

INSTITUTO FEDERAL DE EDUCAÇÃO, CIÊNCIA E TECNOLOGIA
GOIANO — CÂMPUS RIO VERDE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA APLICADA
E SUSTENTABILIDADE

INTERFERÊNCIAS PLUVIOMÉTRICA E TEMPORAL NA
HIDRODINÂMICA DE WETLAND CONSTRUÍDO DE
FLUXO SUBSUPERFICIAL VERTICAL NO TRATAMENTO
DE ESGOTO DOMÉSTICO

Autor: Galilleu Silva
Orientador: Prof. Dr. Édio Damásio da Silva Júnior

RIO VERDE - GO
Agosto - 2020

INSTITUTO FEDERAL DE EDUCAÇÃO, CIÊNCIA E TECNOLOGIA
GOIANO — CÂMPUS RIO VERDE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA APLICADA
E SUSTENTABILIDADE

INTERFERÊNCIAS PLUVIOMÉTRICA E TEMPORAL NA
HIDRODINÂMICA DE WETLAND CONSTRUÍDO DE
FLUXO SUBSUPERFICIAL VERTICAL NO TRATAMENTO
DE ESGOTO DOMÉSTICO

Autor: Galilleu Silva
Orientador: Prof. Dr. Édio Damásio da Silva Júnior

Dissertação apresentada como parte das exigências para obtenção do título de Mestre em Engenharia Aplicada e Sustentabilidade, no Programa de Pós-graduação em Engenharia Aplicada e Sustentabilidade do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Goiano - Câmpus Rio Verde – Área de concentração: Engenharias I.

RIO VERDE - GO
Agosto -2020

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

SIN61i Silva, Galilleu
Interferências pluviométrica e temporal na hidrodinâmica de wetland construído de fluxo subsuperficial vertical no tratamento de esgoto doméstico / Galilleu Silva; orientador Édio Damásio da Silva Júnior . -- Rio Verde, 2020.
91 p.

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

1. Evapotranspiração. 2. Modelos de dispersão. 3. Sistemas alagados construídos. I. , Édio Damásio da Silva Júnior, orient. II. Título.



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

Documentos 11/2020 - DPGPI-RV/DG-RV/CMPRV/IFGOIANO

INFLUÊNCIAS PLUVIOMÉTRICA E TEMPORAL NA HIDRODINÂMICA DE WETLAND CONSTRUÍDO DE
FLUXO SUBSUPERFICIAL VERTICAL NO TRATAMENTO DE ESGOTO DOMÉSTICO

Autor: Galilleu Silva

Orientador: Dr. Édio Damásio da Silva Júnior

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

APROVADO em 27 de agosto de 2020.

Prof. Dr. Rogério de Araújo
Almeida
Avaliador externo - UFG / Goiânia

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

Prof. Dr. Édio Damásio da Silva Júnior
Presidente da Banca - IF Goiano / Rio Verde

Documento assinado eletronicamente por:

- Rogério de Araújo Almeida, Rogério de Araújo Almeida - 234310 - Professor de engenharia - Universidade Federal de Goiás (01567601000143), em 02/09/2020 15:48:12.
- Lucas Peres Angelini, PROFESSOR ENS BASICO TECN TECNOLOGICO, em 31/08/2020 16:36:24.
- Edio Damasio da Silva Junior, PROFESSOR ENS BASICO TECN TECNOLOGICO, em 31/08/2020 15:42:23.

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: 181380
Código de Autenticação: 96ed1eda32



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

*“Uma mente que se abre a uma nova ideia jamais
voltará ao seu tamanho original”*

Albert Einstein

*“Mais fácil me foi encontrar as leis com que se
movem os corpos celestes, que estão a milhões de
quilômetros, do que definir as leis do movimento da
água que escoam frente aos meus olhos”*

Galileu Galilei

DEDICATÓRIA

Dedico este trabalho à minha família pelo apoio incondicional; em especial aos meus pais: Maria Aparecida da Silva e Marcos Antônio Silva que sempre me incentivaram desde criança à busca pelo conhecimento;

Também o dedico para todos aqueles que acreditam e lutam pela educação e pela ciência, pilares para a construção de uma sociedade mais justa, igualitária e que esteja em harmonia com o meio ambiente. Em especial agradeço aos meus professores, desde a base, que contribuíram significativamente, para minha trajetória. Tais heróis, como como vela que se consome, doam de si, para a que a eterna chama da sociedade, de alguma maneira permanecesse acesa. É fato que a mais bela de todas as profissões, nem sempre possui o reconhecimento merecido.

AGRADECIMENTOS

Ao Deus de Spinoza, que desperta a todo momento, seguidores curiosos em descobrir e compreender as leis e teorias que regem a dinâmica da natureza.

Ao meu orientador, Prof. Dr. Édio Damásio da Silva Júnior, um grandioso docente e profissional, agradeço pelo privilégio da convivência e orientação, pelos aprendizados que vão além do campo da engenharia ambiental. Registro a minha admiração e eterna gratidão pelos ensinamentos e discussões que tivemos, aos quais foram determinantes para o meu amadurecimento enquanto mestrando e profissional.

Aos demais professores do programa de pós-graduação pelos aprendizados nas disciplinas do curso e à prof^a Dr^a Adriana Antunes Lopes, que me preparou durante o meu estágio enquanto estudante de iniciação científica, fator determinante para o bom andamento do meu mestrado

Aos colegas do Programa de Pós-graduação em Engenharia Aplicada, pelo companheirismo durante esta trajetória: Bruna, Larissa, Abner, Álvaro, Luiz, Murilo e Diego, este último pelo apoio durante a realização do primeiro ensaio deste trabalho.

Aos colegas de profissão pelo companheirismo e com sugestões que puderam inclusive contribuir para o desenvolvimento deste trabalho, agradeço aos professores Leandro Varão, Erivelton Oliveira e Stenio Lima.

Aos meus pais: Marcos Antônio Silva e Maria Aparecida da Silva, que a todo momento lutaram e batalharam para me fornecer oportunidades e viver tudo aquilo que não puderam ter. Apesar de nunca terem tido a oportunidade de ocupar uma cadeira de uma universidade, sempre me incentivaram e fizeram de tudo para que eu pudesse ocupar.

À minha noiva, Larissy Moreira de Sousa, pelo apoio, companheirismo e o suporte emocional durante este período das nossas vidas.

Aos meus familiares pelo apoio e suporte durante este período de formação. Em especial agradeço à Geovanna, Maria Eunice, Maria Francisca, Renata, Wlineide, Igor, Mateus, e a todos os demais familiares.

Aos irmãos que a vida me deu, cuja amizade e estima superam as barreiras físicas. Sou grato ao apoio e suporte emocional: Carlos Alberto, Gabriel Valadares, Matheus Guedes e Dener Filho.

Também agradeço aos amigos professores pelo suporte emocional e, motivação; que de alguma forma, foram determinantes para minha trajetória: Geovani, Cleonice, João Paulo, Thaís, Leandro José, Juliana Alec Sânia, Welba, Graziela, Elaine, Paula, Valdete, Joelma, Viviane, Ângela, Estéverson, Gislaine; assim como todos os demais colegas e amigos da Escola Paroquial Santa Helena, Escola Municipal João Saraiva e do Colégio Estadual Vital de Oliveira.

Aos meus alunos que indiretamente me motivaram a prosseguir e que ainda me motivam a cada vez mais no sentido de aprimorar minha formação acadêmica.

A todos os agentes que promovem e defendem a educação pública de qualidade, que de forma indireta contribuíram para que eu tivesse uma formação contínua e de qualidade desde a educação básica até à pós-graduação.

Ao Instituto Federal Goiano que me acolheu enquanto discente e pesquisador durante toda a minha trajetória desde a graduação.

Aos criadores e desenvolvedores da plataforma *Sci-Hub*, haja vista que a ciência é para todos, não podendo se criar barreiras para o conhecimento.

BIOGRAFIA DO AUTOR

Galilleu Silva, filho de Marcos Antônio Silva e Maria Aparecida da Silva, nascido em 12 de dezembro de 1995 na cidade de Americano do Brasil, Goiás. Concluiu o ensino médio na Escola Paroquial Santa Helena, localizada em Santa Helena de Goiás – GO no ano de 2012. Concluiu a graduação em engenharia ambiental pelo Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Goiano – Campus Rio Verde no ano de 2018 e no ano de 2020 conclui a licenciatura em Matemática pela Universidade Cruzeiro do Sul. No ano de 2019 ingressou no Programa de Pós-Graduação em Engenharia Aplicada em Sustentabilidade, com áreas de concentração em “Engenharias I”, atuando na linha de pesquisa em “Eficiência Energética e Sustentabilidade”, especificamente desenvolvendo pesquisa na área saneamento básico com ênfase em tecnologias de tratamento descentralizado de água e esgoto.

SUMÁRIO

LISTA DE TABELAS	11
LISTA DE FIGURAS	12
LISTA DE SÍMBOLOS, NOMENCLATURAS E ABREVIACÕES.....	14
RESUMO	16
1 INTRODUÇÃO	18
1.1 CONTEXTUALIZAÇÃO.....	18
1.2 JUSTIFICATIVA	19
1.3 REFERÊNCIAS.....	21
2 REVISÃO DA LITERATURA	24
2.1 MÉTODOS E TÉCNICAS DE TRATAMENTO DE ESGOTO	24
2.1.1 Sistemas descentralizados para o tratamento de esgoto	26
2.2 <i>WETLANDS</i>	28
2.2.1 <i>Wetlands</i> naturais	28
2.3 SISTEMAS DE <i>WETLANDS</i> CONSTRUÍDOS (WCs)	29
2.4 CLASSIFICAÇÃO DOS <i>WETLANDS</i> CONSTRUÍDOS (WCS).....	35
2.4.1 Tipos de escoamento	36
2.4.2 <i>Wetlands</i> construídos de escoamento superficial (WC-FS)	36
2.4.3 <i>Wetlands</i> construídos de escoamento subsuperficial horizontal (WC-FSSH).....	37
2.4.4 <i>Wetlands</i> construídos de escoamento subsuperficial vertical (WC-FSSV).....	38
2.4.5 Sistemas Híbridos (WC-H)	39
2.5 COMPORTAMENTO HIDRODINÂMICO	40
2.5.1 Regimes Hidráulicos	41
2.6 ESTUDOS EXPERIMENTAIS DO REGIME HIDRÁULICO DE REATORES	43
2.6.1 Aplicação de traçadores para o estudo do regime hidráulico	44
2.6.2 Distribuição do tempo de residência (DTR).....	46
2.7 INFLUÊNCIAS CLIMÁTICAS NO TRATAMENTO DE <i>WETLANDS</i> CONSTRUÍDOS	50

2.8 REFERÊNCIAS.....	53
3 OBJETIVO.....	62
3.1 OBJETIVO GERAL	62
3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	62
4 CAPÍTULO 1.....	63
4.1 INTRODUÇÃO	63
4.2 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	64
4.3 METODOLOGIA	67
4.3.1 Traçador hidrodinâmico.....	68
4.3.2 Avaliação hidrodinâmica	69
4.3.3 Balanço hídrico do sistema	72
4.3.4 Avaliação estatística	73
4.4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	73
4.4.1 Balanço hídrico	73
4.4.1.1 Monitoramento de vazões (ano 2020).....	74
4.4.1.2 Evapotranspiração diária	75
4.4.2 Ensaio com traçador hidrodinâmico.....	76
4.4.2.1 Distribuição do Tempo de Residência (DTR).....	77
4.4.2.2 Parâmetros hidráulicos de dispersão no WC-FSSV	84
4.5 CONCLUSÕES	88
4.6 REFERÊNCIAS.....	88

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 Índice de atendimento de água e esgoto dos municípios brasileiros em 2018	26
Erro! Indicador não definido.	
Tabela 2 Exemplos de estudos brasileiros que aplicam os sistemas de <i>wetlands</i> construídos para o tratamento de águas residuárias.....	30
Tabela 3 Mecanismos de remoção nas <i>wetlands</i> construídos	32
Tabela 4 Vantagens e desvantagens dos sistemas <i>wetlands</i> construídos	33
Tabela 5 Vantagens e desvantagens dos WC-FS no tratamento de águas residuárias.....	37
Tabela 6 Vantagens e desvantagens dos WC-FSSH no tratamento de águas residuárias	38
Tabela 7 Vantagens e desvantagens dos WC-FSSV no tratamento de águas residuárias	39
Tabela 8 Classificação do regime hidráulico de células para o tratamento de esgoto.....	41
Tabela 9 Interpretação do valor do número de dispersão.....	49
Tabela 10 Fatores climáticos que afetam as reações químicas em WCs.....	51
Tabela 11 Quantificação das taxas de evapotranspiração em <i>wetlands</i> construídos.....	53
Tabela 12 Evapotranspiração percentual diária.....	75
Tabela 13 Equações das curvas de distribuição do tempo de residência bruta	80
Tabela 14 Equações das curvas de distribuição do tempo de residência (DTR).....	81
Tabela 15 Parâmetros hidrodinâmicos calculados a partir dos ensaios no WC-FSSV.	84
Tabela 16 Valores dos modelos de dispersão e de tanques-em-série obtido nos ensaios com traçadores do WC-FSSV	86

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 Esquema de um <i>wetland</i> natural	28
Figura 2 Principais tipologias de água tratada em pesquisas de pós-graduação do Brasil em sistemas WC.	31
Figura 3 Espécies empregadas em pesquisas de trabalhos de pós-graduações do Brasil nos últimos 30 anos	34
Figura 4 Classificação dos <i>wetlands</i> construídos (WCs)	35
Figura 5 Representação de uma <i>wetland</i> construída com fluxo superficial	36
Figura 6 Representação em profundidade do <i>wetland</i> construído de escoamento subsuperficial de fluxo horizontal.....	37
Figura 7 Representação de um <i>wetland</i> construído de fluxo subsuperficial vertical	38
Figura 8 Representação gráfica de um <i>wetland</i> construído híbrida	39
Figura 9 Representação dos principais modelos de escoamento em reatores	41
Figura 10 Principais problemas de ordem hidráulica identificadas em reatores.	42
Figura 11 Procedimento de normalização aplicado à curva de concentração de um traçador (pulso) .	47
Figura 12 Família de curvas geradas a partir de ensaios com traçadores mediante número de dispersão.	48
Figura 13 Família de curvas geradas a partir de ensaios com traçadores mediante o modelo de número de tanques em série	49
Figura 14 Curva de calibração do traçador NaCl obtida em testes com esgoto.	50
Figura 15 Planta representativa da ETE-WC objeto desta pesquisa	65
Figura 16 Disposição das unidades componentes do sistema e pontos de amostragens e dos processos unitários do sistema.....	66
Figura 17 Planta baixa do WC-FSSV descendente implantada, com destaque para os pontos de monitoramento da direita (D) e esquerda (E), utilizados no ensaio com traçador.	66
Figuras 18 (a) e (b) Perfis longitudinal (a) (vista lateral – em seção média) e transversal (b) (vista frontal-em seção média) da célula de WC-FSSV descendente implantada	67

Figura 19 Etapas para o estudo desenvolvido referente ao fluxo hidrodinâmico no <i>wetland</i> construído de fluxo subsuperficial vertical (WC-FSSV)	67
Figura 20 Etapas procedimentais do ensaio com traçador salino.....	68
Figura 21 Comparativo das vazões diárias dos ensaios com traçador salino (2020).	74
Figura 22 Variação de condutividade elétrica do esgoto em função da profundidade h no ensaio com presença de precipitação.....	77
Figura 23 Variação da condutividade elétrica do esgoto em função da produtividade h no ensaio sem precipitação.	78
Figura 24 Comparativo dos valores médios e dos desvios padrões monitorados na profundidade h=80 cm no sentido esquerdo (E) e Direito (D) do WC-FSSV no ensaio com precipitação (CP) e sem a presença de precipitação (SP)	79
Figura 25 Valores de CE mensurados no ensaio com traçador em 2018 (SP-2018) no sistema nas profundidades H1=20 cm, H2=40 cm e H3= 80 cm, nos lados esquerdo (E) e direito (D) do WC-FSSV	79
Figura 26 Vista frontal do WC-FSSV. Nota-se que as plantas ao lado esquerdo (vermelho) possuem maior porte e biomassa se comparadas com as do lado direito (amarelo) do sistema.	80
Figura 27 DTR bruta em função do monitoramento da condutividade elétrica nos dois ensaios	81
Figura 28 Curvas de distribuição do tempo de residência (DTR) e comparativo do monitoramento da condutividade elétrica nos dois ensaios	82

LISTA DE SÍMBOLOS, NOMENCLATURAS E ABREVIACÕES

Θ : Tempo de detenção hidráulica do modelo

Θ_m : Tempo de detenção hidráulica médio do modelo

λ : Eficiência hidráulica do reator

CE: Condutividade elétrica

CP: Ensaio com a presença de precipitação

CP-2020: Ensaio sem a presença de precipitação realizado em 2020

CSTR: *Continuous Stirred Tank Reactor* (Reator de mistura completa)

d: número de dispersão do modelo de fluxo disperso

DBO: demanda bioquímica de oxigênio

D-CP: Pontos de monitoramento do sentido direito do ensaio com presença de precipitação

D-CP: Pontos de monitoramento do sentido direito do ensaio com presença de precipitação

DTR: Curva de distribuição do tempo de residência

E-CP: Pontos de monitoramento do sentido esquerdo do ensaio com presença de precipitação

E-SP: Pontos de monitoramento do sentido esquerdo do ensaio sem presença de precipitação

ETE-WC: Estação de tratamento de esgoto por *wetland* construído

ET_0 : Evapotranspiração de referência

E_v : Eficiência volumétrica do reator

EVT: Evapotranspiração

h: Profundidade em centímetros do WC-FSSV.

ICC: Índice de curto-circuito do reator

N: Número de tanques-em-série do modelo TIS

NaCl: Cloreto de sódio

OD: Oxigênio dissolvido

PCT: Precipitação

PFR: *Plug Flow Reactor* (Reator de fluxo em pistão)

Q: Vazão de esgoto

Rec: Taxa de recuperação do traçador

R²: Coeficiente de correlação de Pearson

SP: Ensaio sem a presença de precipitação

SP-2018: Ensaio sem a presença de precipitação realizado em 2018

SP-2020: Ensaio sem a presença de precipitação realizado em 2020

TDH: Tempo de detenção hidráulica

TDHn: Tempo de detenção hidráulica nominal

TDHr: Tempo de detenção hidráulica real

TIS: Tank-in-series (Modelo de tanques em série – N)

u: Velocidade de escoamento.

V: Volume da célula de tratamento.

WC-FS: *Wetland* construído de fluxo superficial

WC-FSS: *Wetland* construído de fluxo subsuperficial

WC-FSSH: *Wetland* construído de fluxo subsuperficial horizontal

WC-FSSV: *Wetland* construído de fluxo subsuperficial vertical

WCs: *Wetlands* construídos

RESUMO

SILVA, Galilleu. Instituto Federal Goiano – Campus Rio Verde – GO, agosto de 2020. **Influências pluviométrica e temporal na hidrodinâmica de wetland construído de fluxo subsuperficial vertical no tratamento de esgoto doméstico.** Orientador: Dr. Édio Damásio da Silva Júnior.

Objetivando-se avaliar as interferências pluviométrica e temporal em um sistema de wetland construído de fluxo subsuperficial vertical (WC-FSSV) utilizado para o tratamento de esgoto doméstico em escala real, foram comparados os valores obtidos em três ensaios com traçador salino de cloreto de sódio (NaCl), dois deles sem a presença de precipitação: um no ano de 2018 (SP-2018) e outro no ano de 2020 (SP-2020), e um último ensaio realizado com a presença de precipitação chuvosa na ordem de 50 mm no ano de 2020 (CP-2020). O monitoramento de condutividade elétrica possibilitou a elaboração da distribuição do tempo de residência (DTR) em todos os ensaios, podendo-se compreender a hidrodinâmica do sistema. Foram observadas variações significativas entre todos os cenários no que se refere às variáveis de tempo de detenção hidráulica (TDH), número de dispersão (d) e modelo de tanques em série - TIS (N). Não houveram diferenças significativas nos parâmetros de eficiência volumétrica (Ev) e no índice de curtos-circuitos (ICC) em todos os cenários. Também foi observado um aumento da presença de colmatações nos dois anos de operação no sistema, que está bem projetado, considerando inclusive as variáveis do balanço hídrico (evapotranspiração e precipitação). Apesar de haver ligeira modificação no fluxo de esgoto, em todos os cenários prevaleceu a tendência ao modelo de mistura completa (CSTR).

PALAVRAS-CHAVES: Evapotranspiração; Modelos de dispersão; Sistemas alagados construídos.

ABSTRACT

SILVA, Galilleu. Instituto Federal Goiano – Campus Rio Verde – GO, August 2020. **Rainfall and temporal influences on vertical subsurface constructed wetland hydrodynamics for waste domestic treatment.** Advisor: Dr. Édio Damásio da Silva Júnior.

The aiming of this research is to evaluating the pluviometric and temporal interferences in a vertical subsurface flow constructed wetland system (CW-FVS) used for the treatment of domestic wastewater in full scale. The values obtained in three tests using as tracemaker the sodium chloride (NaCl), were compared. Two of them without rainfall: one in the year 2018 (NR-2018) and another in the year 2020 (NR-2020), and a last test carried out with the presence of rainfall in the order of 50 mm (R-2020). The monitoring of electrical conductivity enabled the elaboration of residence time distribution (RTD) in all tests, being able to understand the hydrodynamics of the system. Were observed significant variations between all scenarios with regard to hydraulic retention time (HRT), dispersion number (d) and serial tank model - TIS (N) variables. There were no significant differences in the parameters of volumetric efficiency (Ve) and in the short-circuit index (SCI) in all scenarios. An increase in the presence of clogging was also observed in the two years of system operation, which is well designed, even considering the variables of the water balance (evapotranspiration and precipitation). Although there was a slight change in the sewage flow, in all scenarios the trend towards the complete mixture model (CSTR) prevailed.

KEYWORDS: Evapotranspiration; Dispersion models; Root zone system.

1 INTRODUÇÃO

1.1 Contextualização

A lei nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007, estabelece as diretrizes para universalização dos serviços de abastecimento de água, coleta e tratamento de esgoto, drenagem de águas pluviais, além da coleta de resíduos sólidos para garantir a saúde da população (BRASIL, 2007). A qualidade e atendimento desses serviços impactam diretamente na saúde e na qualidade de vida da população, pois evita a proliferação de vetores e de microrganismos causadores de doenças. Também, garante a efetiva qualidade do meio ambiente ecologicamente equilibrado em suas dimensões físicas, químicas e biológicas.

Preocupantemente, apenas 52,9% do total de esgoto gerado pela população brasileira (urbana e rural) é coletado, sendo que deste índice apenas 74,5% possui tratamento. Nas regiões Norte e Nordeste, a situação é ainda mais alarmante, com índices de coleta de 10,5% e 28%; sendo do total coletado, tratados 83,4% e 83,6%, respectivamente (SNIS, 2019).

Haja vista que o poder público se apresenta como ineficaz na promoção do saneamento das regiões urbanas e rurais, especialmente nas que possuem carência de recursos; fazem-se necessárias alternativas tecnológicas viáveis do ponto de vista técnico e econômico a fim de promover o adequado tratamento de esgoto.

Oliveira Júnior (2013), recorda que o tratamento descentralizado de esgotos é visto como uma alternativa mais sustentável em relação aos sistemas centralizados; especialmente em países em desenvolvimento e em pequenas vilas isoladas ou assentamentos rurais com baixa densidade populacional em virtude de sua simplicidade e efetividade de custos (USEPA, 2005). Nivala *et al.* (2013) salientam que existe uma crescente conscientização em tecnologias projetadas para a problemática do esgoto doméstico nessas condições; assim os *wetlands* construídos destacam-se por serem especialmente apropriadas para aplicações descentralizadas.

Dentre as vantagens da tecnologia de tratamento de águas residuárias através das *wetlands* construídos (WCs) destacam-se a alta eficiência de remoção de matéria orgânica (DBO) e uma satisfatória remoção de nutrientes. Esta tecnologia também apresenta baixos custos de implantação e operação para a eliminação de poluentes e patógenos das águas residuais (VYMAZAL, 2011; WU *et al.*, 2016; SHINGARE *et al.*, 2019).

Entretanto, de acordo com Wang *et al.* (2014) em muitos casos, as características projetivas e construtivas fazem com que o desempenho desses sistemas esteja abaixo do ideal. A eficiência ideal desses sistemas é afetada por fatores como geometria (SABOKROUHIYEH *et al.*, 2017), forma e estágio da vegetação (IOANNIDOU; PEARSON, 2019), temperatura (BEEBE *et al.* 2014), e principalmente, o desempenho hidráulico (WANG *et al.*, 2014). A eficiência das *wetlands* está intrinsecamente relacionada com o seu comportamento hidrodinâmico (KARDLEC; WALLACE, 2009).

Apesar da maioria dos projetos de WCs desconsiderar os elementos do ciclo hidrológico (precipitação chuvosa e evapotranspiração); Chazarenc *et al.* (2010) elucidam que tais elementos afetam o comportamento hidrodinâmico desses sistemas.

De acordo com Beebe *et al.* (2014), a evapotranspiração (EVT) pode afetar o desempenho do tratamento em *wetlands* construídos, melhorando o transporte de constituintes através do meio poroso, diminuindo o fluxo volumétrico e aumentando o tempo de detenção hidráulica, podendo aumentar as concentrações dos constituintes dissolvidos.

1.2 Justificativa

No âmbito mundial, cada vez são mais acentuadas as desigualdades regionais que se produzem com respeito à disponibilidade de tecnologia para tratamento de esgotos. As causas ainda que conhecidas, são dificilmente evitáveis: o aumento da população e sua concentração em grandes núcleos urbanos, o alto custo com tecnologia para tratamento dos esgotos domésticos, o lançamento de esgoto *in natura* em corpos d'água, o que causa a deterioração da qualidade ambiental dos mananciais.

Vale ressaltar que o tratamento de esgotos, elemento essencial do saneamento básico e obrigatório pela lei nº 11.445/2007 (BRASIL, 2007), está intrinsecamente relacionado à saúde da população, evitando a proliferação de doenças de veiculação hídrica e preservando a qualidade ambiental da região. Assim, faz-se necessária a busca por tecnologias que permitam o efetivo tratamento de esgoto que solucionem a problemática em pequenos redutos populacionais ou em locais com carência de recursos financeiros para este fim.

Neste sentido, destacam-se os sistemas *wetlands* construídos (WCs) que satisfatoriamente promovem a remoção de contaminantes no esgoto, oferecendo como vantagens o baixo custo de implantação e operação, além da baixa complexidade de operação. A utilização no Brasil de sistemas tipo *wetlands* construídos no tratamento de águas residuárias,

teve início no ano de 1980 (SALATI; RODRIGUES, 1982), intensificando-se a partir do ano 2000.

Von Sperling & Sezerino (2018) apontam para o fato de que devido à diversidade de combinações aplicáveis aos *wetlands* construídos e que não há ainda no Brasil uma tendência de dimensionamento e padronização de uso, tampouco de nomenclatura, sendo possível encontrar na literatura diversas denominações, tais como: zona de raízes, filtros plantados com macrófitas, sistemas alagados construídos, leitos cultivados, banhados construídos, biofiltros com macrófitas, entre outros.

Zanella (2008) recorda que a problemática das diversas denominações dificulta o reconhecimento de experiências e a consolidação do sistema como uma alternativa viável às condições ambientais existentes no Brasil; o que justifica a necessidade de novos estudos específicos voltados a este tipo de sistema de tratamento de águas residuárias.

Embora as últimas décadas tenham sido pródigas em trabalhos que abordem o emprego de WCs para o tratamento das mais diversas tipologias de águas (SILVA JÚNIOR *et al.*, 2020); a maior parte destes trabalhos limitam-se a estudar simplesmente a eficiência de remoção nestes sistemas, ignorando outros aspectos projetivos e operacionais desta tecnologia.

Ioannidou & Pearson (2019) recordam que até o momento, a maioria dos estudos experimentais relevantes para a investigação do fluxo hidrodinâmico em WCs foram realizados em escalas laboratoriais ou pilotos, negligenciando a presença de vegetação; poucos examinaram a vegetação natural em escala real.

Kardlec & Wallace (2009) elucidam que a eficiência operacional dos sistemas WCs é função intrínseca do volume útil da célula de tratamento. Assim, à medida que ocorrem processos físicos (adsorção, sedimentação e filtração), químicos (precipitação) e biológicos (degradação e absorção) de remoção, existe a retenção de sólidos suspensos e crescimento de biofilme, raízes e rizomas, geração de precipitados insolúveis e intemperismo (desgaste) do substrato, os quais concorrem para a obstrução do meio poroso.

De acordo com Matos *et al.* (2018), colmatação em WCs é o processo de contínua redução da porosidade. Este fenômeno, a princípio aumenta a eficiência de retenção de sólidos e de matéria particulada nos sistemas. No entanto, ao avançar, dificulta a passagem de água residuária, passando o líquido a se movimentar acima do nível do leito; diminuindo o tempo de detenção hidráulica (TDH), diminuindo a eficiência dos sistemas (ZHANG *et al.*, 2014).

Para que a colmatção possa ser minimizada e seja possível a adequada operação e manutenção do sistema, torna-se importante o conhecimento dos fatores que levam à sua ocorrência e a identificação do grau de obstrução em que se encontra o meio poroso.

Considerar o balanço hídrico no dimensionamento de *wetlands* construídos é fundamental; e é relativamente simples se comparado com os das *wetlands* naturais, pois se considera apenas as vazões de entrada e saída, evapotranspiração e precipitação chuvosa, assim as chuvas também podem interferir no fluxo hidrodinâmico dos WCs.

Silva Júnior (2018) salienta que os projetos convencionais de WCs geralmente não consideram as variáveis do ciclo hidrológico (evapotranspiração e precipitação); o que implica em subestimar a capacidade de tratamento do esgoto, contudo, inserir esta variável nos critérios de projeto de WCs, é extremamente necessário para a avaliação prévia das características climáticas e de estudos preliminares locais para obtenção de dados, pois existe uma elevada variância na EVT diária nesses sistemas em escala real (HEADLEY *et al.*, 2012).

As avaliações do fluxo hidrodinâmico a partir do uso de traçadores, considerando o balanço hídrico do sistema através das entradas e saídas, permitem identificar como está sendo o tempo de detenção hidráulica (TDH) real da célula de tratamento. Possibilita ainda, verificar outros parâmetros de dispersão, a fim de compreender como está a eficiência hidrodinâmica do sistema, que possui por sua vez, correlação com a eficiência de remoção de poluentes em WCs.

1.3 Referências

BEEBE, D. A ; CASTLE, J. W.; MOLZ, F.J.; RODGERS, J. H. Effects of evapotranspiration on treatment performance in constructed wetlands: Experimental studies and modeling. **Ecological Engineering**. Vol.71, 2014. pp.394-400

BRASIL. Lei nº 11.445 de 5 de Janeiro de 2007. **Lei do Saneamento Básico**. 2007. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/ato2007-2010/2007/lei/111445.htm acesso em 18 de Junho de 2020.

CHAZARENC, F.; NAYLOR, S.; COMEAU, Y.; MERLIN, G.; BRISSON, J. Modeling the effect of plants and peat on evapotranspiration in constructed wetlands. **International Journal of Chemical Engineering**. Vol. 2010. 6p, 2010; doi: 10.1155/2010/412734.

HEADLEY, T. R., DAVISON, L., HUETT, D. O., MÜLLER, R. Evapotranspiration from subsurface horizontal flow wetlands planted with *Phragmites australis* in sub-tropical Australia. **Water Research**, 46(2), p. 345–354, 2012. doi:10.1016/j.watres.2011.10.042

IOANNIDOU, V. G., PEARSON, J. M. The effects of flow rate variation and vegetation ageing

on the longitudinal mixing and residence time distribution (RTD) in a full-scale constructed wetland. **Ecological Engineering**, 138, p. 248–263, 2019. doi:10.1016/j.ecoleng.2019.07.014

KADLEC, R.H.; WALLACE, R.D. **Treatment Wetlands**. 2. ed. Florida: CRC Press. 2009. 1016 p.

MATOS, M. P., SPERLING, M. V., 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. **Engenharia Agrícola**, v. 35, n. 6, p. 1137-1148, 2015

MATOS, M. P. VON SPERLING, M., MATOS, A. T.; DIAS, D. F. C., SANTOS, C. R. S. Colmatação e desempenho de sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial ao longo de oito anos de operação. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, 23(6), 2018. doi:10.1590/s1413-41522018175770

NIVALA, J., HEADLEY, T., WALLACE, S., BERNHARD, K., BRIX, H., VAN AFFERDEN, M., MÜLLER, R. A. Comparative analysis of constructed wetlands: The design and construction of the ecotechnology research facility in Langenreichenbach, Germany. **Ecological Engineering**, 61, 527–543, 2013. doi:10.1016/j.ecoleng.2013.01.035

OLIVEIRA JÚNIOR, J.L. **Tratamento descentralizado de águas residuárias domésticas: uma estratégia de inclusão social**. In: LIRA, WS.; CÂNDIDO, GA., orgs. *Gestão sustentável dos recursos naturais: uma abordagem participativa*. Campina Grande: EDUEPB, pp. 213-232, 2013. ISBN 9788578792824. Disponível em <http://books.scielo.org/id/bxj5n/pdf/lira-9788578792824-09.pdf> acesso em 22 de Julho de 2020.

SABOKROUHIYEH, N., BOTTACIN-BUSOLIN, A., SAVICKIS, J., NEPF, H., MARION, A. A numerical study of the effect of wetland shape and inlet-outlet configuration on wetland performance. **Ecological Engineering**, 105, 170–179, 2017. doi:10.1016/j.ecoleng.2017.04.062

SALATI, E.; RODRIGUES, N. S. **De poluente a nutriente, a descoberta do águape**. Revista Brasileira da Tecnologia, 13(3): 37-42, 1982.

SHINGARE, R. P., THAWALE, P. R., RAGHUNATHAN, K., MISHRA, A., KUMAR, S. Constructed wetland for wastewater reuse: Role and efficiency in removing enteric pathogens. **Journal of Environmental Management**, Vol. 246, 444–461, 2019. doi:10.1016/j.jenvman.2019.05.157

SILVA JÚNIOR, E. D. **Influência climática em modelos cinético-hidrodinâmicos para dimensionamento de wetlands construídos no tratamento de esgoto doméstico**. Tese de Doutorado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos: Departamento de Engenharia Civil e Ambiental. Universidade de Brasília. Brasília. 2018. 214p.

SILVA JÚNIOR, E. D.; SOUZA, M. A. A.; ASSIS, M. F. Pós-graduação brasileira no tratamento de águas residuárias por wetlands construídas. **Fórum Ambiental da Alta Paulista**, 16(4), 2020. ISSN: 1980-0827. DOI: 10.17271/1980082716420202399.

SNIS - Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. **Diagnóstico dos serviços de água e esgoto 2018**. Brasília: SNSA/MCIDADES, 2019.

USEPA - United States Environmental Protection Agency. **Wetlands**. 2013.

VYMAZAL, J. Constructed Wetlands for Wastewater Treatment: Five Decades of Experience†. **Environmental Science & Technology**, 45(1), 61–69, 2011. doi:10.1021/es101403q

VON SPERLING, M.; SEZERINO, P. H. Dimensionamento de wetlands construídos no Brasil. **Wetlands**, p. 2359-0548, 2018.

WANG, Y., SONG, X., LIAO, W., NIU, R., WANG, W., DING, Y., WANG, Y.; YAN, D. Impacts of inlet–outlet configuration, flow rate and filter size on hydraulic behavior of quasi-2-dimensional horizontal constructed wetland: NaCl and dye tracer test. **Ecological Engineering**, 69, 177–185. 2014. doi:10.1016/j.ecoleng.2014.03.071

WU, S.; CARVALHO, P. N.; MÜLLER, J. A.; MANOJ, V. R.; DONG, R. Sanitation in constructed wetlands: A review on the removal of human pathogens and fecal indicators. **Science of The Total Environment**, 541, 8–22, 2016. doi:10.1016/j.scitotenv.2015.09.047

ZANELLA, L. **Plantas ornamentais no pós-tratamento de efluentes sanitários: Wetlands-construídos utilizando brita e bambu como suporte**. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP. 2008. 189 f.

ZHANG, M.; ZHAO, L.; MEI, C.; YI, L.; HUA, G. (2014) Effects of Plant Material as Carbon Sources on TN Removal Efficiency and N₂O Flux in Vertical-Flow-Constructed Wetlands. **Water Air Soil Pollution**, v. 225, n. 2181, p. 1-11. 2014. Disponível em <http://dx.doi.org/10.1007/s11270-014-2181-9> acesso em 18 de Junho de 2020.

2 REVISÃO DA LITERATURA

2.1 MÉTODOS E TÉCNICAS DE TRATAMENTO DE ESGOTO

Embora seja indispensável ao corpo humano, a água pode conter determinadas substâncias, elementos químicos e microrganismos que devem ser eliminados ou reduzidos a concentrações que não sejam prejudiciais à saúde humana (DI BERNARDO, 2017).

Os avanços da urbanização e da industrialização têm gerado impactos ambientais na qualidade da água, intensificando a contaminação, tornando-se indispensável o tratamento da água e do esgoto sanitário, a fim de garantir à saúde pública e a qualidade ambiental, direitos que devem ser sustentados por lei, conforme o que se verifica no artigo nº 225 da Constituição Federal (BRASIL, 1988).

Di Bernardo (2017) salienta que do ponto de vista tecnológico, água de qualquer qualidade pode ser, teoricamente, transformada em água potável, porém, os custos envolvidos e a confiabilidade na operação e manutenção podem inviabilizar totalmente o uso de determinado curso d'água, ou ainda apresentar um tratamento de água residuária dispendioso.

A poluição das águas pode ser decorrente da introdução de substâncias poluentes no meio aquático, tais como efluentes domésticos e industriais. Libânio (2016) divide os principais agentes de poluição em:

- i) Matéria orgânica biodegradável predominantemente originária de esgotos domésticos, cuja decomposição aeróbica ocasionará redução do oxigênio dissolvido nas águas;
- ii) Compostos orgânicos sintéticos não-biodegradáveis, tais como pesticidas, detergentes, dentre outros;
- iii) Metais pesados;
- iv) Microrganismos patogênicos, destacando-se aquelas que causam doença de veiculação hídrica como cólera, amebíase, cisticercose, esquistossomose, dentre outras.
- v) Sólidos em suspensão, que impactam no assoreamento e potabilização dos mananciais;
- vi) Nutrientes, como fósforo e nitrogênio, que resultam na proliferação excessiva de algas, cianobactérias e plantas aquáticas.

Os processos de tratamentos de esgoto podem ser classificados em função dos meios empregados na remoção ou na transformação e de acordo com o grau de eficiência obtido por um ou mais unidades de tratamento (BRAGA *et al.*, 2005). Comumente os processos são classificados em função da eficiência das unidades em: nível preliminar, primário, secundário e terciário.

No que é referente ao tratamento de esgotos, Sperling (2014) classifica os mecanismos de remoção de impurezas mediante operações físicas e processos químicos e biológicos. As operações físicas mais utilizadas no tratamento de esgoto são: gradeamento, mistura, floculação, sedimentação, flotação e filtração. No que se referem aos processos químicos os mais empregados são: coagulação/floculação, precipitação, adsorção, desinfecção, etc. E os processos biológicos mais empregados, por sua vez, são: remoção de matéria orgânica carbonácea, nitrificação e desnitrificação.

Outra classificação para os tratamentos de esgoto se baseia no nível de tratamento, que segundo Sperling (2014), podem ir de preliminar a terciário, como segue:

- i) O tratamento em nível preliminar refere-se ao nível básico de tratamento por meios exclusivamente físicos, tais como remoção de sólidos grosseiros, remoção de gorduras e remoção de areia; contemplando tecnologias como uso de gradeamento e desarenadores.
- ii) O tratamento em nível primário busca remover principalmente os sólidos suspensos. Para isto, utiliza meios físicos e químicos tais como processos de coagulação/floculação, sedimentação, flotação e sistemas compactos (decantação e digestão).
- iii) No tratamento em nível secundário ocorre a predominância de processos biológicos (biodegradação da matéria orgânica) e auxílio de processos físicos; a cinética de biodegradação da matéria orgânica poderá ser promovida predominantemente de ordem aeróbica ou anaeróbica; quanto aos processos destacam-se os seguintes: filtração biológica, lagoas de estabilização, processos de lodos ativados e decantação, reatores biológicos, reatores anaeróbios de fluxo-ascendente (UASB), digestão do lodo.
- iv) O tratamento em nível terciário apresenta-se como um nível de tratamento avançado, buscando principalmente a remoção de nutrientes e complexos orgânicos, utilizando tecnologias como lagoas de polimento, osmose reversa, membranas de filtração, ozônio e radiação ultravioleta.

O tratamento de esgoto que combina os múltiplos processos e operações resulta em um tratamento que oferece maior custo, porém com maior eficiência na remoção de poluentes. Cabe ressaltar que do ponto de vista técnico e financeiro, quanto melhor a qualidade da água exigida (seja para abastecimento ou descarte em corpo hídrico), maior será a complexidade do sistema de tratamento, assim como os custos para implantação, operação e manutenção.

2.1.1 Sistemas descentralizados para o tratamento de esgoto

Dois são os modelos de gestão de águas residuárias: os sistemas centralizados e descentralizados. Os sistemas centralizados apresentam complexidade, robustez estrutural e operacional, custos elevados e relação custo-benefício muitas das vezes demasiadamente onerosa e dispendiosa (OLIVEIRA JÚNIOR, 2013). A visão centralizada busca contemplar simplesmente a presença de grandes estações de tratamento de esgoto.

Os sistemas de tratamento de esgoto sanitário descentralizados partem de uma lógica diferente dos sistemas convencionais centralizados, pois exigem a participação das comunidades usuárias, as quais assumem a responsabilidade pela construção ou pela operação de métodos tradicionais de tratamento, tais como: fossas, tanques sépticos e poços de infiltração (ORTUSTE, 2012).

O tratamento descentralizado de esgotos é, cada vez mais, visto como uma alternativa mais sustentável especialmente para países em desenvolvimento, pequenas vilas isoladas ou assentamentos rurais com baixa densidade populacional (USEPA, 2005).

De acordo com Oliveira Júnior (2013), o Brasil acompanha uma tendência ao desordenamento urbano; uma vez que determinados equipamentos de infraestrutura privilegiam os bairros centrais das cidades de grande e médio porte, com contínua redução de incidência dessas obras em municípios de pequeno porte, populações de baixa renda e pequenos assentamentos populacionais (Tabela 1).

De acordo com os dados do SNIS (2019), no ano de 2018, apenas 53,2% dos esgotos eram coletados no Brasil, apenas 46,3% recebiam tratamento. Na prática, regiões que possuem menor índice de desenvolvimento humano (Norte e Nordeste), bem como os municípios de pequeno porte, apresentavam um menor índice de coleta e tratamento de esgotos.

Os dados do IBGE (2020) para o ano de 2017 apontam que os municípios com população até 5.000 habitantes apresentavam a nível nacional um índice de apenas 43,1% de

atendimento à coleta de esgotos, por outro lado os de grande porte atingiam o patamar de 97,6% de atendimento.

Tabela 1 Índice de atendimento de água e esgoto dos municípios brasileiros em 2018

Macrorregião	Índice de atendimento com rede (%)		Índice de tratamento dos esgotos (%)			
	Água		Coleta de esgotos		Esgotos gerados	Esgotos coletados
	Total	Urbano	Total	Urbano	Total	Total
Norte	57,1	69,6	10,5	13,3	21,7	83,4
Nordeste	74,2	88,7	28,0	36,3	36,2	83,6
Centro-Oeste	89,0	96,0	52,9	58,2	53,9	93,8
Sudeste	91,0	95,9	79,2	83,7	50,1	67,5
Sul	90,2	98,6	45,2	51,9	45,4	95,0
Brasil	83,6	92,8	53,2	60,9	46,3	74,5

Fonte: Adaptado de SNIS (2019)

De acordo com Arruda *et al.* (2016), as características dos serviços de saneamento prestados e a sua regulação refletem na sua qualidade. Assim, mesmo em discussões abertas ao público com o intuito de promover a gestão descentralizada, não são discutidos assuntos do interesse da população, tais como a qualidade dos serviços de saneamento oferecido ou a expansão do atendimento às comunidades rurais.

As causas para a falta de acesso ao saneamento básico em países em desenvolvimento são diversas: orçamento restrito, falta de conhecimento e qualificação técnica, falta de financiamento em obras de saneamento, dentre outros (MASSOUD, 2009)

Santos *et al.* (2015) alertam para o fato de que o saneamento rural apresenta um déficit alarmante, devido à dispersão dos domicílios e inexistência de rede coletora de esgotos nas áreas mais concentradas. Quando existe algum tratamento, ocorre na maior parte das vezes, o emprego de fossas rudimentares, valas a céu aberto ou até mesmo o lançamento em corpos d'água; promovendo impactos negativos ao meio ambiente.

Assim, cada vez mais as pesquisas científicas concentram-se na busca por tecnologias que promovam o tratamento de esgotos a partir de sistemas descentralizados. Dentre essas, destacam-se os sistemas que utilizam as *wetlands*, uma vez que apresentam baixo custo e simplicidade operacional, sendo capazes de atender satisfatoriamente os padrões de tratamento secundário (NIVALA *et al.*, 2013).

2.2 WETLANDS

Dentre as diversas soluções propostas para o tratamento de esgoto, destacam-se neste trabalho os sistemas de *wetlands*, que podem ser naturais ou construídos artificialmente (WCs).

Chagas *et al.* (2011) ensinam que nesses sistemas a remoção de poluentes é decorrente de mecanismos físicos, químicos e biológicos incluindo-se, dentre eles, processos de sedimentação, filtração, absorção, precipitação e adsorção química, interações microbianas, extração pelas plantas, volatilização e complexação.

De acordo com Zanella (2008), o processo de tratamento em wetlands construídos recebem no Brasil diversas denominações como: terras úmidas, alagados construídos, terras alagadas cultivadas, terras úmidas superficiais, banhados construídos, zona de raízes, zonas úmidas, leito de raízes, leito de macrófitas, filtros plantados, tanques de macrófitas, fitolagunagem, dentre outros. Contudo o presente trabalho utilizará o termo *wetland* construído (WC) para representar este sistema.

2.2.1 Wetlands naturais

De acordo com a USEPA (2013), os *wetlands* naturais tratam-se de ambientes naturais caracterizados por “áreas em condições inundadas ou saturadas, de superfície ou subterrânea, com frequência e duração suficiente, que suportam ou propiciam circunstâncias de prevalência de vegetação tipicamente adaptada à vida em condições de solo saturado” (Figura 1).

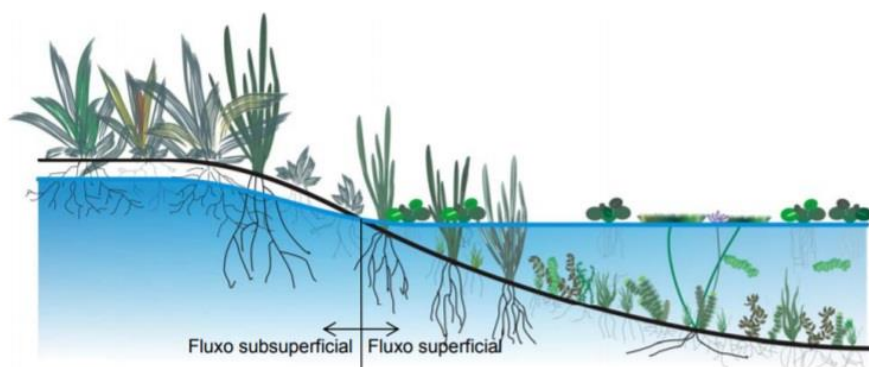


Figura 1 Esquema de um *wetland* natural. Fonte: Zanella (2008)

Outra definição foi apresentada pela Convenção sobre Zonas Úmidas de Importância Internacional (1971); sob a qual os *wetlands* são áreas de pântano, charco, turfa ou água, natural ou artificial, permanente ou temporária, com água estagnada ou corrente, doce, salobra ou

salgada, incluindo áreas de água marítima com menos de seis metros de profundidade na maré baixa (RAMSAR, 1971).

Silva Júnior (2018) elucida como exemplos de *wetlands* naturais os pântanos, charcos, brejos, turfeiras, veredas, mangues, além dos demais ambientes úmidos com características similares. Estas, por sua vez, possuem altíssima biodiversidade por se tratar de um meio natural pelo qual existe a retenção e reciclagem de nutrientes; que possuirão também, a capacidade de propiciar a degradação de cargas poluidoras presentes nas águas.

De acordo com Braddock & Hennessey (2018), enfatizam que estes sistemas têm importantes funções dentro dos ecossistemas onde estão inseridos, entre as quais se destacam:

- i. A capacidade de regularização dos fluxos de água, amortecendo os picos de enchentes;
- ii. A capacidade de modificar e controlar a qualidade das águas;
- iii. Sua importância na função de reprodução e alimentação da fauna aquática, incluindo os peixes;
- iv. A proteção à biodiversidade como área de refúgio da fauna terrestre;
- v. O controle da erosão, evitando o assoreamento dos rios.

2.3 SISTEMAS DE WETLANDS CONSTRUÍDOS (WCs)

De acordo com Mancuso & Fioreze (2018), os *wetlands* construídos (WCs) são sistemas artificiais construídos em condições operacionais controladas para simular ciclos biogeoquímicos, como observado em ambientes naturais.

O princípio básico desses sistemas é a formação de um biofilme ligado ao meio poroso e às raízes das plantas que promove a formação de microzonas aeróbias próximas às raízes envoltas por um ambiente anaeróbio predominando a ação de microrganismos que promoverão a degradação de matéria orgânica e remoção de nitrogênio por meio dos processos de nitrificação e desnitrificação.

Essa tecnologia de tratamento de água residuária foi inicialmente empregada na Alemanha por 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; KNIGHT, 2009). O emprego de WC para o tratamento de esgotos sanitários tem crescido substancialmente em várias partes do mundo, particularmente em instalações de pequeno porte (CALIJURI *et al.*, 2009).

No Brasil, as primeiras experiências com a utilização dos *wetlands* construídos para o controle da poluição foram conduzidas no início de 1980 pelos pesquisadores Salati & Rodrigues (1982). A Tabela 2 salienta que os últimos anos foram pródigos em trabalhos que estudaram este sistema, apresentando a viabilidade do emprego deste tipo de processo para o tratamento de águas residuárias.

Tabela 2 Exemplos de estudos brasileiros que aplicaram os sistemas de *wetlands* construídos para o tratamento de águas residuárias.

Estado	Fonte de água residuária	Escala	Fonte
São Paulo	Rio	Real	Salati & Rodrigues (1982)
São Paulo	Rio	Real	Manfrinato (1989)
São Paulo	Universidade	Piloto	Mansor (1998)
São Paulo e Paraná	Rio Industrial	Real	Salati Júnior <i>et al.</i> (1999)
Pernambuco	Industrial	Real	Salati Júnior <i>et al.</i> (1999)
São Paulo	Universidade	Piloto	Valentim (1999)
Paraíba	Municipal	Piloto	Sousa <i>et al.</i> (2000)
Santa Catarina	Suinocultura	Piloto	Sezerino <i>et al.</i> (2003)
Paraíba	Municipal	Piloto	Sousa <i>et al.</i> (2004)
São Paulo	Universidade	Piloto	Mazzola <i>et al.</i> (2005)
Goiás	Universidade	Piloto	Almeida (2005)
Minas Gerais	Doméstico	Piloto	Brasil <i>et al.</i> (2007)
Distrito Federal	Doméstico	Piloto	Silva (2007)
São Paulo	Universidade	Piloto	Zanella (2008)
Minas Gerais	Doméstico	Piloto	Calijuri <i>et al.</i> (2009)
Minas Gerais	Municipal	Piloto	Dornelas <i>et al.</i> (2009)
Goiás	Universidade	Piloto	Abrantes (2009)
Minas Gerais	Laticínios	Piloto	Matos <i>et al.</i> (2010)
Goiás	Lodo de esgoto	Piloto	Bufáical (2010)
Goiás	Doméstico	Piloto	Almeida & Ucker (2011)
Goiás	Industrial	Piloto	Mendonça (2010)
Minas Gerais	Doméstico	Piloto	Chagas <i>et al.</i> (2011)
São Paulo	Doméstico	Bancada	Paterniani <i>et al.</i> (2011)
Minas Gerais	Suinocultura	Piloto	Fia <i>et al.</i> (2011)
Santa Catarina	Doméstico	Piloto	Sezerino <i>et al.</i> (2012)
Goiás	Universidade	Piloto	Ucker (2012)
Goiás	Universidade	Piloto	Quege <i>et al.</i> (2013)
Minas Gerais	Industrial	Piloto	Rossmann <i>et al.</i> (2013)
Minas Gerais	Doméstico	Piloto	Lana <i>et al.</i> (2013)
Goiás	Municipal	Piloto	Colares & Sandri (2013)
Rio Grande do Sul	Laticínios	Piloto	Pelissari <i>et al.</i> (2014)
Mato Grosso do Sul	Doméstico	Piloto	Teodoro <i>et al.</i> (2014)
Minas Gerais	Represa	Bancada	Gomes <i>et al.</i> (2015)
Minas Gerais	Municipal	Piloto	Costa <i>et al.</i> (2015)
Santa Catarina	Doméstico	Real	Trein <i>et al.</i> (2015)

Minas Gerais	Municipal	Piloto	Von Sperling (2015)
São Paulo	Doméstico	Piloto	Queluz (2016)
São Paulo	Doméstico	Piloto	Coasaca (2016)
Goiás	Lodo séptico	Piloto	Silva Júnior <i>et al.</i> (2017)
Minas Gerais	Suinocultura	Piloto	Fia <i>et al.</i> (2017)
Minas Gerais	Suinocultura	Piloto	Ramos <i>et al.</i> (2017)
Goiás	Doméstico	Real	Silva Júnior (2018)
Minas Gerais	Doméstico	Piloto	Moraes <i>et al.</i> (2019)

Fonte: Adaptado de Silva Júnior (2018)

No Brasil, a maioria dos trabalhos envolvendo WCs buscaram estudar a aplicação desta tecnologia para o tratamento de esgoto; no entanto, esta tecnologia pode ser empregada para as mais diversas tipologias de águas residuárias (Figura 2).

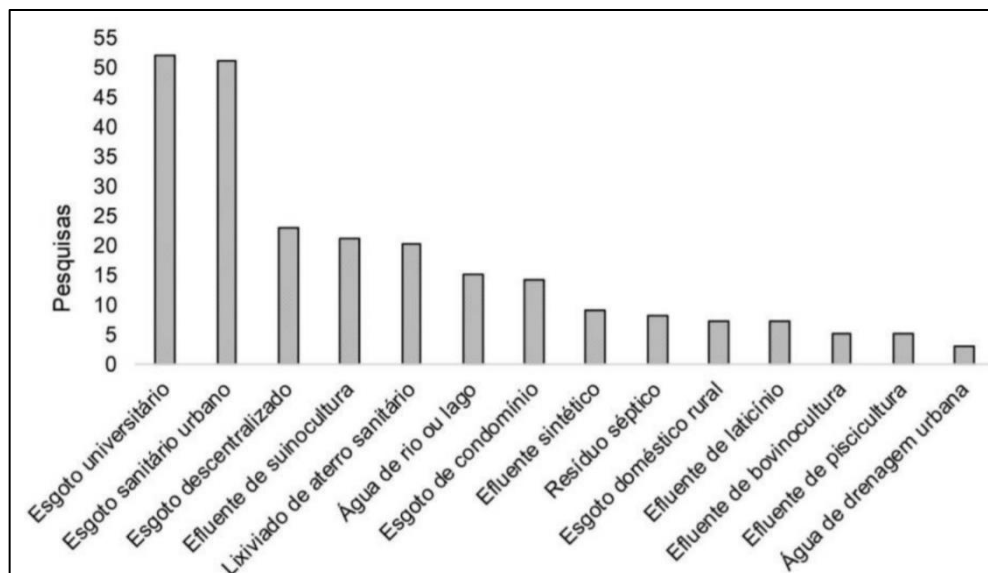


Figura 2 Principais tipologias de água tratada em pesquisas de pós-graduação do Brasil em sistemas WC. Fonte: Silva Júnior *et al.* (2020)

Assim, os WCs podem ser empregadas para diversos tipos de tratamento, como de esgoto, efluentes provenientes da indústria, para lixiviados de aterro, escoamento a partir da alimentação de animais, escoamento urbano; verificando sua eficiência para o tratamento de águas com baixa ou alta carga de matéria orgânica. Cabe ressaltar que este sistema possui satisfatória redução da concentração de nitrogênio por desnitrificação, remoção de particulados por sedimentação, remoção de contaminantes orgânicos por biodegradação (KARDLEC; WALLACE, 2009).

Zanella (2008) define os sistemas de *wetlands* construídos (WCs) como um sistema alagado, composto por: solo, plantas e microrganismos, eficientes no controle de poluição de águas residuárias. Trein *et al.* (2015) definem que tais sistemas são sistemas concebidos e construídos para utilizar os processos naturais, que envolvem a vegetação, material filtrante e microrganismos, para auxiliar no tratamento de águas residuárias, a fim de simular e acelerar as condições naturais presentes em terrenos naturalmente alagados.

Os WCs são compostos basicamente pela associação interativa de vegetação, meio suporte e comunidade microbiológica em ambiente saturado de água. São exemplos de meios suportes para a vegetação o cascalho, solo, brita, areia, etc. Dentro desse ambiente, podem ocorrer processos de natureza física, química e microbiológica que, em contato com as águas residuárias, promovem sua purificação (KADLEC; WALLACE, 2009).

A Tabela 3 elucida os mecanismos de remoção de poluentes que ocorrem nos WCs.

Tabela 3 Mecanismos de remoção nos *wetlands* construídos

Constituintes do esgoto	Mecanismos de remoção
Sólidos Suspensos	Sedimentação
	Filtração
Material Orgânico Solúvel	Degradação microbiológica - aeróbia
	Degradação microbiológica - anaeróbia
	Amonificação seguido de nitrificação e desnitrificação microbiana
	Retirada pela planta
	Adsorção
	Volatilização da Amônia
Fósforo	Adsorção
	Retirada pela planta
Metais	Complexação
	Precipitação
	Retirada pela planta
	Oxidação/Redução microbiana
Patogênicos	Sedimentação
	Filtração
	Precipitação

Fonte: Adaptado de Philippi & Sezerino (2004)

Comparado às tecnologias convencionais de águas residuais, os WCs são de baixo custo, relativamente simples de operar e podem ser construídos com materiais locais, apresentam uma satisfatória taxa de remoção de poluentes e nutrientes (NIVALA *et al.*, 2013). Dentre as

vantagens, também se listam a baixa manutenção em comparação a outros sistemas de tratamento, a dispensa do uso de produtos químicos, além de ser esteticamente integrados à paisagem (SILVA, 2009).

Algumas vantagens e desvantagens da utilização dos sistemas de *wetlands* construídos podem ser observadas na Tabela 4.

Tabela 4 Vantagens e desvantagens dos sistemas *wetlands* construídos.

Vantagens	Desvantagens
Custo de construção relativamente baixo.	Podem causar problemas com atração de vetores, desde que não projetadas corretamente.
Fácil manutenção.	Necessidade de caracterizações precisas dos sólidos do efluente a ser tratado, do tipo de enchimento, do ciclo hidrológico e do regime de temperaturas.
Tolerância à flutuação no ciclo hidrológico e nas cargas de contaminantes.	
Possibilidade de se obterem alguns benefícios adicionais, tais como a criação de espaços verdes, de <i>habitats</i> naturais e de áreas recreacionais ou educacionais.	Colmatação ocorre com alguma frequência, havendo, portanto, a necessidade do controle da carga hidráulica e de sólidos para minimizar este problema.
Não requer produtos químicos ou equipamentos mecânicos.	
Redução da matéria orgânica e dos sólidos sedimentáveis.	Alguns compostos orgânicos removidos pelo sistema podem estar ligados aos sedimentos e se acumularem ao longo do tempo.
Possibilidade de um tratamento eficaz sem a necessidade de equipamentos complexos ou uso de energia elétrica.	
Alta produção de biomassa que pode ser utilizada na produção de ração animal, energia e biofertilizante.	Requer um período de início até a vegetação estar bem estabelecida.
Considerável redução de patógenos.	
Remoção satisfatória de matéria orgânica, sólidos suspensos, nitrogênio e fósforo.	
Possibilidade de promover um projeto paisagístico, conciliando tratamento de esgoto com um jardim harmônico.	Eficiências sazonais.

Fonte: Adaptado de Lima (2016) e Kardlec & Wallace (2009).

Os WCs geralmente possuem fluxo lento com profundidades rasas, proporcionando tempo de contato prolongado entre a água residuária e o ambiente, promovendo interações entre

as matérias orgânica e inorgânica, a microbiota que se desenvolve e o sistema radicular da vegetação. A vegetação implantada nos referidos sistemas atua como extratora de macro e micronutrientes necessários ao seu crescimento, além de transferir oxigênio para o substrato permitindo a formação de sítios aeróbios em torno de rizomas e raízes (CHAGAS *et al.*, 2009).

Basicamente, esses sistemas são constituídos de canais preenchidos por meio poroso com alta condutividade hidráulica (usualmente cascalho, areia grossa ou brita), o qual dá suporte ao crescimento de macrófitas e de biofilme, além do fundamental papel de atuar como filtro para alguns poluentes (CALIJURI *et al.*, 2009). As plantas são as responsáveis pelo desenvolvimento do biofilme em suas raízes, onde ocorre a degradação da matéria orgânica complexa em compostos mais simples e assimiláveis pelas plantas.

As macrófitas cultivadas em WCs auxiliam na remoção de contaminantes nos seguintes aspectos: absorvem nutrientes; seu sistema radicular disponibiliza grande área superficial para aderência e crescimento de microrganismos, além de proporcionar redução na velocidade de escoamento da água residuária em tratamento; possibilitando uma maior sedimentação e adsorção de poluentes (AVELAR *et al.*, 2019)

A Figura 3 apresenta quais foram as principais espécies vegetais empregadas em pesquisas com WCs no Brasil.

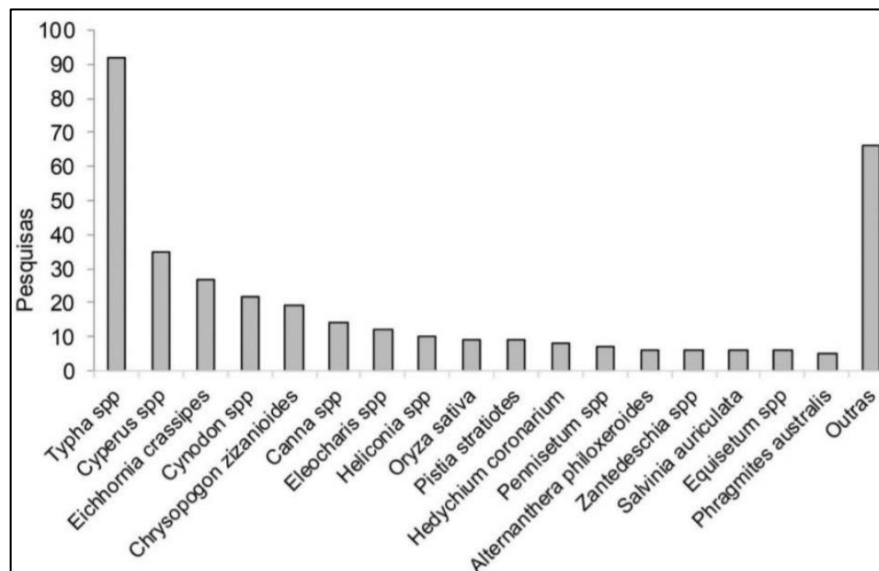


Figura 3 Espécies empregadas em pesquisas de trabalhos de pós-graduação do Brasil nos últimos 30 anos. Fonte: Silva Júnior *et al.* (2020)

Assim, Silva Júnior *et al.* (2020) destacam que a espécie *Typha* spp é a macrófita mais adotada pelos trabalhos brasileiros (60%). Dentre os principais motivos estão à facilidade de

obtenção (devido à distribuição geográfica em climas tropicais), simplicidade de plantio e manutenção, rápido crescimento e adaptação ao ambiente de tratamento (resistência a compostos tóxicos para outras plantas); além da promoção de biomassa e remoção de poluentes. As espécies *Cyperus spp* e *Eichhornia crassipes* também se destacam devido sua adaptabilidade a ambientes aquáticos e aparência estética.

As macrófitas possuem características que as tornam uma parte básica da WC. Suas características adaptativas as ajudam a sobreviver nas duras condições ambientais no meio composto por águas residuárias (SHINGARE *et al.*, 2019) ou ainda em meios eutrofizados.

Outra grande vantagem é que as macrófitas, diferente de outras espécies, possuem a habilidade de transportar oxigênio até a zona de raízes criando uma microzona aeróbia junto à rizosfera, e à medida que se afasta se estabelece uma condição facultativa e posteriormente anaeróbia (DIAS *et al.*, 2016).

2.4 CLASSIFICAÇÃO DOS WETLANDS CONSTRUÍDOS (WCS)

Os sistemas de *wetlands* construídos podem ser classificados em dois grupos; em função da forma de seu escoamento e do líquido (VYMAZAL; KRÖPFELOVÁ, 2008). Assim, pode-se classificar os WCs em superficial e subsuperficial, sendo o primeiro subdividido em função do tipo de plantas e o último em função do fluxo hidráulico como horizontal e vertical (Figura 4).

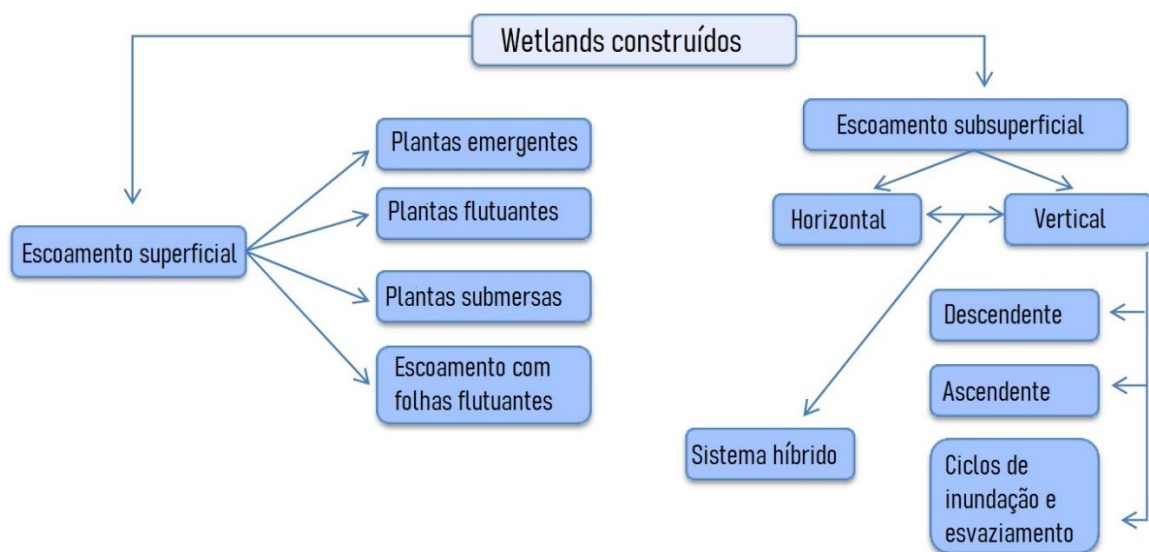


Figura 4 Classificação dos *wetlands* construídos (WCS).
Fonte: Adaptado de Sezerino *et al.* (2015)

2.4.1 Tipos de escoamento

Quanto aos tipos de escoamento, os WCs podem estar configuradas em:

- *Wetlands* construídos de escoamento superficial (WC-FS);
- *Wetlands* construídos de escoamento subsuperficial (WC-FSS) horizontal (WC-FSSH) ou vertical (WC-FSSV);
- Sistemas híbridos de *wetlands* construídos (em que o escoamento é subsuperficial combinando os sistemas horizontal e vertical).

2.4.2 *Wetlands* construídos de escoamento superficial (WC-FS)

Esse tipo de WC é o que mais se assemelha às *wetlands* naturais. De acordo com Silva Júnior (2018), os WCs com escoamento superficial (WC-FS) são caracterizados principalmente por serem ambientes em que a água sempre está em contato com a atmosfera; possuindo vegetação flutuante, submersa e/ou emergente (Figura 5).

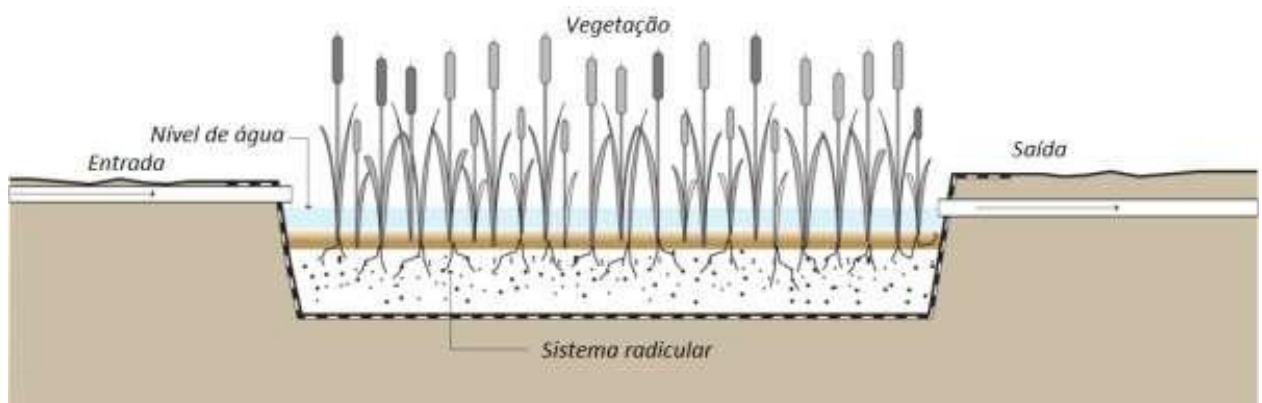


Figura 5 - Representação de um *wetland* construído com fluxo superficial.
Fonte: Adaptado de Tilley *et al.* (2014) *apud* Silva Junior (2018)

São predominantes nesse ambiente os processos de sedimentação, filtração, oxidação, redução, adsorção e precipitação de poluentes na água; além da absorção de nutrientes pelas macrófitas ou por microrganismos (KARDLEC; WALLACE, 2009).

A Tabela 5 apresenta as principais vantagens e desvantagens dos WC-FS no tratamento de águas residuárias.

Tabela 5. Vantagens e desvantagens dos WC-FS no tratamento de águas residuárias

Vantagens	Desvantagens
Introdução considerável de oxigênio no meio líquido por difusão atmosférica e produção fotossintética pelas algas	Baixa eficiência na remoção de nitrogênio e fósforo
Eficiência intermediária na remoção de SST e matéria orgânica	Eleva a proliferação de mosquitos e outros vetores de doenças, principalmente em regiões tropicais
Estímulo aos processos de nitrificação e degradação aeróbia da matéria orgânica	Possui maior risco de contaminação de pessoas e animais pela água residuária em tratamento do que os WCs de escoamento subsuperficial
Não geram problemas de colmatação do leito de tratamento	

Fonte: Adaptado de Vymazal (2011)

2.4.3 *Wetlands* construídos de escoamento subsuperficial horizontal (WC-FSSH)

De acordo com Sezerino *et al.* (2015) nos *wetlands* construídos de escoamento subsuperficial de fluxo horizontal (WCFH), o efluente a ser tratado é disposto na porção inicial do leito, denominada zona de entrada; geralmente composta por brita, de onde irá percolar vagarosamente através do material filtrante até atingir a porção final, também composta por brita e chamada de zona de saída. Essa percolação tende a seguir na horizontal e é impulsionada por uma declividade de fundo (Figura 6).

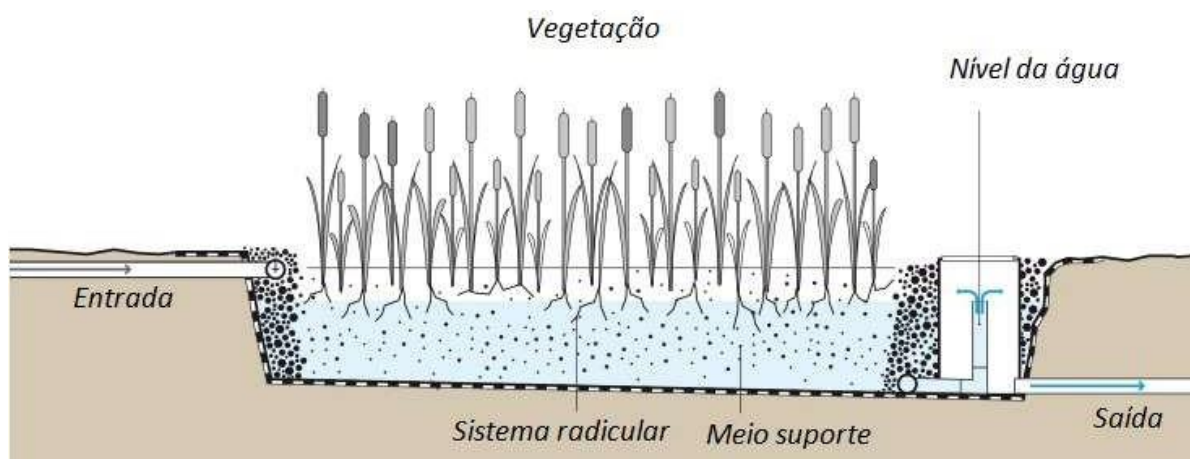


Figura 6 - Representação em profundidade do *wetland* construído de escoamento subsuperficial de fluxo horizontal. Fonte: Tilley *et al.* (2014) *apud* Silva Júnior (2018)

A Tabela 6 apresenta as principais vantagens e desvantagens das WC-FSSH no tratamento de águas residuárias.

Tabela 6 Vantagens e desvantagens das WC-FSSH no tratamento de águas residuárias

Vantagens	Desvantagens
Longas distâncias de fluxo	Elevada demanda de área
Eficiente remoção de SST e matéria orgânica	Problemas de colmatção do leito
Capacidade de desnitrificação	Baixa remoção de fósforo
Formação de ácidos húmicos para remoção de nitrogênio e fósforo	Baixa disponibilidade de oxigênio
	Dificuldade de fluxo uniforme

Fonte: Adaptado de Silva Júnior (2018)

2.4.4 Wetlands construídos de escoamento subsuperficial vertical (WC-FSSV)

Nos *wetlands* construídos com fluxo vertical (WC-FSSV) o efluente é lançado de maneira intermitente na superfície do módulo, inundando-o e percolando verticalmente, sendo coletado pelo sistema de drenagem situado no fundo do módulo (Figura 7). É constituído de uma superfície plana (ao contrário da WC-FSSH que é levemente inclinada), preenchida por um meio poroso geralmente composto de areia e brita.

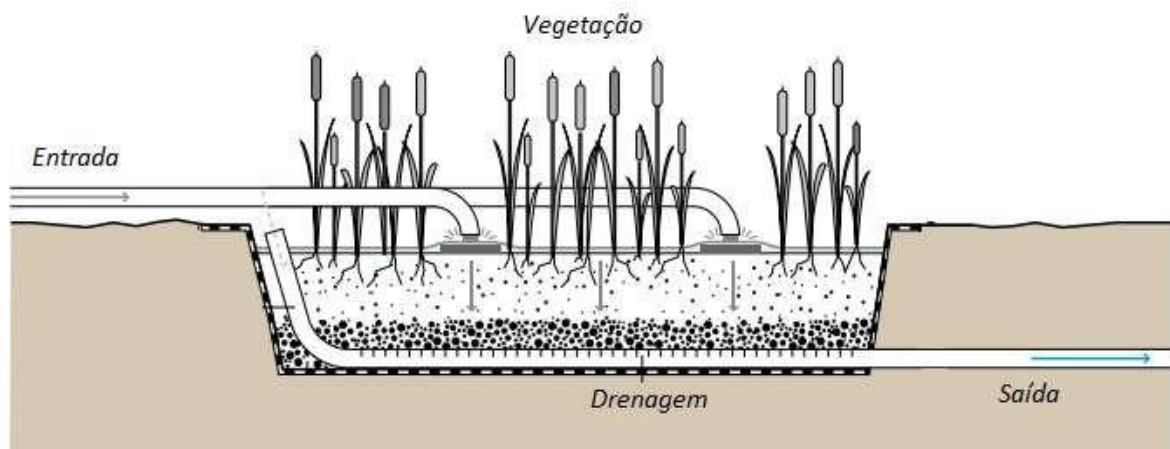


Figura 7 Representação de um *wetland* construído de fluxo subsuperficial vertical.

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

As WC-FSSV são mais comumente utilizadas segundo fluxo hidráulico com alimentação contínua ou em bateladas (também possível nos WC-FSSH), com meio suporte saturado permanente ou em ciclos de inundação e esvaziamento (SEZERINO *et al.*, 2015). O fluxo saturado, por sua vez, reduz a introdução de oxigênio, sendo os ciclos de inundação e esvaziamento favoráveis para uma maior introdução de oxigênio dentro da célula de tratamento.

A Tabela 7 apresenta as principais vantagens e desvantagens dos WC-FSSV no tratamento de águas residuárias.

Tabela 7 Vantagens e desvantagens dos WC-FSSV no tratamento de águas residuárias

Vantagens	Desvantagens
Menor demanda de área	Curtas distâncias do fluxo
Maior fornecimento de oxigênio	Pobre desnitrificação e baixa remoção de nitrato
Estímulo à nitrificação e remoção de matéria orgânica	Baixa remoção de fósforo

Fonte: Adaptado de Silva Júnior (2018)

De modo geral, os WCs com escoamento subsuperficial apresentam eficiência superior quando comparadas com as com fluxo superficial.

2.4.5 Sistemas Híbridos (WC-H)

Com o objetivo de obter mais eficiência na remoção de poluentes no tratamento de esgoto, podem-se combinar os dois sistemas mencionados anteriormente, obtendo os denominados *wetlands* construídos híbridos (WC-H). De acordo com Kardlec & Wallace (2009) também podem ser utilizadas combinações em que se varie tanto o fluxo hidrodinâmico superficial ou subsuperficial, vertical ou horizontal; quanto o número de estágios de tratamento.

A Figura 8 apresenta um exemplo de WC-H que combina uma unidade de WC-FSSV descendente, seguida de um WC-FSSH.

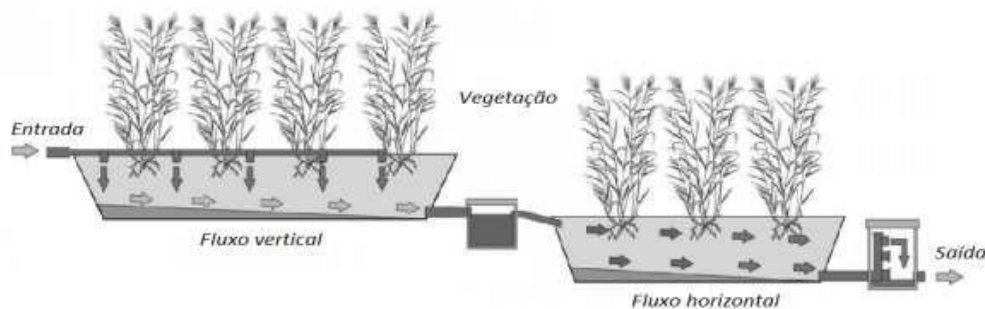


Figura 8 Representação gráfica de um *wetland* construído híbrida. Fonte: Silva Júnior (2018)

De acordo com Silva Júnior (2018), o fluxo vertical do esgoto na célula WC-FSSV propicia maior introdução de oxigênio dissolvido no ambiente de tratamento em ciclos de inundação e esvaziamento; favorecendo as reações aeróbias no meio, incluindo a nitrificação da amônia (produzindo nitrato) e degradação heterotrófica da matéria orgânica.

De acordo com Vymazal (2011), Combinando WC-FSSV (de ciclos de enchimento e esvaziamento) com WC-FSSH tem-se ótima remoção de nitrogênio, pois a primeira nitrifica (formação de nitrato) e a segunda desnitrifica (remoção de nitrogênio).

2.5 COMPORTAMENTO HIDRODINÂMICO

A interação entre a água residuária e os microorganismos aderidos nas raízes das plantas determina os processos de tratamento de águas residuárias em *wetlands* (incluindo físico, químico e biológico). Assim, o comportamento hidrodinâmico desempenha papel fundamental na remoção de poluentes (INOANNIDOU; PEARSON, 2019); uma vez que a eficiência das reações químicas de um sistema de *wetlands* construídos depende das características hidráulicas, do tempo de residência, da mistura e da presença de curtos-circuitos (HEADLEY; KARDLEC, 2007).

O potencial de tratamento e eficiência dos WCs estão relacionados ao Tempo de Detenção Hidráulica (TDH) nas células construídas. O TDH depende de vários fatores, incluindo vegetação, textura do substrato (meio poroso), profundidade da água, geometria, condições de entrada e saída; e das taxas de velocidades de fluxo na WC (WU *et al.*, 2016; SABOKROUHIYEH *et al.*, 2017).

Assim o dimensionamento de WCs possui como parâmetro fundamental o TDH, que busca otimizar a interação entre água residuária e os microorganismos presentes nas microzonas próximas às raízes das macrófitas, que fornecem aderência e oxigênio aos microorganismos no ambiente próximo.

O estudo hidrodinâmico do fluxo de um reator tem papel preponderante para avaliar a eficiência do tratamento das unidades; possibilitando a avaliação de vários fatores inerentes, como o grau de mistura, a verificação do volume efetivo pela indicação da existência de zonas mortas, da existência de caminhos preferenciais e a determinação do tempo de detenção hidráulica.

A escolha do tipo de reator a ser projetado deve passar pelas seguintes considerações: natureza da água residuária, cinética da reação governante do tratamento, processo e condições ambientais locais (METCALF; EDDY, 2016). Para o dimensionamento de reatores de tratamento de esgotos, a hidrodinâmica é a forma com que o esgoto mistura dentro do reator. Se a mistura é maior, teoricamente haverá maior interação entre poluente e microorganismos em tempo suficiente para sua degradação.

Levenspiel (2000) idealiza os modelos de escoamento hidráulico em reator em fluxo pistão (A), modelo de fluxo disperso (B) e de tanques em série (C). Tais modelos são de fácil representação, não sendo ocorrentes na prática (Figura 9).

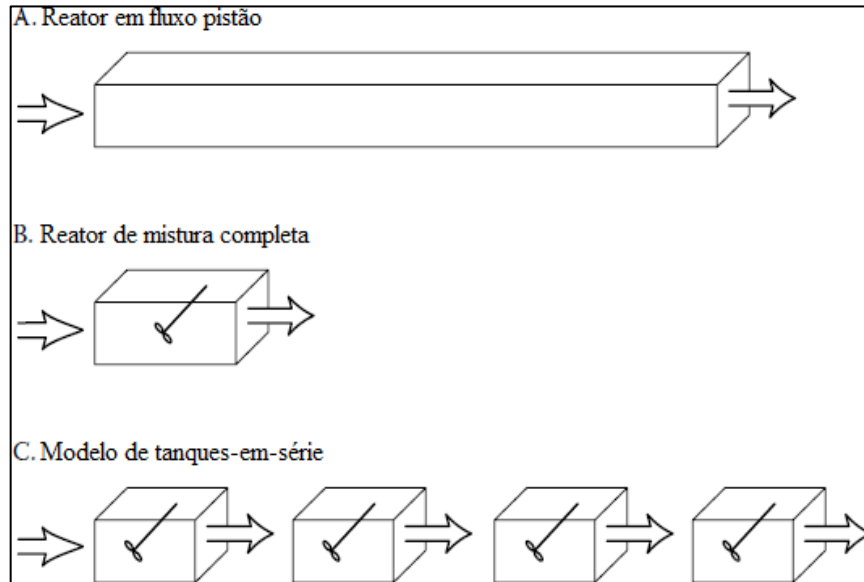


Figura 9 Representação dos principais modelos de escoamento em reatores.

Fonte: Adaptado de Kardlec & Wallace (2009)

2.5.1 Regimes Hidráulicos

O regime hidráulico de um reator de tratamento é função do tipo de fluxo e do padrão de mistura da unidade (Tabela 8).

Tabela 8 Classificação do regime hidráulico de células para o tratamento de esgoto.

Tipo de fluxo	Definição
Fluxo intermitente (em batelada)	Entrada e/ou saída descontínuas
Fluxo contínuo	Entrada e saída contínuas
Tipo de padrão de mistura	Definição
Fluxo em pistão (PFR)	As partículas do fluido entram continuamente em uma extremidade do tanque passando do mesmo na mesma sequência em que entram
Mistura completa (CSTR)	As partículas do fluido são dispersas imediatamente em todo o corpo do reator
Fluxo disperso	Possui um grau intermediário entre o fluxo em pistão e o de mistura completa.
Arranjos de células em série	As células de fluxo em pistão e mistura completa arranjadas em série de uma unidade, reproduzem o modelo de mistura completa. Se as séries apresentarem um número infinito de células reproduzem o modelo de fluxo em pistão.

Fonte: Sperling (2014)

De acordo com Sperling (2014), no que é referente ao fluxo do reator, o mesmo pode se apresentar em fluxo intermitente (batelada) ou contínuo. Quanto ao padrão de mistura, os modelos são de fluxo em pistão, mistura completa, fluxo disperso ou arranjos de células em série e/ou em paralelo.

A maioria dos reatores de tratamento obedecem ao modelo de fluxo disperso, como é o caso dos *wetlands* construídos (WC); uma vez que na prática, os reatores não se comportam como os modelos ideais de fluxo em pistão ou de mistura completa, devido aos fatores de dispersão, curtos-circuitos hidráulicos e volumes mortos; dentre outros problemas que podem acontecer no regime hidráulica dos reatores de tratamento (Figura 10).

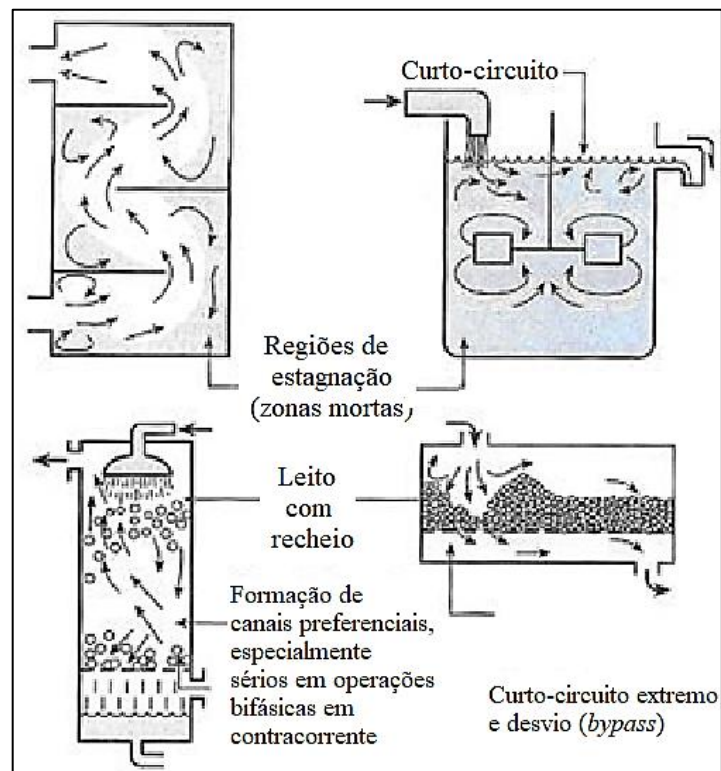


Figura 10 Principais problemas de ordem hidráulica identificadas em reatores.
Fonte: Adaptada de Levenspiel (2000)

Os chamados “curtos-circuitos” são caminhos preferenciais percorridos por partículas que resultam em um tempo de residência no reator menor que o tempo de detenção teórico, o que conduz a uma diminuição das eficiências de remoção (RIBEIRO, 2007). De acordo com Levenspiel (2000) o índice de curto circuito (ICC) pode ser definido pela equação 2.1:

$$ICC = \frac{t_i}{TDHn} \quad (2.1)$$

Sendo t_i o tempo com o qual ocorre a primeira aparição do traçador e TDH_n o tempo de detenção hidráulica nominal.

As “recirculações” são comportamentos rotacionais observados nas partículas no interior do reator. As zonas-mortas tratam-se de regiões do reator em que o tempo de residência das partículas é elevado em relação ao tempo de detenção teórico; não havendo trocas entre estas e as regiões adjacentes (TOSCANI, 2010).

A recirculação aumenta o conteúdo de oxigênio dissolvido, coloca parte da matéria orgânica em contato com a biomassa ativa mais de uma vez, ocasiona maiores custos operacionais e resultam no aumento dos lodos gerados.

De acordo com Costa *et al.* (2019), a ausência de recirculação favorecem o desenvolvimento de caminhos preferenciais. Em WCs o crescimento de biofilme favorece a redução de recirculação. A presença de recirculação em um reator de tratamento é evidenciado a partir de oscilações no gráfico de concentrações de saída dos reatores.

Toscani (2010) define que mistura é o espalhamento aleatório do constituinte que ocorre no volume do reator. Esse espalhamento pode ser influenciado por fatores como a difusão, advecção diferenciada e correntes de densidade.

2.6 ESTUDOS EXPERIMENTAIS DO REGIME HIDRÁULICO DE REATORES

De acordo com Headley & Kardlec (2007), para o caso de modelagem e otimização de projetos de reatores, é de grande importância dimensionar o tempo de detenção hidráulico (TDH), diferenciando o tempo real do teórico ou calculado; uma vez que as condições reais de operação são diferentes das que foram idealizadas no projeto.

O tipo de escoamento em um reator, segundo Levenspiel (2000), depende de três fatores: estado de agregação do material, antecipação e retardo de mistura e distribuição do tempo de residência (DTR). A partir da DTR é possível determinar o tempo de residência real

Tempo de detenção hidráulica (TDH) é a quantidade média de tempo que um soluto passivo passa em um sistema de *wetland*. De acordo com Kardlec & Wallace (2009), um tempo de retenção mais longo fornece mais tempo para que reações bioquímicas ocorram nas áreas úmidas e, portanto, aumenta a remoção de poluentes.

Por outro lado, elevado TDH aumenta o volume do reator e também os gastos com a construção. Já um baixo valor de TDH pode reduzir a eficiência do tratamento, pois reduz o tempo de contato entre poluente e microrganismos.

O TDH nominal (TDHn) ou TDH teórico é calculado a partir da equação 2.2:

$$\text{TDHn} = \frac{V}{Q} \quad (2.2)$$

Sendo V o volume do reator e Q a vazão média do sistema.

A avaliação do comportamento hidráulico e do tempo de detenção hidráulica real (TDHr) depende dos chamados testes de traçadores. Em condições ideais, o TDHr é igual ao TDHn, no entanto as características de escoamento verificadas na prática, fazem que ambos sejam diferentes.

A razão dessa diferença está no fato de que nem todo volume nominal da *wetland* participa efetivamente do escoamento, que ocorre somente nos espaços vazios, fazendo com que o TDHr seja superior ao TDHn. De acordo com Kardlec e Wallace (2009), parte do volume dos *wetlands* é ocupada pelo próprio meio filtrante, parte é obstruído pela biomassa submersa, algumas regiões podem ser definidas como zonas mortas (sem fluxo ativo) e outras não existem devido a incertezas relacionadas aos valores reais das suas reais dimensões, muitas vezes diferentes dos valores originalmente projetados.

Assim, para se determinar o TDHr se faz necessária a aplicação de ensaios com traçadores que gerem, por sua vez, a curva de distribuição do tempo de residência (DTR). Uma das razões principais para a realização desses testes é permitir o estudo dos efeitos hidráulicos nos reatores e com isso reduzir parte da variabilidade na remoção de poluentes que neles ocorre (TOSCANI, 2010).

O parâmetro hidráulico que compara o tempo de detenção hidráulica real x nominal é a eficiência volumétrica (E_v); que pode ser definida como a razão entre TDHr e TDHn; assim sendo, o resultado dessa razão indicará a eficiência volumétrica do reator de tratamento. Quanto mais próximo de 1, mais o TDHr se aproxima do TDHn na prática, indicando o efetivo dimensionamento do tanque de tratamento.

2.6.1 Aplicação de traçadores para o estudo do regime hidráulico

O desempenho dos traçadores possui uma grande aplicação nos estudos ambientais; como os que envolvem aquíferos, mananciais superficiais, reservatórios e *wetlands* naturais ou construídos (SHIH *et al.*, 2017)

Silva *et al.* (2009) definem traçador como uma espécie (química ou biológica) que serve para “marcar” uma fase específica ou parte de um sistema. De forma específica, define traçador como qualquer substância, ou partícula/entidade (química ou biológica), que pode ser usada para seguir, quer pontualmente ou de forma contínua, o comportamento de um determinado sistema ou de um componente, tal como volume de água, quer em ambiente aberto (hidrologia de superfície) ou subterrâneo (ambiente poroso ou fissurado).

Toscani (2010) cita uma grande variedade de substâncias possíveis de serem usados nesses testes, podendo ser citados os seguintes traçadores químicos e corantes fluorescentes: Cloreto de sódio, Rhodamina, Bromo, Fluoresceína. Existem também traçadores radioativos, como iodo, cromo, cobalto e trítio (H^3), medidos por um detector de radiação (sem necessidade de coleta de amostras).

De modo geral, os traçadores devem possuir as seguintes características: serem estáveis; estarem bem aderidos à fase de estudo e apresentarem uma densidade próxima desta. Além disso, devem apresentar detecção inequívoca e quantificação em concentrações mínimas, serem atóxicos, não devendo interagir com materiais do meio e nem deixar resíduos; a injeção, a detecção e a análise devem ser realizadas sem introdução de perturbações ao sistema em estudo (SILVA *et al.*, 2009).

Assim, a dosagem do traçador dependerá dos seguintes constituintes:

- Tipo de dosagem (contínua ou instantânea);
- Tipo de reator e grau de mistura;
- Duração do teste;
- Nível mínimo de detecção dos aparelhos medidores das concentrações.

Matos *et al.* (2015) ressaltam que um inconveniente no uso de traçadores é que não existe uma substância ideal, que atenda aos critérios de apresentar características semelhantes ao fluido e não cause alterações ao meio e que, ao mesmo tempo apresente fácil detecção mesmo em baixas concentrações. Além disto, o traçador não deve ser reativo ou passivo de ser inserido em um curto período de tempo.

Neste sentido, o cloreto de sódio (NaCl) é um traçador de fácil aquisição, baixo custo e fácil detecção, mesmo apresentando características que o tornam não ideal; como ser passível de absorção e suas soluções não apresentarem massa específica semelhante ao fluido; o que pode ocasionar fluxo preferencialmente vertical do sal, especialmente quando utilizado em soluções mais concentradas (COTA *et al.*, 2011).

2.6.2 Distribuição do tempo de residência (DTR)

O estudo desse fator determina o comportamento hidrodinâmico do sistema; possibilitando a análise dos resultados provenientes de testes com traçadores para determinação de regime hidráulico em reatores. A DTR do fluido é uma função estatística que descreve a probabilidade de uma fração de partículas do fluido permanecer no volume de controle por determinado tempo, e seu uso na forma normalizada permite a comparação entre sistemas operando sob diferentes condições (BORGES *et al.*, 2009).

A DTR é obtida mediante o método de estímulo e resposta (traçador-pulso), em que o estímulo é a injeção de um elemento traçador no afluente, no tempo zero, com substância inerte ao meio investigado. A resposta consiste nas leituras das concentrações das amostras coletadas no efluente, imediatamente após a injeção do traçador e sequencialmente ao longo do tempo, que deve idealmente corresponder a, pelo menos, três vezes o tempo de residência nominal (TRHn) calculado em projeto, o qual representa o quociente entre o volume da unidade e a vazão aplicada (JUNQUEIRA *et al.*, 2017).

O monitoramento dos valores da concentração de um pulso (traçador) no ponto de saída de um sistema fornece uma sequência de pontos que podem ser plotados graficamente na forma de DTR bruta. A DTR bruta, por sua vez, poderá ter uma forma menor ou maior alongada a depender da vazão e do volume do reator.

Ao se deparar com uma vazão ou volume com valores altos, a DTR bruta tenderá a se aproximar de um modelo de crescimento exponencial até um pico, e posterior decaimento exponencial (CSTR). A DTR bruta com fluxo reduzido e grande volume tenderá a se aproximar de uma curva normal (PFR). Quando o volume e vazão de entrada são médios, a DTR bruta tenderá a se aproximar de um modelo log-gaussiano (mistura completa). Assim, em posse dos dados da DTR faz-se a regressão com o intuito de normalização da curva, buscando um modelo que se aproxime do modelo gaussiano, seja na forma de distribuição normal ou log-gaussiano.

De acordo com Holland *et al.* (2004), a normalização remove os efeitos da taxa de fluxo (vazão) (Q), volume (V) e massa do traçador da distribuição bruta do tempo de residência (DTR) produzindo uma DTR normalizada a partir de estudos de traçadores

A Figura 11 apresenta como é o procedimento para normalização aplicado à curva da concentração de traçador (pulso).

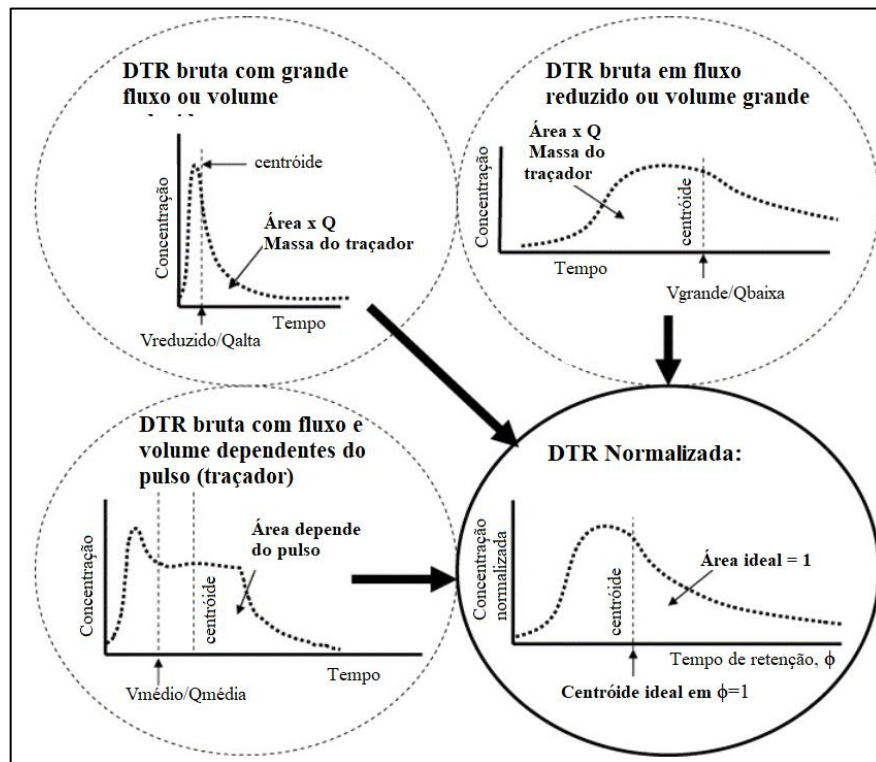


Figura 11 Procedimento de normalização aplicado à curva de concentração de um traçador (pulso).
Fonte: Adaptado de Holland *et al.* (2004)

Costa (2016) afirma que para ensaios com traçadores, o principal objetivo da técnica estímulo-resposta é chegar à curva Distribuição dos Tempos de Residência (DTR). Essa curva construída a partir dos dados de concentrações do traçador que deixam o reator e o tempo de permanência das mesmas no sistema fornece as informações necessárias para se caracterizar, avaliar e modelar o escoamento. Dois são os principais parâmetros obtidos a partir da DTR: tempo de detenção hidráulica real (TDHr) e a variância (σ^2).

Idealmente, o tempo de detenção hidráulica real (TDHr) é equivalente ao tempo de detenção hidráulica nominal do sistema (TDHn), determinado pela razão do volume pela vazão do sistema. O centroide de uma DTR fica abaixo do TDHn, uma vez que os curtos-circuitos causam a perda do volume útil do sistema por retenção (HOLLAND *et al.*, 2004).

Sistemas complexos, como são os *wetlands* construídos (WCs), de acordo com Kardlec e Wallace (2009) são ainda frequentemente descritos em números equivalentes de reatores em série (TIS) ou outros modelos de dispersão, uma vez que a escala de mistura afeta a sua eficiência hidráulica. Assim, para uma WC-FSSV existe um leve desvio para o modelo CSTR (mistura completa).

As curvas de distribuição do tempo de residência (DTR) têm natureza nos modelos ideais discutidos em 2.5 e 2.6. Assim, a figura 12 apresenta as curvas nos diferentes tipos de

escoamento, verificando que ela inicia desde uma curva assimétrica, quando d tende ao infinito, indicando o modelo ideal de CSTR (mistura completa) até o modelo de distribuição normal quando d é menor do que 0,01 indicando um desvio ao fluxo pistonado (PFR), assim as curvas intermediárias são as curvas verificadas em escala real nos reatores.

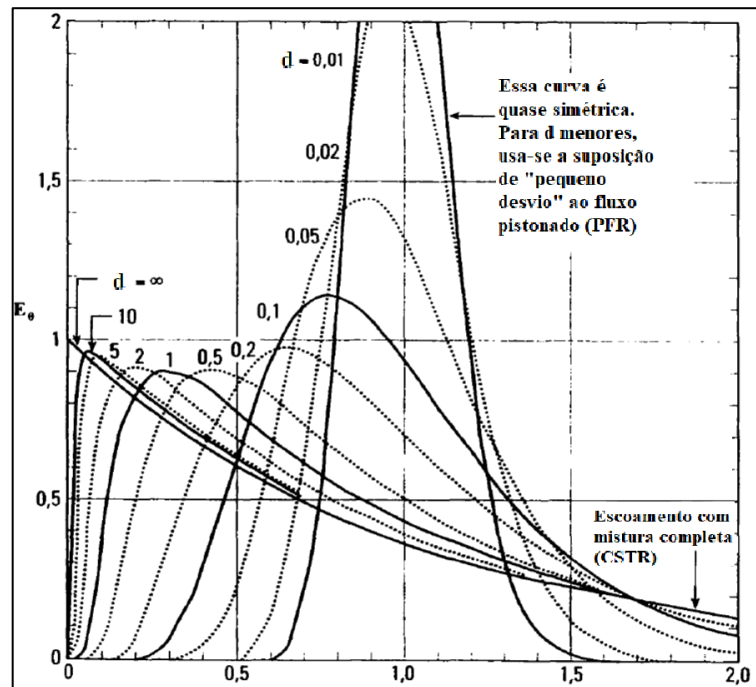


Figura 12 Família de curvas geradas a partir de ensaios com traçadores mediante número de dispersão (d). Fonte: Adaptado de Levenspiel (2000)

O eixo E_θ representa a concentração adimensional, podendo ser definido como a razão entre a concentração medida e a concentração C_0 , que corresponde à razão entre a massa total injetada no traçador e o volume efetivo do reator. O tempo adimensional corresponde à razão entre o tempo de medição e o tempo de detenção hidráulico nominal (TOSCANI, 2010).

A avaliação do grau de dispersão (d) em $m^2.s^{-1}$, representa, de acordo com Levenspiel (2000), o grau o processo de espalhamento das partículas de um fluido no reator. Assim quando d é grande, significa que houve um rápido espalhamento da curva do traçador; se $d = 0$ significa que o espalhamento é inexistente, aproximando-se, assim, do fluxo pistonado.

A Equação 2.3 apresenta o cálculo do número de dispersão d .

$$d = \frac{D}{u \cdot L} \quad (2.3)$$

Em que:

d : número de dispersão;

u , a velocidade média (m.s^{-1}) do escoamento;

L é o comprimento(m) do reator.

A avaliação do grau de dispersão pode ser feita de acordo com Metcalf & Eddy (2014) conforme a Tabela 9.

Tabela 9 Interpretação do valor do número de dispersão

Grau de Dispersão	Valor de d
Nenhuma	$d = 0$
Pequena	$d < 0,05$
Moderada	$d = 0,05$ a $0,25$
Grande	$d > 0,25$

Fonte: Metcalf e Eddy (2014)

Outro parâmetro para avaliação da dispersão das partículas em reatores de tratamento é o número de tanques em série (TIS), que por sua vez, simula o comportamento de N (número) de tanques de mistura completa ideais, iguais, em série. Para este modelo, não existem problemas relacionados às condições de contorno, como ocorre para o modelo de dispersão (COTA, 2011).

Este número pode ser compreendido graficamente mediante as curvas representadas na Figura 13.

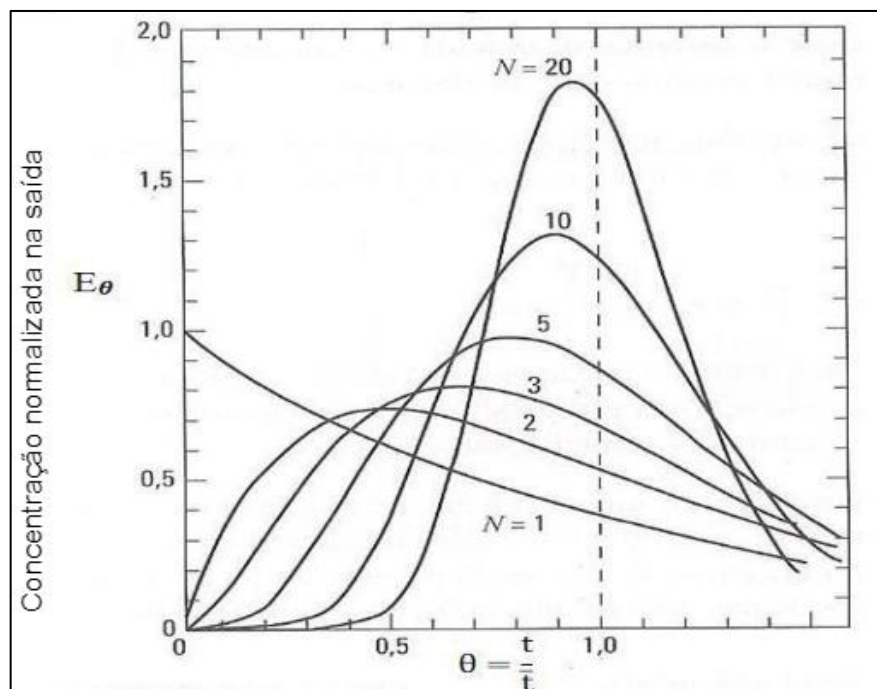


Figura 13 Família de curvas geradas a partir de ensaios com traçadores mediante o modelo de número de tanques em série - TIS (N). Fonte: Adaptado de Levenspiel (2000)

A interpretação do número de N é intuitiva a partir dos gráficos das curvas da Figura 13: quando N é igual a 1 significa que o sistema reproduz um reator de mistura completa ideal (CSTR); por outro lado se N tende ao infinito, indica a sua tendência ao fluxo pistonado (PFR).

Para elaborar as curvas de DTR para modelagem matemática de reatores, se faz necessário ainda definir a curva de calibração do traçador (Figura 14). De acordo com Cota (2011), a curva de calibração do traçador relaciona valores de condutividade elétrica (obtida por meio dos ensaios realizados) com os valores de concentração de substâncias ionizadas dissolvidas afim de determinar a curva de distribuição do tempo de residência (DTR).

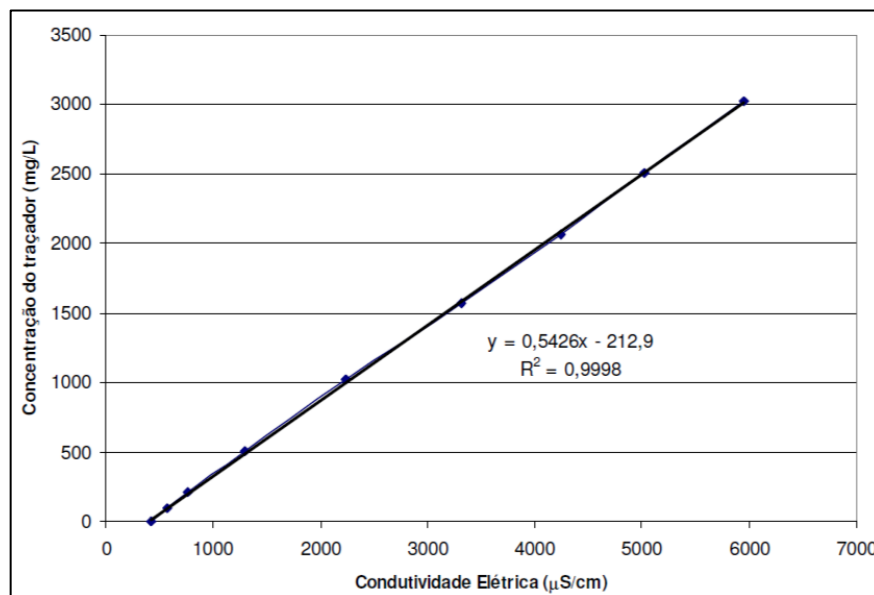


Figura 14 Curva de calibração do traçador NaCl obtida em testes com esgoto.
Fonte: Cota (2011)

Como já foi discutido, o cloreto de sódio é amplamente empregado neste tipo de ensaio, devido à sua satisfatória relação custo-benefício. Para este traçador, considera-se que a concentração ionizável de NaCl é correspondente aos valores de condutividade elétrica (μS); haja vista que existe correlação linear entre a concentração de NaCl e a condutividade elétrica aferida na água; esta correlação é verificada a partir de curvas de calibração do traçador.

2.7 INFLUÊNCIAS CLIMÁTICAS NO TRATAMENTO DE WETLANDS CONSTRUÍDOS

De acordo com Lautenshlager (2001), os fatores climáticos podem afetar o funcionamento de *wetlands* em função da temperatura, radiação solar, precipitação, ventos e da umidade do ar (Tabela 10).

Tabela 10 Fatores climáticos que afetam as reações químicas em WCs

Fator climático	Explicação
Temperatura	Afeta taxas de reações físico-químicas e bioquímicas, reaeração, volatilização e evapotranspiração.
Radiação solar	Afeta a taxa de crescimento da vegetação devido à fotossíntese, depende do número de horas diárias de insolação.
Precipitação	Afeta o balanço hídrico dos <i>wetlands</i> , interferindo na diluição e dispersão dos poluentes, diminuindo o tempo de detenção hidráulica do sistema.
Umidade do ar	Afeta o balanço hídrico das <i>wetlands</i> , interferindo nas taxas de evapotranspiração do sistema; teoricamente, a umidade do ar é inversamente proporcional à perda por evaporação.
Vento	Afeta as taxas de evapotranspiração, trocas gasosas entre a atmosfera e o meio aquática e o efeito de mistura (turbulência no escoamento).

Fonte: Adaptado de Lautenshlager (2001)

Entretanto, tratando-se de WCs, os fatores podem ser condensados sob os fenômenos da precipitação (PCT) e da evapotranspiração (EVT), sendo este segundo dependente da temperatura, da radiação solar e da ação dos ventos. Assim realizar o balanço hídrico de uma WC é relativamente simples, uma vez que basta considerar as vazões de entrada e saída, juntamente com as perdas por evapotranspiração e entradas por precipitação (BORIN *et al.*, 2011).

As macrófitas aquáticas apresentam uma característica: liberação de água para a atmosfera, denominada transpiração. Associando à evaporação da água (apenas por princípios físicos) com a transpiração das plantas, tem-se a evapotranspiração (EVT), importante fenômeno presente nos WCs que pode interferir nos processos de tratamento de esgoto, principalmente quando a EVT possui elevada taxa (HEADLEY *et al.*, 2012).

Silva Júnior (2018) define que a evaporação é um processo físico endotérmico no qual o líquido, nesse caso a água, é vaporizado (mudança de estado líquido para gasoso). Diferentemente da ebulição, não há necessidade de se atingir a temperatura de 100°C (ao nível do mar) para que ocorra esta mudança de estado físico. A evaporação está sujeita à influência da radiação solar, temperatura e umidade do ar, e à incidência de ventos. De acordo com Kardlec e Wallace (2009), os *wetlands* construídos com fluxo superficial (WC-FS) possuem taxa de

evaporação maior do que as WC-FSS (fluxo subsuperficial); uma vez que o tamanho dos leitos de tratamento e o contato do esgoto com a atmosfera é superior em WC-FS.

A transpiração das macrófitas consiste em um processo que permite regular a quantidade de água presente no interior da planta; quando em excesso, a água é liberada sob a forma de vapor através de pequenos poros (estômatos) existentes nas folhas das plantas (SILVA JÚNIOR, 2018). Cada planta possui suas características específicas para o mecanismo de controle das condições abióticas, assim, cada planta possuirá a sua quantidade e estômatos e taxas de evapotranspiração, que podem ser estimadas a partir da Equação de Penman-Monteith que quantifica a evapotranspiração de referência (ET_0) (Equação 2.4).

$$ET_0 = \frac{0,408 \cdot \Delta \cdot (R_n - G) + \gamma \cdot 900 \cdot \frac{u(e_s - e_a)}{T + 273}}{\Delta + \gamma \cdot (1 + 0,34 \cdot u)} \quad (2.4)$$

Em que:

R_n : saldo de radiação à superfície da vegetação ($MJ \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$);

G : densidade do fluxo de calor do solo ($MJ \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$);

T : temperatura do ar a 2 m de altura ($^{\circ}C$);

u : velocidade de vento a 2 m de altura ($m \cdot s^{-1}$);

e_s : pressão de vapor de saturação (kPa);

e_a : pressão parcial de vapor (kPa);

Δ : declividade da curva de pressão de vapor de saturação ($kPa \cdot ^{\circ}C^{-1}$);

γ : coeficiente psicrométrico ($kPa \cdot ^{\circ}C^{-1}$).

O cálculo da ET_0 é um método recomendado pela FAO (*Food and Agriculture Organization of the United Nations*) para estimativa da EVT de referência de determinada cultura, porém, para ser utilizado em áreas agrícolas abertas, mas que pode ser aplicado para WCs (BEEBE *et al.*, 2014).

Embora existam diferenças nos valores de EVT para as diferentes culturas de macrófitas, de acordo com Barszcz *et al.* (2019), a diferença de cultura não interfere na eficiência de remoção de poluentes e da toxicidade dos efluentes domésticos, não sendo possível verificar a participação efetiva das macrófitas nesta redução.

A Tabela 11 apresenta os valores de EVT em ambientes de WCs a partir de alguns estudos já realizados.

Tabela 11 Quantificação das taxas de evapotranspiração em *wetlands* construídos

WC	EVT (mm/ano)	Perdas(%)	Espécie vegetada	Autor
FSSV	978-1.818	31 - 63	<i>Phragmites australis</i>	Bialowiec e Wojnowska-Baryla (2007)
FSH	1788 - 6826	11 - 27	<i>Typha spp.</i>	Brasil & Matos (2008)
FSSH	3048 - 3899	ND	<i>Phragmites australis</i>	Borin <i>et al.</i> (2011)
FSSH	3874	9-27	<i>Phragmites australis</i>	Headley <i>et al.</i> (2012)
FSSV	2534	8-67	<i>Chrysospon zizanoides</i>	Silva Júnior <i>et al.</i> (2015)

Fonte: Adaptado de Silva Júnior (2018)

A eficiência de um WC pode ser influenciada pelo ciclo hidrológico, assim, as precipitações e perdas de água por evapotranspiração devem ser consideradas no seu dimensionamento.

A evapotranspiração reduz o nível da água no tanque e, por consequência, proporciona concentração dos poluentes presentes na água residuária em tratamento, possibilitando subestimativa da eficiência de remoção pelos reatores e, em certos casos, podendo provocar efeitos tóxicos à vegetação (BRASIL; MATOS, 2008).

Por outro lado, Headley *et al.* (2012) e Beebe *et al.* (2014) verificaram que a evapotranspiração contribui positivamente para a remoção de poluentes constituintes básicos do esgoto, como matéria orgânica, uma vez que ela promove a concentração de poluentes no sistema, para os mesmos tenham maior contato com os microrganismos presentes nas microzonas do sistema. No entanto Beebe *et al.* (2014) também verificaram que para a remoção de poluentes persistentes, tais como pesticidas, a EVT afeta negativamente o sistema de WCs.

As precipitações, por sua vez, podem provocar elevação temporária do nível da água, alterando o comportamento hidráulico e podendo causar escoamento superficial no sistema, e, com isso, proporcionando redução na eficiência do tratamento (BRASIL; MATOS, 2008).

2.8 REFERÊNCIAS

ABRANTES, L. L .M. **Tratamento de esgoto sanitário em sistemas alagados construídos utilizando *Typha angustifolia* e *Phragmites australis***. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Meio Ambiente) – Escola de Engenharia Civil, Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2009. 140 f.

ALMEIDA, R.A.; UCKER, F.E. Considerando a evapotranspiração no cálculo da eficiência de estações de tratamento de esgoto com plantas. **Engenharia Ambiental: Pesquisa e Tecnologia**, 2011. v. 8, n. 4. Disponível em: <http://ferramentas.unipinhal.edu.br/engenhariaambiental/include/getdoc.php?id=1896&article=816&mode=pdf> acesso em 09 de junho de 2020.

ARRUDA, P. N.; LIMA, A. S. C.; SCALIZE, P. S. Gestão dos serviços públicos de água e esgoto operados por municípios em Goiás, GO, Brasil. **Revista Ambiente & Água**. Vol 11, n. 2, 2016. DOI: <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.1739>.

AVELAR, F. F.; MATOS, A. T.; MATOS, M. P. Remoção de contaminantes do esgoto sanitário em sistemas alagados construídos cultivados com *Mentha aquatica*. **Engenharia Sanitária e Ambiental**. Vol. 24. N. 6. 2019 DOI: <https://doi.org/10.1590/s1413-41522019116019>.

BARSZCZ, L. B.; BELLATO, F. C.; BENASSI, R. F.; MATHEUS, D. R.. Avaliação ecotoxicológica de efluentes tratados por alagados construídos. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 24, n. 6, p. 1147-1156, 2019.

BEEBE, D. A ; CASTLE, J. W.; MOLZ, F.J.; RODGERS, J. H. (2014) Effects of evapotranspiration on treatment performance in constructed wetlands: Experimental studies and modeling. **Ecological Engineering**. Vol.71, pp.394-400

BRAGA, B; HESPANHOL, I.; CONEJO, J.G.L.; MIERZWA, J.C.; BARROS, M.T.L.; SPENCER, M.; PORTO, M.; NUCCI, N.; JULIANO, N.; EIGER, S. (2005). **Introdução à engenharia ambiental**. 2a ed. São Paulo: Pearson Prentice Hall. 318 p.

BRASIL. **Constituição da República Federativa do Brasil de 1988**.1988.

BRASIL, M. S., MATOS, A. T. E.; SOARES, A. A. Plantio e desempenho fenológico da taboa (*Thypha* sp.) utilizada no tratamento de esgoto doméstico em sistema alagado construído. Artigo técnico: **Engenharia Sanitária e Ambiental**, 12 (3), 2007.

BRASIL, M. S.; MATOS, A. T. Avaliação de aspectos hidráulicos e hidrológicos de sistemas alagados construídos de fluxo subsuperficial. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, 13 (3). 2008. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1413-41522008000300012>.

BORGES, A. C.; MATOS, A. T.; CALIJURI, M. C.; OLIVEIRA, G. H. H.; ROLDÃO, J. S. F. Uso de traçadores para avaliação da hidrodinâmica de sistemas alagados construídos operando sob condições climáticas tropicais. **Engenharia Agrícola**. V. 29, n. 2. p. 301-310. 2009.

BORIN, M.; MILANI, M.; SALVATO, M.; TOSCANO, A. Evaluation of *Phragmites australis* (Cav.) Trin. evapotranspiration in Northern and Southern Italy. **Ecological Engineering**, 37(5), 721–728. 2011. DOI:10.1016/j.ecoleng.2010.05.003

BUFÁIÇAL, D. S. S. **Eficiência do leito de macrófitas na remoção de ovos de helmintos e coliformes termotolerantes e no desaguamento de lodo de esgoto sanitário**. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Meio Ambiente), Universidade Federal de Goiás, Goiânia. 2010. 92f.

CALIJURI, M. L.; BASTOS, R. K. X. B; MAGALHÃES, T. B.; CAPELETE, B. C.; DIAS, E. H. O. Tratamento de esgotos sanitários em sistemas reatores UASB/wetlands construídos de fluxo horizontal: eficiência e estabilidade de remoção de matéria orgânica, sólidos, nutrientes e coliformes. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 14, n. 3, p. 421-430. 2009. Disponível em

<https://www.scielo.br/pdf/esa/v14n3/v14n3a16.pdf> acesso em 18 de Junho de 2020.

CHAGAS, R. C.; MATOS, A. T.; CECON, P. R.; LO MONACO, P. A. V.; FRANÇA, L. G. F. Cinética de remoção de matéria orgânica em sistemas alagados construídos cultivados com lírio amarelo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. Vol. 15. N. 11. P. 1186+. 2011.

CHAZARENC, F.; NAYLOR, S.; COMEAU, Y.; MERLIN, G.; BRISSON, J. Modeling the effect of plants and peat on evapotranspiration in constructed wetlands. **International Journal of Chemical Engineering**. 2010. Vol. 2010. 6p. doi: 10.1155/2010/412734.

COASACA, R.L. **Remoção biológica de nitrogênio em sistemas alagados construídos enriquecidos com bactérias Anammox**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil), Universidade Estadual de Campinas, Brasil. 2016. 57p.

COLARES, C. J. G.; SANDRI, D. Eficiência do tratamento de esgoto com tanques sépticos seguidos de leitos cultivados com diferentes meios de suporte. **Revista Ambiente & Água**. 8(1): 172-185. 2013.

COSTA, J.F., MARTINS, W.L.P., SEIDL, M.; VON SPERLING, M. Role of vegetation (*Typha latifolia*) on nutrient removal in a horizontal subsurface-flow constructed wetland treating UASB reactor-trickling filter effluent. **Water Science and Technology**, 71 (5): 1004-1010. 2015.

COSTA, R. A. **Fatores associados aos parâmetros ajustados na equação de cinética de primeira ordem modificada utilizada em sistemas alagados construídos**. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-graduação em Engenharia Agrícola. UFMG, 2016.

COSTA, R. A.; MATOS, M. P.; MATOS, A.T.; SPERLING, M. V. Comportamento hidrodinâmico de sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial de diferentes proporções geométricas e tempos de operação. **Engenharia Ambiental e Sanitária**, 24(1). 2019. DOI: <https://doi.org/10.1590/s1413-41522019175103>.

COTA, R. S.; VON SPERLING, M.; PENIDO, R. C. S. Tracer studies and hydraulic behaviour of planted and un-planted vertical-flow constructed wetlands. **Water Science and Technology**, Oxford, v.64, n.5. 2011.

DI BERNARDO, L.; DANTAS, Â. D. B.; VOLTAN, P. E. N. **Métodos e técnicas de tratamento de água**. 3ª Edição. São Carlos: Editora LDiBe, 2017. 1246 p.

DIAS, F.S.; NASCIMENTO, J.P.A.; MENESES, J.M. Macrófitas aquáticas para tratamento de efluente doméstico. **Revista Ambiental**. V.2, n.1, p.106-115. 2016. ISSN: 2446-6743.

DORNELAS, F. L., MACHADO, M. B.; SPERLING, M. Performance evaluation of planted and unplanted subsurface-flow constructed wetlands for the post-treatment of UASB reactor effluents. **Water Science and Technology**, 60(12): 3025-3033. 2009.

FIA, F. R. L., MATOS, A. T., FIA, R., LAMBERT, T. F.; MATOS, M.P. Remoção de nutrientes por *Typha latifolia* e *Cynodon* spp. cultivadas em sistemas alagados construídos.

Revista Ambiente & Água. 6(1): 77-89. 2011.

FIA, F.R.L., MATOS, A.T., FIA, R., BORGES, A.C. E CECOM, P.R. Efeito da vegetação em sistemas alagados construídos para tratar águas residuárias da suinocultura. **Engenharia Ambiental e Sanitária**, 22(2): 303-311. 2017.

FOLKARD, A. M., COATES, M. J. Flow in Wetlands and Macrophyte Beds. **Encyclopedia of Inland Waters**, 594–605. 2009. doi:10.1016/b978-012370626-3.00086-7

GOMES, M.V.T., SOUZA, R.R., TELES, V.S.; MENDES, E.A. Phytoremediation of water contaminated with mercury using *Typha domingensis* in constructed wetland. **Chemosphere**, 2014. 103: 228-233. 2014.

HEADLEY, T. R.; KADLEC, R. H. Conducting hydraulic tracer studies of constructed wetlands: a practical guide. **Ecohydrology & Hydrobiology**, 7(3-4), 269–282. 2007. doi:10.1016/s1642-3593(07)70110-6

HEADLEY, T. R., DAVISON, L., HUETT, D. O., MÜLLER, R. Evapotranspiration from subsurface horizontal flow wetlands planted with *Phragmites australis* in sub-tropical Australia. **Water Research**, 46(2), 345–354. 2012. doi:10.1016/j.watres.2012.10.042

HOLLAND, J. F., MARTIN, J. F., GRANATA, T., BOUCHARD, V., QUIGLEY, M., & BROWN, L. Effects of wetland depth and flow rate on residence time distribution characteristics. **Ecological Engineering**, 23(3), 189–203. 2004. doi:10.1016/j.ecoleng.2004.09.003

IBGE. **Pesquisa nacional de saneamento básico 2017: abastecimento de água e esgotamento sanitário.** Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2020. Disponível em <https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv101734.pdf> acesso em 22 de Julho de 2020.

IOANNIDOU, V. G., PEARSON, J. M. The effects of flow rate variation and vegetation ageing on the longitudinal mixing and residence time distribution (RTD) in a full-scale constructed wetland. **Ecological Engineering**, 138, 248–263. 2019. doi:10.1016/j.ecoleng.2019.07.014

JUNQUEIRA, W. B. DE C., CAMPOS, C. M. M., FIA, R., FIA, F. R. L., AMORIM, F. Estudos hidrodinâmicos do escoamento em caixa de gordura empregada no tratamento preliminar dos efluentes de cozinha industrial. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, 22(5), 911–919. 2017. doi:10.1590/s1413-41522017134506.

LAUTENSCHLAGER, S. R. **Modelagem do desempenho de Wetlands Construídos.** Dissertação de Mestrado – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária. São Paulo, 2001. 90p.

LIBÂNIO, M. **Fundamentos da Qualidade e Tratamento de Água.** 4a Ed. ISBN: 978-85-7670-271-9. Campinas, SP: Editora Átomo, 2016.

KADLEC, R.H.; WALLACE, R.D. **Treatment Wetlands.** 2. ed. Florida: CRC Press. 2009. 1016 p.

LANA, L. C. O., MORAES, D. C., VON SPERLING, M., MORATO, M. L. N., VASCONCELLOS, G.R., PARAENSE, M. O. E MOREIRA, T.P.A. Performance of a single stage vertical flow constructed wetland system treating raw domestic sewage in Brazil. **Water Science and Technology**. 68 (7): 1599-1606. 2013.

LEVENSPIEL, O. **Engenharia das Reações Químicas**. 3. ed. São Paulo: Editora Blücher, 2000. 668p.

LIMA, R. F. S. **Potencialidades dos wetlands construídos empregados no pós-tratamento de esgotos: experiências brasileiras**. Dissertação de mestrado profissional – Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental. UFSC, 2016. 81p.

LIU, S. Y.; YAN, B. X.; WANG, L. X. Effect of different factors on nitrogen removal rate in constructed wetlands. **Wetland Science**. 8 (2). p. 157-163.2010.

MANCUSO, M. A.; FIOREZE, M. Numerical simulation of flow and biokinetic process in subsurface flow constructed wetlands: a systematic review. **Journal of Urban and Environmental Engineering**. V. 12, n. 1, p. 120-127. 2018. DOI: 10.4090/juee.2018.v12n1.120127.

MANFRINATO, E. S. **Avaliação do método edafo-fitodepuração para tratamento preliminar de águas**. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Universidade de São Paulo, Piracicaba, Brasil. 1989. 98f.

MANSOR, M. T. C. **Uso de leito de macrófitas no tratamento de águas residuárias**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Universidade Estadual de Campinas, Brasil, 1998. 106f.

MATOS, A.T., ABRAHÃO, S. S., BORGES, A. C. E.; MATOS, M. P. Influência da taxa de carga orgânica no desempenho de sistemas alagados construídos cultivados com forrageiras. Artigo técnico: **Engenharia Sanitária e Ambiental**, 15 (1). 2010.

MATOS, M. P., SPERLING, M. V., 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. **Engenharia Agrícola**, v. 35, n. 6, p. 1137-1148, 2015

MATOS, M. P. VON SPERLING, M., MATOS, A. T.; DIAS, D. F. C., SANTOS, C. R. S. Colmatação e desempenho de sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial ao longo de oito anos de operação. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, 23(6), 2018. doi:10.1590/s1413-41522018175770

MAZZOLA, M., ROSTON, D. M., VALENTIM, M. A. A. Uso de leitos cultivados de fluxo vertical por batelada no pós-tratamento de efluente de reator anaeróbio compartimentado. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, 9(2): 276- 283. 2005.

MENDONÇA, E. A. **Disposição de efluente de tratamento de esgoto industrial em solo vegetado com bambu**. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Meio Ambiente), Universidade Federal de Goiás, Goiânia. 128 p. 2010.

MORAES, M. A. A.; ZUMALACARREGUI, J. A. G.; TREIN, C. M.; FERREIRA, V. V. M.; VON SPERLING, M. Outflow dynamics in a French system of vertical wetlands operating with an extended feeding cycle. **Water Science and Technology**. Vol. 79.4 p. 699-708. 2019. DOI:10.2166/wst.2019.088

NIVALA, J., HEADLEY, T., WALLACE, S., BERNHARD, K., BRIX, H., VAN AFFERDEN, M., MÜLLER, R. A. Comparative analysis of constructed wetlands: The design and construction of the ecotechnology research facility in Langenreichenbach, Germany. **Ecological Engineering**, 61, 527–543. 2013. doi:10.1016/j.ecoleng.2013.01.035

OLIVEIRA JÚNIOR, J.L. **Tratamento descentralizado de águas residuárias domésticas: uma estratégia de inclusão social**. In: LIRA, WS.; CÂNDIDO, GA., orgs. Gestão sustentável dos recursos naturais: uma abordagem participativa. Campina Grande: EDUEPB, pp. 213-232. 2013. ISBN 9788578792824. Disponível em <http://books.scielo.org/id/bxj5n/pdf/lira-9788578792824-09.pdf> acesso em 22 de Julho de 2020.

ORTUSTE, F. R. **Living without sanitary sewers in Latin America - The business of collecting fecal sludge in four Latin American cities**. Lima, Peru. World Bank, Water and Sanitation Program. 2012. Disponível em <http://encurtador.com.br/hkDX4/> acesso em 22 de Julho de 2020.

PATERNIANI, J.E.S., SILVA, M.J.M., RIBEIRO, T.A.P. E BARBOSA, M. Pré-filtração em pedregulho e filtração lenta com areia, manta não tecida e carvão ativado para polimento de efluentes domésticos tratados em leitos cultivados. **Engenharia Agrícola**, 31(4): 803-812. 2011.

PELISSARI, C., SEZERINO, P.H., DECEZARO, S.T., WOLFF, D.B., BENTO, A.P., CARVALHO JUNIOR, O. E PHILIPPI, L.S. Nitrogen transformation in horizontal and vertical flow constructed wetlands applied for dairy cattle wastewater treatment in southern Brazil. **Ecological Engineering**, 73: 307–310. 2014.

PHILIPPI, L.S., SEZERINO P.H. **Aplicação de Sistemas tipo Wetlands no tratamento de águas residuárias: utilização de filtros plantados com macrófitas**. Florianópolis/SC: Ed. do Autor, 2004. 144 p.

QUEGE, K.E., ALMEIDA, R.A. E UCKER, F.E. Utilização de plantas de bambu no tratamento de esgoto sanitário pelo sistema de alagados construídos. **Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental**. 10 (10): 2069-2080. 2013.

QUELUZ, J.G.T. **Eficiência de alagados construídos para o tratamento de águas residuárias com baixas cargas orgânicas**. Tese (Doutorado em Agronomia), Universidade Estadual de São Paulo, Botucatu, Brasil. 2016.

RAMOS, N.F.S., BORGES, A.C., GONÇALVES, G.C. E MATOS, A.T. Tratamento de águas residuárias de suinocultura em sistemas alagados construídos, com *Chrysopogon zizanioides* e *Polygonum punctatum* cultivadas em leito de argila expandida. **Engenharia Sanitária e Ambiental**. Vol 22(1): 123-132. 2017.

RAMSAR - The Ramsar Convention Manual. **A Guide to the Convention on Wetlands** (Ramsar, Iran, 1971), 6th edition.

RIBEIRO, J. P. L. **Modelação do Comportamento Hidráulico de Leitões de Macrófitas**. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Ambiente). Instituto Superior Técnico – Universidade Técnica de Lisboa. 2007.

ROSSMANN, M., MATOS, A.T., ABREU, E.C., SILVA, F.F.; BORGES, A.C. Effect of influent aeration on removal of organic matter from coffee processing wastewater in constructed wetlands. **Journal of Environmental Management**, 128: 912-919. 2013.

SABOKROUHIYEH, N., BOTTACIN-BUSOLIN, A., SAVICKIS, J., NEPF, H., MARION, A. A numerical study of the effect of wetland shape and inlet-outlet configuration on wetland performance. **Ecological Engineering**, 105, 170–179. 2017. doi:10.1016/j.ecoleng.2017.04.062

SALATI, E.; RODRIGUES, N. S. **De poluente a nutriente, a descoberta do águape**. Revista Brasileira da Tecnologia, 13(3): 37-42. 1982.

SALATI JÚNIOR, E., SALATI, E. E SALATI, E. **Wetlands projects developed in Brazil**. Water Science and Technology, 40(3): 19-25. 1999.

SANTOS, R. F.; IRAZUSTRA, S. P.; TEIXEIRA, E. P.; DEGASPERI, F. D. Abordagem descentralizada para a concepção de sistemas de tratamento de esgoto doméstico. **Revista Eletrônica de Tecnologia e Cultura** (16). 2015.

SEZERINO, P.H., REGINATTO, V., SANTOS, M.A., KAYSER, K., KUNST, S., PHILIPPI, L.S. E SOARES, H.M. Nutrient removal from piggery effluent using vertical flow constructed wetlands in southern Brasil. **Water Science and Technology**, 48(2): 129-135. 2003.

SEZERINO, P.H., BENTO, A.P., DECEZARO, S.T., CARISSIMI, E. E PHILIPPI, L.S. Constructed wetlands and sand filter applied as onsite post-treatment of anaerobic effluent. **Water Practice Technology**, 7: 1-9. 2012.

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. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.20 (1)2. p. 151-158. DOI 10.1590/S1413-4152201502000009661. 2015.

SHIH, S., ZENG, Y., LEE, H., OTTE, M.; FANG, W. (2017). Tracer Experiments and Hydraulic Performance Improvements in a Treatment Pond. **Water**, 9(2), 137. doi:10.3390/w9020137

SHINGARE, R. P., THAWALE, P. R., RAGHUNATHAN, K., MISHRA, A., & KUMAR, S. Constructed wetland for wastewater reuse: Role and efficiency in removing enteric pathogens. **Journal of Environmental Management**, Vol. 246, 444–461. 2019. doi:10.1016/j.jenvman.2019.05.157

SILVA, S. C. **Wetlands construídos” de fluxo vertical com meio suporte de solo natural**

modificado no tratamento de esgoto doméstico. Tese de doutorado – Universidade de Brasília. Faculdade de Tecnologia. Brasília. 2007.

SILVA, L. L. DA, DONNICI, C. L., AYALA, J. D., FREITAS, C. H. DE, MOREIRA, R. M., PINTO, A. M. F. Traçadores: o uso de agentes químicos para estudos hidrológicos, ambientais, petroquímicos e biológicos. **Química Nova**, 32(6), 1576–1585. 2009. doi:10.1590/s0100-40422009000600042

SILVA JÚNIOR, E. D., ALMEIDA, R.A., RODRIGUES, E.S. E SILVA, A.R. Water budget of constructed wetland system with subsurface vertical flow in sub-humid tropical climate. **Modern Environmental Science and Engineering**, 1 (5): 235-242. 2015.

SILVA JÚNIOR, E. D., ALMEIDA, R.A., RODRIGUES, E.S. E SILVA, A.R. Influence of vegetation to removal organic load and nutrients in a septic waste treatment system. **Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental**, 21 (1): 78-87. 2017.

SILVA JÚNIOR, E. D. **Influência climática em modelos cinético-hidrodinâmicos para dimensionamento de wetlands construídos no tratamento de esgoto doméstico.** Tese de Doutorado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos: Departamento de Engenharia Civil e Ambiental. Universidade de Brasília. Brasília. 2018. 214p.

SILVA JÚNIOR, E. D.; SOUZA, M. A. A.; ASSIS, M. F. Pós-graduação brasileira no tratamento de águas residuárias por wetlands construídos. **Fórum Ambiental da Alta Paulista**, 16(4), 1980-0827. 2020. DOI: 10.17271/1980082716420202399.

SNIS - Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. **Diagnóstico dos serviços de água e esgoto 2018.** Brasília: SNSA/MCIDADES, 2019.

SPERLING, M. **Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos - Volume 1.** Coleção Princípios do Tratamento Biológico de Água: Editora UFMG. Belo Horizonte, MG. 2014.

SPERLING, M. V.; SEZERINO, P. H. Dimensionamento de wetlands construídos no Brasil. **Wetlands**, p. 2359-0548, 2018.

TEODORO, A., BONCZ, M.A., MACHULEK JÚNIOR, A.; PAULO, P.L. Disinfection of greywater pre-treated by constructed wetlands using photo-Fenton: Influence of pH on the decay of *Pseudomonas aeruginosa*. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, 2: 958-962. 2014.

TREIN, C. N.; PELISSARI, C.; HOFFMANN, H.; PLATZER, C. J.; SEZERINO, P. H. (2015). Tratamento descentralizado de esgotos de empreendimentos comercial e residencial empregando a ecotecnologia dos wetlands construídos. **Ambiente Construído**, Porto Alegre, v. 15, n. 4, p. 351-367, out./dez. ISSN 1678-8621 Associação Nacional de Tecnologia do Ambiente Construído. 2015. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/s1678-86212015000400055> acesso em 18 de Junho de 2020.

TILLEY, E., ULRICH, L., LÜTHI, C., REYMOND, P., ZURBRÜGG, C. **Compendium of Sanitation Systems and Technologies.** 2nd revised edition. International Water Association.

2014.

TOSCANI, D.C. **Avaliação e Aplicação de Simulações Matemáticas para Definição de Regime Hidráulico e Constantes Cinéticas de Remoção de Matéria Orgânica em Reatores de Tratamento de Esgoto Sanitário**. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental). Universidade Federal do Paraná, Curitiba. 2010.

UCKER, F.E. **Eficiência do capim vetiver (*Vetiveria zizanioides* L. nash) no tratamento de esgoto sanitário**. Dissertação – Mestrado Engenharia do Meio Ambiente – Universidade Federal de Goiás, Goiânia. 2012.

USEPA - United States Environmental Protection Agency. **Handbook for Managing Onsite and Clustered (Decentralized) Wastewater Treatment Systems**, EPA/832-B-05-001. Office of Water, Washington, DC. 2005. 66 pp.

USEPA - United States Environmental Protection Agency. (2013).. **Wetlands**.

VALENTIM, M. A. A. **Uso de leitos cultivados no tratamento de tanque séptico modificado**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade de Campinas, Brasil. 1999. 119p.

VYMAZAL, J.; KRÖPFELOVÁ, L. Wastewater Treatment in Constructed Wetlands with Horizontal Sub-Surface Flow. **Environmental Pollution**. 14. Springer. 2008. DOI: 10.1007/978-1-4020-8580-2

VYMAZAL, J. Constructed Wetlands for Wastewater Treatment: Five Decades of Experience†. **Environmental Science & Technology**, 45(1), 61–69. 2011. doi:10.1021/es101403q

WANG, Y., SONG, X., LIAO, W., NIU, R., WANG, W., DING, Y., WANG, Y.; YAN, D. Impacts of inlet–outlet configuration, flow rate and filter size on hydraulic behavior of quasi-2-dimensional horizontal constructed wetland: NaCl and dye tracer test. **Ecological Engineering**, 69, 177–185. 2014. doi:10.1016/j.ecoleng.2014.03.071

WU, S.; CARVALHO, P. N.; MÜLLER, J. A.; MANOJ, V. R.; DONG, R. (2016). Sanitation in constructed wetlands: A review on the removal of human pathogens and fecal indicators. **Science of The Total Environment**, 541, 8–22. doi:10.1016/j.scitotenv.2015.09.047

ZANELLA, L. (2008) **Plantas ornamentais no pós-tratamento de efluentes sanitários: Wetlands-construídos utilizando brita e bambu como suporte**. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP. 189 f.

3 OBJETIVO

3.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar o comportamento hidrodinâmico de um *wetland* construído de fluxo vertical subsuperficial em função da precipitação e do tempo de operação.

3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Caracterizar a hidrodinâmica do *wetland* construído de fluxo subsuperficial vertical (WC-FSSV) através de ensaios empregando um traçador com a ocorrência e ausência de precipitação chuvosa.
- Avaliar o comportamento hidrodinâmico do *wetland* construído em função do tempo de operação comparando os ensaios de 2020 com o realizado em 2018.

4 CAPÍTULO 1

INTERFERÊNCIAS PLUVIOMÉTRICA E TEMPORAL NA HIDRODINÂMICA DE WETLAND CONSTRUÍDO DE FLUXO SUBSUPERFICIAL VERTICAL NO TRATAMENTO DE ESGOTO DOMÉSTICO

(Normas de acordo com a Revista Ambiente & Água)

RESUMO

Objetivando-se avaliar as interferências pluviométrica e temporal em um sistema de wetland construído de fluxo subsuperficial vertical (WC-FSSV) utilizado para o tratamento de esgoto doméstico em escala real, foram comparados os valores obtidos em três ensaios com traçador salino de cloreto de sódio (NaCl), dois deles sem a presença de precipitação: um no ano de 2018 (SP-2018) e outro no ano de 2020 (SP-2020), e um último ensaio realizado com a presença de precipitação chuvosa na ordem de 50 mm no ano de 2020 (CP-2020). O monitoramento de condutividade elétrica possibilitou a elaboração distribuição do tempo de residência (DTR) em todos os ensaios, podendo-se compreender a hidrodinâmica do sistema. Foram observadas variações significativas entre todos os cenários no que se refere às variáveis de tempo de detenção hidráulica (TDH), número de dispersão (d) e modelo de tanques em série - TIS (N). Não houveram diferenças significativas nos parâmetros de eficiência volumétrica (Ev) e no índice de curtos-circuitos (ICC) em todos os cenários. Também foi observado um aumento da presença de colmatações nos dois anos de operação no sistema, que está bem projetado, considerando inclusive as variáveis do balanço hídrico (evapotranspiração e precipitação). Apesar de haver ligeira modificação no fluxo de esgoto, em todos os cenários prevaleceu a tendência ao modelo de mistura completa (CSTR).

Palavras-chave: evapotranspiração; modelos de dispersão; sistemas alagados construídos.

4.1 INTRODUÇÃO

Os últimos anos foram pródigos em pesquisas que consolidam a eficácia do uso de *wetlands* construídos (WC) como tecnologia de tratamento para melhorar a qualidade das águas residuárias.

Dentre as vantagens dos WCs, destacam-se a alta eficiência de remoção de matéria orgânica (DBO) e uma satisfatória remoção de nutrientes. Além disso, esta tecnologia apresenta baixos custos de implantação e operação para eliminação de poluentes e patógenos das águas residuárias (Vymazal, 2011; Colares & Sandri, 2013; Wu *et al.*, 2014; Shingare *et al.*, 2019).

Em muitos casos as características projetivas e construtivas fazem com que o desempenho desses sistemas esteja abaixo do ideal (Wang *et al.*, 2014). Fatores como a geometria (Sabokrouhiyeh *et al.*, 2017; Costa *et al.*, 2019), forma e estágio da vegetação (Ioannidou & Pearson, 2019), evapotranspiração e temperatura (Beebe *et al.*, 2014); e principalmente o desempenho hidráulico afetam a eficiência ideal desses sistemas.

Além disso, a maioria dos projetos de WCs desconsideram os elementos do ciclo hidrológico (precipitação chuvosa e evapotranspiração). A evapotranspiração (EVT) por sua vez, afeta o desempenho em WCs, pois melhora o transporte de constituintes através do meio poroso, diminuindo o fluxo volumétrico e aumentando o tempo de detenção hidráulica (TDH), podendo aumentar as concentrações de constituintes dissolvidos.

Com o passar dos anos, os WCs também podem apresentar problemas hidráulicos devido aos mecanismos de remoção que são atuantes nesses sistemas, como a presença de colmatações (Matos *et al.*, 2018), zonas mortas e formação de caminhos preferenciais no sistema (Levenspiel, 2000), o que tende a diminuir a eficiência desses sistemas (Zhang *et al.*, 2014), uma vez que a eficiência operacional das WCs é função intrínseca do volume útil da célula de tratamento (Kardlec & Wallace, 2009).

Os ensaios com traçadores pulso permitem verificar a hidrodinâmica de *wetlands* naturais ou construídos (Shih *et al.*, 2017; Moraes *et al.*, 2019). Traçador é uma espécie química ou biológica capaz de marcar parte de um sistema, seguindo de forma contínua o comportamento de um determinado sistema, nesta classe destacam-se os traçadores químicos e corantes fluorescentes (Cota *et al.*, 2011). O cloreto de sódio (NaCl), por sua vez, é um traçador de fácil aquisição, baixo custo e fácil detecção (Matos *et al.*, 2015).

Este trabalho objetiva avaliar o comportamento hidrodinâmico de um *wetland* construído de fluxo vertical subsuperficial em escala real de operação em função da precipitação chuvosa e do tempo de operação.

4.2 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

O sistema de tratamento de esgoto do estudo está em operação nas dependências do Campus Rio Verde do Instituto Federal Goiano desde julho de 2016; numa área de 500 m², estando localizado nas coordenadas geográficas latitudinais (S 50°54'24'') e longitudinais (O 17°48'20'').

A estação compõe um sistema descentralizado em escala real que recebe o esgoto coletado por uma rede que atende a cinco moradias de servidores da Instituição.

A ETE (Estação de Tratamento de Esgoto) possui um sistema de tratamento composto pelas seguintes unidades: tanque séptico, poço de sucção, caixa de recepção e WC-FSSV (Figura 15), ao final, o esgoto tratado é disposto numa camada de brita no solo.

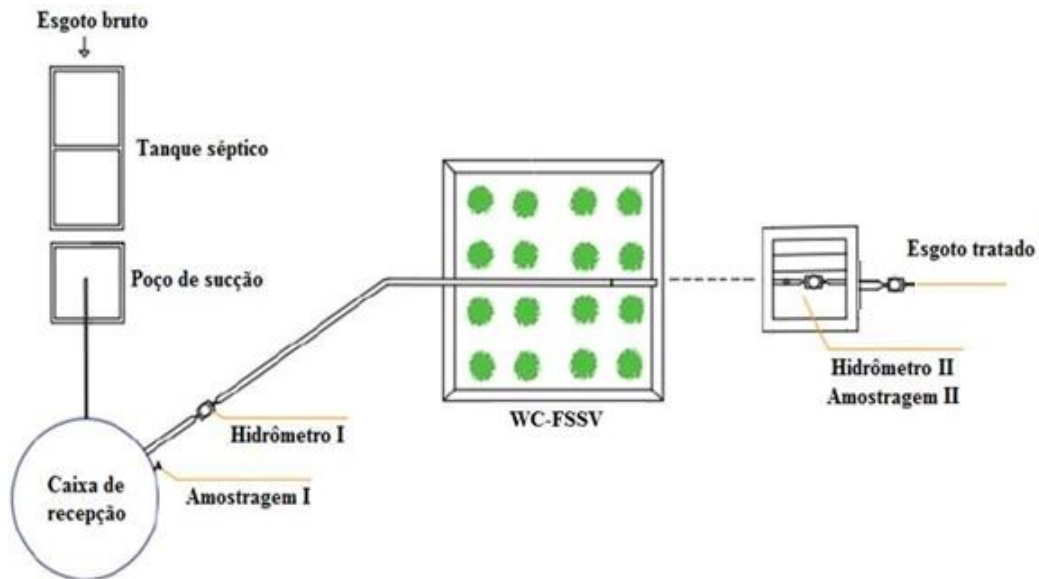


Figura 15 Planta representativa da ETE-WC objeto desta pesquisa.

O sistema foi projetado para atender uma vazão diária de 1.200 L.d^{-1} ; dispendo de tratamento preliminar e secundário.

O tratamento preliminar é composto por um tanque séptico de alvenaria com dimensões de 2,2 metros de comprimento, 1,2 metros de largura e 1,2 metros de profundidade, com volume de $3,4 \text{ m}^3$, e tempo de detenção hidráulica (TDH) de 1 dia; o tanque objetiva a remoção de sólidos grosseiros, inertes e sedimentáveis presentes no esgoto.

Após o tanque séptico está o poço de sucção cujo TDH médio é de quase 24h; possuindo capacidade volumétrica útil de 500 litros. Assim, antes de ser destinado ao WC, o esgoto acumulado no poço de sucção é recalado para uma caixa de recepção, e a partir desta, o esgoto flui por gravidade (sendo mensurado pelo Hidrômetro I) para o WC-FSSV; a alimentação ocorre de forma intermitente, ou seja, não contínua; uma vez que é função da geração das residências.

O WC-FSSV possui formato de tronco de pirâmide invertida. Foram escavadas no solo e impermeabilizadas com manta geotêxtil de polietileno de alta densidade (PEAD) de 1,5 mm

de espessura. Elas possuem como meio suporte brita #2 e estão vegetadas com a espécie Capim Vetiver (*Chrysopogon zizanoides*).

A Figura 16 apresenta o fluxograma do sistema apresentando os respectivos pontos de amostragens e processos unitários do sistema.

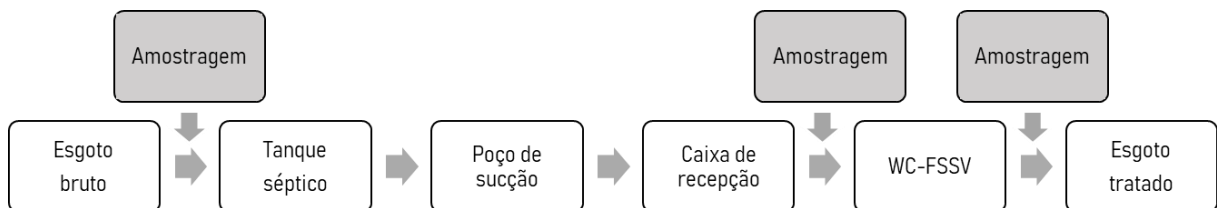


Figura 16 Disposição das unidades componentes do sistema e seus respectivos pontos de amostragem.

Para controlar e mensurar as vazões, os pontos de amostragens de entrada e saída do WC-FSSV possuem um hidrômetro volumétrico, cada uma; o primeiro hidrômetro volumétrico conta com um sistema *by-pass* para ser acionado em casos em que ocasionalmente ocorram colmatações na tubulação de alimentação.

O WC-FSSV (Figuras 17 e 18) possui TDH nominal médio de 2 dias; tendo como dimensões 2,8 m de comprimento e 2,8 m de largura (na profundidade média do leito), 85 cm de profundidade do leito, 20 cm de borda livre e inclinação dos taludes 60°; sendo a base impermeabilizada com manta PEAD (polietileno de alta densidade) de 1,5 mm..

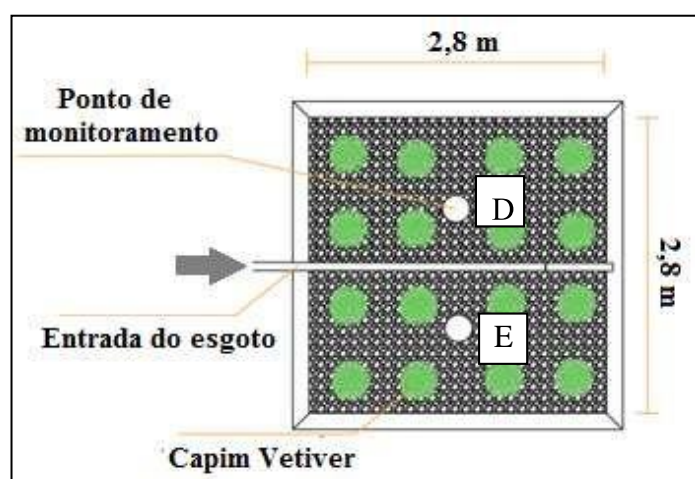
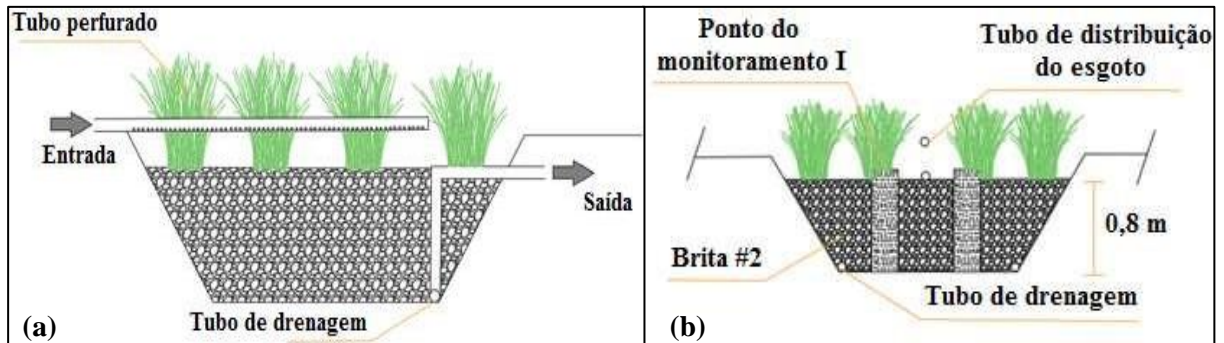


Figura 17 Planta-baixa do WC-FSSV descendente implantada, com destaque para os pontos de monitoramento da direita (D) e esquerda (E), utilizados no ensaio com traçador.

As Figuras 17 e 18 (a) e (b) apresentam, respectivamente, os perfis longitudinal e transversal média do WC-FSSV.



Figuras 18 (a) e (b) Perfis longitudinal (a) (vista lateral - em seção média) e transversal (b) (vista frontal-em seção média) da célula de WC-FSSV descendente implantada.

Conforme Figuras 17 e 18, o esgoto tratado é aplicado no WC-FSSV por uma única tubulação de policloreto de vinila (PVC) perfurada longitudinalmente. Esta *wetland* é do tipo fundo saturado, não possuindo ciclos de enchimento e esvaziamento o que dificulta a entrada de OD (oxigênio dissolvido).

Ao fundo da célula (ambas laterais) foi implantado um sistema de saída que destina o esgoto tratado para disposição final no solo.

4.3 METODOLOGIA

O processo metodológico para a avaliação do comportamento hidrodinâmico em função das variáveis temporal e pluviométrica obedeceram às seguintes etapas (Figura 19):

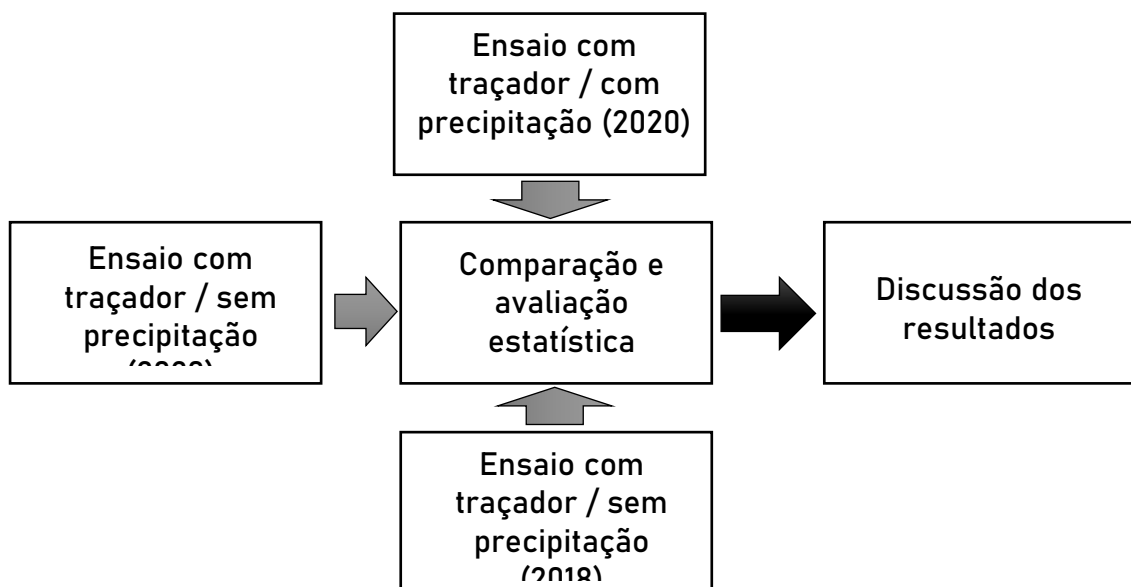


Figura 19. Etapas para o estudo desenvolvido referente ao fluxo hidrodinâmico no *wetland* construído de fluxo subsuperficial vertical (WC-FSSV).

Foram realizados dois ensaios usando o traçador salino cloreto de sódio (NaCl) no WC-FSSV. O monitoramento da condutividade elétrica (μS) possibilitou a elaboração das curvas de DTR mediante análise estatística e promover o comparativo nos ensaios realizados: com a ocorrência (CP-2020) e ausência (SP-2020) de precipitação (ano de 2020) promovendo assim a análise da influência pluviométrica. A influência temporal foi estimada a partir do comparativo do ensaio realizado em 2018 (SP-2018).

4.3.1 TRAÇADOR HIDRODINÂMICO

A hidrodinâmica do WC-FSSV foi avaliada a partir de ensaios utilizando o método traçador-pulso; na forma de estímulo-resposta em duas etapas: 1ª etapa - ensaio com presença de precipitação (CP-2020) e 2ª etapa - ensaio sem a precipitação (SP-2020) (Teste de prova).

Como traçador, foi utilizado o cloreto de sódio (NaCl), devido seu baixo custo de aquisição e sua facilidade utilizando um condutivímetro, sendo possível relacionar a condutividade elétrica (CE) com a concentração de NaCl; obtendo uma curva-padrão a partir da correção de ambos. Para a quantificação da concentração de sódio no meio, foi utilizada a sonda Akso AK88, que possui intervalo de detecção de CE de 0 a $2.000 \text{ uS}\cdot\text{cm}^{-1}$. Os ensaios com traçador salino seguiram os procedimentos metodológicos da Figura 20:

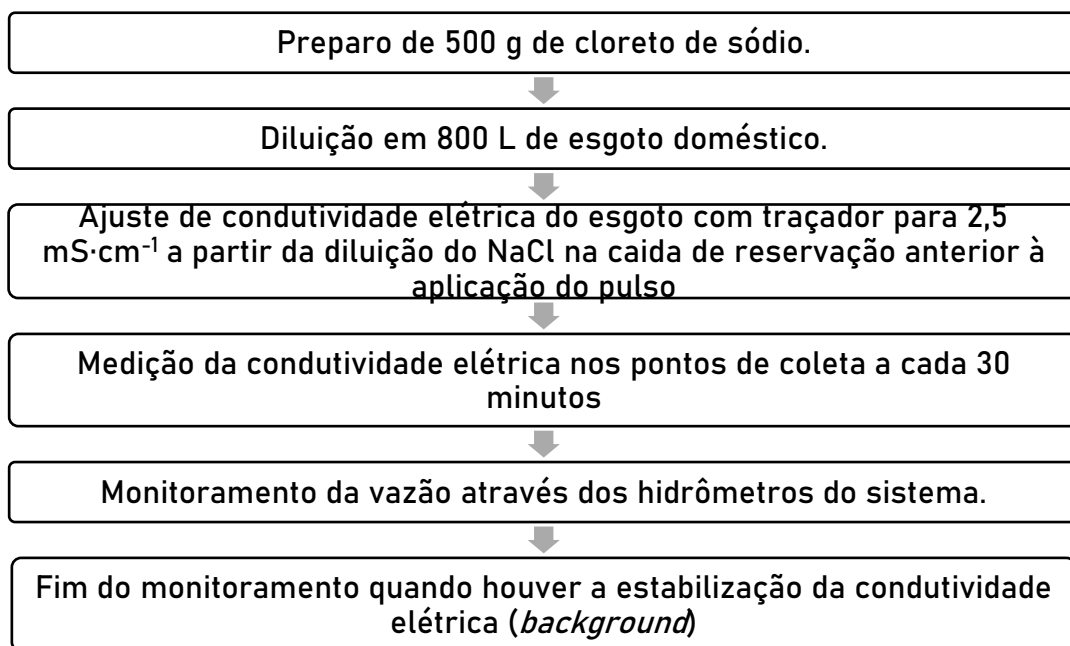


Figura 20 Etapas procedimentais do ensaio com traçador salino.

A metodologia adotada para os ensaios com traçador foi a recomendada por Headley & Kadlec (2007). Segundo os autores, a primeira etapa após a seleção do composto traçador é a

definição da concentração *background* do traçador no meio. Esta concentração foi determinada a partir das medições dos pontos antes da aplicação do pulso. No ensaio com a presença de precipitação foi de 950 μS e sem precipitação adotou-se a concentração *background* de 1.000 $\text{uS}\cdot\text{cm}^{-1}$.

Assim, foram diluídos 500 g de cloreto de sódio no esgoto bruto reservado na caixa de reservação, ajustando o valor da condutividade elétrica para 2,5 $\text{mS}\cdot\text{cm}^{-1}$.

Na etapa seguinte do ensaio ocorreu a abertura do registro e liberação do esgoto (com o traçador) para o WC-FSSV. Dessa forma, a alimentação do escoamento foi em pulso. Para minimizar o fenômeno de estratificação por densidade, Headley e Kadlec (2007) estabelecem que o tempo de aplicação (pulso) não exceda 10% do TDH nominal (TDHn) da célula de tratamento. Segundo testes preliminares, o tempo de aplicação de 1.000 L de esgoto no WC-FSSV era de cerca de 3h, o que corresponde a cerca de 7% do TDHn dessa célula.

Após aplicação foi monitorada a CE do esgoto nos pontos de monitoramento da direita e da esquerda do sistema, em profundidades de 20, 40 e 80 cm; além do esgoto afluente e efluente à WC-FSSV. Tal monitoramento foi realizado em intervalo de 30 min (das 7h às 19h) por um período de 7 dias consecutivos (até retorno do esgoto no WC-FSSV ao valor *background*).

4.3.2 AVALIAÇÃO HIDRODINÂMICA

O monitoramento da condutividade elétrica (consequentemente da concentração de NaCl) no WC-FSSV em função do tempo gerou os seguintes resultados que são estimadores do comportamento hidrodinâmico na célula de tratamento: tempo de detenção real (TDHr) – Equação (4.1); eficiência volumétrica (E_v) – Equação (4.2); eficiência hidráulica (λ) – Equação (4.3); índice de curto-circuito (ICC) – Equação (4.4); porcentagem de recuperação do traçador (Rec) – Equação (4.5).

$$\text{TDHr} = \frac{\int t \cdot c(t) \cdot dt}{\int c(t) \cdot dt} \quad (4.1)$$

$$E_v = \frac{\text{TDHr}}{\text{TDHn}} \quad (4.2)$$

$$\lambda = \frac{t_p}{TDH_n} \quad (4.3)$$

$$ICC = \frac{t_i}{TDH_r} \quad (4.4)$$

$$Rec = \frac{\sum [NaCl] \cdot Q \cdot t_m}{M} \quad (4.5)$$

Em que:

TDH_n: tempo de detenção hidráulica nominal (d);

t: tempo da concentração medida (d);

c(t): concentração de NaCl no tempo t (mg.L⁻¹);

t_p: tempo correspondente à concentração de pico (d);

t_i: tempo no qual ocorre a primeira aparição do traçador (d);

t_m: intervalo de obtenção dos dados (d);

M: massa adicionada do traçador (g).

Os valores obtidos de CE foram ajustados subtraindo pela concentração *background* de cada ensaio, a fim de normalizar os dados de forma a representar mais significativamente a concentração do traçador para assim gerar as curvas de distribuição do tempo de residência do material (DTR) no WC-FSSV do modo de escoamento idealizado. A curva foi gerada a partir do monitoramento da concentração de NaCl em função do tempo, de acordo com a Equação 4.6.

$$DTR_i = \frac{C_i}{\frac{M}{Q}} \quad (4.6)$$

Em que:

DTR_i é o ponto da curva no tempo t_i;

C_i a concentração de NaCl no tempo t_i (mg.L⁻¹),

M é a massa adicionada do traçador (mg)

Q é a vazão de escoamento do esgoto (m³.s⁻¹).

A Equação 4.6 gerou vários pontos, correlacionando DTR_i e o tempo t_i gerando a curva DTR geral; para gerar a equação representativa de DTR foi utilizado o *software* GraphPad Prism 7.

Considerando o modelo de dispersão axial, o espalhamento do pulso através dos reatores foi mensurado por meio do coeficiente de dispersão d (m²·s⁻¹). Segundo Levenspiel (2000), a Equação 4.7 é um grupo adimensional que caracteriza o espalhamento do fluxo no reator que caracteriza o número dispersão (média de diâmetro do meio poroso) – d:

$$d = \frac{D}{u \cdot L} \quad (4.7)$$

Em que:

d: número de dispersão;

u: velocidade média (m·s⁻¹) do escoamento;

L: comprimento (m) do reator.

O resultado obtido pela Equação 4.7 indica o número de dispersão do WC-FSSV e a sua proximidade a algum modelo idealizado (CSTR ou PFR). Entretanto, para obter d, Levenspiel (2000) sugere o uso da Equação 4.8, considerando a variância (σ) dos dados obtidos.

$$\frac{\sigma^2}{TDHr^2} = 2 \cdot \frac{D}{u \cdot L} \quad (4.8)$$

Para valores de d < 0,01, há tendência do escoamento do esgoto através da célula de tratamento ser aproximado ao fluxo pistonado, por outro lado se d > 0,01, indica grande desvio do escoamento PFR.

O modelo de tanques-em-série (TIS) foi usado para estimativa do número de tanques (N) que representa o WC-FSSV segundo a Equação 7.9 (Levenspiel, 2000).

$$\sigma_{\theta}^2 = \frac{1}{N} \quad (4.9)$$

Em que:

σ_θ: variância adimensional do pulso do traçador, podendo ser calculada pela Equação 4.10.

$$\sigma_{\theta}^2 = \frac{\text{TDHr} - t_p}{\text{TDHr}} \quad (4.10)$$

Em que:

t_p é o tempo (h) correspondente à concentração de pico.

Se o valor de N próximo a 1 indica fluxo de escoamento similar à CSTR, enquanto $N = \infty$, escoamento do tipo PFR (Levenspiel, 2000).

4.3.3 BALANÇO HÍDRICO DO SISTEMA

O fluxo hídrico no WC-FSSV considerou o volume de esgoto afluyente (EA) e efluente (EE) da célula, a precipitação (PCT) e a evapotranspiração (EVT) na célula de tratamento.

O volume de esgoto foi quantificado por meio da leitura dos hidrômetros do sistema. O volume de água que adentrou o sistema foi estimado a partir de um pluviômetro instalado no local; assim conhecendo-se a área da célula, foi possível calcular o volume de água de chuva introduzido no sistema.

A Evapotranspiração (EVT) diária foi calculada a partir da equação 4.11 que é baseada no princípio da conservação de massa em estado dinâmico:

$$\text{EVT} = \text{EA} - \text{EE} + \text{PCT} \pm \Delta H \cdot A \cdot \alpha / 1000 \quad (4.11)$$

Em que:

EVT: Evapotranspiração diária (L.d^{-1});

EA: Esgoto afluyente (L.d^{-1});

EE: Esgoto efluente (L.d^{-1});

PCT: Precipitação diária (L.d^{-1});

α : Porosidade do meio suporte (%),

A: Área superficial da célula (m^2).

ΔH : Variação diária da profundidade de líquido na célula (m).

Atribui-se sinal positivo para as variáveis de entrada e negativo para as de saída do sistema. Para este trabalho, considerou-se o nível do esgoto no WC-FSSV como constante; assim, foi considerado $\Delta H = 0$; uma vez que não houveram alterações significativas no nível de esgoto na célula em função do tempo; exceto nos instantes da precipitação chuvosa.

4.3.4 AVALIAÇÃO ESTATÍSTICA

A partir do monitoramento dos dados de CE (condutividade elétrica - μS); realizou-se uma avaliação estatística no sentido de escolher o melhor modelo de regressão não-linear com o intuito de gerar curvas capazes de relacionar CE em função do tempo; gerando assim, a normalização das curvas DTR; para este fim, utilizou-se o *software Graph Prism 7.0*.

No *software* compararam-se os mais variados modelos, buscando o melhor R^2 (coeficiente de correlação de Pearson) e melhor ajuste da curva em função dos pontos; comparando os modelos de curvas: linear, exponencial, log-gaussiano, curva normal (gaussiano), soma de duas curvas gaussianas.

Primeiramente, o modelo que melhor se ajustou foi o da soma de duas curvas gaussianas; no entanto, após a normalização e diferenciação dos valores observados pela concentração *background*, a curva log-gaussiana foi aquela que obteve melhor R^2 e melhor ajuste gráfico aos pontos obtidos.

Na distribuição log-gaussiana (log-normal) a variável x , substituída por t , pois neste caso foi realizada a padronização em função do tempo, é obtida a partir do momento em que seu logaritmo possuir forma de distribuição normal; neste modelo, não são admitidos valores negativos.

A fórmula canônica desta distribuição é obtida a partir da equação 4.12.

$$f(t, \mu, \sigma) = \frac{1}{x\sigma\sqrt{2\pi}} \cdot e^{\left(-\frac{\ln(t)-\mu^2}{2\sigma^2}\right)} \quad (4.12)$$

Em que:

t : tempo;

μ : média dos dados registrados;

σ : desvio-padrão dos dados registrados.

4.4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.4.1 BALANÇO HÍDRICO

De acordo com Borin *et al.* (2011), em *wetlands* construídos com fluxo subsuperficial, tanto horizontal como vertical, o balanço hídrico é simplificado, se comparado com *wetlands*

naturais, uma vez que são isoladas hidráulicamente e não existem interações com águas subterrâneas.

Monitorar o balanço hídrico é importante para verificação da eficiência do sistema e do tempo de detenção hidráulica (Almeida & Ucker, 2011); uma vez que as alterações no balanço hídrico podem interferir diretamente no fluxo hidrodinâmico do sistema.

O balanço hídrico considera as entradas e saídas do sistema por meio do monitoramento das vazões pelos hidrômetros volumétricos e os componentes do ciclo hidrológico (chuvas e evapotranspiração). Em WCs, essas variáveis podem influenciar a eficiência da remoção de poluentes, uma vez que a precipitação dilui a concentração de poluentes e aumenta a vazão (Borin *et al.*, 2011). Por outro lado, a evapotranspiração diminui a vazão e aumenta a concentração.

4.4.1.1 Monitoramento de vazões (ano 2020)

Os hidrômetros volumétricos são responsáveis por monitorar as vazões do sistema. Assim, os valores observados de vazões diárias nos dois ensaios (com e sem a presença de precipitação) nos ensaios com traçador são descritos na Figura 21.

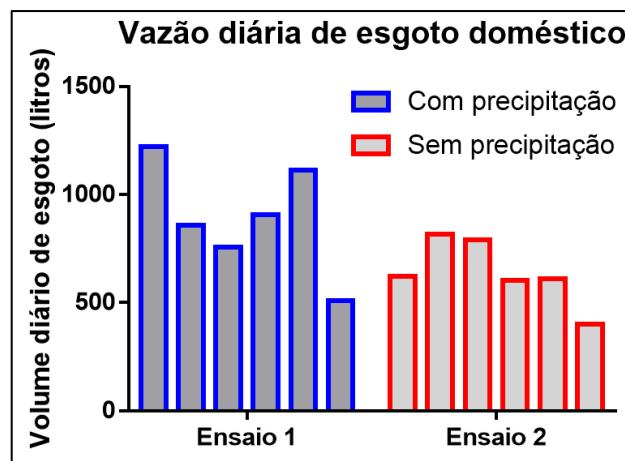


Figura 21 Comparativo das vazões diárias dos ensaios com traçador salino (2020)

No primeiro ensaio (CP-2020), o sistema recebeu maior vazão de esgoto proveniente das residências se comparada com o segundo ensaio. Observa-se no primeiro ensaio (com precipitação) variação das vazões diárias de esgoto, seja pela maior vazão de esgoto doméstico e pela presença da precipitação (2º dia de ensaio), o que resulta em vazão diária média de $894 \text{ L}\cdot\text{dia}^{-1}$. O segundo ensaio (SP-2020), por outro lado, apresentou vazão de esgoto mais uniforme, operando com uma demanda menor de $688 \text{ L}\cdot\text{dia}^{-1}$.

Vale destacar que as variações observadas nas vazões podem ser decorrentes de fatores como os hábitos diários de consumo de água dos residentes e das condições climáticas que afetam inclusive o consumo de água dos moradores como a precipitação, temperatura média diária, etc.

4.4.1.2 Evapotranspiração diária

A evapotranspiração pode ser dividida em evaporação de água que se encontra em contato diretamente com o ar e transpiração das plantas, sendo impulsionada pela transformação da energia de insolação em calor latente de vaporização da água líquida (BEEBE *et al.*, 2014).

CP-2020 ainda obteve 468 litros de entrada provenientes da precipitação de 50 mm ocorrida entre o 2º e 3º dia de ensaio (15 e 16/05/2020). Tendo posse destes dados é possível comparar a evapotranspiração percentual (EVT%). Essa apresentou variação, pois é intrinsicamente dependente de fatores meteorológicos, tais como temperatura, umidade do ar, velocidade do vento, irradiação solar, dentre outros.

A Tabela 12 apresenta os valores de evapotranspiração diária registrados. Para o cálculo da EVT (Equação 4.11) considerou-se o nível de água do WC-FSSV como constante, por não sofrer variações significativas.

Tabela 12 Evapotranspiração percentual diária

Ensaio 1 - com precipitação (CP-2020) - EVT						
14/05	15/05	16/05	17/05	18/05	19/05	Média
14,15%	-	16,01%	22,63%	12,32%	13,33%	15,69%
19,2 mm	-	13,4 mm	22,8 mm	15,2 mm	15,1 mm	17,1 mm
Ensaio 2 – sem precipitação (SP-2020) - EVT						
28/05	29/05	30/05	31/05	01/06	02/06	Média
17,34%	13,99%	13,31%	14,95%	18,66%	13,43%	15,28%
12 mm	12,67 mm	11,67 mm	10 mm	12,7 mm	12 mm	11,7 mm

No 2º dia de ensaio em CP-2020 ocorreu a precipitação chuvosa, não havendo registro de valor de EVT.

Os valores de EVT% foram menores se comparados com o ensaio de Silva Júnior (2018); embora o mesmo tenha registrado uma EVT média de 30% no mês de maio, na ocasião do presente ensaio prevaleceram temperaturas médias diárias inferiores do que o mês de maio de 2018, assim a diferença de EVT% pode ser explicada pelo período em que foi realizado o

experimento. No ensaio deste trabalho, realizou-se em um período chuvoso no advento da estiagem e conseqüentemente período de seca típico da região do cerrado. Headley *et al.* (2012) aponta para o fato de que as taxas de evapotranspiração são mais altas nos meses de verão e outono, correlacionando-os com os picos de biomassa do meio plantado.

Além disso, vale ressaltar que a evapotranspiração em WCs em escala real de operação é inferior àquela registrada em escalas pilotos (Chazarenc *et al.*, 2010). Além disso, em escala real observa-se uma enorme variação dos valores de EVT em comparação com os de escalas pilotos, pois lida com maiores variáveis interferentes.

Silva Júnior (2018) em SP-2018 obteve uma média anual de EVT na ordem de 30,8%, no entanto com grande oscilação ao longo dos meses. A oscilação observada no presente trabalho realizado no apenas no mês de maio indica tendência à variação diária e valor de EVT inferior à média anual, devido à presença de temperatura média mensal inferior à média anual.

Embora em CP-2020 exista a incidência da evapotranspiração em valores mais altos se comparados com SP-2020, neste, ocorre a diluição de poluentes através da presença da precipitação, o que pode ter afetado positivamente a dispersão do esgoto no WC-FSSV.

Beebe *et al.* (2014) ressaltam que embora a evapotranspiração afete negativamente na remoção de poluentes persistentes, ela aprimora a remoção de constituintes prontamente tratáveis em 1% na profundidade de 20 cm do sistema; pois aumenta a biodisponibilidade dos nutrientes para as plantas do sistema.

4.4.2 ENSAIOS COM TRAÇADOR HIDRODINÂMICO

O ensaio com traçador salino (NaCl) tem o objetivo de representar como é fluxo hidrodinâmico de um *wetland* construído, gerando uma curva de distribuição do tempo de residência (DTR); esta por sua vez, é uma ferramenta importante para modelar os WCs, colaborando para projetos de WCs e possibilitando o entendimento das condições sob as quais a distribuição permanece estável.

Holland *et al.* (2004) orientam que para este ensaio deve ser utilizado como pulso, um marcador químico, não reativo, que possa ser dissolvido na entrada do sistema, no caso ideal, o *wetland* experimenta um fluxo de tampão com a qual a água e seus constituintes dissolvidos correm uniformemente e sem dispersão da entrada para a saída, no entanto no caso real, o fluxo

compreende diferentes comprimentos de trajetória, velocidades de fluxo e mecanismos de difusão e mistura causando uma distribuição de tempos de permanência.

4.4.2.1 Distribuição do Tempo de Residência (DTR)

As Figuras 22 e 23 comparam as variações da concentração do traçador em função da profundidade (h) nos pontos de medição esquerdo (E) e direito (D) do WC-FSSV; nos ensaios com presença (CP-2020) e ausência de precipitação (SP-2020). A variação dos valores em relação à profundidade possui relação com a estratificação química do esgoto e a diferença entre os pontos E e D indicam o fluxo do esgoto não homogêneo no WC-FSSV.

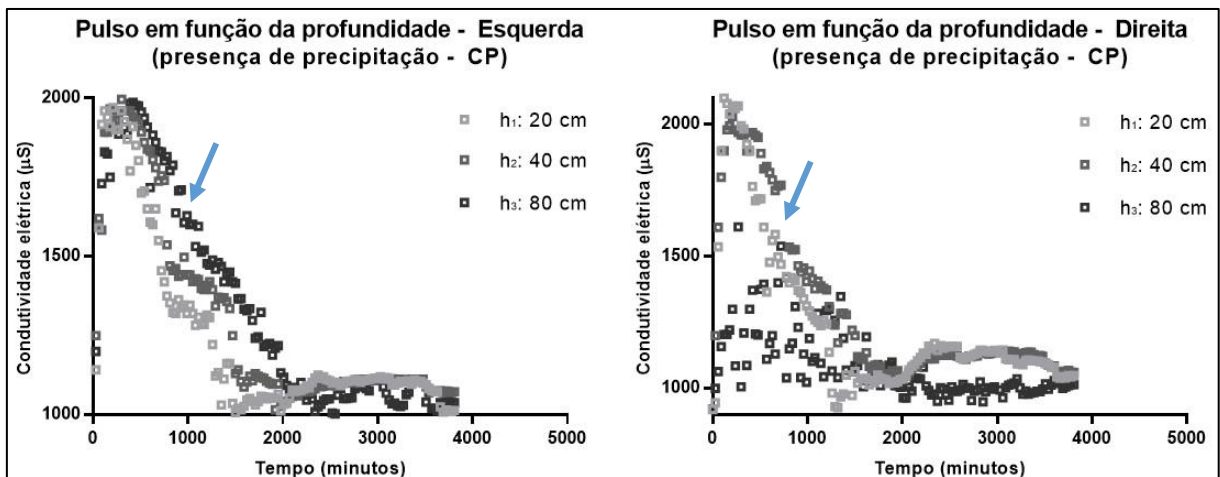


Figura 22 Variação da condutividade elétrica do esgoto em função da profundidade h no ensaio com presença de precipitação. Seta azul: Início da precipitação.

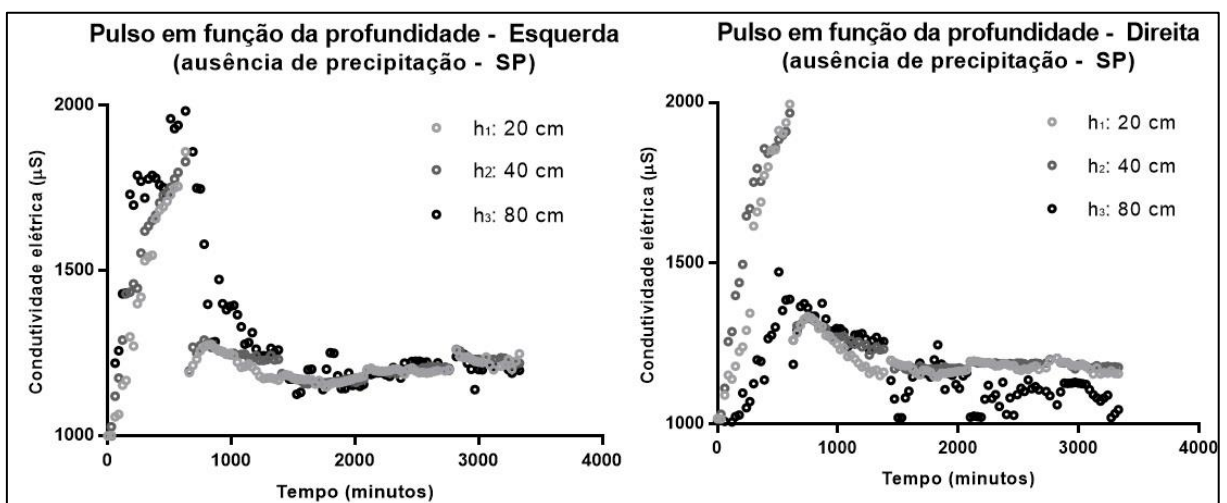


Figura 23 Variação da condutividade elétrica do esgoto em função da profundidade h no ensaio sem precipitação. Seta azul: Início da precipitação.

Verifica-se que o esgoto tende a fluir preferencialmente pelo lado esquerdo da WC. Com a presença da precipitação, nesta região ele tende a escoar de maneira mais homogênea quando sofre ação da difusão devido à contribuição da água da chuva, contudo, o lado direito, principalmente, apresentou maiores oscilações, especialmente na profundidade de 80 cm. Esta falta de homogeneidade na dispersão do esgoto pode ter associação à presença de “caminhos preferenciais”, além de “zonas mortas”, o que pode reduzir a eficiência de remoção de poluentes.

O ensaio sem precipitação (SP-2020) apresenta menor assimetria e menor tendência da curva a ser mesocúrtica. A justificativa pode estar relacionada ao ensaio ter tido uma menor ação de difusão molecular, se comparado ao primeiro ensaio. A profundidade de 80 cm do lado direito apresentou oscilações e menores picos de monitoramento, repetindo a hipótese de má dispersão do esgoto.

O fluxo uniforme em função das profundidades (h) também pode ter correlação com a densa vegetação, característica do tempo de operação do WC-FSSV; outra explicação pode ter relação com o fenômeno de estratificação por densidade.

A densa vegetação, por sua vez, reduz as concentrações de sedimentos em suspensão (Folkard; Coates, 2009). Em ambos os ensaios, os pontos de monitoramento (E e D) do WC-FSSV nas profundidades 20 e 40 cm apresentaram valores próximos; na esquerda os valores foram menores do que o observado na profundidade de 80 cm; já na direita eles foram superiores. Assim, no lado esquerdo verifica-se uma maior concentração do traçador em função da profundidade.

Os dados de monitoramento apontam para um fluxo não uniforme no WC-FSSV, havendo um fluxo preferencial no sentido do ponto esquerdo (E) chegando os valores médios de E-CP (Esquerda com precipitação) a serem 24% superiores em relação aos observados em D-CP (Direita com precipitação); a média de ambos os ensaios indicam uma preferência de fluxo próximo a 19% no sentido esquerdo, conforme elucida a Figura 24 que analisa a média dos valores observados e do desvio padrão tanto na presença (CP-2020) como na ausência de precipitação (SP-2020).

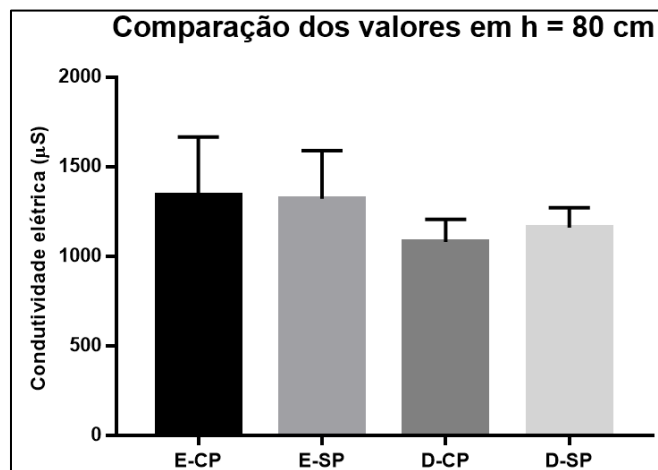


Figura 24 Comparativo dos valores médios e dos desvios padrões monitorados na profundidade $h = 80$ cm no sentido Esquerdo (E) e Direito (D) do WC-FSSV no ensaio com precipitação (CP) e sem a presença de precipitação (SP).

Em 2018 também era verificado o fluxo preferencial pelo lado esquerdo (Figura 25), porém em menor proporção do que nos ensaios atuais; demonstrando a consolidação de fluxo preferencial em função do surgimento de colmatações e sedimentos com o passar dos anos.

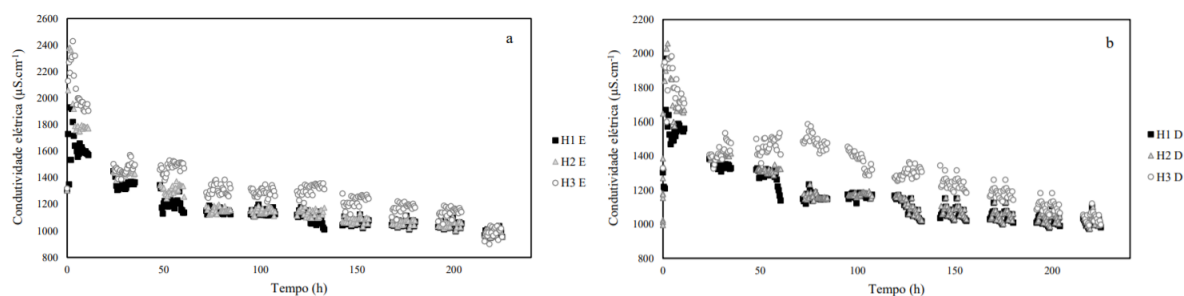


Figura 25 Valores de condutividade elétrica mensurados no ensaio com traçador em 2018 (SP-2018) no sistema nas profundidades $H1=20$ cm, $H2=40$ cm e $H3=80$ cm e lados esquerdo (E) e direito (D) do WC-FSSV. Fonte: Silva Júnior (2018)

A comparação da Figura 25 com a Figura 23 demonstra uma significativa baixa na uniformização da hidrodinâmica em função do traçador, principalmente no lado direito do WC-FSSV. Em 2018 o padrão do traçador obedecia a uma maior concentração em função da profundidade. Atualmente o lado direito registra efeito inverso, o que demonstra a presença de problemas com colmatações e curtos-circuitos neste lado da célula.

Folkard & Coates (2009) ressaltam que a hidrodinâmica afeta os fluxos de nutrientes e matéria orgânica, a disponibilidade de luz, as respostas a tensões mecânicas e a distribuição espacial da vegetação. Assim sendo, o fluxo preferencial pelo sentido esquerdo do WC-FSSV é verificado inclusive na biomassa das plantas (Figura 26). Chazarenc *et al.* (2010) indicam ainda que a evapotranspiração também contribui diretamente para a biomassa destas.



Figura 26 Vista frontal do WC-FSSV. Nota-se que as plantas ao lado esquerdo (vermelho) possuem maior porte e biomassa se comparadas com as do lado direito (amarelo) do sistema.

A partir dos valores de condutividade elétrica (μS) obtidos no monitoramento diário do coletor de saída do WC-FSSV nos ensaios CP (com presença de precipitação) e SP (sem precipitação), elaboraram-se as curvas de distribuição do tempo real (DTR).

O desempenho hidráulico de WCs é frequentemente caracterizado usando a DTR. Esta curva depende do pulso e é prática de ser determinada a partir da injeção de um traçador na entrada da célula. A DTR pode indicar o grau de curto-circuito no sistema, observando o ponto em que a inclinação acentuada para (IOANNIDOU; PEARSON, 2019).

As análises gráficas e dos valores do coeficiente de correlação (R^2) realizadas através do *software GraphPad Prism 7.0*, mostrou que o modelo de soma de duas curvas gaussianas (Tabela 13) foi aquele que melhor se ajustou aos dados do monitoramento da condutividade elétrica bruta.

Tabela 13 Equações das curvas de distribuição do tempo de residência bruta

Ensaio	Curva gerada	R^2
Com precipitação (CP)	$DTR = 421 \cdot e^{\left(-0,5 \cdot \left(\frac{t-16,34}{11,08}\right)^2\right)} + 1054 \cdot e^{\left(-0,5 \cdot \left(\frac{t-67,32}{112,3}\right)^2\right)}$	0,88
Sem precipitação (SP)	$DTR = 494 \cdot e^{\left(-0,5 \cdot \left(\frac{t-17,02}{16,91}\right)^2\right)} + 1129 \cdot e^{\left(-0,5 \cdot \left(\frac{t-90,64}{94,57}\right)^2\right)}$	0,89

A Figura 27 apresenta as curvas geradas em função dos valores brutos de CE medidas.

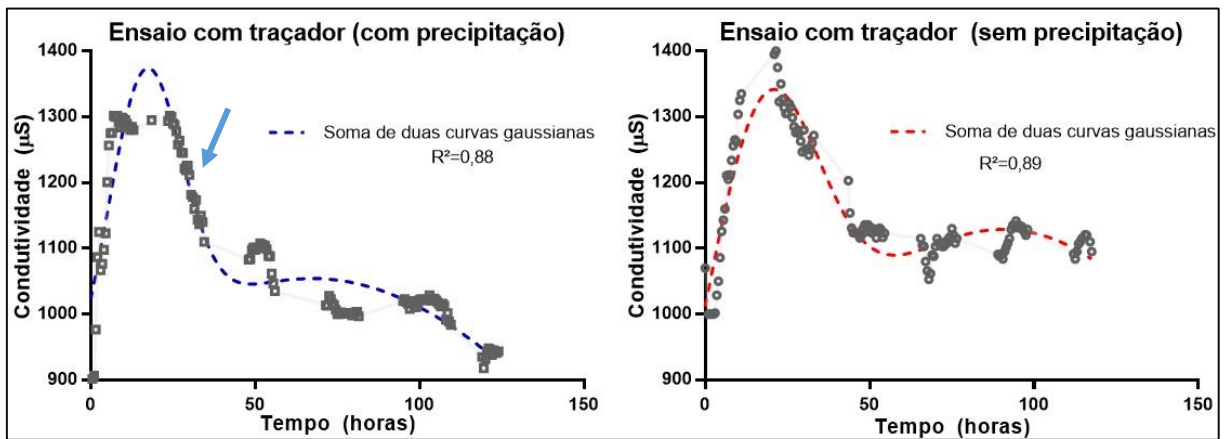


Figura 27 DTR bruta em função do monitoramento da condutividade elétrica nos dois ensaios. Seta azul: Início da precipitação chuvosa.

A normalização dos dados proporciona sua interpretação em função da concentração do traçador. A normalização foi realizada a partir da subtração dos dados pela concentração *background*; os dados não convergem para o modelo anterior, mas sim para a curva log gaussiana (Tabela 8.3). Assim, foram geradas a partir dos dois ensaios (com e sem precipitação) as curvas de DTR, conforme o modelo de soma de duas curvas gaussianas (Tabela 14).

Tabela 14 Equações das curvas de distribuição do tempo de residência (DTR)

Ensaio	Curva gerada	R ²
Com precipitação (CP)	$DTR = 370,6 \cdot e^{\left(-0,5 \cdot \left(\frac{\ln\left(\frac{t}{12,54}\right)}{1,004}\right)\right)^2}$	0,91
Sem precipitação (SP)	$DTR = 329,1 \cdot e^{\left(-0,5 \cdot \left(\frac{\ln\left(\frac{t}{16,82}\right)}{0,951}\right)\right)^2}$	0,81

O primeiro ensaio foi realizado entre os dias 14/05/2020 e 19/05/2020; ocorrendo no dia: 15/05/2020 (dia 02) uma precipitação de 35 mm com condutividade elétrica mensurada em 20µS durante o dia (16h30min às 19h) e 15 mm com condutividade elétrica mensurada em 7,7 µS durante a noite. O segundo ensaio realizou-se entre os dias 28/05 e 02/06/2020, sendo o mesmo realizado fora do intervalo de chuvas.

O primeiro ensaio foi realizado em um período de chuvas, isto explica os valores de condutividade elétrica mais baixa e concentração *background* em 950 µS. Por outro lado, o segundo ensaio é realizado em dias de seca, assim sendo possível registrar a concentração *background* em 1.000µS. O pico de condutividade elétrica foi obtido nos pontos de 20,5 horas (após a difusão molecular e estratificação ocorrida durante a noite).

A Figura 28 apresenta graficamente as DTRs obtidas de acordo com nos ensaios CP (com precipitação) e SP (sem precipitação) deste estudo.

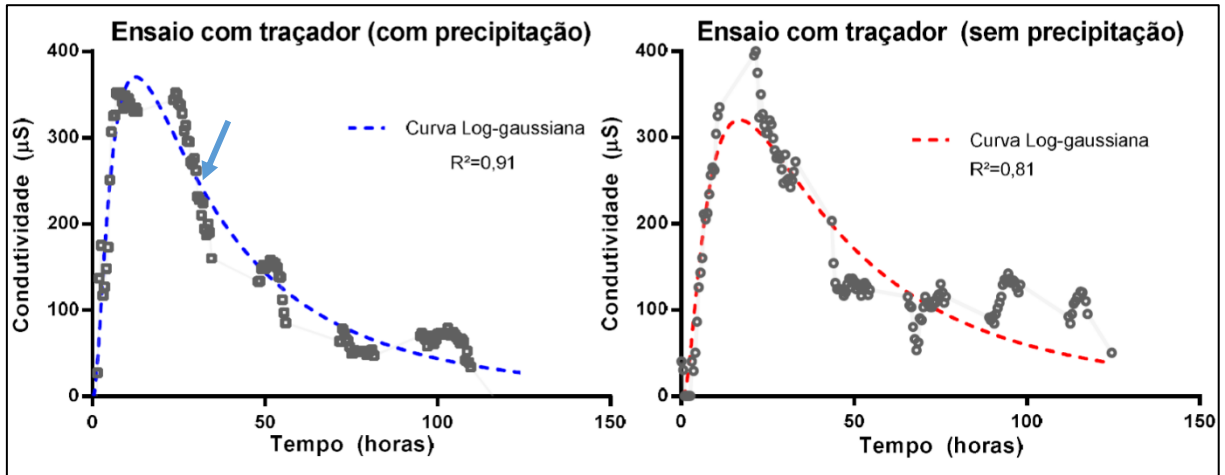


Figura 28 Curvas de distribuição do tempo de residência (DTR) e comparativo do monitoramento da condutividade elétrica nos dois ensaios.
Seta azul: Início da precipitação chuvosa.

O efeito caudal, observado em ambos os casos, é mais acentuado no ensaio com a ausência de precipitação; caracterizando um decaimento exponencial na concentração efluente do traçador ao final do ensaio. Costa (2016) ressalta que este fenômeno decorre da lenta mobilidade do traçador no meio poroso, tendo em vista que ele se dispersa/difunde para regiões estagnadas do meio, ou em razão do atraso proporcionado pela sua absorção no meio suporte.

É possível observar graficamente a influência da precipitação na diluição e dispersão do traçador salino (seta azul - Figura 28); observando-se que a condutividade elétrica decai paulatinamente, sendo possível promover uma comparação com a curva de SP no sentido de que a diluição da água da chuva promove o achatamento da curva de dispersão; em outras palavras, reduzindo o tempo de detenção hidráulica do traçador.

Por estar em operação somente durante o dia, é predominante neste período, o fenômeno de advecção na hidrodinâmica do sistema em função do fluxo de esgoto (entrada e saída). Pela noite, por outro lado, prevalece a difusão molecular, uma vez que não há fluxo de esgoto no sistema.

Gaullier *et al.* (2017) recordam que a difusão molecular é o fenômeno de transporte predominante no período sem fluxo (no caso deste trabalho, no período noturno) e lentamente leva a uma distribuição uniforme de contaminantes no interior dos WCs. Os mesmos autores

verificaram que a distância percorrida por difusão é de apenas aproximadamente 1 cm por dia para uma molécula de pesticida.

Por outro lado, SP-2020 (ensaio sem precipitação) apresentou maior valor de pico registrado (1.400 μS), provavelmente em função do valor maior de concentração inicial registrada antes de fornecer o pulso.

O padrão oscilatório verificado em ambos os casos, durante o monitoramento dos dados pode ser explicado por Levenspiel (2000); pois é característico de escoamentos com recirculação interna, resultante de variações da vazão ao longo do tempo de experimentação.

A vegetação, por sua vez tem efeito significativo na hidrodinâmica do sistema, pois cria resistência ao fluxo, podendo criar correntes de convecção assim como criar fluxos de turbulência (Folkard; Coates, 2009). Kardlec e Wallace (2009) indicam que as perdas por evaporação também podem influenciar no comportamento evidenciado pelas curvas.

O modelo adotado (log-gaussiano) possui leve desvio ao modelo CSTR (mistura completa), o mesmo resultado foi observado em outros trabalhos aplicando traçador-pulso em células do tipo WC-FSSV (Cota, 2011; Magalhães Filho *et al.*, 2013, Costa, 2016; Silva Júnior, 2018).

Cada ensaio teve como duração 5 dias; permanecendo o monitoramento, o modelo de DTR tenderia a consolidar, cada vez mais, a curva log-gaussiana; aumentando o valor de R^2 das curvas geradas. No entanto, o modelo adotado para a DTR possui similaridade com o verificado na prática com reatores com dispersão mista com leve desvio ao CSTR (mistura completa); aproximando-se do real.

A elevada assimetria e a longa cauda observada na primeira curva (CP-2020) indicam a elevada dispersão da concentração do traçador; por outro lado, em ambos os casos, o lento decaimento instantâneo da condutividade em função do tempo indicam um baixo índice de zonas mortas. De acordo com Levenspiel (2000), a cauda apresentada nas curvas pode ainda ter relação com à adsorção do traçador salino na biomassa e no meio suporte e à presença de curtos-circuitos hidráulicos.

Vale ressaltar que o efeito caudal, embora seja atribuído à adsorção, acontece majoritariamente pelo fenômeno de difusão, e pode ser um problema para determinar adequadamente o padrão de escoamento nos reatores com meio poroso. Tal fenômeno pode ser acentuado em escoamentos com baixa velocidade.

Wang *et al.* (2011) analisaram por simulação o desempenho de WCs, através da produção de DTRs, comparando um WC-FSSV com um WC-FSSH, verificando que os

wetlands construídos do tipo WC-FSSV tendem a ter maior eficiência na remoção de poluentes; uma vez que encontrou três aspectos positivos dessas em relação as de fluxo horizontal: o comportamento hidráulico, o substrato e as raízes das plantas; assim o volume de zonas mortas em WC-FSSV tendem a ser menores do que em WC-FSSH.

4.4.2.2 Parâmetros hidráulicos de dispersão no WC-FSSV

A Tabela 15 apresenta os parâmetros utilizados para a avaliação das características do fluxo hidrodinâmico no WC-FSSV nos ensaios com presença (CP) e ausência de precipitação (SP); além dos obtidos no ensaio em 2018; objetivando promover a comparação da influência pluviométrica e temporal dos dados.

Tabela 15 Parâmetros hidrodinâmicos calculados a partir dos ensaios no WC-FSSV.

Parâmetro	Com precipitação CP-2020	Sem precipitação SP-2020	Ensaio em 2018 SP-2018
TDH _n (d)	2,15	2,51	3,15
TDH _r (d)	1,97	2,26	2,9
Ev	0,91	0,90	0,92
λ	0,47	0,41	0,32
ICC	0,042	0,046	0,007
Rec (%)	67	60	63

TDH_n: tempo de detenção hidráulica nominal, TDH_r: tempo de detenção hidráulica real, Ev: eficiência volumétrica, λ : eficiência hidráulica, ICC: índice de curto-circuito, REC: taxa de recuperação do traçador.

A diferença de valores entre os TDH nominais entre os CP-2020 e SP-2020, a influência meteorológica (com ou sem precipitação) se deve às variações de vazões observadas em ambos; uma vez que a eficiência volumétrica possui valores idênticos (0,91 e 0,90), não havendo significativa influência da precipitação em termos de eficiência volumétrica de dimensionamento do WC-FSSV.

Entretanto, o TDH real por sua vez apresenta valor mais representativo, pois é calculado a partir dos dados obtidos pelo ensaio com traçador, levando em consideração os efeitos climáticos que influem no WC-FSSV; assim, o TDH_r foi 10% em média inferior ao TDH_n.

Matos *et al.* (2015) ressaltam que o TDH real tende a afastar-se cada vez mais do teórico à medida que o grau de colmatção avança; no entanto a prevalência dos valores de eficiência volumétrica, indica que a colmatção ao longo dos dois anos de operação ainda não é

significativamente alta a ponto de desviar em termos de porcentagem o TDH real do nominal, evidenciando a qualidade de projeto e operação do sistema.

Comparando CP-2020 e SP-2020 com o ensaio realizado em 2018 (SP-2018), observam-se diferenças significativas nos valores de TDHn e TDHr, o motivo pode ser a diferença entre as vazões e o tempo de operação do sistema.

Ioannidou & Pearson (2019) reforçam o observado, no sentido de que em escala real, vazões diferentes produzem mudanças na DTR, demonstrando que vazões mais altas induzem tempos de detenção hidráulica mais curtos, gerando um regime de vazão advectivo; além disso, os efeitos da idade da planta são proeminentes no padrão de mistura.

O ensaio CP-2020 verificou que o TDH real com precipitação foi cerca de 13% menor do que o ensaio sem a presença de precipitação (SP-2020), possivelmente a redução do TDHr é devido a influência da precipitação e da maior vazão diária de esgoto registrada em CP-2020.

Metcalf & Eddy (2014) apresentam que o índice de curtos-circuitos (ICC), quando próximos a 1, tendem a expressar o comportamento pistonado; por outro lado, quando próximos a 0 tendem ao comportamento de mistura completa. Matos *et al.* (2015) verificaram que o ICC é significativamente diferente no que se refere aos estágios de crescimento de vegetação.

Não houve relativa significância do índice de curtos-circuitos (ICC) no que se refere à influência da precipitação; os ensaios realizados registram ICC médio igual a 0,044 embora seja superior ao registrado por Silva Júnior (2018), ICC=0,007; não é significante, haja vista que é inferior a 0,1; evidenciando possivelmente, uma baixa presença de sedimentos em função dos anos de operação; que não são capazes de afetar a eficiência volumétrica da célula.

Ao passo que a vegetação fica mais densa, também esperada uma menor variação no DTR e maior TIS. Além disso, a eficiência de dispersão e volumétrica tende a permanecer constante (Sabokrouhiyeh *et al.*, 2017).

A eficiência hidráulica (λ) é também um indicador do grau de dispersão do esgoto nos WCs. Quanto menor o valor de λ , maior será a tendência de comportamento hidrodinâmico para fluxo CSTR, por outro lado valores próximos a 1 indicam proximidade ao fluxo PFR (Metcalfy & Eddy, 2016). O WC-FSSV apresentou $\lambda = 0,47$ e $0,41$ nos ensaios, indicando uma leve tendência ao modelo CSTR; no entanto tais valores são indicam menos tendência ao CSTR do que o observado por Silva Júnior (2018) que obteve valor de $\lambda = 0,32$; indicando que a escala temporal afetou levemente a hidrodinâmica do sistema.

Os valores de recuperação (Rec - %) do traçador salino utilizado nesse trabalho, embora possam ser considerados baixos, foram condizentes com os apresentados na literatura

(geralmente na faixa de 50 – 70%), proporcionando condições de avaliar a hidrodinâmica nos WCs (Cota *et al.*, 2011; Matos *et al.*, 2015; Silva Júnior, 2018); o primeiro ensaio (com precipitação) e efetivamente maior diluição do traçador, houve maior recuperação do traçador (67%) o ensaio posterior apresentou recuperação em torno de 60%; valor similar ao de Silva Júnior (2018), que obteve uma taxa de 62%.

Assim, os estimadores hidráulicos Ev , ICC e λ indicam um elevado grau de dispersão com leve tendência ao CSTR (mistura completa) para o WC-FSSV; não havendo diferença significativa em termos de Ev no que se refere à influência meteorológica e temporal; mas com significativa diferença de ICC e λ na influência temporal.

A Tabela 16 apresenta os estimadores de dispersão (d) e modelo de número de tanques – TIS (N); nos ensaios realizados para comparação de influência pluviométrica (presença e ausência de precipitação) e sob a ótica temporal em comparação com o ensaio realizado em 2018.

Tabela 16 Valores dos modelos de dispersão e de tanques-em-série obtido nos ensaios com traçadores do WC-FSSV

Parâmetro	Com precipitação CP-2020	Sem precipitação SP-2020	Ensaio em 2018 SP-2018
d	1,3	1,21	1,58
N	2,07	1,83	1,54

d: número de dispersão, N: número do modelo tanques em série (TIS)

Houveram diferenças nos valores observados de d (índice de dispersão) e N (modelo de tanques em série); entretanto em todos os cenários, os valores aproximam-se do fluxo CSTR (mistura completa).

CP-2020 registrou $d = 1,3$ e o sem precipitação 1,21; indicando que a dispersão foi levemente superior no ensaio com a presença de precipitação; tais valores são 20% inferiores ao observado em SP-2018; $d=1,58$; esta redução pode estar associada ao tempo de operação do sistema; estando associada à presença de colmatações e curtos-circuitos no sistema.

Este mesmo problema foi observado por Matos *et al.* (2008) e pode estar associado à formação de raízes e sedimentação de partículas ao longo do tempo de operação. A promoção de caminhos preferenciais reduz a dispersão de poluentes nos WCs, interferindo na redução dos valores de d e elevação dos valores de N ; conforme observado neste estudo.

Os valores obtidos no atual ensaio, podem ser interpretados, de acordo com Metcalf & Eddy (2016), como alta dispersão, uma vez que o número de d tende a infinito, conforme o

idealizado pelo fluxo CSTR (Tabela 5.13). Quando d é superior a 0,25 já se entende que a célula possui um alto grau de dispersão.

SP-2018 obteve um número $N = 1,54$ para o modelo de tanques em série, o que indica leve desvio ao comportamento CSTR. O mesmo foi observado neste ensaio, pelo qual encontrou-se os valores de $N = 2,07$ no ensaio com a presença de precipitação e $N=1,83$ para o ensaio sem a presença de precipitação; assim a média dos valores registrados de N são 26,67% superior ao registrado em 2018. Portanto, o modelo de tanques em série reforça o observado pelo estimador d e pelos demais de uma continuação do WC-FSSV para uma tendência ao modelo CSTR.

Se N aproxima-se do infinito, tende ao fluxo pistonado (PFR); por outro lado, se N tende a 1, é um indicador ao leve desvio ao modelo CSTR; assim, observou-se através dos valores obtidos em N que a maior tendência ao CSTR ocorreu no ensaio realizado em 2018 (SP-2018), e a menor tendência ao CSTR no ensaio com a presença de precipitação, provavelmente devido à maior difusão e advecção das partículas no esgoto.

A presença de hidrômetros volumétricos, a geometria quadrada e o fluxo vertical subsuperficial do WC-FSSV favorecem a dispersão do esgoto, contribuindo para uma redução de valores de d e aumento de N .

Sabokrouhiyeh *et al.* (2017) reforçam que o desempenho de um WC está interligado com a projeção adequada da área de projeto, ao simular modelos diferentes de geometria, pôde concluir que a forma elipsoidal seguida da forma quadrada produzem maior tempo de detenção (consequentemente maior eficiência volumétrica) e um campo de velocidade mais uniforme, implicando em maior desempenho potencial para remoção de poluentes; além disso, células quadráticas tendem a possuir menos zonas mortas se comparadas às células retangulares.

Em 2 anos de operação, os parâmetros hidráulicos do sistema WC-FSSV praticamente se mantiveram constantes, com leves oscilações, ao comparar os dados obtidos com os verificados por Silva Júnior (2018). Quando se confrontam os valores dos parâmetros no ensaio com e sem a precipitação, observam-se leves oscilações dos valores, no entanto, a hidrodinâmica e eficiência do sistema são similares, podendo-se atribuir tais oscilações às diferenças de vazões registradas nos ensaios comparativos.

4.5 CONCLUSÕES

A comparação dos ensaios SP-2020 e CP-2020 evidencia a influência meteorológica na redução dos tempos de TDH monitorados, uma vez que ao aumentar a vazão do sistema, conseqüentemente reduz-se o tempo de detenção; no entanto, não houveram significativas diferenças em termos de eficiência volumétrica (E_v) no que se refere à influência meteorológica ou de tempo de operação dos últimos dois anos.

Não houveram diferenças significativas da influência da precipitação em termos de índice de curto-circuitos (ICC) e eficiência hidráulica (λ); no entanto os valores observados no presente estudo foram significativos em relação ao ensaio realizado em 2018; indicando uma tendência de aumento em função do tempo, devido ao aumento da colmatação a partir do tempo de operação do sistema.

O modelo de dispersão (d) e de tanques-em-série (N) indicam uma prevalência do sistema a ter uma leve tendência ao modelo CSTR (reator de mistura completa); existindo leves variações no que se refere à influência meteorológica e temporal; os valores médios registrados atualmente indicam um aumento de 26,67% de N e uma redução de 20% no valor de d; essas variações, entretanto, não comprometeram significativamente a hidrodinâmica do sistema.

Existe no WC-FSSV um fluxo preferencial na ordem de 19% para o sentido esquerdo, exercendo influência inclusive sob a vegetação nesta região da célula.

Apesar de existirem variações entre os tempos de detenção hidráulica (TDH) nos ensaios com a presença (CP) e ausência de precipitação (SP), observou-se que esta variação não influencia significativamente na eficiência volumétrica do sistema, uma vez que a eficiência volumétrica (E_v) observada foi similar; no entanto a precipitação foi significativa a ponto de reduzir em 14% o TDH real do sistema.

Análises matemáticas por intervalo de tempo poderão estimar qual foi a influência da precipitação chuvosa na dispersão do traçador, no entanto, a determinação e monitoramento da condutividade elétrica foi suficiente para calcular o tempo de detenção hidráulica real (TDHr).

4.6 REFERÊNCIAS

BEEBE, D. A ; CASTLE, J. W.; MOLZ, F.J.; RODGERS, J. H. Effects of evapotranspiration on treatment performance in constructed wetlands: Experimental studies and modeling. **Ecological Engineering**. Vol.71, p.394-400, 2014.

BORIN, M.; MILANI, M.; SALVATO, M.; TOSCANO, A. Evaluation of *Phragmites australis* (Cav.) Trin. evapotranspiration in Northern and Southern Italy. **Ecological Engineering**, 37(5), 721–728, 2011. DOI:10.1016/j.ecoleng.2010.05.003

CHAZARENC, F.; NAYLOR, S.; COMEAU, Y.; MERLIN, G.; BRISSON, J. Modeling the effect of plants and peat on evapotranspiration in constructed wetlands. **International Journal of Chemical Engineering**. Vol. 2010. 6p., 2010. doi: 10.1155/2010/412734.

COLARES, C. J. G.; SANDRI, D. Eficiência do tratamento de esgoto com tanques sépticos seguidos de leitos cultivados com diferentes meios de suporte. **Revista Ambiente & Água**. 8(1): 172-185, 2013.

COSTA, R. A.; MATOS, M. P.; MATOS, A.T.; SPERLING, M. V. Comportamento hidrodinâmico de sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial de diferentes proporções geométricas e tempos de operação. **Engenharia Ambiental e Sanitária**, 24(1), 2019. DOI: <https://doi.org/10.1590/s1413-41522019175103>.

COSTA, R. A. **Fatores associados aos parâmetros ajustados na equação de cinética de primeira ordem modificada utilizada em sistemas alagados construídos**. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-graduação em Engenharia Agrícola. UFMG, 2016.

COTA, R. S.; VON SPERLING, M.; PENIDO, R. C. S. Tracer studies and hydraulic behaviour of planted and un-planted vertical-flow constructed wetlands. **Water Science and Technology**, Oxford, v.64, n.5, 2011.

FOLKARD, A. M., COATES, M. J. Flow in Wetlands and Macrophyte Beds. **Encyclopedia of Inland Waters**, 594–605, 2009. doi:10.1016/b978-012370626-3.00086-7

GAULLIER, C., DOUSSET, S., BILLET, D., BARAN, N. Is pesticide sorption by constructed wetland sediments governed by water level and water dynamics? **Environmental Science and Pollution Research**, 25(15), 2017. DOI:10.1007/s11356-017-9123-1

HEADLEY, T. R., DAVISON, L., HUETT, D. O., MÜLLER, R. Evapotranspiration from subsurface horizontal flow wetlands planted with *Phragmites australis* in sub-tropical Australia. **Water Research**, 46(2), p. 345–354, 2012. doi:10.1016/j.watres.2011.10.042

HOLLAND, J. F., MARTIN, J. F., GRANATA, T., BOUCHARD, V., QUIGLEY, M., & BROWN, L. Effects of wetland depth and flow rate on residence time distribution characteristics. **Ecological Engineering**, 23(3), 189–203. 2004. doi:10.1016/j.ecoleng.2004.09.003

IOANNIDOU, V. G., PEARSON, J. M. The effects of flow rate variation and vegetation ageing on the longitudinal mixing and residence time distribution (RTD) in a full-scale constructed wetland. **Ecological Engineering**, 138, p. 248–263, 2019. doi:10.1016/j.ecoleng.2019.07.014

KADLEC, R.H.; WALLACE, R.D. **Treatment Wetlands**. 2. ed. Florida: CRC Press. 2009. 1016 p.

LEVENSPIEL, O. **Engenharia das Reações Químicas**. 3. ed. São Paulo: Editora Blücher, 2000. 668p.

MATOS, M. P., SPERLING, M. V., 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. **Engenharia Agrícola**, v. 35, n. 6, p. 1137-1148, 2015

MATOS, M. P. VON SPERLING, M., MATOS, A. T.; DIAS, D. F. C., SANTOS, C. R. S. Colmatação e desempenho de sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial ao longo de oito anos de operação. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, 23(6), 2018. doi:10.1590/s1413-41522018175770

MORAES, M. A. A.; ZUMALACARREGUI, J. A. G.; TREIN, C. M.; FERREIRA, V. V. M.; VON SPERLING, M. Outflow dynamics in a French system of vertical wetlands operating with an extended feeding cycle. **Water Science and Technology**. Vol. 79.4 p. 699-708, 2019. DOI:10.2166/wst.2019.088

NIVALA, J., HEADLEY, T., WALLACE, S., BERNHARD, K., BRIX, H., VAN AFFERDEN, M., MÜLLER, R. A. Comparative analysis of constructed wetlands: The design and construction of the ecotechnology research facility in Langenreichenbach, Germany. **Ecological Engineering**, 61, 527–543, 2013. doi:10.1016/j.ecoleng.2013.01.035

SABOKROUHIYEH, N., BOTTACIN-BUSOLIN, A., SAVICKIS, J., NEPF, H., MARION, A. A numerical study of the effect of wetland shape and inlet-outlet configuration on wetland performance. **Ecological Engineering**, 105, 170–179, 2017. doi:10.1016/j.ecoleng.2017.04.062

SHIH, S., ZENG, Y., LEE, H., OTTE, M.; FANG, W. Tracer Experiments and Hydraulic Performance Improvements in a Treatment Pond. **Water**, 9(2), 137, 2017. doi:10.3390/w9020137

SHINGARE, R. P., THAWALE, P. R., RAGHUNATHAN, K., MISHRA, A., KUMAR, S. Constructed wetland for wastewater reuse: Role and efficiency in removing enteric pathogens. **Journal of Environmental Management**, Vol. 246, 444–461, 2019. doi:10.1016/j.jenvman.2019.05.157

SILVA JÚNIOR, E. D. **Influência climática em modelos cinético-hidrodinâmicos para dimensionamento de wetlands construídos no tratamento de esgoto doméstico**. Tese de Doutorado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos: Departamento de Engenharia Civil e Ambiental. Universidade de Brasília. Brasília. 2018. 214p.

VYMAZAL, J. Constructed *Wetlands* for Wastewater Treatment: Five Decades of Experience†. **Environmental Science & Technology**, 45(1), 61–69, 2011. doi:10.1021/es101403q

WANG, J., HUANG, S., HE, C., NG, C.-O. Numerical analysis of the performance of horizontal and wavy subsurface flow constructed wetlands. **Journal of Hydrodynamics**, Ser. B, 23(3), 339–347, 2011. doi:10.1016/s1001-6058(10)60121-7

WANG, Y., SONG, X., LIAO, W., NIU, R., WANG, W., DING, Y., WANG, Y.; YAN, D. Impacts of inlet–outlet configuration, flow rate and filter size on hydraulic behavior of quasi-2-dimensional horizontal constructed wetland: NaCl and dye tracer test. **Ecological Engineering**, 69, 177–185, 2014. doi:10.1016/j.ecoleng.

WU, S.; CARVALHO, P. N.; MÜLLER, J. A.; MANOJ, V. R.; DONG, R. Sanitation in constructed wetlands: A review on the removal of human pathogens and fecal indicators. **Science of The Total Environment**, 541, 8–22, 2016. doi:10.1016/j.scitotenv.2015.09.047