

INSTITUTO FEDERAL DE EDUCAÇÃO, CIÊNCIA E TECNOLOGIA
GOIANO – CAMPUS RIO VERDE - GO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO STRICTO SENSU EM
ENGENHARIA APLICADA E SUSTENTABILIDADE

AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DO TRATAMENTO DE
ESGOTO DOMÉSTICO POR MEIO DE SISTEMA
ADAPTADO DE *WETLANDS* CONSTRUÍDOS

Autor: Jonathan Oliveira Arantes
Orientador: Prof. Dr. Bruno Botelho Saleh
Coorientador: Édio Damásio da Silva Júnior

RIO VERDE - GO
Setembro - 2020

INSTITUTO FEDERAL DE EDUCAÇÃO, CIÊNCIA E TECNOLOGIA
GOIANO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO *STRICTO SENSU* EM
ENGENHARIA APLICADA E SUSTENTABILIDADE

AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DO TRATAMENTO DE
ESGOTO DOMÉSTICO POR MEIO DE SISTEMA
ADAPTADO DE *WETLANDS* CONSTRUÍDOS

Autor: Jonathan Oliveira Arantes
Orientador: Prof. Dr. Bruno Botelho Saleh
Coorientador: Édio Damásio da Silva Júnior

Dissertação apresentada, como parte das exigências para obtenção do título de MESTRE EM ENGENHARIA APLICADA E SUSTENTABILIDADE, do Programa de Pós-Graduação – *Stricto Sensu* em Engenharia Aplicada e Sustentabilidade do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Goiano – Campus Rio Verde - Área de concentração (Engenharia Aplicada e Sustentabilidade).

RIO VERDE - GO
Setembro - 2020

INSTITUTO FEDERAL DE EDUCAÇÃO, CIÊNCIA E TECNOLOGIA
GOIANO – CAMPUS RIO VERDE - GO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO STRICTO SENSU EM
ENGENHARIA APLICADA E SUSTENTABILIDADE

AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DO TRATAMENTO DE
ESGOTO DOMÉSTICO POR MEIO DE SISTEMA
ADAPTADO DE *WETLANDS* CONSTRUÍDOS

Autor: Jonathan Oliveira Arantes
Orientador: Prof. Dr. Bruno Botelho Saleh
Coorientador: Édio Damásio da Silva Júnior

TITULAÇÃO: Mestre em Engenharia Aplicada e Sustentabilidade - Área
de Concentração em Engenharia Aplicada e Sustentabilidade.

APROVADO em 03 de Setembro de 2020.

Prof. Dr. Édio Damásio da Silva Júnior
Avaliador Interno
IF Goiano – Campus Rio Verde

Prof. Dr. Lucas Peres Angelini
Avaliador Interno
IF Goiano – Campus Rio Verde

Prof. Dr. Francisco Javier Cuba Teran
Avaliador Externo
UFG Universidade Federal de Goiás

Prof. Dr. Bruno Botelho Saleh
Presidente da Banca
IF Goiano – Campus Rio Verde

FICHA CATALOGRÁFICA

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

AAR662 Arantes, Jonathan
a Avaliação do tratamento de esgoto doméstico por meio de sistema adaptado de wetlands construídos / Jonathan Arantes; orientador Bruno Saleh; co-orientador Édio Silva Júnior . -- Rio Verde, 2020. 110 p.

Dissertação (Mestrado em Engenharia Aplicada e Sustentabilidade) -- Instituto Federal Goiano, Campus Rio Verde, 2020.

1. Traçador salino. 2. Hidrodinâmica. 3. Cinética. 4. Degradação de poluentes. I. Saleh, Bruno , orient. II. Silva Júnior , Édio, co-orient. III. 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 checked="" type="checkbox"/> Dissertação | <input type="checkbox"/> Capítulo de Livro |
| <input type="checkbox"/> Monografia – Especialização | <input type="checkbox"/> Livro |
| <input type="checkbox"/> TCC - Graduação | <input type="checkbox"/> Trabalho Apresentado em Evento |
| <input type="checkbox"/> Produto Técnico e Educacional - Tipo: _____ | |

Nome Completo do Autor: Jonathan Oliveira Arantes

Matrícula: 2018202331440019

Título do Trabalho: AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DO TRATAMENTO DE ESGOTO DOMÉSTICO POR MEIO DE SISTEMA ADAPTADO DE WETLANDS CONSTRUÍDOS

Restrições de Acesso ao Documento

Documento confidencial: Não Sim, justifique: _____

Informe a data que poderá ser disponibilizado no RIIF Goiano: 11/01/21

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, 11_/01_/21_.
Local Data


Assinatura do pós-graduando

Assinatura do Autor e/ou Detentor dos Direitos Autorais

Ciente e de acordo:


BRUNO BOTELHO SALEH

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

Documentos 43/2020 - NREPG-RV/CPG-RV/DPGPI-RV/DG-RV/CMPRV/IFGOIANO

AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DO TRATAMENTO DE ESGOTO DOMÉSTICO POR MEIO DE SISTEMA
ADAPTADO DE WETLANDS CONSTRUÍDOS

Autor: Jonathan Oliveira Arantes
Orientador: Dr. Bruno Botelho Saleh

TITULAÇÃO: Mestre em Engenharia Aplicada e Sustentabilidade - Área de
Concentração Engenharia Aplicada e Sustentabilidade

APROVADO em 03 de setembro de 2020.

Prof. Dr. Édio Damásio da Silva
Júnior
Avaliador interno - IF Goiano / Rio
Verde

Prof. Dr. Lucas Peres Angelini
Avaliador interno - IF Goiano / Rio
Verde

Prof. Dr. Francisco Javier Cuba
Teran
Avaliador externo - UFG / Goiânia

Prof. Dr. Bruno Botelho Saleh
Presidente da Banca - IF Goiano /
Rio Verde

Documento assinado eletronicamente por:

- Francisco Javier Cuba Teran, Francisco Javier Cuba Teran - Membro de Comitê Comissões - Universidade Federal de Goiás (01567601000143), em 19/11/2020 06:55:47.
- Lucas Peres Angelini, PROFESSOR ENS BASICO TECN TECNOLOGICO, em 04/09/2020 15:13:42.
- Edio Damasio da Silva Junior, PROFESSOR ENS BASICO TECN TECNOLOGICO, em 04/09/2020 09:20:33.
- Bruno Botelho Saleh, PROFESSOR ENS BASICO TECN TECNOLOGICO, em 04/09/2020 09:13:15.

Este documento foi emitido pelo SUAP em 31/08/2020. 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: 181396
Código de Autenticação: 4a00dbc82f



DEDICATÓRIA

A Deus em primeiro lugar, e a minha família, por sempre me apoiar e acreditarem em mim.

AGRADECIMENTOS

Em primeiro lugar, agradeço a Deus por conceder a graça das oportunidades, por me capacitar e nunca ter me deixado desistir.

A toda a minha família, de forma especial a minha mãe “Vailda Rosa” a quem eu dedico essa dissertação, por ser o maior exemplo de determinação seguido nessa trajetória.

Aos meus amigos e colegas do programa, que compartilharam bons e maus momentos junto a mim “Carlos Henrique Maia, Nivalda Costa, Ederson, Clarissa, Eduardo, Larissa” e outros, muito obrigado por tornarem esse momento mais suave.

Aos meus colegas de experimento “Marielle, Luclécio e Aluísio” pelo trabalho árduo desempenhado durante todo o tempo de condução desse estudo.

Ao meu orientador Bruno Botelho Saleh, por ter acreditado em mim desde o primeiro momento, por ter aberto as portas do conhecimento e por todo o tempo que se dispôs a me receber, orientar e sanar dúvidas, o meu muito obrigado!

Ao meu coorientador Édio Dámasio da Silva Júnior, por todo o tempo ofertado a me orientar, tirar dúvidas, e ensinar. Por ter aberto as portas do conhecimento e sempre confiar que eu seria capaz, por toda a responsabilidade e a dedicação para com esse trabalho, o meu muito obrigado!

A todo o programa PPGEAS, em toda a sua extensão, muito obrigado pela oportunidade ofertada e pela estrutura oferecida, para que houvesse aprendizado e capacitação.

BIOGRAFIA DO AUTOR

Jonathan Oliveira Arantes, nascido em 02 de fevereiro de 1995 na cidade de Rio Verde, Goiás. Graduado em Engenharia Ambiental pela Universidade de Rio Verde em 2017. Ingressou no Programa de Mestrado Profissional em Engenharia Aplicada e Sustentabilidade (PPGEAS) em 2018/2, como aluno especial e posteriormente como aluno do programa, realizando a defesa de sua dissertação em 03 de setembro de 2020.

SUMÁRIO

AGRADECIMENTOS.....	06
BIOGRAFIA.....	07
ÍNDICE DE TABELAS.....	12
ÍNDICE DE FIGURAS	14
LISTA DE SÍMBOLOS, SIGLAS, ABREVIACÕES E UNIDADES.....	16
RESUMO.....	19
ABSTRACT.....	21
1. INTRODUÇÃO	23
2 - OBJETIVOS	26
2.1 Objetivo Geral.....	26
2.2 Objetivos Específicos	26
3. Histórico de wetlands no mundo e no Brasil.....	27
3.1 - Espécies vegetais utilizadas.....	27
3.2 - Tipos de águas residuais avaliadas.....	28
3.3 - <i>Wetlands</i> construídas.....	29
3.4 - Tipos de escoamento e vegetação.....	30
3.5 - Vegetação emergente – <i>Costus spicatus (Jacq.) Sw (Costaceae)</i>	32
3.6 - Macrófitas flutuantes - <i>Eichhornia crassipe Mart.(Aguapé)</i>	34
3.7 - Eficiências de tratamento.....	36
3.8 - Cinética de degradação de poluentes.....	37
3.9 - Hidrodinâmica de WCs	41
4. REFERÊNCIAS.....	45
5. CAPÍTULO I	53
1. Introdução	55
2. Materiais e métodos	57

2.1 Concepção e projeto das WCs	60
2.2 - WCFSV1 cultivado com <i>Eichhornia crassipe</i> Mart. (Aguapé)	61
2.3 - WCFSSV2 cultivado com <i>Costus spicatus</i> (Jacq.) Sw (Costaceae).	64
2.4 - Parâmetros operacionais dos sistemas WCFSV1 e WCFSSV2	688
2.5 - Monitoramento da qualidade do esgoto	69
2.6 - Avaliação cinético-hidrodinâmica.....	70
2.7 - Modelos avaliados	72
3. Resultados e discussão.....	73
3.1 - Vazão e temperatura (°C)	73
3.2 - Análises Estatísticas.....	75
3.2.1 - Tanque Séptico (TS).....	75
3.2.2 - WCFSV1 – <i>Eichhornia crassipe</i> Mart. (Aguapé)	77
3.2.3 - WCFSSV2 – <i>Costus spicatus</i> (Jacq.) Sw (Costaceae).....	77
3.2.4 - Correlação de Pearson.....	78
3.3 - Eficiência de remoção.....	80
3.3.1 Matéria Orgânica.....	80
3.3.2 Nitrogênio.....	82
3.3.3 Ortofosfato (PO ₄ P).....	85
3.3.4 Oxigênio dissolvido (OD).....	87
3.3.5 Potencial hidrogeniônico (pH).....	88
3.4 Hidrodinâmica dos sistemas.....	89
3.5 Cinética de degradação de poluentes	94
3.5.1 - Remoção/transformação de matéria orgânica – DQO.....	94
3.5.2 - Remoção/transformação de nitrogênio amoniacal – NH ₄ ⁺	95
3.5.3 - Remoção/transformação de nitrogênio – NO ₃ ⁻	97
4. Conclusão.....	98
5. Sugestões.....	100
6. Referências	101

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1. Classificação dos principais modelos de escoamento em reatores diversos segundo o tipo de fluxo do esgoto	41
Tabela 2. Parâmetros, valores adotados e calculados no dimensionamento do tanque séptico.....	53
Tabela 3. Dados Técnicos para dimensionamento das <i>wetlands</i> em estudo. Dados obtidos entre os meses de março/18 e agosto/19.....	62
Tabela 4. Parâmetros a serem analisados, frequência das análises, número amostral, método analítico e código Standard Methods.....	63
Tabela 5. Variáveis operacionais obtidas pelo teste do traçador salino.....	64
Tabela 6. Estatística descritiva das vazões de efluente tratado nas WCs	66
Tabela 7. Estatística descritiva dos valores de T°(C) nos pontos avaliados nos tratamentos	67
Tabela 08. ANOVA com teste tukey aplicados por tratamento para verificar a diferença estatística entre as médias dos resultados obtidos	69
Tabela 09. Matriz de correlação de <i>pearson</i> avaliando a tendência dos valores a uma regressão linear perfeita.....	70
Tabela 10. Estatística descritiva da concentração de DQO nos pontos avaliados nos tratamentos	71
Tabela 11. (a): Refere-se à concentração média de DBO monitorada. (b): concentração máxima de DBO monitorada.....	72
Tabela 12. Estatística descritiva da concentração de N-NH ₄ ⁺ nos pontos avaliados nos tratamentos.....	73

Tabela 13. Estatística descritiva da concentração de NO_2^- nos pontos avaliados nos tratamentos.....	74
Tabela 14. Estatística descritiva da concentração de NO_3^- nos pontos avaliados nos tratamentos.....	74
Tabela 15. Estatística descritiva da concentração de PO_4P nos pontos avaliados nos tratamentos.....	75
Tabela 16. Estatística descritiva da concentração de OD nos pontos avaliados nos tratamentos.....	76
Tabela 17. Estatística descritiva da concentração de pH nos pontos avaliados nos tratamentos.....	77
Tabela 18. Parâmetros operacionais obtidos através da cinética hidrodinâmica após o teste com traçador salino.....	79
Tabela 19. Aplicação das equações de cinética de degradação de DQO no WCFSV1.....	80
Tabela 20. Aplicação das equações de cinética de degradação de DQO no WCFSSV2.....	81
Tabela 21. Aplicação das equações de cinética de degradação de NH_4^+ no WCFSV1.....	82
Tabela 22. Aplicação das equações de cinética de degradação de NH_4^+ no WCFSSV2.....	82
Tabela 23. Aplicação das equações de cinética de degradação de NO_3^- no WCFSV1.....	83
Tabela 24. Aplicação das equações de cinética de degradação de NO_3^- no WCFSSV2.....	83

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 01. Espécies vegetais mais utilizadas nos projetos de sistemas <i>wetlands</i> construídos.....	26
Figura 02. Tipos de águas residuais mais avaliadas em estudos com <i>wetlands</i> construídos	27
Figura 03. Classificação dos sistemas <i>wetlands</i> construídos.....	28
Figura 04. Desenho esquemático de um sistema de fluxo superficial.	29
Figura 05. Desenho esquemático de um sistema de fluxo subsuperficial.	29
Figura 06. Ilustração da espécie alvo de estudos, <i>Costus spicatus</i> (Jacq.) Sw (Costaceae)	31
Figura 07. <i>Eichhornia crassipe</i> Mart. (Aguapé) no Rio Tietê na cidade de São Manuel.....	32
Figura 08. Imagem representativa dos principais modelos de escoamento em reatores.	40
Figura 09. Esquema do funcionamento da estação piloto de tratamento de esgoto doméstico.	54
Figura 10. Localização da área de estudo.....	54
Figura 11. Foto dos WCs cultivados com <i>Eichhornia crassipe</i> Mart. (Aguapé) e <i>Costus spicatus</i> (Jacq.) Sw (Costaceae).....	55
Figura 12. Início das aplicações de esgoto doméstico no WCFSV1 sem cultivo de espécie vegetal	56
Figura 13. Ilustração do reator cultivado com <i>Eichhornia crassipe</i> Mart. (Aguapé).....	57

Figura 14A e 14B. WCFSSV 1, detalhe do <i>Eichhornia crassipe</i> Mart. (Aguapé) sem a tela de proteção (A). WC1, detalhe do <i>Eichhornia crassipe</i> Mart. (Aguapé) com a tela proteção (B).....	58
Figura 15. WCFSV1 com vegetação flutuante seguido de WCFSSV 2 com vegetação emergente.....	59
Figura 16. WCFSSV 2 em fase de construção.....	59
Figura 17. Esquemática WCFSSV 2 cultivado com <i>Costus spicatus</i> (Jacq.) Sw (<i>Costaceae</i>).....	60
Figura 18. Esquemática do sistema de distribuição de efluente, via superficial no WCFSSV 2 cultivado com <i>Costus spicatus</i> (Jacq.) Sw (<i>Costaceae</i>).....	61
Figura 19. Pontos de coleta de efluente para análise laboratorial.....	62
Figura 20A e 20B. Ilustração dos reatores WCFSV1 e WCFSSV2 e o cenário considerando fluxo hidrodinâmico sem influência climática.....	65
Figura 21. Gráfico da vazão de esgoto monitorada entre os meses de agosto de 2018 até março de 2020.....	66
Figura 22. Variação da concentração de OD nas amostras de efluente tratado nos pontos “TS, WCFSSV1 e WCFSSV2”.....	76
Figura 23. Variação da condutividade elétrica no WCFSV1, no ponto “saída” de esgoto tratado, em função do tempo do ensaio.....	77
Figura 24. Variação da condutividade elétrica no WCFSSV2, no ponto “saída” de esgoto tratado, em função do tempo do ensaio.....	78

LISTA DE SÍMBOLOS, SIGLAS, ABREVIACÕES E UNIDADES

Símbolo / Sigla	Significado	Unidade de medida
Aw	Área total	m ²
Ca	Concentração poluente afluente	mg.L ⁻¹
Ce	Concentração poluente efluente	mg.L ⁻¹
COT	Carbono orgânico total	µg/l ⁻¹
cm	Centímetros	cm
CSTR	Fluxo mistura completa	-
CE	Condutividade elétrica	µS cm ⁻¹
CO	Carga orgânica	kg.d ⁻¹
d	Número de dispersão	-
DBO	Demanda bioquímica de oxigênio	mg.L ⁻¹
DTR	Distribuição do tempo de residência	
DQO	Demanda química de oxigênio	mg.L ⁻¹
E	Porosidade média	%
ETE	Estação de tratamento de efluentes	-
ev	Eficiência volumétrica	%
FWS	Fluxos vertical e horizontal combinados	-
g	Geratriz do tronco de cone	M
H	Profundidade	M
h	Horas	Horas
ha	Hectares	ha
HF	Fluxo horizontal	-
HLR	Taxa de carregamento hidráulico	mg.L ⁻¹
ICC	Índices de curto-circuito	-
L	Litro	L
La	carga poluente superficial aplicada	mg.m ⁻² .d ⁻¹
LSD	Teste de fisher	-
K _{max}	taxa máxima da reação	Mg.L.d ⁻¹

K _s	Constante de saturação	Mg.L.d ⁻¹
K _{s1}	constante de saturação do substrato 1	Mg.L.d ⁻¹
K _{s2}	constante de saturação do substrato 2	Mg.L.d ⁻¹
kg	Quilograma	kg
m	metros	m
m ³	Metro cúbico	m ³
mm	Centímetro	mm
MS	Matéria seca	g/m
N	Número de tanques em série	-
NaCl	Cloreto de sódio	g
NO	Nitrogênio orgânico	mg.L ⁻¹
NH ₄ ⁺ N	Nitrogênio amoniacal	mg.L ⁻¹
NO ₃ ⁻	Nitrato	mg.L ⁻¹
NO ₂ ⁻	Nitrito	mg.L ⁻¹
OD	Oxigênio dissolvido	mg.L ⁻¹
P	Fósforo	mg.L ⁻¹
PFR	Fluxo pistonado	-
pH	Potencial hidrogeniônico	mg.L ⁻¹
PO ₄ ⁻ P	Ortofosfato	mg.L ⁻¹
P ₂ O ₅	Pentóxido de fósforo	mg.L ⁻¹
PO ₄ ⁻³	Fosfato	mg.L ⁻¹
PVC	Policloreto de vinila	-
Q	Vazão	m ³
r	Raio da base menor	M
R	Raio da base maior	m
REC	Taxa de recuperação do traçador	%
SF	Sólidos fixos	mg.L ⁻¹
SS	Sólidos suspensos	mg.L ⁻¹
SST	Sólidos suspensos totais	mg.L ⁻¹
ST	Sólidos totais	mg.L ⁻¹
SV	Sólidos voláteis	mg.L ⁻¹
T	Temperatura	°C
TAS	Taxa de aplicação superficial	kg.m ² .d ⁻¹
TAV	Taxa de aplicação volumétrica	kg.m ³ .d ⁻¹
TCO	Taxa de carregamento orgânico	kg.ha ⁻¹ .d ⁻¹
TDH	Tempo de detenção hidráulico	d ⁻¹
TDHm	Tempo de detenção hidráulico médio real	d ⁻¹
TDHn	Tempo de detenção hidráulico nominal	d ⁻¹
TDHr	Tempo de detenção hidráulico real	d ⁻¹
ti	tempo no qual ocorre a primeira aparição do traçador	d ⁻¹
TIS	<i>Tank-in-series</i>	-
tp	tempo correspondente à concentração de pico	d ⁻¹
TS	Tanque Séptico	-
u	velocidade média do escoamento	m.s ⁻¹
VF	Fluxo vertical	-

V_w	Volume total	M^3
WC	<i>Wetland</i> construído	-
WCFSV	<i>Wetland</i> construído de fluxo superficial vertical	-
WCSSV	<i>Wetland</i> construído de fluxo subsuperficial vertical	-
WCSSH	<i>Wetland</i> construído de fluxo subsuperficial horizontal	-
%	Porcentagem	%
λ	Eficiência hidráulica	%
π	Pi	-
σ	Variância	-
θ	Tempo de detenção hidráulico	d^{-1}

RESUMO

ARANTES, JONATHAN OLIVEIRA. Instituto Federal Goiano – Campus Rio Verde – GO, abril de 2020. **Avaliação da eficiência do tratamento de esgoto doméstico por meio de sistema adaptado de *wetlands* construídos**. Orientador: Bruno Botelho Saleh. Coorientador: Édio Damásio da Silva Júnior.

Atualmente são crescentes as implantações de sistemas diversos de tratamento de água e esgoto, levando em consideração os aspectos de saúde pública e de sustentabilidade ambiental envolvidos. Assim, o presente estudo objetiva avaliar o funcionamento e efetividade de um sistema de *wetlands* construídas em termos de hidrodinâmica e previsão da cinética de degradação e transformação de poluentes de esgoto doméstico. Foram avaliados os parâmetros: nitrogênio amoniacal (N-NH_4^+), demanda química de oxigênio (DQO), nitrito (NO_2^-), nitrato (NO_3^-), ortofosfato (PO_4^- P) e bem como o monitoramento dos parâmetros “potencial hidrogeniônico (pH), oxigênio dissolvido (OD) e temperatura do esgoto T(°C)”. Essa estação é caracterizada por um tanque séptico (TS) seguido por um sistema *wetland* construído de fluxo superficial vertical (WCFSV), seguido por outra *wetland* construída de fluxo subsuperficial vertical (WCFSSV). A vazão média de esgoto tratado nos sistemas foi igual a ($0,377 \text{ m}^3 \cdot \text{dia}^{-1} \pm 0,431$). Foram obtidas diferenças estatísticas entre as médias das concentrações de DQO e PO_4^- P para o WCFSV1 e DQO PO_4^- P e OD no WCFSSV2. Por meio da correlação de Pearson, foi constatado a mais forte de correlação (-0,590), para os parâmetros PO_4^- P e OD no WCFSSV2. Através do teste com traçador salino, o modelo que melhor representou a distribuição e estabilização dos valores foi o ponto 01 “WCFSV1” com um ($R^2 = 0,89$), e que apresentou comportamento condizente a um fluxo de mistura completa. O sistema que melhor

removeu a DQO do esgoto foi o sistema WCFSSV2 (65%). A remoção de N-NH_4^+ do esgoto doméstico, foi melhor representada pelo sistema WCFSSV2 de tratamento (47%). O sistema WCFSSV2 apresentou melhor capacidade para remoção de $\text{PO}_4\text{-P}$ do esgoto bruto (42%). Na WCFSV1 o modelo matemático que melhor representou o comportamento de todos os parâmetros foi o de Monod Multi, com valores R^2 iguais a “DQO (0,54), N-NH_4^+ (0,56), NO_3^- (0,52) e $\text{PO}_4\text{-P}$ (0,52)”. O sistema WCSSV2, apresentou os melhores valores de eficiência de remoção de poluentes, do esgoto afluente, e foi constatado que o atendimento aos valores normais de cinética-hidrodinâmica do reator, influenciaram para que houvesse melhor desempenho de tratamento desse sistema.

PALAVRAS-CHAVE: Traçador salino; Hidrodinâmica; Cinética; Degradação de Poluentes.

ABSTRACT

ARANTES, JONATHAN OLIVEIRA. Instituto Federal Goiano - Campus Rio Verde - GO, April 2020. **Evaluation of the septic tank system and wetlands built in domestic sewage treatment.** Advisor: Bruno Botelho Saleh. Co-advisor: Édio Damásio da Silva Júnior.

Currently, the implementation of different water and sewage treatment systems is increasing, considering the aspects of public health and environmental sustainability involved. Thus, the present study aims to evaluate the functioning and effectiveness of wetlands system built in terms of hydrodynamics and prediction of the degradation and transformation kinetics of pollutants from domestic sewage. The evaluated parameters were: ammoniacal nitrogen (N-NH_4^+), chemical oxygen demand (COD), nitrite (NO_2^-), nitrate (NO_3^-), orthophosphate ($\text{PO}_4\text{-P}$) and the monitoring of the parameters “hydrogen potential (pH), dissolved oxygen (OD) and sewage temperature T ($^\circ\text{C}$)”. This station is characterized by a septic tank (TS) followed by a wetland system built with vertical surface flow (WCFSV), followed by another wetland built with vertical subsurface flow (WCFSSV). The average flow of treated sewage in the systems was equal to ($0.377 \text{ m}^3\cdot\text{day}^{-1} \pm 0.431$). Statistical differences were obtained between the mean concentrations of COD and $\text{PO}_4\text{-P}$ for WCFSV1 and COD $\text{PO}_4\text{-P}$ and OD in WCFSSV2. Through Pearson's correlation, the strongest correlation (-0.590) was found for the parameters $\text{PO}_4\text{-P}$ and OD in WCFSSV2. Through the test with saline tracer, the model that best represented the distribution and stabilization of the values was the point 01 “WCFSV1” with one ($R^2 = 0.89$), and which presented a behavior consistent with a complete mixture flow. The system that best removed the COD from the sewer was the WCFSSV2 system (65%). The removal of N-NH_4^+ from domestic sewage was better represented by the WCFSSV2 treatment system (47%). The WCFSSV2 system showed better capacity for removing $\text{PO}_4\text{-P}$ from raw sewage (42%). In WCFSV1, the mathematical model that best

represented the behavior of all parameters was that of Monod Multi, with R^2 values equal to “COD (0.54), N-NH₄⁺ (0.56), NO₃⁻ (0.52) and PO₄-P (0.52)”. The WCSSV2 system presented the best efficiency values for removing pollutants from the affluent sewage, so it was found that compliance with the normal values of kinetics-hydrodynamics of the reactor, influenced the better treatment performance of this system.

PALAVRAS-CHAVE: Saline tracer; Hydrodynamics; Kinetics; Pollutant Degradation.

1. INTRODUÇÃO

As *wetlands* construídas (WCs) compreendem um conjunto de ecotecnologias reconhecidas que são projetadas e construídas para reproduzir e manipular os processos físicos, químicos e biológicos simultâneos que ocorrem em áreas úmidas naturais (GAJEWSKA et al., 2020). Atualmente, as WCs são uma tecnologia bem conhecida para o tratamento de águas residuais. Eles são reconhecidos por serem eficazes na remoção de compostos orgânicos dissolvidos e sólidos em suspensão. Muitos pesquisas atuais são dedicados aos processos de remoção de compostos nitrogenados e a taxa de remoção de nitrogênio em diferentes tipos de áreas úmidas construídas (KADLEC e KNIGHT, 1996; VYMAZAL, 2005; KADLEC e WALLACE, 2009; WU et al., 2018).

As aplicações das WCs nas pesquisas sobre tratamento de águas residuais domésticas, em geral, demonstram que essas tecnologias que demandam baixos custos, baixa energia e manutenção, têm sido prioridade na maioria dos países do mundo (BINDER et al., 2015; LAFFAT et al., 2016). Para o tratamento de águas residuais domésticas, tratamentos convencionais podem ser usados em grandes populações e tratamentos não convencionais em núcleos de pequenas populações ou em áreas rurais, onde não há serviço de esgoto ou edifícios são amplamente dispersos (TAHIR et al., 2016; ZIDAN et al., 2015).

Um dos principais fatores que influenciam diretamente na eficiência de remoção de poluentes dos sistemas WCs, é a metodologia de dimensionamento que é empregada ao implementar esses tipos de tecnologias de tratamento. No dimensionamento de um WC, a escolha do tipo de vegetação é primordial e deve ser baseada segundo os aspectos de sanidade, resistência e adaptabilidade da planta, eficiência de remoção dos poluentes, viabilidade de aquisição e cultivo em longo prazo, e função estética ao sistema de tratamento (BRIX, 1997).

Segundo Sezerino et al., (2015), dentro dos critérios de dimensionamento das WCs existem 03 principais métodos empregados: “1. Modelo oriundo da cinética de

primeira ordem aplicada a reatores pistão; 2. Relação área per capita. e 3. carregamento orgânico superficial e taxa hidráulica”. Para que a eficiência de remoção de poluentes seja otimizada, há necessidade de conhecer a tendência da hidrodinâmica do reator de tratamento e avaliar também a adequada distribuição e fluxo do esgoto dentro da WC, seguindo o comportamento hidrodinâmico projetado (BORGES et al., 2009).

A grande maioria das publicações científicas que descrevem modelos cinéticos de remoção de poluentes de *wetlands* foram lançados por volta de 1990. Desde então, melhorias significativas foram feitas nos projetos e na construção de sistemas de *wetlands* construídos. Muitos sistemas atuais funcionam sob configurações específicas, a área da unidade necessária foi significativamente reduzida e uma ampla variedade de materiais de filtração está disponível para seleção. Dessa forma, para os projetos atuais de sistemas *wetlands* construídos é necessário levar em consideração os diversos aspectos que envolvem o sistema como: “concentração poluente de entrada e saída, o fluxo hidrodinâmico do esgoto, correlação entre parâmetros físico-químicos e hidrodinâmicos do esgoto”, aos quais os modelos cinéticos de 1ª ordem se demonstram limitados quanto a previsão (GAJEWSKA et al., 2020).

Modelos matemáticos como o de Monod, são bastante aplicados, pois fornecem uma estreita relação entre a disponibilidade de substrato e o crescimento da biomassa, sendo também uma alternativa para o desenvolvimento de modelos preditivos de zonas úmidas mais realistas. Dessa forma, esses modelos matemáticos possuem uma capacidade superior aos modelos de 1ª ordem quanto a previsão da cinética de degradação de poluentes de um sistema, com maior proximidade dos resultados reais dos sistemas (DENG et al., 2016).

Esses estudos ainda demonstram que ao combinar fluxos distintos de mistura do esgoto, utilizando a abordagem com Monod e Monod multi, é possível correlacionar os valores de nitrogênio e carga orgânica de entrada e saída nos sistemas VF (fluxo vertical) e HF (fluxo horizontal), respectivamente (SAEED e SUN, 2011b). Sendo assim, os modelos preditivos alternativos correspondem a valores médios de previsão de degradação e transformação de poluentes com maior precisão, em comparação com a cinética tradicional de primeira ordem.

Como os modelos baseados em processos estão aumentando a compreensão dos processos envolvidos no sistema de *wetlands* construídos, eles podem levar a projeto e operação melhores de zonas úmidas. Em geral, vários modelos de complexidade variável

foram desenvolvidos para descrever a grande variedade de processos de degradação e remoção em áreas úmidas incluem um número de parâmetros do modelo que geralmente é extenso e sua aplicação ao projeto de áreas úmidas é incomum (RAHI et al., 2020).

Dessa forma, para compreensão da cinética de degradação de poluentes em uma WC, é preciso considerar vários tipos de problemas como: i. curto-circuitos; ii. caminhos preferenciais; e iii. surgimento de zonas mortas, que afetam indiretamente a eficiência de remoção dos sistemas WC de tratamento, tem sido estudados novos modelos com emprego de um número maior de variáveis, para melhor mensurar e prever esses problemas e bem como apontar para os ajustes necessários que indicaram a forma correta de se operar os sistemas de tratamento (LUCKE et al., 2019).

Nesse contexto, o objetivo do presente estudo foi estudar a eficiência do pós-tratamento de esgoto doméstico com base no comportamento cinético hidrodinâmico, em uma estação piloto de tratamento de esgoto doméstico, constituída por tanque séptico seguido por WC cultivado com *Eichhornia crassipe* Mart. (Aguapé) e WC cultivado com *Costus spicatus* (Jacq.) Sw (Costaceae) (Cana-do-brejo).

2. OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Estudar a eficiência do pós-tratamento de esgoto doméstico com base no comportamento cinético hidrodinâmico, em uma estação piloto de tratamento de esgoto doméstico, por fossa séptica seguida por WC cultivado com *Eichhornia crassipe* Mart. (Aguapé) e WC cultivado com *Costus spicatus* (Jacq.) Sw (Costaceae) (Cana-do-brejo).

2.2 Objetivos Específicos

- I. Avaliar a capacidade das WCs na remoção de matéria orgânica e nitrogênio, com base na cinética hidrodinâmica dos sistemas de tratamento em estudo;
- II. Analisar o comportamento hidrodinâmicos das WCs;
- III. Avaliar a adequação das WCs segundo os modelos cinéticos de degradação/transformação dos poluentes do esgoto doméstico;

3. Histórico de *wetlands* no mundo e no Brasil

A tecnologia de tratamento de águas residuárias, conhecida como sistemas *wetlands* construídos, foi inicialmente empregada na Alemanha por Käthe Seidel do Instituto Max Planck em meados de 1950, para a remoção de fenol e na redução da carga orgânica de efluente de laticínio (KADLEC e KNIGHT, 1996). No Brasil, as primeiras experiências com a utilização dos *wetlands* na melhoria da qualidade das águas e no controle da poluição foram conduzidas no início de 1980 pelos pesquisadores Salati e Rodrigues (SALATI JR, SALATI e SALATI, 1999).

Nos anos 1990 ampliaram as experiências com *wetlands* construídos. Conte et al. (1992) aplicaram a tecnologia por eles definida como processo fitopedológico no tratamento de águas residuárias no meio rural. Amorim, Leopoldo e Conte (1997) publicaram um estudo citando a utilização da taboa (*Typha spp*) para o tratamento de esgotos domésticos. Roston e Mansor (1999) estudaram quatro módulos experimentais de escoamento horizontal plantados com macrófitas *Typha spp* e *Eleocharis fistulosa*, tratando efluente com características domésticas pós-lagoa de estabilização.

Sezerino et al. (1999) apresentaram o desempenho de tratamento de um sistema zona de raízes (com área superficial de 450 m²) pós-tanque séptico, implantado em 1994 na cidade de Agronômica, Santa Catarina. Essa unidade zona de raízes se manteve em operação contínua, sendo que o desempenho do sistema de tratamento em termos de remoção de material carbonáceo aumentou significativamente ao longo de 10 anos de uso, passando de 71 e 69% de remoção de demanda química de oxigênio (DQO) e demanda bioquímica de oxigênio (DBO), respectivamente, para a cerca de 98% de remoção para ambos os parâmetros (PHILIPPI et al., 2006).

Contudo, as experiências brasileiras se intensificaram a partir do ano 2000, com aplicações de sistemas *wetlands* construídos para o tratamento de diferentes águas residuárias, distribuídas ao longo de todo o território nacional, sob diferentes formas e arranjos, com diferentes materiais filtrantes e macrófitas empregadas (SEZERINO et al., 2015).

3.1 - Espécies vegetais utilizadas

Segundo um estudo realizado por Silva Júnior, Souza e Assis (2020), avaliando toda a evolução do uso dos sistemas *wetlands* construídos pelo mundo, enfocando

principalmente no Brasil, o gênero vegetal “*Typha spp*” foi o principal utilizado nas dissertações e teses levantadas (Figura 1). Espécies desse gênero foram utilizadas em 92 trabalhos (36,4% do total). Em segundo lugar, com presença em 35 dissertações e teses, destacaram-se as espécies do gênero “*Cyperus spp*” (13,8%). Em terceiro lugar, a planta aquática flutuante “*Eichhornia crassipes Mart. (Aguapé)*” (também conhecida como aguapé) foi utilizada em 27 dissertações ou teses (10,7% do total), predominantemente em sistemas de tratamento de escoamento superficial. Essas espécies são as mais utilizadas por conta da maior acessibilidade para uso e a grande quantidade de registros de resultados da literatura, comprovando eficiências de remoção (SILVA JÚNIOR, SOUZA e ASSIS, 2020).

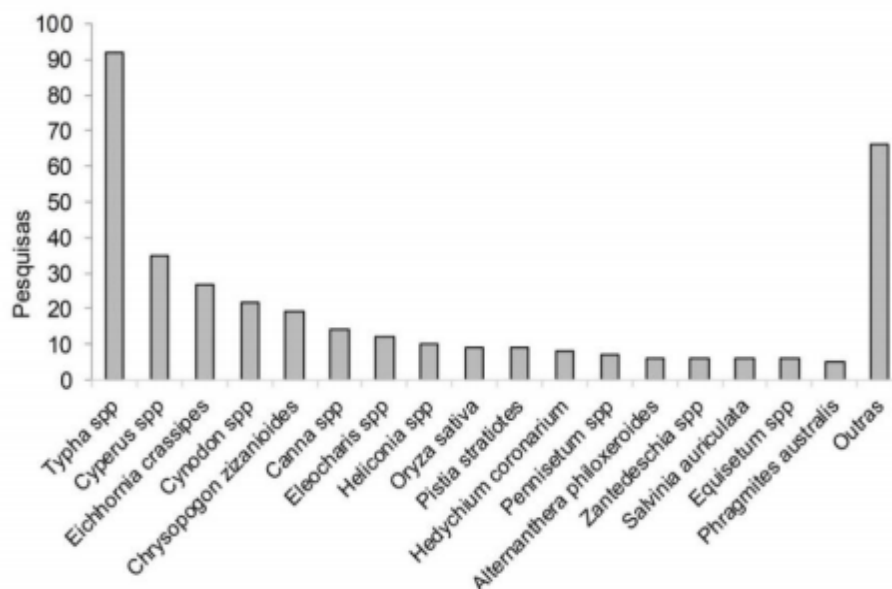


Figura 1. Espécies vegetais mais utilizadas nos projetos de sistemas *wetlands* construídos, (SILVA JÚNIOR, SOUZA e ASSIS, 2020).

3.2 - Tipos de águas residuais avaliadas

Visando avaliar os diversos tipos de águas residuais aos quais os sistemas *wetlands* são empregados, Silva Júnior, Souza e Assis (2020) contabilizou 36 diferentes tipologias de água tratada nas dissertações e teses levantadas (Figura 2). Esgoto universitário (proveniente de sanitários, lavatórios, pias de laboratórios, limpeza de pisos

e outras fontes geradoras dentro das universidades) foi a tipologia mais utilizada nos estudos pesquisados, correspondendo a cerca de 20.6% (52) do total.

Em segundo lugar, esgoto sanitário urbano (oriundo de cidades e com possível presença de água de chuva) esteve presente em 20.2% (51) dos trabalhos pesquisados. Esgoto descentralizado (água residuária com características domésticas e vazão inferior a 5,000 L.d⁻¹) foi utilizado em 9.1% (23) dos estudos, ocupando o terceiro lugar no ranking. Efluente de suinocultura e lixiviado de aterro sanitário foram o quarto e quinto tipo de água residuária mais utilizada nas pesquisas, respectivamente.

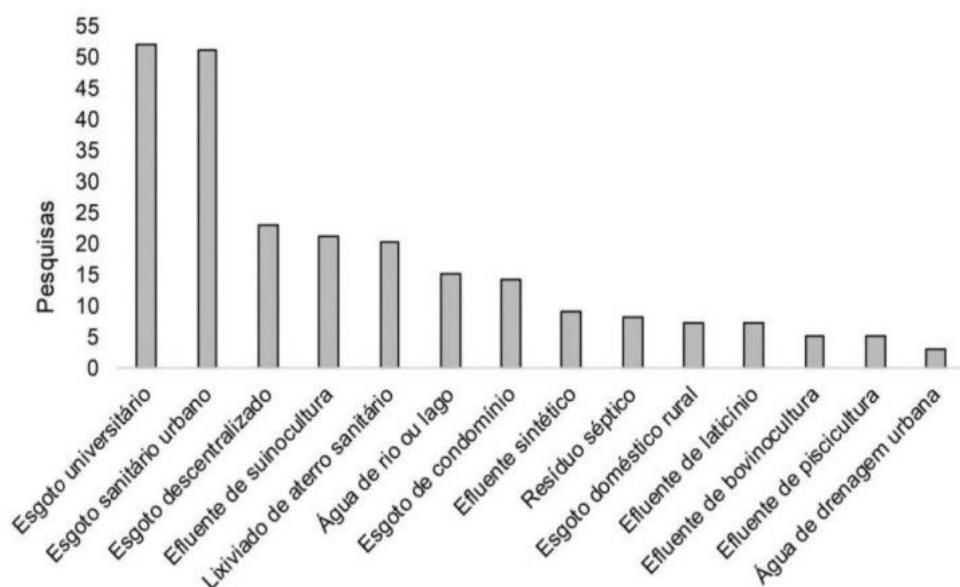


Figura 2. Tipos de águas residuais mais avaliadas em estudos com *wetlands* construídos, (SILVA JÚNIOR, SOUZA e ASSIS 2020).

3.3 - *Wetlands* construídas

De forma generalizada, as *wetlands* construídas podem ser configuradas de diversas maneiras (figuras 3), sendo o mais comum que esses sistemas sejam divididos por duas classificações: (1) de escoamento superficial e (2) de escoamento subsuperficial (SEZERINO et al., 2015).

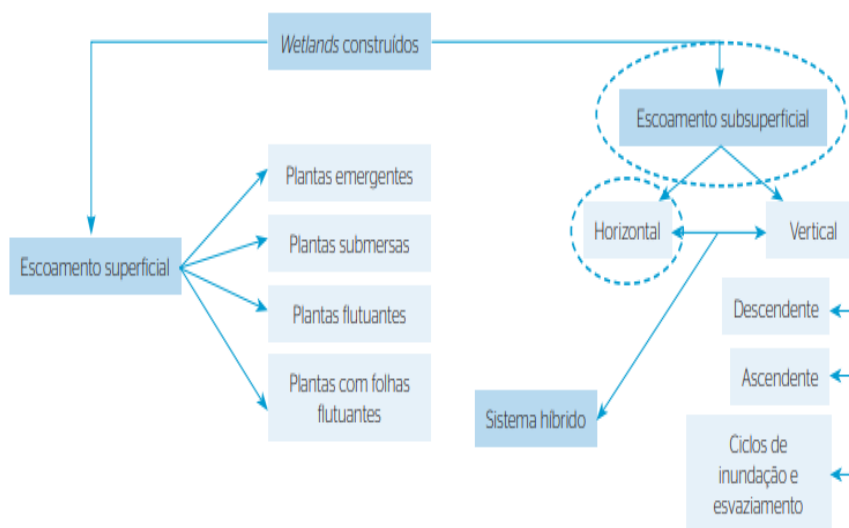


Figura 03. Classificação dos sistemas *wetlands* construídos segundo (SEZERINO et al., 2015).

As WCs com fluxo subsuperficial são divididas em dois grupos, de acordo com a direção do fluxo dentro do meio compactado: fluxo vertical (WCFSSV) e sistemas de fluxo horizontal (WCFSSH), (SAEED e SUN, 2011b). Havendo ainda a possibilidade de se combinar esses sistemas (FWS), configuração essa que demonstra altos valores de eficiência de remoção de poluentes.

3.4 – Tipos de escoamento e vegetação

Recentemente, Fonder e Headley (2013) propuseram uma nova forma de classificação dos WCs, baseados não somente nas características hidráulicas do meio filtrante (direção de fluxo e grau de saturação), mas também nas características vegetativas. Os autores verificaram (figuras 04 e 05) a ocorrência de sete tipos principais de sistemas, sendo três de escoamento superficial e quatro de escoamento subsuperficial, a citar:

i) WCs de escoamento superficial, fluxo horizontal, saturação constante do substrato, contendo macrófitas emergentes perpendiculadas com folhas livres (*surface flow*);

ii) WCs de escoamento superficial, fluxo horizontal, saturação constante do substrato, contendo macrófitas flutuantes vasculares que crescem na superfície da água (*free-floating macrophyte*);

iii) **WCs de escoamento superficial, fluxo horizontal**, saturação constante do substrato, contendo macrófitas emergentes que crescem em uma estrutura flutuante (*floating emergent macrophyte*);

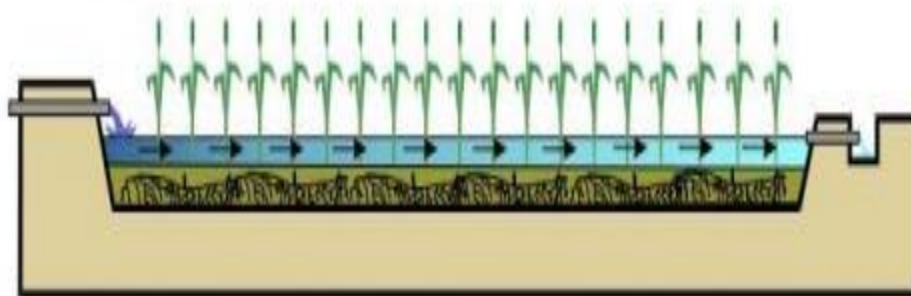


Figura 4. Desenho esquemático de um sistema de fluxo superficial. Fonte: (POÇAS e PAGANINI, 2015).

iv) **WCs de escoamento subsuperficial, fluxo horizontal**, saturação constante do substrato, com carregamento em subsuperfície (*horizontal subsurface flow*);

v) **WCs de escoamento subsuperficial, fluxo vertical descendente**, com livre drenagem do substrato e carregamento em superfície (*vertical down flow*);

vi) **WCs de escoamento subsuperficial, fluxo vertical ascendente**, saturação constante do substrato e carregamento na base de fundo (*vertical up flow*); e

vii) **WCs de escoamento subsuperficial, direção de fluxo alternada**, em períodos ascendentes e descendentes, com saturação intermitente do substrato (*fill and drain*).

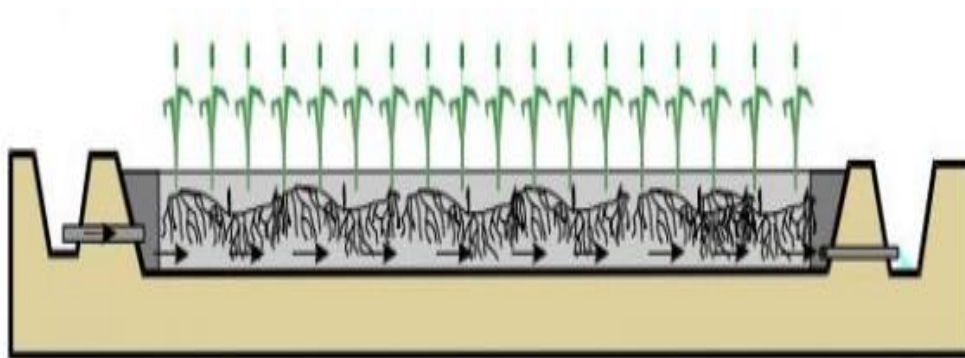


Figura 5. Desenho esquemático de um sistema de fluxo subsuperficial. Fonte: (POÇAS e PAGANINI, 2015).

A respeito do tipo de vegetação utilizado nos *wetlands* construídas, Moraes (2012) e Silveira (2015) classificam as espécies da seguinte forma:

i) macrófitas emergentes: crescem fixadas ao substrato e a folhagem principal fica em contato com o ar (*Phragmites australis*, *Typha domingensis*, *Typha latifolia*, *Schoenoplectus lacustris*, *Carex rostrata*, *Cyperus papyrus*, entre outras);

ii) macrófitas flutuantes: crescem fixadas (macrófitas de folhas flutuantes) ou não (macrófitas livres flutuantes) ao substrato e a folhagem principal flutua na superfície da água (*Eicchornia crassipes*, *Lemna*, *Spirodela*, *Wolffia* spp., *Nymphaea odorata*, entre outras), e;

iii) macrófitas submersas: ocorrem em diferentes profundidades da zona fótica, sendo fixas ou não ao substrato (*Ceratophyllum demersum*, *Myriophyllum spicatum*, entre outras).

Para Matos (2017) esses sistemas são geralmente arranjados na sequência do tratamento primário ou primário/secundário da água residuária, que podem ser decantodigestores tipo tanque séptico, reatores anaeróbicos compartimentados e lagoas anaeróbicas. O autor cita exemplos encontrados na França, onde os WC's do tipo EV têm sido utilizados com sucesso, no tratamento de esgoto sanitário bruto e como sistemas de estabilização e desaguamento de lodo biológico.

3.5 - Vegetação emergente – *Costus spicatus* (Jacq.) Sw (Costaceae)

Costus spicatus Jacq.Sw.(Costaceae) é uma espécie herbácea com distribuição neotropical pertencente à família Costaceae (SPECHT et al., 2001; SPECHT e STEVENSON, 2006; 2009). Trata-se de uma planta perene, cespitosa, cuja parte aérea pode atingir 1,0 a 2,0 metros de altura, nativa em quase todo Brasil, principalmente na Mata Atlântica e região Amazônica (LORENZI e MATOS, 2008).

Em virtude da semelhança (figura 6) quanto à morfologia e aplicações, as denominações populares de representantes do gênero *Costus* são: cana-mansa, canarana, cana-de-macaco, pobre-velho e *Costus spicatus* (Jacq.) Sw (Costaceae) (BORRÁS, 2003; LORENZI e MATOS, 2008).



Figura 6. Ilustração da espécie alvo de estudos, *Costus spicatus*. Fonte: próprio autor.

Na medicina popular brasileira, o chá de *Costus spicatus* (Jacq.) Sw (*Costaceae*) é utilizado com fins depurativos, adstringentes e diuréticos (BOORHEM et al., 1999; BORRÁS, 2003). Boorhem et al., (1999) descrevem que a decocção das partes vegetativas da espécie atua no tratamento de irritações vaginais, leucorreias e úlceras.

O suco do caule fresco diluído é eficaz no tratamento de gonorreia, sífilis, nefrite, picada de insetos, problemas de bexiga e diabetes (ALBUQUERQUE, 1989; BORRÁS, 2003). As folhas podem ser combinadas com *Bonamia ferruginea* “cipó-tuíra” (Choisy) Hallier em forma de combinações (garrafadas) no tratamento da malária, hepatite e diabetes (SILVA, 2004).

Segundo Oliveira (2016), foi possível construir um *wetland* construído cultivado com a espécie ornamental (*Costus spicatus* (Jacq.) Sw (*Costaceae*), e para o tratamento de água residuária de suinocultura, o sistema operou com uma taxa de carregamento orgânico (TCO) de 100 kg.ha⁻¹.d⁻¹ de DBO. Nesse estudo, objetivou-se avaliar a eficiência quanto a remoção de sólidos totais (ST), sólidos fixos (SF), sólidos voláteis (SV) e sólidos suspensos (SS), analisados de 15 em dias durante a etapa de monitoramento do sistema, obtendo ao final do estudo eficiências médias de remoção de 71,4% de ST; 71,5% de SF; 67,7% de SV e 81,4% de SS.

Em um estudo objetivando a realização de um levantamento de espécies com potencial para utilização em *wetlands* construídas, a espécie *Costus spicatus* (Jacq.) Sw

(*Costaceae*), classificada como emergente e exótica, foi sugerida por Norte (2015), segundo levantamento de literatura e houve aplicações citadas por Vymazal (2011).

Em entrevista às consultorias Ituba Naiá e Clímax Ambiental, duas consultorias brasileiras que realizam projetos com *wetlands* construídos no Estado de São Paulo e em outros locais no Brasil, a espécie *Costus spicatus* (Jacq.) Sw (*Costaceae*) foi utilizada em sistema *wetland* construído e indicada para sistemas cultivados com plantas ornamentais, segundo Norte (2013).

3.6 - Macrófitas flutuantes - *Eichhornia crassipe* Mart. (Aguapé)

A *Eichhornia crassipe* Mart. (Aguapé) no Brasil é chamada popularmente de “*E. crassipes*” ou jacinto d’água (AZEVEDO NETTO, 1988). Esta macrófita aquática é uma monocotiledônea de água doce pertencente à família das Ponteriaceae e é um vegetal nativo do Brasil e da região equatorial. Ela é utilizada como flor ornamental, encontrada em lagos e aquários, pois tem uma flor lilás (GANGULY, CHATTERJEE e DEY, 2012).

Essa macrófita aquática, conforme exemplificação na (figura 7), tem aproximadamente de 30 a 40 cm de comprimento, com folhas arredondadas e com raízes adventícias longas e fibrosas, é classificada como flutuante e tem alta capacidade para descontaminar águas poluídas (ROMITELLI, 1983; AZEVEDO NETTO, 1988; MAHMOOD et al., 2005; GONÇALVES JÚNIOR, SELZLEIN e NACKE, 2009).



Figura 7. *Eichhornia crassipe* Mart. no Rio Tietê na cidade de São Manuel. Fonte: MAHMOOD et al., 2005.

A utilização da planta no tratamento de águas residuais é feita em sistemas de lagoas, em que as plantas flutuam na superfície e distribuem seu sistema radicular longo (até 1,0 m) e muito bem desenvolvido. A propagação é vegetativa, mas pode ocorrer a germinação de suas sementes. A cobertura completa da superfície da lagoa comumente ocorre em poucos dias (REDDY et al., 1985).

A matéria seca (MS) total do dossel vegetativo da planta é de aproximadamente 700 g.m⁻¹ (máxima) e a produtividade alcança até 234 Mg.ha⁻¹.ano⁻¹ sob condições adequadas (REDDY et al., 1983; REDDY et al., 1985). As plantas apresentam bom desenvolvimento até temperaturas da água de 7°C e a morte da planta somente ocorre em temperaturas de congelamento por mais de 24 horas (TCHOBANOGLIOUS, 1995; SOOKNAH e WILKIE, 2004).

A planta apresenta a característica de conduzir e liberar oxigênio dissolvido (OD) por meio das raízes, garantindo condição aeróbica em lagoas de tratamento de águas residuais. Uma intensa atividade microbiana é verificada na rizosfera dessas plantas, o que deve estar relacionado com a presença de elevada concentração de nutrientes orgânicos (aminoácidos, açúcares e ácidos orgânicos), que são exsudados pelas raízes.

Os resultados de Polprasert e Khatiwada (1998) sugerem uma contribuição muito expressiva da biomassa microbiana na remoção de contaminantes. O tratamento de águas em lagoas de *Eichhornia crassipe* Mart. ocorre por vários mecanismos, incluindo a sedimentação de sólidos (com e sem floculação induzida pela planta), absorção dos contaminantes pela planta, biotransformações (principalmente microbianas) e reações físico-químicas. No estudo realizado por Sooknah e Wilkie (2004), de pós-tratamento de efluentes da digestão anaeróbica, a remoção de N da água ocorreu principalmente por nitrificação, volatilização, absorção pelas plantas, aprisionamento de material particulado contendo N nas raízes das plantas e por sedimentação.

A transferência de oxigênio dissolvido à água por meio das raízes de plantas garantiu um ambiente aeróbico (0,4 - 2,8 mg.L⁻¹ de OD), prevenindo as perdas de N por desnitrificação. A remoção de P ocorreu pela retenção de matéria orgânica (M.O.) particulada nas raízes, absorção pelas plantas e sedimentação.

3.7 - Eficiências de tratamento

Em estudo realizado no estado de São Paulo, onde foi avaliado um *wetland* construído cultivado com a espécie *Eichhornia crassipe* Mart., com 1 ano de avaliação de dados, referente ao parâmetro nitrogênio total, nos dois primeiros meses de estudo (setembro/2000 e outubro/2000), segundo Arantes (2001) não houve redução do mesmo e em novembro/2000 ocorreu pequena redução, sendo que em fevereiro a maior redução, a média e desvio padrão de todos os meses foram de $88,27 \pm 152,85$ %.

Portanto, o sistema foi eficiente quanto à remoção do nitrogênio total. Foi ainda observado que nos dois primeiros meses avaliados, não houve redução, provavelmente em função do estágio inicial da pesquisa por não ter ainda atingido a estabilização, ou pela decomposição de algumas plantas mortas presentes nas valas, pois Esteves (1988) afirma que uma das fontes de nitrogênio é a decomposição de macrófitas aquáticas ou pelo nitrogênio estar em forma complexa não absorvível pela planta.

Ainda sobre o mesmo estudo, nos meses de outubro/2000, janeiro/2001 e fevereiro/2001, não houve redução de nitrogênio mineral (N) e nitrato (NO_3^-), no mês de abril/2001 houve menor taxa de redução e no mês de outubro/2001 maior taxa de redução, sendo a média e desvio padrão da redução de todos os meses $14,62 \pm 40,97$ % e $14,84 \pm 41,80$ % de NO_3^- e NO_3 respectivamente.

Foi verificado por Arantes (2001), que houve maior redução no mês de fevereiro e menor redução de P- PO_4 no mês de setembro e de PO_4^{3-} e P_2O_5 nos meses de abril. Nos meses de outubro e novembro ocorreu aumento desses nutrientes e, portanto, não houve redução.

Segundo Twilley (1977) citado por Esteves (1988) citou que em sua pesquisa foram verificadas maiores taxas de absorção e transporte de fosfato no verão, assim como foi observado na presente pesquisa já mencionada. A taxa de redução média e desvio padrão de todos os meses foi de $7,78 \pm 82,52$; $8,86 \pm 82,07$ e $8,10 \pm 82,46$ % das formas químicas de fosfatos (P- PO_4 , PO_4 e P_2O_5) respectivamente.

Kawal (1983) encontrou remoções de carga orgânica pelo método indireto de medição (DBO), nas faixas de 70 a 380 $\text{Kg.DBO.ha}^{-1}.\text{d}^{-1}$, em duas lagoas experimentais, com 72 m^2 de área. Embora no mesmo estudo, para o cálculo de eficiência de remoção de DBO, foi percebido que a eficiência de remoção reduzia conforme aumentava a carga aplicada. Dessa forma, a carga máxima aplicável para manter a eficiência do sistema

acima de 80%, foi de 130 Kg.DBO.ha⁻¹.d⁻¹. Acima desse valor de carga orgânica controlada, foram obtidas eficiências equivalentes a 70%, para cargas de DBO na faixa de 300 Kg.DBO.ha⁻¹.d⁻¹.

O *Eichhornia crassipe Mart.* é uma planta bastante sensível às variações de temperatura, sendo assim, Kawal (1983) encontrou em seu estudo faixas de temperatura ótima entre (21C° a 30C°), no que se refere a reprodução e maior tratabilidade do esgoto doméstico em estudo. Segundo o autor, e temperaturas inferiores a 10C°, o crescimento da planta fica praticamente paralisado e sua parte vegetativa é facilmente destruída com temperaturas próximas de 0C°.

As remoções de nutrientes em uma lagoa com 0,6 m de profundidade para nitrogênio (N) e fósforo (P), foram de 52% e 58% respectivamente, com tempo de detenção de 10 dias e eficiências mínimas de 12% e 14% com tempo de detenção de 2,5 dias Kawal (1983). Nesse mesmo experimento, em uma segunda lagoa de macrófitas *Eichhornia crassipe Mart.*, com 1,0 m d e profundidade, operando com os mesmos tempos de detenção hidráulica, foram menores. Portanto, através do acompanhamento das cargas de N e P aplicadas nas lagoas de polimento do referido estudo, foram obtidas eficiências de 64% a 96% de remoção, com cargas aplicadas nas faixas de 11 a 19 Kg.ha⁻¹.d⁻¹, com os tempos de detenção operados em 4 a 6 dias.

3.8 - Cinética de degradação de poluentes

Para o dimensionamento de um sistema de tratamento de esgotos é fundamental o conhecimento do modelo cinético de degradação dos poluentes e do modelo de escoamento da fase líquida. A combinação desses modelos permite obter equações descritivas do seu funcionamento e estimar as concentrações de saída dos poluentes (COTA, 2011). Segundo Sezerino et al., (2015), existem três diferentes formas que são mais comumente empregadas para o dimensionamento de WCs de diversas configurações, quais sejam:

1. modelo oriundo da cinética de primeira ordem aplicada a reatores pistão;
2. relação área *per capita*;
3. carregamento orgânico superficial e taxa hidráulica.

Com a abordagem de modelos matemáticos, é possível prever em projeto o desempenho de remoção de basicamente todos os poluentes de interesse em WCs: matéria

orgânica (DBO, DQO e ou COT), sólidos suspensos totais (SST), nitrogênio (N total) e fósforo (P total) (JÁCOME et al., 2016).

Por meio dos modelos matemáticos como exemplo “modelo de 1ª ordem” é possível estimar a área necessária para as WCs, em escala real de tratamento (JÁCOME et al., 2016). Atualmente, a degradação de primeira ordem (equação 01) representa a equação básica de projetos de dimensionamento de sistemas para tratamento de efluentes, amplamente empregada na Europa e nos EUA (MITCHELL e MCNEVIN, 2001).

$$\frac{dC}{dt} = \frac{-K_v \cdot C}{1} \quad (01)$$

Em que:

$\frac{dC}{dt}$: variação concentração do poluente em função do tempo;

K_v : é a constante de degradação volumétrica do poluente (d^{-1});

C : concentração efluente ($mg.L^{-1}$).

As premissas básicas dos modelos de primeira ordem geralmente se ajustam às condições operacionais das áreas úmidas de fluxo subterrâneo (SAEED e SUN, 2011b). No entanto, visando a simulação de um número maior de variáveis que ocorrem nos sistemas *wetlands* construídos, como a inter-relação entre reagentes (como nitrogênio e carga orgânica) e catalisadores (ou seja, a biomassa), os modelos de primeira ordem se demonstram limitados a captura da diversidade dessas condições contidas no efluente.

A cinética de Grau de 2ª Ordem (equação 02) foi inicialmente proposta por Grau *et al.*, (1975), a partir de modificações nessa equação, em que se acrescentou a participação da concentração de biomassa (X) dentro do reator nos processos de remoção de poluentes. Assim, a taxa de degradação (ou produção) de poluentes no reator será proporcional à concentração de biomassa e ao quadrado da remoção relativa (C_a/C_e) do poluente pela WC. De forma, similar ao modelo cinético de 1ª Ordem, a cinética de Grau de 2ª Ordem pode ser expressa segundo o coeficiente de degradação de área (k_a) ou de volume (k_v) (SILVA JÚNIOR e SOUZA 2018).

$$\frac{dC}{dt} = \frac{-K_v \cdot X}{1} \cdot \frac{C_e^2}{C_a} \quad (02)$$

Em que,

$\frac{dC}{dt}$: variação concentração do poluente em função do tempo;

X : é a concentração de biomassa no reator ($\text{mg SS}^{-1} \cdot \text{L}^{-1}$);

C_a : concentração afluente ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$);

C_e : concentração efluente ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$).

Para superar a inadequação dos modelos de primeira ordem, vários modelos mecanicistas foram desenvolvidos recentemente (modelo de LANGERGRABER e ŠIMŮNEK, 2005; MAYO e BIGAMBO, 2005; WANG et al., 2009; e GIRALDI et al., 2010). No entanto, a presença de vários parâmetros empíricos nesses modelos pode levar a previsões ineficientes de remoção Rousseau et al., (2004), sob diferentes circunstâncias.

O desempenho eficiente dos modelos preditivos depende predominantemente da ligação de dois fatores importantes, que se acredita terem desempenhado um papel importante no desempenho da remoção de poluentes em sistemas de áreas úmidas: (a) a cinética da degradação biológica e (b) o comportamento hidrodinâmico. (SAEED e SUN, 2011b).

A cinética monod (equação 03), fornecendo uma estreita relação entre a disponibilidade de substrato e o crescimento da biomassa, poderia ser uma solução alternativa para o desenvolvimento de modelos preditivos de zonas úmidas mais realistas. Pesquisas recentes de Saeed e Sun (2011b) e Sun e Saeed (2009) forneceram uma avaliação crítica da cinética de Monod, para prever a dinâmica de nitrogênio e orgânicos em sistemas de áreas úmidas.

$$r = Kmax \cdot \frac{C}{Ks+C} \quad (03)$$

r : a taxa de reação cinética;

$kmax$: taxa máxima da reação ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$);

C : concentração do substrato limitante ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$);

Ks : constante de saturação e ou concentração de substrato limitante de meia saturação ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$);

Em estudos combinando os fluxos “CSTR e o PRF” com a “abordagem Monod”, para correlacionar os valores de nitrogênio e orgânicos de entrada e saída nos sistemas VF e HF, respectivamente, os modelos preditivos alternativos desenvolvidos, correspondem a valores previstos e medem os dados com mais precisão, em comparação

com a cinética tradicional de primeira ordem dos dois sistemas de áreas úmidas (SAEED e SUN, 2011b; e SAEDD e SUN, 2009).

A cinética de Monod Multi (equação 04) é baseada na cinética de Monod, todavia, com a presença de mais de um substrato como fator limitante do processo de crescimento bacteriano e degradação de poluentes. No processo de desnitrificação, por exemplo, os substratos limitantes são a concentração de NO_3^- e matéria orgânica (geralmente considerada como DBO ou DQO), ocorrendo a redução do NO_3^- e M.O. Assim, a cinética de Monod Multi consideraria NO_3^- e DBO (ou DQO) como os dois substratos limitantes. Já na degradação da M.O. em WCs, os substratos limitantes são DBO (ou DQO) e OD (SAEED e SUN, 2011b).

$$r = rmax \frac{c1}{Ks1+C1} \cdot \frac{c2}{Ks2+C2} \quad (04)$$

Em que,

r : a taxa de reação cinética;

$r\ max$: taxa máxima da reação ($\text{mg.L}^{-1}.\text{d}^{-1}$);

$C1$: concentração do substrato 1 (mg.L^{-1});

$Ks1$: constante de saturação do substrato 1 (mg.L^{-1})

$C2$: concentração do substrato 2 (mg.L^{-1})

$Ks2$: constante de saturação do substrato 2 (mg.L^{-1}).

Mais do que dois substratos também podem ser utilizados como limitantes pelo uso da cinética de Monod Multi. Como a cinética de Monod Multi leva em consideração mais dados, teoricamente apresenta melhores resultados (em termos de representatividade de determinado fenômeno) do que a cinética de Monod convencional. A descrição da remoção de nitrogênio e matéria orgânica pela cinética de Monod Multi apresentou melhores resultados do que as cinéticas de Monod e de 1ª Ordem segundo estudo de Saeed e Sun (2011b) em WC-FSSH.

Nesse modelo (equação 05), a taxa de consumo de substrato é expressa em função da taxa de carga orgânica aplicada à cinética monomolecular (único substrato) em reatores de biomassa aderida. WC-FSS são sistemas de tratamento com essa característica e podem ser representados por essa cinética Farzadkia *et al.*, 2015. A cinética de Stover-Kincannon pode ser expressa em termos do volume do reator (mais adequada para WC-

FSSV) ou da área superficial (WC-FSSH). Ela tem sido bastante utilizada para representação do tratamento de vários tipos de águas residuárias em diversos sistemas de tratamento de esgoto (além das WC), todavia, que possuem crescimento aderido de microrganismos (DAVUTLUOGLU e SECKIN, 2014).

$$r = Q \frac{ce-ca}{V} \cdot \frac{Umax(Q\frac{ca}{A})}{Kb+(Q\frac{ca}{A})} \quad (05)$$

r: a taxa de reação cinética;

Q: vazão afluyente (L.d⁻¹);

Ca: concentração afluyente (mg.L⁻¹);

Ce: concentração efluyente (mg.L⁻¹);

V: volume útil do reator (L);

Umax: máxima taxa de remoção do substrato (mg.L⁻¹.d⁻¹);

Kb: constante de saturação do substrato (mg.L⁻¹.d⁻¹).

3.9 - Hidrodinâmica de WCs

Sobre os modelos matemáticos aplicados em reatores com fluxos variados, é necessário antes entender o tipo de alimentação do sistema (batelada ou contínuo) e o padrão de (mistura) do efluyente (VON SPERLING, 2014). O entendimento do modelo hidráulico que melhor representa o fluxo de esgoto dentro de uma WC é fundamental para otimização dos processos de remoção de poluentes, pois possibilita maior interação microrganismo-planta-meio suporte-poluyente (KADLEC e WALLACE, 2009).

Segundo Levenspiel (2000), os principais modelos de escoamento podem ser classificados como: Reator em fluxo pistão (PFR) (a); Reator de mistura completa (b); Modelo de fluxo disperso; Modelo de tanques-em-série (c). Os modelos de reatores em PFR e de mistura completa são idealizados, não representando exatamente o comportamento do elemento de fluido no reator. Entretanto, são modelos de fácil representação matemática, o que não acontece com os demais modelos não idealizados. Na (figura 8) são apresentados os 03 tipos de fluxos de fluidos diversos em reatores.

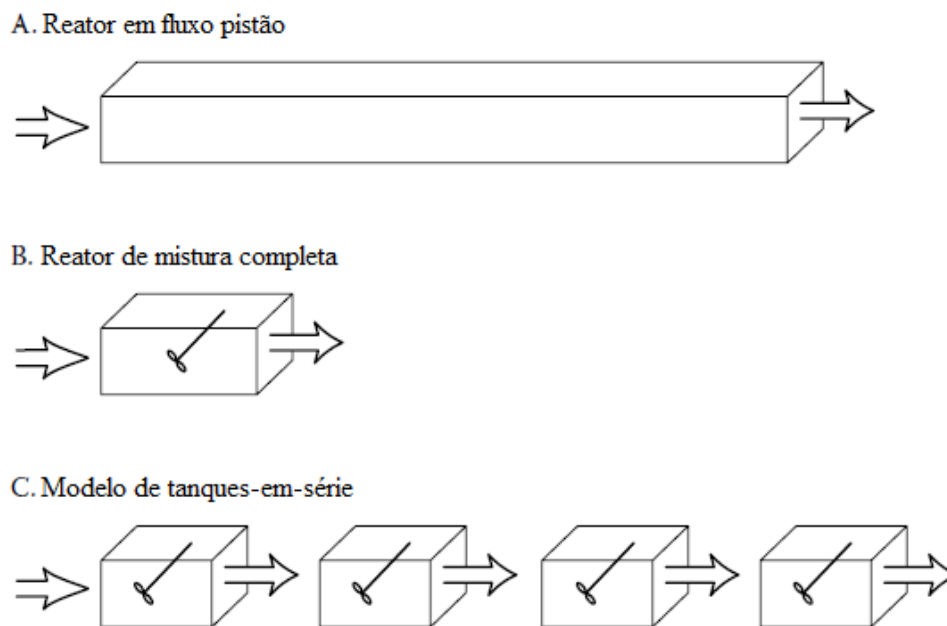


Figura 8. Imagem representativa dos principais modelos de escoamento em reatores. Fonte: Kadlec e Wallace (2009).

Os escoamentos que se comportam de maneira diferente entre os modelos de mistura completa e fluxo pistonado idealizados, comumente observados em sistemas reais, são considerados não ideais, e as principais causas para ocorrência dos desvios dos modelos idealizados de escoamento são (VON SPERLING, 1996; LEVENSPIEL, 2000; TCHOBANOGLOUS, 2003):

- i. Escoamento preferencial: grandes percentuais do volume do fluido escoam em tempo menor que outros;
- ii. Curto-circuito: elementos do fluido escoam sem percorrer todo o seu interior, fazendo com que o tempo de residência real seja inferior ao teórico. Pode ocorrer em virtude da estratificação pela diferença de densidade, por exemplo, formando regiões que não se misturam completamente.
- iii. Zonas Mortas: correspondem a regiões isoladas ou inacessíveis, como cantos de tanques, abaixo de vertedores e no lado interno de curvas. O efeito é similar ao dos curtos-circuitos (redução no tempo de residência), mas a causa está relacionada às características físicas do sistema.
- iv. Recirculação: parcelas do fluido são recirculadas para a entrada ou para o seu interior;

v. Retromistura: parcelas do fluido apresentam movimento na direção contrária ao fluxo principal.

No estado de equilíbrio dinâmico, por exemplo, um reator de mistura completa é menos eficiente do que o de escoamento pistonado para remoção de substâncias biodegradáveis que apresentem cinéticas de remoção de primeira ordem ou superiores (VON SPERLING, 1996). Segundo Cota (2011) desconsiderar o comportamento hidráulico do reator pode resultar na elaboração de projetos subdimensionados, com a saída de elevadas concentrações de poluentes no efluente final, podendo comprometer a qualidade dos recursos hídricos ou os usos a ele destinados.

O uso de traçadores tem sido o principal método adotado por engenheiros e cientistas para obtenção de informações acerca dos processos hidráulicos e da hidrodinâmica (tabela 1) que atuam no interior das *wetlands*, permitindo o acompanhamento do movimento da água em seu interior (KADLEC e WALLACE, 2008).

Tabela 01. Classificação dos principais modelos de escoamento em reatores diversos segundo o tipo de fluxo do esgoto (LEVENSPIEL, 2000).

CLASSIFICAÇÃO DOS PRINCIPAIS MODELOS DE ESCOAMENTO		
REATOR	TIPO DE FLUXO	EQUAÇÃO
Reator em fluxo pistão	Direto e sem mistura	$\frac{\partial C}{\partial t} = \frac{Q}{A} x \frac{\partial C}{\partial x} + r$ (6)
Reator de mistura completa	Disperso e com mistura completa	$\frac{dC}{dt} = \frac{Ca}{\theta} x \frac{Ce}{\theta}$ (7)
Modelo de fluxo disperso	Direto com um certo grau de dispersão	$d = \frac{D}{\mu L}$ (8)
Modelo de tanques-em-série	Direto e ou com mistura completa	$F(t) = \frac{N^N x t^{N-1} - 1 D}{TDHr^N x (N-1)!} x e^{\frac{-Nt}{TDHr}}$ (9)

Em que: **Equação 06** (reator em fluxo pistão), Q : vazão de entrada no reator ($m^3.d^{-1}$); A : área superficial do reator (m^2); $\frac{\partial C}{\partial t}$: 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 do poluente. **Equação 07** (reator de mistura completa), $\frac{dC}{dt}$: variação concentração do poluente em função do tempo; Ca : concentração afluente ($mg.L^{-1}$); Ce : concentração efluente ($mg.L^{-1}$); θ : tempo de detenção hidráulica (dias). **Equação 08** (modelo de fluxo disperso), D : coeficiente de dispersão longitudinal; μ : velocidade do escoamento ($m.s^{-1}$); L : comprimento do reator (m). **Equação 09** (modelo de tanques-em-série), $F(t)$: função descritiva da concentração do traçador hidrodinâmico em função do tempo; N : número de tanques-em-série representativo do escoamento; $TDHr$: tempo de detenção hidráulica real do reator (d).

Sasaki (2005) destaca a importância dos traçadores para obtenção de modelos matemáticos que representem o escoamento de reatores reais. Além disto, os traçadores servem de suporte para a modelagem e cálculo da remoção de contaminantes, sendo possível a previsão da concentração efluente para os diversos tipos de poluentes.

Algumas importantes características a serem observadas na escolha de um traçador são (TEFFY, 1996; SASSAKI, 2005; KADLEC e WALLACE, 2008):

- ter um comportamento fluidodinâmico similar ao da substância que se pretende estudar;
- ser solúvel em água, não reagir com os poluentes ou os constituintes do sistema;
- possuir uma característica adicional que permita diferenciá-la da substância que se pretende estudar, não devendo esta característica existir (se possível) no meio em que o traçador seja empregado (baixo background);
- possuir uma composição química que não seja tóxica aos seres vivos;
- possibilitar que o método de detecção e de medição do traçador seja fácil e de alta eficiência.

Vários tipos de traçadores vêm sendo utilizados para caracterizar o escoamento de sistemas de tratamento de esgotos, com destaque aos fluorescentes, radioativos e salinos (SASSAKI, 2005). O NaCl apresenta vantagens adicionais, como facilidade de aquisição (pode ser encontrado qualquer mercado) e baixo custo (MATTOS, 2015).

Os resultados dos testes com traçadores permitem a detecção dos desvios da idealidade, possibilitando melhor caracterização do modelo de escoamento vigente no sistema. Com estes resultados é possível determinar a distribuição dos tempos de detenção hidráulica em um sistema, sua eficiência volumétrica, dispersão e outros importantes parâmetros hidrodinâmicos, temas abordados a seguir (COTA, 2011). A (tabela 01) apresenta a classificação dos principais modelos de escoamento segundo o reator, tipo de fluxo e a equação que representa esse comportamento.

Segundo Saeed e Sun (2011b), as equações de modelagem mais amplamente empregadas (como a equação de Kickuth e os modelos $K - C^*$) fornecem apenas um perfil exponencial das concentrações de poluentes na entrada e na saída, sem considerar toda a gama de variabilidade de poluentes de áreas úmidas projetadas.

A remoção de poluentes em WC ocorre por meio de uma intensa diversidade de interações entre os sedimentos, o meio suporte, microrganismos, plantas, atmosfera e esgoto que se move dentro do sistema. Esses processos físicos, químicos e biológicos que

ocorrem dentro do *wetland* estão condicionados ao fluxo da água através do sistema, ou hidrodinâmica (KADLEC e WALLACE, 2009).

Muitas reações importantes dependem do tempo de contato entre os constituintes do esgoto, os microrganismos e o meio suporte, tornando esse tempo um dos fatores determinantes no processo de remoção de alguns poluentes (EPA, 2000). Os curtos-circuitos hidráulicos são definidos como caminhos preferenciais percorridos pelo fluído em um tempo menor do que normalmente deveria ser caracterizado por baixa transferência de massa e pequena quantidade de movimento com regiões adjacentes. Fatores como curtos-circuitos hidráulicos e características de mistura, dispersão e padrão de escoamento podem formar zonas sem águas residuárias, conhecidas como zonas mortas (LEVENSPIEL, 2000).

Alguns curtos-circuitos ou zonas mortas que ocorra no *wetland* construído, por consequência, produzirá efeitos no tempo de contato real, assim como na velocidade de escoamento e na eficiência do tratamento (EPA, 2000). Pode-se dizer que o regime de escoamento em reatores não ideais é caracterizado pela curva de distribuição de tempos de residência (DTR), a partir da qual são definidos os regimes de escoamento e parâmetros hidrodinâmicos, e se identificam essas anomalias mencionadas que podem prejudicar a eficiência por conta da diminuição do volume útil e do tempo de detenção hidráulica necessário ao desempenho da atividade microbiana (CRUZ et al., 2016; LEVENSPIEL, 2000).

4 - REFERÊNCIAS

ALBUQUERQUE, J.N. Plantas medicinais de uso popular. Brasília: ABEAS, 1989. 100p.

AMORIM, R.F.C., LEOPOLDO, P.R.; CONTE, M.L. Sistemas de tratamento de esgotos Domésticos utilizando taboa. Anais: VI Congresso Brasileiro de Limnologia, São Carlos: CBL. p.9, 1997.

ARANTES, L. A.; CONTE, M.L.; LEOPOLDO, P.R. Remoção de nutrientes do esgoto doméstico utilizando a planta aquática *Eichhornia* sp – resultados preliminares. Revista: ABES, Trabalho técnico, 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2001.

AZEVEDO NETTO, J. M. Novos conceitos sobre a eutrofização. Revista: DAE, v. 48, p. 28, 1988.

BIGAMBO, T., MAYO, A.W. Transformação de nitrogênio em áreas úmidas construídas em escoamentos horizontais II: Efeito do biofilme. Revista: *Physics and Chemistry of Parts of the Earth A/B/C*, V.30, 668-672, 2005.

BORRÁS, M.R.L. Plantas da Amazônia: medicinais ou mágicas - Plantas comercializadas no mercado Adolpho Lisboa. Manaus: Valer, 2003. 322p.

BOORHEM, R.L. et al. Segredos e virtudes das plantas medicinais. Rio de Janeiro: Reader's Digest Brasil Ltda, 1999. 416p.

BORGES, A.C.; MATOS, A.T.; CALIJURI, M.C.; OLIEIRA, G.H.H.; ROLDÃO, J.S.F. Uso de traçadores para avaliação da hidrodinâmica de sistemas alagados construídos operando sob clima tropical. In: *XXXI Congresso Interamericano AIDIS. Santiago: AIDIS. CD-ROM*, 2009.

BRIX, H. Do macrophytes play a role in constructed treatment *wetlands*? Revista: *Water Science and Technology*, V.35, p.11-17, 1997.

CONTE, M.L.; LEOPOLDO, P.R.; ZUCCARI, M.L.; DAMASCENO, S. (1992). Tratamento de águas servidas no meio rural através do processo fitopedológico: resultados preliminares. In 16º Congresso Brasileiro de Engenharia Agrícola, Anais. Santa Maria, Revista: *SBEA*. p. 1018-1029.

COTA, R.S., VON SPERLING, M. Hidrodinâmica e desempenho de filtros verticais com alimentação em pulso, plantados e não plantados, empregados no tratamento de esgoto sanitário bruto. Belo Horizonte, Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2011.

CRUZ, D. B.; ARANTES, E. J.; CARVALHO, K. Q. DE; PASSIG, F. H.; KREUTZ, C.; GONÇALVES, M. S. Avaliação do comportamento hidrodinâmico de reator anaeróbio de manta de lodo e fluxo ascendente com diferentes configurações do sistema de distribuição do afluente utilizando fluidodinâmica computacional. Revista: *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 21, n. 4, p. 721–730, 2016.

DAVUTLUOGLU, O.I., SECKIN, G. Kinetic evaluation and process performance of an upflow anaerobic filter reactor degrading terephthalic acid. Revista: *Water Science and Technology*, v.69, p.2562-2569, 2014.

DENG, Z., SEBRO, D.Y., ABOUKILA, A.F., BENGTSSON, L. Modelo baseado em tempo de residência variável para remoção de BOD em áreas úmidas de superfície de água livre. Revista: *Ecological Engineering*, v.97, p.334-343, 2016.

ESTEVES, F.A. Fundamentos de Limnologia. Rio de Janeiro: *Interciência*, 1988. 575p.

FARZADKIA, M., EHRAMPUSH, M.H., EMEHRIZI, E.A. Investigating the efficiency and kinetic coefficients of nutrient removal in the subsurface artificial wetland of Yazd wastewater treatment plant. Magazine: *Environmental Health Engineering Management Journal*, v.2, p.23-30, 2015.

FONDER, N., HEADLEY, T. The taxonomy of treatment wetlands: A proposed classification and nomenclature system. Magazine: *Ecological Engineering*, v. 51, p. 203-211, 2013.

GAJEWSKA, M., SKRZYPIEC, K., JÓZWIAKOWSKI, K., MUCHA, Z., WÓJCIK, W., KARCZMARCZYK, A., BUGAJSKI, P. Cinética da remoção de poluentes em áreas úmidas construídas com fluxo vertical e horizontal em clima temperado. Magazine: *Science of The Total Environment*, v.718, 2020.

GANGULY, A.; CHATTERJEE, P. K.; DEY, A. Studies on ethanol production from water hyacinth – Magazin: *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 16, n. 1, p. 966–972, 2012.

GONÇALVES J.R, SELZLEIN, A.C., NACKE, H. Uso de biomassa seca de *E.crassipes* (*Eichornia crassipes*) visando a remoção de metais pesados de soluções contaminadas. Revista: *Acta Scientiarum - Technology*, v. 31, n. 1, p. 103–108, 2009.

GIRALDI, D., VITTURI, M.D.M., LANNELLI, R. FITOVERT: Um modelo numérico dinâmico de áreas úmidas construídas com fluxo vertical abaixo da superfície. Revista: *Environmental Modeling and Software*, v.25, p.633-640, 2010.

GAJEWSKA, M., SKRZYPIEC, K., JÓZWIAKOWSKI, K., MUCHA, Z., WÓJCIK, W., KARCZMARCZYK, A., BUGAJSKI, P. Cinética da remoção de poluentes em áreas úmidas construídas com fluxo vertical e horizontal em clima temperado. Revista: *Science of The Total Environment*, v.718, 2020.

Grau, P., Dohanyos, M. e Chudoba, J. (1975). Kinetics of multicomponent substrate removal by activated sludge. *Water Research*, 9: 637-642.

JÁCOME, A.J., MOLINA, J. SUÁREZ, J., MOSQUEIRA, G., TORRES, D. Desempenho de áreas úmidas construídas aplicadas ao tratamento de águas residuais domésticas: estudo de caso em Boimorto (Galiza, Espanha). Revista: *Ecological Engineering*, v.95, p.324-329, 2016.

KAWAL, H., GRIECCO, V.M. Utilização do *E.crassipes* para tratamentos de esgoto doméstico. Estabelecimento de critérios de dimensionamento de lagoa de *E.crassipes* e abordagem de alguns problemas operacionais. Revista: *DAE*, n.135, p.79-90, 1983.

KADLEC, H. R., WALLACE, S. *Treatment wetlands*. 2. ed., Boca Raton, Florida: CRC Press, 2008. 1016 p.

KADLEC, R.H., WALLACE, S.D. *Treatment wetlands*. Taylor & Francis Group, 2ª ed, 2009.

LORENZI, H., MATOS, F.J.A. *Plantas medicinais no Brasil: nativas e exóticas*. 2.ed. Nova Odessa, SP: Instituto Plantarum, 544p. 2008.

LANGERGRABER, G., ŠIMŮNEK J. Modelando o fluxo de água saturado de forma variável e o transporte reativo de múltiplos componentes em zonas úmidas construídas. Revista: *Zona Vadose*, v.4, 924-938, 2005.

LAAFFAT, J., AZZIZ, F., OUAZZANI, N., MANDI, L. Abordagem biotecnológica do tratamento e reuso de águas cinzas para irrigação da paisagem em pequenas comunidades. Revista: *Saudi Journal of Biological Sciences*, v.26, p.83-90, 2016.

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

LUCKE, T., WALKER, C., BEECHAM, S. Projetos experimentais de estudos de áreas úmidas flutuantes construídas em campo: uma revisão. Revista: *Science of The Total Environment*, v.660, p.199-208, 2019.

MAHMOOD, Q., SIDDIQI, M.R., ISLAM, E.U., AZIM, M.R., ZHENG, P., HAYAT, Y. Anatomical studies on water hyacinth (*Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms) under the influence of textile wastewater. Magazine: *Journal of Zhejiang University. Science. B*, v. 6, n. 10, p. 991–8, 2005.

MITSCH, W.J., WANG, N. Large-scale Coastal Wetland Restoration on the Laurentian Great Lakes: Determining the Potential for Water Quality Improvement. Magazine: *Ecological Engineering*, v.15, p. 267-282, 2000.

MORAES, D. C., VON SPERLING, M. Influência da sazonalidade e de plantas na redução da concentração de poluentes em sistema de alagados construídos de escoamento vertical, com alimentação em pulso, empregado para tratar esgoto doméstico bruto. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 109p, 2012.

MATOS, A.T., MATOS, M.P. Disposição de águas residuárias no solo e em *Wetlands* construídas. Editora: UFV, 2017, 371 p.

MONTE, M.D., ALBUQUERQUE, A. Análise do desempenho de áreas úmidas construídas para reutilização de irrigação. Revista: *Water science and technology*, v.7, p. 1699-1705, 2010.

MITCHELL, C., MCNEVIN, D. Análise alternativa da remoção de DBO em áreas úmidas construídas com fluxo subterrâneo empregando cinética Monod. Revista: *Water Research*, v.35, p. 1295 – 1303, 2001.

METCALF and EDDY, Inc. Wastewater engineering: treatment, and reuse. In: TCHOBANOGLIOUS, G.; BURTON, F. L. (Ed.). New York. 4. ed., 1819p, 2003.

MATOS, M.P., SPERLING, M.M., MATOS, A.T., PASSOS, R.G. Uso de traçador salino para avaliação da colmatção e das condições hidrodinâmicas em sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial. Revista: *Journal of the Brazilian Association of Agricultural Engineering*, v.35, n.6, p.1137-1148, 2015.

NORTE, A.C.C. Uso de *wetlands* construídos como parte integrante de projetos paisagísticos. Dissertação, São Paulo 2013.

NORTE, A.C.C., ZANELLA, L., ALVESM, W.C. Espécies vegetais com potencial ornamental para utilização em *wetlands* construídos. *Anais: 2º Simpósio Brasileiro sobre wetlands construídos*, 2015.

OLIVEIRA, R. J. D.; et al. Tratamento de águas residuárias de suinocultura em wetland construída cultivado com planta ornamental. ISSN: 2358-582X, 2016.

POÇAS, C.D., PAGANINI, W.S. Utilização da tecnologia de wetlands para tratamento terciário: controle de nutrientes. Dissertação, São Paulo, 2015.

POLPRASERT, C.; KHATIWADA, N. R. An integrated kinetic model for water hyacinth ponds used for wastewater treatment. *Water Research*, v. 32, n. 1, p. 179-185, 1998. PHILIPPI, L.S.; COSTA, R.H.R.; SEZERINO, P.H. (1999). Domestic effluent treatment through integrated system of septic tank and root zone. *Water Science and Technology*, v. 40, n. 3, p. 125-131.

PHILIPPI, L.S.; SEZERINO, P.H.; BENTO, A.P.; MAGRI, M.E. (2006). Vertical flow constructed wetlands for nitrification of anaerobic pond effluent in southern Brazil under different loading rates. In: 10th International Conference on Wetland System for Water Pollution Control. Lisboa: IWA, p. 631-639.

RAHI, M.A., FAISAL, A.A.H., NAJI, L.A., ALMUKTAR, S.A., ABED, S.N., SCHOLZ, M. Modelagem de desempenho bioquímico de áreas úmidas construídas com fluxo subsuperficial vertical não vegetadas e vegetadas tratando águas residuais municipais em clima quente e seco. Revista: *Journal of Water Process Engineering*, v.33, 2020.

ROMITELLI, M. S. Remoção de Fósforo em efluentes secundários com emprego de macrofitas aquáticas do gênero *Eichhornia*. *Revista DAE*, 1983.

REDDY, K. R.; SUTTON, D. L.; BOWES, G. Freshwater aquatic plant biomass production in Florida. *Soil & Crop Science Society of Florida - Proceedings*, v. 42, p. 28-40, 1983.

REDDY, K. R.; DE BUSK, W. F. Nutrient Removal Potential of Selected Aquatic Macrophytes. *Journal of Environmental Quality*, v. 14, n. 1, p. 459-462, 1985.

ROUSSEAU, D.P.L., VANROLLEGHEM, P.A., PAUW, N. D. Projeto baseado em modelo de áreas úmidas de tratamento construído com fluxo subsuperficial horizontal: uma revisão Revista: *Water Research*. , V.38, p.1484-1493, 2004.

ROSTON, D.M. & MANSOR, M.T.C. (1999). Tratamento de esgoto por sistemas de leitos cultivados de vazão sub-superficial: avaliação da remoção de nitrogênio. In: 20º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Rio de Janeiro: ABES. CD-ROM.

SAEED, T. SUN, G. Modelagem cinética da remoção de nitrogênio e orgânicos em áreas úmidas de fluxo vertical e horizontal. Revista: *Water research*, p.3137-3152, v.45, 2011.

SAEED, T., SUN, G. Estudo comparativo da remoção de nutrientes e matéria orgânica em reatores de áreas úmidas empregando meios orgânicos. Revista: *Environmental Chemical Engineering Magazine*, v.171, p.439-447, 2011^B.

SAEED, T., AL-MUYEED, A., AFRIN, R., RAHMAN, H., SUN, G. A.Pollutant removal from municipal wastewater employing baffled subsurface flow and integrated surface flow-floating treatment wetlands. Magazine: *Journal of environmental sciences*, v.26, p.726-736, 2014.

SUN, G., SAEED, T. Kinetic modelling of organic matter removal in 80 horizontal flow reed beds for domestic sewage treatment. Revista: *Process Biochemistry*, v.44, p. 717-722, 2009.

SILVA JÚNIOR, E.D., SOUZA, M.A.A. Influência climática em modelos cinético-hidrodinâmicos para dimensionamento de *wetlands* construídas no tratamento de esgoto doméstico. Tese: UNB, 2018.

SILVA JÚNIOR, E. D., SOUZA, M.A.A., ASSIS, M.F. Pós-graduação brasileira no tratamento de águas residuárias por *wetlands* construídas. Revista: *Fórum ambiental da alta paulista*, v.16, n.4, 2020.

SPECHT, C.D. et al. A molecular phylogeny of Costaceae (Zingiberales). *Molecular Phylogenetics and Evolution*, v. 21, n. 3, p.33-345, 2001.

SPECHT, C.D; STEVENSON, W. A new phylogeny-based generic classification of Costaceae (Zingiberales). *Taxon*, v.55, n.1, p.153-163, 2006.

SOOKNAH, R. D.; WILKIE, A. C. Nutrient removal by floating aquatic macrophytes cultured in anaerobically digested flushed dairy manure wastewater. *Ecological Engineering*, v. 22, p. 27-42, 2004.

SILVA, L.N. Aspectos anatômicos e etnofarmacológicos de *Bonamia ferruginea* (Choisy) Hallier (Convolvulaceae). 2004.100p. Dissertação (Mestrado – Área de concentração em Botânica) – Departamento de Botânica, Instituto Nacional de Pesquisa da Amazônia, Manaus.

SAEED, T., SUN, G. Estudo comparativo da remoção de nutrientes e matéria orgânica em reatores de áreas úmidas empregando meios orgânicos. Revista: *Environmental Chemical Engineering Magazine*, V.171, p.439-447, 2011b.

SEZERINO, P. H., BENTO, A.P., DECEZARO, S.T., MAGRI, M.E., PHILIPPI, L.S. Experiências brasileiras com *wetlands* construídos aplicados ao tratamento de águas residuárias: parâmetros de projeto para sistemas horizontais. Revista: *Eng. Sanit. Ambient*, V.20, n.1, p.151-158, 2015.

SALATI JR., E.; SALATI, E.; SALATI, E. (1999). Wetlands projects developed in Brazil. *Water Science and Technology*, v. 40, n. 3, p. 19-25.

SAEED, T. SUN, G. Modelagem cinética da remoção de nitrogênio e orgânicos em áreas úmidas de fluxo vertical e horizontal. *Revista: Water research*, p.3137-3152, v.45, 2011^A.

SPERLING, M.V., SEZERINO, P.H. Dimensionamento de *wetlands* construídos no Brasil. documento de consenso entre pesquisadores e praticantes. *Boletim: Wetlands Brasil – Edição Especial – Dezembro/2018*.

SASSAKI, Renata Akemi. Distribuição de tempos de residência em sistemas alimentados com vazão variável. 2005. 89 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – COPPE/UFRJ, Programa de Pós-graduação de Engenharia da Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, RJ, 2005.

STEIN, O. R.; TOWER, B. W.; HOOK, P. B.; BEIDERMAN, J. A. On fitting the k-C* first order model to batch loaded subsurface treatment wetland. In: DIAS, V.; VYMAZAL, J. (Ed.). *PROCEEDINGS OF THE 10th INTERNATIONAL CONFERENCE ON WETLAND SYSTEMS FOR WATER POLLUTION CONTROL*, September 2006. p. 23-29.

TAHIR, U., YASMIN, A., HASSAN KHAN, U. Fitorremediação: flora potencial para o metabolismo de corantes sintéticos. *Revista: Jornal do Rei Saud Science University*, V.28, p.119-130, 2016.

TCHOBANOGLIOUS, G. E SCHROEDER, E.D. (1985). *Water Quality Characteristics: Modeling and Modification*. Pearson.

TEEFY, S. Tracer studies in water treatment facilities a protocol and case studies. In: DENVER; AWWAR, 1996. 152 p. BVS. Biblioteca Virtual em Saúde. Disponível em: Acesso em: 20 out. 2010.

THOMPSON, T.M.W., LIEHR, S. Development of a Constructed Subsurface-Flow Wetland Simulation Model. *Revista: Ecological Engineering*, V.16, p.519-536, 2001.

TWILLEY, R.R., BRINSON, M.M., DAVIS, G.J. Phosphorus absorption, translocation, and secretion in *Nuphar luteum*. *Limnol. Oceanogr.*, 1977. 22:1022-1032.

TCHOBANOGLIOUS, G. Floating aquatic plant treatment systems. In: REDDY, K. R.; SMITH, W. H. (Eds.) *Wastewater Enginnering: Treatment, Disposal and Reuse*. Metcalf& Eddy, Inc., 3. ed., McGraw Hill, 1995. 1333 p.

Tchobanoglous, G. e Schroeder, E.D. (1985). *Water Quality Characteristics: Modeling and Modification*. Pearson.

TEEFY, S. Tracer studies in water treatment facilities a protocol and case studies. In: DENVER; AWWAR, 1996. 152 p. BVS. Biblioteca Virtual em Saúde. Disponível em: Acesso em: 20 out. 2010.

- UGGETTI, E., HUGHES-HILEY, T. MORRIS, R.H., NEWTON, M.I., TRABI, C.L., HAWES, P. Aeração intermitente para melhorar a eficiência do tratamento de águas residuais em áreas úmidas construídas em escala piloto. Revista: *Science of The Total Environment*, V.559, p.212-217, 2016.
- USEPA (2000). Constructed wetlands treatment of municipal wastewaters. United States Environmental Protection Agency. 154 p.
- VON SPERLING, M.V., SEZERINO, P.H. Dimensionamento de *wetlands* construídos no Brasil. documento de consenso entre pesquisadores e praticantes. Boletim: *Wetlands Brasil – Edição Especial – Dezembro/2018*.
- VON SPERLING, M. Princípios básicos do tratamento de esgotos. 1. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental/Universidade Federal de Minas Gerais, 1996. 211 p
- Von Sperling, M. (2014). Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. 4ª.ed. Belo Horizonte: Editora UFMG.
- VYMAZAL, J. Plants used in constructed wetlands with horizontal subsurface flow: a review. Revista: *Hydrobiologia*, n. 674, p. 133-156, out. 2011.
- VYMAZAL, J., KRÖPFELOVÁ, L. Pantanal híbrido de estágios múltiplos para remoção aprimorada de nitrogênio. Revista: *Ecological engineering*, V.84, p.202-208, 2015.
- WANG, R.; KORBOULEWSKY, N.; PRUDENT, P.; BALDY, V.; BONIN, G. Can vertical-flow wetland systems treat high concentrated sludge from a food industry? A mesocosm experiment testing three plant species. Revista: *Ecological Engineering*, Amsterdam, v.35, n.2, p.230-237, 2009.
- WU, S., LYU, T., ZHAO, Y., VYMAZAL, J., ARIAS, C.A., BRIX, H. Repensando a intensificação de áreas úmidas construídas como uma eco-tecnologia verde para tratamento de águas residuais. Revista: *Ciência e Tecnologia Ambiental*, v.52, p.1693-1694, 2018.
- ZIDAN, A. R., EL-GAMAL, M.M., RASHED, A.A., EL-HADY, M.A. Tratamento de águas residuais em áreas úmidas construídas com fluxo subsuperficial horizontal usando diferentes meios (estágio de configuração). Revista: *Water science*, V.29, p. 26 de – 35, 2015.
- ZHAI, J., XIAO, H.W., KUJAWA, K., HE, Q., KERSTENS, S.M. Estudo experimental de um novo pântano construído híbrido para reutilização de água e sua aplicação no sul da China. Revista: *Water Science and Technology*, V.64, p. 2177 - 2184, 2011.
- ZHANG, D.Q., JINADASA, K.B.S.N., GERSBERG, R.M., LIU, Y., NG, W.J. e TAN, S.K. Application of constructed wetlands for wastewater treatment in developing countries - A review of recent developments (2000-2013). *Journal of Environmental Management*, V.141, p.116-131, 2014.

5. CAPÍTULO I

(Normas de acordo com a Revista *Acta Scientiarum Technology*)

Avaliação do sistema de tanque séptico e *wetlands* construídas no tratamento de esgoto doméstico

Resumo

Atualmente são crescentes as implantações de sistemas diversos de tratamento de água e esgoto, levando em consideração os aspectos de saúde pública e de sustentabilidade ambiental envolvidos. Sendo assim, o presente estudo objetiva avaliar o funcionamento e efetividade de um sistema de *wetlands* construídas em termos de hidrodinâmica e previsão da cinética de degradação e transformação de poluentes de esgoto doméstico. Foram avaliados os parâmetros: nitrogênio amoniacal (N-NH_4^+), demanda química de oxigênio (DQO), nitrito (NO_2^-), nitrato (NO_3^-), bem como o monitoramento dos parâmetros potencial hidrogeniônico (pH), oxigênio dissolvido (OD) e temperatura do esgoto T(°C). Essa estação é caracterizada por um tanque séptico (TS) seguido por um sistema *wetland* construído de fluxo superficial vertical (WCFSSV), seguido por outro *wetland* construído de fluxo subsuperficial vertical (WCFSSV). Por meio dos valores obtidos foi possível verificar uma vazão

média de esgoto tratado nos sistemas igual a $(0,377 \text{ m}^3.\text{dia}^{-1} \pm 0,431)$. Através do teste com traçador salino, o modelo que melhor representou a distribuição e estabilização dos valores foi o ponto 01 WCFSV1 com um $R^2 = 0,89$, e que apresentou comportamento condizente a um fluxo de mistura completa. Os valores de TDHn, TDHr, Ev, λ , ICC e REC (%) foram melhores representados pelo sistema WCFSSV2, e no sistema WCFSV1 houve desvio dos valores de λ e ICC, que indicam existência de zonas mortas e curto-circuito. O sistema que melhor removeu a DQO do esgoto foi o sistema WCFSSV (65%). A remoção NH_4^+ do esgoto doméstico, foi melhor representada pelo sistema WCFSSV2 de tratamento (47%). O sistema WCFSSV2 apresentou melhor capacidade para remoção de PO_4P do esgoto bruto (42%). Na WCFSV1 o modelo matemático que melhor representou o comportamento de todos os parâmetros foi o de Monod Multi, com valores R^2 iguais a DQO (0,54), N- NH_4^+ (0,56), NO_3^- (0,52) e PO_4P (0,52). O sistema WCFSSV2, apresentou os melhores valores de eficiência de remoção de poluentes, do esgoto afluente, e foi constatado que o atendimento aos valores normais de cinética-hidrodinâmica do reator, influenciaram para que houvesse melhor desempenho de tratamento desse sistema.

Palavras-chave: Traçador salino; Hidrodinâmica; Cinética; Degradação de poluentes.

ABSTRACT

Currently, the implementation of different water and sewage treatment systems is increasing, taking into account the aspects of public health and environmental sustainability involved. Thus, the present study aims to evaluate the functioning and effectiveness of a system of wetlands built in terms of hydrodynamics and prediction of the degradation and transformation kinetics of pollutants from domestic sewage. The parameters were evaluated: ammoniacal nitrogen (N- NH_4^+), chemical oxygen demand (COD), nitrite (NO_2^-), nitrate (NO_3^-), as well as the monitoring of the hydrogen potential (pH), dissolved oxygen (OD) parameters and sewage temperature T ($^\circ\text{C}$). This station is characterized by a septic tank (TS) followed by a wetland system built with vertical surface flow (WCFSV), followed by another wetland built with vertical subsurface flow (WCFSSV). Through the obtained values it was possible to verify an average flow of

treated sewage in the systems equal to $(0.377 \text{ m}^3 \cdot \text{day}^{-1} \pm 0.431)$. Through the test with saline tracer, the model that best represented the distribution and stabilization of the values was the point 01 WCFSV1 with an $R^2 = 0.89$, and which presented a behavior consistent with a complete mixing flow. The values of TDHn, TDHr, E_v , λ , ICC and REC (%) were better represented by the WCFSSV2 system, and in the WCFSV1 system there was a deviation from the values of λ and ICC, which indicate the existence of dead zones and short circuits. The system that best removed the COD from the sewer was the WCFSSV system (65%). $\text{NH}_4 +$ removal from domestic sewage was best represented by the WCFSSV2 treatment system (47%). The WCFSSV2 system showed better capacity for removing $\text{PO}_4\text{-P}$ from raw sewage (42%). In WCFSV1, the mathematical model that best represented the behavior of all parameters was that of Monod Multi, with R^2 values equal to COD (0.54), N- $\text{NH}_4 +$ (0.56), NO_3^- (0.52) and $\text{PO}_4 -\text{P}$ (0.52). The WCFSSV2 system presented the best efficiency values for removing pollutants from the affluent sewage, and it was found that compliance with the normal values of kinetics-hydrodynamics of the reactor, influenced the better treatment performance of this system.

Keywords: Saline tracer; Hydrodynamics; Kinetics; Pollutant degradation.

1. Introdução

O aumento da população e a crescente demanda de água nas áreas urbanas têm alimentado desafios ao tratamento de águas residuais, especialmente nos países em desenvolvimento (POUSTIE e DELETIC, 2014). Dessa forma, surge a necessidade do desenvolvimento de tecnologias de tratamento de águas residuais, que além de acessíveis as populações, sejam corretamente dimensionadas quanto ao potencial de poluição e de carga do efluente a ser tratado.

Os modelos cinéticos hidrodinâmicos para o tratamento de efluentes vêm se difundindo na atualidade e ganhando espaço nas pesquisas de saneamento, uma vez que esses métodos aplicados são capazes de simular as condições físico-químicas e biológicas do esgoto, bem como apontam as tendências de características como fluxo e eficiência, dados importantes para estudo desses. Para os sistemas *wetlands* construídos, o entendimento acerca do comportamento hidrodinâmico é de suma importância, pois faz considerações relativas aos aspectos conceptivos e de dimensionamento e, principalmente, de operação desses sistemas (COSTA, 2019).

O padrão hidrodinâmico dos reatores de tratamento precisa ser conhecido, devido aos sistemas de zonas úmidas serem alimentados em lotes (em descargas) e ou de forma contínua, a direção do fluxo do efluente tenderá a um comportamento de mistura completa e ou incompleta, gerando menor tempo de residência e contato do efluente com os microrganismos que promovem o tratamento (SAEED, 2011).

Portanto, grande número de processos físicos, químicos e biológicos estão envolvidos nesses sistemas, influenciando-se mutuamente (LANGERGRABER et al., 2009), que ainda não são totalmente compreendidos até o momento pela falta de modelos apropriados.

As equações de modelagem mais amplamente empregadas (como a equação de Kickuth e os modelos $K - C^*$) fornecem apenas um perfil exponencial das concentrações de poluentes na entrada e na saída (Rousseau; Vanrolleghem; Pauw; 2004), sem considerar toda a gama de variabilidade de poluentes de áreas úmidas projetadas (GARCIA et al., 2010).

A incapacidade dos modelos tradicionais de primeira ordem, para capturar a diversidade encontrada nos sistemas de áreas úmidas, pode ser atribuída às suas postulações simplificadas, tais como: (a) a concentração de reagente (isto é, poluente) é limitada e a presença de catalisadores (isto é, microrganismos) é excedente (Mitchell e Mcnevin, 2001) e (b) pressupõe-se que as águas residuais sigam a abordagem de fluxo de bujão nesses sistemas, embalados com substratos.

A aceitação de modelos alternativos (ou seja, modelos Monod) é dependente de sua precisão, em termos de previsão das vias de remoção de todos os poluentes alvo em áreas úmidas construídas. Além disso, as avaliações comparativas de desempenho das zonas úmidas de fluxo vertical (VF) e fluxo horizontal (HF), (no contexto de modelos cinéticos) são escassas nas literaturas, dificultando a implementação e os arranjos efetivos desses sistemas para o tratamento de águas residuais.

Nesse contexto, o objetivo do presente estudo foi estudar a eficiência do pós-tratamento de esgoto doméstico com base no comportamento cinético hidrodinâmico, em uma estação piloto de tratamento de esgoto doméstico, por fossa séptica seguida por WC cultivado com *Eichhornia crassipes* (Aguapé) e WC cultivado com *Costus spicatus* Jacq.Sw.(*Costaceae*) (Cana-do-brejo).

2. Materiais e métodos

O método disposto nessa pesquisa foi composto por 05 etapas respectivamente: (01) concepção e projeto, (02) construção e operação, (03) monitoramento de qualidade, (04) avaliação da cinética-hidrodinâmica e (05) avaliação dos resultados que foi realizado em uma estação experimental de tratamento de esgoto doméstico caracterizada por um tanque séptico (TS) seguido por um sistema *wetland* construído de fluxo superficial vertical (WCFSV), seguido por outro *wetland* construído de fluxo subsuperficial vertical (WCFSSV).

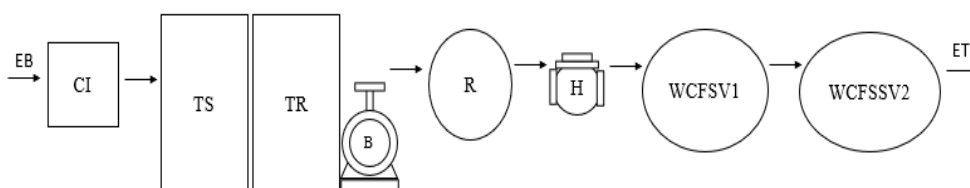
O efluente bruto gerado por cinco residências é destinado a uma caixa de inspeção do esgoto e em seguida o mesmo é conduzido a um tanque séptico para pré-tratamento desse, e ainda por gravidade o esgoto em percurso é reservado e bombeado em um tanque tido como tanque de reservação. O sistema de tratamento primário do esgoto foi 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 o volume de 3,432 m³ e tempo de detenção hidráulica (TDH) de 1 dia. Tais valores (tabela 02) foram obtidos baseados nas condições fixadas para projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos da NBR 7.229 (ABNT, 1993) e (SILVA e SOUZA, 2018).

Tabela 2. Parâmetros, valores adotados e calculados no dimensionamento do tanque séptico.

Parâmetro de projeto	Valor adotado	Valor Calculado
N (hab)	12,0	-
C (L.hab.d ⁻¹)	100,0	-
T (d)	1,0	-
K (d)	97,0	-
Lf (L.hab ⁻¹ .d ⁻¹)	1,0	-
Período de limpeza (anos)	2	-
Volume necessário (L)	-	3364,0
Geometria do tanque	Prismático	-
C/L	2/1	-
Profundidade do tanque (m)	1,3	-
Comprimento do tanque (m)	-	2,2
Largura do tanque (m)	-	1,2
Volume do tanque (L)	-	3432

N: número de pessoas contribuintes; C: contribuição de esgoto *per capita*; T: período de detenção; K: taxa de acúmulo de lodo digerido; Lf: contribuição de lodo fresco; C/L: relação comprimento e largura do tanque (SILVA e SOUZA, 2018).

Através de uma bomba de recalque de vazão o efluente é bombeado para um reservatório, com a função de regularizar a vazão e promover a condução do esgoto por gravidade. Esse segue uma rede que interliga todo o sistema, composta por tubulação de pvc 50 mm, e existe um hidrômetro para medição da vazão do afluyente a ser tratado, conforme ilustrado na figura 09.



LEGENDA:

EB: Esgoto bruto

CI: Caixa de inspeção do esgoto

TS: Tanque séptico

TR: Tanque de reservação e bombeamento

B: Bomba submersa

R: Reservatório de regularização de vazão

H: Hidrômetro

WCFSV1: *Wetland* construído fluxo superficial 1 – cultivado com *E.crassipes*

WCFSSV2: *Wetland* construído fluxo subsuperficial 2 – cultivado com *C.spicatus Jacq.*

ET: Esgoto tratado

Figura 09. Fluxograma do funcionamento da estação piloto de tratamento de esgoto doméstico.
 Fonte: Próprio autor, 2019.

O local de realização do experimento está situado nas coordenadas UTM 509878.75 m E e 8031320.75 m S, nas dependências do Instituto Federal Goiano – Campus de Rio Verde, em uma área de 500 m², onde foi construída a estação experimental (figura 10) de tratamento de efluentes.

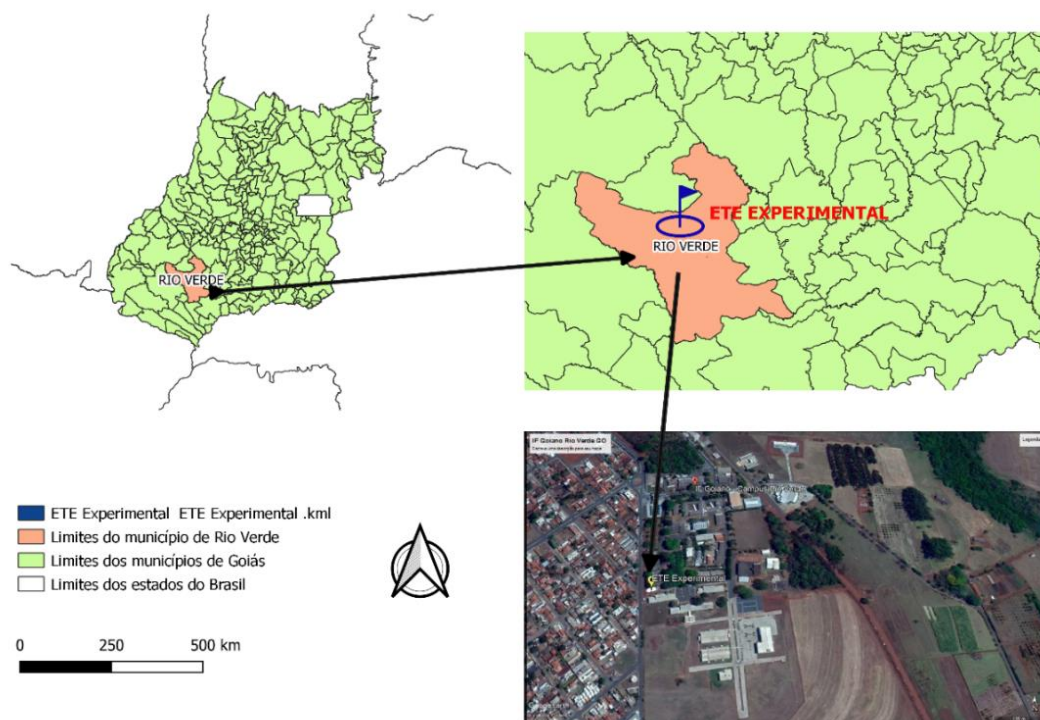


Figura 10. Área de estudo, próprio autor, 2020.

Na etapa de monitoramento, foram obtidos dados qualitativos e quantitativos do esgoto bruto, pré-tratado e pós-tratado em dois WCs seguidos, cultivados com as espécies “*E.crassipes* e *C.spicatus Jacq.*” respectivamente. A concepção, projeto e construção do sistema de estudo proposto foi baseada em referências bibliográficas obtidas por meio da revisão literária e por meio da aplicação de cálculos com dados do atual sistema em estudo.

Para aplicação de modelos cinético-hidrodinâmicos nos sistemas em estudo, foi realizado um ensaio com traçador salino, seguindo o método empregado por (SILVA JÚNIOR e SOUZA, 2018) e (MATOS, 2015). Em seguida, foi realizada a modelagem matemática dos dados utilizando os modelos hidrodinâmicos para compreensão do modelo que melhor determine a tendência do tipo de fluxo do esgoto nos sistemas.

Posteriormente, foram aplicados os modelos cinéticos (cinética de 1ª Ordem, cinética de Grau de 2ª Ordem, Cinética de Monod e Monod multi), para melhor entendimento dos processos de remoção/transformação dos poluentes (DQO, NH₃ e NO₃⁻) e do oxigênio dissolvido (OD) dentro dos sistemas.

Tendo em mãos as informações do tipo de fluxo e os modelos cinéticos-hidrodinâmicos, foram calculadas algumas variáveis como: tempo de detenção hidráulica teórico ou nominal (TDHn), TDH médio real (TDHm), eficiência volumétrica (ev) e hidráulica (λ), número de dispersão (d), (N) número de tanques, índices de curtos-circuitos (ICC), porcentagem de recuperação do traçador, curva de distribuição do tempo de residência do material (RTD) nas WCs em avaliação e cinética de nitrificação e desnitrificação (K_{max} e K_3) para ambos os processos.

Toda a etapa de aplicação dos modelos cinético-hidrodinâmicos e da modelagem matemática dos dados obtidos, foi seguida com base nos métodos usados e recomendados por: (KADLEC e WALLACE, 2009); (LEVENSPIEL, 2000); (MATOS, 2015); (METCALF e EDDY, 2003); (PERSSON et al., 1999); (SAEED, 2011); (SILVA JÚNIOR e SOUZA, 2018); (VON SPERLING, 2014). Após a última etapa de modelagem de poluentes, foram realizadas as análises estatísticas por meio da (ANOVA), teste de média em Tukey (5%) e correlação de Pearson (P valor <0,05).

2.1. Concepção e projeto das WCs

Foi realizado o estudo de parte do efluente gerado, em média 0,377 m³.d⁻¹ de esgoto doméstico foi destinado a uma zona de raízes do tipo flutuante cultivada com a espécie macrófita flutuante *Eichhornia crassipe* Mart. (Aguapé) e pós-tratado em um WC cultivado com a espécie emergente *Costus spicatus* Jacq.Sw.(*Costaceae*) (Cana-do-brejo), conforme (figura 11).



Figura 11. Foto dos WCs cultivados com *Eichhornia crassipes* Mart e *Costus spicatus* Jacq.Sw.(Costaceae), Fonte: Próprio autor, 2019.

A outra parte do efluente bruto gerado por essas residências, é destinado a um WC com fluxo subsuperficial vertical seguido por outro operado com fluxo subsuperficial horizontal, que não foi estudado no presente trabalho. Concluído o percurso do efluente em ambas as rotas de tratamento nos WC's, o mesmo é coletado e destinado para análises laboratoriais físico-químicas e biológicas.

2.2. WCFSV1 cultivado com *Eichhornia crassipes* Mart. (Aguapé)

O primeiro WC foi construído inicialmente para operar como uma unidade primária de tratamento de esgoto doméstico composta por um tanque de biodigestão anaeróbica seguido por um filtro biológico (FB), sendo o reator preenchido com o esgoto doméstico destinado a estação experimental de tratamento. Segundo Soares (2017), o sistema de tratamento era composto por duas caixas d'água com capacidade de 1000 L cada, a primeira era ligada à rede de esgoto e equipada com uma chaminé de alívio para descarga de gás acumulado, e a segunda era destinada à coleta do efluente (Figura 12).



Figura 12. Início das aplicações de esgoto doméstico no WCFSV1 cultivado com *E.crassipes*.
Fonte: Adaptado de: (SOARES, 2017).

Para obtenção dos parâmetros operacionais de ambas as WCs, foi utilizado o cálculo do volume (equação 10) e da área (equação 11) totais dos sistemas, com o método de cálculo em tronco de cone, que é o formato dos reservatórios de esgoto empegados nas WCs. O tempo de detenção hidráulico (TDH) do sistema foi obtido através da (equação 12). E a vazão média de alimentação da WCFSV 1 foi monitorada durante 6 meses, por meio de hidrômetro disposto antes do sistema de tratamento.

$$V_w = \frac{\pi h}{3} \cdot [R^2 + Rr + R^2] \quad (10)$$

V_w = Volume total (m³);

h = profundidade (m);

R = raio da base maior (m);

r = raio da base menor (m);

$$A_w = \pi \cdot [(R + r) \cdot g + R^2 + r] \quad (11)$$

A_w = área total (m³);

R = raio da base maior (m);

r = raio da base menor (m);

g = geratriz do tronco de cone (m);

$$TDH = \frac{V_w}{Q} \quad (12)$$

TDH = tempo de detenção hidráulico (d^{-1});

V_w = volume total (m^3);

Q = vazão de esgoto ($m^3 \cdot d^{-1}$);

Dessa forma, o TDH da WCFSV 1 obtido foi de $1,2 d^{-1}$. A profundidade (h) útil do sistema é igual a $(0,65 m)$, a área total (A_w) é de $5,62 m^2$, o volume total (V_w) da WC é de $0,90 m^3$, e a vazão média de alimentação do sistema é de $0,75 m^3 \cdot d^{-1}$.

No entanto, a fim de melhorar a eficiência do sistema, como já havia um TS de alvenaria seguido por um FB, optou-se por adaptar (figura 13) à primeira caixa d'água com a introdução de *Eichhornia crassipe Mart.* (Aguapé), uma planta aquática que tem alta capacidade de remoção de poluentes, descontaminação da água com germes de doenças, além da redução da população de patógenos (SOARES, 2017).

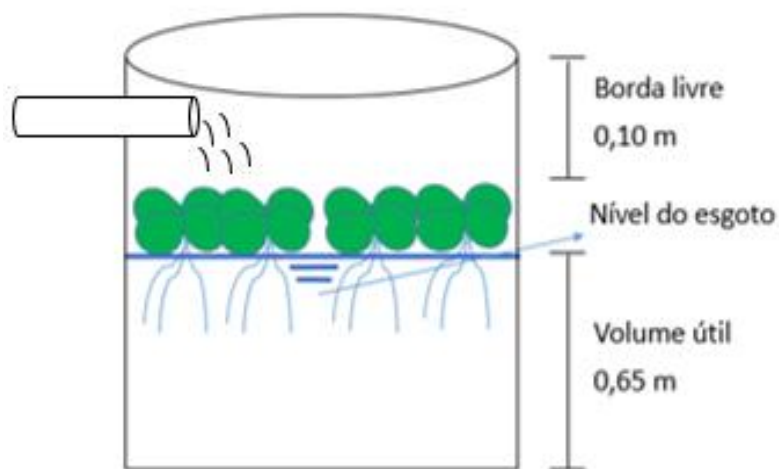


Figura 13. Início das aplicações de esgoto doméstico no WC cultivado com *Eichhornia crassipe Mart.* Fonte: Adaptado de: Soares, 2017.

A WC1, figuras 14A e 14B portanto, simula o funcionamento de uma lagoa de polimento com *Eichhornia crassipe Mart.*, caracterizada como tratamento secundário e ou terciário, neste estudo concebido como tratamento secundário, pois tem elevada capacidade de remoção de DBO e DQO, além de nutrientes, tais como fósforo e nitrogênio (CUNHA,2006).



Figura 14A e 14B. WCFSV 1, detalhe do *Eichhornia crassipes* Mart. sem a tela de proteção (A). WCFSV1, detalhe do *Eichhornia crassipes* Mart. com a tela proteção (B).
Fonte: Próprio autor, 2019.

2.3. WCFSSV2 cultivado com *Costus spicatus* Jacq.Sw.(Costaceae)

Visando a obtenção de maior eficiência quanto a remoção de poluentes tratados na primeira WC, foi proposta a construção de uma nova WC, cultivada com a espécie *Costus*

spicatus Jacq.Sw.(Costaceae), que segundo Matos (2017) é uma espécie ornamental que se adapta bem ao tratamento de efluentes.

O sistema de tratamento a princípio foi projetado para atuar como sistema do tipo FB, porém visando obter maior eficiência de remoção de poluentes, adaptou-se o dimensionamento do segundo reator para operar com uma WC, sendo composta por uma caixa d'água com volume de 1000L (figura 15), ligado à rede de esgoto das residências e localizado a jusante do sistema preliminar de tratamento de efluente (em fossa séptica).



Figura 15. WCFSV1 com vegetação flutuante seguido de WCFSSV 2 com vegetação emergente. Fonte: (FELIX, 2018).

A retenção de sólidos pelas partículas de areia (figura 16) e através das raízes/rizomas das plantas, ocorre o tratamento químico entre as partículas de areia, do efluente e através de trocas gasosas feitas também pelas raízes das plantas, e biologicamente com a decomposição da matéria orgânica originada por bactérias decompositoras (BERTONCINI, 2008).



Figura 16. WCFSSV 2 em fase de construção. Fonte: (FELIX, 2018).

Segundo Kadlec e Wallace (2009), para obter um correto dimensionamento de “*wetlands* subsuperficiais”, na determinação do TDH, o volume deve ser multiplicado pela razão entre a porosidade e a vazão do sistema.

No entanto, por se tratar de sistemas localizados em recipientes com formato de tronco de cone, utilizou-se como base as (equações 10 e 11) apresentadas anteriormente no dimensionamento do WCFSSV 1, e somente para o cálculo do TDH do WC 2, considerou-se a porosidade média do meio filtrante (equação 13).

$$TDH = V_w \cdot \frac{E}{Q} \quad (13)$$

TDH = tempo de detenção hidráulico (d^{-1});

V_w = volume total da *wetland* (m^3);

E = Porosidade média do meio filtrante (%);

Q = vazão de efluente ($m^3 \cdot d^{-1}$);

O WCFSSV 2 foi construído em duas camadas conforme (figura 17), sendo que na primeira camada foi utilizado com meio suporte a brita de nº 1, que possui porosidade $E = 0,30$ e a segunda camada foi preenchida com areia fina lavada que possui porosidade $E = 0,25$, segundo Mattos (2017). A porosidade média do meio filtrante é de 27,5%, o volume útil total do WCFSSV 2 é de $0,56 m^3$, a área útil total equivale a $4,64 m^2$, o TDH do WCFSSV 2 é igual a $17,92 h^{-1}$ ou $0,7 d^{-1}$.

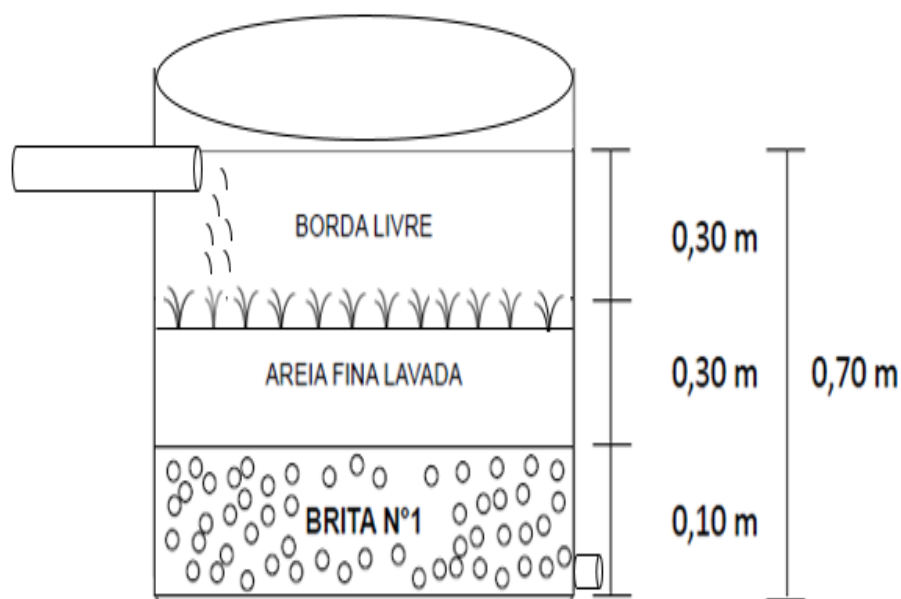


Figura 17. Esquematização WCFSSV 2 cultivado com *Costus spicatus* Jacq.Sw.(*Costaceae*). Fonte: Adaptado (FELIX,2018).

A distribuição do efluente de forma superficial e vertical foi feita através de uma tubulação de PVC com diâmetro de 32 mm perfurada com furos de 4 mm, espaçados aproximadamente em 10 cm na tubulação central, e nas tubulações laterais com espaçamento de 6 cm, ilustra a (figura 18).

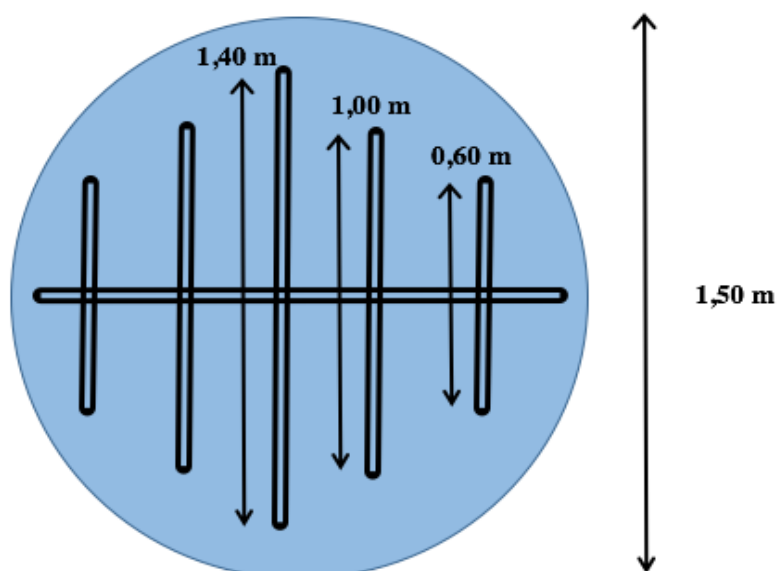


Figura 18. Esquematização do sistema de distribuição de efluente, via superficial no WCFSSV 2 cultivado com *Costus spicatus* Jacq.Sw.(*Costaceae*). Fonte: Adaptado de (FELIX,2018).

2.4 Parâmetros operacionais dos sistemas WCFSV1 e WCFSSV2

Após a realização dos cálculos de dimensionamento dos WCs, os mesmos foram organizados na tabela 03, e é possível visualizar a distinção de suas características operacionais, dada a existência ou não de meio poroso. Foi incluso nessa tabela as taxas de aplicação superficial (TAS) obtidas pela equação 14 e as taxas de aplicação volumétrica (TAV) obtidas pela equação 15, que são parâmetros importantes de projeto e de dimensionamento para sistema de tratamento de esgoto.

$$TAS = \frac{CO}{Aw} \quad (14)$$

TAS = Taxa de Aplicação superficial (Kg.DQO.m².d⁻¹);
CO = carga orgânica (Kg.DQO.d⁻¹);

$$TAV = \frac{CO}{Vw} \quad (15)$$

TAV = Taxa de Aplicação volumétrica (Kg.DQO.m³.d⁻¹);
CO = carga orgânica (Kg.DQO.d⁻¹);

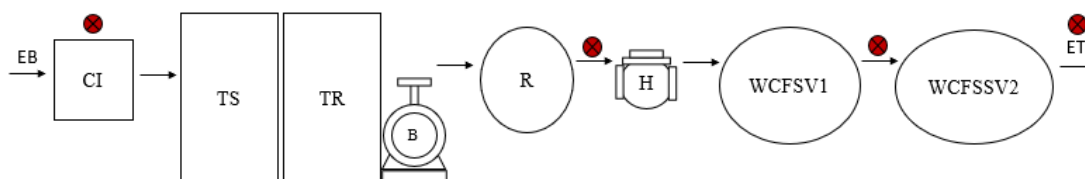
Tabela 03. Dados Técnicos para dimensionamento das *wetlands* em estudo. Dados obtidos entre os meses de março/18 e agosto/19. Fonte: Próprio autor.

PARÂMETROS OPERACIONAIS WCFSV 1 e WCFSSV 2		
Parâmetros operacionais	Unidades	Dados
TDH WCFSV 1	d ⁻¹	1,2
TDH WCFSSV 2	d ⁻¹	0,7
Q WCFSV 1 e WCFSSV 2	m ³ .d ⁻¹	0,750
TAS WCFSV 1	kg.DQO.m ² .d ⁻¹	0,0867
TAV WCFSV 1	kg.DQO.m ³ .d ⁻¹	0,5390
Carga orgânica WCFSV 1	Kg.DQO.d ⁻¹	0,4875
TAS WCFSSV 2	kg.DQO.m ² .d ⁻¹	0,1051
TAV WCFSSV 2	kg.DQO.m ³ .d ⁻¹	0,8705
Carga orgânica WCFSSV 2	Kg.DQO.d ⁻¹	0,233

TDH: Tempo de detenção hidráulico; TAS: Taxa de aplicação superficial; TAV: Taxa de aplicação volumétrica; d: dia; Kg: Kilo; DQO: Demanda química de oxigênio; m³: metro cúbico; WCFSV: *Wetland* construído fluxo superficial vertical; WCFSSV: *Wetland* construído fluxo subsuperficial vertical.

2.5. Monitoramento da qualidade do esgoto

Foi realizada a coleta do esgoto em 04 pontos (indicados na figura 19) semanalmente, conforme plano amostral proposto, utilizando as técnicas e os procedimentos dispostos na (NBR 9898/1987), que trata da preservação e amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores, para posterior envio ao laboratório de saneamento e meio ambiente do Instituto Federal Goiano de Rio Verde GO.



LEGENDA:

EB: Esgoto bruto

CI: Caixa de inspeção do esgoto

TS: Tanque séptico

TR: Tanque de reservação e bombeamento

B: Bomba submersa

R: Reservatório de regularização de vazão

H: Hidrômetro

WCFSV1: *Wetland* construído fluxo superficial 1 – cultivado com *Eichhornia crassipe* Mart.

WCFSSV2: *Wetland* construído fluxo subsuperficial 2 – cultivado com *Costus spicatus* Jacq.Sw.(Costaceae).

ET: Esgoto tratado

Figura 19. Pontos de coleta de efluente para análise laboratorial.

O efluente tratado nos sistemas propostos pelo presente trabalho foi conduzido semanalmente a um coletor de amostras, e em seguida destinado ao laboratório para análise dos parâmetros físico-químicos em avaliação. Foram realizadas coletas durante todo o período de estudo, perfazendo os meses de outubro/18 a março/20.

A quantidade de amostras (tabela 4) exploratórias foi definida através de uma adaptação da equação de distribuição de *t student*, que resultou em 1456 amostras para análises semanais de pH, temperatura, oxigênio, nitrito, nitrato, nitrogênio amoniacal, fósforo total, Demanda Química de Oxigênio do esgoto doméstico em avaliação.

Os ensaios laboratoriais foram realizados de acordo com as técnicas recomendadas pelo *Standard Methods for the Examination of the Water and Wastewater* (2018).

Tabela 04. Parâmetros a serem analisados, frequência das análises, número amostral, método analítico e código Standard Methods. Fonte: próprio autor, 2019.

Parâmetro	Frequência	Amostras	Método	Código Standard Methods
DQO	Semanal	208	fotométrico	5220-D
NH ₄ ⁺	Semanal	208	fotométrico	4500-F
NO ₂ ⁻	Semanal	208	fotométrico	4500-B
NO ₃ ⁻	Semanal	208	fotométrico	4500-B
T(°C)	Semanal	208	Eletroquímico	2500
PO ₄ P	Semanal	208	fotométrico	4500-E
OD	Semanal	208	Eletroquímico	4500-G
pH	Semanal	208	Potenciométrico	4500
Total análises			1456	

DQO: Demanda química de oxigênio; NH₄⁺: Nitrogênio amoniacal; NO₂⁻: Nitrito; NO₃⁻: Nitrato; T(°C): Temperatura do esgoto; PO₄P; OD: Oxigênio dissolvido; pH: Potencial hidrogeniônico.

2.6. Avaliação cinético-hidrodinâmica

Para determinação da tendência hidrodinâmica dos WCs 01 e 02, foi realizado o ensaio utilizando o método de traçador inerte na forma de pulso. O ensaio foi realizado apenas uma vez ao final da pesquisa (29 meses de operação da ETE experimental). O teste com traçador salino foi realizado por um período de 05 dias (05/07/2019 – 09/07/2019), em que a condutividade do elétrico do esgoto “antes e após” a adição do traçador salino “cloreto de sódio” foi monitorada.

O traçador salino utilizado foi o “cloreto de sódio (NaCl)”, seguindo os princípios de baixo custo de aquisição e sua facilidade de obtenção de dados utilizando condutivímetro, conforme utilizado por Silva Júnior e Souza (2018) e Mattos (2015). A partir da concentração *background* de condutividade elétrica do esgoto preliminarmente tratado no tanque séptico, foi definida a concentração de NaCl no esgoto a ser aplicado nas WCs. Utilizou-se a concentração 5 vezes superior à *background*, conforme sugerido por Headley e Kadlec (2007). Foi adicionado e solubilizado NaCl (sólido) ao esgoto da caixa de recepção (volume de 1.000 L) até a obtenção da concentração de NaCl desejada para aplicação nas WCs. A correlação entre a concentração de NaCl e a condutividade elétrica do esgoto foi obtida por meio de uma curva-padrão.

Para a quantificação da concentração de sódio no meio, foi utilizado o condutivímetro modelo *HMCDB-150*, que possui faixa de detecção de condutividade elétrica (*CE*) de 0 a 20.000 $\mu\text{S cm}^{-1}$. O equipamento foi acomodado entre os sistemas de tratamento e a

sonda de medição era conduzida de forma “sequencial” até os pontos de medição a cada 10 minutos, sendo as etapas de medição e registro de dados realizada manualmente. Os pontos amostrados foram: “ponto 01 (saída do sistema WCFSV1), ponto 02 (saída do sistema WCFSSV2)”.

Conforme orientado por Headley e Kadlec (2007), após a definição do traçador salino é necessário definir a concentração média de condutividade do esgoto a fim de se estabelecer a concentração “*background*” após a introdução do traçador no sistema de tratamento. Sendo assim, antes de introduzir o traçador salino no sistema, realizou-se 03 medições da condutividade elétrica do esgoto nos pontos “esgoto bruto, saída da WCFSV1 e saída da WCFSSV2”, a fim de se obter o valor médio de origem desse parâmetro no sistema.

Após isso foi definida a concentração de NaCl a ser dosada no sistema, que seguindo a metodologia empregada por Silva Júnior e Souza (2018), utilizou-se uma concentração de sal 5 vezes superior à concentração de origem do esgoto em estudo, proposto também por Headley e Kadlec (2007). O traçador NaCl foi adicionado e homogeneizado junto ao esgoto da caixa de recepção (volume nominal igual 1000 litros) e no momento da realização do procedimento a mesma estava com volume útil de (500 litros) de esgoto.

O monitoramento da condutividade elétrica (consequentemente da concentração de NaCl) nas WCs em função do tempo gerou os seguintes resultados (Headley e Kadlec, 2007; Kadlec e Wallace, 2009), que são estimadores do comportamento hidrodinâmico nas WCs avaliadas: tempo de detenção real (TDHr) – Equação (16); eficiência volumétrica (ev) – Equação (17); eficiência hidráulica (λ) – Equação (18); índice de curto-circuito (ICC) – Equação (19); porcentagem de recuperação do traçador (Rec) – Equação (20), número de dispersão (d) do esgoto - Equação 21, Número de dispersão (D), considerando a variância “ σ ” – Equação 22, estimativa do número de tanques em série (N) – Equação 23 e definição do valor de variância adimensional ($\sigma \cdot \theta$) do pulso do traçador - Equação 24, conforme apresenta a (tabela 05).

Tabela 05. Variáveis operacionais obtidas pelo teste do traçador salino, 2020.

Equação	Sequência	Equação	Sequência
$TDHr = \frac{\int t \cdot c(t) \cdot dt}{\int c(t) \cdot dt}$	(16)	$d = \frac{D}{u \cdot L}$	(21)
$ev = \frac{TDHr}{TDHn}$	(17)	$\frac{\sigma^2}{TDHr^2} = 2 \cdot \frac{D}{u \cdot L}$	(22)
$\lambda = \frac{tp}{TDHn}$	(18)	$\sigma \cdot \theta^2 = \frac{1}{N}$	(23)
$ICC = \frac{ti}{TDHr}$	(19)	$\sigma \cdot \theta^2 = \frac{TDHr - tp}{TDHr}$	(24)
$REC = \frac{(\Sigma[NaCl] \cdot Q \cdot tm)}{m}$	(20)		

Em que, **Equação 16** (Tempo de detenção hidráulica real), *TDHr*: tempo de detenção hidráulica real (d); *t*: tempo da concentração medida (d); *c(t)*: concentração de NaCl no tempo *t* (mg.L⁻¹). **Equação 17** (Eficiência volumétrica), *ev*: Eficiência volumétrica (%); *TDHr*: tempo de detenção hidráulica real (d); *TDHn*: tempo de detenção hidráulica nominal (d). **Equação 18** (Eficiência hidráulica), *λ*: Eficiência hidráulica (%); *tp*: tempo correspondente à concentração de pico (d); *TDHn*: tempo de detenção hidráulica nominal (d). **Equação 19** (Índice de curto-circuito), *ti*: tempo no qual ocorre a primeira aparição do traçador (d); *TDHr*: tempo de detenção hidráulica real (d); **Equação 20** (Porcentagem de recuperação do traçador), *Q*: Vazão de efluente (m³/h); *tm*: intervalo de obtenção dos dados (d); *M*: massa adicionada do traçador (g); **Equação 21** (Número de dispersão), *d*: número de dispersão; *D*: coeficiente de dispersão (m².s⁻¹); *u*: velocidade média do escoamento (m.s⁻¹); *L*: comprimento do reator (m). **Equação 22** (Número de dispersão, considerando a variância “σ”), *σ*: variância; *TDHr*: tempo de detenção hidráulica real (d); *D*: coeficiente de dispersão (m².s⁻¹); *u*: velocidade média do escoamento (m.s⁻¹); *L*: comprimento do reator (m). **Equação 23** (Estimativa do número de tanques em série “N”), *σ.θ*: variância adimensional do pulso do traçador, podendo ser calculada pela **Equação 24** (definição do valor de *σ.θ*), em que *tp* é o tempo (h) correspondente à concentração de pico.

2.7. Modelos avaliados

Para avaliar a cinética de degradação de poluentes nas WCs, foram avaliadas as combinações de três modelos cinéticos (de 1ª Ordem, de Monod e Monod Multi), considerando apenas 01 tipo de fluxo hidrodinâmico (CSTR, para as WCs), visando a comparação dos resultados por WC, representam os processos de transformação/remoção de poluentes do esgoto nas WCs.

Conforme empregado por Silva Júnior e Souza (2018), utilizou-se o método de associação das equações cinéticas de remoção de poluentes aos modelos de fluxo disperso e tanques-em-série. Sendo assim, o fluxo hidrodinâmico idealizado no presente estudo considerou apenas 01 cenário (figuras 20A e 20B) “sem influencia climática”, nos processos de remoção de poluentes em ambos os sistemas de WCs.

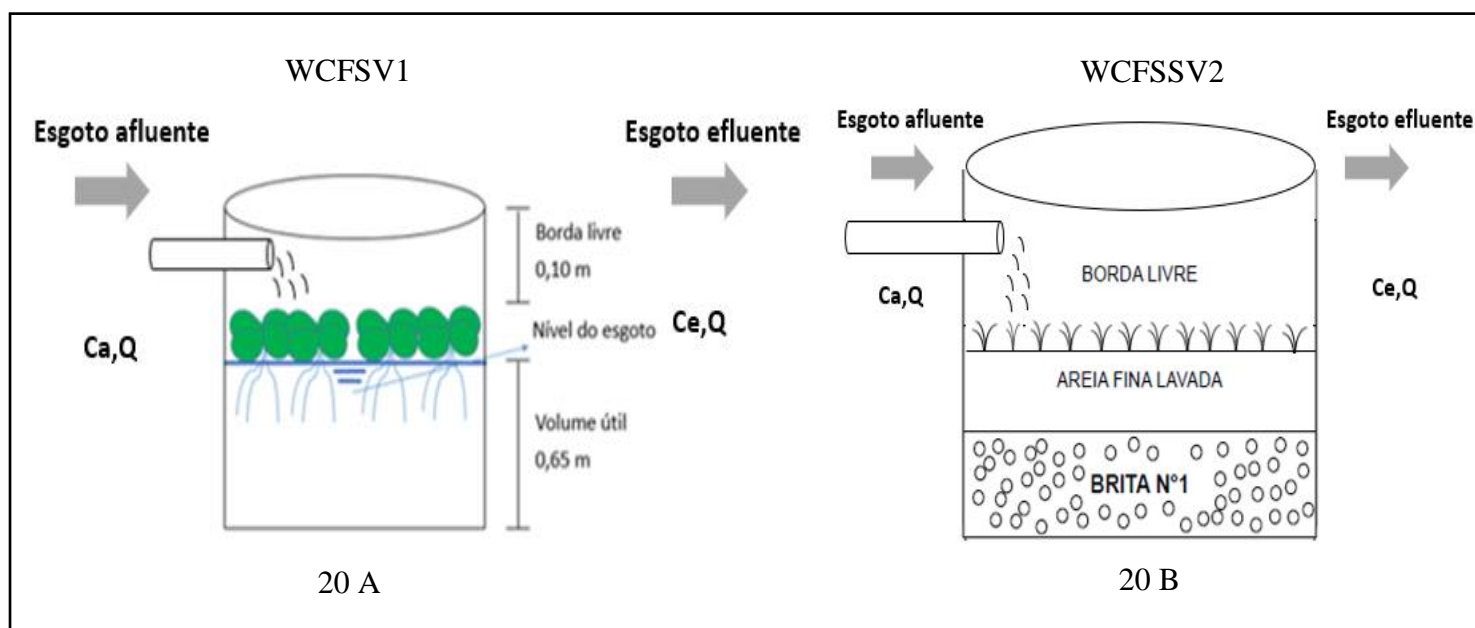


Figura 20. Ilustração dos reatores WCFSV1 e WCFSSV2, considerando fluxo hidrodinâmico “sem influência climática”, 2020.

3 Resultados e discussão

3.1 Vazão e temperatura (°C)

Por meio dos valores obtidos foi possível verificar uma vazão mínima correspondente a $(0,003 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1})$, registrada duas vezes no banco de dados e cuja qual ocorreu pelos constantes problemas com obstrução do hidrômetro por conta de sólidos no sistema. A vazão média do sistema para todo o período de avaliação foi de $(0,377 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1})$. A vazão máxima obtida com base nos volumes monitorados foi de $(2,8 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1})$, que tem relação direta com: a ocorrência de 5 mm de precipitação nessa data, contribuição de vazão de recirculação do esgoto pós-tratado em outro sistema de WC existente no local de estudo e um possível consumo de água “a cima do comum” nas residências as quais o esgoto é destinado até a ETE experimental. Na (figura 21), foi projetada a vazão de esgoto monitorada pelo hidrômetro da rede de esgoto das WCs, entre os meses de (Ago/18 a Março/19).

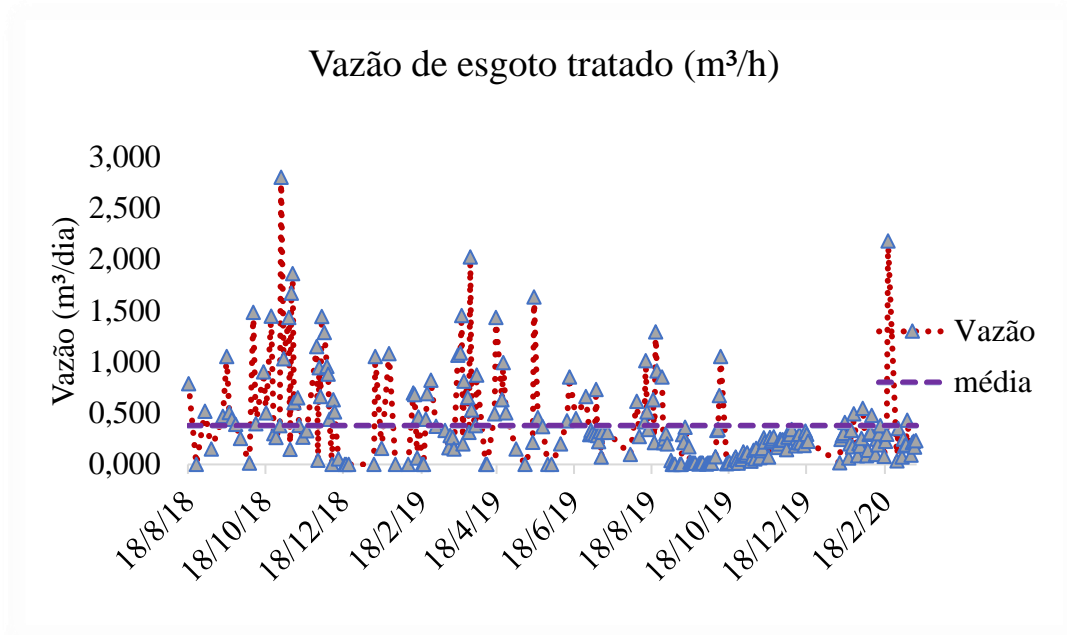


Figura 21. Gráfico da vazão de esgoto monitorada entre os meses de agosto de 2018 até março de 2020. Fonte: Próprio autor, 2020.

A vazão média de esgoto (tabela 06) aplicada no sistema foi de 376 L.d⁻¹. Considerando a mediana, a vazão foi de 253 L.d⁻¹. Segundo Silva Júnior e Souza (2018), ambos valores são inferiores ao utilizado como parâmetro de projeto (1.200 L.d⁻¹) para dimensionamento dos tanques séptico e de sucção, além das próprias WC-FSSV e WC-FSSH, experimento conduzido no mesmo local do presente estudo.

Tabela 06. Estatística descritiva das vazões de efluente tratado nas WCs.

Parâmetro	Vazões (L.d ⁻¹)
	Efluente tratado WCFSV1 e WCFSSV2
Média	376
Mediana	253
Mínima	0,0
Máxima	2800
Desvio padrão	431
Variância	186
Coefficiente de variação	114,52
Medições (n)	242

A T(°C) média do esgoto foi igual a 26°C para os pontos “TS, WCFSV1 e WCFSSV2”. O menor valor de T(°C) observado foi de 18,7°C, e coincidentemente os parâmetros “DQO do TS, NH₄⁺-N dos sistemas WCFSV1 e WCFSSV2” tiveram

eficiências negativas, implicando uma possível interferência da T(°C) nesses resultados. O restante dos parâmetros avaliados, não foram afetados pela condição de baixa T(°C). Vymazal (2011) avaliou que a remoção de NH₄⁺-N foi constante ao longo da vida útil do sistema WCFSSH em operação, mas é afetada pela estação do ano. Verificou-se que a remoção de NH₄N é menor durante os períodos frios, mas a diminuição na eficiência da remoção de amônia durante o inverno não é grande. Dessa forma, a T(°C) é um parâmetro de qualidade que promove condições favoráveis aos microrganismos para realização da degradação de poluentes, conforme demonstra a (tabela 07).

Tabela 07. Estatística descritiva dos valores de T(°C) nos pontos avaliados nos tratamentos, 2020.

Parâmetro	T (°C)			
	EB	TS	WCFSV1	WCFSSV2
Média	26,5	26,1	26,0	26,0
Mediana	26,7	26,6	26,6	26,4
Máximo	29,2	29,5	29,6	29,9
Mínimo	19,2	18,7	19	19,3
Desvio padrão	2,1	2,3	2,3	22,3
n	22	22	22	22

3.2 Análises estatísticas

3.2.1 Tanque Séptico (TS)

Por meio da ANOVA realizada com a aplicação do teste de tukey (0,05), foram analisadas as médias das concentrações dos parâmetros em estudo. Não foi constatado valores significativos que comprovem que houve remoção de poluente, nas amostras de esgoto tratado no TS. Goerck (2018) em estudo com a avaliação de tratamento de esgoto doméstico em sistema do tipo TS, obteve resultado oposto ao do presente estudo, para o parâmetro “PO₄⁻O”.

Ao estudar a eficiência de remoção de TS seguido por filtro anaeróbico e filtro de areia, Gomes (2015) não encontrou grandes eficiências de remoção de “NO₃”, resultou similar ao obtido no presente estudo. Santos (2012), obteve resultados significativos quanto a remoção de NO₂ em sistema do tipo TS, apontando que tal ocorrência teria uma

relação com a nitratação que ocorre (passagem do NO_2 para NO_3) sobre a existência de presença de oxigênio, mesmo que em pouca quantidade.

Os resultados referente ao OD do esgoto pré-tratado demonstram efeito semelhante ao obtido por Silva Júnior e Souza (2018), em que o turbilhonamento do esgoto na caixa de recepção provocado pela bomba submersa, devido ao jato de entrada de esgoto, não promoveu introdução significativa de OD, sendo confirmado através do teste de média na ANOVA (Tabela 08).

Tabela 08. ANOVA com teste Tukey aplicados por tratamento para verificar a diferença estatística entre as médias dos resultados obtidos.

Tratamentos	Parâmetros	CV	MÉDIA	P VALOR*	Hogeneidade das variâncias
Tanque Séptico	DQO	133,62	639,14±	0,12	1,51E-09
	NH_4^+	69,51	27,90±	0,12	0,11
	$\text{PO}_4\text{-O}$	27,65	10,10±	0,49	0,02*
	NO_3	345,59	0,80±	0,93	7,72E-07*
	NO_2	293,63	0,91±	0,20	1,48E-12*
	pH	8,07	7,19±	0,68	0,25
	T (°C)	8,38	26,09±	0,60	0,47
	OD	72,00	0,91±	0,05	0,003*
WCFSSV1	DQO	52,84	368,98±	3,01E-06*	0,0090
	NH_4^+	61,58	27,85±	0,99	0,2600
	$\text{PO}_4\text{-O}$	19,94	8,87±	0,04*	0,5000
	NO_3	270,74	2,19±	0,28	0,8300
	NO_2	278,17	1,26±	0,72	0,7700
	pH	7,53	7,16±	0,83	0,5500
	T (°C)	9,14	25,99±	0,89	0,9900
	OD	62,00	1,13±	0,28	0,1800
WCFSSV2	DQO	65,01	123,50±	3,31E-11*	6,57E-10*
	NH_4^+	56,18	17,65±	0,01*	0,14
	$\text{PO}_4\text{-O}$	32,80	5,59±	0,000094*	0,03*
	NO_3	194,90	7,49±	0,08	1,02E-05*
	NO_2	244,57	1,14±	0,90	0,03*
	pH	9,30	6,99±	0,45	0,31
	T (°C)	9,22	26,00±	0,99	0,96
	OD	65,78	1,13±	0,0006*	0,001*

Foi usado o teste de Tukey pelo "programa R". Para os valores de " $P < 0,05$ ", foi atribuído o símbolo "*" que significa que houve diferença estatística entre os níveis médios dos resultados. A 0,05 as variâncias não podem ser consideradas "homogêneas" (teste de Shapiro-Wilk).

3.2.2 WCFSSV1 – *Eichhornia crassipe* Mart. (Aguapé)

Houve diferença estatística para as médias das concentrações de “DQO e PO_4O^- ”, por meio do teste de Tukey a 5%, representando que houve remoção dos poluentes citados. Em um estudo utilizando a mesma espécie vegetal “*Eichhornia crassipe* Mart. ”, em que foi aplicado um teste estatístico de médias do tipo “U de Mann-Whitney”, não foram obtidos resultados significativos ($<0,05$) quanto a hipótese de remoção de carga de DQO do esgoto bruto (MELLO, 2016). Porém, ao realizar alterações na condição operacional do TDH dos sistemas, foi possível obter diferentes valores de eficiência de remoção segundo o teste estatístico mencionado, os ajustes resultaram: “TDH 24 h e TDH 48 h (p-valor $< 0,0001$); TDH 24 h e TDH 72 h (p-valor = 0,0060) e TDH 48 h e TDH 72 h (p-valor $< 0,001$)”.

Zhimiao (2016), operando simultaneamente com 03 sistemas do tipo WCSSV com a espécie “*Eichhornia crassipe* Mart.” em escala laboratorial, obteve efeito significativo (p $<0,05$) segundo o teste de LSD para os parâmetros: “pH, Nitrogênio total, fósforo total e DQO”, resultado semelhante ao obtido no presente estudo para os parâmetros “ DQO e PO_4O^- ”.

3.2.3 WCFSSV2 – *Costus spicatus* Jacq.Sw.(*Costaceae*) (Cana do brejo)

Avaliação por meio do teste de médias dos parâmetros “DQO, NH_3 , OD, PO_4O^- ”, demonstrou que houve diferença estatística ($<0,05$) apontando que o sistema foi capaz de remover a carga poluente existente nas amostras de esgoto afluente, e que houve significativa introdução de OD nas amostras de esgoto tratado. De acordo com Sezerino (2006) e Jordão e Pessôa (2005), a temperatura do líquido influencia na taxa de crescimento dos microrganismos e na saturação do oxigênio dissolvido. Segundo estes autores, a faixa ótima de temperatura varia de 25 a 35°C.

Dessa forma, o teor de OD em ambos os sistemas “WCFSSV1 e WCFSSV2” se mantiveram com concentrações médias próximas a 1,13 mg.L^{-1} , com faixas médias de temperatura do esgoto variando entre (25-26°C). Não foi possível obter nenhum estudo com histórico de resultados avaliando a espécie “*Costus spicatus* Jacq.Sw.(*Costaceae*)” no tratamento de esgoto doméstico. Segundo Oliveira (2016), foi possível construir uma *wetland* construída cultivada com a espécie ornamental (*Costus spicatus*

Jacq.Sw.(Costaceae), e para o tratamento de água residuária de suinocultura, submetidas a taxa de carregamento orgânico (TCO) de 100 kg.ha⁻¹.d⁻¹ de DBO. Nesse estudo, objetivou-se avaliar a eficiência quanto a remoção de sólidos totais (ST), sólidos fixos (SF), sólidos voláteis (SV) e sólidos suspensos (SS), analisados de 15 em dias durante a etapa de monitoramento do sistema, obtendo ao final do estudo eficiências médias de remoção de 71,4% de ST; 71,5% de SF; 67,7% de SV e 81,4% de SS.

Em um estudo objetivando a realização de um levantamento de espécies com potencial para utilização em *wetlands* construídas, a espécie *Costus spicatus Jacq.Sw.(Costaceae)*, classificada como emergente e exótica, foi sugerida por Norte (2015), segundo levantamento de literatura em que houve aplicações citadas por (VYMAZAL, 2011).

3.2.4 Correlação de Pearson

Por meio da realização do teste de correlação de Pearson, foi possível verificar uma tendência quanto a relação de alguns parâmetros que podem ter recebido alguma influência de fatores em comum no esgoto por exemplo “oxidação, biodegradabilidade, temperatura e acidez” que podem interferir no aumento ou redução da eficiência de remoção de poluentes no esgoto.

Dessa forma, foi possível construir uma matriz de correlação (tabela 09) separando os resultados por tipo de tratamento: TS “fraca correlação com tendência positiva entre os parâmetros T(°C) e NH₃, fraca correlação negativa entre OD e DQO, condições que podem ter sido influenciadas pelo estado de anaerobiose que ocorre em sistemas do tipo TS. Houve fraca correlação positiva entre PO₄⁻O e T(°C) no sistema TS. No sistema WCFSV1: “uma tendência a fraca correlação negativa entre os parâmetros OD e DQO e uma fraca correlação positiva entre os parâmetros PO₄⁻O e T(°C)”.

E no sistema WCFSSV2: “uma tendência a uma fraca correlação positiva entre os parâmetros T(°C) e NH₃, fraca correlação negativa entre OD e DQO, fraca correlação positiva entre PO₄⁻O e DQO, fraca correlação positiva entre PO₄⁻O e NH₃, fraca correlação positiva entre os valores de pH e NO₃⁻ e fraca correlação negativa entre PO₄⁻O e OD”, semelhante ao que ocorre nos sistemas desnitrificantes. Os valores em destaque na cor “cinza”, que se referem a condição de significância para existência de correlação ($p = -1 \leq 1 \leq$), para uma correlação linear perfeita negativa e ou positiva.

Tabela 09. Matriz de correlação de *pearson* avaliando a tendência dos valores a uma regressão linear perfeita.

Tratamentos	Parâmetros	Pearson	DQO	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻	T(°C)	OD	PO ₄ -P
Fossa séptica	DQO	<i>r</i>							
	NH ₄ ⁺	<i>r</i>	-0,157						
	NO ₃ ⁻	<i>r</i>	-0,299	0,087					
	NO ₂ ⁻	<i>r</i>	-0,192	0,185	0,086				
	T(°C)	<i>r</i>	-0,11	0,313	0,136	-0,029			
	OD	<i>r</i>	-0,326	0,058	-0,130	0,021	-0,117		
	PO ₄ -P	<i>r</i>	0,214	0,258	-0,065	0,006	0,303	-0,198	
	PH	<i>r</i>	-0,026	-0,245	0,261	0,040	0,015	0,068	-0,057
WCFSV1	DQO	<i>r</i>							
	NH ₄ ⁺	<i>r</i>	-0,157						
	NO ₃ ⁻	<i>r</i>	-0,299	0,087					
	NO ₂ ⁻	<i>r</i>	-0,192	0,185	0,087				
	T(°C)	<i>r</i>	-0,114	0,087	0,136	-0,029			
	OD	<i>r</i>	-0,329	0,058	-0,130	0,020	-0,118		
	PO ₄ -P	<i>r</i>	0,214	0,258	-0,066	0,006	0,303	-0,200	
	PH	<i>r</i>	-0,026	-0,245	0,261	0,040	0,015	0,068	-0,057
WCFSSV2	DQO	<i>r</i>							
	NH ₄ ⁺	<i>r</i>	0,106						
	NO ₃ ⁻	<i>r</i>	-0,235	-0,206					
	NO ₂ ⁻	<i>r</i>	-0,044	0,298	-0,030				
	T(°C)	<i>r</i>	-0,021	0,330	0,113	-0,008			
	OD	<i>r</i>	-0,416	-0,084	0,076	0,084	0,001		
	PO ₄ -P	<i>r</i>	0,389	0,447	-0,298	0,027	0,139	-0,590	
	PH	<i>r</i>	0,107	-0,137	0,312	0,040	0,129	-0,091	0,219

Os dados em destaque se referem aos valores que apresentaram correlação de *pearson* mais fortes ($p = -1 \leq 1$), para uma correlação linear perfeita negativa e ou positiva.

A melhor correlação foi representada pelos parâmetros “PO₄-O e OD” que apresentaram uma fraca correlação negativa igual a -0,590. Constatando os presentes resultados, virtualmente não foi encontrada correlação entre as concentrações de (PO₄-P e DBO₅) no efluente, indicando que seus processos de remoção são independentes um do outro. Ao avaliar um sistema combinado de áreas úmidas construídas com fluxo vertical de biochar (camada de solo, com substrato orgânico e carvão) como meio poroso e água livre para tratamento e reutilização de esgoto em dormitórios, Nguyen (2020) encontrou correlações de *r* variando entre (0,5 – 0,82) entre os parâmetros: DBO e NH₄⁺ e HLR, afirmando que assim a taxa de carga hidráulica orgânica (HLR) desempenha papel importante na determinação do conteúdo orgânico e de amônia dos efluentes do sistema de tratamento.

Embora a maioria das literaturas relatem que os sistemas WCs são pouco eficientes quanto a remoção de $\text{PO}_4\text{-P}$ do esgoto, existem muitos estudos avaliando diferentes variáveis que influenciam no aumento da redução de $\text{PO}_4\text{-P}$ do esgoto doméstico em WCs, sendo uma das teorias relacionando o OD como fator de qualidade da planta, ligado a condição ideal do desenvolvimento dessa, que favorecerá a maiores registros de remoção de $\text{PO}_4\text{-P}$ em sistemas com maiores concentrações de OD (VOHLA et al., 2011; ZHANG et al., 2015; NANDAKUMAR et al., 2019). A remoção de P depende da adsorção de substrato, precipitação, absorção de nutrientes pelas plantas e a atividade microbiana do CW (VOHLA et al., 2011; ZHANG et al., 2015 ; NANDAKUMAR et al., 2019).

3.3. Eficiência de remoção

3.3.1 Matéria orgânica

A (tabela 10) apresenta a eficiência média de remoção de DQO no tratamento TS que foi de 52%, seguido por uma média de remoção de 55% na WCFSSV1 e 65% na WCFSSV2. O sistema WCFSSV2 foi o que apresentou melhor eficiência em remover a carga orgânica medida pelo método de DQO, chegando a apresentar eficiência de 97% de remoção, dentro do banco de dados observado. Benvenuti (2018), obteve para os parâmetros relacionados à carga orgânica no esgoto, a redução média de 55% para DBO_5 e DQO em sistema *wetland* com plantas flutuantes, enquanto no tanque séptico foi reduzido a cerca de 78%. O autor relaciona essa boa taxa de remoção da MO à razão COD/ DBO_5 de esgoto sempre superior a 1,5, caracterizando essas águas residuais como altamente biodegradáveis.

Tabela 10. Estatística descritiva da concentração de DQO entre os pontos (EB, TS, WCFSV1 e WCFSSV2) estudados, 2020.

Parâmetro	DQO (mg.L ⁻¹)			
	EB	TS	WCFSV1	WCFSSV2
Média	955	639	338	124
Mediana	595	631	331	115
Máximo	5820	1413	602	289
Mínimo	184	117	90	3
Ef (%)	-	52	55	65
Ef (%)	-	-	60	80
Global	-	-	60	80

Os baixos valores de eficiência de remoção de DQO encontrados no sistema “WCFSV1”, podem ter sido influenciados pelos parâmetros operacionais da cinética-hidrodinâmica “ λ e ICC” que em desajuste com os valores da literatura, indicam 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). Embora a eficiência global do WCFSV1 chegue em até 91%, foram detectados em alguns momentos um “incremento de carga” proveniente do resíduo de *Eichhornia crassipe Mart.*, que se torna sólido suspenso e dissolvido, e gera aumento de carga de DQO dentro do reator.

Tendo como norte a caracterização do esgoto bruto realizada por Silva Júnior e Souza (2018), em que para o presente esgoto bruto em estudo foram encontradas concentrações médias de DBO equivalentes a: 202,7 mg.L⁻¹ e 329,5 mg.L⁻¹ (maior valor de DBO observado). Com base nesses dados, foi calculada a relação (DQO/DBO) do esgoto em estudo, e separada por tipo de tratamento (tabela 11), a fim de verificar o índice de biodegradabilidade recomendado por (VON SPERLING, 2014).

Tabela 11. (a): Refere-se à concentração média de DBO monitorada por Silva Júnior, 2018. (b): concentração máxima de DBO monitorada por Silva Júnior, 2018.

Pontos	EB	TS	WCFSV1	WCFSSV2	Referência
Relação DQO/DBO ^a – DBO Média ^a	4,71	3,44	2,22	1,09	Silva Júnior (2018)
Relação DQO/DBO ^b – DBO Máxima ^b	2,90	2,11	1,37	0,67	Silva Júnior (2018)

Dessa forma, o EB (esgoto bruto) do presente estudo demonstrou comportamento de intermediária relação (entre $\cong 2,5$ e $3,5$) e elevada relação ($>\cong 3,5$ e $4,0$) DQO/DBO. Existe tendência a fração inerte (não biodegradável) ser mais elevada e a possível indicação para o tratamento físico-químico. O

TS apresentou resultados que indicaram tendência a um comportamento de baixa e intermediária relação ($<\cong 2,5$ e $\cong 2,5$ e $3,5$) DQO/DBO. Apontando para a tendência a fração biodegradável ser maior quando considerando uma DBO média de $329,5 \text{ mg.L}^{-1}$, e nesse caso a indicação ao tratamento biológico, e quando considerando a média de $202,7 \text{ mg.L}^{-1}$ de DBO, a fração biodegradável não é elevada, porém o índice sugere maior viabilidade ao tratamento biológico.

Tanto os pontos WCFSV1 e WCFSSV2 demonstraram baixa relação de DQO/DBO ($<\cong 2,5$), indicando alta fração biodegradável do esgoto e a indicação de maior predominância ao tratamento biológico. Os presentes resultados corroboram com a análise realizada por Silva Júnior e Souza (2018), que obteve valores para a relação de DBO/DQO a cerca de (0,27 para o esgoto bruto, 0,23 para o primeiro WCFSSV, 0,14 para o segundo ponto avaliado no sistema WCFSSV e 0,12 para o WCFSSH).

3.3.2 Nitrogênio

A eficiência de remoção média do NH_4^+ do esgoto doméstico pré-tratado equivale a 32%, havendo um registro isolado de 74% de remoção desse poluente no sistema TS. O sistema WCFSV1 demonstrou eficiência média igual a 26%, baixa eficiência de remoção desse parâmetro. Esse fato pode ser explicado pela ocorrência de morte de parte da espécie Aguarapé, em que os resíduos da planta contribuíram com “incremento de carga” e dificultou a ocorrência de nitrificação para redução do NH_4^+ .

Outro fator, se dá pela deficiência que o sistema possui quanto há maior detenção e dispersão do esgoto no reator, visto que para realização de nitrificação, o esgoto precisa de condição “aerada” para ser oxidado e promover a remoção de NH_4^+ e transformação em NO_2^- . Da mesma forma, a concentração de NH_4^+ na entrada de um sistema do tipo WCFSSV foi de $43,0 \pm 12,89 \text{ mg L}^{-1}$, que foi reduzida para $32,6 \pm 12,58 \text{ mg L}^{-1}$ em um primeiro tratamento (T1), $22,75 \pm 8,86 \text{ mg L}^{-1}$, no segundo tratamento (T2), $15,38 \pm 5,86 \text{ mg L}^{-1}$, no terceiro tratamento (T3), $8,51 \pm 2,92 \text{ mg L}^{-1}$, no quarto tratamento (T4) e $3,65 \pm 1,08 \text{ mg L}^{-1}$ em um quinto tratamento (T5), (JU et al., 2014; WU et al.,

2016). Pode ser que o NH_4^+ tenha sido removido pela nitrificação intensificada pelo tempo de retenção hidráulico mais longo no sistema WCFSSV de vários estágios.

O sistema WCFSSV2 apresentou eficiência média de remoção de NH_4^+ igual a 47%, embora tenha havido registro de eficiências de 90% e 92% para remoção desse parâmetro. Devido aos melhores resultados de OD e a presença de camada de areia nesse sistema, acredita-se que as condições foram mais favoráveis para a ocorrência de nitrificação e redução de parte do NH_4^+ do esgoto afluente. Quanto a oxidação, o fato do sistema WCFSSV2 ser instaurado, contribui para o acúmulo de maiores concentrações de OD na camada de “areia” em que ocorre a passagem e o transporte de oxigênio.

Avaliando os dados de N- NH_4^+ no período de “inverno” de 2019, que abrange aos meses (maio/19 a agosto/19), foi possível constatar uma queda na eficiência de remoção desse parâmetro para os tratamentos “TS e WCFSSV2”. Situação semelhante é mais bem explicada por Lu (2019), que observou que durante o inverno, ocorre a diminuição na taxa de remoção de NH_4^+ N no sistema de zona húmida artificial de fluxo vertical, por ele estudado. Essa ação se deu pelo resultado da ação combinada da temperatura, plantas, adsorção de enchimento, e microrganismos através da nitrificação. Os dados da estatística descritiva do N- NH_4^+ são apresentados na (tabela 12).

Tabela 12. Estatística descritiva da concentração de N- NH_4^+ entre os pontos (EB, TS, WCFSSV1 e WCFSSV2) estudados, 2020.

Parâmetro	N- NH_4^+ (mg.L^{-1})			
	EB	TS	WCFSSV1	WCFSSV2
Média	19,7	24,4	27,9	17,7
Mediana	14,9	28	30,1	21
Máximo	57,8	41,8	51	31,4
Mínimo	5,4	5,0	1,0	1,0
Ef (%)	-	32	26	47
Ef (%)	-	-	14	60
Global	-	-	14	60

A eficiência média de remoção NO_2^- no sistema de tratamento por tanque séptico foi igual a 47%, com base no afluente de esgoto bruto. Os sistemas WCFSSV1 e WCFSSV2 apresentaram eficiências equivalentes a 27% e 42% respectivamente. O desempenho do NO_2^- ao longo de todo o sistema demonstra que a nitrificação (redução do NH_4^+ N a NO_2^- e desse para NO_3^-) ocorre de forma mais intensa no “TS”, apresenta queda de remoção

no “WCFSV1” e no “WCFSSV2” ocorrendo mais aumento da redução do NH_4^+N , com valor de eficiência próximo ao obtido no TS.

Esse fato, pode ter uma ligação com os desajustes hidrodinâmicos dos parâmetros “ λ e ICC”, que com a existência de zonas mortas, caminhos preferenciais do esgoto dentro do sistema e pouco tempo de contato do esgoto dentro do reator, o tempo necessário para que a oxidação do NO_2^- a NO_3^- ocorresse não acontece, ocasionando assim, a queda na eficiência de remoção de “ NH_4^+N e NO_2^- ” no sistema WCFSV1. Além disso, a nitrificação pode ser afetada pela taxa de carga de matéria orgânica pela competição por oxigênio entre bactérias heterotróficas e nitrificantes (VAN NIEL et al., 1993, DALHAMMAR et al., 1999, TRUU et al., 2005, FOUNTOULAKIS et al., 2009). Abaixo na (tabela 13) são apresentados os dados da estatística descritiva da concentração de NO_2^- nos pontos em avaliação.

Tabela 13. Estatística descritiva da concentração de NO_2^- entre os pontos (EB, TS, WCFSV1 e WCFSSV2 estudados, 2020.

Parâmetro	NO_2^- (mg.L ⁻¹)			
	EB	TS	WCFSSV1	WCFSSV2
Média	0,28	0,08	0,07	0,10
Mediana	0,14	0,08	0,06	0,07
Máximo	1,11	0,11	0,1	0,28
Mínimo	0,1	0,1	0,1	0,02
Ef (%)	-	47	27	42
Ef (%)	-	-	14	60
Global	-	-	14	60

A eficiência média quanto a remoção de NO_3^- igual a 12% no TS pré-tratamento do esgoto bruto. Os sistemas WCFSV1 e WCFSSV2 apresentaram eficiências iguais a 17% e -22%, quando excluindo os valores de eficiência negativa. Devido aos sistemas terem apresentado em média a cerca de 10 valores indicando eficiência de remoção negativa, é possível afirmar que os sistemas WCFSV1 e WCFSSV2 não foram eficientes quanto a remoção de NO_3^- do esgoto.

Von Sperling (2014) relaciona que em condições de pH, temperatura, e oxigênio ideais, o sistema consegue realizar a desnitrificação que seria a redução do NO_3^- a N_2 gasoso. Dessa forma, os sistemas necessitariam de zonas anóxicas dentro dos reatores, com baixas concentrações de OD, para idealizar esse processo. Além disso, Lu et al., (2016) descobriram que a desnitrificação em um pântano artificial é limitada por fatores

ambientais, que além da concentração de OD, pH e T(°C), existe a superfícies de fixação de microrganismos disponíveis.

Ressaltando que o sistema WCFSV1, que apresentou uma tendência a ocorrência de ICC e baixa λ , os valores de baixa eficiência de remoção de NO_3^- , podem ter recebido influências de problemas como curto circuito, dispersão não ideal do esgoto por todo o reator e pouco tempo de contato do esgoto dentro do reator. Outro fator que ocorre nesse reator, é a morte contínua da espécie *Eichhornia crassipe Mart.*, que gera residual de SS e SSD, que incrementam mais carga ao esgoto e aumentam assim a concentração de carga poluente dentro do sistema. A estatística descritiva dos dados de concentração de NO_3^- seguem sendo apresentados na (tabela 14).

Tabela 14. Estatística descritiva da concentração de NO_3^- entre os pontos (EB, TS, WCFSV1 e WCFSSV2 estudados, 2020).

Parâmetro	NO_3^- (mg.L ⁻¹)			
	EB	TS	WCFSSV1	WCFSSV2
Média	1,6	0,96	1,09	6,19
Mediana	1,4	0,80	0,50	6,70
Máximo	3,3	2,40	4,19	22,70
Mínimo	0,3	0,2	0,40	0,02
Ef (%)	-	12	17	-22
Ef (%)	-	-	27	-12
Global	-	-	27	-12

3.3.3 Ortofosfato (PO_4O)

Foi registrado uma eficiência média de remoção de PO_4O do esgoto bruto equivalente a 23%, tendo havido registro de remoção desse parâmetro igual a 48%. No sistema WCFSV1 de tratamento, a eficiência média de remoção de PO_4O do esgoto afluente ao pré-tratamento foi igual a 17%, com o maior valor de eficiência a cerca de 30%. Assim como ocorrido para outros parâmetros, a ocorrência de incremento de carga por parte da sedimentação de resíduos do *Eichhornia crassipe Mart.*, interferiram no aumento da carga e redução da eficiência de remoção desse parâmetro.

No sistema WCFSV1, a cobertura flutuante da espécie *Eichhornia crassipe Mart.* exclui a luz da coluna d'água, minimizando o crescimento de algas, e pode fornecer uma fonte endógena de sólidos em suspensão em sistemas de lagoas. Além disso, os sistemas

de tratamento de áreas úmidas que operam em recirculação, podem ressuspender os sedimentos, e gerar incremento de carga ao efluente (BENVENUTI, 2018).

A eficiência média de remoção de $\text{PO}_4\text{-O}$ do esgoto afluente ao WCFSSV2 foi de 42%, tendo o registro de remoção igual a 84%. Tendo em mente a viabilidade do *Costus spicatus Jacq.Sw.(Costaceae)* para tratamento de efluente de suinocultura, que possui altos teores de $\text{PO}_4\text{-O}$ em sua carga orgânica, e somado as maiores concentrações de OD nesse sistema, houve melhor desempenho quanto a remoção de $\text{PO}_4\text{-O}$ do esgoto afluente ao WCFSSV2.

Além disso, estudos demonstraram que os WCs de vários estágios removem N e P com mais eficiência do que os WCs de um estágio apenas (CANEPEL e ROMAGNOLLI, 2010; WU et al., 2015). Isso pode ser pela capacidade dos SFCWs de vários estágios em fornecer mais oportunidades de condição redox, melhorando assim a taxa de nitrificação e desnitrificação (VYMAZAL E KRÖPFELOVÁ, 2011).

A remoção de P depende da adsorção do substrato, precipitação, captação de nutrientes pelas plantas e da atividade microbiana da CW (VOHLA et al., 2011; ZHANG et al., 2015; NANDAKUMAR et al., 2019). Dessa forma, o aumento da eficiência de remoção de $\text{PO}_4\text{-P}$ no sistema WCFSSV2, pode ter relação com as maiores concentrações de OD, que promoveram melhores condições para que a planta adsorvesse o $\text{PO}_4\text{-P}$ presente no esgoto. Na (tabela 15) são apresentados os dados referentes a estatística descritiva da concentração de $\text{PO}_4\text{-P}$ do esgoto bruto e tratado.

Tabela 15. Estatística descritiva da concentração de $\text{PO}_4\text{-P}$ entre os pontos (EB, TS, WCFSV1 e WCFSSV2) estudados, 2020.

Parâmetro	$\text{PO}_4\text{-P}$ (mg.L^{-1})			
	EB	TS	WCFSSV1	WCFSSV2
Média	10,7	9,8	8,9	5,6
Mediana	10,5	9,3	8,5	5,7
Máximo	18,6	13,4	12,6	11,2
Mínimo	5,4	7,6	5,9	1,1
Ef (%)	-	23	17	30
Ef (%) Global	-	-	10	76

3.3.4 Oxigênio Dissolvido (OD)

A concentração média do OD (tabela 16) nas amostras de esgoto pré-tratado foi igual a 0,9 mg.L⁻¹. Nos sistemas de tratamento WCFSV1 e WCFSSV2, a concentração média de OD ocorrida nas amostras de efluentes foi de 1,1 e 2,6 mg.L⁻¹, respectivamente.

Tabela 16. Estatística descritiva da concentração de OD entre os pontos (EB, TS, WCFSV1 e WCFSSV2 estudados, 2020.

Parâmetro	OD (mg.L ⁻¹)			
	EB	TS	WCFSSV1	WCFSSV2
Média	1,44	0,91	1,14	2,57
Mediana	1,4	0,75	0,85	2,35
Máximo	4,5	1,8	2,8	5,04
Mínimo	0,14	0,08	0,15	0,7
Desvio padrão	1,11	0,53	0,73	1,56
n	20	20	20	20

Ocorreu uma oscilação da concentração de OD nas amostras de efluente tratado providas dos tratamentos TS, WCFSV1 e WCFSSV2. Sobretudo, torna visível a maior oxigenação ocorrida no WCFSSV2 cultivado com espécie emergente, que possui a fixação de sua raiz sobre uma camada de areia. Silva Júnior e Souza (2018) observaram em um estudo de duas *wetlands* de fluxo vertical e horizontal, que mesmo embora houvesse turbilhonamento na caixa de recepção de esgoto pelo jato de entrada de esgoto, e conseqüentemente introdução de OD, o WCFSSV apresentou baixos níveis de OD, sugerindo que a difusão de OD no bombeamento do esgoto foi baixa ou que os níveis de consumo (por degradação heterotrófica da matéria orgânica ou nitrificação) de oxigênio na caixa de recepção foram altos.

Dessa forma, em geral os sistemas TS, WCFSV1 e WCFSSV2 apresentaram (figura 22) baixas concentrações de OD, porém, a condição de instauração do sistema WCFSSV2 contribuiu para maiores registros de OD dentro desse sistema.

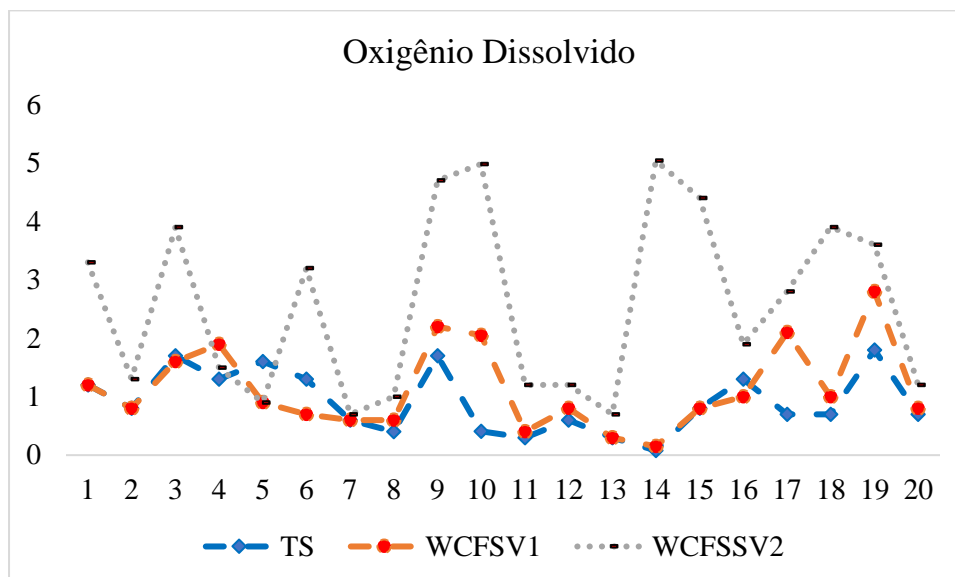


Figura 22. Variação da concentração de OD nas amostras de efluente tratado nos pontos TS, WCFSV1 e WCFSSV2, 2020.

3.3.5 Potencial hidrogeniônico (pH)

A concentração média de pH do esgoto antes e após o tratamento não fugiu da condição neutra (pH: 7,00). Os valores mais baixos de pH variaram entre 4,9 e 5,64 para os tratamentos TS, WCFSSV1 e WCFSSV2. Avaliando a eficiência de remoção quanto a variação de pH, foi possível observar que em condições de pH mais baixo (<7,00) a eficiência de remoção de DQO e $\text{NH}_4^+\text{-N}$ não foi impactada no tratamento WCFSSV2, e foi negativa no tratamento WCFSV1. E, quanto a remoção de NO_2^- e NO_3^- quando o efluente demonstrou teor mais ácido, todos os tratamentos demonstraram ter tido menor eficiência. As possíveis reações anaeróbias de degradação da matéria orgânica e transformações das formas de nitrogênio do esgoto que ocorreram nas WCs não modificaram significativamente os valores de pH (tabela 17) no meio, sugerindo a capacidade tampão do ambiente de tratamento (SILVA JÚNIOR e SOUZA, 2018).

Tabela 17. Estatística descritiva da concentração de pH nos pontos avaliados nos tratamentos, 2020.

Parâmetro	pH			
	EB	TS	WCFSSV1	WCFSSV2
Média	7,3	7,2	7,2	7,0
Mediana	7,2	7,3	7,3	7,2
Máximo	8,50	7,68	7,92	7,92
Mínimo	6,41	5,64	5,31	4,9
Desvio padrão	0,7	0,5	0,6	0,7
n	18	22	22	22

3.4. Hidrodinâmica dos sistemas

Houve variação da concentração de condutividade elétrica do esgoto nos dois pontos monitorados (01) saída do WCFSV1 e (2) saída do WCFSSV2, em função do tempo (h) medido a cada 10 minutos nesses pontos. Foi realizado o ajuste da regressão não linear dos dados de concentração através da aplicação de uma curva matemática de Gauss com modelo que melhor ajustou os valores para uma regressão não linear perfeita, representado por $R = 0,83$ no ponto monitorado dentro e $R = 0,89$ no ponta saída do WCFSV1.

Conforme demonstrado na (figura 23), o ponto inicial em que ocorre o pulso pela introdução do traçador salino cloreto de sódio, a concentração da condutividade chega a $8160 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ pico máximo dessa concentração, em ambos os pontos 01 e 02.

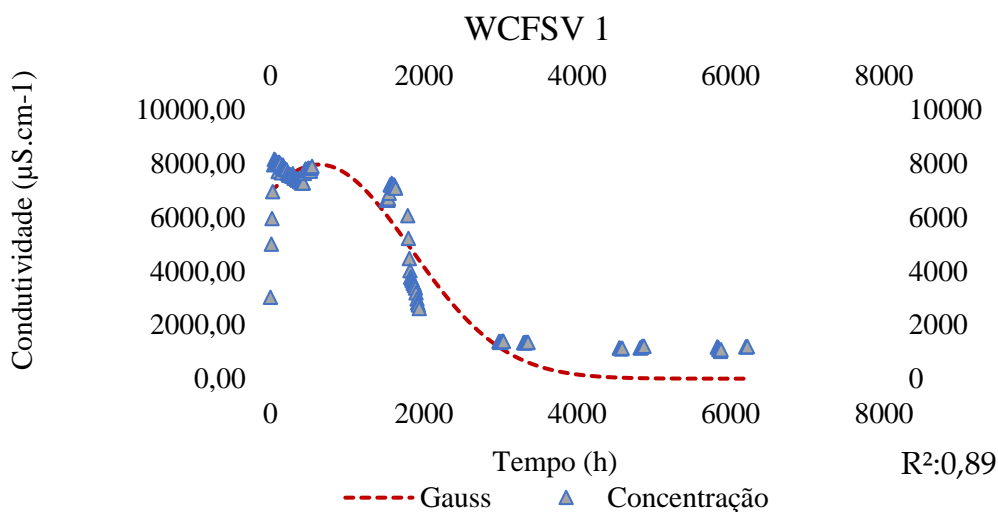


Figura 23. Variação da condutividade elétrica no WCFSSV1, no ponto 01, em função do tempo do ensaio.

No 4º dia de amostragem do esgoto doméstico “no ponto 01”, especificamente as 12h25 min., a concentração da condutividade começa a estabilizar (*background*) com valor de $1142 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. A estabilização dos valores de condutividade no ponto 01 ocorre pela ocorrência da renovação do esgoto dentro do sistema de tratamento, a assimilação de parte do sal pela planta e os processos físico-químicos de transformação do sal dentro do sistema WCFSSV1.

O esgoto monitorado no ponto 02, apresentou o ponto de pico de condutividade elétrica correspondente a $7280 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. O *background* da concentração de condutividade elétrica do esgoto ocorreu no 4º dia do ensaio às 12h22min., quando foi registrado valor de $1143 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. A concentração de sais monitorada nesse ponto demonstrou ter sido menor em relação ao ponto 01 (figura 24), devido a WCFSSV2 ser cultivada com meio suporte filtrante composto por 02 camadas de brita e uma camada de areia, em que a atuação do biofilme bacteriano pode ter contribuído com a redução da concentração ao longo do teste.

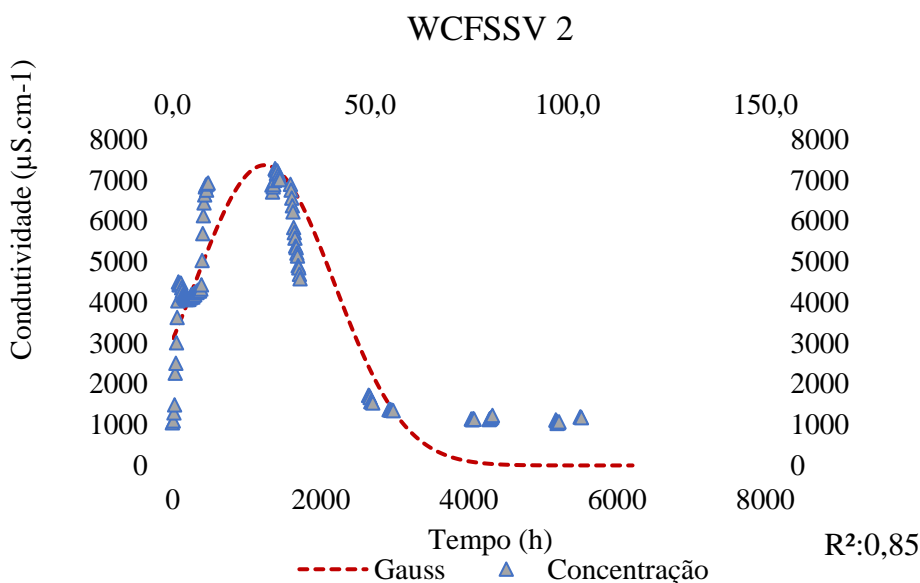


Figura 24. Variação da condutividade elétrica no WCFSSV2, no ponto 02, em função do tempo do ensaio.

Em ambos os pontos monitorados 01 e 02, foi observado que o fluxo hidrodinâmico do traçador manteve a tendência a um mesmo comportamento, em relação as curvas de distribuição dos valores de condutividade elétrica do esgoto registrados, que foram do tipo Gaussiana sendo essa uma distribuição normal simétrica em torno da média dos dados observados.

Resultados semelhantes foram observados por Silva Júnior (2018), avaliando a hidrodinâmica de dois sistemas WCs do tipo subsuperficial vertical seguida por uma subsuperficial horizontal. O modelo que melhor representou a distribuição e estabilização dos valores foi o ponto 01 saída da WCFSV1 com um ($R^2 = 0,89$). Em um WCFSSV semelhante ao do presente estudo, a função que melhor representou a hidrodinâmica do sistema apresentou ($R^2 = 0,86$), com uma curva do tipo Log-Gauss (HEADLEY E KADLEC, 2007).

A Equação (28) representa o melhor ajuste do comportamento hidrodinâmico da condutividade elétrica (CE) no WCFSV1 em função do tempo (t) de realização do ensaio com traçador. O modelo de fluxo hidrodinâmico que mais se adequa a essa equação é o modelo de mistura completa (CSTR).

$$C = 7964. e^{-0,5(t - 10,55 / (10,55/20,01))^2} \quad (28)$$

Na tabela 18 é apresentado o resultado da relação do *TDH* atual com o *TDH* teórico ou aferido antes do início da operação, para ser utilizada no cálculo da eficiência volumétrica (*ev*) e da porosidade inerente ao período avaliado, conforme proposto por (KADLEC e WALLACE, 2009).

Tabela 18. Parâmetros operacionais obtidos através da cinética hidrodinâmica após o teste com traçador salino, 2020.

Parâmetro	Ponto 01 (WCFSV1)	Ponto 02 (WCFSSV2)
TDHn (d)	1,20	0,70
TDHr (d)	1,27	1,26
Ev	1,06	1,80
λ	0,025	1,08
d	258,25	258,55
N	2,12	2,22
ICC	0,006	0,02
Rec (%)	52%	39%

TDHn: tempo de detenção hidráulica nominal, TDHr: tempo de detenção hidráulica real, Ev: eficiência volumétrica, λ : eficiência hidráulica, d: número de dispersão, N: número de tanques, ICC: índice de curto-circuito, REC: taxa de recuperação do traçador.

O TDHr dos sistemas considerando a hidrodinâmica dos reatores equivale a $1,27 \text{ d}^{-1}$ no ponto WCFSV1 e $1,26 \text{ d}^{-1}$ para o último ponto WCFSSV2. Considerando o TDHn desses sistemas, é possível observar que, com base na hidrodinâmica do sistema, o TDHr do ponto WCFSV1 foi bem próximo do TDHn ($1,2 \text{ d}^{-1}$) desse mesmo ponto, sendo

possível afirmar que o parâmetro operacional TDHr considerando a hidrodinâmica do sistema, não está distante do TDHn do sistema WCFSV1.

O TDHr de $1,26 \text{ d}^{-1}$ do ponto 02, levando em consideração a hidrodinâmica do sistema, demonstra que a detenção de esgoto permanece por um tempo maior do que o TDHn de $0,7 \text{ d}^{-1}$, previa no sistema. Os valores de E_v dos pontos 01 e 02, foram próximos de 1, resultado semelhante aos resultados obtidos por (SILVA JÚNIOR e SOUZA, 2018). Essa variável demonstra a tendência do volume de preenchimento do reator pelo esgoto. Valores de E_v em torno de 1 significam que o TDHn é próximo ao TDHr, indicando leves desvios dos comportamentos hidrodinâmicos dos modelos ideais (HEADLEY e KADLEC, 2007).

A eficiência hidráulica (λ) também pode ser indicador do grau de dispersão do esgoto nas WCs. Quanto menor o valor de λ , maior será a tendência de comportamento hidrodinâmico para fluxo CSTR (SILVA JÚNIOR e SOUZA, 2018 adaptado de METCALF e EDDY, 2016). Segundo Mattos (2015) foram obtidos resultados de λ iguais a 0,46 para duas WCFSSH e 0,37 para um terceiro sistema de mesmo fluxo e configuração. Ainda sobre o parâmetro λ , existe um critério estabelecido por Persson et al (1999) que dividiram a eficiência hidráulica em três categorias baseadas em λ : boa eficiência hidráulica, $\lambda > 0,75$; eficiência hidráulica satisfatória, $0,75 \geq \lambda > 0,5$; e baixa eficiência hidráulica, $\lambda \leq 0,5$. Com base nesse padrão, a eficiência hidráulica do presente sistema experimental foi baixa no ponto 01 (λ : 0,025) e houve boa eficiência no ponto 02 (λ : 1,08).

Para Wang et al., (2014), baixos valores de λ indicam existência de fenômenos de curto-circuito e mistura não ideal do esgoto no reator, desajuste da velocidade de entrada e saída do esgoto e interferência da forma como o sistema foi projetado, por exemplo a entrada e saída do esgoto estarem na mesma altura promovendo menor caminho do fluxo do esgoto no reator.

Os valores correspondentes ao ICC (índice de curto circuito) dos sistemas atenderam ao sugerido por Metcalf e Eddy (2016), que para sistemas com fluxo do tipo CSTR, a condição ideal é que o sistema demonstre uma tendência a baixos valores de ICC, e indicam que o esgoto que entra no reator possui uma mistura adequada, e não ocorre caminhos preferenciais dentro sistema. Segundo Penido (2009), o ICC para sistema com comportamento pistonado ideal, a razão é 1 e aproximadamente 0 para sistema com

comportamento de mistura completa, valores esses que foram obedecidos no presente estudo em ambos os pontos (01 e 02) avaliados.

A maior porcentagem de recuperação do cloreto de sódio (52%) ocorreu no ponto 01, resultado inferior ao obtido por Mattos et al (2015), que encontrou valores de recuperação de sais do teste com traçador iguais a 72% e 66%, em dois sistemas sendo um WC em estado de florescimento e outro do tipo controle. Os resultados do presente estudo, se divergem também com os valores obtidos no trabalho de Cota et al., (2011), em que os autores utilizando o mesmo traçador salino, obtiveram recuperação de cerca de 98% em unidades plantadas com taboa a cerca de 99%, naquelas plantadas com capim-Tifton e de 100% nas unidades não plantadas.

Assim, uma possível explicação para os resultados obtidos neste estudo, de menor recuperação no SAC não plantado, poderia passar pela adsorção no material orgânico acumulado, teoricamente, em maior concentração nessa unidade. No trabalho de Cota et al., (2011), foram encontradas maiores recuperações, porém em operação de um SAC vertical com leito não saturado, e assim, com menor "oportunidade" para absorção, pelas plantas. Além disso, os autores relataram problemas de fitotoxicidade nas plantas, causados pela adição do sal, evidências não observadas no SAC plantado avaliado neste trabalho.

Por meio do teste com o traçador salino, observou-se o alto grau de dispersão para o ponto 01 (WCFSV1 saída), o valor de d foi igual a 258,25 e o valor de N igual a 2,12, apontando para uma tendência ao fluxo CSTR, havendo assim uma representação da ocorrência de TIS nesse reator e alto desvio do fluxo pistonado. Embora os valores de d e N indiquem uma tendência ao fluxo CSTR, o mesmo reator apresentou o resultado de λ em desajuste com a condição ideal para reatores com fluxo do tipo CSTR, e que mesmo embora o valor de ICC, e corrobora com a ocorrência de curto-circuito dentro do reator, existência de zonas mortas, dispersão não ideal do esgoto dentro do reator e pouco tempo de contato do esgoto com o reator”.

Para o segundo ponto avaliado WCFSSV2 o mesmo apresentou ($d=258,55$ e $N=2,22$), indicando alto grau de dispersão do reator, havendo boa representação do modelo de TIS e alto desvio quanto ao fluxo pistonado. Os outros parâmetros operacionais λ , ICC, E_v , TDHn e TDHr, apresentaram uma normalidade quanto aos registros da literatura, podendo indicar que o melhor desempenho desse sistema quanto a eficiência de remoção de poluentes teve influência com a cinética-hidrodinâmica do

sistema. Dessa forma, foram simulados os modelos cinéticos de remoção de poluentes considerando apenas o modelo hidrodinâmicos idealizado CSTR, ao qual os sistemas mais tenderam.

3.5 Cinética de degradação de poluentes

3.5.1 Remoção/transformação de matéria orgânica – DQO

Os resultados da taxa de remoção de poluentes (k) e bem como o coeficiente de regressão linear (R^2) são apresentados na (tabela 19) para o sistema WCFSV1.

Tabela 19. Aplicação das equações de cinética de degradação de DQO no WCFSV1.

Fluxo	Cinética	R^2	K^*
CSTR	1ª Ordem	0,24	0,34 m.d ⁻¹
	Monod	0,31	107,53 mg.L ⁻¹
	Monod Multi	0,54	322,58 mg.L ⁻¹

K^* Constantes cinéticas (K_v – 1ª Ordem; K_v – Grau 2ª Ordem; K_{max} – Monod; K_{max} – Monod multi).

Baixos valores de R^2 foram observados para a cinética de degradação de DQO estimada pelos métodos 1º ordem e Monod, tendo sido o modelo de Monod Multi o que melhor representou a cinética de degradação da DQO no sistema WC1-FSSV. Dessa forma, houve contribuição do OD na degradação da carga orgânica (DQO), que mesmo com concentração em torno de 1,13 mg.L⁻¹, auxiliou na boa representação da capacidade de remoção de DQO no presente sistema. Tal resultado corrobora com o obtido por Silva Júnior e Souza (2018), que ao avaliar um sistema de WCFSSV encontrou para o modelo de Monod Multi, um valor de R^2 igual a 0,69, que melhor representou a cinética de degradação de DQO.

Nguyen (2018), obteve também baixos valores de R^2 para a cinética de 1ª ordem de DQO (0,03), e os valores de K_{max} de DQO variaram em torno de (0,19 m.d⁻¹ - 0,34 m.d⁻¹). Esses valores foram bem inferiores aos resultados obtidos no presente estudo que variaram entre (0,34m.d⁻¹ e 322,58 m.d⁻¹), sendo essa diferença possivelmente explicada pelos fatores (vazão de operação, concentração de DQO de entrada e área total do reator) contribui para maiores valores de K_{max} . Mesmo com a maior facilidade do cálculo de

estimativa da degradação de poluentes de 1ª ordem, é notório que métodos mais complexos como Monod e Monod Multi que consideram mais variáveis do sistema de tratamento, possuam melhor representação da realidade do reator.

No sistema WCFSSV2, a cinética de degradação (tabela 20) de poluentes apontou para baixos valores de R^2 (0,04-0,25), e conseqüentemente menor previsão de valores de concentração de DQO no efluente tratado.

Tabela 20. Aplicação das equações de cinética de degradação de DQO no WCFSSV2.

Fluxo	Cinética	R^2	K^*
CSTR	1ª Ordem	0,04	0,71 m.d ⁻¹
	Monod	0,14	24,27 mg.L ⁻¹
	Monod Multi	0,25	30,21 mg.L ⁻¹

K^* Constantes cinéticas (K_v – 1ª Ordem; K_v – Grau 2ª Ordem; K_{max} – Monod; K_{max} – Monod multi).

Acredita-se que esses resultados representem realmente a dinâmica desse sistema, uma vez que a concentração de entrada e saída de DQO no reator a de ser menor, por ter tratamento nas etapas anteriores (TS e WCFSV1). Saeed e SUN (2011b), observou resultados de K de cinética de 1ª ordem de DQO iguais a 0,5 m.d⁻¹ e R^2 de 0,01, resultados próximos ao obtido no presente estudo (0,71 m.d⁻¹ e R^2 de 0,04).

Ao combinar o fluxo de CSTR com o modelo de Monod e Monod multi, o autor encontrou valores de K_{max} iguais a 44,5 g.m².d⁻¹ e 34,6 g.m².d⁻¹, com índice de regressão de correlações igual a 0,1 e 0,7, resultados não muito distantes ao obtido neste estudo, que para o sistema WCFSSV2, houve registro de 24,27 mg.L⁻¹ e 30,21 mg.L⁻¹ e índices de regressão de correlação (R^2) iguais a 0,14 e 0,25, para os modelos de Monod e Monod Multi, considerando como substratos limitantes os parâmetros (DQO e OD).

3.5.2 Remoção/transformação de nitrogênio amoniacal – NH_4^+

O modelo de 1ª ordem de NH_4^+ aplicado ao sistema WCFSV1 apresentou valor de R^2 igual a 0,17 e uma constante de degradação de poluente (K_v) de 0,01m.d⁻¹. A avaliação realizada em sistema WCFSSV por Saeed e SUN (2011B) trouxe valor de K_v igual a 0,9 m.d⁻¹ e R^2 de 0,1, embora a concentração de NH_4^+ de entrada do sistema do autor foi de 77 mg.L⁻¹, e já para o presente estudo a concentração de NH_4^+ afluyente ao sistema de

tratamento foi de 27,9 mg.L⁻¹, justificando o menor valor de Kv de NH₄⁺ obtido para o sistema WCFSV1.

Para o modelo de Monod aplicado ao fluxo CSTR, Nguyen (2018), observou valores de K_{max} iguais a 2,63 com R² de 0,68, enquanto no estudo apresentado os valores de K e R² equivalem a 0,92 mg.L⁻¹ e 0,12 nessa ordem. Ao limitar aos parâmetros (NH₄⁺ e OD) que possuem relação direta quanto a condição de oxidação para redução de carga, foi obtido valor de K_{max} igual a 0,57 mg.L⁻¹ e R² de 0,56. Silva Júnior e Souza (2018), avaliando um sistema WCFSSV, encontrou valores equivalentes a R² de 0,70 e K_{max} igual a 8,3 mg.L⁻¹. Porém, em média a vazão de operação do sistema desse autor foi de 0,57 a 0,64 m³.dia⁻¹, vazão superior a vazão do presente estudo que foi em média de 0,37 m³.dia⁻¹, que influencia no aumento da carga e conseqüentemente na previsão da cinética de degradação de NH₄⁺, conforme apresentado na (tabela 21).

Tabela 21. Aplicação das equações de cinética de degradação de NH₄⁺ no WCFSV1.

Fluxo	Cinética	R ²	K*
CSTR	1 ^a Ordem	0,17	0,01 m.d ⁻¹
	Monod	0,12	0,92 mg.L ⁻¹
	Monod Multi	0,56	0,57 mg.L ⁻¹

K* Constantes cinéticas (Kv – 1^a Ordem; Kv – Grau 2^a Ordem; Kmax – Monod; Kmax – Monod multi).

A cinética de 1^a ordem do WCFSSV2, considerando também o fluxo CSTR, demonstrou tendência a valores de Kv de 0,57 m.d⁻¹ e R² de 0,03. Resultados próximos a esses foram obtidos por Saeed (2011b), que ao combinar a cinética de 1^a ordem ao fluxo CSTR, obteve com um R² de 0,1, valor de Kv igual a 0,9 m.d⁻¹, para o NH₄⁺. Para os modelos de Monod e Monod Multi foram obtidos R² de 0,12 e 0,80 e K_{max} igual a 2,45 e 2,73 mg.L⁻¹. Assim como obtido por Silva Júnior e Souza (2018), ao analisar o parâmetro OD como substrato limitante a NH₄⁺, o modelo que melhor representou a cinética de degradação de NH₄⁺ foi o de Monod multi (R² de 0,70 e 8,3 mg.L⁻¹), o mesmo modelo que melhor correspondeu a cinética de degradação (tabela 22) de NH₄⁺ do sistema WCFSSV2, nesse estudo.

Tabela 22. Aplicação das equações de cinética de degradação de NH₄⁺ no WCFSSV2.

Fluxo	Cinética	R ²	K*
CSTR	1ª Ordem	0,03	0,57 m.d ⁻¹
	Monod	0,12	2,45 mg.L ⁻¹
	Monod Multi	0,80	2,73 mg.L ⁻¹

K* Constantes cinéticas (Kv – 1ª Ordem; Kv – Grau 2ª Ordem; Kmax – Monod; Kmax – Monod multi).

3.5.3 Remoção/transformação de nitrogênio – NO₃⁻

A cinética de 1ª ordem aplicada para avaliar o desempenho do sistema WCFSV1 quanto a degradação do parâmetro NO₃⁻ demonstrou valor de Kv igual a 0,02 m.d⁻¹ e R² de 0,06. Silva Júnior e Souza (2018) obteve resultado de R² igual a 0,03 e Kv de 2,94 m.d⁻¹, ambos os resultados com baixo valor de correlação de regressão linear. Saeed (2011b) encontrou valor de Kv igual a 0,6 m.d⁻¹ com R² de 0,02, resultados bem próximos ao obtido no presente estudo. Os modelos de Monod e Monod Multi apresentaram valores de R² iguais a 0,49 e 0,52 e valores (tabela 23) referente a constante de degradação (K_{max}) iguais a 0,07 mg.L⁻¹ e 0,58 mg.L⁻¹, sendo o modelo de Monod Multi o que melhor representou a cinética de degradação do NO₃⁻.

Tabela 23. Aplicação das equações de cinética de degradação de NO₃⁻ no WCFSV1.

Fluxo	Cinética	R ²	K*
CSTR	1ª Ordem	0,06	0,02 m.d ⁻¹
	Monod	0,49	0,07 mg.L ⁻¹
	Monod Multi	0,52	0,58 mg.L ⁻¹

K* Constantes cinéticas (Kv – 1ª Ordem; Kv – Grau 2ª Ordem; Kmax – Monod; Kmax – Monod multi).

Embora tenha altos valores de R² para os modelos de 1ª ordem e Monod cinético, esses apresentaram valores (tabela 24) negativos para o Kv e K_{max}, demonstrando que em geral, o sistema possui dificuldade na remoção do NO₃⁻ do esgoto, tratado no sistema WCFSSV2.

Tabela 24. Aplicação das equações de cinética de degradação de NO₃⁻ no WCFSSV2.

Fluxo	Cinética	R ²	K*
CSTR	1ª Ordem	0,95	-0,08 m.d ⁻¹
	Monod	0,91	-0,94 mg.L ⁻¹
	Monod Multi	0,81	-21,09 mg.L ⁻¹

K* Constantes cinéticas (Kv – 1ª Ordem; Kv – Grau 2ª Ordem; Kmax – Monod; Kmax – Monod multi).

Estima-se que os processos predominantes envolvendo o nitrato na WCFSSV2 sejam a desnitrificação heterotrófica (como etapa preferencial), seguida da redução desassimilatória fermentativa do nitrato e amonificação. Tal conjectura explica a redução da concentração de NO₃⁻ e elevação dos níveis de NH₄⁺ após o escoamento do esgoto pela célula de tratamento. Do ponto de vista eletroquímico, a presença de NO₃⁻ como acceptor de elétrons favorece a desnitrificação heterotrófica como etapa preferencial a outros processos como a metanogênese ou sulfetogênese (SILVA JÚNIOR e SOUZA, 2018).

Para ocorrência da desnitrificação, deve haver predominância de ambiente anóxico (baixas concentrações de OD), com adequada relação entre matéria orgânica (fonte de carbono) e nitrato Saeed e Sun (2012), o que acontece na presente pesquisa (médias de pH = -362,2 mV, OD = 0,87 mg.L⁻¹ e relação DQO/NO₃⁻ de 23,2 para esgoto afluyente). Águas residuárias em WCs com níveis altos de OD apresentam taxa de remoção de nitrato inferior a ambientes de tratamento com baixos níveis de OD, comprovando que o processo de desnitrificação é mais favorecido em meio redutor (GEBREMARIAM e BEUTEL, 2008).

4. Conclusão

A partir dos resultados obtidos na presente pesquisa, e de sua análise, as seguintes conclusões podem ser obtidas:

- I. Quanto a remoção de poluentes nos sistemas de tratamento, o sistema de tratamento WCFSSV2 foi mais eficiente na remoção dos parâmetros DQO, NH₄⁺, OD e PO₄⁻O. A remoção de NO₂⁻ se deu em maior eficiência no tratamento em TS. O sistema WCFSSV1, possivelmente sofreu impacto de redução de eficiência de remoção de poluentes, por conta do desajuste das variáveis: “λ e ICC”.

- II. O modelo matemático que melhor previu a dinâmica de remoção de DQO do esgoto doméstico foi o de Monod Multi, para ambos os sistemas. Apenas no ponto WCFSSV2 para o parâmetro NO_3^- , o modelo matemático que melhor previu a remoção foi o de 1ª de ordem. Demonstrando ainda que a concentração de carga orgânica tende a ser maior no sistema WCFSV1, e menor no sistema WCFSSV2. O modelo de Monod Multi se ajustou melhor ao sistema WCFSV1, em relação a previsão de degradação de DQO.
- III. Com base na cinética de degradação de poluentes, o modelo de Monod Multi foi o que melhor representou a início do processo de nitrificação (redução do NH_4^+ -N), tendo sido esse melhor desempenhado pelo sistema WCFSSV2.
- IV. Levando em consideração o modelo de Monod Multi que melhor apresentou a previsão do processo de desnitrificação (conversão de NO_3^- a N_2), foi constatado que o NO_3^- tende a ser removido no sistema WCFSV1, e ocorrendo incremento de carga no sistema WCFSSV2. Havendo uma possibilidade de influência da condição aeróbica do reator, que não é ideal para promover a desnitrificação no tratamento de esgoto.
- V. Com base na hidrodinâmica do reator WCFSV1, foi possível observar que o sistema WCFSSV2 se adequa bem quanto a cinética hidrodinâmica do esgoto para reatores do tipo CSTR, levando em consideração as variáveis hidrodinâmicas estudadas. E, já o sistema WCFSV1, os parâmetros λ e ICC estão em desajuste com a condição ideal para reatores com fluxo do tipo CSTR, o que corrobora com a ocorrência de curto-circuito dentro do reator, existência de zonas mortas, dispersão não ideal do esgoto dentro do reator e pouco tempo de contato do esgoto com o reator. Esses resultados podem implicar em tendência ao sistema de tratamento possuir menor eficiência em remoção de poluentes.
- VI. A adaptação de um sistema de WC em 02 caixas de água cultivadas com as espécies *Eichhornia crassipe* Mart. e *Costus spicatus* Jacq. Sw. (Costaceae) se demonstrou viável, do ponto de vista econômico (baixo custo para aquisição),

social (se adequaria as populações de rendas diversas) e ambiental (o sistema possui eficiências globais significativas para remoção dos poluentes: DQO, NH_4^+ e PO_4^-).

5. Sugestões

Para aumento da eficiência de remoção de poluentes, sugere-se a inversão da atual configuração do sistema de tratamento. Dessa forma, o WCFSSV2 passaria a ser o primeiro sistema a receber a contribuição do TS, pois conforme os resultados esse tratamento demonstrou ser capaz na realização da nitrificação. Seguido por esse sistema, o WCFSV1 que teria como afluente o esgoto tratado no sistema WCFSSV2, e que por sua vez realizaria a desnitrificação do esgoto, promovendo assim maior remoção de nitrogênio do esgoto.

Quanto ao ajuste da hidrodinâmica do sistema WCFSV1, tem-se como alternativa o ajuste da alimentação de esgoto no sistema. O ideal é deixar a alimentação de entrada abaixo do nível da tubulação de saída do esgoto. Dessa forma, ocorreria melhor dispersão do esgoto no reator e possivelmente a adequação dos parâmetros “ λ e ICC”, para a condição ideal em reatores com fluxo CSTR.

6. Referências

ALMEIDA, A., CARVALHO, F., IMAGINÁRIO, M.J., CASTANHEIRA, I., PRAZERES, A.R., RIBEIRO, C. Remoção de nitrato em áreas úmidas construídas com fluxo vertical plantadas com *Vetiveria zizanioides* : Efeito da carga hidráulica. Revista: *Ecological engineering*, V.99, p.535-542, 2017.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. Standard methods for the examination of water and wastewater. 20. ed. New York: United Book, 2018.

BABATUNDE, A.O. ZHAO, Y.Q., DOYLE, R.J., RACKARD, S.M., KUMAR, J.L.G., HU, Y.S. Avaliação e previsão de desempenho para um sistema piloto de zonas úmidas construídas em dois estágios, empregando lodo de alume desidratado como substrato principal. Revista: *Bioresource Technology*, p.5645-5652, v.102, 2011.

BERTONCINI, Edna Ivani. Tratamento de efluentes e reuso da água no meio agrícola. *Revista Tecnologia & Inovação Agropecuária*, v. 1, n. 1, p. 152-169, 2008.

BENVENUTI, T. HAMERSKI, F. GIACOBBO, A. BERNARDES, A.A. FERREIRA, J.Z, RODRIGUES, M.A.S. Pantanal flutuante construído para o tratamento de esgoto doméstico: um estudo em escala real. *Environmental Chemical Engineering Magazine*. p. 5706-5711, v. 6, 2018.

BENVENUTI, T. et al. Áreas úmidas flutuantes construídas para o tratamento de esgoto doméstico: um estudo em escala real. Revista: *Environmental Chemical Engineering Magazine*, v.6, Ed. 5, p.5706-5711, 2018.

CHANG, J.J., WU, S.Q., DAI, Y.R., LIANG, W., WU, Z.B. Desempenho do tratamento de parcelas integradas de áreas úmidas construídas com fluxo vertical para águas residuais domésticas. Revista: *Ecological engineering*, p.152-159, v.44, 2012.

COSTA, R.D.A., MATOS, M.P.D., MATOS, A.T., SPERLING, M.V. Comportamento hidrodinâmico de sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial

de diferentes proporções geométricas e tempos de operação. Revista: *Eng Sanit Ambient*, V.24, n.1, p.83-91, 2019.

COELHO, J.C. Macrófitas aquáticas flutuantes na remoção de elementos químicos de água residuária, dissertação, UNESP Botucatu, 2017.

CUNHA, C.A.G. Análise da eficiência de um sistema de alagados construídos na melhoria da qualidade das águas. Escola de engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo. Dissertação de mestrado, 2006.

CHANG, J.J., WU, S.Q., DAI, Y.R., LIANG, W., WU, Z.B. Desempenho do tratamento de parcelas integradas de áreas úmidas construídas com fluxo vertical para águas residuais domésticas. Revista: *Ecological engineering*, p.152-159, v.44, 2012.

DALHAMMAR,G.,GRUNDITZ,C.,GUMAELIUS,L.,1999.Comparisonofinhibitionassaysusingnitrogenremovingbacteria:applicationtoindustrialwastewater.*WaterRes.*32,2995–3000.

FIA, F. R. L., MATOS, A. T., FIA, R., BORGES, A.C., BAPTESTINI, G.C.F. Dinâmica do fósforo em sistemas alagados construídos tratando água residuária da suinocultura. Revista: *Eng. Sanit. Ambient*, V.25, n.1, 2020.

FELIX, M.V., SALEH, B.B. Análise da eficiência do tratamento do efluente de tanque séptico por sistema alagado construído em escala piloto. Mestrado: IF Goiano Rio Verde, 2018.

FOUNTOULAKIS,M.S.,TERZAKIS,S.,CHATZINOTAS,A.,BRIX,H.,KALOGERAKI S,N.,MANIOS,T.,2009.Pilot scale comparison of constructed wetlands operated underhigh hydraulic loadingrates and attached biofilm reactor.

FU, G.D., YU, T., NING, K., GUO, Z., WONG, M.H. Efeitos de micróbios de remoção de nitrogênio e nitrificação-desnitrificação parcial em áreas úmidas integradas de fluxo vertical. Revista: *Ecological engineering*, V.95, p.83-89, 2016.

GAJEWASKA, M. et al. Cinética da remoção de poluentes em áreas úmidas construídas com fluxo vertical e horizontal em clima temperado. Revista: *Science Environmental Total*, 2020.

GIRALDI, D., VITTURI, M.D.M., ZARAMELLA, M., MARION, A., LANELLI, R. Hidrodinâmica de áreas úmidas verticais construídas com fluxo subsuperficial: testes de rastreadores com rodamina WT e modelagem numérica. Revista: *Ecological engineering*, V.35, Ed 2, 2009.

GOERCK, J., WOLFF, D.B. Eletrocoagulação como pós-tratamento do efluente de um tanque séptico e de um *wetland* construído de fluxo vertical. Dissertação: UFMS, 2018.

GOMES, B.G.L.A., TONETTI, A.L. Tratamento de esgoto de pequena comunidade utilizando tanque séptico, filtro anaeróbio e filtro de areia. Dissertação: UNICAMP, 2015.

HEADLEY, T.R. E KADLEC, R.H. (2007). Conducting hydraulic tracer studies of constructed wetlands: a practical guide. *Ecohydrology e Hydrobiology*, 7(3-4): 269-282.

HUANG, J.J., GAO, X., BALCH, G., WOOTTON, B., JØRGENSEN, E.S., ANDERSON, B. Modelagem de áreas úmidas verticais construídas com fluxo subsuperficial para tratamento de esgoto doméstico e escoamento de águas pluviais pela sub-água 2.0. Revista: *Ecological engineering*, p. 8-12, v.74, 2015.

J. TRUU , K. NURK , J. JUHANSON , Ü. MANDER. Variação de parâmetros microbiológicos no filtro de solo plantado para tratamento de efluentes domésticos J. Environ. Sci. Saúde Parte A , v.40 , pp. 1191 – 1200, 2005.

JOHN, Y., LANGERGRABER, G., ADYEL, T.M., DAVID JR, V.E. Simulação de intensidade de aeração em uma área úmida vertical saturada construída com fluxo ascendente. Revista: *Science Environmental Total*, V.708, 2020.

JORDÃO Pacheco; PESSÔA Arruda C. Tratamento de Esgoto Doméstico. 4a ed. ABES. Rio de Janeiro, Brasil. 932 pp. (2005).

KADLEC, R.H. E WALLACE, S.D. (2009). *Treatment wetlands*. Taylor & Francis Group, 2ª ed.

KENT, R. ODUM, H.T., SCATENA, F.N. Crescimento eutrófico na auto-organização de áreas úmidas tropicais ilustradas com um estudo de resíduos de suínos em parcelas de florestas tropicais. Revista: *Ecological engineering*, p.225-269, v.16, 2000.

KUMAR, M., SINGH, R. Avaliação de desempenho de áreas úmidas semi-contínuas construídas com fluxo vertical (SC-VF-CWs) para tratamento de águas residuais municipais. Revista: *Bioresource Technology*, V.232, p.321-330, 2017.

LI, X., LI, Y., LV, DIANQING., LI, Y., WU, J. Desempenho de remoção de nitrogênio e fósforo e comunidades bacterianas em uma área úmida construída em fluxo superficial de múltiplos estágios, tratando esgoto doméstico. Revista: *Science Environmental Total*, v.709, 2020.

LU, S. et al. Avaliação do tratamento de esgoto doméstico por uma área úmida artificial de fluxo vertical em diferentes níveis de água em operação. Revista: *Journal of Cleaner Production*, v.208, p.649-655, 2019.

MATOS, M.P., SPERLING, M.M., MATOS, A.T., PASSOS, R.G. Uso de traçador salino para avaliação da colmatação e das condições hidrodinâmicas em sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial. Revista: *Journal of the Brazilian Association of Agricultural Engineering*, V.35, n.6, p.1137-1148, 2015.

MATOS, M.P., SPERLING, M.M., MATOS, A.T., PASSOS, R.G. Uso de traçador salino para avaliação da colmatação e das condições hidrodinâmicas em sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial. Revista: *Journal of the Brazilian Association of Agricultural Engineering*, V.35, n.6, p.1137-1148, 2015.

MATOS, A.T.; MATOS, M.P. Disposição de águas residuárias no solo e em Wetlands construídas. Editora: UFV, 2017, 371 p.

MELLO, D., CARVALHO, K.Q., FREIRE, F.B Avaliação do uso de sistemas de wetlands construídas no tratamento de esgotos sanitários. Dissertação: UTFPR, 2016.

METCALF, L., EDDY, H. P. Tratamento de Efluentes e Recuperação de Recursos. Tradução: Ivanildo Hespanhol, José Carlos Mierzwa. 5ª ed. Porto Alegre: AMGH, 2016. 1984p.

METCALF & EDDY. Wastewater Engineering: treatment, disposal and reuse. 4th ed. New York: McGraw-Hill, 2003. 1818p.

MS FOUNTOULAKIS , S. TERZAKIS , A. CHATZINOTAS , H. BRIX , N. KALOG ERAKIS , T. MANIO. Comparação em escala piloto de áreas úmidas construídas operadas sob altas taxas de carga hidráulica e reatores de biofilme conectados para tratamento de águas residuais domésticas *Sci. Ambiente total.* , 407 (2009) , pp. 2996 – 3003.

NIVALA, J. ET AL., Áreas úmidas construídas com fluxo vertical para tratamento descentralizado de águas residuais na Jordânia: otimização da remoção total de nitrogênio. Revista: *Science Environmental Total*, p.495-504, 2019.

NORTE, A.C.C. ET AL.; Espécies vegetais com potencial ornamental para utilização em wetlands construídos. 2ºSimpósio Brasileiro sobre wetlands construídos, 2015.

NGUYEN et al. Sistema de duas etapas que consiste em um novo fluxo vertical e um pântano construído na superfície da água livre para tratamento e reuso eficientes de esgoto. Revista: *Bioresource Technology*, v.306, 2020.

NGUYEN et al. Sistema combinado de áreas úmidas construídas com fluxo vertical de biochar e água livre para tratamento e reutilização de esgoto em dormitórios. Revista: *Environmental Science*, v.713, 2020.

NGUYEN, X.C. ET AL. Zona úmida construída híbrida para remoção de materiais orgânicos e nutrientes do esgoto: desempenho do processo e modelos multicinéticos. Revista: *Environmental Management Magazine*, p. 378-384, v.222, 2018.

OLIVEIRA, R. J. D., MONACO, P. A. V. L., COLOMBO, R. B., OZA, E. F., MENEGHELLI, L. A. M. Tratamento de águas residuárias de suinocultura em wetland construída cultivado com planta ornamental. Anal de evento, “CONBEA 2016, ISSN: 2358-582X.

PARK, J.B.K., SUKIAS, J.P.S., TANNER, C.C. Áreas úmidas de tratamento flutuante complementadas com superfícies de aeração e fixação de biofilme para tratamento eficiente de águas residuais domésticas. Revista: *Ecological engineering*, v.139, 2019.

PENIDO, R.C.S., VON SPERLING, M. .Avaliação hidráulica de leitos de fluxo vertical plantados e não plantado em escala de demonstração. Dissertação: UFMG, 2009.

PERSSON, J., SOMES, N. L. G., WONG, T. H. F. Hydraulics efficiency of constructed wetlands and ponds. *Water Science and Technology*, Oxford, v.40, n.3, p.291–300, 1999.
POLISEL, K.C. Macrófitas aquáticas flutuantes na remoção de elementos químicos de água residuária. Tese, São Carlos, 2005.

POTT, V.J., POTT, A. Potencial de uso de plantas aquáticas na despoluição da água, Embrapa, 25p, 2002.

POUSTIE, M.S., DELETIC, A. Modelagem de sistemas hídricos urbanos integrados em países em desenvolvimento: estudo de caso de Port Vila, Vanuatu. Revista: *Ambio*, v.43, p. 1093 – 1111, 2014.

ROUSSEAU, D.P.L., VANROLLEGHEM, P.A., PAUW, N. D. Projeto baseado em modelo de áreas úmidas de tratamento construído com fluxo subsuperficial horizontal: uma revisão Revista: *Water Research*. , V.38, p.1484-1493, 2004.

ROZEMA, E.R., ROZEMA, L.R., ZHENG, Y. Um pantanal de fluxo vertical construído para o tratamento de água de processo vinícola e esgoto doméstico em Ontário, Canadá: seis anos de dados de desempenho. Revista: *Ecological engineering*, p. 262-268, v.86, 2016.

SAEDI, R.A., SMETTEM, K., SIDDIQUE, K.H.M. Eficiências e vias de remoção de nitrogênio de zonas insaturadas e saturadas em um pantanal construído em escala vertical em escala de laboratório. Revista: *Environmental Management Magazine*, V.228, p.466-474, 2018.

SAEED, T., SUN, G. Remoções de poluentes empregando áreas úmidas de fluxo vertical insaturadas e parcialmente saturadas: um estudo comparativo. Revista: *Environmental Chemical Engineering Magazine*. V.325, p.332-341, 2017.

SAEED, T. SUN, G. Modelagem cinética da remoção de nitrogênio e orgânicos em áreas úmidas de fluxo vertical e horizontal. Revista: *Water research*, p.3137-3152, v.45, 2011^A.

SAEED, T., SUN, G. Uma revisão sobre os mecanismos de remoção de nitrogênio e orgânicos em áreas úmidas construídas com fluxo subterrâneo: Dependência de parâmetros ambientais, condições operacionais e meios de suporte. Revista: *Environmental Management Magazin*, V.112, p.429-448, 2012.

SAEED, T., SUN, G. Estudo comparativo da remoção de nutrientes e matéria orgânica em reatores de áreas úmidas empregando meios orgânicos. Revista: *Environmental Chemical Engineering Magazine*, V.171, p.439-447, 2011^B.

SAEED, T., SUN, G. Remoção de nitrogênio e orgânicos em reatores de áreas úmidas de fluxo vertical: modelos preditivos. Revista: *Bioresource Technology*, V.102, p.1205-1213, 2011^C.

SANTOS, L. R., DINIZ, C.R. Pós-tratamento de efluentes de filtro anaeróbio precedido de tanque séptico por filtros aeróbios intermitentes de areia. Dissertação: UEPB, 2012.

SILVA JÚNIOR, E.D., SOUZA, M.A.A. Influência climática em modelos cinético-hidrodinâmicos para dimensionamento de *wetlands* construídas no tratamento de esgoto doméstico. Tese: UNB, 2018.

SOARES, L.A.; SALEH, B.B. Relatório Final de iniciação científica, IF Goiano Rio Verde GO, 2018.

SEZERINO, Pablo. H. Potencialidade dos filtros plantados com macrófitas (Constructed *Wetlands*) no pós-tratamento de lagoas de estabilização sob condições de clima subtropical. 2006. 171f. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2006.

TRUU, J., NURK, K., JUHANSON, J., MANDER, Ü., 2005. Variation of microbiological parameters within planted soil filter for domestic wastewater treatment. *J. Environ. Sci. Health Part A* 40, 1191–1200.

VYMAZAL, J. Plants used in constructed wetlands with horizontal subsurface flow: a review. *Hydrobiologia*, n. 674, p. 133-156, out. 2011.

VAN NIEL, E.W.J., VAN NIEL, L.A., ROBERTSON, J.G, KUENEN. Uma descrição matemática do comportamento de culturas de quimiostatos mistos de um nitrificador

autotrófico e um nitrificador heterotrófico / desnitrificador aeróbico: uma comparação com dados experimentais FEMS Microbiol. Ecol. , 102 (1993) , pp. 99 – 108, 1993.

VYMAZAL, J. Plants used in constructed wetlands with horizontal subsurface flow: a review. Hydrobiologia, n. 674, p. 133-156, out. 2011.

VYMAZAL, J., KRÖPFELOVÁ, L. Pantanal híbrido de estágios múltiplos para remoção aprimorada de nitrogênio. Revista: *Ecological engineering*, V.84, p.202-208, 2015.

VYMAZAL, J. Desempenho a longo prazo de áreas úmidas construídas com fluxo sub-superficial horizontal: dez estudos de caso da República Tcheca. Revista: *Ecological engineering*, p.54-63, v.37, 2011.

VAN NIEL, E.W.J., VAN NIEL, L.A., ROBERTSON , J.G, KUENEN. Uma descrição matemática do comportamento de culturas de quimiostatos mistos de um nitrificador autotrófico e um nitrificador heterotrófico / desnitrificador aeróbico: uma comparação com dados experimentais FEMS Microbiol. Ecol. , 102 (1993) , pp. 99 – 108, 1993.

WANG, Z. ZHANG, Z. ZHANG, Y. ZHANG, J. YAN, S. GUO, J. Remoção de nitrogênio do lago Caohai, um lago ultra-eutrófico típico na China com crescimento confinado em larga escala de *Eichhornia crassipes*. Revista: *Chemosphere*, p.177-183, v.92, 2013.

WANG, Z. ZHANG, Z. ZHANG, Y. ZHANG, J. YAN, S. GUO, J. Remoção de nitrogênio do lago Caohai, um lago ultra-eutrófico típico na China com crescimento confinado em larga escala de *Eichhornia crassipes*. Revista: *Chemosphere*, p.177-183, v.92, 2013.

Y. WANG , X. SONG , W. LIAO , R. NIU , W. WANG , Y. DING. Impactos da configuração entrada / saída, vazão e tamanho do filtro no comportamento hidráulico de áreas úmidas horizontais quase bidimensionais: teste de NaCl e teste de coloração Ecol. Eng. , 69 (2014) , pp. 177 – 185.

ZHAO, Q. et al. Uma revisão de metodologias e indicadores de sucesso para a restauração de áreas úmidas costeiras. Revista: *Ecological Indicators* v.60, p.442-452, 2016.

ZHIMIAO, Z. et al. Efeitos de lagoas de algas em áreas úmidas construídas com fluxo vertical sob diferentes técnicas de aplicação de esgoto. Revista: *Ecological engineering*, V.93, p.120-128, 2016.

ZIMMELS, Y. KIRZHNER Aplicação de *Eichhornia crassipes* e *Pistia stratiotes* para tratamento de esgoto urbano em Israel. Revista: *Environmental Management Magazine*, p.420-428, v.81, 2006.

ZREIQAT, L.A. et al. Influência do meio de crescimento acoplado a tanque séptico na remoção total de nitrogênio em uma área úmida construída com fluxo vertical recirculante para tratamento de águas residuais domésticas. Revista: *Ecological engineering*, p.171-178, 2018.