

BACHARELADO EM ENGENHARIA AMBIENTAL

**INFLUÊNCIA DA RECIRCULAÇÃO NA REMOÇÃO DE
POLUENTES EM SISTEMA HÍBRIDO DE WETLANDS
CONSTRUÍDOS**

IZA LAYANE SOUSA FERREIRA

Rio Verde – GO

2022

**INSTITUTO FEDERAL DE EDUCAÇÃO, CIÊNCIA E TECNOLOGIA
GOIANO – CAMPUS RIO VERDE**

BACHARELADO EM ENGENHARIA AMBIENTAL

**INFLUÊNCIA DA RECIRCULAÇÃO NA REMOÇÃO DE POLUENTES
EM SISTEMA HÍBRIDO DE WETLANDS CONSTRUÍDOS**

IZA LAYANE SOUSA FERREIRA

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Instituto Federal Goiano – Campus Rio Verde, como requisito parcial para a obtenção do Grau de Bacharel em Engenharia Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Edio Damasio da Silva Júnior

Rio Verde – GO

Agosto, 2022

Sistema desenvolvido pelo ICMC/USP
Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Sistema Integrado de Bibliotecas - Instituto Federal Goiano

FF383i Ferreira, Iza Layane Sousa
Influência da recirculação na remoção de poluentes
em sistema híbrido de wetlands construídos / Iza
Layane Sousa Ferreira; orientador Édio Damásio da
Silva Júnior. -- Rio Verde, 2022.
55 p.

TCC (Graduação em Engenharia Ambiental) --
Instituto Federal Goiano, Campus Rio Verde, 2022.

1. Cinética-hidrodinâmica. 2. Esgoto doméstico. 3.
Saneamento. I. Silva Júnior, Édio Damásio da, orient.
II. Título.

TERMO DE CIÊNCIA E DE AUTORIZAÇÃO PARA DISPONIBILIZAR PRODUÇÕES TÉCNICO-CIENTÍFICAS NO REPOSITÓRIO INSTITUCIONAL DO IF GOIANO

Com base no disposto na Lei Federal nº 9.610/98, AUTORIZO o Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Goiano, a disponibilizar gratuitamente o documento no Repositório Institucional do IF Goiano (RIIF Goiano), sem ressarcimento de direitos autorais, conforme permissão assinada abaixo, em formato digital para fins de leitura, download e impressão, a título de divulgação da produção técnico-científica no IF Goiano.

Identificação da Produção Técnico-Científica

- | | |
|--|---|
| <input type="checkbox"/> Tese | <input type="checkbox"/> Artigo Científico |
| <input type="checkbox"/> Dissertação | <input type="checkbox"/> Capítulo de Livro |
| <input type="checkbox"/> Monografia – Especialização | <input type="checkbox"/> Livro |
| <input checked="" type="checkbox"/> TCC - Graduação | <input type="checkbox"/> Trabalho Apresentado em Evento |
| <input type="checkbox"/> Produto Técnico e Educacional - Tipo: _____ | |

Nome Completo do Autor: Iza Layane Sousa Ferreira

Matrícula: 2017102200740491

Título do Trabalho: Influência da recirculação na remoção de poluentes em sistema híbrido de *wetlands* construídos

Restrições de Acesso ao Documento

Documento confidencial: Não Sim, justifique: _____

Informe a data que poderá ser disponibilizado no RIIF Goiano: 04/09/2022

O documento está sujeito a registro de patente? Sim Não

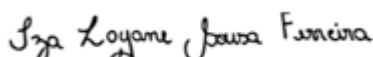
O documento pode vir a ser publicado como livro? Sim Não

DECLARAÇÃO DE DISTRIBUIÇÃO NÃO-EXCLUSIVA

O/A referido/a autor/a declara que:

- o documento é seu trabalho original, detém os direitos autorais da produção técnico-científica e não infringe os direitos de qualquer outra pessoa ou entidade;
- obteve autorização de quaisquer materiais inclusos no documento do qual não detém os direitos de autor/a, para conceder ao Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Goiano os direitos requeridos e que este material cujos direitos autorais são de terceiros, estão claramente identificados e reconhecidos no texto ou conteúdo do documento entregue;
- cumpriu quaisquer obrigações exigidas por contrato ou acordo, caso o documento entregue seja baseado em trabalho financiado ou apoiado por outra instituição que não o Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Goiano.

Rio Verde – GO, 29/08/2022.



Assinatura do Autor e/ou Detentor dos Direitos Autorais

Ciente e de acordo:



Assinatura do(a) orientador(a)



SERVIÇO PÚBLICO FEDERAL
MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
SECRETARIA DE EDUCAÇÃO PROFISSIONAL E TECNOLÓGICA
INSTITUTO FEDERAL DE EDUCAÇÃO, CIÊNCIA E TECNOLOGIA GOIANO

Ata nº 70/2022 - DPGPI-RV/CMPRV/IFGOIANO

ATA DE DEFESA DE TRABALHO DE CURSO

No dia 12 de agosto de 2022, às 14 horas, reuniu-se a banca examinadora composta pelos docentes Édio Damásio da Silva Júnior (orientador), Andriane de Melo Rodrigues (membro) e Bruno de Oliveira Costa Couto (membro), para examinar o trabalho de curso (TC) intitulado “INFLUÊNCIA DA RECIRCULAÇÃO NA REMOÇÃO DE POLUENTES EM SISTEMA HÍBRIDO DE WETLANDS CONSTRUÍDOS” da estudante Iza Layane Sousa Ferreira, matrícula nº 2017102200740491, do curso de engenharia ambiental do IF Goiano – Campus Rio Verde. A palavra foi concedida a estudante para a apresentação oral do trabalho de curso, houve arguição da candidata pelos membros da banca examinadora. Após tal etapa, a banca examinadora decidiu pela APROVAÇÃO da estudante. Ao final da sessão pública de defesa foi lavrada a presente ata que segue assinada pelos membros da banca examinadora.

Prof. Dr. Édio Damásio da Silva
Júnior

Orientador

Prof. Ms. Andriane de Melo
Rodrigues

Membro

Prof^a. Dr. Bruno de Oliveira Costa Couto

Membro

Documento assinado eletronicamente por:

- **Andriane de Melo Rodrigues**, PROFESSOR ENS BASICO TECN TECNOLOGICO, em 29/08/2022 09:27:38.
- **Bruno de Oliveira Costa Couto**, COORDENADOR DE CURSO - FUC1 - CCBEAMB-RV, em 25/08/2022 17:16:15.
- **Edio Damasio da Silva Junior**, PROFESSOR ENS BASICO TECN TECNOLOGICO, em 21/08/2022 18:06:44.

Este documento foi emitido pelo SUAP em 21/08/2022. Para comprovar sua autenticidade, faça a leitura do QRCode ao lado ou acesse <https://suap.ifgoiano.edu.br/autenticar-documento/> e forneça os dados abaixo:

Código Verificador: 417789

Código de Autenticação: ecf66bb30c



INSTITUTO FEDERAL GOIANO
Campus Rio Verde
Rodovia Sul Goiana, Km 01, Zona Rural, None, None, RIO VERDE / GO, CEP 75901-970
(64) 3620-5600

IZA LAYANE SOUSA FERREIRA

**INFLUÊNCIA DA RECIRCULAÇÃO NA REMOÇÃO DE POLUENTES
EM SISTEMA HÍBRIDO DE WETLANDS CONSTRUÍDOS**

Trabalho de Curso DEFENDIDO e APROVADO em 12 de agosto de 2022, pela Banca Examinadora constituída pelos membros:

Prof. Dr. Bruno de Oliveira Costa Couto
Instituto Federal Goiano – Campus Rio Verde

Profª. Ms. Andriane de Melo Rodrigues
Instituto Federal Goiano – Campus Rio Verde

Prof. Dr. Édio Damásio da Silva Júnior
Instituto Federal Goiano – Campus Rio Verde

Rio Verde – GO

Agosto, 2022

AGRADECIMENTOS

Primeiramente a Deus, que me deu graça, sabedoria e ânimo para encerrar mais uma etapa, que embora tenha sido desafiadora, foi motivo de muitas alegrias.

Aos meus pais, Isabel de Sousa Rosa Ferreira e Lazaro Félix Alves Ferreira pelos valores e princípios ensinados, por terem sido meus grandes incentivadores durante essa jornada acadêmica, me dando todo suporte necessário para a conclusão da graduação.

Aos meus amigos que tornaram a faculdade um ambiente mais agradável de se estar.

Aos meus colegas de laboratório Mateus Souza Santos e Henrique Carvalho Ferreira por terem cedido seu tempo para me auxiliar ao longo desta pesquisa.

Ao meu orientador, Édio Damásio da Silva Júnior, por toda paciência e instrução prestada na elaboração e produção deste trabalho, assim como nas atividades desenvolvidas em laboratório.

RESUMO

FERREIRA, I.L.S. **Influência da recirculação na remoção de poluentes em sistema híbrido de wetlands construídos.** Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Ambiental), Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Goiano – Campus Rio Verde. Rio Verde, GO, 55 p. 2022.

O acesso ao saneamento básico é um direito de todo cidadão brasileiro, contudo em pesquisas realizadas recentemente apontaram que apenas 55% da população brasileira urbana e rural possuem acesso aos sistemas de tratamento de esgoto. Logo, a busca por tecnologias descentralizadas que sejam eficientes, economicamente viáveis e ambientalmente sustentáveis, tem se tornado cada vez mais necessárias. Com isso, os sistemas de *wetlands* construídos (WCs) vem ganhando destaque como referência de tratamento, por promoverem harmonia paisagística, bem como a não necessidade de uso de produtos químicos, consistindo-se em ambientes integrados por plantas aquáticas, microrganismos e meio filtrante, que juntamente com o uso da recirculação (uma modificação operacional que retorna o efluente tratado o sistema), tem se mostrado uma alternativa eficaz para aumentar a eficiência de remoção de uma série de poluentes. Deste modo, o presente estudo buscou avaliar o uso combinado dos modelos cinéticos (1º Ordem e Monod) aos modelos hidrodinâmicos idealizados de mistura completa (CSTR) e fluxo em pistão (PFR) na representação da remoção/transformação de matéria orgânica (MO) em um sistema de *wetland* construído híbrido com recirculação, instalado no Instituto Federal Goiano – Campus Rio Verde. Onde os valores de coeficiente de determinação, pela modelagem de Monod apresentou a maior correlação de R^2 (0,11 e 0,06) para DBO e DQO, respectivamente, em fluxo de CSTR. Já em fluxo PFR, a maior correlação de R^2 (0,10) obtida, deu-se pela cinética de 1ª Ordem e maior correlação de R^2 (0,12) para DQO pela cinética de Monod. Sendo que ambos os modelos cinéticos-hidrodinâmicos estudados, não apresentaram adequados valores de ajustes. Entretanto, a modelagem cinética de Monod apresentou os resultados mais pertinentes em ambos os fluxos.

Palavras-chave: Cinética-hidrodinâmica; Esgoto doméstico; Saneamento.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Representação do sistema unitário.	17
Figura 2. Representação do sistema separador absoluto.	18
Figura 3. Tipos de wetlands construídos.	20
Figura 4. Tipos de wetlands construídos.	21
Figura 5. Representação de um wetland construído de escoamento vertical.	22
Figura 6. Representação de wetland construído de escoamento horizontal.	22
Figura 7. Representação de wetland construído híbrido.	23
Figura 8. Recirculação do esgoto.	23
Figura 9. Imagem representativa dos principais modelos de escoamento em reatores. ..	27
Figura 10. Esquema de um reator em fluxo em pistão e respectivo gráfico ilustrando o padrão de mistura.	28
Figura 11. Esquema de um reator de mistura completa e o respectivo gráfico.	28
Figura 12. Representação gráfica do modelo de Monod a diferentes taxas de crescimento microbiano e seus respectivos valores de k_s.	30
Figura 13. Fluxograma do programa experimental.	31
Figura 14. Localização da estação experimental de tratamento de esgoto doméstico utilizando o software Q-GIS.	32
Figura 15. Funcionamento da estação piloto de tratamento de esgoto doméstico.	33
Figura 16. Estação de tratamento de esgoto real.	33
Figura 17. Perfil longitudinal do tanque séptico e poço de sucção.	34
Figura 18. Perfil longitudinal do tanque séptico, poço de sucção e caixa de recepção de esgoto.	34
Figura 19. Planta baixa e perfil longitudinal do WC-FSSV.	35
Figura 20. Planta baixa e perfil longitudinal do WC-FSSH.	35
Figura 21. Fluxo do processo de tratamento de esgoto e pontos de amostragem de alíquotas para análise laboratorial.	36
Figura 22. Variação do comportamento de vazão durante o período de monitoramento sob efeito da recirculação.	41
Figura 23. Precipitação chuvosa durante o período de monitoramento dos wetlands construídos.	42
Figura 24. Variação do comportamento de OD durante o período de monitoramento sob efeito da recirculação.	43

Figura 25. Variação do comportamento de DBO durante o período de monitoramento sob efeito da recirculação.....	46
Figura 26. Variação do comportamento de DQO durante o período de monitoramento sob efeito da recirculação.....	46
Figura 27. Modelagem 1ª Ordem – CSTR do WC-FSSV (DBO).....	64
Figura 28. Modelagem Monod – CSTR do WC-FSSV (DBO).....	64
Figura 29. Modelagem de 1ª Ordem – CSTR do WC-FSSV (DQO).	65
Figura 30. Modelagem Monod – CSTR do WC-FSSV (DQO).....	65
Figura 31. Modelagem 1ª Ordem – PFR do WC-FSSH (DBO).....	66
Figura 32. Modelagem Monod – PFR do WC-FSSH (DBO).....	66
Figura 33. Modelagem 1ª Ordem – PFR do WC-FSSH (DQO).....	67
Figura 34. Modelagem Monod – CSTR do WC-FSSH (DQO).	67

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Coleta de dados do sistema WC-H.	37
Tabela 2. Modelos cinético-hidrodinâmicos avaliados segundo a associação do fluxo hidrodinâmico e cinética de remoção poluentes.	39
Tabela 3. Estatística de vazões afluentes e efluentes no sistema de wetlands construídos com recirculação.	41
Tabela 4. Estatística dos valores de precipitação (PCT) no período de monitoramento.	43
Tabela 5. Estatística dos valores de oxigênio dissolvido (OD) no esgoto de WCs.	44
Tabela 6. Valores estatísticos de DBO e DQO do esgoto nos WCs.	45
Tabela 7. Estimadores estatísticos e constantes cinéticas dos modelos avaliados nos WCs para transformação de MO.	47
Tabela 8. Dados das vazões dos wetlands.	60
Tabela 9. Dados de concentração de OD nos wetlands.	61
Tabela 10. Dados de concentração de DBO nos wetlands.	62
Tabela 11. Dados de concentração DQO nos wetlands.	63

LISTA DE ABREVIACOES E SIMBOLOS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
AI	Amostrador de esgoto 1
AII	Amostrador de esgoto 2
AIII	Amostrador de esgoto 3
Ca	Concentração Afluente
Ce	Concentração Efluente
CERH	Conselho Estadual de Recursos Hídricos
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
CSTR	Mistura Completa
DBO	Demanda Bioquímica de oxigênio
DNSP	Departamento Nacional de Saúde Pública
DQO	Demanda Química de oxigênio
ETE	Estação de tratamento de esgoto
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia
Kmx	Taxa máxima de reação
Kv	Constante de remoção de poluentes
MO	Matéria orgânica
N	Nitrogênio
n	Número da amostra
OD	Oxigênio Dissolvido
PCT	Precipitação chuvosa
PFR	Fluxo Pistão
PLANASA	Plano Nacional de Saneamento
PVC	Policloreto de vinila
Q	Vazão
R	Taxa cinética de degradação
R ²	Coefficiente de determinação
R	Recirculação
SNIS	Sistema Nacional de Informação sobre Saneamento
SST	Sólidos suspensos totais
TDH	Tempo de detenção hidráulica

TDHr	Tempo de detenção hidráulica real
WC-FS	<i>Wetland</i> construídos de fluxo superficial
WC-FSSH	<i>Wetland</i> construído de fluxo subsuperficial horizontal
WC-FSSV	<i>Wetland</i> construídos de fluxo subsuperficial vertical
WC-H	<i>Wetland</i> construído híbrido
WCs	<i>Wetland</i> construídos
Θ	Tempo de detenção hidráulico

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	13
2. OBJETIVO GERAL	14
2.1. OBJETIVOS ESPECÍFICOS	15
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	15
3.1. SANEAMENTO BÁSICO NO BRASIL	15
3.2. ESGOTAMENTO SANITÁRIO	16
3.3. <i>WETLANDS</i> CONSTRUÍDOS	19
3.3.1. <i>Wetlands</i> construídos de fluxo superficial	21
3.3.2. <i>Wetlands</i> construídos de fluxo subsuperficial	21
3.3.3. Recirculação	23
3.3.4. Mecanismos de remoção poluentes em <i>wetlands</i> construídos.....	24
3.3.5. Parâmetros físico-químicos.....	25
3.3.5.1. Vazão	25
3.3.5.2. Precipitação	25
3.3.5.4. Demanda Bioquímica de Oxigênio	25
3.3.5.5. Demanda Química de oxigênio	26
3.4. Modelagem cinética-hidrodinâmica	26
3.4.1. Reatores de Fluxo Pistão (PFR)	27
3.4.2. Reator de Mistura Completa (CSTR).....	28
3.5. Modelos Cinéticos	29
3.5.1. Cinética de 1ª Ordem.....	29
3.5.2. Cinética de Monod.....	30
4. METODOLOGIA	31
4.1. Localização da área da pesquisa.....	31
4.2. Descrição da estação de tratamento de efluentes experimental.....	32

4.3. Monitoramento do esgoto	36
4.4. Avaliação dos parâmetros físico-químicos de esgoto	36
4.4.1. Vazão (Q)	37
4.4.2. Precipitação	37
4.4.3. Oxigênio Dissolvido (OD)	38
4.4.4. Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)	38
4.4.5. Demanda Química de Oxigênio (DQO)	38
4.5. Avaliação cinética-hidrodinâmica dentro sistema	39
4.6. Análise de Correlação	39
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	40
5.1. Vazão do esgoto	40
5.2. Precipitação	42
5.3. Oxigênio Dissolvido	43
5.4. Matéria orgânica (MO)	44
5.5. Modelagem cinética-hidrodinâmica	46
6. CONCLUSÃO	48
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	49
APÊNDICES	59

1. INTRODUÇÃO

Dentre os serviços de saneamento, o tratamento de esgoto é o que apresenta maior déficit de cobertura no Brasil (IBGE, 2011), isso porque, apenas 50,8% dos esgotos gerados pela população brasileira urbana e rural são coletados, e destes somente 79,8% são tratados. Esses índices de atendimento além de serem baixos, apresentam uma grande variação regional, visto que o percentual de municípios urbanos atendidos com sistemas de tratamento de esgotos nas regiões Sul (46,7%), Sudeste (58,6%) e Centro-oeste (58,5%) são mais elevados que os das regiões Norte (21,4%) e Nordeste (34,1%) (SNIS, 2021).

A carência de saneamento básico expõe à saúde de indivíduos a riscos de contaminação por microrganismos patogênicos presentes em águas poluídas. No Brasil se gasta mais dinheiro para tratar doenças de veiculação hídrica do que com saneamento básico. Portanto a falta de saneamento se torna um problema de saúde pública que poderia ser evitado. (BRASIL, 2006; TARDIVO, 2009; SILVA FILHO, 2017; SOUSA, 2019). No intuito de contornar esse problema, o governo federal brasileiro, por meio da Lei nº 14.026, de 15 de julho de 2020, definiu como meta a universalização do saneamento básico até 2033, com intuito de garantir o atendimento de 99% da população com água potável e 90% com coleta e tratamento de esgoto (BRASIL, 2020).

Contudo, as políticas públicas, de forma geral, não conseguem acompanhar o ritmo de crescimento e urbanização nos municípios, através do modelo de sistemas centralizados, baseado em grandes redes e estações de tratamento de águas residuárias. Logo, entidades públicas e privadas têm buscado por tecnologias aplicáveis para o tratamento de esgoto em áreas não abrangidas, afim e de se aproximarem dos padrões de lançamentos de efluentes preconizados pelas Resoluções CONAMA 357/2005 e 430/2011 (BRASIL, 2005, 2011).

Dentre as diversas tecnologias de tratamento, a implementação de sistemas alagados construídos ou, como se denominam na literatura internacional, *constructed wetlands* (*wetlands* construídos) (WCs) (AVELAR, MATOS, MATOS, 2019), vem ganhando destaque como referência de tratamento, por promoverem harmonia paisagística, e não necessitarem do uso de produtos químicos.

Consistindo em ambientes integrados, que incluem plantas aquáticas, microrganismos e o meio filtrante (solo, areia, brita ou outro material), que podem se encontrar saturados ou parcialmente saturados (PERONDI et al., 2020), fazendo com que os poluentes presentes nas águas na forma dissolvida possam ser absorvidos por meio das raízes das plantas, sendo degradada a matéria orgânica (HUSSAR, 2001).

As vantagens dos *wetlands* construídos estão ligadas à sua alta eficiência e baixo custo de implantação e operação, custando cerca de 50 a 90% mais barato que os sistemas convencionais de tratamentos de esgotos (NSFC, 1998), sendo recomendadas principalmente para pequenos núcleos populacionais desprovidos de condições sanitárias adequadas (VYMAZAL; KRÖPFELOVÁ, 2008). Além de terem grande aplicabilidade para o tratamento dos esgotos em áreas de expansão urbana, tais como loteamentos, condomínios, mercados e pousadas (DECEZARO et al., 2021).

Alguns autores, também, têm evidenciado o uso da recirculação do efluente tratado, efetivando o seu retorno para o início do tratamento (ABREU, 2019), permitindo o aumento do tempo de contato entre os contaminantes e a superfície do sistema, onde há melhor difusão de oxigênio na passagem de água pelo leito filtrante (FOLADORI; RUABEN; ORTIGARA, 2013). A recirculação tem atuado no aumento da eficiência de remoção de matéria orgânica, nitrogênio e sólidos em suspensão (SUNDARAVADIEL, VIGNIESWARAN, 2001; GROSS et al., 2007; ARIAS et al., 2005; LI, TAO, 2017).

Embora, a recirculação tenha se mostrado uma boa alternativa para aumentar a eficiência em sistemas de tratamento de WCs, ainda é uma condição operacional pouco explorada, que possui inúmeras lacunas no conhecimento, devido ao desempenho ser totalmente dependente de alguns fatores como: o carregamento orgânico e hidráulico aplicado, regime de alimentação, tipo de planta, material filtrante utilizado e as condições climáticas do local (STEFANAKIS; AKRATOS; TSIHRINTZIS, 2014).

Neste contexto, este estudo buscou avaliar o efeito da recirculação de efluentes tratados no regime hidráulico e no desempenho de um sistema de *wetland* construído híbrido (WC-H), combinando a configuração de um *wetland* construído de fluxo subsuperficial vertical (WC-FSSV) e *wetland* construído de fluxo subsuperficial horizontal (WC-FSSH), contendo brita como meio filtrante e Capim Vietiver (*Crysopogon zizanioides*) como planta fitorremediadora, para remoção conjunta de matéria orgânica carbonácea presente nas águas residuárias de uma estação de tratamento de esgoto (ETE) localizado nas dependências de uma instituição univisitária na região centroeste do Brasil.

2. OBJETIVO GERAL

Avaliar a eficiência de remoção de poluentes na recirculação do pós-tratamento de esgoto doméstico com base no comportamento cinético-hidrodinâmico, em uma estação piloto, constituída por tanque séptico seguido por um *wetland* construído de fluxo subsuperficial vertical (WC-FSSV) e um *wetlands* construído de fluxo subsuperficial horizontal (WC-FSSH),

ambos cultivado com *Crysopogon zizanioides*, doravante denominado sistema de *wetland* construído híbrido (WC-H).

2.1. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- I. Avaliar o uso combinado dos modelos cinéticos (1º Ordem e Monod) aos modelos hidrodinâmicos idealizados (mistura completa e fluxo em pistão) na representação da remoção/transformação de matéria orgânica em um sistema de WC-H com recirculação.
- II. Comparar os resultados dos ajustes dos modelos cinético-hidrodinâmicos com a influência da recirculação do esgoto tratado no sistema de WC-H.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1. SANEAMENTO BÁSICO NO BRASIL

Saneamento é o conjunto de medidas que visam preservar ou modificar as condições do meio ambiente com a finalidade de prevenir doenças, promover a saúde, melhorar a qualidade de vida da população e facilitar a atividade econômica. (INSTITUTO TRATA BRASIL, 2012). Também, é um direito assegurado ao cidadão através da Constituição Federal de 1988 e definido pela Lei nº 11.445/2007 em seu artigo 3º como um conjunto de serviços e infraestruturas preventivas das respectivas redes urbanas (BRASIL, 2007).

No Brasil, o início da história do saneamento ocorreu em 1561, quando Estácio de Sá mandou escavar no Rio de Janeiro o primeiro poço para abastecer a cidade (BARROS, 2014). Todavia, apenas entre 1918 e 1920 passou-se a repercutir as propostas de reformas sanitárias, devido as graves epidemias que assolavam o país, sendo estabelecido a criação do Departamento Nacional de Saúde Pública – DNSP (NUNES, 2000).

Posteriormente em 1971, à vista das exigências sociais, criou-se o Plano Nacional de Saneamento (PLANASA), para resolver o problema da água e esgoto, haja vista que estes problemas estão diretamente ligados a melhoria da saúde e da qualidade de vida (GRANGEIRO, 2018). Contudo, somente em 2007, em respostas aos anseios da maioria da população e de entidades representativas, o Congresso Nacional aprovou em 2007 a Lei nº 11.445 que instituiu as diretrizes nacionais para o Saneamento Básico e a política federal do setor (BRASIL, 2007) com intuito de alcançar a universalização e a integração dos serviços de água potável e esgotamento sanitário (DACOL, 2013).

Que foi atualizada através do Novo Marco Legal do Saneamento Básico, Lei nº 14.026, sancionada no dia 15 de julho de 2020 pelo Presidente da República Jair Messias Bolsonaro, que estabelece como meta, tanto para os contratos vigentes como para os firmados após a

publicação da Lei, o dever das empresas de ampliar o fornecimento de água para 99% da população e de coleta e tratamento de esgoto para 90% da população brasileira até dezembro de 2033 (CAMARGO, 2022). O sucesso do cumprimento da meta se atingido, alterará enormemente o cenário da saúde pública no Brasil, permitindo a economia de milhões de reais em gastos (FEITOSA, 2022).

Contudo, a evolução do cenário do saneamento é preocupante. Entre os anos de 2010 e 2020, o Brasil urbano incrementou o atendimento de água potável de 92,5% para 93,4% (SNIS, 2021). Ainda mais preocupante é cenário de esgotamento sanitário, dados mais recentes do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS) revelam a estarrecedora conclusão de que pouco mais da metade da população brasileira (55%) é atendida com rede pública de saneamento e que apenas 50,8% do esgoto gerado é coletado (SNIS, 2021).

Além disso, devemos considerar que o Brasil, possui enormes disparidades socioeconômicas entre as suas unidades da federação podendo apresentar algumas limitações com relação aos investimentos e as ações de saneamento nos municípios (MORENO; HEINZ; HEIN, 2021). Principalmente nas regiões Norte e Nordeste, onde possui fatores de interferências climáticas (período prolongados de seca e/ou estiagem), renda baixa da população (principalmente nas zonas rurais), falta de capacidade técnica dos municípios na operacionalização dos empreendimentos (SOUSA; GOMES, 2019), distribuição desigual de recursos e as limitações orçamentárias dos municípios.

Por esses motivos, abordagens mais sustentáveis de saneamento, são discussões recorrentes e relevantes atualmente, pois engloba soluções que, além de proteger e promover a saúde humana, devem ser economicamente viáveis, socialmente aceitáveis, técnica e institucionalmente apropriadas, com objetivo de proteger o meio ambiente e os recursos naturais (SuSanA, 2008).

3.2. ESGOTAMENTO SANITÁRIO

Segundo a Associação Brasileira de Normas Técnicas, o esgoto sanitário é definido como o despejo líquido constituído de esgoto doméstico e industrial, água de infiltração e contribuição pluvial parasitária (ABNT, 1986), que possui como composição, basicamente uma mistura de água, sólidos orgânicos e minerais (ORSSATO, 2008), que variam de acordo com os hábitos de vida da população e a frequência com que novos tipos de contaminantes são produzidos e lançados no ambiente (LOBO; AMÉRICO-PINHEIRO, 2021).

Seu correto tratamento e sua disposição final são importantes fatores na conservação do meio ambiente e preservação da saúde pública (VON SPERLING, 2002). Uma vez que a

descarga inadequada de esgoto se configura como um quadro de poluição, visto que há a degradação da qualidade ambiental e propagação de diversas doenças como hepatite e poliomielite, cólera e diarreia (NASCIMENTO, 2018). Assim, todos os serviços compreendidos pelo sistema devem ser ofertados à população de forma satisfatória (ALVES, 2021), oferecendo a disponibilidade de manutenção das infraestruturas e instalações operacionais necessárias à coleta, ao transporte, ao tratamento e à disposição final (BRASIL, 2007).

Segundo Ramme (2013), existe três tipos principais de sistemas de esgotamento sanitário (centralizados):

- Sistema de esgotamento sanitário unitário ou combinado (Figura 1): que consiste em uma rede de esgoto concebida de tal forma que os esgotos domésticos e industriais sejam coletados e transportados juntamente com as águas da chuva e águas de infiltração;

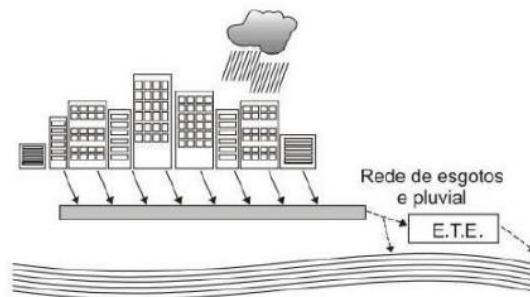


Figura 1. Representação do sistema unitário.

Fonte: Tsutiya e Bueno (2004), apud Eccker (2019).

- Sistema de esgotamento sanitário separador parcial: que é semelhante ao unitário, apenas com a diferença de que será coletado e transportado junto com os efluentes as águas de infiltração provenientes de telhados, pátios internos e sacadas. As demais serão coletadas e transportadas pelo sistema de drenagem;
- E por último e não menos importante, o sistema de esgotamento separador absoluto (Figura 2): uma rede coletora de despejos que recebe e transporta apenas os esgotos domésticos e industriais, deixando as águas pluviais para um outro sistema totalmente independente.

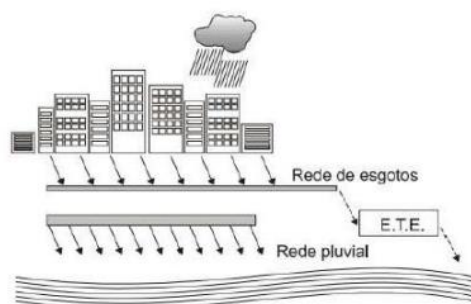


Figura 2. Representação do sistema separador absoluto.

Fonte: Tsutiya e Bueno (2004), apud Eccker (2019).

No Brasil, os primeiros sistemas de esgotamento sanitário foram do tipo centralizados, sendo inaugurado em 1864 no Rio de Janeiro, o primeiro sistema de esgoto, baseado no modelo inglês de separador parcial, composto de duas redes distintas (PEREIRA, 2018). Posteriormente, o engenheiro George Waring, em 1879 desenvolveu o sistema separador absoluto, levando-se em conta os aspectos de praticidade que o sistema proporcionava para época (TSUTIYA; SOBRINHO, 2011), sendo esse sistema amplamente adotado e julgado por especialistas como a solução ideal em termos de saneamento básico até os dias atuais.

O sucesso dessa tecnologia depende inteiramente da fiscalização efetiva e controle eficiente do sistema para se evitar que ligações clandestinas encaminhem águas pluviais, principalmente, as provenientes de telhados e área impermeabilizadas das residências (ARAUJO; JESUS, 2018).

Tais sistemas, comumente, são de propriedade pública, e realizam a coleta de grandes volumes de águas residuárias que são tratadas e descartadas distantes da fonte de geração (LIBRALATO et al., 2012), e oferece algumas desvantagens que estão intrinsicamente relacionadas aos altos investimentos tanto em sua construção, quanto na sua operação e manutenção (MASSOUD; TARHINI; NASR, 2008).

A partir disso, o conceito da gestão descentralizada de águas residuárias vem ganhando destaque com forma de tratamento de esgoto, renunciando vantagens sobre as práticas convencionais, demandando menores áreas para sua construção, possibilitando ainda coleta, tratamento, reuso ou disposição final nas proximidades do seu ponto de geração (BERNAL; RESTREPO, 2012). Além de permitir uso de diversas tecnologias que podem ser aplicadas de acordo com as condições específicas do local, dos recursos financeiros disponíveis e do requerimento legal local de lançamento do efluente tratado (TREIN et al., 2015).

No Brasil, os enquadramentos dos sistemas descentralizados têm sido realizados em conformidade com a legislação CONAMA nº 377/2006, que dispõe sobre a classificação dos sistemas em função de seus portes. Segundo a referida legislação, os sistemas descentralizados

são projetados para atender vazões de até 50 L/s ou com capacidade para atendimento de população igual ou inferior a 30.000 habitantes.

Para o tratamento descentralizado de efluentes líquidos a Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) apresenta duas normativas que vêm sendo utilizadas para o dimensionamento, que são: (I) NBR 7.229 (ABNT, 1993), que prescreve sobre o projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos, destinados ao tratamento primário; e (II) NBR 13.969 (ABNT, 1997), que regulamenta algumas tecnologias de tratamento complementar ao tanque séptico que podem ser: filtros anaeróbios, filtros aeróbio submersos, filtros de areia, valas de filtração, lodo ativado por batelada e lagoa com plantas aquáticas.

Quanto a aptidão para lançamento de efluente, em nível federal, é feito pelo Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA), por meio da resolução n° 357/2005 (BRASIL, 2005), que dispõe sobre a classificação dos corpos d'águas e apresenta as diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes. E também por meio da resolução n° 430/2011 (BRASIL, 2011), que dispõe sobre as condições e padrões de efluentes, fixando valores de concentração de parâmetros orgânicos e inorgânicos a serem obedecidos por qualquer fonte poluidora que despejem seus efluentes em cursos hídricos receptores.

Além dessas, os órgãos estaduais e municipais possuem legislações próprias para lançamento de efluentes. Em Goiás, o Conselho Estadual de Recursos Hídricos – CERH-GO, estabelece o regulamento do sistema de outorga das águas de domínio estadual por meio da resolução n° 09, de 04 de maio de 2005 (CERH-GO, 2005). E o decreto n° 1.745, de 06 de dezembro de 1979 (GOIÁS, 1979), dispõe sobre a prevenção e controle de poluição do meio ambiente, incluindo a disposição final de efluentes.

3.3. WETLANDS CONSTRUÍDOS

Os *wetlands* construídos (WCs) são sistemas desenvolvidos para replicar os processos de degradação de matéria orgânica e reutilização de nutrientes que ocorrem em ambientes úmidos naturais, como pântanos e outros ambientes alagados (LEITE, et al., 2020). Sendo primeiramente desenvolvidos na Alemanha na década de 1950 por Käthe Seidel no Instituto Max Planck (KADLEC e WALLACE, 2009), que em suas primeiras pesquisas utilizava a “depuração hídrica com solos” (terminologia adotada na época) para tratar a água através da interação solo-planta-microrganismos (SILVA JÚNIOR, et al., 2020).

Nos anos seguintes, o uso dessa tecnologia só foi aumentando e passou a ser usada em diversos locais do mundo como Austrália, Nova Zelândia, países da Ásia, Europa e da América

do Sul (AMANCIO, 2016). Chegando ao Brasil em 1980 pelos brasileiros Salati e Rodrigues (PHILIPPI; SEZERINO, 2004), com a construção de um lago artificial próximo ao rio Piracicamirim no município de Piracicabana, São Paulo (AMANCIO, 2016).

Posteriormente, espalhou-se por todo território nacional, recebendo várias denominações como terras úmidas, alagados construídos, zona de raízes, zonas úmidas, leito de raízes, leitos de macrófitas, filtros plantados, tanques de macrófitas, fito-ETARs, fitolagunagem, fitorremediação e outros (ZANELLA, 2008).

Neste trabalho, optou-se pelo termo *wetlands* construídos, visto que há uma maior difusão deste nome no meio científico e pelo mesmo englobar as diversas traduções adotadas por outros autores, sendo que a característica principal do sistema continua sendo a mesma, que consiste em ambientes saturados com mecanismos capazes de agir como um filtro para remoção de uma série de poluentes encontrados nas águas (SANTOS, 2021) de modo barato e eficaz.

Assim, o meio suporte atua como um filtro biológico, servindo como um substrato ao cultivo da vegetação, favorecendo as transformações químicas e bioquímicas, além de aprisionar os poluentes removidos (WEBER, 2015), enquanto que a vegetação, constituída por macrófitas, fica responsável por transferir oxigênio para a água através das raízes e rizomas, proporcionando o isolamento térmico e a criação de um biofilme, que promove a maior parte do tratamento por meio do desenvolvimento de fungos e bactérias (procariotos, eucariotos e archea) que decompõem a matéria orgânica (SILVA, 2007).

Quanto a classificação, os WCs podem ser classificados pela disposição, tipo de planta que será utilizada e pelo fluxo do efluente, que poderá ser horizontal e vertical (MELO et al, 2013), ou a combinação de ambos, conforme a Figura 3 apresenta.

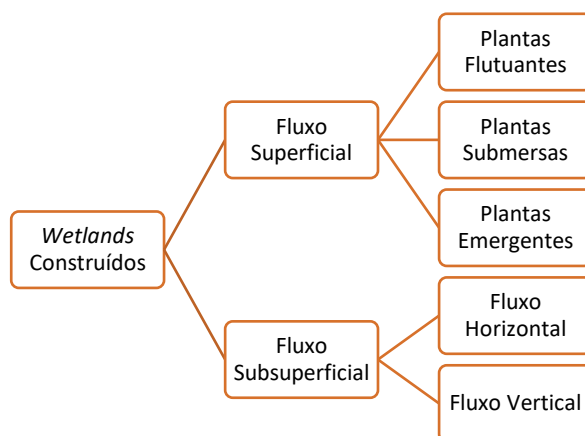


Figura 3. Tipos de *wetlands* construídos.

Fonte: Adaptado de Kadlec e Wallace (2009).

3.3.1. *Wetlands* construídos de fluxo superficial

Nos WCs com escoamento superficial (WC-FS), o efluente entra no sistema na parte de cima do meio filtrante, por entre os caules e as folhas da vegetação (MANNARINO, 2003 apud ORMONDE, 2012). Estes sistemas possuem como propriedades a variação do consumo de oxigênio em função da massa líquida, semelhantes às lagoas facultativas, sendo que na superfície prevalecem a presença de algas planctônicas e filamentosas, ou plantas (macrófitas) aquáticas (LIMA, 2016), destacadas em três tipos fundamentais segundo Vymazal (1998), que são:

- Flutuantes: Enraizadas com folhas flutuantes na superfície da água ou livres;
- Submersas: Enraizadas crescendo totalmente debaixo d'água;
- Emergentes ou emersas: Enraizadas no sedimento, porém as folhas crescem para fora da água.

Como mostra a Figura 4.

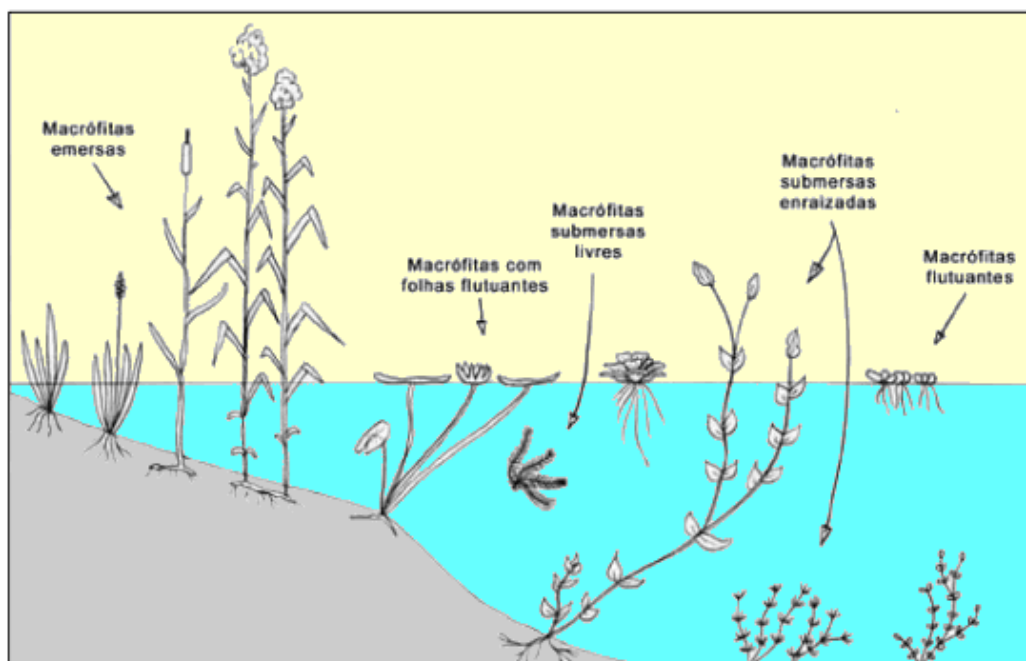


Figura 4. Tipos de *wetlands* construídos.

Fonte: Couto (2018).

3.3.2. *Wetlands* construídos de fluxo subsuperficial

Já nos *wetlands* de escoamento subsuperficial, o efluente é drenado por gravidade horizontalmente ou verticalmente através do meio filtrante, entrando em contato com organismos que vivem em associação ao meio suporte e as raízes das plantas (LIMA, 2016).

Assim, nos *wetlands* construídos de escoamento subsuperficial vertical (WC-FSSV), o efluente é lançado de maneira intermitente na superfície do módulo, inundando-o e percolando

verticalmente, sendo coletado pelo sistema de drenagem situado no fundo do módulo (Figura 5) (SILVA, 2020).

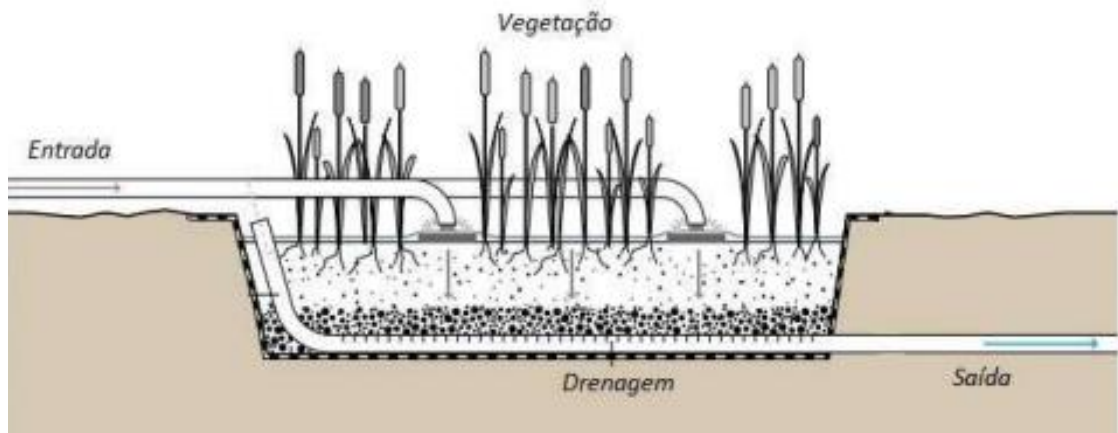


Figura 5. Representação de um *wetland* construído de escoamento vertical.

Fonte: Adaptado de Tilley et al. (2014) apud Silva Júnior (2018).

E nos *wetlands* construídos com escoamento subsuperficial horizontal (WC-FSSH) (Figura 6), o efluente é alimentado na entrada do leito e flui lentamente através dos poros presente no solo, abaixo da superfície do leito em um curso horizontal até que o mesmo chegue à saída, onde será coletado (FRANCO; MOURA, 2017).

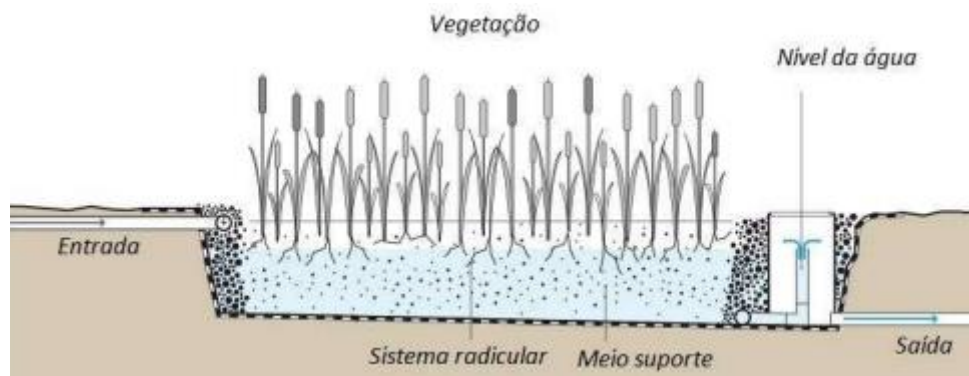


Figura 6. Representação de *wetland* construído de escoamento horizontal.

Fonte: Tilley et al. (2014) apud Silva Júnior (2018).

E nos sistemas Híbridos de fluxo subsuperficial (Figura 7), faz o uso combinado de WC-FSSV e WC-FSSH, que varia de acordo com os objetivos do projetista, origem do efluente, pré-tratamento aplicado, interesse de reuso e atendimento aos padrões exigidos pela legislação local (TESKE, 2016). Sendo que, em *wetlands* construídos de fluxo vertical (WC-FSSV), seguido por outro de fluxo horizontal (WC-FSSH), faz-se possível a elevação da eficiência na conversão e remoção de amônia, já que nos WC-FSSVs, por terem maior capacidade de transferência de oxigênio ao meio filtrante, propiciam melhores condições para a nitrificação (MENDONÇA, 2015), enquanto que os WC-FSSHs promovem remoção de nitrogênio. Desse modo, o primeiro

nitrifica (formação de nitrato) e o segundo desnitrifica (remoção de nitrogênio) (VYMAZAL, 2011).

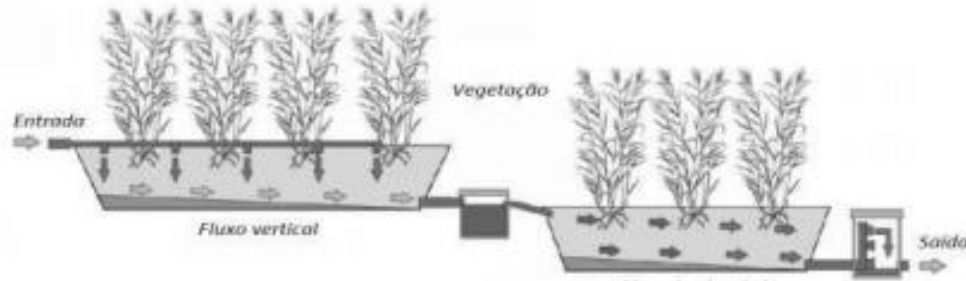


Figura 7. Representação de *wetland* construído híbrido.

Fonte: Silva Júnior (2018).

3.3.3. Recirculação

Para melhorar ainda mais o desempenho e eficiência do tratamento de esgotos em *wetlands* construídos, algumas estratégias operacionais intensivas como o uso da recirculação (Figura 8) podem ser aplicadas (RAMÍRES, 2019). Que consiste no retorno do efluente tratado para o tratamento primário, com objetivo de aumentar a atividade microbiana aeróbica através das intensas interações entre poluentes e microrganismos, que estão próximos às raízes das plantas e sobre a superfície do substrato, sem alterações significativas no sistema (ZHAO; SUN; ALLEN, 2004).

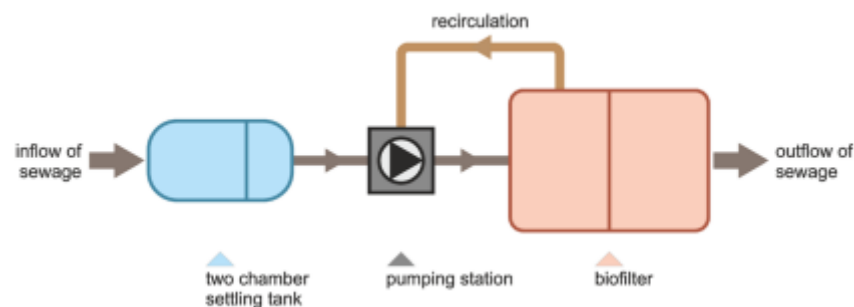


Figura 8. Recirculação do esgoto.

Fonte: Kruszelnicka et al. (2019).

Essa modificação operacional do sistema proporciona inúmeros benefícios como (SKLARZ et al., 2009; GONZALO, RUIZ, SOTO, 2017; AYAZ et al., 2012): Maior transferência de oxigênio por convecção para o leito filtrante; melhoria na remoção de matéria orgânica sem necessidade de aumento da área construtiva; permissão da diluição do esgoto afluente ao sistema com o efluente parcialmente tratado; e propiciação de maior eficiência em processos simultâneos de nitrificação do sistema ou desnitrificação em uma etapa pré-anóxica.

Essa estratégia operacional é bem consolidada no norte da Europa, destacando-se a Dinamarca, onde o governo apresenta diretrizes para que o efluente nitrificado nos WCFVs sejam recirculados para o tratamento primário afim de promover a desnitrificação (BRIX e ARIAS, 2005). Em algumas pesquisas como a de Sklartz et al. (2013) citado por Ramírez (2019), a utilização da recirculação em WC-FSSVs promoveu valores superiores a 90% na remoção de matéria orgânica (MO), sólidos suspensos totais (SST) e nitrogênio (N). A aplicação de recirculação em WCs híbridos operado em série com WC-FSSV e WC-FSSH também provaram ser eficazes na remoção de N (ARIAS et al., 2005; AYZAZ et al., 2012).

3.3.4. Mecanismos de remoção poluentes em *wetlands* construídos

Os sistemas de WCs possuem potencial para a remoção de uma variedade de poluentes, principalmente a matéria orgânica e nutrientes como nitrogênio e fósforo, além de organismos patogênicos (RAMOS, 2019). Segundo Brix (1993), citado por Abreu (2019), a remoção dos contaminantes ocorre da seguinte maneira:

- Sólidos suspensos são removidos por meio dos processos físicos, na percolação do efluentes através do substrato, que atua como um filtro, e da sedimentação, quando existe lâmina de líquido aparentes.
- A carga orgânica é removida através do metabolismo dos microrganismos que crescem tanto em suspensão quanto aderidos ao substrato e às plantas e raízes.
- Para o nitrogênio, a degradação ocorre por meio de nitrificação e desnitrificação na presença ou ausência de oxigênio, respectivamente, em diferentes etapas de passagem do efluente pelo sistema. Ou ainda, pelo processo de volatilização da amônia para atmosfera e a retirada de nitrogênio pelas plantas que o utilizam como nutrientes no seu metabolismo.
- O fósforo é, em sua maioria, adsorvido pelo substrato e precipitado por compostos de alumínio, ferro, cálcio e argila. Além de que, parte desse nutriente também é removido e aproveitado pelas plantas.
- Os organismos patógenos são eliminados pelo tempo de detenção que causa a morte natural devido à duração de seu ciclo de vida e falta de condições de desenvolvimento, além de predação por outros organismos. Estes organismos também retidos nos processos de filtração ultravioleta e, ainda, mortos por substâncias antibióticas eliminadas pelas raízes das plantas.

Dentre os poluentes citados, a matéria orgânica (MO) é o poluente que se encontra em maior disponibilidade dentro dos sistemas de WCs, o que o torna uma das principais fontes de contaminação em águas residuárias. Esse poluente é quantificado e analisado através dos parâmetros demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e demanda química de oxigênio (DQO).

3.3.5. Parâmetros físico-químicos

Os esgotos (domésticos) são constituídos essencialmente de água de banho, urina, fezes, papel, restos de comida, produtos de limpeza e águas de lavagem. Ou seja, 99% do esgoto é composto por água e cerca de 1% de material sólido, sendo a assim o papel principal das estações de tratamento de esgoto é retirar a maior quantidade de material poluidor, de forma a atender os parâmetros de lançamento de efluente conforme a Resolução CONAMA nº 430/2011 (MINISTÉRIO DE MEIO AMBIENTE, 2009). Nesta pesquisa foram adotados os seguintes parâmetros físico-químicos:

3.3.5.1. Vazão

Refere-se a quantidade do esgoto transportado em um determinado tempo, sendo usualmente expressa em L/s ou m³/s (neste trabalho adotou-se L/d).

3.3.5.2. Precipitação

Refere-se a quantidade a água proveniente do vapor da água da atmosfera depositada na superfície terrestre sob forma de chuva, sendo usualmente expressa em mm.

3.3.5.3. Oxigênio dissolvido (OD)

O oxigênio dissolvido, refere-se ao oxigênio molecular (O₂) dissolvido na água, um fator fundamental para a sobrevivência dos microrganismos dependentes da presença de oxigênio. A unidade de OD utilizada é em mg/L (PINTO, 2007). Neste parâmetro, o oxigênio é usado no processo de biodegradação e decomposição da MO pelos microrganismos aeróbicos, assim a concentração do oxigênio disponível na água diminui à medida que a água percola o *wetland* construído. Em ambientes anaeróbicos (pobres em oxigênio) e ricos em MO, há maior proliferação de microrganismos anaeróbicos (COSTA, et al., 2003).

3.3.5.4. Demanda Bioquímica de Oxigênio

A demanda bioquímica de oxigênio, refere-se ao parâmetro que mensura a matéria orgânica biodegradável, que equivale a quantidade de oxigênio dissolvido necessária aos

microrganismos na estabilização da matéria orgânica em decomposição, sob condições aeróbias. Num efluente: quanto maior a quantidade de matéria orgânica biodegradável maior é a DBO (NUVOLARI, 2011). Para baixas cargas de entrada e concentrações de entrada, a degradação da DBO é dominada por mecanismos aeróbios. Com o aumento das cargas, os processos aeróbios tornam-se menos prováveis e mecanismos anaeróbios são mais prováveis de ocorrer (TEMO, 2019).

Este índice de concentração de matéria orgânica é dado por uma unidade de volume (mg/L) que tem sua medição padronizada através do “*Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*”, que adota tempo de 5 dias e uma temperatura padrão de 20°C (JORDÃO; PESSÔA, 2009).

Segundo FUNASA (2020), a DBO dos esgotos bruto domésticos varia entre 100 mg/L e 300 mg/L, sendo essa a quantidade necessária de oxigênio para estabilizar bioquimicamente a matéria orgânica presente no esgoto. A DBO ocorre principalmente por conta de três classes de compostos: o nitrogênio oxidável, os compostos redutores químicos e a matéria orgânica carbonácea, responsável por praticamente a totalidade da demanda de oxigênio dos esgotos domésticos. (MENDONÇA et al., 2017).

3.3.5.5. Demanda Química de oxigênio

A demanda química de oxigênio, refere-se ao parâmetro que determina a quantidade de oxigênio dissolvido equivalente à quantidade de matéria orgânica (MO) possível de ser oxidada por uma agente oxidante forte. A DQO é um dos parâmetros mais utilizados para se avaliar o grau de poluição dos corpos receptores e de efluentes. (DUBBER; GRAY, 2010; BARCELLA, 2016).

Se comparado à DBO, este parâmetro possui, em termos analíticos, grandes vantagens, uma vez que o tempo de obtenção de resultados é muito menor se comparado ao primeiro parâmetro apresentado. Pelo método do dicromato, a análise de DQO leva cerca de 2 horas para determinar o resultado (JORDÃO E PESSÔA, 2009). Porém, segundo Von Sperling (2005), uma das limitações do teste de DQO, é a superestimação dos valores de oxigênio consumido no tratamento biológico, uma vez que neste teste são oxidadas tanto fração biodegradável quanto a fração inerte, fazendo com que o valor de DQO seja sempre maior que o de DBO.

3.4. Modelagem cinética-hidrodinâmica

Diferentemente dos sistemas convencionais de tratamento de esgotos, os WCs formam um dinâmico e complexo ecossistema que varia de acordo com o tempo e a localização.

Partindo deste princípio, o entendimento do modelo hidráulico que melhor representa o fluxo de esgoto é fundamental para otimização dos processos de remoção de poluentes, pois sua formulação imita os fenômenos do mundo real, podendo diferenciar-se quanto ao tipo de fluxo e ao padrão de mistura (VON SPERLING, 2005).

A modelagem quanto ao tipo de fluxo, refere-se à continuidade da alimentação do reator que pode ser dividido em fluxo intermitente (em batelada), ou seja, entrada e saída descontínuas, ou fluxo contínuo, isto é, entrada e saída contínuas (VON SPERLING, 2016). Quanto aos padrões de mistura (Figura 9), modelo hidráulico pode ser classificado como: Reator em fluxo pistão (a); Reator de mistura completa (b); Modelo de fluxo disperso (c) e Modelo de tanques-em-série (d) (LEVENSPIEL, 2000). Sendo que, os reatores em fluxo pistão e mistura completa são idealizados como base para montagem de outros modelos mais complexos (VON SPERLING, 2007). Neste trabalho, abordaremos apenas estes dois.

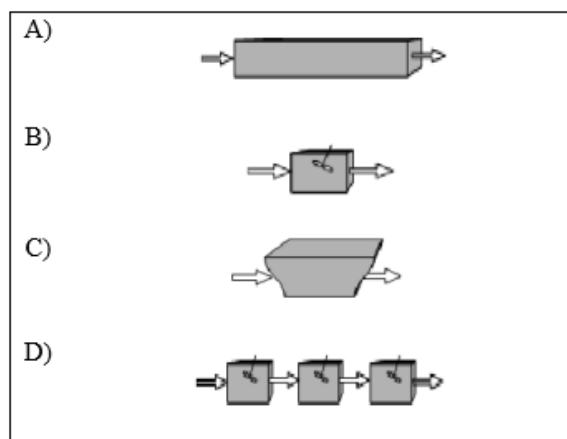


Figura 9. Imagem representativa dos principais modelos de escoamento em reatores.

Fonte: Adaptado de Von Sperling (2002).

3.4.1. Reatores de Fluxo Pistão (PFR)

Em reatores de escoamento em fluxo pistão (PFR), os reatores se processam como um êmbolo, que possuem elevada relação entre comprimento e largura, onde as partículas entram continuamente em uma das extremidades do reator, em seguida escoam e são descarregadas na saída, ocorrendo uma mínima dispersão longitudinal (FERREIRA, 2022). Neste caso, as moléculas que entram no reator em um tempo “ t ” não se misturam com outras moléculas que entrarem em um tempo “ $t \pm dt$ ” (VON SPERLING, 2007). Ou seja, os elementos de fluido mantêm sua identidade e permanecem no reator por período igual ao tempo de detenção hidráulica (VON SPERLING, 2014), como pode ser visto na Figura 10.

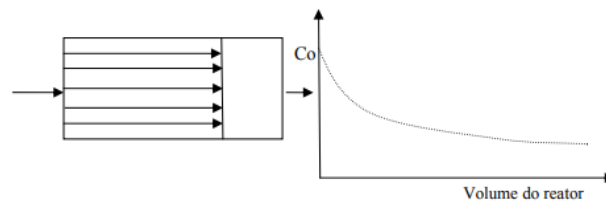


Figura 10. Esquema de um reator em fluxo em pistão e respectivo gráfico ilustrando o padrão de mistura.

Fonte: Matangue (2011).

O comportamento hidráulico de poluentes em reator de fluxo pistão pode ser descrito pela Equação (01).

$$\text{Equação 01: } \frac{\partial C}{\partial t} = - \frac{Q}{A} \cdot \frac{\partial C}{\partial x} + r$$

Onde:

Q = Vazão de entrada no reator ($\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$);

A = Área superficial do reator;

$\frac{\partial C}{\partial t}$ = Variação da concentração do poluente em função do tempo;

$\frac{\partial C}{\partial x}$ = Variação da concentração do poluente em função do comprimento do reator;

r = Taxa cinética de degradação de poluentes.

3.4.2. Reator de Mistura Completa (CSTR)

Em reatores de mistura completa (CSTR), diferentemente dos reatores de fluxo em pistão, há uma máxima dispersão longitudinal, desse modo, as partículas, assim que entram no reator, sofrem uma dispersão instantânea, o que faz com que saiam do sistema de forma proporcional a sua concentração estatística (TOSCANI, 2010). Ou seja, o efluente possui a mesma composição que o fluido dentro do reator, deste modo, o conteúdo é uniforme em qualquer porção do tanque (Figura 11) (LEVENSPIEL, 1999; VON SPERLING, 2016).

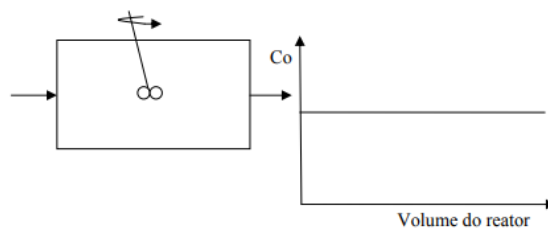


Figura 11. Esquema de um reator de mistura completa e o respectivo gráfico.

Fonte: Matangue (2011).

O comportamento hidráulico de poluentes em um reator de mistura completa pode ser descrito pela Equação 02:

$$\text{Equação 02: } \frac{dC}{dt} + \frac{Ca}{\theta} = \frac{Ce}{\theta}$$

Em que:

$\frac{dC}{dt}$ = Variação da concentração do poluente em função do tempo;

Ca = Concentração afluente (mg.L^{-1});

Ce = Concentração efluente (mg.L^{-1});

θ = Tempo de detenção hidráulica (d).

Estes reatores na prática não se comportam exatamente como os dois modelos hidráulico ideais de fluxo pistão e mistura completa, contudo, estes modelos idealizados servem para configurar ou acomodar os modelos matemáticos de forma simples, prática e compreensiva (MATANGUE, 2011).

3.5. Modelos Cinéticos

Já pensando na capacidade de remoção de poluentes em um sistema WC, deve considerar que a eficiência de remoção varia em função de suas características físicas, químicas e biológicas (KINCANON; MCANALLY, 2004). E como grande parte das reações que ocorrem no tratamento de esgoto são lentas, torna-se essencial o conhecimento de sua cinética (VON SPERLING, 1996).

Na literatura da modelagem cinética dos processos biológicos, são encontradas diversas equações (GRADY, LIM, 1980; SUNDSTRON, KLEI, 1979; ECKENFELDER, MUSTERMAN, 1995) que relacionam a taxa de consumo de substrato com as concentrações de substrato e de sólidos em suspensão voláteis. Entre estas, as modelagens mais utilizadas são:

3.5.1. Cinética de 1ª Ordem

Onde, considera-se que a taxa de reação bioquímica é proporcional à concentração dos reagentes (VON SPERLING, 1996). Expressada na Equação 03.

$$\text{Equação 03: } \frac{dC}{dt} = \frac{-Kv \cdot Ce}{1}$$

Em que:

Kv = Constante de degradação volumétrica do poluente (d^{-1});

Ce = Concentração de efluente (mg.L^{-1}).

A cinética de 1ª ordem em WCs pode ser percebida por meio da introdução de oxigênio dissolvido; remoção de matéria orgânica; e o decaimento de organismos patogênicos (VON SPERLING, 1996). Na aplicação desse modelo, presume-se que as transformações químicas

sejam irreversíveis, ocorrendo sob taxa de reação homogênea (KINCANON; MCANALLY, 2004). Portanto, visando a simulação de um número maior de variáveis que ocorrem nos sistemas WCs, como a inter-relação entre reagentes (como nitrogênio e carga orgânica) e catalisadores (ou seja, a biomassa), os modelos de 1ª ordem se demonstram limitados (ARANTES, 2020).

3.5.2. Cinética de Monod

A cinética de Monod foi inicialmente proposta por Jacques Monod (MONOD, 1949), ela é baseada nos princípios da cinética das reações enzimáticas desenvolvidos por Michaelis e Menten, aplicados ao crescimento bacteriano e degradação de poluentes do esgoto (VON SPERLING, 2014). Esse modelo fundamenta-se em duas grandes variáveis: concentração do substrato e microrganismo, relatando que o crescimento dos microrganismos é proporcional a taxa de utilização de substrato (Equação 04).

$$\text{Equação 04: } k_{m\acute{a}x} \cdot \frac{C}{k_s + C}$$

Onde:

$k_{m\acute{a}x}$ = Taxa máxima de reação ($\text{mg.L}^{-1}.\text{d}^{-1}$);

C = Concentração do substrato limitante (mg.L^{-1});

k_s = Constante de saturação (mg.L^{-1}).

Que resulta em uma função hiperbólica, como ilustrado na Figura 12, demonstrando que no início de uma reação de decomposição do substrato, quando a sua concentração é muito elevada, não há limitações do mesmo no meio, assim a taxa de remoção global aproxima-se da ordem zero e à medida que o substrato passa a ser consumido, a taxa de reação passa a ser de primeira ordem, e de reação de transição (MATANGUE, 2011).

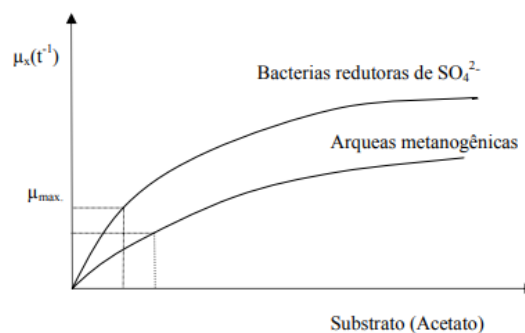


Figura 12. Representação gráfica do modelo de Monod a diferentes taxas de crescimento microbiano e seus respectivos valores de k_s .

Fonte: Matangue (2011).

Esse modelo cinético é amplamente utilizado no tratamento biológico dos esgotos, por representar de forma aproximada tanto as cinéticas de ordem zero quanto as de 1ª ordem, bem como as transições das mesmas (ARANTES, 2020). Neste contexto, as altas concentrações de substrato limitante fazem a equação tender à cinética de ordem zero, enquanto que em baixas concentrações a cinética tende a ser de 1ª Ordem (VON SPERLING, 2014).

4. METODOLOGIA

A metodologia desta pesquisa foi composta por duas etapas principais (Figura 13). Etapa 1) Monitoramento quantitativo e qualitativo de uma estação experimental de tratamento de esgoto doméstico (ETE) com recirculação caracterizada por um sistema *wetlands* construído de fluxo subsuperficial vertical (WC-FSSV), seguido por outro *wetlands* construído de fluxo subsuperficial horizontal (WC-FSSH), ambos cultivados com a espécie vegetal *Crysopogon zizanioides*; E etapa 2) Aplicação dos dados de quantidade e qualidade do esgoto em equações cinéticas-hidrodinâmicas para avaliação desses modelos no processo de remoção de poluentes.

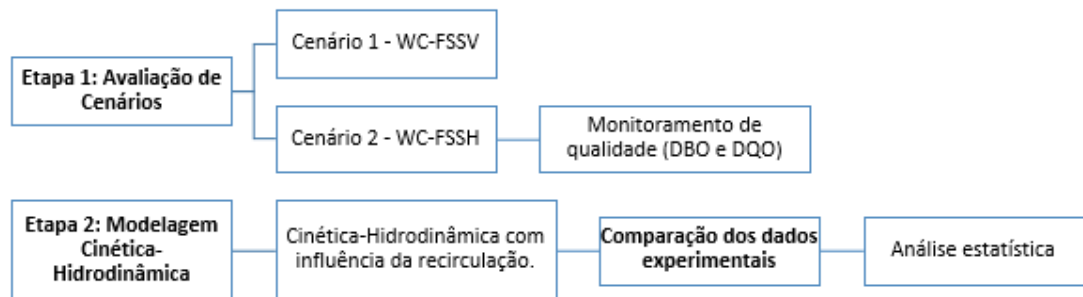


Figura 13. Fluxograma do programa experimental.

Fonte: Autora (2022).

Sendo que na etapa de monitoramento quantitativo e qualitativo, realizou-se a coleta de amostras em três pontos da estação de tratamento de esgoto (em cada ponto uma amostra), que em seguida foram levadas para laboratório para sua posterior análise. Já na etapa de modelagem cinética-hidrodinâmica, os dados de quantidade e qualidade de esgoto doméstico tratado no sistema *wetlands* construído foram aplicados a dois modelos cinéticos (1ª Ordem e Monod), apresentando dois comportamentos hidrodinâmico ideais (PFR e CSTR), considerando o efeito da recirculação.

4.1. Localização da área da pesquisa

O experimento foi conduzido em uma estação piloto para tratamento de efluentes (Figura 14), em uma área designada de 500 m², localizada dentro do Instituto Federal Goiano – Campus Rio Verde (IF Goiano), no município de Rio Verde, GO, em altitude média 747 m e

coordenadas geográficas: 17°48'19,76" S e 50°54'24,31" W. Essa estação de tratamento, recebe efluentes de 05 (cinco) residências unifamiliares de servidores que moram nas dependências da instituição, contabilizando 12 contribuintes.

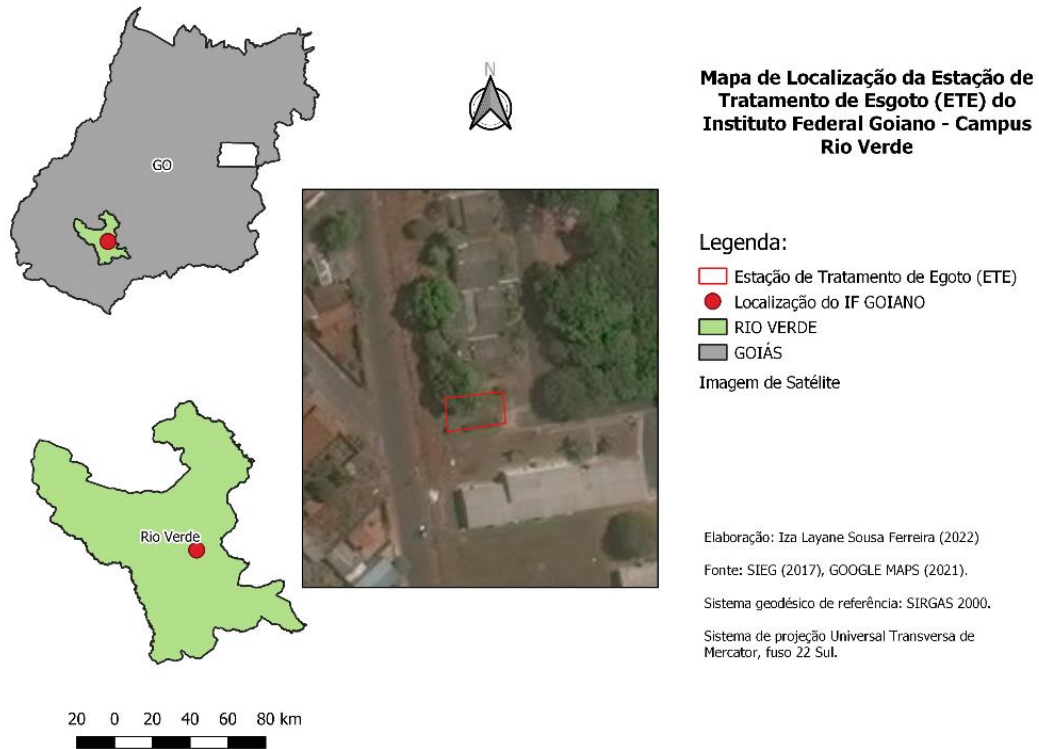


Figura 14. Localização da estação experimental de tratamento de esgoto doméstico utilizando o software Q-GIS.

Fonte: Autora (2022).

4.2. Descrição da estação de tratamento de efluentes experimental

A estação de tratamento de esgoto (ETE), é constituída por um sistema de tratamento preliminar já instalado no campus, composto de tanque séptico, seguido por um poço de sucção, que bombeia o efluente para o reservatório, com a função de promover a condução de esgoto por gravidade, que em seguida envia o efluente para uma caixa de recepção, e então destina o efluente à um sistema de WC-H, configurado com uma unidade WC-FSSV e uma WC-FSSH, Após passar pelo WC-FSSH, o efluente tratado é recirculado para o tanque de sucção, com a intenção de aumentar a eficiência de remoção de poluentes(Figura 15 e 16).

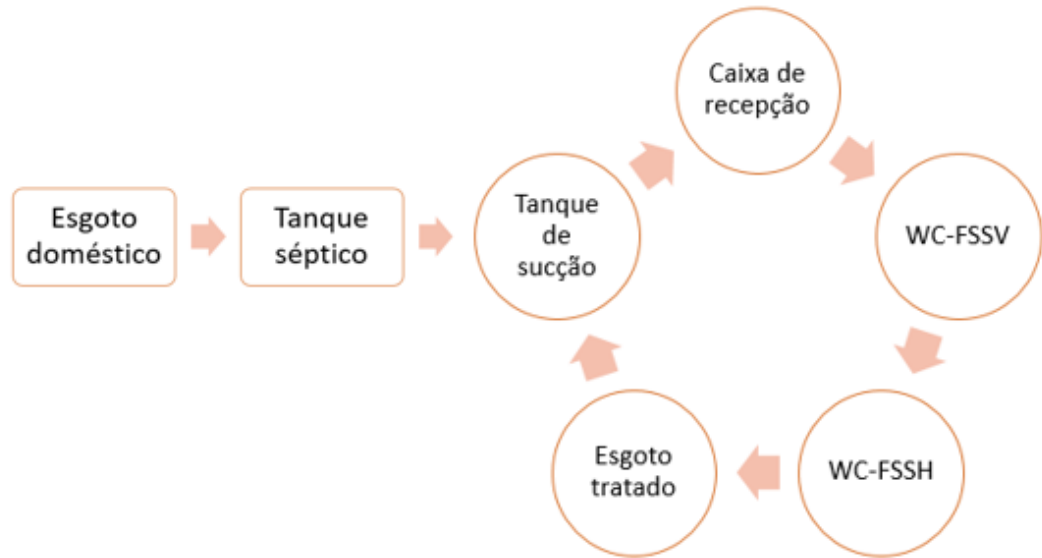


Figura 15. Funcionamento da estação piloto de tratamento de esgoto doméstico.

Fonte: Autora (2022).



Figura 16. Estação de tratamento de esgoto real.

Fonte: Autora (2022).

O tratamento preliminar na ETE, é feito para remoção de sólidos grosseiros e sedimentáveis, afim de evitar danos no sistema de bombeamento posterior. E conta também com um sistema de tratamento primário de esgoto composto por um tanque séptico de dupla câmara construído em alvenaria (revestido em argamassa e cimento polimérico impermeabilizante), com dimensões de 2,2 metros de comprimento, 1,2 metros de largura e 1,2 metros de profundidade, totalizando um volume de 3,432 m³ e tempo de detenção hidráulica (TDH) de 1 dia (SILVA JÚNIOR, 2018), representado na Figura 17.

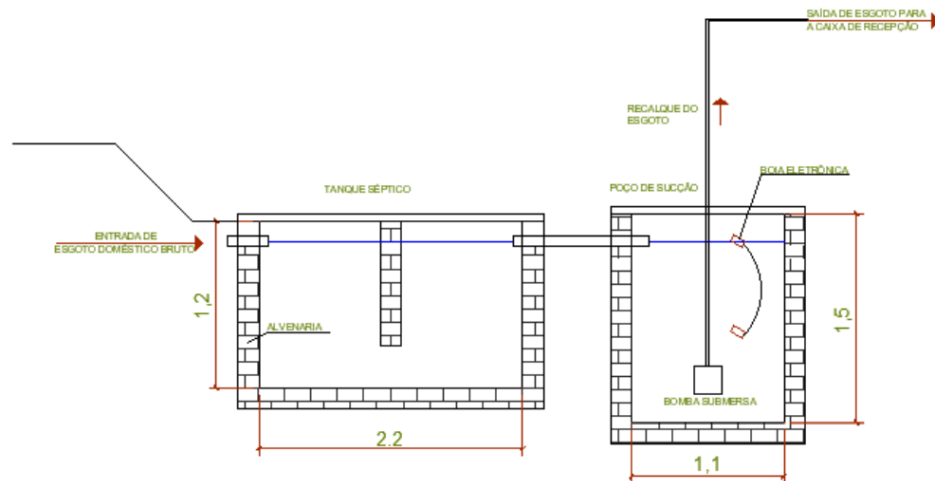


Figura 17. Perfil longitudinal do tanque séptico e poço de sucção.

Fonte: Ferreira (2022), adaptado de Silva Júnior (2018).

Após passar pelo poço de sucção, o efluente é recalcado por uma motobomba submersa de 1,0 CV, com funcionamento automático a partir de uma chave boia MarGirius, e enviado para uma caixa de recepção de polietileno de 1000 L, que está colocada a um metro acima do nível do solo (Figura 18).

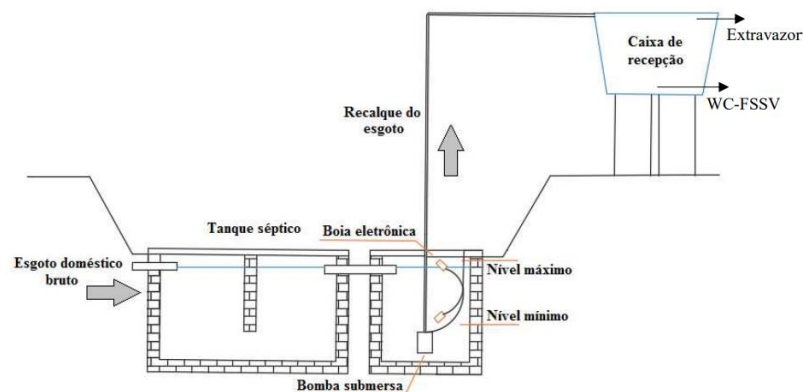


Figura 18. Perfil longitudinal do tanque séptico, poço de sucção e caixa de recepção de esgoto.

Fonte: Silva Júnior (2018).

Ao sair da caixa de recepção, o efluente pré-tratado é destinado a duas células de tratamentos (WCs), que possuem os formatos de pirâmides invertidas, preenchidas com uma camada de meio suporte (Brita #2) e vegetadas com a espécie Capim Vetiver (*Chrysopogon zizanioides*), com proteção de solo, utilizando uma manta geotêxtil de polietileno de alta densidade (PEAD) com 1,5 mm de espessura.

O dimensionamento das células (WC-FSSV e WC-FSSH) foi calculado utilizando o modelo de decaimento de primeira ordem em mistura completa para a unidade vertical e fluxo pistão para a unidade horizontal. Neste sentido, adotaram-se as seguintes dimensões para o WC-

FSSV (Figura 19): 2,8 m de comprimento, 2,8 m de largura (na profundidade média do leito), 85 cm de profundidade do leito, 20 cm de borda livre e inclinação de 60° dos taludes, com TDH teórico médio de 2,5 dias (SILVA JÚNIOR, 2018). O efluente tratado chega na unidade WC-FSSV por uma tubulação única de policloreto de vinila (PVC) e segue por outras duas tubulações nas laterais que destinam o efluente para segunda unidade de tratamento (WC-FSSH).

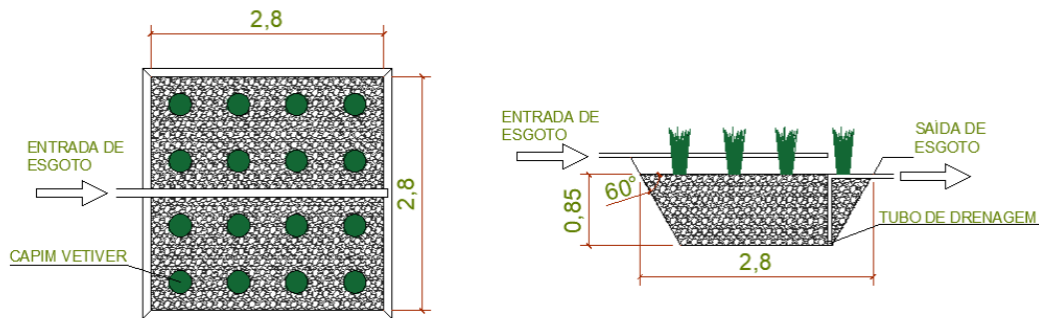


Figura 19. Planta baixa e perfil longitudinal do WC-FSSV.

Fonte: Ferreira (2022), adaptado de Silva Júnior (2018).

Após passar pelo WC-FSSV, efluente segue para um WC-FSSH (Figura 20) com as seguintes dimensões: 10 m de comprimento de leito, 2 m de largura (no nível do leito), 40 cm de profundidade, 20 cm de borda livre e inclinação dos taludes de 60°, com TDH nominal de 3 dias (SILVA JÚNIOR, 2018).

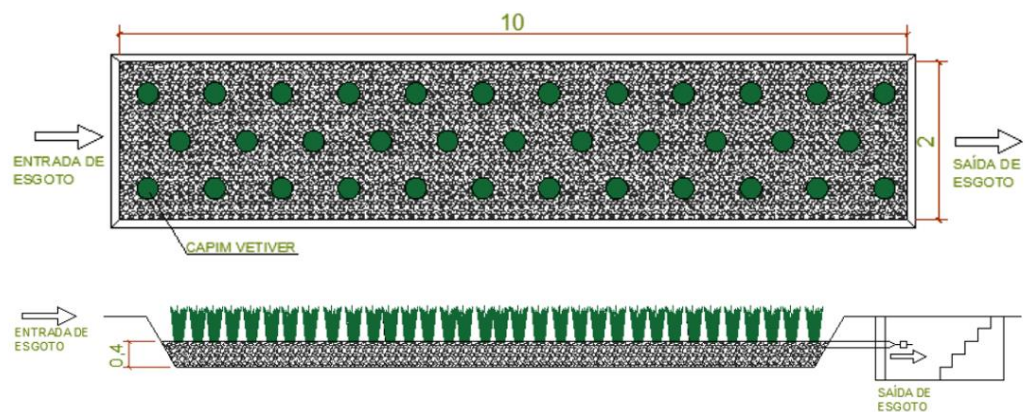


Figura 20. Planta baixa e perfil longitudinal do WC-FSSH.

Fonte: Ferreira (2022), adaptado de Silva Júnior (2018).

Nessa célula, o esgoto entra na unidade sendo distribuído através de uma tubulação perfurada de PVC. Depois disso, o efluente tratado é recirculado para a caixa de recepção, numa razão recirculação (RR) de 100% ($RR = \text{volume de efluente recirculado diariamente} / \text{volume de esgoto tratado diariamente} \times 100$) com a intenção de aumentar a eficiência de remoção de matéria orgânica carbonácea.

4.3. Monitoramento do esgoto

A coleta e análise de dados referente ao sistema híbrido de *wetlands* construídos, ocorreu entre os meses de agosto e dezembro de 2021, com duração de 17 semanas. As amostras foram coletadas uma vez por semana na ETE-WC, aos sábados, em torno das 7h30min. Após coletadas, as amostras eram armazenadas em frascos e béqueres de vidro e encaminhadas para análise no Laboratório de Saneamento e Meio Ambiente, Laboratório de Água e Efluentes, e o Laboratório de Química Tecnológica do Instituto Federal Goiano – Campus Rio Verde.

Para a avaliação das concentrações de parâmetros de poluição, foram implantados três amostradores para coleta de alíquotas de esgoto. O amostrador 1 foi instalado junto a tubulação de saída da caixa de recepção, o amostrador 2 foi instalado após a WC-FSSV e o amostrador 3 foi instalado na saída do WC-FSSH, conforme a Figura 21.

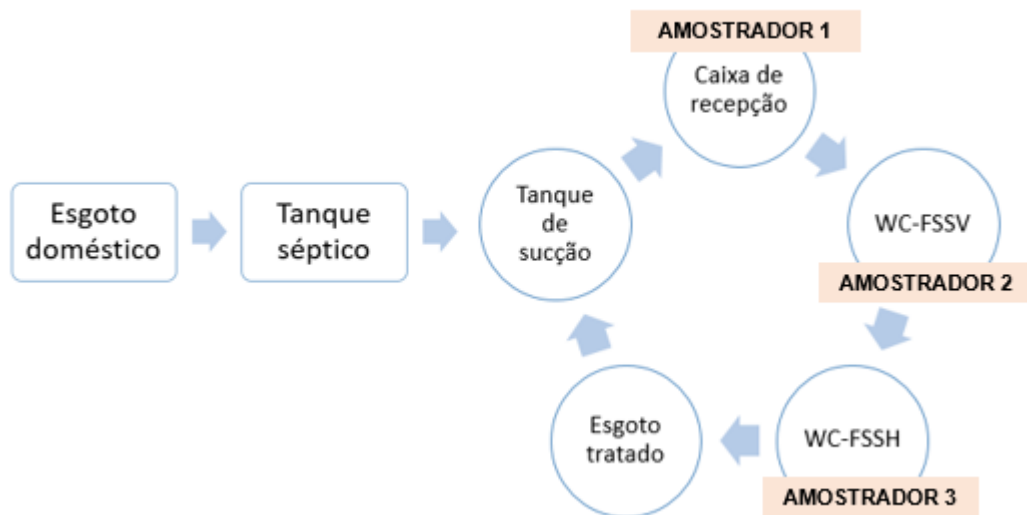


Figura 21. Fluxo do processo de tratamento de esgoto e pontos de amostragem de alíquotas para análise laboratorial.

Fonte: Autora (2022).

Os pontos de monitoramento foram estruturados por tubulações perfuradas (para permitir a entrada do esgoto em seu interior) com material do tipo PVC de 250 mm de diâmetro disposto perpendicularmente à base das células.

4.4. Avaliação dos parâmetros físico-químicos de esgoto

Quanto aos parâmetros de avaliação quantitativa e qualitativa de esgoto, bem como os pontos de monitoramento, periodicidade, tipo de amostragem e método analítico adotado nas análises do experimento, estão descritos na Tabela 1.

Tabela 1. Coleta de dados do sistema WC-H.

Parâmetro	Local	Periodicidade de amostragem	Tipo de amostragem	Código <i>Standard Methods</i>
OD	AI, AII e AIII	Semanal	Simples	4.500-G
DBO	AI, AII e AIII	Semanal	Simples	4.500-B
DQO	AI, AII e AIII	Semanal	Simples	4.500-D
Q	AI, AII e AIII	Semanal	-	-
PCT	Pluviômetro	Semanal	-	-

AI: Amostrador 1 (Esgoto afluyente da WC-FSSV); AII: Amostrador 2 (Esgoto efluente da WC-FSSV); AIII: Amostrador 3 (Esgoto efluente da WC-FSSH); OD: oxigênio dissolvido; DBO: demanda bioquímica de oxigênio; DQO: demanda química de oxigênio; Q: vazão do esgoto; PCT: precipitação.

Fonte: Autora (2022).

Como especificado na Tabela, os ensaios laboratoriais foram realizados de acordo com as técnicas propostas no livro *Standard Methods Examination of Wates and Waterwater* (APHA, 2017) da seguinte forma:

4.4.1. Vazão (Q)

Para medição de fluxo de esgoto que adentra e sai de cada célula de tratamento foram instalados hidrômetros volumétricos em pontos estratégicos do sistema. O Hidrômetro I foi instalado a montante da WC-FSSV, já o Hidrômetro II foi implantado a jusante dessa célula e o Hidrômetro III foi locado na tubulação de saída de efluente da WC-FSSH. A partir disso, realizava-se a leitura nos hidrômetros do sistema uma vez por semana, sendo essa leitura dada em volume (m³). Através do volume, calculava-se a vazão (Q), subtraindo o volume obtido no dia, pelo volume da semana anterior, sendo esse em m³/d, como nesse trabalho adotou-se a unidade L/d, foi realizada a transformação de m³/d para L/d.

4.4.2. Precipitação

Os valores de precipitação (PCT) foram mensurados semanalmente através de um pluviômetro de acrílico de 0,1 mm de precisão.

4.4.3. Oxigênio Dissolvido (OD)

A concentração de OD foi medida *in loco* no laboratório, após a coleta de efluentes nos amostradores 1, 2 e 3 com a utilização de um medidor multiparâmetro portátil modelo AKSO AK87 calibrado.

4.4.4. Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)

Para análise de DBO, utilizou-se parte das amostras de efluentes coletadas nos amostradores 1,2 e 3, que foram dispostas em frascos Winklers, aferidos juntamente com 1 ml da “semente” (esgoto aerado por 48 horas) e água de diluição (composta por água desmineralizada, tampão de fosfatos, sulfato de magnésio, cloreto de cálcio e cloreto férrico). Em seguida, os frascos foram levados para uma incubadora com temperatura controlada à 20 °C por um período de 5 (cinco) dias. Após completar o ciclo de cinco dias, foi realizada a leitura de OD das amostras. Deste modo, resultados OD obtidos na DBO5 foram comparados com o OD inicial realizado no dia da coleta, e com a diferença entre os valores obtidos determinou-se a DBO padrão em mg/L pela equação 05.

$$\text{Equação 05: } DBO = \frac{OD_f - OD_i}{f}$$

Onde:

OD_f = Oxigênio dissolvido final;

OD_i = Oxigênio dissolvido inicial;

$$f = \frac{\text{Volume da amostra de efluente coltado}}{\text{Volume do frasco de DBO}} \times 100$$

4.4.5. Demanda Química de Oxigênio (DQO)

Para análise de DQO, utilizou-se também parte das amostras coletadas nos amostradores 1, 2 e 3, que foram pipetadas para tubos de ensaio, em que se colocou 2 mL de amostra coletada da ETE, 1,2 mL de solução digestora ($K_2Cr_2O_7/HgSO_4/H_2SO_4$) e 2,8 mL de solução catalística em cada tubo. Posteriormente, os tubos de ensaio foram fechados, homogeneizados e levados ao bloco digestor à uma temperatura de 150 °C por um período de 2h para propiciar a ocorrência de oxidação da matéria orgânica carbonácea. Após a digestão das amostras, as mesmas foram submetidas à medição da absorvância no espectrofotômetro de onda de 600 nm.

Com os dados obtidos no espectrofotômetro dado em nm, aplicou-se a equação 06 para determinar o valor da concentração de DQO em mg/L.

$$\text{Equação 06: } DQO = 3,215,7 \times A - 9,6098$$

Onde:

A = absorvência.

4.5. Avaliação cinética-hidrodinâmica dentro sistema

Para avaliação da combinação de dois modelos cinéticos de degradação de poluentes (de 1ª Ordem e de Monod) com dois tipos de fluxos (CSTR e PFR) na representação dos processos de transformação/remoção de poluentes do esgoto no sistema *wetlands* construído, foram utilizadas as seguintes fórmulas de equações demonstradas na Tabela 2.

Tabela 2. Modelos cinético-hidrodinâmicos avaliados segundo a associação do fluxo hidrodinâmico e cinética de remoção poluentes.

Hidrodinâmica	Cinética	Modelo cinético-hidrodinâmico
CSTR	1ª Ordem	$\frac{kv \cdot Ce}{1} = \frac{(Ca - Ce)}{\theta}$
PFR	1ª Ordem	$\ln \frac{Ca}{Ce} = ka \cdot \theta$
CSTR	Monod	$\frac{Ce \cdot k_{m\acute{a}x}}{(ks + Ce)} = \frac{(Ca - Ce)}{\theta}$
PFR	Monod	$Ca - Ce + \frac{ks}{Q} \cdot \ln \frac{Ca}{Ce} = -k_{m\acute{a}x} \cdot \theta$

Ce: concentração de efluente do substrato (mg.L⁻¹); Ca: concentração afluente do substrato (mg.L⁻¹); θ : tempo de detenção hidráulico (d⁻¹); kv: constante de degradação volumétrica (m.d⁻¹); k_{máx}: máxima taxa de reação (mg.L⁻¹); ks: constante de degradação superficial (mg.L⁻¹).

Fonte: Autora (2022).

Em cada modelo cinético-hidrodinâmico utilizou-se as concentrações de DBO e DQO obtidas nas análises laboratoriais. Deste modo, a unidade de fluxo vertical foi analisada utilizando a cinética de mistura completa e a célula de fluxo horizontal utilizando a cinética em fluxo pistão.

4.6. Análise de Correlação

Para estimativa das cinéticas de transformação dos poluentes dentro das WC-FSSV e WC-FSSH, realizou-se a linearização das equações apresentadas na Tabela 02 por meio estimadores estatísticos de coeficiente de determinação (R²) e a raiz do erro quadrático médio relativo (REQMR²).

Sendo o coeficiente de determinação R² dado pela equação 07. Em que, a variação do coeficiente varia entre 0 e 1, nesse coeficiente, quanto maior o seu valor, maior é a correlação do modelo com a realidade.

$$\text{Equação 07: } R^2 = \frac{[\sum_{i=1}^N (X_i - \bar{X})(Y_i - \bar{Y})]}{\sum_{i=1}^N (X_i - \bar{X})^2 \sum_{i=1}^N (Y_i - \bar{Y})^2}$$

Onde:

X_i e Y_i = Dados individuais obtidos;

\bar{X} e \bar{Y} = Média dos dados;

N = Número de amostras

E a raiz de erro quadrático médio relativo $REQMR^2$ é dada pela equação 08. Em que, a variação do coeficiente também varia entre 0 e 1, só que neste caso, os valores que se aproximam de 0 são os considerados ideais.

$$\text{Equação 08: } REQMR^2 = \frac{\sqrt{\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N (Y_i - \hat{Y}_i)^2}}{\hat{Y}}$$

Onde:

Y_i = Valor observado;

\hat{Y}_i = Valor estimado pelo modelo.

A constante cinética generalizada (K_s) de transformação de poluentes do modelo de Monod foi ajustada até a convergência dos valores de R^2 e $REQMR$ para o máximo e mínimo valor possível, respectivamente. Para tais procedimentos, foi utilizada a função SOLVER do Microsoft Office Excel 2016. Também, foi utilizada a correlação de Pearson, para verificar a tendência de degradação dos poluentes pelo modelo de Monod e melhor ajuste da curva em dos pontos.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1. Vazão do esgoto

Na Figura 22 e Tabela 3, estão apresentadas as vazões obtidas na ETE-WC com recirculação durante o período de monitoramento, que iniciou no dia 21 de agosto de 2021 e estendeu-se até o dia 11 de dezembro de 2021, totalizando 17 semanas.

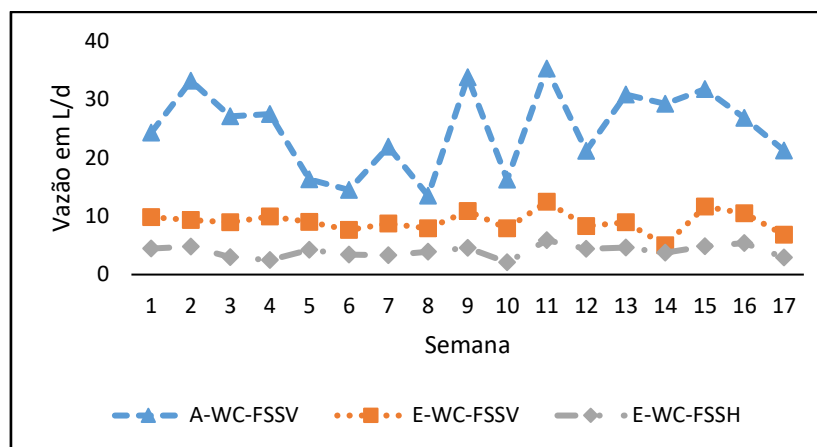


Figura 22. Variação do comportamento de vazão durante o período de monitoramento sob efeito da recirculação.

Fonte: Autora (2022).

Tabela 3. Estatística de vazões afluentes e efluentes no sistema de *wetlands* construídos com recirculação.

Parâmetro	Vazões (L/d)		
	A-WC-FSSV	E-WC-FSSV	E-WC-FSSH
Média	1987,53	1849,00	493,48
Mediana	2100,20	2054,80	577,80
Máximo	3470,71	3102,86	1098,43
Mínimo	0,00	0,00	0,00
Desvio padrão	1178,25	956,96	336,28
n	17	17	17

A-WC-FSSV: afluente do *wetland* vertical; E-WC-FSSV: efluente do *wetland* vertical; E-WC-FSSH: efluente do *wetland* horizontal; n: número de amostras

Fonte: Autora (2022).

Como observado na tabela, os valores médios do afluente e efluente foram de 1987,53 L/d e 1849,00 L/d para o WC-FSSV e 493,48 L/d para o efluente do WC-FSSH. Ambos os valores médios de vazão nos primeiros pontos foram superiores a trabalho de Silva Júnior (2018) que realizou sua pesquisa em sistema linear na mesma estação, entre os anos de 2016 e 2017, onde obteve os valores médios de vazão afluente de 644,8 L/d e efluente de 586,0 L/d para WC-FSSV.

Os valores médios de vazão nos primeiros pontos também se revelaram superiores ao parâmetro de projeto (1200 L/d) tanto para dimensionamento dos tanques sépticos de sucção, quanto para os dos próprios WCs. Baseado em este princípio, assume-se que diferença de vazão está relacionada ao aumento do volume de efluente por meio da recirculação, que causou um aumento da umidade, implicando num aumento de condutividade hidráulica e, conseqüentemente, em um aumento de vazão de saída (FETTER, 1993).

Já a redução da vazão de efluente no WC-FSSH pode ter sido em decorrência dos problemas de entupimento das tubulações do sistema, devido à fase de senescência das plantas em período seco, que corresponde a fase terminal do desenvolvimento dos vegetais, podendo incluir a planta inteira ou restringir-se às folhas (THOMPSON et al., 1998), neste caso apenas às folhas. Outra possibilidade, é a inclinação da tubulação, que pode não estar na posição correta para o hidrômetro fazer a leitura de vazão.

Deste modo, as influências climáticas, associadas aos problemas operacionais do sistema levaram à dispersão de leituras de vazão. Devido a isso, obteve-se alguns valores mínimos de vazão foram iguais a zero nos três pontos (A-WC-FSSV, E-WC-FSSV e E-WC-FSSH), logo, estima-se que havia grande quantidade sólidos na tubulação do sistema, e por isso a leitura de vazão no hidrômetro foi interrompida. No entanto, mesmo com as leituras de vazão zeradas, o sistema não entrou em colapso, e nem houve o rompimento dos canos por excesso de carga de efluentes, indicando que o efluente ainda estava recirculando pelo sistema.

5.2. Precipitação

A precipitação é um dos elementos mais importantes nos processos de tratamento de esgoto em *wetlands* construídos, pois interfere na diluição e dispersão de poluentes, além de diminuir o tempo de detenção hidráulica do sistema (SILVA, 2020). Deste modo, foi feito o monitoramento semanalmente da precipitação chuvosa (PCT), entre os meses de agosto e dezembro de 2021, conforme a Figura 23 apresenta.

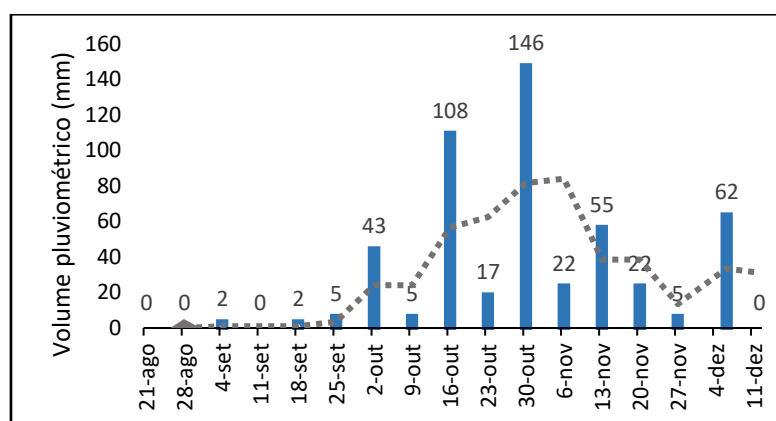


Figura 23. Precipitação chuvosa durante o período de monitoramento dos *wetlands* construídos.

Fonte: Autora (2022).

Onde o valor médio obtido foi de 29,06 mm e o valor máximo foi 146 mm, ocorrido no mês de outubro de 2021, como a Tabela 4 apresenta.

Tabela 4. Estatística dos valores de precipitação (PCT) no período de monitoramento.

Parâmetro	Precipitação (mm)
Média	29,06
Mediana	5,00
Máximo	146,00
Mínimo	0,00
Desvio padrão	42,34
n	17

n: número de amostras.

Fonte: Autora (2022).

Analisando mensalmente a influência da PCT, ficou evidenciado que o comportamento do fluxo de esgoto nos WC-FSSV e WC-FSSH foi dependente das condições climáticas. Onde, no período de baixa PCT (agosto), a vazão média mensal do A-WC-FSSV foi superior às vazões E-WC-FSSV e E-WC-FSSH. E em períodos de maiores índices de PCT (outubro a dezembro), as vazões médias mensais do E-WC-FSSV tendeu a ser superior ou próximas à vazão A-WC-FSSV. Porém, o mesmo não ocorreu com o E-WC-FSSH, sugerindo que os problemas de entupimento nesta unidade tiveram impacto sobre os resultados, fazendo com que em ambos os casos o efluente no WC-FSSH apresentasse valores baixos.

5.3.Oxigênio Dissolvido

Os níveis de oxigênio dissolvido (OD) encontrados em todos os pontos de monitoramento (com recirculação) foram baixos, conforme a Figura 24 e Tabela 5 apresentam.

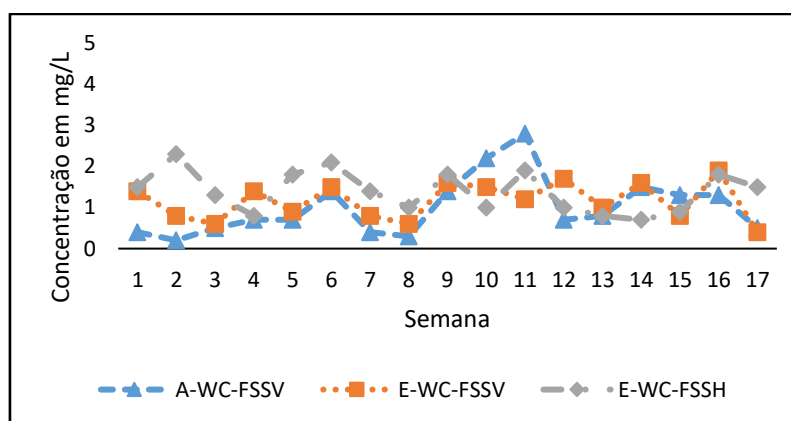


Figura 24. Variação do comportamento de OD durante o período de monitoramento sob efeito da recirculação.

Fonte: Autora (2022).

Tabela 5. Estatística dos valores de oxigênio dissolvido (OD) no esgoto de WCs.

Parâmetro	OD (mg/L)		
	A-WC-FSSV	E-WC-FSSV	E-WC-FSSH
Média	1,01	1,16	1,39
Mediana	0,70	1,20	1,40
Máximo	2,80	1,90	2,30
Mínimo	0,20	0,40	0,70
Desvio padrão	0,71	0,45	0,50
n	17	17	17

A-WC-FSSV: afluente do *wetland* vertical; E-WC-FSSV: efluente do *wetland* vertical; E-WC-FSSH: efluente do *wetland* horizontal; n: número de amostras

Fonte: Autora (2022).

Sendo que, os valores médios e medianos de OD afluente (A-WC-FSSV) foram menores que os apresentados nos pontos de monitoramento dos WC-FSSV e WC-FSSH. Contudo, ambos os valores (A-WC-FSSV, WC-FSSV e WC-FSSH) foram parcialmente superiores ao trabalho de Silva Júnior (2018), que obteve resultados médios de OD (A-WC-FSSV, E-WC-FSSV e E-WC-FSSH) de 0,87, 0,82 e 0,82 mg/L, em sistema linear. Deste modo, os resultados desta pesquisa indicam que houve à quantidade necessária para a remoção de MO biodegradável e nitrificação, trabalhando com cargas elevadas de DQO.

Ou seja, apesar dos WCs serem predominantemente anaeróbios e/ou anóxicos, apresentou um potencial para introdução de oxigênio no esgoto devido a recirculação do efluente tratado, um dado bastante promissor, já que segundo Ramírez (2019) a presença de OD no efluente indica a boa aeração da unidade e/ou rápida percolação da água pelo leito, com disponibilização necessária para os processos oxidativos de matéria orgânica (MO).

5.4. Matéria orgânica (MO)

A remoção de MO foi avaliada em relação aos parâmetros de DBO e DQO, ambos com a recirculação inserida no sistema de WCs (Tabela 6). Onde os valores médios de DBO e DQO afluente foram superiores aos de efluentes. Com variação média para A-WC-FSSV, E-WC-FSSV e E-WC-FSSH de 25,00, 9,00 e 4,01 mg/L, respectivamente para DBO, e 292,10, 177,06 e 184,53 mg/L para DQO, respectivamente.

Tabela 6. Valores estatísticos de DBO e DQO do esgoto nos WCs.

Parâmetro	DBO (mg/L)			DQO (mg/L)		
	A-WC-FSSV	E-WC-FSSV	E-WC-FSSH	A-WC-FSSV	E-WC-FSSV	E-WC-FSSH
Média	25,00	9,06	4,01	292,10	177,06	184,53
Mediana	26,84	8,95	4,27	243,36	170,47	172,61
Máximo	35,30	12,49	5,89	1054,79	493,11	254,08
Mínimo	13,52	5,03	2,09	147,96	74	139,38
Desvio padrão	7,06	1,80	1,03	203,22	87,34	32,26
n	17	17	17	17	17	17

A-WC-FSSV: afluente do *wetland* vertical; E-WC-FSSV: efluente do *wetland* vertical; E-WC-FSSH: efluente do *wetland* horizontal; n: número de amostras

Fonte: Autora (2022).

A relação DBO/DQO do A-WC-FSSV, E-WC-FSSV e E-WC-FSSH foram de 0,09, 0,05 e 0,02, respectivamente, indicando a predominância de processos biológicos no tratamento. Dentro dos WCs, observou-se que os valores de remoção média de matéria orgânica, como DBO e DQO de 63,7 e 39% para WC-FSSV, e 55,7 e 0% para WC-FSSH, respectivamente. Essa diminuição de eficiência no WC-FSSH, pode estar relacionado com os problemas de entupimento citado no item 5.1, que acarretou num aumento de carregamento de lodo no sistema, diminuindo a eficiência do tratamento.

A eficiência média do sistema WCs em sua totalidade foi de 83,9 e 36,8% para remoção de DBO e DQO, em contrapartida, com o trabalho de Silva Júnior (2018), que obteve a eficiência média total de 87,5 e 77,3% para os mesmos parâmetros, indicando que o sistema linear foi mais eficiente. Embora os resultados não tenham saído conforme o esperado, são condizentes com os trabalhos de Decezaró (2018), Sirianuntapiboon et al. (2006), Saeed et al. (2014) e Valipour et al (2011), onde a unidade de tratamento em sistema linear apresentou maior eficiência de remoção, com baixas cargas orgânicas e, menor eficiência de remoção com altas cargas orgânicas no sistema devido a recirculação.

Em outras pesquisas realizadas, também utilizando *wetlands* construídos, Prost-Boucle e Molle (2012), Arias et al. (2005) relataram que a inserção da recirculação do esgoto pós-tratamento, promoveu o aumento da remoção de poluentes *wetlands* de fluxos verticais, especialmente operando sob altas taxas de carga hidráulica (WHITE, 1995). Porém, em *wetlands* de fluxo horizontal, o efeito da recirculação apresentou resultados variáveis, propiciando o melhoramento na remoção de nitrogênio total, porém com efeito negativo, diminuindo o desempenho geral do sistema (STEFANAKIS; TSIHRINTZIS, 2009).

Dentro dos WCs, notou-se que a variabilidade de DBO foi bastante inferior ao de DQO, apresentando um comportamento padrão onde o esgoto afluente sempre aparece com concentrações superiores aos de efluentes, indicando que a recirculação reduziu as concentrações afluentes ao WC-FSSV, tornando possível atingir baixas concentração no

efluente final (BRIX; ARIAS, 2005). Por outro lado, a DQO apresentou um padrão variado, onde nem sempre a concentração de efluente foi menor do que o afluente (Figuras 25 e 26).

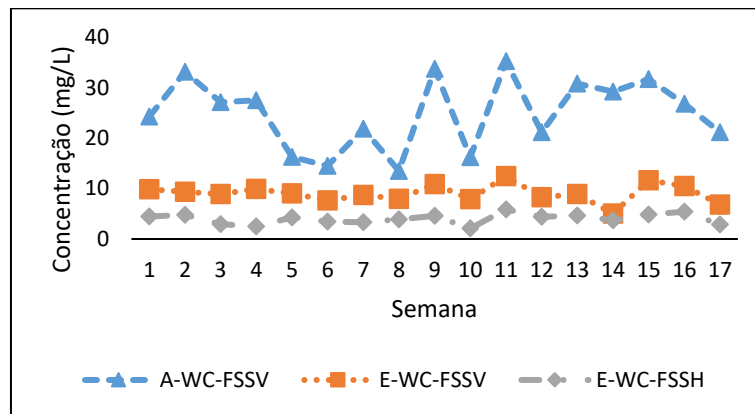


Figura 25. Variação do comportamento de DBO durante o período de monitoramento sob efeito da recirculação.

Fonte: Autora (2022).

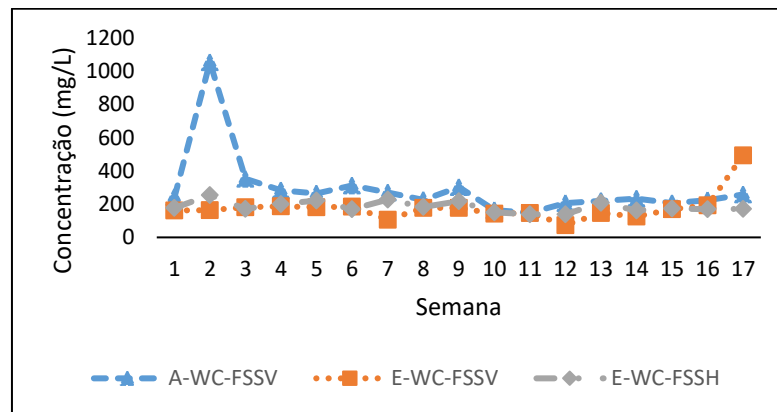


Figura 26. Variação do comportamento de DQO durante o período de monitoramento sob efeito da recirculação.

Fonte: Autora (2022).

Isso pode ter ocorrido devido da forma de coleta das amostras, ou ainda, pela variação nas cargas de poluentes aplicadas nos WCs, onde possivelmente, a metodologia utilizada para coleta das amostras de esgoto, influenciada pela defasagem do TDH, foi fator de significativa relevância no valor da eficiência de remoção dos poluentes (SILVA JÚNIOR, 2018).

5.5. Modelagem cinética-hidrodinâmica

Os estimadores estatísticos de transformação de matéria orgânica nos WCs (com recirculação) segundo os modelos cinéticos de 1ª Ordem e de Monod, em fluxo de Mistura Completa (CSTR) e Pistão (PFR) com recirculação, são apresentados na Tabela 7. Onde o fluxo de CSTR é correspondente ao WC-FSSV e o fluxo PFR é correspondente ao WC-FSSH.

Tabela 7. Estimadores estatísticos e constantes cinéticas dos modelos avaliados nos WCs para transformação de MO.

Fluxo	Cinética	Análise	R ²	REQMR ²	k*
CSTR	1ª Ordem	DBO	0,04	0,38	0,0644
		DQO	0,02	0,19	0,1047
	Monod	DBO	0,11	0,01	1,2381
		DQO	0,06	0,01	32,62
PFR	1ª Ordem	DBO	0,10	1,55	-0,004
		DQO	0,00	1,63	0,0009
	Monod	DBO	0,00	0,10	-8000000
		DQO	0,12	0,11	347,8

R²: Coeficiente de determinação; REQMR²: Erro quadrático médio relativo; k*: Constante cinéticas (K_v – 1ª Ordem e K_{máx} – Monod)

Fonte: Autora (2022).

De acordo com os valores encontrados para o coeficiente de determinação, a modelagem de Monod apresentou melhor representação da remoção e transformação de matéria orgânica, com correlação de R² (0,11 e 0,06) para DBO e DQO, respectivamente, em fluxo de CSTR. Contudo, os modelos avaliados nesse fluxo não apresentaram adequados valores de ajustes na descrição do comportamento da matéria orgânica, condizente com os trabalhos de Nguyen et al (2018), Silva Júnior (2018) e Ferreira (2022).

Já em fluxo PFR, o coeficiente de determinação, apresentou maior correlação de R² para DBO (0,10) utilizando a modelagem de cinética de 1ª Ordem. E maior correlação de R² para DQO (0,12) utilizando a modelagem de Monod. Sendo que, novamente os modelos avaliados não apresentaram adequados valores de ajustes de R². Neste fluxo obteve-se ainda, o coeficiente de determinação (R²) igual a zero, que pode ter relação com a redução das constantes cinéticas de matéria orgânica apresentados na unidade de WC-FSSH, em decorrência do alto potencial de degradação de matéria orgânica biodegradável na unidade WC-FSSV (FERREIRA, 2022), ou ainda, indicar baixa dispersão do esgoto dentro do reator, pouco tempo de residência e contato do esgoto no sistema e ocorrência de zonas mortas (WANG et al., 2014).

Sabendo isso, em geral é notório que a cinética de 1ª Ordem não foi muito eficiente, embora que, ainda seja é uma boa opção para avaliar os processos de degradação por utilizar poucas variáveis e ser de fácil assimilação, que faz com que ela seja amplamente utilizada nos cálculos de dimensionamento das WC no Brasil (SEZERINO et al., 2015). Por outro lado, o modelo de Monod conseguiu ser mais eficiente (apesar de não ser significativo), no entanto, é valido ressaltar que a eficiência dessa modelagem pode não corresponder com a realidade, já que se associou o fluxo CSTR com o WC-FSSV e o fluxo PER com o WC-FSSH e não foi feita uma análise geral em todo o sistema.

Outro ponto a ser observado, é que a presença da recirculação embora tenha sido empregada pretendendo aumentar a eficiência do sistema de tratamento de *wetlands* construídos, para esta pesquisa, não obteve bons resultados, o que contribui para os valores de R^2 serem relativamente baixos em todas as modelagens cinética-hidrodinâmica.

6. CONCLUSÃO

A partir dos resultados obtidos na presente pesquisa, e de sua análise, as seguintes conclusões podem ser obtidas através do uso da recirculação de efluentes tratados em sistemas de WCs:

1º) pode-se dizer que a escolha do tipo de sistema tratamento de esgotamento sanitário e/ou modificações no mesmo, pode aumentar ou minimizar a eficiência para remoção de poluentes, sendo necessário estudar os métodos e as unidades de tratamento que melhor se adequa para tratar o esgoto.

2º) a influência da recirculação no sistema de *wetlands* construído desta pesquisa diminuiu a eficiência na remoção dos poluentes, em comparação com os sistemas lineares, desenvolvidos por outros autores que utilizaram a mesma ETE como fonte de seus estudos.

3º) o modelo matemático que apresentou a melhor previsão de remoção de matéria orgânica no esgoto, foi a cinética que associa Monod ao fluxo CSTR, contudo, não foi significativo, apresentando baixas correlações estatísticas ($R^2 < 0,50$).

4º) O parâmetro DBO foi o mais adequado para ser utilizado no dimensionamento de WCs, sendo recomendado o uso do modelo de Monod para o WC-FSSV e WC-FSSH.

Sugere-se que se desenvolvam em futuros trabalhos a avaliação dos sistemas de *wetlands* construídos operando em sistema linear e com recirculação, para que se possa comparar os resultados obtidos em ambos os cenários. Além disso, sugere-se a incrementação e comparação de outros métodos cinéticos, como Monod Multi e Stover-Kincannon no dimensionamento de unidades de tratamento biológico de esgoto.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABREU, C.G. **Estudo de caso sobre tratamento de esgoto sanitário através de *wetlands* construídos em escala real no sudoeste brasileiro: questões operacionais, eficiências de tratamento e interferências do tempo de operação e da sazonalidade.** Dissertação (Mestrado em Ciências) – Programa de Pós-Graduação em Sustentabilidade, Escola de Artes, Ciências e Humanidades, Universidade de São Paulo. São Paulo, 2019.

ALVES, R.G.F. **Avaliação das condições do serviço de disposição de esgoto domiciliar produzido pelas famílias residentes no Bairro Francisco Liberato, município de Triunfo-PB.** Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Civil) – Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia da Paraíba. Cajazeiro, PB, 2021.

AMANCIO, K.C.N. **Estudo de viabilidade técnica e ambiental do sistema de *wetlands* construídos no tratamento de águas residuárias.** Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado de Engenharia Civil) - Faculdade de Tecnologia e Ciências Sociais Aplicadas do Centro Universitário de Brasília (UNICEUB). Brasília, DF, 60 f. 2016.

APHA. *Standard Methods for the examination of water and wastewater.* **American Public Health Association.** 2017.

ARANTES, J. **Avaliação do tratamento do tratamento de esgoto doméstico por meio de sistema adaptado de *wetlands* construídos.** Dissertação (Mestrado em Engenharia Aplicada a Sustentabilidade) – Instituto Federal Goiano, Campus Rio Verde. Rio Verde, GO, 110 p. 2020.

ARAUJO, J.E.M.; JESUS, M.C. **Estudo do Impacto das Águas Pluviais no Sistema de Tratamento de Esgotos da ETE Sul Brasília.** Monografia de Projeto Final – Universidade de Brasília, Faculdade de Tecnologia. Departamento de Engenharia Civil e Ambiental. Brasília, DF, 2018.

ARIAS, C.A., BRIX, H. E MARTI, E. *Recycling of treated effluents enhances removal of total nitrogen in vertical flow constructed wetlands.* **Journal of Environmental Science and Health**, 40: 1431-1443, 2005.

Associação Brasileira de Normas Técnicas - ABNT, 1986. **NBR 9648/1986 – Estudo de concepção de sistemas de esgoto sanitário** - Procedimento. Associação Brasileira de Normas Técnicas, Rio de Janeiro, BR, 1986.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 13969:** Tanques sépticos - Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos - Projeto, construção e operação. Rio de Janeiro, 60p., 1997.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 7229:** Projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos. Rio de Janeiro, 15p., 1993.

AVELAR, F.F; MATOS, A.T; MATOS, M.P. Remoção de contaminantes do esgoto sanitário em sistemas alagados construídos cultivados com *Mentha* aquática. Engenharia Sanitaria e Ambiental [online], v. 24, n. 6, pp. 1259-1266, 2019.

AYAZ, S.C. et al. *Effect of recirculation on nitrogen removal in a hybrid constructed wetland system*. **Ecological Engineering**, v. 40, p. 1-5, 2012.

AYAZ, S.C., AKTAS, Ö., FINDIK, N., AKÇA, L. E KINACI, C. *Effect of recirculation on nitrogen removal in a hybrid constructed wetland system*. **Ecological Engineering**, 40: 1-5, 2012.

BARCELLA, R. A. **Estudo comparativo entre diferentes técnicas analíticas para determinação da demanda química de oxigênio (DQO) de rios que recebem efluentes**. Trabalho de Conclusão de Curso – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Instituto de química. Porto Alegre, RS, 46p. 2016.

BARROS, Rodrigo. A história do saneamento básico na Idade Antiga. **Rodo inside**, 3 de dezembro de 2014. Disponível em: <http://www.rodoinside.com.br/historia-saneamentobasico-na-idade-antiga/>. Acesso em: 08 mar. 2022.

BERNAL, D.P.; RESTREPO, I. Key issues for decentralization in municipal wastewater treatment. In: XXII WWW YES, Arcueil, France, 20-26 May, 2012.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. **Resolução nº 357 de 15 de junho 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, e dá outras providências. Ministério do Meio Ambiente, 2005.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. **Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011**. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do CONAMA. Ministério do Meio Ambiente, 2011.

BRASIL. Fundação Nacional de Saúde – FUNASA. **Manual de saneamento**. 3. ed. rev. - Brasília: Fundação Nacional de Saúde, 2006.

BRASIL. **Lei nº 11.445**. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico; altera as Leis nos 6.766, de 19 de dezembro de 1979, 8.036, de 11 de maio de 1990, 8.666, de 21 de junho de 1993, 8.987, de 13 de fevereiro de 1995; revoga a Lei no 6.528, de 11 de maio de 1978; e dá outras providências. 2007.

BRASIL. **Lei nº 14.026, de 15 de julho de 2020**. Estabelece as diretrizes nacionais para o saneamento básico; cria o Comitê Interministerial de Saneamento Básico; altera as Leis nos 6.766, de 19 de dezembro de 1979, 8.666, de 21 de junho de 1993, e 8.987, de 13 de fevereiro de 1995; e revoga a Lei nº 6.528, de 11 de maio de 1978. Brasília, 2020.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Licenciamento ambiental de estações de tratamento de esgoto e aterros sanitários**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2009.

BRASIL. **Resolução CONAMA nº 377/2006, de 17 de março de 2005**. Dispõe sobre licenciamento ambiental simplificado de Sistemas de Esgotamento Sanitário. Conselho Nacional de Meio Ambiente.

BRIX, H.; ARIAS, C.A. *The use of vertical flow constructed wetlands for on-site treatment of domestic wastewater: New Danish guidelines*. **Ecological Engineering**, v. 25, p. 491-500, 2005.

CAMARGO, M. M. A. **Direito humano de acesso à água e ao saneamento: discussão do novo marco regulatório**. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de São Carlos – Campus Sorocaba. Sorocaba, SP, 128 f. 2022.

CERH-GO - Conselho Estadual de Recursos Hídricos de Goiás. **Resolução nº 09, de 04 de maio de 2005**. Estabelece o Regulamento do Sistema de outorga das águas de domínio do Estado de Goiás e dá outras providências. 2005.

COSTA, L.D.L. et al. F. Eficiência de *Wetlands* construídos com dez dias de detenção hidráulica na remoção de colifagos e bacteriófagos, Paraíba, Brasil: **Revista de Biologia e Ciências da Terra**, 2003.

COUTO, J.L.V. Ecohidrologia. Rede dos agrônomos do Brasil. 2018. Disponível: <<http://agronomos.ning.com/profiles/blogs/ecohidrologia?overrideMobileRedirect=1>>. Acesso em: 20 jun. 2022.

DACOL, K. C. **O desenvolvimento do sistema de esgotamento sanitário em Balneário Camboriú – SC à luz das políticas públicas**. Dissertação (mestrado profissional) – Universidade do Estado de Santa Catarina, Centro de Ciências Humanas e da Educação, Mestrado Profissional em Planejamento Territorial e Desenvolvimento Socioambiental, Florianópolis, 2013.

DECEZARO, S.T et al. **Potencial de nitrificação/desnitrificação de tanque séptico e wetland construído com recirculação no tratamento descentralizado de esgoto de empreendimento habitacional**. Engenharia Sanitaria e Ambiental, v. 26, n. 4, pp. 721-730, 2021.

DECEZARO, S.T. **Sistema de tanque séptico de wetlands construído vertical com recirculação para remoção de matéria orgânica e nitrogênio de esgoto doméstico**. Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Santa Maria. Santa Maria, RS, 215 p. 2018.

DUBBER, D.; GRAY, N. F. *Replacement of chemical oxygen demand (COD) with total organic carbon (TOC) for monitoring wastewater treatment performance to minimize disposal of toxic analytical waste*. **Journal of Environmental Science and Health - Part A Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering**, v. 45, n. 12, p. 1595-1600, 2010.

ECCKER, I.S. **Proposta de transição da rede coletora de esgoto sanitário para o sistema separador absoluto no bairro chácaras em Garibaldi/RS**. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Civil) – Universidade do Vale do Rio dos Sinos – UNISINOS. São Leopoldo, RS, 96 p. 2019.

ECKENFELDER, W.W.; MUSTERMAN, J.L. *Activated Sludge Treatment of Industrial Waste Water*. **Technomic Publishing Company INC**, Pennsylvania, 1995.

FEITOSA, A. C. **Regulação por exposição (*sunshine regulation*) no setor do saneamento**: a experiência da Agência Reguladora de Serviços de Abastecimento de Água e

Esgotamento Sanitário do Estado de Minas Gerais (Arsae/MG). Dissertação (Mestrado) apresentada ao Programa de Pós-Graduação Stricto Sensu em Direito pelo Instituto Brasileiro de Ensino, Desenvolvimento e Pesquisa – IDP. Brasília, DF, 108 f. 2022.

FERREIRA, H.C. **Avaliação dos métodos de especificação de carga e cinético-hidrodinâmico no dimensionamento de sistemas de tratamento de águas residuárias.** Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Civil) – Instituto Federal Goiano, Campus Rio Verde. Rio Verde, GO, 65 p. 2022.

FETTER, C.W. *Applied Hydrogeology*. Macmillan, New York, NY, 691p, 1993.

FOLADORI, P; RUABEN, J; ORTIGARA, A.R. Recirculation or artificial aeration in vertical flow constructed *wetlands*. A comparative study for treating high load wastewater. **Bioresource Technology**, v. 149, p. 398-405, 2013.

FRANCO, B.F.J; MOURA, M.J.S. **Emprego de *wetland* para reuso de águas cinzas em condomínio residencial.** Projeto Final (Bacharelado em Engenharia Química) – Universidade Federal Fluminense. Niterói, RJ, 130 f. 2017.

FUNASA, Fundação Nacional de Saúde. **Manual de Saneamento**. 5ª edição, 2020.

GOIÁS. Decreto nº 1.745, de 06 de dezembro de 1979. Dispõe sobre a prevenção e o controle da poluição do meio ambiente. 1979.

GONZALO, O.C.; RUIZ, I.; SOTO, M. *Integrating pretreatment and denitrification in constructed wetland systems*. **Science of the Total Environment**, v. 40, p. 27-35, p. 1300-1309, 2017.

GRADY, C.P.L; LIM, H.C. *Biological Wastewater Treatment, Theory and Applications*. Marcel Dekker, New York, 1980.

GRANGEIRO, A. S. **A indissoabilidade entre o acesso ao saneamento básico e dignidade da pessoa humana: os desafios da saúde pública no Brasil.** Trabalho de Conclusão de Curso – Graduação em Direito – Universidade Presbiteriana Mackenzie. São Paulo, 52 f. 2018.

GROSS, A. et al. *Recycled vertical flow constructed wetland (RVFCW): a novel modification of recycling greywater for irrigation in small communities and households*. **Chemosphere** 66, 916–923, 2007.

HUSSAR, G. J. **Avaliação do desempenho de leitos cultivados no tratamento de águas residuárias de suinocultura.** Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola, área de concentração Água e solo). Faculdade de Engenharia Agrícola. Universidade Estadual de Campinas: Campinas, 2001.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Atlas de Saneamento 2011**. Rio de Janeiro: IBGE, 2011. Disponível: <http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/atlas_saneamento/default_zip.shtm>. Acesso em: 08 de março de 2022.

Instituto Trata Brasil. **Manual de Saneamento Básico**. 2012. Disponível em <http://www.tratabrasil.org.br/datafiles/uploads/estudos/pesquisa16/manualimprensa.pdf>>. Acesso em 08 de abr. 2022.

JORDÃO, E.P.; PESSÔA, C.A. **Tratamento de Esgotos Domésticos**. 5. ed. Rio de Janeiro: Abes, 2009.

KADLEC, R. H.; WALLACE, S. D. *Treatment Wetlands*. **Taylor & Francis Group, LLC**. 2º ed, 2009, 336p.

KINCANON, R.; MCANALLY, A.S. *Enhancing commonly used model predictions for constructed wetland performance: as-built design considerations*. **Ecological Modelling**, v.174, p.309-322, 2004.

KRUSZEILNICKA, I. et al. *Evaluation of surfactant removal efficiency in selected domestic wastewater treatment plants in Poland*. **Journal of Environmental Health Science and Engineering**. 2019.

LEITE, H.A.A. et al. Uso de *wetlands* construídos no reaproveitamento de águas cinzas em comunidades rurais do cariri cearense. **IV EIGEDIN – Encontro Internacional de Gestão, Desenvolvimento e Inovação**. 2020.

LEVENSPIEL, O. *Chemical reaction engineering*. New York: Wiley, 668 p, 1999.

LEVENSPIEL, O. **Engenharia das reações químicas**. Blucher, 3ºed, 584p, 2000.

LI, H., TAO, W. *Efficient ammonia removal in recirculating vertical flow constructed wetlands: complementary roles of anammox and denitrification in simultaneous nitrification, anammox and denitrification process*. **Chem. Eng. J.** 317, 972–979, 2017.

LIBRALATO, G. et al. To centralise or to decentralise: An overview of the most recent trends in wastewater treatment management. **Journal of Environmental Management**, 94(1), 61–68, 2012.

LIMA, R.F.S. **Potencialidades dos *wetlands* construídos empregados no pós-tratamento de esgotos: experiências brasileiras**. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental. Florianópolis, SC, 81 p. 2016.

LOBO, I.V; AMÉRICO-PINHEIRO, J. H. P. Esgoto sanitário: caracterização, tratamento e ecotoxicidade. **XVII Fórum Ambiental**, Alta Paulista, p. 612-625, 2021. Disponível: <<https://www.eventoanap.org.br/data/inscricoes/10116/form5025282094.pdf>>. Acesso em 12 jun. 2022.

MASSOUD, M.A; TARHINI, A; NASR, J. A. - Decentralized approaches to wastewater treatment and management: Applicability in developing countries. **Journal of Environmental Management** 90, 2009.

MATANGUE, M.T.A. **Comportamento hidrodinâmico e cinético dos reatores anaeróbios compartimentados (RAC) e manta de lodo (UASB) operações em série.** Universidade Federal de Lavras. Lavras, MG, 2011.

MELO, J, F. et al. **Dimensionamento comparativo de lagoas versus *wetlands* para o tratamento de esgoto em bairro de Campos Novos, SC.** 2013. 16 p. Joaçaba, 2013.

MENDONÇA, A.A.J. **Avaliação de um sistema descentralizado de tratamento de esgotos domésticos em escala real composto por tanque séptico e *wetland* construída híbrida.** Dissertação (Mestrado em Ciências) – Programa de Pós-Graduação em Saúde Pública da Faculdade de Saúde Pública – Universidade de São Paulo. São Paulo, SP, 209 f. 2015.

MENDONÇA, S. R.; MENDONÇA, L. C. **Sistemas sustentáveis de esgotos: Orientações Técnicas para Projeto e Dimensionamento de Redes Coletoras, Emissários, Canais, Estações Elevatórias, Tratamento e Reúso na Agricultura.** 2ª ed. São Paulo: Editora Blucher, 2017.

MONOD, J. *The growth of bacterial cultures.* *Annual Review Microbiology*, 3: p. 371-394, 1949.

MORENO, G.C.L; HEINZ, D; HEIN, N. Investimento em saneamento básico e melhoria das condições de saúde das capitais estaduais brasileiras. **Revista de Políticas Públicas**, 2021.

NASCIMENTO, A.R.M. **Uso de esgoto sanitário tratado em Reator de Batelada Sequencial na produção de pasta de cimento e concreto.** Monografia (Curso de Graduação em Engenharia Civil) Campus I - UFPB / Universidade Federal da Paraíba. João Pessoa, PB, 2018.

NSFC. *Constructed wetlands: A natural Treatment Alternative.* National Small Flows Clearinghouse. Pepeline, Summer. 1998. Disponível em: <<http://www.co.boulder.co.us/health/enverion/water/ows/pdf/types/Constructed%20Wetlands.pdf>>. Acesso em: 16 jul. 2022.

NUNES, E. D. **Sobre a história da saúde pública: idéias e autores.** *Ciência & Saúde Coletiva*, p. 251-264, 2000.

NUVOLARI, A. et al. (Org.). **Esgoto sanitário: coleta, transporte, tratamento e reuso agrícola.** 2. ed. São Paulo: Blucher, 2011.

ORMONDE, V, S, da S. **Avaliação de ‘*wetlands*’ construídos no pós-tratamento de efluente de lagoa de maturação.** Dissertação (Mestrado em Engenharia de Edificações e Ambiental) – Universidade Federal do Mato Grosso. Cuiabá, MT, 96 f. 2012.

ORSSATTO, F. Avaliação do Oxigênio Dissolvido do Córrego Bezerra a Montante e a Jusante de uma Estação de Tratamento de Esgoto Sanitário, Cascavel, Paraná. **Revista Brasileira de Biociências**, Porto Alegre, v. 6, supl. 1, p. 27-28, 2008.

PEREIRA, L.G. **O tratamento de esgoto em Ouro Preto: aspectos históricos e técnicos dos séculos XIX ao XXI**. Monografia (Graduação). Universidade Federal de Ouro Preto. Escola de Minas. Departamento de Engenharia Ambiental. Ouro Preto, SP, 99 f. 2018.

PERONDI, T et al. **Wetlands construídos para o tratamento de esgoto doméstico: uma análise comparativa do custo do ciclo de vida**. *Ambiente Construído*, v. 20, n. 2, pp. 175-189, 2020.

PHILIPPI, L. S.; SEZERINO, P. H. **Aplicação de sistemas tipo wetlands no tratamento de águas residuárias: utilização de filtros plantados com macrófitas**. Florianópolis: Editora do autor, 2004.

PINTO, M. C. F. **Manual medição in loco**. 2007. Disponível em: <http://www.cprm.gov.br/pgagem/manual_medicoes_t_%20pH_OD.pdf>. Acesso em: 16 jul. 2022.

PROST-BOUCLE, S., MOLLE, P. *Recirculation on a single stage of vertical flow constructed wetland: Treatment limits and operation modes*. *Ecol. Eng.* 43, p. 81-84, 2012.

RAMÍREZ, R.J.G. **Remoção de matéria orgânica e nutrientes em sistema de tanque séptico seguido de wetland construído de fluxo vertical com recirculação**. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação de em Engenharia Ambiental – Universidade Federal de Santa Maria, Centro de Tecnologia. Santa Maria, RS, 208 p. 2019.

RAMME, E.J. **Proposta de um modelo de gestão para um sistema de esgotamento sanitário**. Dissertação (Mestrado em Meio Ambiente Urbano e Industrial) – Universidade Federal do Paraná. Curitiba, p. 134. 2013.

RAMOS, R.B. **Remoção de matéria orgânica em sistema francês de wetland construído com leito de segundo estágio parcialmente saturado**. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Ambiental e Sanitária) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Londrina, PR, 69 p. 2019.

SAEED T, et al. *Pollutant removal from municipal wastewater employing baffled subsurface flow and integrated surface flow-floating treatment wetlands*. *J Environ Sci.* 26(4):726–736, 2014.

SANTOS, W.A. **Implantação e avaliação de wetlands construídos verticais para tratamento de lodo de tanque de tanque séptico**. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Ambiental e Sanitária) – Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS). Frederico Westphalen, RS, 50 f. 2021.

SILVA FILHO, P. A. da. **Diagnóstico operacional de lagoas de estabilização**. Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Centro de Tecnologia. Dissertação (Mestrado) – Programa Regional de Pós-graduação em Engenharia Sanitária. Natal, 2017.

SILVA JÚNIOR, E.D. **Influência climática em modelos cinético-hidrodinâmicos para dimensionamento de wetlands construídas no tratamento de esgoto doméstico**. Tese (Doutorado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) – Universidade de Brasília (UNB). Brasília, DF, 214 p. 2018.

SILVA, G. **Interferências pluviométrica e temporal na hidrodinâmica de wetland construído de fluxo subsuperficial vertical no tratamento de esgoto doméstico**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Aplicada e Sustentabilidade) – Instituto Federal Goiano – Campus Rio Verde. Rio Verde, GO, 91 p. 2020.

SILVA, Selma Cristina. **“Wetlands Construídos” de fluxo vertical com meio suporte de solo natural modificado no tratamento de esgotos domésticos**. Tese de Doutorado. Brasília, DF: Universidade de Brasília (UnB), 2007.

SIRIANUNTAPIBOON S, et al. *Effects of hydraulic retention time and media of constructed wetland for treatment of domestic wastewater*. **Afr J AgricRes**. 1(2):027–037, 2006.

Sistema Nacional De Informações Sobre Saneamento. (2018). **Diagnóstico Temático Serviços de Água e Esgoto**. Disponível em <http://www.snis.gov.br/downloads/diagnosticos/ae/2020/DIAGNOSTICO_TEMATICO_VISAO_GERAL_AE_SNIS_2021.pdf>. Acesso em: 23 dez. 2021.

SKLARZ, M.Y. et al. *A recirculating vertical flow constructed for the treatment of domestic wastewater*. **Desalination**, v. 246, p. 617-624, 2009.

SOUSA, A. C. A.; GOMES, J. P. Desafios para o investimento público em saneamento no Brasil. Rio de Janeiro: **Revista Saúde Debate**. V. 43. P. 36-49. 2019.

SOUSA, D. M. L. de. **Índice de qualidade de efluente em Estação de Tratamento de Esgotos – ETE Baldo e ETE Ponta Negra**. Universidade Federal do Ceará, Centro de Tecnologia. Trabalho de Conclusão de Curso – Engenharia Civil. Fortaleza, 2019.

STEFANAKIS, A.I., TSIHRINTZIS, V.A. *Effect of outlet water level raising and effluent recirculation on removal efficiency of pilot-scale horizontal subsurface flow constructed wetlands*. **Desalination** **248**, 961-976, 2009.

STEFANAKIS, A.I.; AKRATOS, C.S.; TSIHRINTZES, V. A.; *Vertical Flow Constructed Wetland: Eco-engineering Systems for Wastewater and Sludge Treatment*. **Newnes**, 2014.

SUNDSTRM, D.W.; KLEI, H.E. *Wastewater Treatment*. Prentice-Hall, Inc., Englewood Cliffs, N.J. 1979.

SUNDARAVADIVEL, M., VIGNESWARAN, S. *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment*. **Crit. Rev. Environ. Sci. Technol**. 31 (4), 351–409, 2001

Sustainable Sanitation Alliance (SuSanA). Rumo à soluções de saneamento mais sustentáveis. Vision Document (2008). Disponível online em: <https://www.susana.org/en/knowledgehub/resources-and-publications/library/details/273>. Acesso em 17 mar. 2022.

TARDIVO, M. **Considerações sobre o monitoramento e controle dos parâmetros físicos, químicos e biológicos de estações de tratamento de esgoto e proposta para sistema**

integrado de gestão com enfoque ambiental, controle de qualidade, segurança e saúde. Tese (Doutorado) – Universidade de São Paulo. Instituto de Química São Carlos. São Carlos/SP, 2009.

TEMO, B.W.L. **Desempenho do sistema combinado tanque séptico mais sistema de alagados construídos de escoamento vertical (TS+SACV) na remoção de poluentes de esgoto sanitário.** Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Ambiental) – Instituto e Educação, Agricultura e Ambiente – IEAA/UFAM. Humaitá, AM, 56 p. 2019.

TESKE, F.F. **Construção de um *wetland* híbrido para polimento de efluente doméstico.** Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, RS, 112 f. 2016.

THOMPSON, J.E. et al. *Lipid metabolismo during plant senescence.* **Progress in Lipids Research**, v. 37, n. 2/3, p. 119-141, 1998.

TOSCANI, D.C. **Avaliação e aplicação de simulações matemáticas para definição de regime hidráulico e constantes cinéticas de remoção de matéria orgânica em reatores de tratamento de esgoto sanitário.** Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Paraná, 206p. 2010.

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

TSUTIYA, M.T.; SOBRINHO, P.A. **Coleta e transporte de esgoto sanitário.** 3ª ed. Rio de Janeiro: ABES, 2011.

Valipour A, et al. *Application of patent Bio-rack wetland system using phragmites sp. for domestic wastewater treatment in the presence of high total dissolved solids (TDS) and heavy metal salts.* **J Environ Sci Eng.** 53(3):281–288, 2011.

VON SPERLING, M. **Basic principles of wastewater treatment.** London: IWA Publishing, v. 2, 208 p. 2007.

VON SPERLING, M. *Influence of dispersion number on the estimation of coliform removal in ponds.* **Water Science and Technology**, v. 48, n. 2, p. 181–188, 2002.

VON SPERLING, M. **Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**, v. 1. 3º ed. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 470 p. 2005.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. v.1. Belo Horizonte:** Editora UFMG. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias; 1). 387p, 2014.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos.** 4º.ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2014.

VON SPERLING, M. **Princípios básicos do tratamento biológico de águas residuárias – Lagoas de estabilização**. Vol. 3, 2ª Edição ampliada. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 196 p. 2002.

VON SPERLING, M. **Princípios básicos do tratamento de esgotos**. Belo Horizonte: Editora UFMG. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias; 2) 211 p, 2016.

VON SPERLING, M. **Princípios básicos do tratamento de esgotos**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental: Universidade Federal de Minas Gerais, v.2, 1996.

VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. V1. – Introdução à qualidade de águas e esgotos**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental/UFMG, 2nd Ed, 2005.

VYMAZAL, J. Pântanos construídos para tratamento de águas residuais: Cinco décadas de experiência. *Ciência e Tecnologia Ambiental*, 45 (1), 61-69, 2011.

VYMAZAL, J. “*Types of construed wetlands for wastewater treatment*”. *Proceeding: 6th International Conference on Wetlands Systems for Water Pollution Control*, 150-166, 1998.

VYMAZAL, J; KRÖPFELOVÁ, L. **Wastewater Treatment in Constructed Wetlands with Horizontal Sub-Surface Flow**. *Environmental Pollution* 14. Springer. 2008.

WANG, R. et al. *Can vertical-flow wetland systems treat high concentrated sludge from a food industry? A mesocosm experiment testing three plant species*. **Ecological Engineering**, Amsterdam, v.35, n.2, p.230-237, 2009.

WEBER, C.F. **Proposta de dimensionamento e implantação de wetlands construídos em sistema individual de tratamento de esgoto sanitário**. Trabalho de Conclusão de Curso (Tecnólogo em Processos Ambientais) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Curitiba, PR, 71 f. 2015.

WHITE, K.D. *Enhancement of nitrogen removal in subsurface flow constructed wetlands employing a 2-stage configuration, an unsaturated zone, and recirculation*. **Water Sci. Technol.** 32, 59-67, 1995.

ZANELLA, L. **Plantas ornamentais no pós-tratamento de efluentes sanitários: Wetlands-construídos utilizando brita e bambu como meio suporte**. Tese (Doutorado) – Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo. Campinas, SP, 219 p. 2008.

ZHAO, Y.; SUN, G.; AND ALLEN, S. 2004. *Purification capacity of a highly loaded laboratory scale tidal flow reed bed system with effluent recirculation*. **Sci. Total Environ.** 330:1–8.

APÊNDICES

- A- VAZÃO DOS WETLANDS
- B- CONCENTRAÇÃO DE OXIGÊNIO DISSOLVIDO NO ESGOTOS DOS WCS
- C- CONCENTRAÇÃO DE DBO NO ESGOTO DOS WCS
- D- CONCENTRAÇÃO DE DQO NO ESGOTO DOS *WETLANDS* CONSTRUÍDOS
- E- MODELAGEM CINÉTICA-HIDRODINÂMICA DA UNIDADE DE WC-FSSV (DBO)
- F- MODELAGEM CINÉTICA-HIDRODINÂMICA DA UNIDADE DE WC-FSSV (DQO)
- G- MODELAGEM CINÉTICA-HIDRODINÂMICA DA UNIDADE DE WC-FSSH (DBO)
- H- MODELAGEM CINÉTICA-HIDRODINÂMICA DA UNIDADE DE WC-FSSH (DQO)

APÊNDICE A – Vazão dos WCs

Tabela 8. Dados das vazões dos *wetlands*.

n	Data	Vazão (L/d)		
		A-WC-FSSV	E-WC-FSSV	E-WC-FSSH
1	21/08/2021	3184,71	2353,14	845,07
2	28/08/2021	1106,57	847,71	452,29
3	04/09/2021	2100,20	2054,80	577,80
4	11/09/2021	2478,80	2321,40	0,00
5	18/09/2021	2765,71	2580,43	728,29
6	25/09/2021	3141,80	2840,80	762,80
7	02/10/2021	1056,80	2719,40	748,80
8	09/10/2021	2952,71	1282,43	689,71
9	16/10/2021	2998,00	2834,20	636,80
10	23/10/2021	3470,71	3102,86	745,86
11	30/10/2021	3184,71	2739,00	1098,43
12	06/11/2021	1577,00	1495,57	532,71
13	13/11/2021	1933,29	1746,00	196,00
14	20/11/2021	1626,14	1433,43	170,86
15	27/11/2021	210,86	697,29	162,86
16	06/12/2021	0,00	384,56	40,89
17	12/12/2021	0,00	0,00	0,00

Fonte: Autora (2022).

APÊNDICE B – Concentração de OD no esgoto dos WCs

Tabela 9. Dados de concentração de OD nos wetlands.

n	Data	OD (mg/L)		
		A-WC-FSSV	E-WC-FSSV	E-WC-FSSH
1	21/08/2021	0,4	1,4	1,5
2	28/08/2021	0,2	0,8	2,3
3	04/09/2021	0,5	0,6	1,3
4	11/09/2021	0,7	1,4	0,8
4	25/09/2021	0,7	0,9	1,8
6	02/10/2021	1,4	1,5	2,1
7	09/10/2021	0,4	0,8	1,4
8	16/10/2021	0,3	0,6	1
9	23/10/2021	1,4	1,6	1,8
10	30/10/2021	2,2	1,5	1
11	06/11/2021	2,8	1,2	1,9
12	13/11/2021	0,7	1,7	1
13	20/11/2021	0,8	1	0,8
14	27/11/2021	1,5	1,6	0,7
15	06/12/2021	1,3	0,8	0,9
16	06/12/2021	1,3	1,9	1,8
17	12/12/2021	0,5	0,4	1,5

Fonte: Autora, 2022.

APÊNDICE C – Concentração de DBO no esgoto dos WCs

Tabela 10. Dados de concentração de DBO nos *wetlands*.

n	Data	DBO (mg/L)		
		A-WC-FSSV	E-WC-FSSV	E-WC-FSSH
1	21/08/2021	24,31	9,86	4,46
2	28/08/2021	33,21	9,37	4,82
3	04/09/2021	27,15	8,94	2,97
4	11/09/2021	27,53	9,96	2,5
5	18/09/2021	16,29	9,02	4,27
6	25/09/2021	14,5	7,64	3,44
7	02/10/2021	21,92	8,75	3,33
8	09/10/2021	13,52	7,94	3,92
9	16/10/2021	33,82	10,87	4,57
10	23/20/2021	16,25	7,92	2,09
11	30/10/2021	35,3	12,49	5,89
12	06/10/2021	21,18	8,31	4,4
13	13/10/2021	30,84	8,95	4,64
14	20/11/2021	29,27	5,03	3,74
15	27/11/2021	31,78	11,65	4,85
16	06/12/2021	26,84	10,5	5,4
17	12/12/2021	21,23	6,81	2,91

Fonte: Autora (2022).

APÊNDICE D – Concentração de DQO no esgoto dos WCs

Tabela 11. Dados de concentração DQO nos *wetlands*.

n	Data	DQO (mg/L)		
		A-WC-FSSV	E-WC-FSSV	E-WC-FSSH
1	21/08/2021	243,36	161,89	176,9
2	28/08/2021	1054,79	162,97	254,08
3	04/09/2021	352,69	181,19	171,54
4	11/09/2021	283,02	186,55	200,48
5	18/09/2021	264,8	181,19	220,85
6	25/09/2021	311,96	184,4	168,86
7	02/10/2021	269,08	106,16	228,35
8	09/10/2021	226,21	176,9	183,33
9	16/10/2021	302,31	176,9	217,63
10	23/10/2021	162,97	143,14	151,18
11	30/10/2021	147,96	146,89	139,38
12	06/11/2021	205,84	74	139,38
13	13/11/2021	219,78	146,89	207,99
14	20/11/2021	232,64	125,45	161,89
15	27/11/2021	206,91	170,47	172,61
16	06/12/2021	222,99	191,91	170,47
17	12/12/2021	258,37	493,11	172,08

Fonte: Autora (2022).

APÊNDICE E – Modelagem cinética-hidrodinâmica da unidade WC-FSSV (DBO)

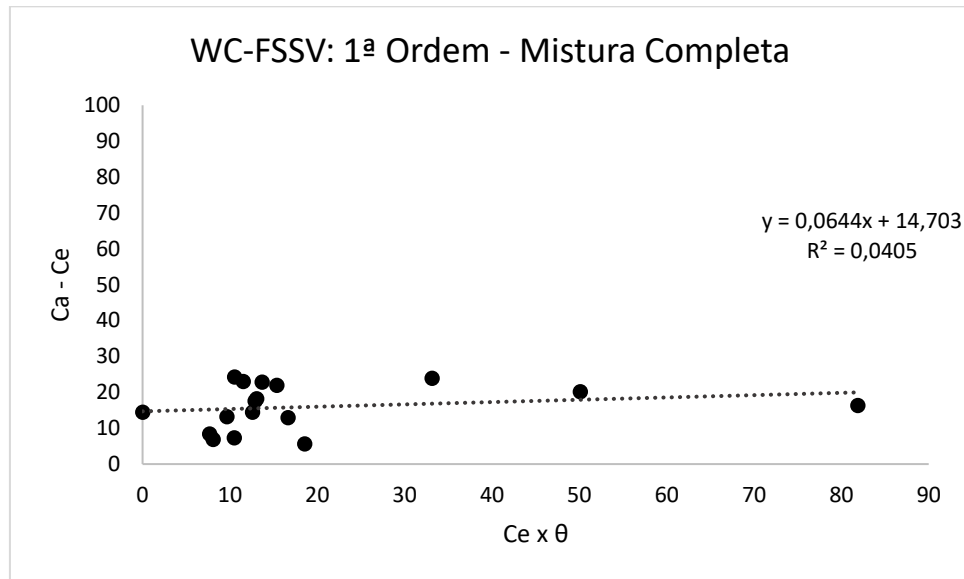


Figura 27. Modelagem 1ª Ordem – CSTR do WC-FSSV (DBO).

Fonte: Autora (2022).

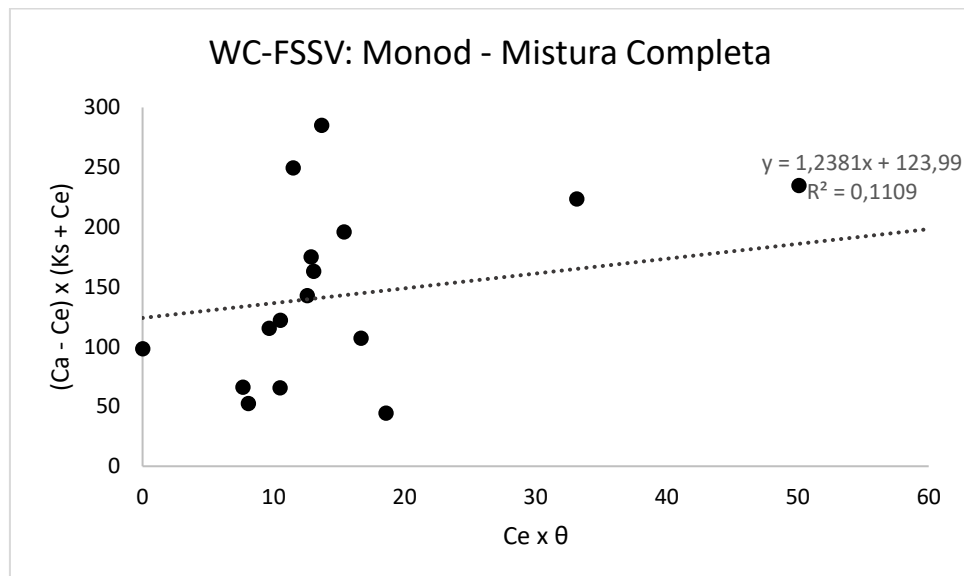


Figura 28. Modelagem Monod – CSTR do WC-FSSV (DBO).

Fonte: Autora (2022).

APÊNDICE F – Modelagem cinética-hidrodinâmica da unidade WC-FSSV (DQO)

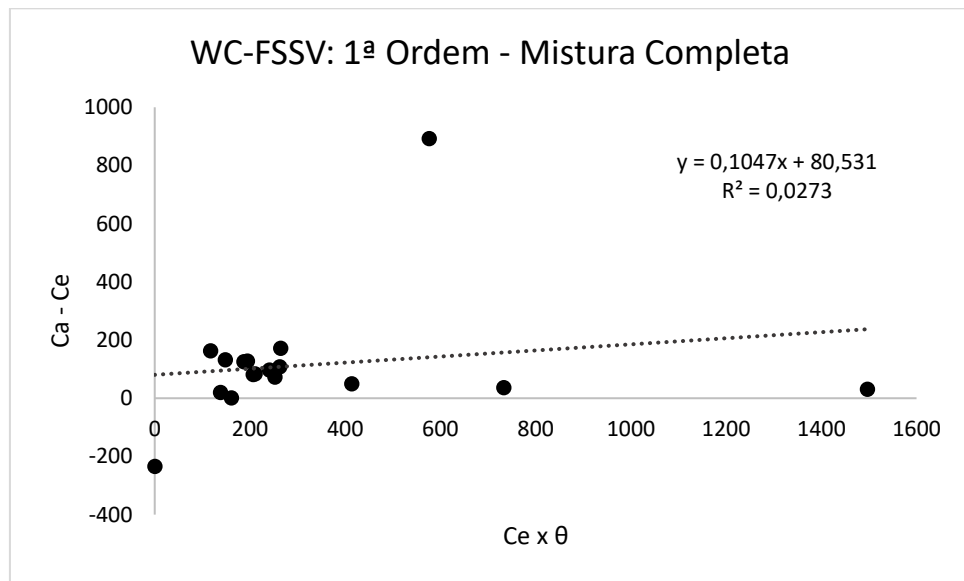


Figura 29. Modelagem de 1ª Ordem – CSTR do WC-FSSV (DQO).
Fonte: Autora (2022).

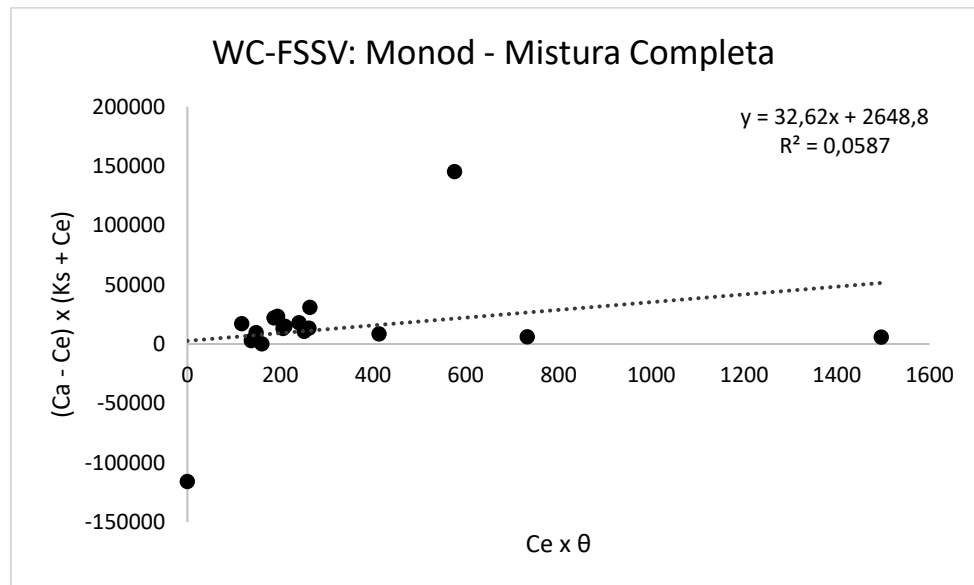


Figura 30. Modelagem Monod – CSTR do WC-FSSV (DQO).
Fonte: Autora (2022).

APÊNDICE G – Modelagem cinética-hidrodinâmica da unidade WC-FSSH (DBO)

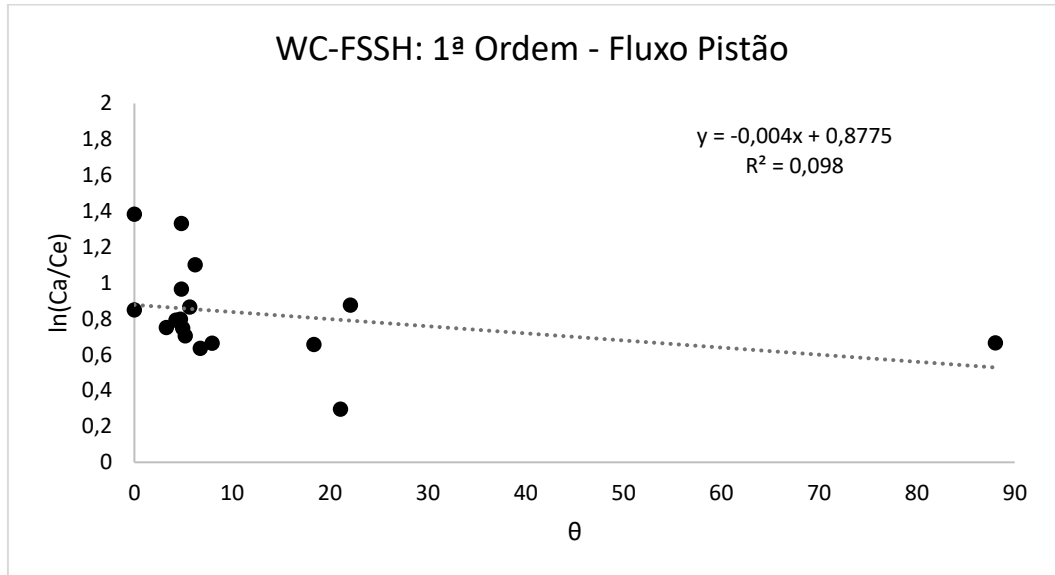


Figura 31. Modelagem 1ª Ordem – PFR do WC-FSSH (DBO).

Fonte: Autora (2022).

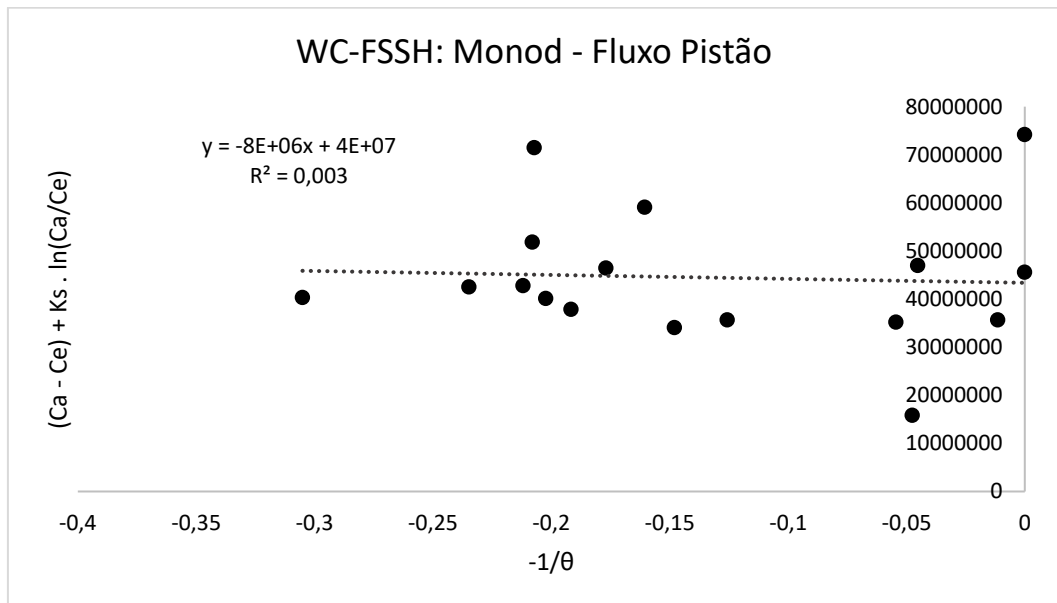


Figura 32. Modelagem Monod – PFR do WC-FSSH (DBO).

Fonte: Autora (2022).

APÊNDICE H – Modelagem cinética-hidrodinâmica da unidade WC-FSSH (DQO)

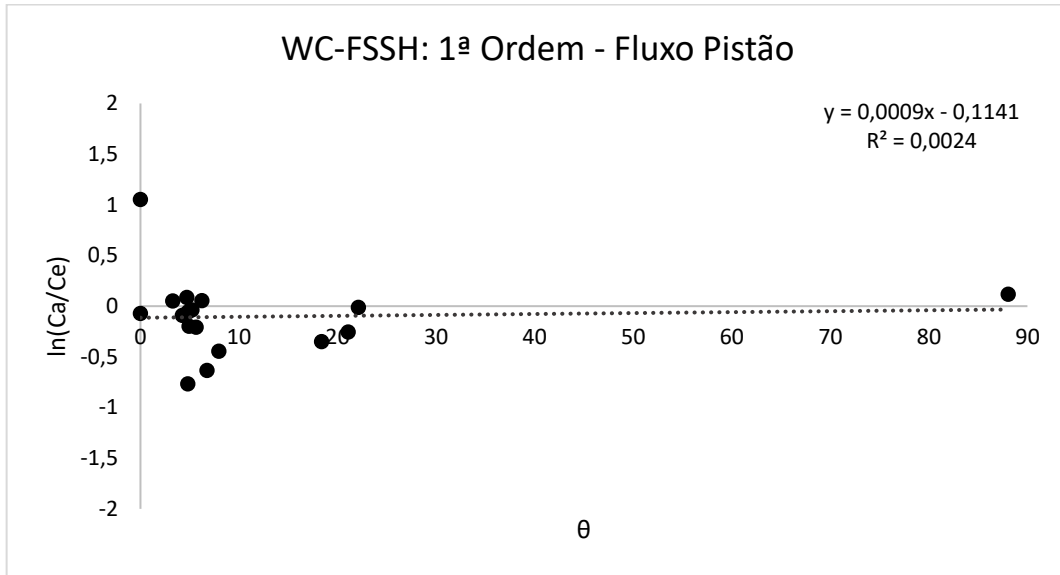


Figura 33. Modelagem 1ª Ordem – PFR do WC-FSSH (DQO).

Fonte: Autora (2022)

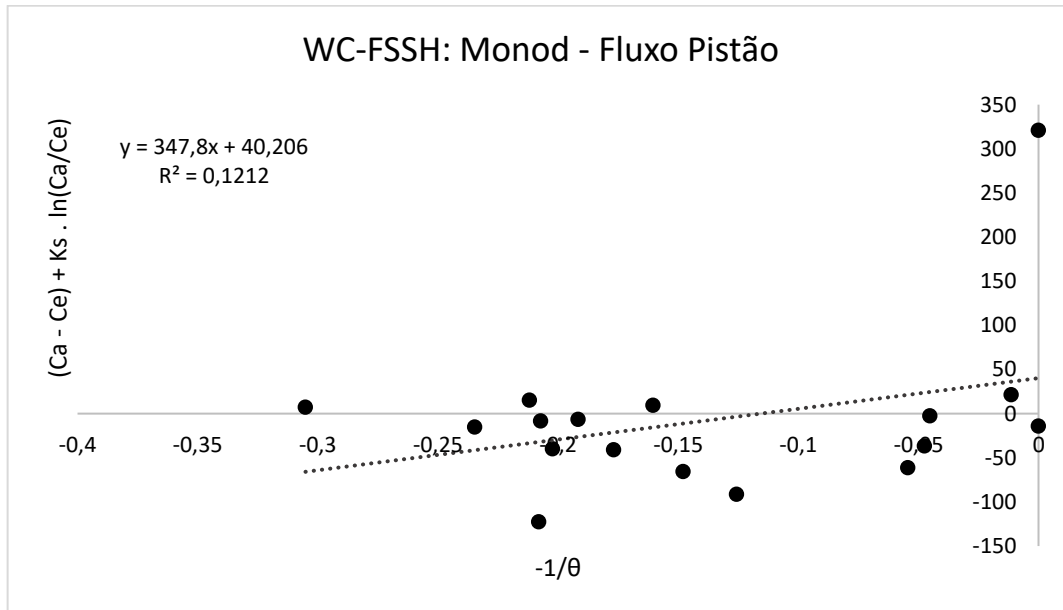


Figura 34. Modelagem Monod – CSTR do WC-FSSH (DQO).

Fonte: Autora (2022).