default/files/legislation/RESOLU%C3%87%C3%83O%20n%C2%BA%2075.pdf>. Acesso em: 15 maio 2024.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução nº 503, de 14 de dezembro de 2021**. Define critérios e procedimentos para o reúso em sistemas de fertirrigação de efluentes provenientes de indústrias de alimentos, bebidas, laticínios, frigoríficos e graxarias. Disponível em: https://conama.mma.gov.br/index.php?option=com_sisconama&task=arquivo.download&id=813. Acesso em: 15 maio 2024.

BLUMENTHAL, Ursula J.; MARA, D. Duncan; PEASEY, Anne; RUIZ-PALACIOS, Guillermo; STOTT, Rebecca. **Guidelines for the microbiological quality of treated wastewater used in agriculture: recommendations for revising WHO guidelines**. Bulletin of the World Health Organization, v. 78, p. 1104-1116, 2000. Disponível em:

https://www.scielo.org/article/ssm/content/raw/?resource_ssm_path=/media/assets/bwho/v78n9/v78n9a06.pdf.

CARVALHO, P. N.; ARIAS, C. A.; BRIX, H. **Constructed Wetlands for Water Treatment: New Developments**. Water, v. 9, n. 6, p. 397, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/w9060397>.

CARCARÁ, Maria do Socorro Monteiro; SILVA, Elaine Aparecida da; MOITA, José Machado. **Saneamento básico como dignidade humana: entre o mínimo existencial e a reserva do possível**. Engenharia Sanitaria e Ambiental, v. 24, p. 493-500, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1413-41522019183905>.

CARLARNE, Cinnamon. **Delinking International Environmental Law & Climate Change**. Michigan Journal of Environmental & Administrative Law, v. 4, n. 1, p. 1-50, 2014. DOI: <https://doi.org/10.36640/mjeal.4.1.delinking>.

CARVALHO, Denise Moraes; VAN TULDER, Rob. **Water and Sanitation as a Wicked Governance Problem in Brazil: An Institutional Approach**. Frontiers in Water, v. 4, 2022. Disponível em: <https://www.frontiersin.org/journals/water/articles/10.3389/frwa.2022.781638>. <https://doi.org/10.3389/frwa.2022.781638>. ISSN 2624-9375.

CASSIDY, J.; SILVA, T.; SEMIÃO, N.; RAMALHO, P.; SANTOS, A.; FELICIANO, J. **Improving wastewater treatment plants operational efficiency and effectiveness through an integrated performance assessment system**. H2Open Journal, v. 3, n. 1, p. 276-287, 2020. DOI: <https://doi.org/10.2166/h2oj.2020.007>.

CHAND, Naveen; SUTHAR, Surindra; KUMAR, Kapil; TYAGI, Vinay Kumar. **Enhanced removal of nutrients and coliforms from domestic wastewater in cattle dung biochar-packed Colocasia esculenta-based vertical subsurface flow constructed wetland**. Journal of Water Process Engineering, v. 41, 101994, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2021.101994>.

CHOJNACKA, K.; WITEK-KROWIAK, A.; MOUSTAKAS, K.; SKRZYPCZAK, D.; MIKULA, K.; LOIZIDOU, M. **A transition from conventional irrigation to fertigation with reclaimed wastewater: Prospects and challenges**. Renewable and Sustainable Energy Reviews, v. 130, p. 109959, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rser.2020.109959>.

CEARÁ. Conselho Estadual do Meio Ambiente (COEMA). **Resolução COEMA nº 02, de 02 de fevereiro de 2017**. Dispõe sobre padrões e condições para lançamento de efluentes líquidos gerados por fontes poluidoras, revoga as portarias SEMACE nº 154, de 22 de julho de 2002 e nº 111, de 05 de abril de 2011, e altera a portaria SEMACE nº 151, de 25 de novembro de 2002. Diário Oficial do Estado do Ceará, 02 fev. 2017. Disponível em: <https://www.semace.ce.gov.br/wp-content/uploads/sites/46/2019/09/COEMA-02-2017.pdf>. Acesso em: 15 maio 2024.

CHRISTOU, Anastasis; KARAOLIA, Popi; HAPESHI, Evroula; MICHAEL, Costas; FATTA-KASSINOS, Despo. **Long-term wastewater irrigation of vegetables in real agricultural systems: Concentration of pharmaceuticals in soil, uptake and**

bioaccumulation in tomato fruits and human health risk assessment. Water Research, v. 109, p. 24-34, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.11.033>.

CARPENTER, S. R.; CARACO, N. F.; CORRELL, D. L.; HOWARTH, R. W.; SHARPLEY, A. N.; SMITH, V. H. **Nonpoint Pollution of Surface Waters with Phosphorus and Nitrogen.** Ecological Applications, v. 8, n. 3, p. 559-568, 1998. DOI: [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(1998\)008\[0559:NPOSWW\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(1998)008[0559:NPOSWW]2.0.CO;2).

DEEGAN, A. M.; SHAIK, B.; NOLAN, K.; URELL, K.; OELGEMÖLLER, M.; TOBIN, J.; MORRISSEY, A. **Treatment options for wastewater effluents from pharmaceutical companies.** International Journal of Environmental Science & Technology, v. 8, n. 3, p. 649-666, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1007/BF03326250>.

DISTRITO FEDERAL. **Resolução nº 005, de 09 de maio de 2022.** Estabelece diretrizes para o aproveitamento ou reúso de água não potável em edificações no Distrito Federal. Diário Oficial do Distrito Federal, Brasília, 09 maio 2022. Disponível em:

https://www.adasa.df.gov.br/images/storage/legislacao/Res_ADASA/2022/Resolucao_05_09052022_.pdf. Acesso em: 15 maio 2024.

DEON, Magnus Dall'Igna; GOMES, Tamara Maria; MELFI, Adolpho José; MONTES, Célia Regina; SILVA, Elisabete da. **Produtividade e qualidade da cana-de-açúcar irrigada com efluente de estação de tratamento de esgoto.** Pesquisa Agropecuária Brasileira, v. 45, n. 10, p. 1149–1156, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2010001000014>.

DA SILVA SANTOS, Luciene; SOUZA, Hugo Henrique de Simone; AMOAH, Isaac Dennis; MAGRI, Maria Elisa; IDE, Carlos Nobuyoshi; PAULO, Paula Loureiro. **Treated domestic effluents for non-potable reuse: microbial risk assessment and economic viability.** Urban Water Journal, v. 21, n. 3, p. 349-363, 2024. ISSN 1573-062X. DOI: 10.1080/1573062X.2023.2295309.

DADA, Ayokunle Christopher; GYAWALI, Pradip. **Quantitative microbial risk assessment (QMRA) of occupational exposure to SARS-CoV-2 in wastewater treatment plants.** Science of The Total Environment, v. 763, 142989, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142989>.

EREGNO, Fasil Ejigu; MOGES, Melesse Eshetu; HEISTAD, Arve. **Treated Greywater Reuse for Hydroponic Lettuce Production in a Green Wall System: Quantitative Health Risk Assessment.** Water, v. 9, n. 7, p. 454, 2017. DOI: <https://doi.org/10.3390/w9070454>.

EREGNO, Fasil Ejigu; TRYLAND, Ingun; TJOMSLAND, Torulv; MYRMEL, Mette; ROBERTSON, Lucy; HEISTAD, Arve. **Quantitative microbial risk assessment combined with hydrodynamic modelling to estimate the public health risk associated with bathing after rainfall events.** Science of The Total Environment, v. 548–549, p. 270-279, 2016. ISSN 0048-9697. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.01.034>.

FONDER, Nat; HEADLEY, Tom. **The taxonomy of treatment wetlands: A proposed classification and nomenclature system**. Ecological Engineering, v. 51, p. 203-211, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.12.011>.

FONSECA, Adriel Ferreira da; HERPIN, Uwe; DE PAULA, Alessandra Monteiro; VICTÓRIA, Reynaldo Luiz; MELFI, Adolpho José. **Agricultural Use of Treated Sewage Effluents: Agronomic and Environmental Implications and Perspectives for Brazil**. Scientia Agricola, v. 64, n. 2, p. 194-209, 2007. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0103-90162007000200014>.

FRIEDLER, Eran. **Water reuse — an integral part of water resources management: Israel as a case study**. Water Policy, v. 3, n. 1, p. 29-39, 2001. DOI: [https://doi.org/10.1016/S1366-7017\(01\)00003-4](https://doi.org/10.1016/S1366-7017(01)00003-4).

FARAHAT, Emad A.; GALAL, Tarek M.; ELAWA, Omar E.; HASSAN, Loutfy M. **Health risk assessment and growth characteristics of wheat and maize crops irrigated with contaminated wastewater**. Environmental Monitoring and Assessment, v. 189, n. 11, p. 535, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10661-017-6259-x>.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS (FAO); WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). **Hazard characterization for pathogens in food and water: guidelines**. Microbiological Risk Assessment series 3. 1 out. 2003. 77 p. ISBN: 92-4-156237-4. Disponível em: <https://www.who.int/publications/i/item/9241562374>.

GHIMIRE, Umesh; SARPONG, Gideon; GUDE, Veera Gnaneswar. **Transitioning wastewater treatment plants toward circular economy and energy sustainability**. ACS omega, v. 6, n. 18, p. 11794-11803, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1021/acsomega.0c05827?rel=cite-as&ref=PDF&jav=VoR>

GAO, Feng; LIU, Guochen; SHE, Zonglian; JI, Junyuan; GAO, Mengchun; ZHAO, Yangguo; GUO, Liang; JIN, Chunji. **Effects of salinity on pollutant removal and bacterial community in a partially saturated vertical flow constructed wetland**. Bioresource Technology, v. 329, p. 124890, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.124890>.

GARFÍ, Marianna; FLORES, Laura; FERRER, Ivet. **Life Cycle Assessment of wastewater treatment systems for small communities: Activated sludge, constructed wetlands and high rate algal ponds**. Journal of Cleaner Production, v. 161, p. 211-219, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.05.116>.

GATTA, Giuseppe; LIBUTTI, Angela; GAGLIARDI, Anna; DISCIGLIO, Grazia; TARANTINO, Emanuele; BENUCE, Luciano; GIULIANI, Marcella Michela. **Wastewater Reuse in Agriculture: Effects on Soil-Plant System Properties. Interaction and Fate of Pharmaceuticals in Soil-Crop Systems: The Impact of Reclaimed Wastewater**. Cham: Springer International Publishing, 2021. p. 79-102. DOI: https://doi.org/10.1007/978-93-9047-648-8_4.

GROS, Meritxell; PETROVIĆ, Mira; GINEBREDÀ, Antoni; BARCELÓ, Damià. **Removal of pharmaceuticals during wastewater treatment and environmental**

risk assessment using hazard indexes. *Environment International*, v. 36, n. 1, p. 15-26, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2009.09.002>.

GONÇALVES, Ricardo Franci; VAZ, Laila de Oliveira; PERES, Mário; MERLO, Solange Sarnaglia. **Microbiological risk from non-potable reuse of greywater treated by anaerobic filters associated to vertical constructed wetlands.** *Journal of Water Process Engineering*, v. 39, 2021, 101751. ISSN 2214-7144. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2020.101751>.

GUERRA-RODRÍGUEZ, Sonia; OULEGO, Paula; RODRÍGUEZ, Encarnación; SINGH, Devendra N.; RODRÍGUEZ-CHUECA, Jorge. **Towards the Implementation of Circular Economy in the Wastewater Sector: Challenges and Opportunities.** *Water*, v. 12, n. 5, 2020. DOI: <https://doi.org/10.3390/w12051431>.

GRIMASON, A. M.; SMITH, H. V.; THITAI, W. N.; SMITH, P. G.; JACKSON, M. H.; GIRDWOOD, R. W. A. **Occurrence and Removal of Cryptosporidium spp. Oocysts and Giardia spp. Cysts in Kenyan Waste Stabilisation Ponds.** *Water Science and Technology*, v. 27, n. 3-4, p. 97-104, 1993. DOI: <https://doi.org/10.2166/wst.1993.0329>.

GARZIO-HADZICK, A.; SHELTON, D.R.; HILL, R.L.; PACHEPSKY, Y.A.; GUBER, A.K.; ROWLAND, R. **Survival of manure-borne E. coli in streambed sediment: Effects of temperature and sediment properties.** *Water Research*, v. 44, n. 9, p. 2753-2762, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.02.011>

HUTTON, Guy. **Global costs and benefits of reaching universal coverage of sanitation and drinking-water supply.** *Journal of Water and Health*, v. 11, n. 1, p. 1-12, 2013. DOI: <https://doi.org/10.2166/wh.2012.105>.

HALVERSON, Nancy. **Review of Constructed Subsurface Flow vs. Surface Flow Wetlands.** United States, 2004. DOI: <https://doi.org/10.2172/835229>.

HASHEM, Mahmoud S.; QI, Xuebin. **Treated Wastewater Irrigation—A Review.** *Water*, v. 13, n. 11, 2021. DOI: <https://doi.org/10.3390/w13111527>.

HAJARE, Rajashree; LABHASETWAR, Pawan; NAGARNAIK, Pranav. **Evaluation of pathogen risks using QMRA to explore wastewater reuse options: A case study from New Delhi in India.** *Water Science and Technology*, v. 83, n. 3, p. 543–555, 1 fev. 2021. DOI: <https://doi.org/10.2166/wst.2020.583>.

HUSSAIN, Intizar; RASCHID, Liqa; HANJRA, Munir A.; MARIKAR, Fuard; VAN DER HOEK, Wim. **Wastewater use in agriculture: Review of impacts and methodological issues in valuing impacts.** Working Paper 37. Colombo, Sri Lanka: International Water Management Institute, 2002. ISBN 92-9090-472-0.

HAAS, Charles N.; ROSE, Joan B.; GERBA, Charles P. **Quantitative Microbial Risk Assessment.** Hoboken: John Wiley & Sons, 2014. Print ISBN: 9781118145296. Online ISBN: 9781118910030. DOI: <https://doi.org/10.1002/9781118910030>.

HAAS, Charles N.; CROCKETT, Christopher S.; ROSE, Joan B.; GERBA, Charles P.; FAZIL, Aamir M. **Assessing the risk posed by oocysts in drinking water.** *Journal*

AWWA, v. 88, n. 9, p. 131-138, 1996. DOI: <https://doi.org/10.1002/j.1551-8833.1996.tb06619.x>.

HERNANDO, M.D.; MEZCUA, M.; FERNÁNDEZ-ALBA, A.R.; BARCELÓ, D. **Environmental risk assessment of pharmaceutical residues in wastewater effluents, surface waters and sediments**. *Talanta*, v. 69, n. 2, p. 334-342, 2006. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.talanta.2005.09.037>

HELLMÉR, M.; PAXÉUS, N.; MAGNIUS, L.; ENACHE, L.; ARNHOLM, B.; JOHANSSON, A.; BERGSTRÖM, T.; NORDER, H. **Detection of Pathogenic Viruses in Sewage Provided Early Warnings of Hepatitis A Virus and Norovirus Outbreaks**. *Applied and Environmental Microbiology*, v. 80, 2014. DOI: [10.1128/AEM.01981-14](https://doi.org/10.1128/AEM.01981-14). DOI: <https://doi.org/10.1128/AEM.01981-14>

HILDERINK, Henk B. M.; PLASMANS, Marjanne H. D.; POOS, M. J. J. C. (René); EYSINK, Petra E. D.; GIJSEN, Ronald. **Dutch DALYs, current and future burden of disease in the Netherlands**. *Archives of Public Health*, v. 78, n. 1, p. 85, 22 set. 2020. DOI: <https://doi.org/10.1186/s13690-020-00461-8>.

HAMILTON, Andrew J.; STAGNITTI, Frank; PREMIER, Robert; BOLAND, Anne-Maree; HALE, Glenn. **Quantitative Microbial Risk Assessment Models for Consumption of Raw Vegetables Irrigated with Reclaimed Water**. *Applied and Environmental Microbiology*, v. 72, n. 5, p. 3284-3290, 2006. ISSN 0099-2240. DOI: <https://doi.org/10.1128/AEM.72.5.3284-3290.2006>.

HAVELAAR, A. H.; Melse, J. M. **Quantifying public health risk in the WHO Guidelines for Drinking-Water Quality: a burden of disease approach**. 2003. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu RIVM. Disponível em: <http://hdl.handle.net/10029/9098>.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). **Agregados por Setores Censitários preliminares: população e domicílios: resultados do universo: nota metodológica n. 02**. Rio de Janeiro: IBGE, 2024. [28] p. (Coleção Ibgeana). Disponível em: <https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv102071.pdf>. Acesso em: 16 abr. 2024.

INSTITUTO ÁGUA E SANEAMENTO (IAS). **SANEAMENTO 2021: Balanço e perspectivas após aprovação do novo Marco Legal Lei 14.026/2020**. 2021. Disponível em: <https://www.aguaesaneamento.org.br/wp-content/uploads/2021/11/Saneamento-2021-IAS.pdf>. Acesso em: 15 maio 2024.

JIA, Wenlin; ZHANG, Jian; WU, Juan; XIE, Huijun; ZHANG, Bo. **Effect of intermittent operation on contaminant removal and plant growth in vertical flow constructed wetlands: A microcosm experiment**. *Desalination*, v. 262, n. 1-3, p. 202-208, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.desal.2010.06.012>.

JHANSI, Seetharam Chittoor; MISHRA, Santosh Kumar. **Wastewater Treatment and Reuse: Sustainability Options**. *Consilience*, n. 10, p. 1-15, 2013. Disponível em: <https://www.jstor.org/stable/26476137>.

JIMÉNEZ, Blanca; ASANO, Takashi. **Water reclamation and reuse around the world. Water Reuse: an international survey of current practice, issues and needs**. London: IWA Publishing, 2008. p. 3-26. ISBN: 9781843390893. Disponível em: https://www.researchgate.net/profile/Takashi-Asano-3/publication/230887816_Water_Reuse_An_International_Survey_of_Current_Practice_Issues_and_Needs/links/60c257a64585157774c7ba07/Water-Reuse-An-International-Survey-of-Current-Practice-Issues-and-Needs.pdf

JARAMILLO, María F.; RESTREPO, Inés. **Wastewater Reuse in Agriculture: A Review about Its Limitations and Benefits**. Sustainability, v. 9, n. 10, 2017. DOI: 10.3390/su9101734. DOI: <https://doi.org/10.3390/su9101734>.

KADLEC, Robert; KNIGHT, Robert; VYMAZAL, Jan; BRIX, Hans; COOPER, Paul; HABERL, Raimund. **Constructed wetlands for pollution control: Processes, performance, design and operation**. IWA Publishing, 2000. Disponível em: <http://biblioteca.cehum.org/handle/CEHUM2018/1649>. ISBN 978-190-0222-05-1.

KADLEC, Robert H.; KNIGHT, Robert L. **Treatment Wetlands**. Boca Raton: Lewis Publishers, 1996. 893 p. Disponível em: <https://archive.org/details/treatmentwetland0000kadl>.

KADLEC, Robert H.; WALLACE, Scott. **Treatment Wetlands**. 2. ed. Boca Raton: CRC Press, 2008. 1016 p. Disponível em: <https://doi.org/10.1201/9781420012514>. ISBN 9780429137952.

KRAIEM, Khadija; KALLALI, Hamadi; WAHAB, Mohamed Ali; FRA-VAZQUEZ, Andrea; MOSQUERA-CORRAL, Anukha; JEDIDI, Naceur. **Comparative study on pilots between ANAMMOX favored conditions in a partially saturated vertical flow constructed wetland and a hybrid system for rural wastewater treatment**. Science of The Total Environment, v. 670, p. 644-653, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.220>.

KIM, Boram; GAUTIER, Mathieu; MOLLE, Pascal; MICHEL, Philippe; GOURDON, Rémy. **Influence of the water saturation level on phosphorus retention and treatment performances of vertical flow constructed wetland combined with trickling filter and FeCl₃ injection**. Ecological Engineering, v. 80, p. 53-61, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.09.097>.

KERAITA, Bernard; DRECHSEL, Pay; AMOAH, Philip. **Influence of urban wastewater on stream water quality and agriculture in and around Kumasi, Ghana**. Environment and Urbanization, v. 15, n. 2, p. 171-178, 2003. DOI: <https://doi.org/10.1177/095624780301500207>.

KHALID, Sana; SHAHID, Muhammad; NATASHA; BIBI, Irshad; SARWAR, Tania; SHAH, Ali Haidar; NIAZI, Nabeel Khan. **A review of environmental contamination and health risk assessment of wastewater use for crop irrigation with a focus on low and high-income countries**. International Journal of Environmental Research and Public Health, v. 15, n. 5, p. 895, 2018. DOI: <https://doi.org/10.3390/ijerph15050895>.

KHAN, Muhammad M.; SIDDIQI, Sajjad A.; FAROOQUE, Aitazaz A.; IQBAL, Qumer; SHAHID, Shabbir A.; AKRAM, Muhammad T.; RAHMAN, Sadik; AL-BUSAIDI, Waleed; KHAN, Imran. **Towards Sustainable Application of Wastewater in Agriculture: A Review on Reusability and Risk Assessment**. *Agronomy*, v. 12, n. 6, 2022. DOI: <https://doi.org/10.3390/agronomy12061397>.

KUNDU, Arti; WUERTZ, Stefan; SMITH, Woutrina A. **Quantitative microbial risk assessment to estimate the risk of diarrheal diseases from fresh produce consumption in India**. *Food Microbiology*, v. 75, p. 95-102, 2018. ISSN 0740-0020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.fm.2018.01.017>

LIU, Lei; HALL, Geof; CHAMPAGNE, Pascale. **Disinfection processes and mechanisms in wastewater stabilization ponds: a review**. *Environmental Reviews*, v. 26, n. 4, p. 417-429, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1139/er-2018-0006>.

LANDAU, Elena Charlotte; MOURA, Larissa. **Variação geográfica do saneamento básico no Brasil em 2010: domicílios urbanos e rurais**. Brasília, DF: Embrapa, 2016. 975 p. ISBN 978-85-7035-672-7. Disponível em: <http://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/handle/doc/1063680>.

LIU, Guochen; SHE, Zonglian; GAO, Mengchun; LIANG, Jiacheng; JIN, Chunji; GUO, Liang; ZHAO, Yangguo. **Influence of saturated zone depth and vegetation on the performance of vertical flow-constructed wetland with continuous feeding**. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 25, n. 33, p. 33286-33297, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11356-018-3288-0>.

LIU, Lei; HALL, Geof; CHAMPAGNE, Pascale. **Disinfection processes and mechanisms in wastewater stabilization ponds: a review**. *Environmental Reviews*, v. 26, n. 4, p. 417-429, 2018. DOI: 10.1139/er-2018-0006. DOI: <https://doi.org/10.1139/er-2018-0006>.

LAZAROVA, Valentina; BAHRI, Akica (Eds.). **Water Reuse for Irrigation: Agriculture, Landscapes, and Turf Grass**. 1st ed. Boca Raton: CRC Press, 2004. DOI: <https://doi.org/10.1201/9780203499405>.

LI, Dan; ZENG, Siyu; GU, April Z.; HE, Miao; SHI, Hanchang. **Inactivation, reactivation and regrowth of indigenous bacteria in reclaimed water after chlorine disinfection of a municipal wastewater treatment plant**. *Journal of Environmental Sciences*, v. 25, n. 7, p. 1319-1325, 2013. DOI: [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(12\)60176-4](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(12)60176-4).

MATEO-SAGASTA, J.; RASCHID-SALLY, L.; THEBO, A. **Global Wastewater and Sludge Production, Treatment and Use**. *Wastewater*. Dordrecht: Springer, 2015. DOI: https://doi.org/10.1007/978-94-017-9545-6_2.

MOLLE, P.; LIÉNARD, A.; BOUTIN, C.; MERLIN, G.; IWEMA, A. **How to treat raw sewage with constructed wetlands: an overview of the French systems**. *Water Science and Technology*, v. 51, n. 9, p. 11-21, 2005. DOI: <https://doi.org/10.2166/wst.2005.0277>.

MISHRA, Virendra Kumar; OTTER, Philipp; SHUKLA, Reetika; GOLDMAIER, Alexander; ALVAREZ, J. A.; KHALIL, Nadeem; AVILA, Cristina; ARIAS, Carlos; AMERŠEK, Iztok. **Application of horizontal flow constructed wetland and solar driven disinfection technologies for wastewater treatment in India**. *Water Practice and Technology*, v. 13, n. 3, p. 469-480, 2018. DOI: <https://doi.org/10.2166/wpt.2018.029>.

MARA, Duncan; SLEIGH, Andrew. **Estimation of norovirus infection risks to consumers of wastewater-irrigated food crops eaten raw**. *Journal of Water and Health*, v. 8, n. 1, p. 39-43, 2010. DOI: <https://doi.org/10.2166/wh.2009.140>.

MCBRIDE, Graham B.; STOTT, Rebecca; MILLER, Woutrina; BAMBIC, Dustin; WUERTZ, Stefan. **Discharge-based QMRA for estimation of public health risks from exposure to stormwater-borne pathogens in recreational waters in the United States**. *Water Research*, v. 47, n. 14, p. 5282-5297, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.06.001>.

MOUMOUNI, D. A.; ANDRIANISA, H. A.; KONATÉ, Y.; NDIAYE, A.; MAÏGA, A. H. **Inactivation of Escherichia coli in a baffled pond with attached growth: treating anaerobic effluent under the Sahelian climate**. *Environmental Technology*, v. 37, n. 9, p. 1054-1064, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1080/09593330.2015.1098732>.

MAGALHÃES FILHO, Fernando Jorge Correa; SOBRINHO, Teodorico Alves; STEFFEN, Jorge L.; ARIAS, Carlos A.; PAULO, Paula L. **Hydraulic and Hydrological Aspects of an Evapotranspiration-Constructed Wetland Combined System for Household Greywater Treatment**. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, v. 53, n. 6, p. 493-500, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1080/10934529.2017.1422954>.

MINAS GERAIS. Conselho Estadual de Recursos Hídricos. **Deliberação Normativa CERH-MG nº 65, de 18 de junho de 2020**. Estabelece diretrizes, modalidades e procedimentos para o reúso direto de água não potável, proveniente de Estações de Tratamento de Esgotos Sanitários (ETE) de sistemas públicos e privados e dá outras providências. *Diário Oficial do Estado de Minas Gerais*, Belo Horizonte, 18 jun. 2020. Disponível em: <https://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=52040>. Acesso em: 16 de maio 2024.

MATO GROSSO DO SUL. Conselho Estadual de Recursos Hídricos. **Resolução CERH/MS nº 72, de 15 de agosto de 2022**. Estabelece diretrizes, modalidades e procedimentos para o reúso direto de água não potável, proveniente de Estações de Tratamento de Esgotos Sanitários (ETE) de sistemas públicos e privados e dá outras providências. *Diário Oficial do Estado de Mato Grosso do Sul*, Campo Grande, 15 ago. 2022. Disponível em: <https://www.imasul.ms.gov.br/wp-content/uploads/2022/08/Resolucao-CERH-72-Reuso..pdf>. Acesso em: 16 de maio 2024.

MARQUES, Marcus Vinícius Araújo; DE MATOS, Antonio Teixeira; PEREIRA, Ana Paula Miranda; SILVÉRIO, Thiago Henrique Ribeiro; PENIDO, Débora Luiza Andrade; COSTA, Maria Teresa Menezes; DA SILVA, Diogo André Pinheiro. **Potencial, economia de água e adubação com a aplicação de efluente do tratamento**

preliminar de esgoto doméstico na fertirrigação de capim-elefante. Holos, [S. l.], v. 2, p. 52–65, 2017. DOI: <https://doi.org/10.15628/holos.2017.5612>.

MARQUES, Marcus Vinícius Araújo. **Avaliação de estratégias de aplicação de esgoto bruto para fertirrigação de capim elefante.** 2021. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) — Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2021. Disponível em: <http://hdl.handle.net/1843/53815>.

MBANGA, Joshua; ABIA, Akebe Luther King; AMOAKO, Daniel Gyamfi; ESSACK, Sabiha. Y. **Quantitative microbial risk assessment for waterborne pathogens in a wastewater treatment plant and its receiving surface water body.** BMC Microbiology, v. 20, n. 1, p. 346, 2020. DOI: 10.1186/s12866-020-02036-7. DOI: <https://doi.org/10.1186/s12866-020-02036-7>.

MOAZENI, Malihe; NIKAEEN, Mahnaz; HADI, Mahdi; MOGHIM, Sharareh; MOUHEBAT, Leili; HATAMZADEH, Maryam; HASSANZADEH, Akbar. **Estimation of health risks caused by exposure to enteroviruses from agricultural application of wastewater effluents.** Water Research, v. 125, p. 104-113, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.08.028>.

MOK, Hoi-Fei; BARKER, S. Fiona; HAMILTON, Andrew J. **A probabilistic quantitative microbial risk assessment model of norovirus disease burden from wastewater irrigation of vegetables in Shepparton, Australia.** Water Research, v. 54, p. 347-362, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.01.060>.

MEHMETI, Andi; CANAJ, Kledja. **Environmental Assessment of Wastewater Treatment and Reuse for Irrigation: A Mini-Review of LCA Studies.** Resources, v. 11, n. 10, p. 94, 2022. DOI: <https://doi.org/10.3390/resources11100094>.

MARA, D. D.; SLEIGH, P. A.; BLUMENTHAL, U. J.; CARR, R. M. **Health risks in wastewater irrigation: Comparing estimates from quantitative microbial risk analyses and epidemiological studies.** Journal of Water and Health, v. 5, n. 1, p. 39-50, 2006. DOI: <https://doi.org/10.2166/wh.2006.055>.

MEDEMA, G. J.; HOOGENBOEZEM, W.; VAN DER VEER, A. J.; KETELAARS, H. A. M.; HIJNEN, W. A. M.; NOBEL, P. J. **Quantitative risk assessment of Cryptosporidium in surface water treatment.** Water Science and Technology, v. 47, n. 3, p. 241-247, 2003. DOI: <https://doi.org/10.2166/wst.2003.0202>.

MASAGO, Y.; KATAYAMA, H.; HASHIMOTO, A.; HIRATA, T.; OHGAKI, S. **Assessment of risk of infection due to Cryptosporidium parvum in drinking water.** Water Science and Technology, v. 46, n. 11-12, p. 319-324, 2002. DOI: <https://doi.org/10.2166/wst.2002.0756>.

MACHDAR, E.; VAN DER STEEN, N. P.; RASCHID-SALLY, L.; LENS, P. N. L. **Application of Quantitative Microbial Risk Assessment to analyze the public health risk from poor drinking water quality in a low income area in Accra, Ghana.** Science of The Total Environment, v. 449, p. 134-142, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.01.048>.

MARA, D.D. **A Numerical Guide to Volume 2 of the Guidelines and Practical Advice on how to Transpose them into National Standards**. In: Using human waste safely for livelihoods, food production and health: information kit on the 3rd edition of the Guidelines for the Safe Use of Wastewater, Excreta and Greywater in Agriculture and Aquaculture. Geneva, Switzerland: World Health Organization, 2008. Disponível em: <https://eprints.whiterose.ac.uk/5300/>.

MARA, Duncan; KRAMER, Annika. The 2006 WHO guidelines for wastewater and greywater use in agriculture: a practical interpretation. **Efficient management of wastewater: its treatment and reuse in water-scarce countries**. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 2008. p. 1-17. DOI: <https://doi.org/10.1007/978-3-540-74492-4>.

NIVALA, Jaime; HEADLEY, Tom; WALLACE, Scott; BERNHARD, Katy; BRIX, Hans; VAN AFFERDEN, Manfred; MÜLLER, Roland Arno. **Comparative analysis of constructed wetlands: The design and construction of the ecotechnology research facility in Langenreichenbach, Germany**. Ecological Engineering, v. 61, p. 527-543, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.01.035>.

NEUMANN, Patricio; HIDALGO, Steven; DÍAZ, Michelle; QUINTANA, Carlos; MADRID-LÓPEZ, Cristina. **Exploring the social metabolism of urban wastewater reuse: Analysis framework and a case study in South-Central Chile**. Sustainable Cities and Society, v. 106, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scs.2024.105349>.

NEGI, Rajhans; CHANDEL, Munish K. **Life cycle assessment of wastewater reuse alternatives in urban water system**. Resources, Conservation and Recycling, v. 204, 2024, 107469. ISSN 0921-3449. DOI: [10.1016/j.resconrec.2024.107469](https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2024.107469). DOI: <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2024.107469>.

ORAGUI, J. I.; CURTIS, T. P.; SILVA, S. A.; MARA, D. D. **The Removal of Excreted Bacteria and Viruses in Deep Waste Stabilization Ponds in Northeast Brazil**. Water Science and Technology, v. 19, n. 3-4, p. 569-573, 1987. DOI: <https://doi.org/10.2166/wst.1987.0236>.

OLIVEIRA, Carlos Roberto de; GRANZIERA, Maria Luiza Machado. **Novo marco do saneamento básico no Brasil**. 1. ed. São Paulo: Editora Foco, 2022. 276 p. ISBN 978-65-5515-424-5.

OLIVEIRA, Carlos Roberto de; VILARINHO, Cíntia Maria Ribeiro (Coord.). **A Regulação de Infraestruturas no Brasil**. São Paulo, 2021. 1127 p. ISBN 978-65-994611-2-5.

OLIVEIRA, Milina de; ATALLA, Alexandre Arruda; FRIHLING, Breno Emanuel Farias; CAVALHERI, Priscila Sabioni; MIGLIOLO, Ludovico; MAGALHÃES FILHO, Fernando J.C. **Ibuprofen and caffeine removal in vertical flow and free-floating macrophyte constructed wetlands with *Heliconia rostrata* and *Eichornia crassipes***. Chemical Engineering Journal, v. 373, p. 458-467, 2019. ISSN 1385-8947. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2019.05.064>.

OWUSU-ANSAH, Emmanuel de-Graft Johnson; SAMPSON, Angelina; AMPONSAH, Samuel K.; ABAIDOO, Robert C.; DALSGAARD, Anders; HALD, Tine. **Probabilistic quantitative microbial risk assessment model of norovirus from wastewater irrigated vegetables in Ghana using genome copies and fecal indicator ratio conversion for estimating exposure dose**. *Science of The Total Environment*, v. 601–602, p. 1712-1719, 2017. ISSN 0048-9697. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.05.168>.

PELISSARI, Catiane; SEZERINO, Pablo Heleno; DECEZARO, Samara Terezinha; WOLFF, Delmira Beatriz; BENTO, Alessandra Pellizzaro; CARVALHO JUNIOR, Orlando de; PHILIPPI, Luiz Sérgio. **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. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.09.085>.

PLATZER, Christoph. **Design recommendations for subsurface flow constructed wetlands for nitrification and denitrification**. *Water Science and Technology*, v. 40, n. 3, p. 257-263, 1999. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0273-1223\(99\)00420-5](https://doi.org/10.1016/S0273-1223(99)00420-5).

PAVIONE, D. M. S.; BASTOS, R. K. X.; BEVILACQUA, P. D. **Quantitative microbial risk assessment applied to irrigation of salad crops with waste stabilization pond effluents**. *Water Science and Technology*, v. 67, n. 6, p. 1208-1215, 2013. DOI: <https://doi.org/10.2166/wst.2013.674>.

PIMENTEL, Letícia Barbosa; MITERHOF, Marcelo Trindade. **O financiamento dos serviços de água e esgoto: análise do passado recente (2016-2019) e desafios da diversificação de fontes para chegar à universalização**. *Economia e Sociedade*, v. 31, p. 735-770, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1590/1982-3533.2022v31n3art08>

PAULO, Paula Loureiro; GALBIATI, Adriana Farina; MAGALHÃES FILHO, Fernando Jorge Correa; BERNARDES, Fernando Silva; CARVALHO, Glauber Altrão; BONCZ, Marc Árpád. **Evapotranspiration tank for the treatment, disposal and resource recovery of blackwater**. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 147, p. 61-66, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.04.025>.

PELISSARI, Catiane; ÁVILA, Cristina; TREIN, Camila Maria; GARCÍA, Joan; DULTRA DE ARMAS, Rafael; SEZERINO, Pablo Heleno. **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, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.08.207>.

PHILIPPI, Luiz Sergio; SEZERINO, Pablo Heleno. **Aplicação de sistemas tipo wetlands no tratamento de águas residuárias: utilização de filtros plantados com macrófitas**. Ed. do Autor, 2004.

PELISSARI, Catiane; SEZERINO, Pablo Heleno; BENTO, Alessandra Pellizzaro; CARVALHO, Orlando de; DECEZARO, Samara Terezinha; WOLFF, Delmira Beatriz. **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 Sanitária e Ambiental, v. 24, n. 3, p. 585-590, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1413-41522019109345>.

PELISSARI, Catiane; GUIVERNAU, Miriam; VIÑAS, Marc; GARCÍA, Joan; VELASCO-GALILEA, María; SOUZA, Samara Silva; SEZERINO, Pablo Heleno; ÁVILA, Cristina. **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, 2018. ISSN: 0043-1354. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.05.002>.

PEDRERO, Francisco; KALAVROUZOTIS, Ioannis; ALARCÓN, Juan José; KOUKOULAKIS, Prodromos; ASANO, Takashi. **Use of treated municipal wastewater in irrigated agriculture—Review of some practices in Spain and Greece.** Agricultural Water Management, v. 97, n. 9, p. 1233-1241, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2010.03.003>.

PARANYCHIANAKIS, N. V.; SALGOT, M.; SNYDER, S. A.; ANGELAKIS, A. N. **Water Reuse in EU States: Necessity for Uniform Criteria to Mitigate Human and Environmental Risks.** Critical Reviews in Environmental Science and Technology, v. 45, n. 13, p. 1409-1468, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1080/10643389.2014.955629>.

PARANÁ. Conselho Estadual de Recursos Hídricos (CERH/PR). **Resolução CERH nº 122, de 19 de junho de 2023.** Estabelece diretrizes e critérios gerais para reuso de água no Estado do Paraná. Disponível em: https://www.aen.pr.gov.br/sites/default/arquivos_restritos/files/documento/2023-07/1007resolucaoreuso_1.pdf. Acesso em: 15 de maio 2024.

PLETSCH, Talita Aparecida. **Irrigação de milho por sulcos com efluente de esgoto doméstico tratado.** 2012. viii, 71 f. Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências Agrônômicas de Botucatu, 2012. Disponível em: <http://hdl.handle.net/11449/103437>.

PRÜSS, Annette; KAY, David; FEWTRELL, Lorna; BARTRAM, Jamie. **Estimating the burden of disease from water, sanitation, and hygiene at a global level.** Environmental Health Perspectives, v. 110, n. 5, p. 537-542, 1 maio 2002. doi: 10.1289/ehp.110-1240845. Disponível em: <https://doi.org/10.1289/ehp.110-1240845>.

PAALANEN, Laura; REINIKAINEN, Jaakko; HÄRKÄNEN, Tommi; MATTILA, Tiina; LAATIKAINEN, Tiina; JOUSILAHTI, Pekka; TOLONEN, Hanna. **Comparing data sources in estimating disability-adjusted life years (DALYs) for ischemic heart disease and chronic obstructive pulmonary disease in a cross-sectional setting in Finland.** Archives of Public Health, v. 78, n. 1, p. 58, 18 jun. 2020. doi: 10.1186/s13690-020-00439-6. Disponível em: <https://doi.org/10.1186/s13690-020-00439-6>

PASQUALINO, Jorgelina C.; MENESES, Montse; CASTELLS, Francesc. **Life Cycle Assessment of Urban Wastewater Reclamation and Reuse Alternatives.** Journal of Industrial Ecology, v. 15, n. 1, p. 49-63, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1530-9290.2010.00293.x>. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1530-9290.2010.00293.x>.

QADIR, M.; WICHELS, D.; RASCHID-SALLY, L.; McCORNICK, P.G.; DRECHSEL, P.; BAHRI, A.; MINHAS, P.S. **The challenges of wastewater irrigation in developing countries**. *Agricultural Water Management*, v. 97, n. 4, p. 561-568, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2008.11.004>. Acesso em: 15 maio 2024.

RIO GRANDE DO SUL. Conselho Estadual do Meio Ambiente (CONSEMA). **Resolução nº 419, de 13 de fevereiro de 2020**. Estabelece critérios e procedimentos para a utilização de água de reúso para fins urbanos, industriais, agrícolas e florestais no Estado do Rio Grande do Sul. Disponível em: <https://sema.rs.gov.br/upload/arquivos/202006/24135755-419-2020-estabelece-criterios-e-procedimentos-para-a-utilizacao-de-agua-de-reuso.pdf>. Acesso em: [data de Acesso].

RIO DE JANEIRO. **Decreto nº 47.403, de 15 de dezembro de 2020**. Dispõe sobre a política de reúso de água para fins não potáveis no âmbito do Estado do Rio de Janeiro. Disponível em: <https://leisestaduais.com.br/rj/decreto-n-47403-2020-rio-de-janeiro-dispoe-sobre-a-politica-de-reuso-de-agua-para-fins-nao-potaveis-no-ambito-do-estado-do-rio-de-janeiro>. Acesso em: [data de Acesso].

ROBERTSON, L. J.; HERMANSEN, L.; GJERDE, B. K. **Occurrence of Cryptosporidium Oocysts and Giardia Cysts in Sewage in Norway**. *Applied and Environmental Microbiology*, v. 72, n. 8, p. 5297-5303, 2006. DOI: 10.1128/AEM.00464-06. Disponível em: <https://doi.org/10.1128/AEM.00464-06>. Acesso em: 2 jun. 2024.

Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS). **Diagnóstico Temático - Serviços de Água e Esgoto - Visão Geral**. Brasília, Brasil, 2023. 130 p. Disponível em: https://www.gov.br/cidades/pt-br/Acesso-a-informacao/acoes-e-programas/saneamento/snis/produtos-do-snis/diagnosticos/DIAGNOSTICO_TEMATICO_VISAO_GERAL_AE_SNIS_2023.pdf. Acesso em: 15 maio 2024.

SILVA, D.A.P. da; MATOS, M.P.; MARQUES, M.V.A. **Kinetics and mineralization fraction of organic matter from sewage sludge mixed with soil under controlled laboratory conditions**. *Scientific Reports*, v. 12, 22426, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41598-022-25121-5>.

SEZERINO, Pablo Heleno; BENTO, Alessandra Pellizaro; DECEZARO, Samara Terezinha; MAGRI, Maria Elisa; PHILIPPI, Luiz Sérgio. **Experiências brasileiras com wetlands construídos aplicados ao tratamento de águas residuárias: parâmetros de projeto para sistemas horizontais**. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 20, n. 1, p. 151-158, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1413-41522015020000096615>.

SMOL, Marzena. **Circular economy in wastewater treatment plant—water, energy and raw materials recovery**. *Energies*, v. 16, n. 9, p. 3911, 2023. DOI: <https://doi.org/10.3390/en16093911>

SANTOS, Vinícius Bispo; MACHADO, Beatriz Santos; ATALLA, Alexandre; CAVALHERI, Priscila Sabioni; MAGALHÃES FILHO, Fernando Jorge Correa.

Microbiological evaluation of constructed wetlands and solar disinfection in wastewater treatment and reuse. Journal of Water and Health, v. 18, n. 6, p. 1146-1153, 2020. DOI: <https://doi.org/10.2166/wh.2020.301>.

SALATI, E.; SALATI, Eneida; SALATI, E. **Wetland projects developed in Brazil.** Water Science and Technology, v. 40, n. 3, p. 19-25, 1999. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0273-1223\(99\)00416-3](https://doi.org/10.1016/S0273-1223(99)00416-3).

SAEED, Tanveer; SUN, Guangzhi. **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, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.08.011>.

SOUSA, José Tavares de; VAN HAANDEL, Adrianus; LIMA, Eduardo Pedroza da Cunha; HENRIQUE, Israel Nunes. **Utilização De Wetland Construído No Pós-tratamento De Esgotos Domésticos Pré-tratados Em Reator UASB.** Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 9, n. 4, p. 285-290, 2004. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1413-41522004000400004>.

SLEYTR, Kirsten; TIETZ, Alexandra; LANGERGRABER, Günter; HABERL, Raimund. **Investigation of bacterial removal during the filtration process in constructed wetlands.** Science of The Total Environment, v. 380, n. 1-3, p. 173-180, 2007. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2007.03.001>.

SAEED, Tanveer; SUN, Guangzhi. **Pollutant removals employing unsaturated and partially saturated vertical flow wetlands: A comparative study.** Chemical Engineering Journal, v. 325, p. 332-341, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2017.05.072>.

SAEED, Tanveer; HOSSAIN, Nadim. **Organics and Nutrients Removal in Vertical Flow Wetlands: Loading Fluctuation and Alternative Media.** Environmental Technology, v. 42, n. 7, p. 1104-1118, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1080/09593330.2019.1655592>.

SILVEIRA, D.D.; BELLI FILHO, P.; PHILIPPI, L.S.; KIM, B.; MOLLE, P. **Influence of partial saturation on total nitrogen removal in a single-stage French constructed wetland treating raw domestic wastewater.** Ecological Engineering, v. 77, p. 257-264, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.01.040>.

SÃO PAULO. **Resolução Conjunta SES/SIMA nº 01, de 13 de fevereiro de 2020.** Disciplina o reuso direto não potável de água, para fins urbanos, proveniente de Estações de Tratamento de Esgoto Sanitário e dá providências correlatas. Diário Oficial do Estado de São Paulo, São Paulo, Seção I, p. 47-48, 14 fev. 2020. Disponível em: https://www.mpsp.mp.br/portal/page/portal/cao_urbanismo_e_meio_ambiente/legislacao/leg_estadual/leg_est_resolucoes/Resol-cjta-SES-SIMA-01-2020_Processo-ssrh-90-2016_reuso-de-agua-nao-potavel_fins_urbano_ETE.pdf. Acesso em: 16 de maio 2024.

SOUSA NETO, Osvaldo N.; ANDRADE FILHO, Jerônimo; DIAS, Nildo da S.; REBOUÇAS, Jonatas R. L.; OLIVEIRA, Francisco R. A. de; DINIZ, Adriana A. **Fertigação do algodoeiro utilizando efluente doméstico tratado**. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v. 16, n. 2, p. 200–208, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1415-43662012000200011>.

SILVA, E. A. da; RAMOS, J. D.; SILVA, F. O. dos R.; SOARES, F. M.; SANTOS, V. A. dos; FERREIRA, E. A. **Addition of dairy wastewater in substrates for the production of seedlings of passion fruit**. Revista Agrarian, v. 7, n. 23, p. 49-59, 2014. Disponível em: <http://www.periodicos.ufgd.edu.br/index.php/agrarian/article/view/2335/1670>.

SCHUSTER, Adriana Andréia. **Fertirrigação em eucalipto com efluente tratado de indústria de laticínios**. Artigo apresentado na disciplina de Estágio Supervisionado do Curso Técnico em Química do Centro de Educação Profissional UNIVATES, como exigência para a obtenção do título de Técnico em Química. Orientadora: Cátia V. Gonçalves. Lajeado, 2015. Disponível em: <https://www.univates.br/tecnicos/media/artigos/adriana.pdf>

SANTOS, Silvânio R.; RIBEIRO, Danilo P.; MATOS, Antonio T.; KONDO, Marcos K.; ARAÚJO, Edcássio D. **Changes In Soil Chemical Properties Promoted By Fertigation With Treated Sanitary Wastewater**. Engenharia Agrícola, v. 37, n. 2, p. 343–352, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1590/1809-4430-Eng.Agric.v37n2p343-352/2017>.

SCHOEN, Mary E.; ASHBOLT, Nicholas J. **Assessing Pathogen Risk to Swimmers at Non-Sewage Impacted Recreational Beaches**. Environmental Science & Technology, v. 44, n. 7, p. 2286-2291, 2010. DOI: 10.1021/es903523q. DOI: <https://doi.org/10.1021/es903523q>.

SHANNON, K.E.; LEE, D.-Y.; TREVORS, J.T.; BEAUDETTE, L.A. **Application of real-time quantitative PCR for the detection of selected bacterial pathogens during municipal wastewater treatment**. Science of The Total Environment, v. 382, n. 1, p. 121-129, 2007. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2007.02.039>.

SIMS, Natalie; KASPRZYK-HORDERN, Barbara. **Future perspectives of wastewater-based epidemiology: Monitoring infectious disease spread and resistance to the community level**. Environment International, v. 139, 2020, 105689. ISSN 0160-4120. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.105689>.

SHI, Kuang-Wei; WANG, Cheng-Wen; JIANG, Sunny C. **Quantitative microbial risk assessment of Greywater on-site reuse**. Science of The Total Environment, v. 635, p. 1507-1519, 2018. ISSN 0048-9697. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.197>.

SMITH, V.H.; TILMAN, G.D.; NEKOLA, J.C. **Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems**. Environmental Pollution, v. 100, n. 1–3, p. 179-196, 1999. ISSN 0269-7491. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(99\)00091-3](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(99)00091-3).

SMEETS, Patrick W.M.H. **Stochastic Modelling of Drinking Water Treatment in Quantitative Microbial Risk Assessment**. IWA Publishing, 2010. ISBN 9781780401591. DOI: <https://doi.org/10.2166/9781780401591>.

SHUVAL, H.; LAMPERT, Y.; FATTAL, B. **Development of a risk assessment approach for evaluating wastewater reuse standards for agriculture**. Water Science and Technology, v. 35, n. 11-12, p. 15-20, 1997. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0273-1223\(97\)00228-X](https://doi.org/10.1016/S0273-1223(97)00228-X).

SANTOS, Vinícius Bispo dos; PAULO, Paula Loureiro; CAVALHERI, Priscila Sabioni; LIMA, Priscila de Moraes; MAGALHÃES FILHO, Fernando Jorge Corrêa. **Avaliação quantitativa de risco microbiológico à saúde humana associado ao reúso de esgoto doméstico tratado por soluções baseadas na natureza**. Revista Eletrônica de Gestão e Tecnologias Ambientais (GESTA), v. 9, n. 2, p. 105-110, 2021. ISSN: 2317-563X.

TEUNIS, P. F. M.; OGDEN, I. D.; STRACHAN, N. J. C. **Hierarchical Dose Response of E. Coli O157 from Human Outbreaks Incorporating Heterogeneity in Exposure**. Epidemiology and Infection, v. 136, n. 6, p. 761-770, 2008. DOI: <https://doi.org/10.1017/S0950268807008771>.

TOZE, Simon. **Reuse of effluent water—benefits and risks**. Agricultural Water Management, v. 80, n. 1–3, p. 147-159, 2006. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2005.07.010>.

TCHOBANOGLIOUS, George; STENSEL, H. David; TSUCHIHASHI, Ryujiro; BURTON, Franklin. **Wastewater Engineering: Treatment and Resource Recovery**. 5ª ed. New York: McGraw-Hill Education, 2014. ISBN 978-0073401188.

TEUNIS, P. F. M.; MEDEMA, G. J.; KRUIDENIER, L.; HAVELAAR, A. H. **Assessment of the risk of infection by Cryptosporidium or Giardia in drinking water from a surface water source**. Water Research, v. 31, n. 6, p. 1333-1346, 1997. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(96\)00387-9](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(96)00387-9).

UNITED NATIONS CHILDREN'S FUND (UNICEF); WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). **Progress on household drinking water, sanitation and hygiene 2000–2022: special focus on gender**. New York: UNICEF; Geneva: WHO, 2023. ISBN 978-92-806-5476-9. Disponível em: <https://www.unicef.org/wca/reports/progress-household-drinking-water-sanitation-and-hygiene>

UNITED STATES DEPARTMENT OF AGRICULTURE/FOOD SAFETY AND INSPECTION SERVICE (USDA/FSIS); UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA). **Microbial Risk Assessment Guideline: Pathogenic Organisms with Focus on Food and Water**. FSIS Publication No. USDA/FSIS/2012-001; EPA Publication No. EPA/100/J12/001, July 2012. Disponível em: https://www.fsis.usda.gov/sites/default/files/media_file/2020-07/Microbial_Risk_Assessment_Guideline_2012-001.pdf.

VAN ELSAS, Jan Dirk; SEMENOV, Alexander V.; COSTA, Rodrigo; TREVORS, Jack T. **Survival of Escherichia coli in the environment: fundamental and public health aspects**. The ISME Journal, v. 5, n. 2, p. 173-183, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1038/ismej.2010.80>.

VYMAZAL, Jan. **Constructed Wetlands for Wastewater Treatment**. Water, v. 2, n. 3, p. 530-549, 2010. DOI: <https://doi.org/10.3390/w2030530>.

VYMAZAL, Jan. **Removal of nutrients in various types of constructed wetlands**. Science of The Total Environment, v. 380, n. 1-3, p. 48-65, 2007. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.09.014>.

VYMAZAL, Jan; ZHAO, Yaqian; MANDER, Ülo. **Recent research challenges in constructed wetlands for wastewater treatment: A review**. Ecological Engineering, v. 169, p. 106318, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2021.106318>

VON SPERLING, Marcos. Urban wastewater treatment in Brazil. Washington, DC: Inter-American Development Bank, 2016. (IDB Technical Note ; 970). Disponível em: <https://limaens.paginas.ufsc.br/files/2020/09/Urban-Wastewater-Treatment-in-Brazil.pdf>.

VILARINHO, Cíntia Maria Ribeiro; COUTO, Eduardo de Aguiar do. **Saneamento básico e regulação no Brasil: desvendando o passado para moldar o futuro**. Revista Digital de Direito Administrativo, v. 10, n. 2, p. 233-257, 2023. DOI: <https://doi.org/10.11606/issn.2319-0558.v10i2p233-257>.

VERA-PUERTO, Ismael; VALDÉS, Hugo; CORREA, Christian; PEREZ, Valeria; GOMEZ, Roberto; ALARCON, Erica; ARIAS, Carlos. **Evaluation of Bed Depth Reduction, Media Change, and Partial Saturation as Combined Strategies to Modify in Vertical Treatment Wetlands**. International Journal of Environmental Research and Public Health, v. 18, n. 9, p. 4842, 2021. DOI: <https://doi.org/10.3390/ijerph18094842>.

VERMA, Akanksha; GUPTA, Anshu; RAJAMANI, Paulraj. **Application of Wastewater in Agriculture: Benefits and Detriments**. River Conservation and Water Resource Management. Singapore: Springer Nature Singapore, 2023. p. 53-75. DOI: https://doi.org/10.1007/978-981-99-2605-3_4.

VON SPERLING, Marcos. **Wastewater Characteristics, Treatment and Disposal**. IWA Publishing, 2007. (Biological Wastewater Treatment Series, 1). ISBN 9781843391616. Disponível em: <http://library.oapen.org/handle/20.500.12657/31053>

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). **Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater - Volume 4: Excreta and greywater use in agriculture**. 1. ed. Geneva: World Health Organization, 2006. ISBN 92 4 154685 9. Disponível em: <https://www.who.int/publications/i/item/9241546859>

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). **Guidelines for drinking-water quality: fourth edition incorporating the first and second addenda**. Geneva: World Health Organization, 2022. Disponível em: <https://www.who.int/publications/i/item/9789240045064>. ISBN 978-92-4-004506-4.

WWAP (United Nations World Water Assessment Programme). **The United Nations World Water Development Report 2017**. Wastewater: The Untapped Resource. Paris: UNESCO, 2017. Disponível em: <https://www.unwater.org/publications/world-water-development-report-2017>. ISBN 978-92-3-100201-4.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). **WHO methods and data sources for life tables 1990-2019**. Department of Data and Analytics, Division of Data, Analytics and Delivery for Impact. Geneva: WHO, 2020. (Global Health Estimates Technical Paper WHO/DDI/DNA/GHE/2020.3). Disponível em: https://www.who.int/docs/default-source/gho-documents/global-health-estimates/ghe2019_life-table-methods.pdf.

WU, Haiming; ZHANG, Jian; NGO, Huu Hao; GUO, Wenshan; HU, Zhen; LIANG, Shuang; FAN, Jinlin; LIU, Hai. **A review on the sustainability of constructed wetlands for wastewater treatment: Design and operation**. Bioresource Technology, v. 175, p. 594-601, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.10.068>.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). **Quantitative microbial risk assessment: application for water safety management**. Geneva: World Health Organization, 2016. 204 p. Disponível em: <https://www.who.int/publications/i/item/9789241565370>. ISBN 978 92 4 156537 0.

WESTRELL, Therese. **Microbial risk assessment and its implications for risk management in urban water systems**. 2004. 84 f. Tese (Doutorado) - Department of Water and Environmental Studies, Department of Thematic Studies, Linköping University, Faculty of Arts and Sciences, Linköping University, Linköping, 2004. Disponível em: <http://liu.diva-portal.org/smash/get/diva2:20794/FULLTEXT01.pdf>.

XIA, Zhengang; LIU, Guochen; SHE, Zonglian; GAO, Mengchun; ZHAO, Yangguo; GUO, Liang; JIN, Chunji. **Performance and bacterial communities in unsaturated and saturated zones of a vertical-flow constructed wetland with continuous-feed**. Bioresource Technology, v. 315, p. 123859, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.123859>.

YADAV, Anant; CHAZARENC, Florent; MUTNURI, Srikanth. **Development of the "French system" vertical flow constructed wetland to treat raw domestic wastewater in India**. Ecological Engineering, v. 113, p. 88-93, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2018.01.001>.

ZANETI, Rafael Newton; GIRARDI, Viviane; SPILKI, Fernando Rosado; MENA, Kristina; WESTPHALEN, Ana Paula Campos; COLARES, Evandro Ricardo da Costa; POZZEBON, Allan Guedes; ETCHEPARE, Ramiro Gonçalves. **Quantitative microbial risk assessment of SARS-CoV-2 for workers in wastewater treatment plants**. Science of The Total Environment, v. 754, p. 142163, 2021. ISSN 0048-9697. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142163>.

ZOUBOULIS, Anastasios; TOLKOU, Athanasia. **Effect of Climate Change in Wastewater Treatment Plants: Reviewing the Problems and Solutions**. In: SHRESTHA, Sangam; ANAL, Anil K.; SALAM, P. Abdul; VAN DER VALK, Michael (eds.). Managing Water Resources under Climate Uncertainty: Examples from Asia,

Europe, Latin America, and Australia. Cham: Springer International Publishing, 2015. p. 197-220. DOI: https://doi.org/10.1007/978-3-319-10467-6_10.