

MONIQUE NUNES DE FREITAS

**AVALIAÇÃO DA HIDRODINÂMICA E DO DESEMPENHO DE
UM *WETLAND* CONSTRUÍDO HORIZONTAL COMPONENTE
DE UM SISTEMA HÍBRIDO EMPREGADO NO TRATAMENTO
DE ESGOTO SANITÁRIO**

Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina, para obtenção do Grau de Mestre em Engenharia Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Pablo Heleno Sezerino

Florianópolis
2017

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

Freitas, Monique Nunes de Freitas

Avaliação da hidrodinâmica e do desempenho de um wetland construído horizontal componente de um sistema híbrido empregado no tratamento de esgoto sanitário / Monique Nunes de Freitas Freitas ; orientador, Pablo Heleno Sezerino Sezerino, 2017. 144 p.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico, Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental, Florianópolis, 2017.

Inclui referências.

1. Engenharia Ambiental. 2. Wetland construído horizontal. 3. Monitoramento hidrodinâmico. 4. Tratamento de esgoto sanitário. 5. Traçador salino. I. Sezerino, Pablo Heleno Sezerino. II. Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental. III. Título.

MONIQUE NUNES DE FREITAS

**AVALIAÇÃO DA HIDRODINÂMICA E DESEMPENHO
DE UM *WETLAND* CONSTRUÍDO HORIZONTAL
COMPONENTE DE UM SISTEMA HÍBRIDO EMPREGADO NO
TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO**

Esta Dissertação foi julgada adequada para obtenção do Título de Mestre, e aprovada em sua forma final pelo Programa de Pós-Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental.

Florianópolis, 18 de dezembro de 2017.

Prof.^a Maria Eliza Nagel Hassemer, Dr.^a
Coordenadora do Curso

Banca Examinadora:

Prof. Pablo Heleno Sezerino, Dr.
Orientador
Universidade Federal de Santa
Catarina

Prof.^a Maria Eliza Nagel Hassemer,
Dr.^a
Membro da banca
Universidade Federal de Santa
Catarina

Prof. Mateus Pimentel de Matos, Dr.
Membro da banca
Universidade Federal de Lavras

Prof.^a Rodrigo A Mohedano, Dr.
Membro da banca
Universidade Federal de Santa
Catarina

Àqueles que me acompanharam em toda esta trajetória acadêmica: meus pais, Marcus e Marta, e meu noivo, Cássio Marcos.

AGRADECIMENTOS

O caminho foi árduo, cansativo, de muito aprendizado e também antagônico. Enquanto nos meus primeiros 1,5 anos adquiri um bronzeado operando a estação de tratamento de esgoto e em muitas atividades de campo, nos últimos 4 meses de pesquisa ofusquei olhares de tão branca.

Ao longo desse tempo dedicado de 1 ano e 9 meses, muito tenho a agradecer àqueles que fizeram parte desta conquista ao título de Mestre em Engenharia Ambiental.

Com imensa gratidão, agradeço aos meus pais Marta e Marcus, que nos momentos difíceis sempre estiveram ao meu lado com seu amor incondicional;

Agradeço ao meu noivo Cássio Marcos que, como grande companheiro, esteve muito presente a cada esforço e conquista, sempre paciente como meu suporte emocional e suporte braçal em alguns experimentos de campo;

Aos amigos, agradeço as risadas e os bons momentos de descontração, que fizeram com que essa caminhada acadêmica fosse mais animada. Em especial, aos meus companheiros de RU, Diego, Leonardo e Fernando, grata por tornar meu almoço mais feliz. E todos meus amigos da pós graduação da turma da UNISUL, em especial Giancarlo, Taiana, Luiza, Jandrey, Gabriel e João que com certeza tiveram uma participação ímpar, tornando minhas sextas-feiras e sábados mais divertidos;

Ao meu orientador professor Dr. Pablo pela dedicação em me orientar, pelas discussões e esclarecimentos enriquecedores, pela confiança no meu trabalho e, mais uma vez por ter aberto as portas do GESAD para mim no mestrado;

Agradeço aos pesquisadores e bolsistas do GESAD, Benny, Catiane, Mayara, Victor, Alena e Deborah pela parceria nos testes hidrodinâmicos, atividades de laboratório e acolhimento neste período de inclusão acadêmica;

Ao departamento ENS pela equipe de professores responsáveis pelos conhecimentos por mim adquiridos;

À FUNASA pelo financiamento do projeto e ao CNPQ pela bolsa concedida;

A todos que tiveram sua parcela de contribuição, o meu muito obrigada!

“No começo eu era só certezas.
No meio eu era só dúvidas.
Agora é o final
e eu só duvido.”

Mario Quintana

RESUMO

A manutenção das condições de escoamento do meio filtrante em *wetlands* construídos (WC) é um dos fatores primordiais para sua consolidação e maior adoção em escala prática. Diante disso, esta dissertação avaliou a hidrodinâmica e o desempenho de um *wetland* construído horizontal (WCH), componente de um sistema híbrido, empregado no tratamento de esgoto sanitário, ao longo de 1 ano e 9 meses de estudo. O sistema híbrido (composto por um módulo *wetland* construído vertical descendente – WCVD, seguido do WCH) é parte integrante de uma estação experimental de tratamento de esgoto (EETE) em escala prática, situada na Universidade Federal de Santa Catarina, e operou sob uma carga média de 40 g DQO/m².d (considerando-se a área superficial WCVD). As unidades WC componentes da EETE foram plantadas com *Typha domingensis* e empregou-se areia grossa ($d_{10} = 0,29$ mm e $U = 4$) como material filtrante. No monitoramento do balanço hídrico obteve-se uma evapotranspiração média para o WCVD de 6,7 mm/d referente a 9,6% da taxa de aplicação hidráulica (TAH), e para o WCH obteve-se evapotranspiração de 2,2 mm/d ou 8% da TAH. O WCVD alcançou remoções médias em termos de cargas de 35 g DQO/m².d, 3,9 g SST/m².d, 1,7 g P-PO₄³⁻/m².d, 4 g N-NH₄⁺/m².d e 3 g NT/m².d, representando eficiências de remoção de 89% para DQO, 89% para SST, 74% para P-PO₄³⁻, 69% para N-NH₄⁺ e ou 33% para NT. O WCH operou sob uma carga de 4,4 g DQO/m².d (considerando-se área superficial) e alcançou remoções médias de 1,5 g DQO/m².d, 0,3 g SST/m².d, 0,3 g P-PO₄³⁻/m².d, 1 g N-NH₄⁺/m².d e 1,6 g NT/m².d, representando eficiências médias de 71% para DQO, 73% para SST, 91% para P-PO₄³⁻, 81% para N-NH₄⁺ e 70% para NT. Avaliou-se o comportamento hidrodinâmico do WCH através de 3 testes com traçador salino NaCl, sob diferentes contextos meteorológicos. Os indicadores hidrodinâmicos revelaram que a unidade sob baixa contribuição pluviométrica apresentou comportamento próximo ao fluxo pistão, enquanto que sob alta contribuição pluviométrica o reator não apresentou comportamento definido, resultando em um maior número de dispersão e menor recuperação de massa do traçador. O tempo de detenção hidráulico médio (TDH_m) obtido foi de 6 dias, representando 86% do TDH_{nominal}. O modelo hidráulico que melhor representou o decaimento de DQO foi o de fluxo pistão com concentração residual, com coeficiente de decaimento (k_d) de 0,33 d⁻¹. O monitoramento da condutividade hidráulica saturada (k_s) no módulo WCH foi realizado pelos métodos *slug test* (*falling head test*) e *bail test* (*rising head test*), e os dados de campo foram interpretados

pelo método de Hvorslev (1951) e Bouwer e Rice (1976). Os resultados de k_s apontaram valores que variaram na zona de entrada de 39,8 a 63,8 m/d e na zona de saída de 50,3 a 70 m/d, não apresentando diferença estatística ao longo do comprimento do WCH. A ecotecnologia avaliada apresentou excelentes resultados no tratamento de esgoto sanitário, portando-se como uma atrativa alternativa no tratamento descentralizado. Visto que a remoção global do sistema híbrido em termos de cargas aplicadas foi de 38 g DQO/m².d ou 98% de eficiência, 5 g SST/m².d ou 98% de eficiência, 2 g P-PO₄³⁻/m².d ou 99% de eficiência, 6 g N-NH₄⁺/m².d ou 98% de eficiência e 5 g NT/m².d ou 90% de eficiência.

Palavras-chave: *Wetland* construído horizontal. Monitoramento hidrodinâmico. Tratamento de esgoto sanitário. Traçador salino.

ABSTRACT

The maintaining of flow conditions of the bed media in constructed wetlands (CW) is one of the primordial factors for their consolidation and greater adoption on a practical scale. Therefore, this thesis evaluated the hydrodynamics and performance of a horizontal constructed wetland (HCW) component of a hybrid system used to treat urban wastewater, during 1 year and 9 months of study. The hybrid system (composed by a descending vertical constructed wetland – DVCW followed by a HCW) is part of a full-scale experimental wastewater treatment plant (EWTP) located at Federal University of Santa Catarina. The system received an organic loading rate (OLR) equal to 40 g COD/m².d (considering the surface area of the DVCW), the bed media was sand ($d_{10} = 0.29$; $U = 4$) and the bed was planted with *Typha domingensis*. In the monitoring of hydric balance the DVCW presented an evapotranspiration of 6,7 mm relative to 9,6% of the hydraulic loading rate (HLR), regarding the HCW it was presented an evapotranspiration of 2,2 mm or 8% of the HLR. The DVCW achieved average removals of 35 g COD/m².d, 3,9 g TSS, 1,7 g P-PO₄³⁻/m².d, 4 g N-NH₄⁺/m².d and 3 g NT/m².d, representing removal efficiency of 89% for COD, 89% for TSS, 74% for P-PO₄³⁻, 69% for N-NH₄⁺ and 33% for TN. The HCW operated under an OLR of 4,4 g COD/m².d (considering the surface area) and achieved average removals of 1,5 g COD/m².d, 0,3 g TSS, 0,3 g P-PO₄³⁻/m².d, 4 g N-NH₄⁺/m².d and 3 g NT/m².d, representing removal efficiency of 71% for COD, 73% for TSS, 91% for P-PO₄³⁻, 69% for N-NH₄⁺ and 33% for TN. The hydrodynamics behavior of the HCW was evaluated over 3 tracer tests with NaCl, under different meteorological contexts. The hydrodynamics indicators revealed that the HCW unit under low pluviometric contribution presented a behavior close to the piston flow, while under high pluviometric contribution the reactor did not present a defined behavior, resulting in a larger number of dispersion and less recovery of the tracer's mass. The average hydraulic detention time (HDT_m) obtained was 6 days, representing 86% of the theoretical HDT. The hydraulic model that best represented COD decay was the residual concentration piston flow with decay coefficient (k_d) of 0.33 d⁻¹. The monitoring of the saturated hydraulic conductivity (k_s) in the HCW module was performed by the slug test (falling head test) and bail test (rising head test) methods and the field data was interpreted by the Hvorslev (1951) and Bouwer and Rice (1976) method. The k_s results ranged from 39,6 to 63,8 m/d in the unit's input and from 50,3 to 70 m/d near the output not showing statistical difference along the length of the HCW. The evaluated

ecotechnology presented great results in the urban wastewater treatment, behaving as an attractive alternative in the decentralized treatment. The global removal of the hybrid system, in terms of applied loads, was 38 g COD/m².d or 98% of efficiency, 5 g SST/m².d or 98% of efficiency, 2 g P-PO₄³⁻/m².d or 99% of efficiency, 6 g N-NH₄⁺/m².d or 98% of efficiency and 5 g NT/².d or 90% of efficiency.

Keywords: Horizontal constructed wetland. Hydrodynamic monitoring. Urban wastewater treatment. Saline tracer.

.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Classificação dos <i>wetlands</i> construídos. Em destaque a modalidade utilizada neste estudo.....	31
Figura 2 - Esquema representando um WCVD.....	39
Figura 3 - Esquema representando um WCH.	40
Figura 4 – Esquema de adição de traçador no experimento e a curva resposta.	47
Figura 5 - <i>Slug test</i> e <i>bail test</i>	63
Figura 6 - Mapa de localização da EETE.....	66
Figura 7 - Estação Experimental de Tratamento de Esgoto Sanitário empregando a ecotecnologia dos <i>wetlands</i> construídos.....	67
Figura 8 - Fluxograma do sistema de tratamento.....	68
Figura 9 – Sistema híbrido de estudo, com detalhe na composição dos materiais filtrantes.....	69
Figura 10 - Curva granulométrica da areia utilizada. Em destaque em vermelho d_{10} e d_{60}	70
Figura 11 – Fotos representativas das macrófitas transplantadas no sistema híbrido.....	71
Figura 12 - Conjunto motor-bomba e timer responsável pela alimentação dos arranjos tecnológicos.....	72
Figura 13 – Detalhe dos recipientes de medição de vazão.....	72
Figura 14 – Foto representativa dos equipamentos de registro de pulsos de alimentação - <i>Dataloggers</i>	73
Figura 15 – Pontos parciais do WCH em cada terço da unidade (3 piezômetros). Em destaque a distância relativa ao longo do leito filtrante na foto da direita.	73
Figura 16 – Aparatos para medição da condutividade hidráulica no WCH.	75
Figura 17 – Detalhe dos aparatos utilizados no teste com traçador.	77
Figura 18 - Variação da condutividade elétrica com o aumento da concentração de NaCl em amostra afluenta e efluente ao WCH.	78
Figura 19 - Hidrogramas de saída do WCVD em de 2016.	81
Figura 20 - Hidrogramas de saída do WCVD em 2017.	82
Figura 21 - Hidrogramas de saída do WCH em 2016.....	83
Figura 22 - Hidrogramas de saída do WCH em 2017.....	83
Figura 23 – <i>Box-plots</i> das concentrações de DQO afluenta ao WCVD, efluente do WCVD e efluente do WCH.....	91
Figura 24 - Comportamento temporal da DQO no WCH em termos de concentração afluenta e efluente (a), e eficiência de remoção (b).	91
Figura 25 - Decaimento de DQO ao longo do WCH.....	92

Figura 26 - Distribuição de frequências das concentrações efluentes e afluentes de DQO e DBO.....	93
Figura 27 - <i>Box-plot</i> das concentrações de SST afluente ao WCVD, efluente do WCVD e efluente do WCH.....	94
Figura 28 – Comportamento temporal dos SST em termos de concentração.....	94
Figura 29 - Distribuição de frequências das concentrações efluentes e afluentes de SST.....	95
Figura 30 – Comportamento temporal dos compostos nitrogenados no WCVD.....	96
Figura 31 - Comportamento temporal dos compostos nitrogenados no WCH.....	97
Figura 32 - Comportamento das concentrações de N-NH ₄ ⁺ ao longo do comprimento do WCH.....	98
Figura 33 - <i>Box plot</i> das concentrações de N-NH ₄ ⁺ afluente do WCVD, efluente do WCVD e efluente do WCH.....	99
Figura 34 - Distribuição de frequências das concentrações efluentes de N-NH ₄ ⁺ do WCVD e WCH.....	100
Figura 35 – Comportamento temporal do P-PO ₄ ³⁻ no WCVD em termos de concentração afluente e efluente (a), e eficiência de remoção (b)..	100
Figura 36 - Comportamento temporal do P-PO ₄ ³⁻ no WCH em termos de concentração afluente e efluente (a), e eficiência de remoção (b).....	102
Figura 37 - Comportamento das concentrações de P-PO ₄ ³⁻ ao longo do comprimento do WCH.....	103
Figura 38 - Distribuição de frequências das concentrações efluentes de P-PO ₄ ³⁻ do WCVD e WCH.....	104
Figura 39 - <i>Box-plot</i> dos valores de pH afluente ao WCVD, efluente do WCVD e efluente do WCH.....	105
Figura 40 - Comportamento temporal do pH afluente ao WCVD, efluente do WCVD e efluente do WCH.....	105
Figura 41 - <i>Box-plot</i> dos valores de alcalinidade afluente ao WCVD, efluente do WCVD e efluente do WCH.....	106
Figura 42 - Comportamento temporal da alcalinidade afluente ao WCVD, efluente do WCVD e efluente do WCH.....	107
Figura 43 – Comportamento da alcalinidade ao longo do comprimento do WCH.....	107
Figura 44 - Resultados do <i>bail test</i> realizado no WCH.....	108
Figura 45 - Resultados do <i>slug test</i> realizado no WCH.....	108
Figura 46 – Fração de sólidos presentes no meio filtrante ao longo do comprimento do WCH.....	110

Figura 47 – Teste nº 1: (a) Curva de recuperação de massa do traçador (b) Curva de distribuição dos tempos de detenção hidráulica (curva E), e Curva cumulativa dos tempos de detenção (curva F).	112
Figura 48 - Teste nº 2: (a) Curva de concentração de NaCl por tempo em resposta ao teste com traçador (b) Curva de distribuição dos tempos de detenção hidráulica (curva E), e Curva cumulativa dos tempos de detenção (curva F).....	113
Figura 49 - Teste nº 3: (a) Curva de concentração de NaCl por tempo em resposta ao teste com traçador (b) Curva de distribuição dos tempos de detenção hidráulica (curva E), e Curva cumulativa dos tempos de detenção (curva F).....	114
Figura 50 - Contribuição pluviométrica durante realização do teste 1 com traçador.	115
Figura 51 - Contribuição pluviométrica durante realização do teste 2 com traçador.	116
Figura 52 - Contribuição pluviométrica durante realização do teste 3 com traçador.	117
Figura 53 - Valores observados e estimados segundo o modelo FP. ...	119
Figura 54 – Valores observados e estimados segundo o modelo FP k-C*.	119

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 – Indicadores hidrodinâmicos de WCH determinados a partir de testes com traçador.	37
Quadro 2 – Equações dos métodos Hvorslev (1951) e Bouwer e Rice (1972).....	76
Quadro 3 – Dados gerais sobre a aplicação dos 3 testes com traçador.	78

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Processos de remoção de contaminantes em <i>wetlands</i> construídos.....	32
Tabela 1 - Processos de remoção de contaminantes em <i>wetlands</i> construídos. (Continuação).....	33
Tabela 2 – Constantes de decaimento k_{20} em <i>wetlands</i> construídos horizontais em termos de DBO.....	36
Tabela 3 - Constantes de decaimento k_d em <i>wetlands</i> construídos horizontais em termos de DQO, empregando o modelo de 1ª ordem..	27
Tabela 4 - Exemplo de sistemas híbridos de WC reportados na literatura depois de 2003.	29
Tabela 5 - Desempenho de sistemas híbridos (WCV - WCH).....	30
Tabela 6 - Indicadores de avaliação hidrodinâmica.	50
Tabela 7 - Efeito da temperatura e macrófitas nos parâmetros no modelo k-C*	55
Tabela 8 - Grau de dispersão.....	56
Tabela 9 - Valores reportados de condutividade saturada (m/d) obtidos por <i>falling head test</i> em WCH sob diferentes condições operacionais.	48
Tabela 10 - Critérios de projeto e aspectos construtivos do sistema híbrido.....	70
Tabela 11 – Agenda de acionamento da bomba de alimentação do WCVD.....	73
Tabela 12 - Metodologia analítica empregada na análise dos parâmetros.	74
Tabela 13 –Balanço hídrico semanal do WCVD.	84
Tabela 14 - Estatística descritiva dos dados de evapotranspiração do WCVD.	85
Tabela 15 - Balanço hídrico semanal do WCH.....	86
Tabela 16 – Estatística descritiva dos dados de evapotranspiração do WCH.	86
Tabela 17 - Concentrações médias afluentes e efluentes dos módulos do sistema híbrido.....	87
Tabela 18 – Cargas médias afluentes e efluentes aplicadas nos módulos do sistema híbrido, considerando a área superficial.....	89
Tabela 19 - Eficiências médias de remoção em termos de carga (% e g/m ² .d).....	90
Tabela 20 - Comparativo entre valores de k_s obtidos no presente estudo com a literatura.	111
Tabela 21 – Indicadores hidrodinâmicos do WCH referentes aos testes com traçador.....	117

Tabela 22 - Resumos dos resultados da modelagem hidráulica-cinética.
..... 120

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

APHA – *American Public Health Association*

CETESAN - Central Educacional de Tratamento de Esgoto Sanitário

d_{10} – Diâmetro referente a 10% do material passante (diâmetro efetivo)

d_{60} – Diâmetro referente a 60% do material passante

EB – Estação de Bombeamento

EETE – Estação Experimental de Tratamento de Esgoto

e_v – Eficiência volumétrica

FUNASA – Fundação Nacional da Saúde

GESAD – Grupo de Estudos em Saneamento Descentralizado

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

ICC – Índice de Curto Circuito

IDM – Índice de Dispersão de Morril

ITMR – Índice de Tempo Modal de Retenção

k_d – Coeficiente de decaimento da matéria orgânica

k_s – Condutividade hidráulica saturada

LIMA – Laboratório Integrado de Meio Ambiente

NBR – Norma Brasileira

TAH – Taxa de aplicação hidráulica

t_i - Tempo no qual o traçador começa a aparecer;

t_p – Tempo no qual a concentração de pico do traçador é registrada;

t_{10} – Tempo no qual 10% do traçador passou pelo sistema; e

t_{90} – Tempo no qual 90% do traçador passou pelo sistema.

$TDH_{médio}$ – Tempo de detenção hidráulico médio

TDH_n – Tempo de detenção hidráulica nominal ou teórico

U – Coeficiente de Uniformidade

UFSC – Universidade Federal de Santa Catarina

WC – *Wetlands* Construídos

WCH - *Wetland* Construído Horizontal

WCVD – *Wetland* Construído Vertical Descendente

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	27
2	OBJETIVOS	29
2.1	OBJETIVO GERAL.....	29
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	29
3	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	31
3.1	<i>WETLANDS</i> CONSTRUÍDOS	31
3.1.1	Elementos Atuantes	33
3.1.2	<i>Wetland</i> Construído Vertical Descendente – WCVD.....	39
3.1.3	<i>Wetland</i> Construído Horizontal – WCH.....	40
3.1.4	Sistema híbrido de <i>Wetland</i> Construído: WCVD - WCH..	41
3.2	HIDRODINÂMICA EM <i>WETLANDS</i>	45
3.2.1	Tempo de detenção hidráulico (TDH)	45
3.2.2	Curva de Distribuição de Tempo de Detenção (DTD).....	47
3.2.3	Indicadores de desempenho hidrodinâmico	49
3.2.4	Modelos hidráulicos e cinéticos	53
3.2.5	Colmatção e Condutividade hidráulica	58
3.2.5.1	Slug test / bail test.....	62
4	MATERIAIS E MÉTODOS	65
4.1	LOCAL DA PESQUISA	65
4.2	A ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO.....	67
4.3	O SISTEMA HÍBRIDO.....	69
4.4	MONITORAMENTO OPERACIONAL E FÍSICO-QUÍMICO	71
4.4.1	Aferição de vazão de alimentação	71
4.4.2	Amostragens e análises laboratoriais.....	73
4.5	DESEMPENHO DE REMOÇÃO EM TERMOS DE CARGAS	74
4.6	AVALIAÇÃO DA CONDUTIVIDADE HIDRÁULICA	75
4.6.1	Determinação dos sólidos retidos no material filtrante.....	76
4.7	ENSAIO HIDRODINÂMICO	76
4.8	ANÁLISE ESTATÍSTICA DOS DADOS	79
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	81
5.1	ASPECTOS HIDRÁULICOS	81
5.2	BALANÇO HÍDRICO	84
5.3	DESEMPENHO DE REMOÇÃO DE POLUENTES	87
5.3.1	Matéria orgânica carbonácea	90
5.3.2	Sólidos suspensos totais (SST)	93
5.3.3	Compostos nitrogenados	95
5.3.4	Fósforo ortofosfato	100
5.3.5	pH e Alcalinidade	104

5.4	ESTUDO HIDRODINÂMICO	108
5.4.1	Condutividade hidráulica localizada.....	108
5.4.2	Testes com traçador.....	112
5.4.2.1	Indicadores hidrodinâmicos	117
5.4.2.2	Modelagem hidráulica-cinética.....	119
6	CONCLUSÃO	121
7	RECOMENDAÇÕES	122
8	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	123
9	APÊNDICES.....	138

1 INTRODUÇÃO

No Brasil ainda é necessário grande investimento para a universalização do saneamento. Segundo o Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos (SNIS, 2015), cerca de 58% dos municípios brasileiros possuíam rede coletora de esgoto sanitário na área urbana em 2015, dados esses similares aos observados na pesquisa anterior, realizada em 2014, que registrava 57,6% (SNIS, 2014). Nas áreas rurais a porcentagem de população atendida é consideravelmente inferior. De acordo com a Pesquisa Nacional de Amostra por Domicílios – PNAD (2014), somente 5,1% dos domicílios rurais estão conectados à rede coletora e 26,2% possuem fossa séptica conectada ou não à rede coletora.

À vista disso, serviços de esgotamento sanitário que possam ser disponibilizados sem que haja necessidade de condução do esgoto para único ponto centralizador de tratamento, podem e devem ser priorizados para pequenos conglomerados urbanos, caracterizando uma descentralização dos serviços, reduzindo assim, custos para o transporte dos esgotos gerados (DEVI; DAHIYA, 2008).

Na literatura especializada, o tratamento descentralizado é apresentado na forma coletiva (pequenas comunidades, loteamentos, condomínios fechados etc), e na forma local (residências unifamiliares e/ou multifamiliares, unidades comerciais, etc). As tecnologias de tratamento comumente empregadas para estas opções no Brasil, baseiam-se em sistemas anaeróbios de tratamento, destacando-se os tanques sépticos, filtros anaeróbios, reatores anaeróbios de manta de lodo, dentre outras. Cabendo salientar que o efluente proveniente de tratamento anaeróbio, em muitos casos necessita de um tratamento complementar, em virtude de sua qualidade insuficiente para lançamento, notadamente em corpos d'água superficiais.

Como tratamento secundário, em diversas situações, há a necessidade de se projetar e implantar unidades que promovam, também, um nível de tratamento avançado, destacando-se a remoção e transformação de nutrientes presentes nos esgotos (METCALF; EDDY, 2003). Desta forma, alternativas ambientalmente sustentáveis, empregadas sob a ótica da descentralização são apontadas na literatura, salientando-se a utilização de sistemas naturais para o tratamento de esgoto (LENS et al., 2001; SEZERINO et al., 2004).

Nessa direção destacam-se os *wetlands* construídos (WC), também conhecidos na literatura nacional como filtros plantados com macrófitas, sistemas de alagados construídos ou sistemas de tratamento por zona de raízes. Estes são considerados uma ecotecnologia empregada no

tratamento de água residuária, utilizando-se de macrófitas aquáticas, das propriedades do material filtrante e dos micro-organismos para remover matéria orgânica e sólidos em suspensão, bem como transformar as frações nitrogenadas. Dentre as vantagens de aplicação destes sistemas no Brasil cabem ressaltar as condições climáticas favoráveis, a possibilidade de reutilização do efluente tratado, aproveitamento de biomassa (utilização das macrófitas após poda), além do apelo estético por se integrar ao ambiente paisagístico natural.

Com o intuito de consolidar esta ecotecnologia no âmbito nacional, o Grupo de Estudos em Saneamento Descentralizado (GESAD) tornou-se, há mais de 10 anos, protagonista no Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFSC desenvolvendo estudos na área. As pesquisas do grupo têm avançado no sentido de monitorar e avaliar o desempenho das diferentes modalidades de WC no tratamento de esgoto sanitário (SEZERINO; PHILIPPI, 2003; MAGRI, 2007; SEZERINO et al., 2012; TREIN, 2015; FREITAS, 2015; ROUSSO, 2017), no tratamento de águas cinzas (MONTEIRO; SEZERINO, 2015), no tratamento de lodo (SUNTTI et al., 2013; KÄFER et al., 2015; MAGRI et al., 2016), no tratamento do efluente da suinocultura (SEZERINO et al., 2003), no tratamento de efluente da bovinocultura (PELISSARI, 2012), no desempenho das macrófitas (CELIS, 2016), na definição de parâmetros de projeto (SANTOS, 2015), no aprofundamento dos conhecimentos da hidrodinâmica no meio filtrante (GUIMARÃES, 2013), nos processos biológicos de transformação de nitrogênio (SEZERINO, 2006; OLIJNYK, 2012; PELISSARI et al., 2016) e, mais recentemente, na dinâmica microbiana nitrificante e desnitrificante presentes nos *wetlands* construídos (PELISSARI et al., 2017).

A compreensão da vida útil de um *wetland* construído, ou melhor a manutenção das condições de escoamento do meio filtrante, é um dos fatores limitantes para sua consolidação e maior adoção em escala prática. As condições de escoamento estão intrinsicamente relacionadas com as características de projeto e operação empregadas nos *wetlands*, as quais poderão conduzir ao processo de colmatação do maciço filtrante. A colmatação é um fenômeno caracterizado pelo entupimento do meio poroso, pelo qual o meio filtrante dos WC perde, gradualmente, as características hidráulicas iniciais, e o aprofundamento acerca deste fenômeno é essencial para se alcançar a otimização desses sistemas (NIVALA et al., 2012; KNOWLES et al., 2011).

Os valores dos coeficientes cinéticos de decaimento de poluentes em WCH são comumente estipulados assumindo-se a condição de comportamento de reatores com escoamento em pistão (KADLEC;

KNIGHT, 1996; ROUSSEAU et al., 2004; VON SPERLING; PAOLI, 2013). Todavia, estes coeficientes acabam, em muitas situações, sendo subestimados em projeto, resultando em grandes áreas superficiais requeridas. Isto posto, torna-se fundamental expandir o conhecimento acerca do comportamento hidrodinâmico dos WCH, a fim de obter previsões mais satisfatórias na concepção final do sistema (GARCÍA et al., 2004), gerando assim maior confiabilidade para o dimensionamento dessa modalidade WC.

Nesse contexto, o presente trabalho destaca a utilização de um *wetland* construído horizontal pertencente a um sistema híbrido implantado em escala prática no tratamento de esgoto sanitário, cujo objetivo foi avaliar a hidrodinâmica e o desempenho de tratamento relacionáveis às condições operacionais empregadas.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar a hidrodinâmica e o desempenho de um *wetland* construído horizontal (WCH), componente de um sistema híbrido, empregado no tratamento de esgoto sanitário.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- (i) Avaliar o desempenho de tratamento do sistema híbrido considerando as cargas aplicadas e removidas, em termos de matéria orgânica carbonácea, sólidos em suspensão e frações de nitrogênio;
- (ii) Avaliar a variação de condutividade hidráulica no módulo WCH ao longo dos primeiros dois anos de operação;
- (iii) Determinar os índices hidrodinâmicos em um WCH componente de um sistema híbrido, resultantes de um período operacional de dois anos.

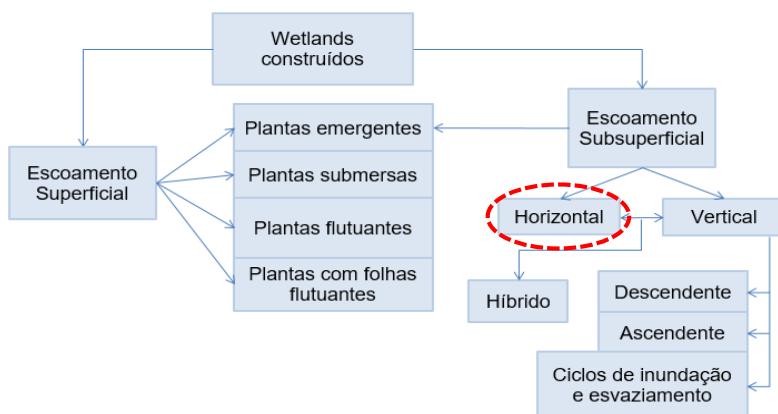
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 WETLANDS CONSTRUÍDOS

Wetlands construídos (WC) são uma ecotecnologia empregada no tratamento de águas residuárias que objetiva simular as condições ideais de um *wetland* natural, envolvendo a interação de macrófitas aquáticas, das propriedades do material filtrante e dos micro-organismos. Podem ser utilizados no tratamento de uma variedade de efluentes, como industriais, agrícolas, domésticos, pluviais, drenagem ácida de minas ou lixiviados de aterro sanitário (HOFFMANN et al., 2011; IWA, 2000).

Os WC são classificados de acordo com a literatura em dois grandes grupos, chamados sistemas de lâmina livre ou de escoamento superficial e sistemas de escoamento subsuperficial (Figura 1). Subdivisões dentro destes grupos foram propostas pelos pesquisadores, com o propósito de relacionar às finalidades de usos, ou seja, diferentes configurações e princípios de funcionamento foram associados aos objetivos como redução de matéria carbonácea, nitrificação, retenção/remoção de fósforo, entre outros (PHILIPPI; SEZERINO, 2004).

Figura 1 - Classificação dos *wetlands* construídos. Em destaque a modalidade utilizada neste estudo.



Fonte: Adaptado de Vymazal e Kroepfelová (2008).

As vantagens do sistema estão em torno da flexibilidade quanto à escolha do local de implantação, das condições de otimização da

eficiência de remoção de matéria orgânica e de nutrientes, do maior controle sobre as variáveis hidráulicas e da maior facilidade quanto ao manejo da vegetação (KADLEC; KNIGHT, 1996).

Acerca das desvantagens, mencionam-se a elevada demanda de área para construção, as recorrentes imprecisões para os critérios de projeto e operação, a complexidade biológica e hidrológica do sistema, os custos dos meios filtrantes e possíveis problemas com pragas nas tipologias superficiais. Mosquitos e outras pragas podem ser um problema para *wetlands* construídos imprópriamente projetados e operados, principalmente na modalidade de escoamento superficial (PHILIPPI; SEZERINO, 2004).

O leito do *wetland* atua como filtro mecânico e biológico. Os sólidos suspensos do afluente são principalmente retidos mecanicamente, enquanto que a matéria orgânica solúvel é fixada pelo biofilme. O tratamento biológico se baseia na atividade natural dos micro-organismos, bactérias aeróbias, anaeróbias e facultativas principalmente, que se desenvolvem no biofilme e se aderem na superfície das partículas do meio suporte e nas raízes das macrófitas (HOFFMANN; WINKER, 2011). Recentemente, identificou-se intensa participação das archeas presentes no biofilme nas transformações do nitrogênio, notadamente a nitrificação (PELISSARI *et al.*, 2017). A Tabela 1 apresenta os processos de remoção de contaminantes em *wetlands*.

Tabela 1 - Processos de remoção de contaminantes em *wetlands* construídos.

Contaminante	Processo
Matéria orgânica (medida em termos de DBO ou DQO)	- Particulada: Sedimentação e filtração - Solúvel: Fixação e adsorção pelo biofilme, seguida de degradação pelas bactérias aderidas nele
Sólidos suspensos	- Sedimentação e filtração - Decomposição por micro-organismos especializados, após longo período de retenção
Nitrogênio	- Nitrificação/Desnitrificação - Assimilação pelas macrófitas - Assimilação pela biomassa fixa - Volatilização da amônia - Adsorção pelo solo
Fósforo	- Assimilação pelas macrófitas - Adsorção pelo solo - Precipitação química

Tabela 2 - Processos de remoção de contaminantes em *wetlands* construídos. (Continuação)

Patógenos	- Sedimentação e filtração
	- Assimilação pela biomassa fixa
	- Predação
	- Eliminação por condições ambientais desfavoráveis (temperatura e pH)
Compostos orgânicos	- Adsorção pelo biofilme e material filtrante
	- Decomposição por bactérias especializadas, após longo período de retenção
Metais pesados	- Precipitação e adsorção
	- Assimilação pelas macrófitas

Fonte: Adaptada de Hoffmann e Winker (2011) e Cooper (1996).

3.1.1 Elementos Atuantes

Cabe destacar que os principais elementos atuantes neste tipo de sistema de tratamento são as macrófitas aquáticas, o material filtrante e os micro-organismos atuantes.

- Material filtrante

O material filtrante em sistemas de WC está diretamente relacionado com o processo de filtração e adsorção, visto que influencia no desenvolvimento do biofilme, além de atuar na sustentação das macrófitas. A escolha adequada deste material é fundamental para proporcionar uma boa condutividade hidráulica, que promova a adsorção de compostos como o ortofosfato e o íon amônio (PELLISSARI, 2013; POÇAS, 2015).

Neste sentido, encontrar um material filtrante ideal a fim de conciliar boas condições de fluxo com potencial reativo não é tarefa simples, uma vez que materiais como a areia possuem alta condutividade hidráulica, porém, baixa capacidade adsorptiva; por outro lado, argilas possuem alto potencial de adsorção, mas são praticamente impermeáveis. A escolha do tipo deste material filtrante a ser empregado está, portanto, condicionada às finalidades do tratamento (SEZERINO, 2006).

A brita e a areia são os materiais filtrantes geralmente mais utilizados em WC, devido ao fato de oferecerem boas condições de fluxo, apesar da baixa capacidade de adsorção. Na literatura há recomendações quanto aos índices físicos e granulometria destes materiais

(BUCKSTEEG, 1990; CONLEY et al., 1991; COOPER et al., 1996; PLATZER, 1999; ARIAS et al., 2001), sendo:

- Diâmetro efetivo (d_{10}) superior ou igual a 0,20 mm;
- Coeficiente de uniformidade (U) menor ou igual a 5;
- Coeficiente de permeabilidade, ou condutividade hidráulica saturada (k_s), maior ou igual a 10^{-4} m/s.

Hoffmann et al. (2011) recomendam que o diâmetro efetivo deve estar na faixa de 0,1 a 0,4 mm, idealmente estando mais perto de 0,4 mm, e a condutividade hidráulica deve estar entre 10^{-4} e 10^{-3} m/s. Estudos do GESAD/UFSC reportam bons resultados no tratamento de esgoto sanitário e/ou doméstico, utilizando areia como material filtrante, com d_{10} entre 0,20 e 0,40 mm e coeficiente de uniformidade entre 3 e 5. (OLIJNYK, 2012; GUIMARÃES, 2013; SANTOS, 2015).

- Macrófitas aquáticas

As macrófitas aquáticas constituem, em sua grande maioria, vegetais vasculares adaptadas em ambiente aquático. Dessa forma, apresentam ainda algumas características de vegetais terrestres e grande capacidade de adaptação aos diferentes tipos de ambientes (ESTEVES, 1998).

Em WC geralmente são empregadas macrófitas do tipo emergentes (BRIX, 1994), dentre estas, as mais utilizadas são a taboa (*Typha sp.*), o *Phragmites sp.*, a navalha de mico (*Scirpus sp.*) e junco (*Juncus sp.*) (REED, 1993; USEPA, 2000; MATOS; LO MONACO, 2003; SOUSA, 2004). Destaca-se que as macrófitas exercem papel fundamental no tratamento, visto que proporcionam superfície para o desenvolvimento de biofilmes, facilitam a transferência de gases do sistema, estabilizam a superfície do material filtrante, absorvem macronutrientes (N e P) e micronutrientes (incluindo metais) (BRIX, 1994; KADLEC; KNIGHT, 1996). Além de auxiliar na manutenção da condutividade hidráulica do meio filtrante (BRIX, 1997) e proporcionar melhoria no aspecto estético nas unidades de tratamento.

Em WC verticais, a presença das macrófitas aliada ao regime intermitente de alimentação ajuda a evitar a colmatção do meio filtrante (BAHLO, WACH, 1990 apud BRIX, 1997). Em WC horizontais as macrófitas, em grande parte, são responsáveis pela criação de canais no meio filtrante em função do crescimento do rizoma e raízes, direcionando caminhos preferenciais para o escoamento, que muitos pesquisadores acreditam aumentar e estabilizar a condutividade hidráulica do material

filtrante (BOON, 1986 apud IWA, 2000). Enquanto outros pesquisadores acreditam que o crescimento de raízes e rizomas restringem a passagem de água residuária, favorecendo o fenômeno da colmatação (BLAZEJEWSKI; MURAT-BLAZEJEWSKA, 1997).

Em vista disso, a consideração do potencial de penetração das raízes das macrófitas no leito filtrante é um ponto importante a ser considerado em projeto, a fim de se evitar a estratificação vertical do fluxo. Reed, Crites e Middlebrooks (1995) sugeriram que para o dimensionamento de um *wetland* construído, a profundidade seja escolhida em conformidade com o comprimento vertical da raiz da macrófita cultivada, para se garantir razoável remoção de nitrogênio do sistema. Brasil, Matos e Soares (2007) reportam que a profundidade de raiz da espécie *Typha sp*, por exemplo, atinge cerca de 0,3 m, não sendo necessárias maiores profundidades de meio suporte.

- Micro-organismos

Em WC as raízes e rizomas das plantas, juntamente com as partículas do material filtrante, servem como meio de aderência para o desenvolvimento de micro-organismos e formação de biofilme. Dos diversos grupos de micro-organismos que habitam os WC, as bactérias são as mais representativas, responsáveis pelos processos de decomposição da matéria orgânica e de nitrificação e desnitrificação (SAEED; SUN, 2012). Recentemente, Pelissari et al. (2017) descreveram o papel representativo das *archeas* nos processos de transformação de nitrogênio, notadamente na nitrificação.

A coexistência de zonas anóxicas, anaeróbias e aeróbias no biofilme é fundamental no processo de depuração do esgoto (IWAI; KITAO, 1994 apud VON SPERLING, 1996). Ressaltando que a aeração do meio é realizada via rizomas das plantas e por difusão do ar atmosférico na superfície do meio suporte (VYMAZAL; KRÖPFELOVÁ, 2009).

O decaimento dos compostos por ação dos micro-organismos pode ser simplificado, de acordo com a literatura, pelo uso do coeficiente de decaimento (k_d), o qual expressa a velocidade com que um determinado composto é degradado no sistema de tratamento. Os modelos mais comumente utilizados, para descrição da cinética de remoção do material orgânico em WC, são as equações de primeira ordem que predizem um decaimento exponencial da concentração afluente (ROUSSEAU et al., 2004).

A atuação dos micro-organismos no tratamento de efluente sofre influência das condições ambientais, como temperatura, disponibilidade de nutrientes, oxigênio dissolvido e pH (KADLEC; KNIGHT, 1996). Todavia, relacionando temperatura e o coeficiente de decaimento, alguns autores não verificaram relação alguma entre as diferentes temperaturas operacionais e os valores dos coeficientes de decaimento observados (KADLEC; KNIGHT, 1996; BRASIL, 2005; VITALI et al., 2009).

Sezerino et al (2015) reportaram experiências brasileiras com WC, em que dos diferentes trabalhos publicados até o ano de 2011, poucos apresentaram os valores de constante de reação (k_d), em termos de matéria carbonácea (DBO) (Tabela 3). Enquanto na Tabela 4, apresenta-se um apanhado dos trabalhos brasileiros de 2005 até 2013, que avançaram nas pesquisas sobre as constantes de decaimento em termos de DQO, empregando o modelo tradicional de fluxo pistão.

Tabela 3 – Constantes de decaimento k_{20} em *wetlands* construídos horizontais em termos de DBO.

Autor	Vazão afluente (L.d ⁻¹)	Dimensões (m) (C x L x p)*	m ² /pes	k_{20} (d ⁻¹)	Eficiências
Sezerino (2006) dados referentes a 17 meses de monitoramento	830	5,0 x 2,0 x 0,6	2,00	k_{20} : 0,36 t (d): 3,9	DBO: 61%
	8500 (doméstico) + 600 (industrial)	26,0 x 13,0 x 0,7	5,57	k_{20} : 1,08 t (d): 10,4	DBO: 97%
Olijnyk et al. (2007), dados referentes a 12 meses de monitoramento	8500	10,0 x 5,0 x 0,7	0,88	k_{20} : 1,69 t (d): 1,6	DBO: 79%
	3120	4,0 x 2,0 x 0,7 (2 unidades avaliadas em paralelo)	0,77	k_{20} : 0,87 t (d): 1,4	DBO: 61%
	6600	12,0 x 6,0 x 0,7	1,64	k_{20} : 0,92 t (d): 3,1	DBO: 92%
	7000	9,5 x 4,5 x 0,7	0,92	k_{20} : 1,53 t (d): 1,7	DBO: 75%
Dias et al. (2011), dados referentes a 19 meses de monitoramento	1000 - 2500	Foram avaliados 4 sistemas - 2 com 24 m ² e 2 com 14,6 m ² de área superficial	0,88 - 3,6	k_{20} : 0,45 t (d): 1,3 - 5,3	DBO: 73 - 89%

C: Comprimento (m); L: Largura (m); p: profundidade (m); *foi considerada a vazão per capita de 150 L.d⁻¹; DBO: demanda bioquímica de oxigênio; k_d : constante de decaimento..

Fonte: Adaptada de Sezerino et al. (2015).

Tabela 4 - Constantes de decaimento k_d em *wetlands* construídos horizontais em termos de DQO, empregando o modelo de 1ª ordem.

Autor	Nível tratam.	Efluente	Mater. filtrante	Macrófita	Carga. (gDQO/m ² . d)	Vazão (L/d)	Dimensões (m) (C x L x p)*	TDH (d)	C _a (mg/L)	k _d (d ⁻¹)	Ef. DQO (%)
Brasil (2005)	Secund.	Esgoto doméstico	Brita 0: d ₆₀ = 7 mm; U = 1,6	Sistema 1: <i>Typha sp.</i>	13,2	1703	24,0 x 1,0 x 0,35	1,9	303,4	2,99	86
					18,3	1652					
					23,6	1530					
				Sistema 2: <i>Typha sp.</i>	9,8	1330		1,9			
					14,4	1284					
					18,7	1208					
					5,2	762					
				Sistema 3: <i>Typha sp.</i>	7,5	692		3,8			
					9,3	625					
					7,1	1081					
Sistema 4: <i>Typha sp.</i>	11	1019	1,9								
	13,7	916									
Fia (2009)	Secund.	Suinocultura	Brita 0: d ₆₀ = 7 mm; U = 1,6	1. <i>Cynodon spp.</i>	51,9	21	2,0 x 0,5 x 0,6	11,9	2554	0,55	80
				2. <i>Cynodon spp.</i>	105	42		5,9	2539	1,08	71
				3. <i>Cynodon spp.</i>	147,9	59		4,2	2463	1,14	70
				4. <i>Cynodon spp.</i>	194,7	78		3,6	2415	1,39	66
				5. <i>Typha latifolia</i>	52,6	21		11,9	2519	0,49	79
				6. <i>Typha latifolia</i>	105,1	42		5,9	2450	0,75	75
				7. <i>Typha latifolia</i>	147,7	59		4,2	2478	1,23	69
				8. <i>Typha latifolia</i>	165,2	66		3,6	2541	1,63	70

C: Comprimento (m); L: Largura (m); p: profundidade (m); C_a: concentração afluente; DQO: demanda química de oxigênio; TDH: tempo de detenção hidráulica; k_d: coeficiente de decaimento de matéria orgânica.

Tabela 3 - Constantes de decaimento k_d em *wetlands* construídos horizontais em termos de DQO (Continuação).

Autor	Nível tratam.	Efluente	Mater. filtrante	Macrófita	Carga. (gDQO/m ² .d)	Vazão (L/d)	Dimensões (m) (C x L x p)*	TDH (d)	C _a (mg/L)	k _d (d ⁻¹)	Ef. DQO (%)
Ramos (2011)	Primário	Suinocultura	Brita 0: d ₆₀ = 7 mm; U = 1,6	Sistema 1: <i>Polygonum punctatum</i>	27	110	1,95 x 0,49 x 0,35	4,14	704	0,62	83
				Sistema 2: <i>Chrysopogon zizanioides</i>				4,11			80
Von Sperling e Paoli (2013)	Secund.	Esgoto sanitário	Escória de alto forno: d ₆₀ = 22,8; U = 1,2	<i>Typha latifolia</i>	19,7	8000	24,1 x 3 x 0,30	1,3	88	0,81	72
Guimarães (2013)	Secund.	Esgoto doméstico	Areia: d ₆₀ = 1,2; U = 3	<i>Cyperus papyrus</i>	22,7	270	3 x 2 x 0,5	5	505	0,35	82

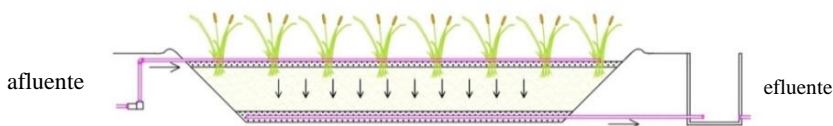
C: Comprimento (m); L: Largura (m); p: profundidade (m); C_a: concentração afluente; DQO: demanda química de oxigênio; TDH: tempo de detenção hidráulica; k_d: coeficiente de decaimento de matéria orgânica.

Fonte: Autoria própria (2017).

3.1.2 *Wetland* Construído Vertical Descendente – WCVD

Nesta modalidade de *wetlands*, a alimentação do esgoto é realizada de forma intermitente, em que o esgoto percola verticalmente ao longo de todo perfil até ao fundo da unidade, onde o efluente é coletado pelo sistema de drenagem. A Figura 2 apresenta um esquema representando um WCVD.

Figura 2 - Esquema representando um WCVD.



Fonte: Acervo GESAD.

Após a alimentação da unidade, quando todo o esgoto já foi drenado, o leito filtrante livre permite a reentrada de ar no leito. Na próxima alimentação, nova quantidade de oxigênio é introduzida devido ao processo de convecção do ar atmosférico, resultando em uma maior transferência de oxigênio (IWA, 2000).

Como esses sistemas operam em condições aeróbias, proporcionam condições adequadas para a nitrificação e, também, são eficazes na remoção de matéria orgânica e sólidos suspensos, promovendo, portanto, níveis avançados de tratamento (VYMAZAL, 2010). Entretanto, o processo de desnitrificação não é efetivo nesta modalidade de WC, como observou Paing e Voisin (2005) no clássico modelo francês¹ de *wetland* vertical. Os autores obtiveram como resultados uma elevada taxa de nitrificação com remoção de 90% de nitrogênio total Kjeldahl (NTK) e 20% de nitrogênio total.

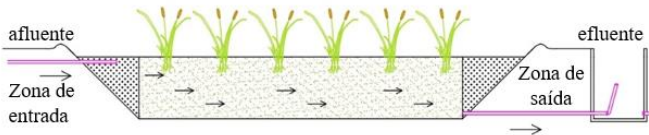
Cabe ressaltar que os WCVD se destacam por serem sistemas tecnicamente simples de operar e manter, além de se apresentarem acessíveis às diversas situações de aplicação (HOFFMANN et al., 2011).

¹ O clássico *wetland* construído francês concebido para pequenas comunidades (casos de 200 a 2000 habitantes) consiste no tratamento do esgoto bruto em duas etapas em série, a primeira etapa utilizando-se WCVD com brita como meio filtrante e a segunda utilizando-se WCVD com areia como meio filtrante (MOLLE et al., 2005).

3.1.3 Wetland Construído Horizontal – WCH

Esta concepção possui zonas de entrada e saída geralmente compostas por brita e diferentes materiais filtrantes que preenchem o restante do filtro, destacando-se areia ou pedra brita (Figura 3). O efluente a ser tratado é disposto na porção inicial do leito, denominada zona de entrada, de onde irá percolar através do material filtrante até alcançar a porção final, chamada zona de saída. Esta percolação tende a seguir na horizontal, impulsionada por uma declividade de fundo (SEZERINO et al., 2015).

Figura 3 - Esquema representando um WCH.



Fonte: Acervo GESAD.

Durante a passagem do efluente dentro da unidade, o mesmo entra em contato com regiões anaeróbias, aeróbias e anóxicas. A camada aeróbia está mais presente próximo das raízes das macrófitas, em função do transporte de oxigênio da parte aérea para as raízes. Quando há a passagem do efluente na rizosfera, ocorre a depuração por meio de processos físicos, químicos e biológicos (SEZERINO et al., 2015; HOFFMANN et al., 2011; BRIX, 1997). Enquanto a zona de saturação, mantida pelo controlador de nível a jusante, promove condições anaeróbias / anóxicas.

O princípio básico do tratamento é a formação de biofilme aderido a um meio suporte e às raízes das plantas, onde comunidades de micro-organismos aeróbios e anaeróbios irão depurar a matéria orgânica e promover a transformação da série nitrogenada (SEZERINO et al., 2015). De forma geral, esta concepção apresenta boa performance na remoção da matéria orgânica, sólidos suspensos e nitrogênio (nitrificação / desnitrificação), com ênfase no segundo processo de transformação do nitrogênio (COOPER et al., 1996) e baixa remoção de fósforo (VYMAZAL, 2005; MBURU, 2013).

O processo de nitrificação em WCH é prejudicado em virtude da baixa oxigenação no leito de filtração, e a fim de aumentar a remoção de amônia e outros compostos, unidades horizontais são comumente combinadas com *wetlands* verticais. Haja vista que esses últimos

apresentam melhor transporte de oxigênio, provendo melhores condições para nitrificação (VYMAZAL, 2009).

3.1.4 Sistema híbrido de *Wetland* Construído: WCVD - WCH

Os *wetlands* construídos possuem várias modalidades de classificação, assim como arranjos tecnológicos originados a partir de combinações de unidades de WC em série, estes chamados de sistemas híbridos. A formação destas combinações visa alcançar níveis de tratamento avançado de esgotos, especialmente referente à remoção de nitrogênio (COOPER, 1999), ou para tratar efluentes mais complexos oriundos da agricultura e indústria (VYMAZAL, 2013).

De acordo com Vymazal (2013), a combinação de *wetland* construído vertical seguido da modalidade horizontal é provavelmente a mais utilizada em sistemas híbridos. As Tabela 5 e 5 apresentam exemplos de sistemas híbridos aplicados no tratamento de vários tipos de efluentes, com destaque para a combinação de WC vertical seguido de horizontal, bem como sua faixa de desempenho de tratamento.

Philippi et al. (2010), em estudo realizado no sul do Brasil para tratamento de esgoto doméstico, obtiveram elevado desempenho atingindo remoção de 93% para DQO, 89% para amônia e 69% para fósforo, sob uma taxa hidráulica aplicada (TAH) de 65 mm/d. Todavia, houve um aumento na concentração de fósforo total na saída do WCH, possivelmente devido ao processo de dessorção deste composto devido a baixa capacidade de troca catiônica do leito filtrante.

Öövel et al. (2007) monitoraram por dois anos o uso da modalidade de fluxo vertical seguida da horizontal (VF-HF) como tratamento secundário na Estônia, sendo o tratamento primário via tanque séptico. A unidade vertical foi alimentada de forma intermitente, sendo que no verão operou sozinha e no inverno as duas unidades operaram juntas. A TAH durante o período monitorado foi de 34 mm/d para cada WC e foi obtido alto desempenho na remoção de 94% para DBO, 87% para SST, 91% para fósforo 70% para nitrogênio total.

Em condições de elevada altitude, Folodori et al. (2012) apresentaram experiência na Província de Trento (Itália) em altitude de 739 m. A planta de tratamento consistiu na aplicação de tanque de Imhoff seguido do sistema híbrido de WC para tratar esgoto doméstico. Monitorou-se o sistema sob duas TAH de 18 mm/d e 41 mm/d, sendo a primeira com melhores resultados de desempenho de remoção (Tabela 5 – item 14).

De maneira geral, observou-se que os sistemas híbridos listados apresentaram elevada remoção de SST e matéria orgânica. Já com relação aos nutrientes (fósforo, nitrogênio total e nitrogênio amoniacal), constatou-se uma variação no desempenho, em função das diferentes características de projeto, carga de esgoto aplicada, aplicação de tratamento primário e condições climáticas. Dos sistemas listados, o pior desempenho foi o reportado por Comino, Riggio e Rosso (2011) no tratamento de efluente de uma indústria de queijo ao norte da Itália, em que o baixo desempenho justificou-se devido ao carregamento orgânico superior ao previsto em projeto.

Tabela 5 - Exemplo de sistemas híbridos de WC reportados na literatura depois de 2003.

Nº	Tipo de WC	País	Tipo de água residuária	Área sup. (m ²)	Vegetação	Referência
1	VF-HF	Bélgica	Doméstico	1500-750	<i>P. australis</i>	Lesage et al. (2007), VMM
2	VF-HF	Bélgica	Doméstico	2250 (total)	<i>P. australis</i>	Lesage (2006), VMM (2006)
3	VF-HF	Bélgica	Doméstico	1080 (total)	<i>P. australis</i>	Lesage (2006), VMM (2006)
4	VF-HF	Bélgica	Doméstico	660 (total)	<i>P. australis</i>	Lesage (2006), VMM (2006)
5	VF-HF	Estônia	Doméstico	216-216	<i>P. australis</i>	Öövel et al. (2007)
6	VF-HF	Tunísia	Doméstico	0,6-1,2	<i>Typha</i> sp. - <i>P. australis</i>	Abidi et al. (2009)
7	VF-HF	Tunísia	Doméstico	0,6-1,2	<i>Typha</i> sp. - <i>P. australis</i>	Keffala and Ghrabi (2005)
8	VF-HF	Tunísia	Doméstico	121-207	<i>P. australis</i> - <i>Typha</i> sp.	Kouki et al. (2009)
9	VF-HF	Espanha	Doméstico	0,21-0,67	<i>P. australis</i> , <i>Scirpus</i> sp.	Herrera Melián et al. (2010)
10	VF-HF	Espanha	Doméstico	150-300	<i>Typha latifolia</i>	Vera et al. (2010)
11	VF-HF	China	Doméstico	433-3283	<i>P. australis</i>	Zhai et al. (2011)
12	VF-HF	China	Doméstico	280-1120	<i>Cyperus alternifolius</i>	Zhai et al. (2011)
13	VF-HF	China	Doméstico	1280-3179	<i>Cyperus alternifolius</i>	Zhai et al. (2011)
14	VF-HF	Itália	Doméstico	2,25-4,5	<i>P. australis</i>	Foladori et al. (2012)
15	VF-HF	Brasil	Doméstico	60-50	<i>Typha</i> sp. - <i>Zizaniopsis</i>	Philippi et al. (2010)
16	VF-HF	França	Doméstico	240-132	<i>P. australis</i>	Molle et al. (2008)
17	VF-HF	Itália	Queijo	360-180	<i>P. australis</i>	Comino, Riggio e Rosso (2011)
18	VF-HF	Eslovênia	Lixiviado de	41-270	<i>P. australis</i> , <i>T. latifolia</i>	Bulc (2006)
19	VF-HF	Espanha	Vinícola	50-300	<i>P. australis</i> - <i>Juncus effusus</i>	Serrano et al. (2011)

HF = fluxo horizontal; VF = fluxo vertical.

Fonte: Adaptado de Vymazal (2013).

Tabela 6 - Desempenho de sistemas híbridos (WCV - WCH).

Nº	DBO5 (mg/L)				DQO (mg/L)				SST (mg/L)				PT (mg/L)				NT (mg/L)				NH4-N (mg/L)				
	Af.	VF	HF	Ef. (%)	Af.	VF	HF	Ef. (%)	Af.	VF	HF	Ef. (%)	Af.	VF	HF	Ef. (%)	Af.	VF	HF	Ef. (%)	Af.	VF	HF	Ef. (%)	
1	72		5.8	92	221		43	81	50		5	90	5.3		2.9	45	47		27	43					
2	72		4	94	249		47	81	105		4.8	95	5.0		3.4	32									
3	214		9	96	474		49	90	207		4.3	98	6.4		3.4	47	55		26	53					
4	154		10.3	93	362		57	84	113		15	87	6.9		4.3	38	58		23	60					
5	98	18.8	5.5	94					45	12	5.8	87	4.4	1.2	0.4	91	64	36	19	70	56	23	9.1	84	
6																					37	30	30	19	
7	420		30	93	1339		134	90	798		18	98	31		7.2	77									
9a	162	19	24	85	274	123	71	74	72	12.2	3.6	95									122	17	11	91	
9a	310	67	40	87	462	125	79	83	80	15.2	4.0	95									124	25	19	85	
10	409	127	66	84	740	287	172	77	309	58	16.2	95	13.5	9.1	8.8	35	100	57	26	43	82	44	40	51	
11					132		21	84	93		3.2	97	2.9		0.45	85					10.8		2.2	80	
12					246		26	90	143		7.2	85	3.8		0.9	77					34		5.3	84	
13					167		28	84	155		1.6	99	2.1		0.67	68	39		14	65	22		6.2	72	
14a					572	105	36	94					7.9	4.0	0.19	98	76	58	17	78	58	17	11.4	80	
14a					692	179	82	88					9.6	6.1	3.5	64	83	50	21	75	65	26	20	69	
15					387	80	29	93					12.9	2.2	4.0	69					51	24	5.6	89	
17	1592	915	717	55	5394	1996	1444	73	749	245	301	60	18	14	11	39					9.3	9.2	12.6	-35	
18	76		28	63	485		240	51	38		26	32	2.3		1.0	57					496		247	50	
19a	859	275	106	88	1581	473	245	85	131	45	18	86					70b	28	23.2	67	15.6	9	4.8	69	
19a	1243	400	59	95	2128	688	144	93	144	68	14	90					109b	63	52	52	101	76	52	49	
19a	1339	626	441	67	2178	198	848	61	172	109	42	76					21.3b	33.5	15.1	29	21.3	23	15.1	29	

a: Diversas taxas de aplicação hidráulica (TAH); b: NTK; Af.: Afluente; Ef.: Eficiência.

Fonte: Adaptado de Vymazal (2013).

3.2 HIDRODINÂMICA EM WETLANDS

Os processos físicos, químicos e biológicos que ocorrem dentro de um sistema de *wetland* construído estão condicionados ao fluxo da água através do sistema. A importância dos fatores hidrodinâmicos na eficiência do tratamento é determinada pela duração da interação água-biota e pela proximidade das substâncias presentes na água com os locais de atividade biológica e física (KADLEC; WALLACE, 2009; RAMIREZ, 2011). Uma vez que a presença de curto circuito ou zonas mortas em um *wetland* afetam o tempo de contato e as velocidades de fluxo, influenciando na eficiência do tratamento (HEADLEY; KADLEC, 2007).

O aprofundamento dos conhecimentos na área da cinética do tratamento biológico fornece informações sobre a velocidade das reações, sendo que a combinação destes estudos aliada às condições de escoamento no interior do reator é essencial para se alcançar a otimização desses sistemas. Há dois modelos ideais de escoamento apresentados na literatura, o escoamento de *mistura completa* e o *escoamento pistonado*. Os escoamentos que se comportam de maneira diferente destes dois modelos idealizados de fluxo, são considerados não ideais.

Diante disso, para a compreensão acerca dos processos hidrodinâmicos que atuam no interior dos WC, pesquisadores da área têm adotado como principal método o uso de traçadores, permitindo o acompanhamento do movimento da água em seu interior (KADLEC; WALLACE, 2009). Os resultados dos testes com traçadores permitem a detecção dos desvios da idealidade do fluxo, possibilitando determinar a distribuição dos tempos de detenção hidráulica em um sistema, sua eficiência volumétrica, dispersão e outros importantes parâmetros hidrodinâmicos.

3.2.1 Tempo de detenção hidráulico (TDH)

O tempo de detenção hidráulico (TDH) é o tempo em que a água ou esgoto permanece dentro de um *wetland* construído. De acordo com Kadlec e Wallace (2009), o TDH_n é inversamente proporcional a TAH e pode ser determinado através da equação 1.

$$TAH = \frac{Q}{A} = \frac{hx\varepsilon}{TDH_n} \quad (1)$$

Onde:

TDH_n = Tempo de detenção hidráulica nominal (d);

TAH: Taxa de aplicação hidráulica ($m^3/m^2.d$)

h = Altura do reator (m);

A = Área superficial do reator (m^2);

ε = Porosidade do meio filtrante (adimensional);

Q = volume de esgoto aplicado em um dia (m^3/d).

O TDH médio em WC pode se distanciar do TDH_n , sendo uma resposta às condições hidrodinâmicas de escoamento do fluido no interior do reator. Ao longo do tempo de operação de WC, essas variações no TDH podem ocorrer devido às mudanças na permeabilidade do material filtrante, as quais podem ser causadas pelo crescimento do biofilme, desenvolvimento das raízes das macrófitas e acúmulo de sólidos no material filtrante. Efeitos climáticos como precipitação pluviométrica e evapotranspiração, também podem fazer com que o TDH médio varie dinamicamente ao longo do tempo (HEADLEY; KADLEC, 2007). Para tanto, a variabilidade espacial dessas características dentro do sistema pode ser aferida através de teste com traçadores pela técnica estímulo-resposta, em que se obtém a curva de distribuição dos tempos de detenção (DTD), conforme apresentado no item 3.2.2.

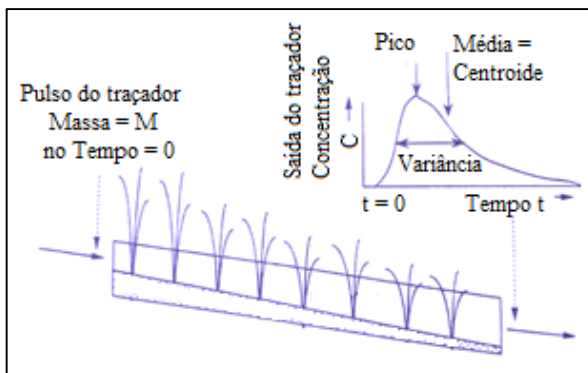
Nos WCVD, há ainda a particularidade de que o tempo de detenção hidráulico é significativamente afetado pelo número de bateladas (pulsos), como observado por Molle et al. (2006) em um sistema francês. Os autores reportaram que com longos intervalos de tempo entre pulsos, a taxa de infiltração foi maior, garantindo excelentes condições de aeração. Por outro lado, estas condições de alimentação resultaram em reduzido tempo de detenção hidráulico do esgoto, que conduziu a baixa remoção de poluentes no experimento.

Destaca-se ainda, que nos WCVD a infiltração da água é causada por forças de gravidade e capilaridade. Estas forças são dependentes das características granulométricas do meio (distribuição do tamanho dos grãos, porosidade, matéria orgânica, características estruturais e de textura e do teor de umidade) (HURTADO, 2004; MOLLE et. al., 2005). Desta forma, pode-se dizer que a velocidade de drenagem do efluente em WCVD é influenciada pela condutividade hidráulica e pela carga de esgoto aplicada durante a alimentação, a qual varia verticalmente no reator.

3.2.2 Curva de Distribuição de Tempo de Detenção (DTD)

Para determinar o comportamento hidrodinâmico de um reator, deve-se conhecer quanto tempo permanece cada uma das partículas ou moléculas dentro do sistema, ou sua distribuição de tempos de detenção (DTD), também mencionada na literatura como $E(t)$. As curvas DTD podem ser obtidas a partir da técnica de estímulo-resposta com o uso de traçadores (Figura 4).

Figura 4 – Esquema de adição de traçador no experimento e a curva resposta.



Fonte: Adaptado de Kadlec e Knight (1996).

Nesta técnica, o sistema é perturbado em algum instante de tempo pela adição de um composto conservativo com uma propriedade de fácil detecção, como cor, absorção de luz, radioatividade ou condutividade elétrica. Na escolha dos traçadores para o teste, é essencial considerar fatores como toxicidade, reatividade, solubilidade e limite de detecção (METCALF; EDDY, 2003; BORGES, et al., 2009; SILVA et al., 2009).

A literatura apresenta vários compostos aplicados como traçadores em WC, dentre eles cloreto de sódio, lítio, brometo, fluoresceína sódica, trítio, tecnécio, bromo radioativo e rodamina *WT* e *B* (METCALF; EDDY, 2003; WACHNIEW et al., 2003; KEEFE et al., 2004; EL HAMOURI et al., 2007; BORGES et al., 2009; LANA, 2013; PAOLI; VON SPERLING, 2013). O uso de traçadores salinos são os mais comumente empregados em estudos hidrodinâmicos por seu fácil manejo e baixo custo. Entretanto, os sais tendem a incrementar a densidade do fluido em proporção à quantidade de sal dissolvida, e se aplicados em altas concentrações tendem a se depositar no fundo ocasionando menor recuperação do traçador e curvas DTD distorcidas em relação ao

comportamento real (WACHNIEW et al., 2003; CHAZARENC et al., 2006; KADLEC; WALLACE, 2009). Davis et al. (1980) recomendam que a concentração de Cl^- não ultrapasse 3000 mg/L para evitar este fluxo vertical.

Geralmente, resultados de testes com traçadores são considerados aceitáveis se pelo menos 80% da massa do traçador adicionado na entrada é recuperado na saída do reator (HEADLEY; KADLEC, 2007).

A representação gráfica da curva DTD, como resposta do teste, é um reflexo do comportamento do fluxo dentro do *wetland*, e a recuperação do traçador é obtida através do método dos momentos (Equação 2) (KADLEC; WALLACE, 2009).

$$M_0 = \int_0^{\infty} Q(t)C(t)dt \quad (2)$$

Onde:

M_0 = massa de traçador recuperada (g)

$C(t)$ = concentração do traçador na saída no tempo t (g/L);

Q = Vazão de saída no tempo t (L/d);

t = tempo, em dias (d)

Calcula-se a porcentagem recuperada na saída do sistema mediante uma relação porcentual, dividindo a massa recuperada (M_0) pela massa aplicada (M_t), como observa-se na Equação 3.

$$\% \text{ recuperado} = \frac{M_0}{M_t} \times 100 = \left[\frac{\int_0^{\infty} Q(t)C(t)dt}{M_t} \right] \times 100 \quad (3)$$

Onde:

$C(t)$ = concentração do traçador na saída no tempo t (g/L);

Q = Vazão de saída no tempo t (L/d);

M_t = massa aplicada (g).

O primeiro momento da curva DTD é o tempo de detenção hidráulico médio (τ) (Equação 4), o qual representa o centroide da distribuição (KADLEC; WALLACE, 2009).

$$\text{TDH}_m = \left[\frac{\int_0^{\infty} tQ(t)C(t)dt}{\int_0^{\infty} Q(t)C(t)dt} \right] \quad (4)$$

Onde:

$C(t)$ = concentração do traçador na saída no tempo t (g/L);

Q = Vazão de saída no tempo t (L/d);

Um segundo parâmetro que pode ser determinado diretamente da curva DTD é a variância (σ^2), utilizada para quantificar o processo de dispersão (Equação 6). Se o valor da σ^2 é elevado, tem-se grande dispersão e desvio significativo da idealidade. Por outro lado, se o valor for pequeno, tem-se pouca dispersão e pequeno desvio da idealidade:

$$\sigma^2 = \frac{\int_0^{\infty} t^2 Q(t)C(t)dt}{\int_0^{\infty} Q(t)C(t)dt} - \tau^2 \quad (6)$$

Onde:

$C(t)$ = concentração do traçador na saída no tempo t (g/L);

Q = Vazão de saída no tempo t (L/d);

t = tempo (d).

É conveniente representar a curva DTD na forma normalizada, de modo que a área sob a curva seja igual à unidade, permitindo a comparação entre sistemas operando sob diferentes condições e podendo associá-la a uma função densidade probabilidade (FDP) de tempos de detenção (KADLEC; WALLACE, 2009). A representação da curva E na forma normalizada está expressa na Equação 7:

$$\int_0^{\infty} E(t)dt = 1 \quad (7)$$

3.2.3 Indicadores de desempenho hidrodinâmico

Além do TDH médio, outros indicadores podem ser obtidos a partir da curva DTD para avaliar o desempenho hidrodinâmico, conforme seguem (METCALF; EDDY, 2003; TCHOBANOGLOUS; CRITES, 2000):

- T_i : tempo no qual o traçador começa a aparecer;
- T_p : tempo no qual a concentração de pico do traçador é registrada;
- T_{10} : tempo no qual 10% do traçador passou pelo sistema; e
- T_{90} : tempo no qual 90% do traçador passou pelo sistema.

Os termos mencionados anteriormente são utilizados na composição de alguns indicadores de avaliação, resumidos na Tabela 7.

Tabela 7 - Indicadores de avaliação hidrodinâmica.

Índice	Definição	Interpretação
Índice de Dispersão de Morril	$IDM = \frac{T_{90}}{T_{10}}$	Deve ser 1 para sistema pistonado ideal e por volta de 22 para sistema de mistura completa.
Índice de Curto Circuito	$ICC = \frac{T_i}{TDH_{teórico}}$	Para sistema com comportamento pistonado ideal, a razão é 1 e aproximadamente 0 para sistema com comportamento de mistura completa.
Índice de Tempo Modal de Retenção	$ITMR = \frac{T_p}{TDH_{teórico}}$	A relação se aproximará de 1 para comportamento pistonado e de 0 para comportamento de mistura completa. O valor da razão maior ou menor que 1 indica que a distribuição não está uniforme.
Eficiência volumétrica	$e_v = \frac{TDH_{médio}}{TDH_{teórico}}$	O valor 1 indica que foi feito uso integral do volume do sistema. O valor da razão maior ou menor que 1 indica a existência de curto circuitos e zonas mortas.

Fonte: Adaptada de Metcalf e Eddy (2003).

Alguns estudos hidrodinâmicos mais recentes reportados na literatura, foram sumarizados no Quadro 1. Dos trabalhos reportados, Guimarães (2013) em avaliação hidrodinâmica de um WCH, sob a mesma condição climática do presente estudo e empregando areia como material filtrante, apresentou 69% de recuperação do traçador NaCl e obteve 0,02 como número de dispersão em uma relação de 1,5:1 (comprimento/largura).

Os estudos de Garcia et al. (2004) revelaram que quanto maior a relação comprimento/largura, menor a dispersão do efluente no reator. Os menores valores de número de dispersão, obtidos na referida pesquisa, foram para os WCH com relação comprimento/largura igual 1:5 e com o material de menor granulometria.

Matos (2015), em WCH plantado com *Typha latifolia* e utilizando escória de alto forno como material filtrante, reportou recuperação de 72% de massa do traçador NaCl e obteve número de dispersão igual a 0,16, tratando esgoto doméstico a uma carga de 19,7 g DQO/m².d e relação comprimento largura do reator igual a 8,3:1.

Quadro 1 – Indicadores hidrodinâmicos de WCH determinados a partir de testes com traçador.

Autor	Efluente / nível tratamento	Local	Material filtrante	Macrófita	Carga DQO (g/m ² .d)	TAH (mm/d)	Dimensões (CxLxp ou relação)	Idade do sistema	Perdas (%)	Traçador	Rec (%)	TDH _m / TDH _n (d)	ICC	e _v	d	t _p (d)	t _i (d)	Ef. DQO (%)									
Garcia et al (2004)	Esgoto sanitário / secundário	Barcelona / Espanha	Cascalho granítico: d ₆₀ = 10 mm, U = 1,6	<i>Phragmites australis</i>	-	36	1:1	3 meses	-	KBr	86	0,087 / 0,085	-	-	0,18	0,04	-	-	-								
							1:5:1				99	0,075 / 0,085	-	-	0,12	0,04	-	-									
							2:1				94	0,092 / 0,085	-	-	0,15	0,06	-	-									
							1:1				106	0,086 / 0,085	-	-	0,18	0,05	-	-									
							1:5:1				92	0,012 / 0,085	-	-	0,07	0,08	-	-									
			Cascalho granítico: d ₆₀ = 3,5 mm, U = 1,7				2:1			105	0,011 / 0,085	-	-	0,1	0,09	-	-	-									
Hamouri (2007)	Esgoto sanitário / secundário	Marrocos	Calcário e Areia: 0,3 - 0,5 mm	Arundo	150	340	8 x 3,5 x 1	1 ano e 6 meses	11	KBr	-	9 / 13	-	0,70	0,07	-	-	82									
				Phragmites	150	340	8 x 3,5 x 1		17	KBr	-	8,9 / 13	-	0,70	0,07	-	-	78									
Borges et al (2009)	Esgoto doméstico / primário	MG / Brasil	Brita zero: d ₆₀ = 7 mm; U = 1,6	<i>Typha sp</i>	-	32	24 x 1 x 0,35 (24:1)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-								
																				Rodamina WT	4,9 / 3,5	-	-	-	-		
																					5,0 / 3,5	-	-	-	-		
																					5,0 / 3,5	-	-	0,04	4,3	-	-
																				Fluoresceína sódica	4,5 / 3,5	-	-	-	-		
	4,9 / 3,5	-	-	-	-																						
					18,8						4,7 / 3,5	-	-	-	-	-	-										

TAH: taxa de aplicação hidráulica; C x L x p: comprimento x largura x profundidade; Rec: recuperação de massa no teste; TDH_m: tempo de detenção hidráulica médio; TDH_n: tempo de detenção hidráulica nominal; ICC: índice de curto circuito; e_v: eficiência volumétrica; d: número de dispersão; t_p: tempo de pico; t_i: tempo de início; Ef. DQO: eficiência de remoção de DQO.

Quadro 1 – Indicadores hidrodinâmicos de WCH determinados a partir de testes com traçador (continuação).

Autor	Efluente / nível tratamento	Local	Material filtrante	Macrófita	Carga DQO (g/m ² .d)	TAH (mm/d)	Dimensões (CxLxp ou relação)	Idade do sistema	Perdas (%)	Traçador	Rec (%)	TDHm / TDHn (d)	ICC	e _v	d	t _p (d)	t _i (d)	Ef. DQO (%)
Guimarães (2013)	Esgoto doméstico / secundário	SC / Brasil	Areia: d ₆₀ = 1,2 mm; U = 3	<i>Cyperus papyrus</i>	22.7	45	3 x 2 x 0,5 (1,5:1)	1 ano e 9 meses	-	NaCl	69	2,73 / 2,4	-	1.14	0.02	-	-	82
Matos (2015)	Esgoto doméstico / secundário	MG / Brasil	Escória de alto forno: d ₁₀ = 19 mm; U = 1,2	<i>Typha latifolia</i>	19.7	106.7	25 x 3 x 0,4 (8,3 :1)	7 anos	18.8	NaCl	72	1,45 / 1,77	0.19	0.82	0.16	0.81	0.28	72
Bonner et al (2017)	Efluente de Mineração	Joanesbugo / África do Sul	Cascalho de dolomita: 20 mm	<i>Zantedeschia aethiopica</i> , <i>Cyperus papyrus nana</i> , <i>Typha capensis</i> , <i>Juncus effusus</i> , <i>Chondropetalum tectorum</i>	-	1714	4,2 x 0,9 x 0,7 (4,7 x 1)	-	-	FWT Red fluorescent dye	100	0,179 / 0,183	-	0.97	-	-	-	-

TAH: taxa de aplicação hidráulica; C x L x p: comprimento x largura x profundidade; Rec: recuperação de massa no teste; TDHm: tempo de detenção hidráulica médio; TDHn: tempo de detenção hidráulica nominal; ICC: índice de curto circuito; e_v: eficiência volumétrica; d: número de dispersão; t_p: tempo de pico; t_i: tempo de início; Ef. DQO: eficiência de remoção de DQO.

Fonte: Autoria própria (2017).

3.2.4 Modelos hidráulicos e cinéticos

A modelagem hidrodinâmica é uma importante ferramenta para concepção adequada de sistemas de tratamento de efluentes, pois está intimamente associada às cinéticas de remoção de poluentes que, por sua vez, é um dos principais parâmetros utilizados no dimensionamento. Para o sistema de *wetlands* construídos, numerosos estudos indicam que o escoamento não segue nenhum dos dois modelos hidráulicos idealizados de fluxo (mistura completa e fluxo em pistão), e sim um modelo que preveja a dispersão (KADLEC; KNIGHT, 1996; ROUSSEAU et al., 2004; BRASIL, 2005).

Segundo Von Sperling (1996), a remoção de matéria orgânica pode ser usualmente representada segundo uma reação de primeira ordem (Equação 8), ou seja, a taxa da reação é diretamente proporcional à concentração do substrato, cuja forma mais comum está associada ao reator de fluxo pistão, bastante utilizado para o dimensionamento de WCH.

$$C_e = C_a e^{-k_d \cdot t} \quad (8)$$

Onde:

C_e = concentração efluente (mg/L);

C_a = concentração afluyente (mg/L);

k_d = constante de reação de primeira ordem (d^{-1});

t = TDH (d).

A seguir são discutidas algumas variações de modelos não ideais que tratam, principalmente, de desvios do escoamento pistonado, como fluxo disperso e tanques em série e adaptações com concentração residual.

- *Fluxo pistão com residual (modelo FP k-c*)*

Kadlec e Knight (1996) propuseram um modelo modificado de primeira ordem, denominado de modelo *k-c**, que confere uma concentração residual (*background*) ao sistema. Esse valor na concentração final superior a zero tende a representar melhor a dinâmica de remoção da matéria orgânica nos sistemas de WC, uma vez que há constante geração de matéria orgânica dentro do sistema em função da decomposição de material vegetal e compostos orgânicos e a existência de uma fração recalcitrante de matéria orgânica afluyente (MITCHELL;

MCNEVIEN, 2001; STEIN et al., 2006). O modelo de fluxo pistão modificado com concentração residual ($k-C^*$) é representado pela Equação 9.

$$C_e - C^* = (C_a - C^*)e^{-k_d \cdot t} \quad (9)$$

Onde:

C_e = concentração efluente (mg/L);

C_a = concentração afluyente (mg/L);

C^* = concentração residual (mg/L);

k_d = constante de reação de primeira ordem (d^{-1});

t = TDH (d).

O efeito da temperatura é expresso pela constante K_T , a qual é determinada pelo uso da equação de Arrhenius, tal como apresentado na Equação 10 (VON SPERLING, 1996):

$$k_T = k_{20} \cdot \theta^{(T-20)} \quad (10)$$

Onde:

k_T = coeficiente de remoção em uma temperatura do líquido T qualquer (d^{-1});

k_{20} = coeficiente de remoção na temperatura do líquido de 20°C (d^{-1});

θ = coeficiente de temperatura (adimensional).

Valores de k_{20} e θ para *wetlands* construídos variam amplamente nas publicações reportadas na literatura em comparação com outras formas de tratamento de águas residuárias. Para sistemas de escoamento subsuperficial, USEPA (1988) *apud* Stein *et al.* (2006) sugeriu k_{20} de DBO₅ na faixa de 0,86 a 1,84 d^{-1} , dependendo do meio filtrante e θ como sendo 1,1. Reed *et al.* (1995) sugeriram k_{20} de 1,104 d^{-1} e θ de 1,06. Desde que C^* seja constante para qualquer temperatura, valores de θ maiores que a unidade indicam uma relação positiva entre temperatura e remoção de matéria orgânica, enquanto valores menores que a unidade indicam que a taxa de remoção diminui com o aumento da temperatura (STEIN *et al.*, 2006).

Acerca de recomendações para C^* em WC, Kadlec e Knight (1996) sugeriram uma variação de $1,7 \leq C^* \leq 18,2$ mg/L para DBO₅. Shepherd *et al.* (2001) apresentaram uma variação de $23 \leq C^* \leq 450$ mg/L para DQO, tratando efluente de vinícola. Paoli (2010) obteve C^* de 17 mg/L, sendo este o menor valor observado no monitoramento de WCH.

Alguns pesquisadores reportaram ainda a influência da temperatura aliada ao tipo de espécie de macrófita nos parâmetros do modelo k-C*, para remoção de DQO em WC (ALLEN *et al.*, 2002; HOOK *et al.*, 2003; STEIN *et al.*, 2006). Stein *et al.* (2006) apresentaram, sob condições controladas de temperatura em estufa, recomendações acerca destes parâmetros, conforme destacado na Tabela 8.

Tabela 8 - Efeito da temperatura e macrófitas nos parâmetros no modelo k-C*

Espécie de macrófita	k₂₀ (d⁻¹)	θ_k	C* (mg/L)	θ_{C*}	C₀₋₂₀ (mg/L)	θ_{C0}
<i>Carex</i>	0,925	0,945	42	1,029	414	1008
<i>Schoenoplectus</i>	0,743	0,957	46	0,999	393	1,004
<i>Typha</i>	0,612	0,953	66	0,958	394	0,998
Controle	0,366	0,936	67	0,935	383	1,003

Fonte: Stein *et al.* (2006).

Cabe destacar ainda que, alguns autores não verificaram dependência do efeito da temperatura sobre os valores do coeficiente de decaimento de matéria orgânica em *wetlands* construídos (KADLEC; KNIGHT, 1996; VYMAZAL, 1999; BRASIL, 2005; VITALI *et al.*, 2009).

- *Fluxo disperso com residual*

A modelagem de um *wetland* construído segundo o fluxo disperso é mais complicada, pelo fato de se necessitar de dois parâmetros (coeficiente de decaimento k_d e o número de dispersão d). No transporte através de meios porosos, o fenômeno conhecido como dispersão é gerado pela interação entre a advecção não uniforme e a difusão transversal de solutos através das linhas de corrente (RAMÍREZ, 2011).

Para o cálculo do número de dispersão (d), necessita-se determinar o coeficiente de dispersão D ($d = D/uL$), que pode ser obtido experimentalmente por meio de testes com traçadores. O parâmetro u corresponde à velocidade superficial de escoamento, e L ao comprimento do percurso longitudinal no reator. Quando o coeficiente de dispersão (D) é igual a zero, matematicamente o reator se comporta como um reator de fluxo em pistão, e quanto maior for esse número maior é a dispersão e a tendência de se comportar como de mistura completa (LEVENSPIEL, 2000).

Conforme proposto por Levenspiel (2000), o número de dispersão pode ser obtido pela Equação 11, para fluxos próximos ao ideal ($D/uL < 0,01$) ou pela Equação 12, para fluxos com grau significativo de desvio do modelo de Fluxo Pistão ($D/uL > 0,01$).

$$\sigma_{\theta}^2 = 2 \left(\frac{D}{uL} \right) \quad (11)$$

$$\sigma_{\theta}^2 = 2 \left(\frac{D}{uL} \right) - 2 \left(\frac{D}{uL} \right)^2 \left(1 - e^{\left(\frac{uL}{D} \right)} \right) \quad (12)$$

Onde:

σ_{θ}^2 = variância (adimensional);

D = coeficiente de dispersão (m^2/d);

d = número de dispersão (adimensional);

u = velocidade superficial do escoamento (m/d);

L = comprimento do *wetland* (m).

USEPA (2000) reporta números de dispersão para WCH na faixa de 0,07 e 0,35, categorizando valores menores que 0,025 como comportamento próximos ao fluxo pistão, e resultados maiores a 0,20 como fluxo com alto grau de dispersão. A avaliação do grau de dispersão também pode ser feita com base na Tabela 9 (METCALF; EDDY, 2003).

Tabela 9 - Grau de dispersão.

	Nenhuma	d = 0
	Pequena	d < 0,05
Dispersão	Moderada	d = 0,05 a 0,25
	Grande	d > 0,25

Fonte: Metcalf e Eddy (2003).

O modelo cinético de primeira ordem associado ao fluxo disperso, com concentração residual (C^*), proposto por Kadlec e Wallace (2009) é representado pelas Equações 13 e 14:

$$C_e - C^* = (C_a - C^*) \left\{ \frac{4 \cdot a \cdot e^{\frac{1}{2d}}}{\left[(1+a)^2 e^{\frac{a}{2d}} - (1-a)^2 e^{\frac{a}{2d}} \right]} \right\} \quad (13)$$

$$a = (1 + 4k_d \cdot t \cdot d)^{0,5} \quad (14)$$

Onde:

C_e = concentração efluente (mg/L);

C_a = concentração afluyente (mg/L);
 C^* = concentração residual (mg/L);
 k_d = constante de reação de primeira ordem (d^{-1});
 t = TDH (d);
 d = número de dispersão (adimensional).

- *Tanques em série (TES) e TES com residual*

Este modelo descreve o fluxo real em um reator como um desvio do fluxo pistão ideal, o qual pode ser quantificado mediante o parâmetro número de tanques em série (N). O modelo supõe que a circulação no interior do reator tem uma distribuição de tempos de residência similar à de uma série de tanques de mistura completa, conectados uns aos outros e de igual volume. Quando a série de tanques é composta por uma unidade apenas ($N = 1$), o sistema reproduz um reator de mistura completa único e quando N tende ao infinito, o escoamento tende ao pistonado (dispersão nula) (KADLEC; KNIGHT, 1996).

A expressão geral do modelo de tanques em série (TES), associado à cinética de primeira ordem de remoção da matéria é representada pela Equação 15 (KADLEC; WALLACE, 2009):

$$C_e = \frac{C_a}{\left[1 + \left(\frac{k_d t}{n}\right)\right]^n} \quad (15)$$

Onde:

C_e = concentração efluente (mg/L);
 C_a = concentração afluyente (mg/L);
 k_d = constante de reação de primeira ordem (d^{-1});
 t = $TDH_{\text{médio}}$ (d);
 n = número de tanques.

Este modelo ainda pode ser representado considerando-se a concentração residual (C^*) (Equação 16).

$$C_e = \frac{C_a - C^*}{\left[1 + \left(\frac{k_d t}{n}\right)\right]^n} + C^* \quad (16)$$

Onde:

C_e = concentração efluente (mg/L);
 C_a = concentração afluyente (mg/L);
 C^* = concentração residual (mg/L);
 k_d = constante de reação de primeira ordem (d^{-1});

$t = TDH_{\text{médio}} (d)$;

$n = \text{número de tanques.}$

Para o modelo apresentado anteriormente (dispersão de grande intensidade e pequena intensidade), as características de mistura são verificadas por meio do número de dispersão. No modelo de tanques em série, estas características são verificadas pelo parâmetro N . Este parâmetro pode ser determinado pela metodologia citada por Kadlec e Wallace (2009) (Equação 17):

$$N = \frac{TDH_{\text{médio}}}{TDH_{\text{médio}} - TDH_{\text{pico}}} \quad (17)$$

Onde:

$N = \text{número de tanques em série;}$

$TDH_{\text{médio}} = \text{tempo de detenção hidráulico médio obtido pelo teste do tragador (d);}$

$TDH_{\text{pico}} = \text{tempo correspondente a maior concentração detectada (d);}$

De acordo com Kadlec e Wallace (2009), há uma grande variabilidade de resultados de N em estudos em WCH, sendo a configuração da unidade o principal fator responsável pela hidrodinâmica do sistema.

3.2.5 Colmatção e Condutividade hidráulica

O fenômeno da colmatção, amplamente discutido em diversos trabalhos, ainda não tem uma caracterização plenamente estabelecida. Alguns pesquisadores acreditam ser um processo que possa ser subdividido em fases sucessivas de progressão (DE LA VARGA et al., 2013), ou ainda um processo identificável e monitorável por meio de medições da condutividade hidráulica no meio poroso (NIVALLA et al., 2012).

Kadlec e Wallace (2009) e Platzer e Mauch (1997) pontuam os principais mecanismos que dão origem a colmatção em *wetlands*, quais sejam:

- (i) Deposição de sólidos suspensos inertes (mineral) e de material orgânico de difícil degradação pelos micro-organismos na região inicial do leito;
- (ii) Deposição de precipitados químicos;
- (iii) Crescimento de biofilme;

- (iv) Desenvolvimento das raízes das plantas que ocupam os poros no leito do *wetland*.

Todos os mecanismos citados anteriormente levam à obstrução dos poros do leito filtrante com redução da porosidade drenável do meio. O avançar deste fenômeno acaba por proporcionar baixa condutividade hidráulica (k), passando a água residuária a se movimentar por caminhos menos impedidos, onde há maior facilidade de passagem, alterando as condições hidrodinâmicas do sistema (NIVALA et al., 2012; KNOWLES et al., 2011). Nesta condição, podem-se formar zonas mortas e caminhos preferenciais e, em estágio mais avançado da colmatação, em função do aumento da perda de carga e elevação do nível de água dentro do leito, o escoamento superficial.

O escoamento de um fluido em meios porosos é causado por uma força motriz resultante da diferença de energia potencial total do fluido entre dois pontos, de maneira que o escoamento se dá no sentido da diminuição do potencial. Na sequência, será discutido a relação de colmatação e condutividade hidráulica em WC de acordo com o fluxo de escoamento (vertical e horizontal).

- *Wetland* Construído Vertical Descendente - WCVD

A alimentação intermitente em WC verticais garante uma transferência de oxigênio favorável aos processos de nitrificação e oxidação da matéria orgânica, especialmente nos períodos de descanso, sendo favorável a não ocorrência da colmatação nestes (KADLEC; WALLACE, 2009; PLATZER; MAUCH, 1997).

Segundo Langergraber et al. (2003) o crescimento dos micro-organismos no biofilme e as raízes bloqueiam somente uma pequena fração dos vazios, sendo a acumulação de sólidos ao longo do tempo a principal responsável pela colmatação.

Altas cargas afluentes de SST podem conduzir a um crescimento biológico excessivo que pode colmatar meios de granulometria menor, causando perda de carga através do sistema, prejudicando ou impedindo o seu bom funcionamento. O aumento de perda de carga se reflete em uma prolongação do hidrograma de saída do WCVD, seja no tempo total de drenagem ou no tempo necessário para se iniciar a saída do efluente do meio filtrante (LANGERGRABER et al. 2003).

Nos estudos de Langergraber et al. (2003) de WC verticais em escala piloto, submetidos a diferentes valores de TAH, os autores observaram problemas de colmatação quando os valores de TAH foram superiores a $0,10 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$ (100 mm/d). A aplicação de elevadas TAH

pode exceder à capacidade do meio de transportar a água (relacionada à condutividade hidráulica no meio) e o meio ficar saturado.

Na literatura há proposições de valores máximos para taxa de aplicação orgânica e de sólidos. Segundo Chazarenc e Merlin (2005), valores superiores a 250 g DQO/m².d e uma variação de 20 a 50 g SST/m².d, têm sido tratados adequadamente. Winter e Goetz (2003) recomendam uma taxa de aplicação máxima de 20 g DQO/m².d e uma concentração máxima de 100 mgSST/L. Enquanto Platzer e Mauch (1997) recomendam uma taxa máxima um pouco superior, de 25 g DQO/m².d, observando que a condutividade original do meio foi restaurada após vários dias de descanso, possivelmente pela oxidação dos compostos orgânicos, tornando os interstícios livres novamente. Sezerino (2006) recomenda carregamentos na ordem de 41 g DQO/m².d e 15 gSS/m².d para condições clima subtropical, alcançando desempenho de remoção na ordem de 85% para DQO e ocorrência de nitrificação.

A condutividade hidráulica (k) em meios não saturados baseia-se na Lei de Darcy (Equação 18), inicialmente descrita para o fluxo em meios saturados, porém, na condição não saturada, k não é uma constante, sendo dependente do teor de umidade e potencial de sucção (FETTER, 1994). A condutividade hidráulica k é uma propriedade do sistema (fluido e meio poroso), que reflete a facilidade de escoamento de um determinado fluido em um meio e pode ainda ser relacionada com a permeabilidade intrínseca (K) do material poroso (Equação 19).

$$q = \frac{Q}{A} = -k \frac{dH}{dx} \quad (18)$$

Onde:

Q = vazão (m³/s);

A = área da seção transversal (m²);

dH/dx = diferença de carga hidráulica total, correspondente ao potencial dado por unidade de peso, o sinal negativo indica que o escoamento ocorre do sentido de maior potencial hídrico para o menor;

q = descarga específica ou fluxo (m/s);

k = condutividade hidráulica não saturada (m/s).

$$k = K \frac{\rho g}{\mu} \quad (19)$$

Onde:

K = permeabilidade intrínseca do meio (m²);

ρ = densidade (kg/m³);

μ = viscosidade do meio (kg/m.s)

Kadlec e Wallace (2009) ressaltam que o tempo de detenção hidráulico em WCVD aumenta com o tempo devido ao processo de colmatção. Nesta direção, a variação do comportamento da vazão de saída é uma forma de se analisar qualitativamente a condutividade hidráulica nesses sistemas.

- *Wetland* Construído Horizontal – WCH

Com a finalidade de monitorar a evolução do processo de colmatção do meio poroso em WCH, devem ser utilizadas variáveis hidrodinâmicas que estejam associadas ao fenômeno da colmatção, mas que sejam de fácil medição e, se possível, não invasivas. Dentre as alternativas para medir a extensão e o impacto do entupimento em meios porosos, Nivala et al. (2012) recomendam a medição de condutividade hidráulica em meio saturado (k_s).

Como mencionado anteriormente, a condutividade hidráulica depende das propriedades do líquido e do meio, representadas pelo diâmetro de partículas e porosidade (\mathcal{E}), tal como sugere a Equação 20, obtida por Ergun (1952), em um meio saturado ($U = 100\%$). Se um terço do espaço poroso for obstruído, a condutividade reduzirá dez vezes (KADLEC; KNIGHT, 1996).

$$k_s = \frac{\rho_w \cdot g \cdot \mathcal{E}^3 \cdot D^2}{150 \cdot (1 - \mathcal{E})^2 \cdot \mu} \quad (20)$$

Onde:

ρ_w = massa específica da água (kg/m^3);

g , = aceleração da gravidade (m/d^2);

D = diâmetro da partícula (m);

μ = viscosidade da água (kg/m.d);

\mathcal{E} = porosidade em m^3/m^3 .

De acordo com Kadlec e Wallace (2009), os efeitos do processo de colmatção se dão em fases de curto e longo prazo. Em que os efeitos de curto prazo reduzem a condutividade hidráulica já no primeiro ano de operação, e estão relacionados ao desenvolvimento das raízes das plantas (primeiramente na região superior do leito) e da biomassa formada que ocorre essencialmente no início do leito. Enquanto os efeitos de longo prazo gradualmente reduzem a condutividade hidráulica, e estão relacionados com a deposição de sólidos suspensos inertes, acumulação

de material de caráter refratário e formação de precipitados químicos insolúveis.

Para a determinação de k_s , existe uma grande variedade de métodos na literatura, cada qual com seu nível de precisão, que podem ser agrupados em métodos diretos e indiretos (QUEIROZ, 1995). Nos métodos diretos, k_s pode ser determinada em condições de laboratório, como permeâmetros de carga constante ou variável ou *in situ*, como infiltrômetro e *slug test/ bail test*. Já nos métodos indiretos, procura-se correlacionar k_s com outras propriedades do meio poroso, conforme apresentado na Equação 21.

Na dinâmica dos fluidos em meios porosos, uma propriedade relevante é a sua viscosidade, que varia de forma inversamente proporcional à temperatura, sendo que a condutividade hidráulica é inversamente proporcional à viscosidade do líquido, e também sofre influência da temperatura da água (MENEZES, 2003). Diante disso, alguns autores recomendam o ajuste de k_s para uma temperatura padrão de 20 °C, aplicando-se a Equação 21 (BERNARDO et al., 2006 apud BAPTESTINI, 2014).

$$k_{s20} = k_s \frac{\mu_T}{\mu_{20}} \quad (21)$$

Onde,

k_{s20} = condutividade hidráulica em meio saturado à temperatura padrão de 20 °C (m/d);

k_s = condutividade hidráulica em meio saturado à temperatura ambiente (m/d);

μ_T = viscosidade dinâmica da água sob temperatura ambiente (kg/m.s);

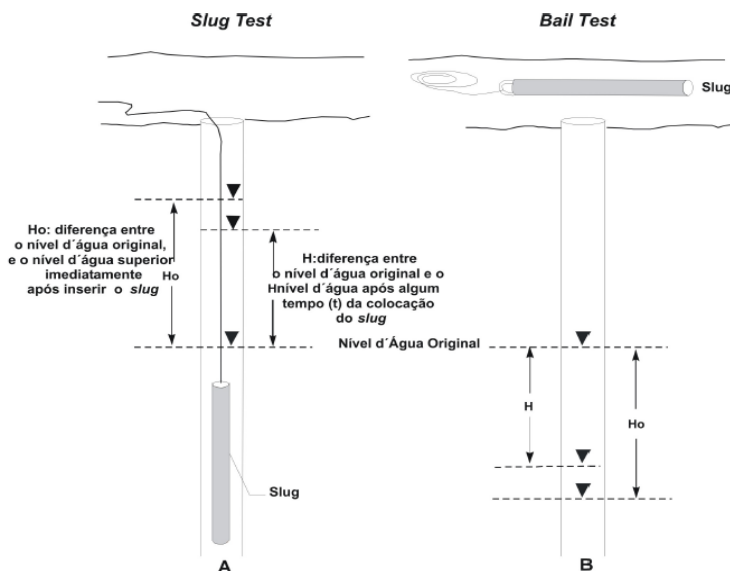
μ_{20} = viscosidade dinâmica da água sob temperatura padrão de 20 °C (kg/m.s).

3.2.5.1 *Slug test / bail test*

O *Slug test* permite determinar a variação espacial de k_s pontualmente em uma mesma área, por meio da realização de vários testes em diferentes poços ou piezômetros (FETTER, 1994). O *slug test* e o *bail test* são métodos de medição de k_s por carga variável, ou seja, realiza-se o teste em nível variável (zona saturada), em que é aplicada uma carga (*falling head test*) ou descarga (*rising head test*) através da introdução ou remoção súbita de um volume (sólido de volume conhecido ou volume de água conhecido) dentro do piezômetro, de forma que o nível d'água seja elevado ou rebaixado instantaneamente.

Quando o volume é removido, o teste é conhecido como *bail test* e, quando adicionado, *slug test* (Figura 5). Dentre os métodos de interpretação dos dados obtidos durante o *slug test* e o *bail test* há o método de Hvorslev (1951), pesquisador que descreveu várias equações aplicadas às diferentes geometrias de piezômetro e condições dos aquíferos, e o método de Bouwer e Rice (1976), em que o aquífero pode ser livre ou confinado e o poço pode ser total ou parcialmente penetrante.

Figura 5 - *Slug test* e *bail test*.



Fonte: Oliva, Kiang e Caetano-Chang (2005).

Recentemente, trabalhos publicados na literatura relatam a utilização de outros métodos empregando carga variável para medir diretamente k_s no meio poroso de WCH, conforme destacado na Tabela 10. De maneira geral, observa-se que a maioria dos estudos citados na referida tabela apresentaram condutividade hidráulica maior na porção de saída do *wetland* do que na porção de entrada, reafirmando a ocorrência de obstrução dos vazios na porção inicial do leito filtrante. Cabe ainda destacar que das referências mencionadas, somente Ferres (2012) apresentou a correção de condutividade para k_{s20} , enquanto os demais autores apresentaram seus resultados diretos de condutividade hidráulica do teste *in situ*.

Tabela 10 - Valores reportados de condutividade saturada (m/d) obtidos por *falling head test* em WCH sob diferentes condições operacionais.

Referência	Efluente	Nível de tratamento	Macrófita empregada	TAH (mm/d)	Idade do sistema (meses)	Material filtrante	<i>k_s</i> (m/d)	
							Entrada	Saída
Caselles-Osorio et al. (2007)		Secundário	<i>Phragmites australis</i>	45	48	Brita: d ₆₀ = 9 mm; U = 1,8	0 – 6,0	12,0
		Terciário	<i>Phragmites australis</i>	170	48	Brita: d ₆₀ = 9 mm; U = 1,8	20,0 – 30,0	61,0
		Secundário	<i>Phragmites australis</i>	48	48	Brita: d ₆₀ = 10 mm; U = 2,5	1,0 - 19,0	2,0
		Primário	<i>Phragmites australis</i>	88	48	Brita: d ₆₀ = 9 mm; U = 1,8	0 – 4,0	200,0
		Secundário	<i>Phragmites australis</i>	53	36	Brita: d ₆₀ = 9 mm; U = 1,8	0 - 1,0	87,0
		Secundário	<i>Phragmites australis</i>	54	36	Brita: d ₆₀ = 9 mm; U = 1,8	3,0 - 18	82,0
Pedescoll et al. (2009)	Esgoto sanitário	Secundário	<i>Phragmites australis</i>	181	177	Brita: d ₆₀ = 9 mm; U = 1,8	20,0	45,0
		Secundário	<i>Phragmites australis</i>	178	218	Brita: d ₆₀ = 9,2 mm; U = 1,8	3,0	55,0
Paoli e Von Sperling (2013)		Secundário/ Terciário	<i>Typha latifolia (taboa)</i>	120	23	Escória de alto forno: d ₁₀ = 19 mm; U = 1,2	7,0 – 41,0	30,0 - 107,0
Matos (2015)		Secundário/ Terciário	<i>Typha latifolia (taboa)</i>	120	84	Escória de alto forno: d ₁₀ = 19 mm; U = 1,2	5,0 - 7,0	6 - 61,0
Ferres (2012)	Suinocultura	Secundário	<i>Cynodon spp. (tifton 85)</i>	69	2	Brita 0 : d ₆₀ - 9,1 mm; U = 3,1	2.390*	1.392
		Secundário	<i>Alternanthera philoxeroides</i>				1.824*	1.973

*: valores de condutividade hidráulica corrigidos para $k_{s,20}$.

Fonte: Autores mencionados.

4 MATERIAIS E MÉTODOS

O presente trabalho encontra-se inserido no projeto de pesquisa intitulado “Filtros plantados com macrófitas (*wetlands* construídos) empregados no tratamento descentralizado de esgotos”. O projeto foi iniciado em 2014 e vem sendo desenvolvido pelo Grupo de Estudos em Saneamento Descentralizado da UFSC (GESAD) em parceria com a Fundação Nacional de Saúde (FUNASA), responsável pelo financiamento.

O projeto contempla a aplicação de dois arranjos tecnológicos de *wetlands* construídos operados em paralelo, sendo um composto por um sistema híbrido, e o outro um *wetland* construído vertical descendente com fundo saturado (WCVD-FS). Ambos os arranjos tecnológicos estão funcionando como tratamento secundário e avançado, antecedido por tratamento primário via decanto-digestor.

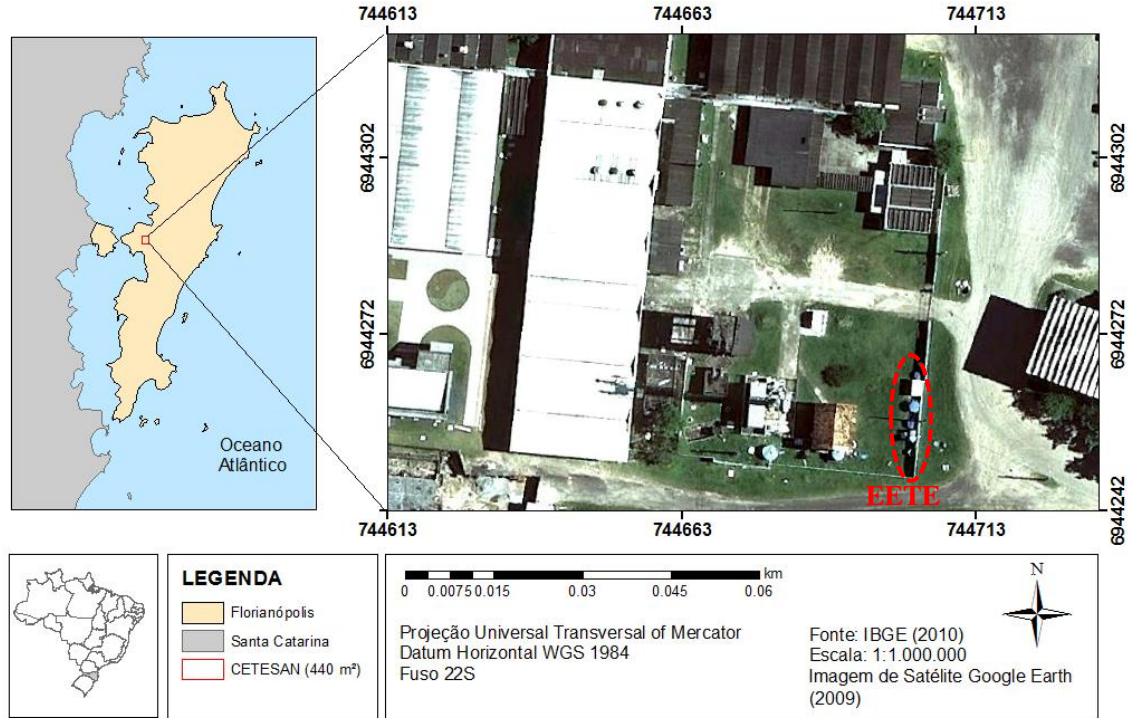
4.1 LOCAL DA PESQUISA

O desenvolvimento dessa pesquisa envolve atividades de campo e análises em laboratório. As atividades de campo englobam as coletas de amostras, bem como acompanhamento operacional do sistema híbrido de *wetlands* construídos. As atividades laboratoriais foram desenvolvidas nas dependências da UFSC, no Laboratório Integrado de Meio Ambiente – LIMA e no Laboratório do Grupo de Estudos em Saneamento Descentralizado – GESAD, ambos localizados no Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFSC.

O sistema está localizado na área da futura Central Educacional de Tratamento de Esgoto Sanitário (CETESAN), anexo ao Restaurante Universitário da UFSC – campus Trindade, em Florianópolis/SC nas coordenadas 27°36'12.64"S de latitude e 48°31'14.43"O de longitude.

A Figura 6 apresenta o mapa de localização da Estação Experimental de Tratamento de Esgoto (EETE), dentro da área de 440 m² da CETESAN.

Figura 6 - Mapa de localização da EETE.



Fonte: Autoria própria (2017).

4.2 A ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO

A estação entrou em operação dia 22/06/2015 e as unidades pilotos foram dimensionadas para tratar uma vazão de esgoto equivalente a 5 habitantes. A EETE é alimentada por esgoto bruto da rede coletora da operadora de saneamento de Florianópolis (CASAN), a partir de um poço de visita (PV), instalado nas proximidades do sistema.

Durante o primeiro ano de mestrado (2016), o esgoto era bombeado para o reservatório elevado (R1) e posteriormente seguia para o tratamento primário por decanto-digestor. A partir de 27 de março de 2017, modificou-se a configuração de alimentação da EETE. O reservatório elevado foi desativado e o esgoto passou a ser bombeado direto para o decanto-digestor. A Figura 7 apresenta uma visão geral da estação e a Figura 8 apresenta o fluxograma da EETE.

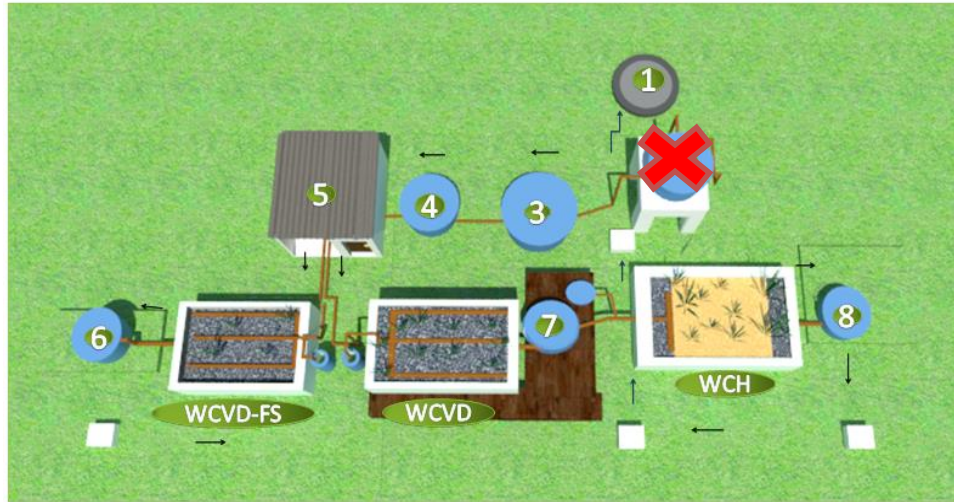
Figura 7 - Estação Experimental de Tratamento de Esgoto Sanitário empregando a ecotecnologia dos *wetlands* construídos.



Onde: A – WCVD-FS, B – WCVD e C – WCH.

Fonte: Autoria própria (2017).

Figura 8 - Fluxograma do sistema de tratamento.



Legenda dos Componentes:

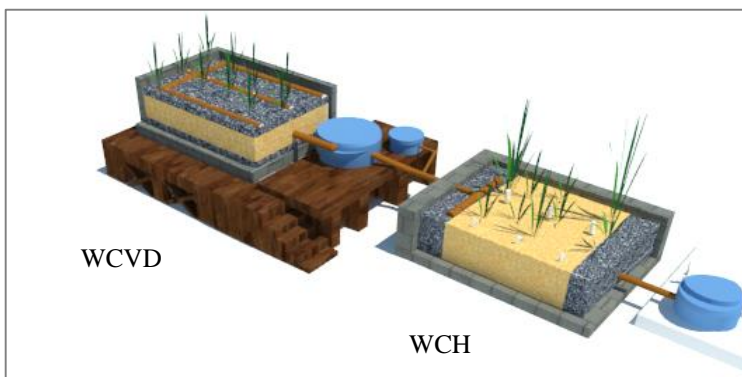
- 1 Poço de Visita.
- 2 Reservatório Elevado.
- 3 Tanque Séptico (TS).
- 4 Reservatório a Jusante de TS.
- 5 Estação de Bombeamento.
- 6 Reservatório a jusante de WCVD-FS.
- 7 Reservatório a jusante de WCVD.
- 8 Reservatório a jusante de WCH.

Fonte: Acervo GESAD.

4.3 O SISTEMA HÍBRIDO

O sistema híbrido em estudo é composto por um módulo de WCVD seguido um módulo de WCH (Figura 9). Os critérios de projeto e de operação, bem como as dimensões de cada módulo estão descritos na Tabela 11.

Figura 9 – Sistema híbrido de estudo, com detalhe na composição dos materiais filtrantes.



Fonte: Acervo GESAD.

No WCVD a primeira camada do material filtrante é composta por brita com uma espessura de 5 cm, onde foi assentada a tubulação de distribuição do afluente, seguido por uma camada de 60 cm de areia grossa, e por fim, uma última camada de brita de 5 cm, onde se encontra a tubulação de coleta. No WCH, a zona de entrada (50 cm de largura) é composta por brita onde foi assentada a tubulação de distribuição, seguido por 4,20 m de areia grossa, finalizando com 60 cm de brita na zona de saída.

Com o objetivo de manter o carregamento orgânico de 41 g DQO/m².d, conforme recomendações de Sezerino (2006) no dimensionamento do sistema, realizou-se as seguintes considerações de projeto:

- Concentração de DQO no esgoto afluente de 617,1 mg/L;
- Remoção média de 15% da concentração de DQO no tanque séptico (SEZERINO; PHILIPPI, 2003);
- A vazão média da bomba utilizada para alimentar o sistema igual a 1,06 L/s (valor médio calculado a partir de inúmeros testes de vazão).

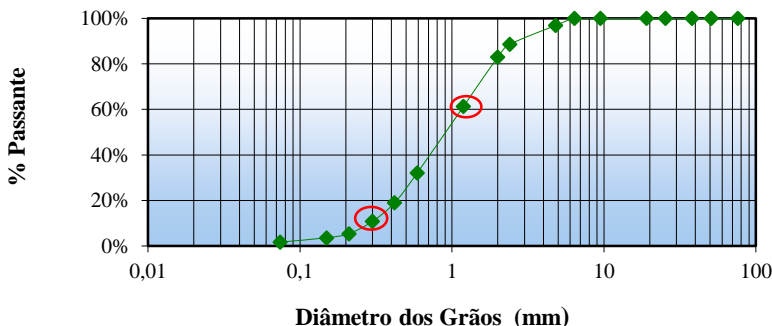
Tabela 11 - Critérios de projeto e aspectos construtivos do sistema híbrido.

Parâmetro	Unidade WCVD	Unidade WCH
Carga orgânica	41 g DQO/m ² .d (SEZERINO, 2006)	Depende do desempenho do WCVD
TAH	113 mm/d (Estudos não publicados do GESAD)	TAH _{WCVD} descontando a evapotranspiração (6 mm/d) (PELISSARI, 2013)
Desempenho de remoção de poluentes	Experimento de bancada (Estudos não publicados do GESAD)	Cinética de primeira ordem: $A = \frac{Q(LNC_0 - LNC)}{K \cdot x \cdot p \cdot x \cdot \eta}$, $k=0,36d^{-1}$ (SEZERINO, 2006)
Alimentação	3 a 4 pulsos (PLATZER, 1999)	Contínua
Carga de SST	< 15 g SST/m ² .d (SEZERINO, 2006)	< 15 g SST/m ² .d (SEZERINO, 2006)
Altura construída (m)	0,81	0,83
Altura útil (m)	0,70	0,60
Comprimento (m)	3,30	5,30
Largura (m)	2,30	3,00
Altura de saturação (m)	-	0,50

Fonte: Autoria própria (2017).

As duas unidades foram preenchidas com brita e areia grossa, sendo que a porosidade da areia utilizada foi de 0,35. Na Figura 10 apresenta-se a curva granulométrica da areia utilizada ($d_{10} = 0,29$ mm, $d_{60} = 1,16$ mm e $U = 4$).

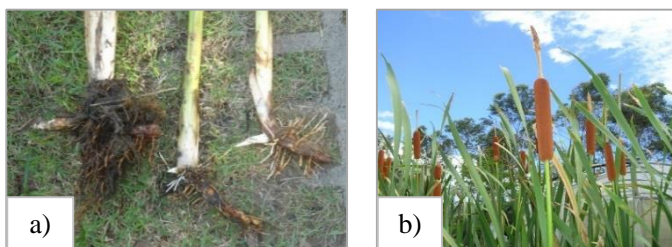
Figura 10 - Curva granulométrica da areia utilizada. Em destaque em vermelho d_{10} e d_{60} .



Fonte: Acervo GESAD.

A espécie de macrófita plantada foi a *Typha domingensis*, popularmente conhecida como taboa. As plantas foram retiradas do terreno alagado da UFSC (habitat natural), localizado ao lado do Departamento de Arquitetura e Urbanismo. No processo de plantio, as macrófitas foram cortadas a 50 cm do seu rizoma para adaptação no novo ambiente, e foram plantadas com espaçamento de 40 cm entre cada macrófita, com densidade populacional de 4,20 e 3,30 mudas/m² nos WCVD e WCH, respectivamente (Figura 11).

Figura 11 – Fotos representativas das macrófitas transplantadas no sistema híbrido.



Onde: (a) Macrófitas recém-extraídas do terreno alagado e (b) Exemplos adaptados de *Typha domingenses* após 6 meses de plantio.

Fonte: Autoria própria (2017).

4.4 MONITORAMENTO OPERACIONAL E FÍSICO-QUÍMICO

As atividades desenvolvidas neste estudo iniciaram a partir da semana 39 de operação do sistema de tratamento (março de 2016) e foram até a semana 117 de operação (setembro de 2017). Estudo prévio realizado por Rousso (2017) contempla dados referentes ao *start up* das unidades, desde a semana 1 (junho de 2015) até a semana 70 (outubro de 2016). Os dados brutos desde o *start up* de operação até setembro do presente ano são apresentados no Apêndice A.

4.4.1 Aferição de vazão de alimentação

O procedimento de aferição consiste na medição de vazão de esgoto a montante do WCVD, com controle do acionamento do conjunto motor-bomba, de forma manual (Figura 12). A partir do volume conhecido de 39,1L do recipiente de aferição de vazão (bombona), cronometra-se o tempo de enchimento até chegar ao nível pré-

estabelecido (Figura 13). A aferição ocorre a cada 15 dias, no mesmo dia da coleta de amostras.

Figura 12 - Conjunto motor-bomba e timer responsável pela alimentação dos arranjos tecnológicos.



Fonte: Autoria própria (2017).

O registro de cada pulso de alimentação é realizado pela Central de Processamento (CTP) localizada na estação de bombeamento. Os equipamentos *dataloggers* são responsáveis pelo registro dos pulsos diários que foram programados nos *timers* de cada bomba (Figura 14).

O período de alimentação foi estabelecido em 3,5 dias e repouso por igual período (SANTOS, 2015). O volume aplicado por pulso foi de 192L, sendo o volume de esgoto tratado diariamente igual a 576 e 768 L, para dias com 3 e 4 pulsos, respectivamente. A taxa de aplicação hidráulica (TAH) diária foi de 75,8 mm/d para 3 pulsos e 101 mm/d para dias com 4 pulsos. A Tabela 12 fornece a agenda de acionamento da bomba para aplicação de esgoto na unidade.

Figura 13 – Detalhe dos recipientes de medição de vazão.



Onde: (a) Bombona 1 para aferição de vazão do WCVD-FS e bombona 2 para aferição do WCVD do sistema híbrido. (b) Vista superior da bombona e do nível estabelecido para aferição.

Fonte: Autoria própria (2017).

Figura 14 – Foto representativa dos equipamentos de registro de pulsos de alimentação - *Dataloggers*.



Fonte: A autoria própria (2017).

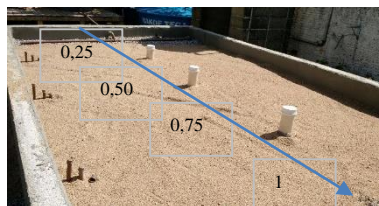
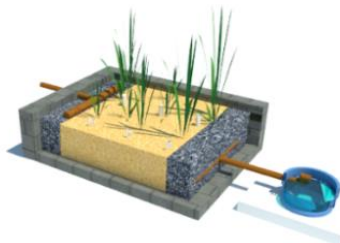
Tabela 12 – Agenda de acionamento da bomba de alimentação do WCVD.

Horário de alimentação	Dom	Seg	Ter	Qua	Qui	Sex	Sáb
8h		-	Pulso	Pulso	Pulso		
11h	Repouso	Pulso	Pulso	Pulso	Pulso	Repouso	Repouso
14		Pulso	Pulso	Pulso	Pulso		
17h		Pulso	Pulso	Pulso	-		

4.4.2 Amostragens e análises laboratoriais

Os pontos amostrados compreendem esgoto bruto, afluente do WCVD, efluente do WCVD, 3 pontos parciais no WCH (Figura 15) e efluente do WCH.

Figura 15 – Pontos parciais do WCH em cada terço da unidade (3 piezômetros). Em destaque a distância relativa ao longo do leito filtrante na foto da direita.



Fonte: Acervo GESAD.

As amostras coletadas foram armazenadas em garrafas plásticas e as análises foram realizadas no mesmo dia das coletas a cada quinze dias. Os parâmetros analisados estão descritos na Tabela 13 e seguiram as recomendações do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, APHA/AWWA/WEF (1998), APHA/AWWA/WEF (2005), Cataldo et al. (1975) e Vogel (1981).

Tabela 13 - Metodologia analítica empregada na análise dos parâmetros.

Parâmetros	Metodologia Empregada	Unidade
pH	Direto, Potenciométrico (APHA/AWWA/WEF, 2005)	-
Alcalinidade	Método Titulométrico (APHA/AWWA/WEF, 2005)	mg/L
DQO	Digestão em refluxo fechado (APHA/AWWA/WEF, 2005)	mg/L
DBO	Método Manométrico (APHA/AWWA/WEF, 2005)	mg/L
SST	Método Gravimétrico (APHA/AWWA/WEF, 2005)	mg/L
P-PO ₄ ³⁻	Método Colorimétrico do Ácido Vanadomolibdofosfórico (APHA/AWWA/WEF, 1998)	mg/L
N-NH ₄ ⁺	Método de Nessler (VOGEL, 1981)	mg/L
N-NO ₂ ⁻	Método da Alfaftilamina (APHA/AWWA/WEF, 1998)	mg/L
N-NO ₃ ⁻	Método Brucina (APHA/AWWA/WEF, 1998) e método ácido salicílico (CATALDO et al., 1975)	mg/L
NT	Método Colorimétrico – Digestão de persulfato - kit Hach® (APHA/AWWA/WEF, 2005)	mg/L

4.5 DESEMPENHO DE REMOÇÃO EM TERMOS DE CARGAS

A avaliação do desempenho em termos de carga foi realizada através do balanço hídrico das unidades (Equação 22), cujos dados de vazão de entrada e saída foram obtidos através da CTP e os dados de precipitação pluviométrica foram obtidos na estação meteorológica da UFSC. O volume médio de perdas das unidades foi calculado com base no balanço hídrico semanal. Conforme inferido por Rouso (2017), a utilização da semana como intervalo temporal aponta maior estabilidade e confiabilidade para estimativa das perdas, sendo portanto este o objeto de estudo.

$$V_{\text{aplicado}} + V_{\text{precipitação}} - V_{\text{saída}} - V_{\text{perdas}} = 0 \quad (22)$$

Onde:

V_{aplicado} = volume de esgoto aplicado no WC (L);

$V_{\text{precipitação}}$ = volume referente a precipitação (L);

$V_{\text{saída}}$ = volume de esgoto efluente;

V_{perdas} = volume referente às perdas do sistema (evapotranspiração, absorção pelas plantas).

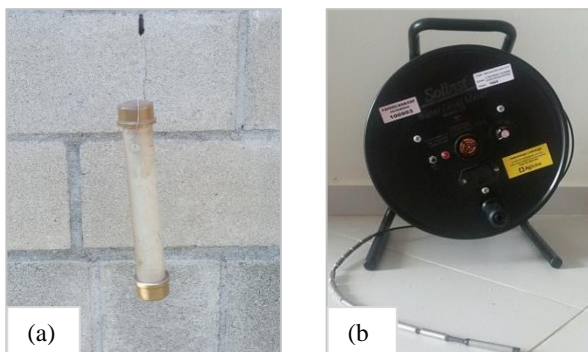
Desta forma, com os dados de vazão de entrada e saída, perdas e os dados de concentração dos parâmetros analisados, foi possível inferir sobre o desempenho em termos de cargas aplicadas e removidas. Destaca-se que para efeito de cálculo, as perdas foram consideradas como evapotranspiração.

4.6 AVALIAÇÃO DA CONDUTIVIDADE HIDRÁULICA

Para o monitoramento da condutividade hidráulica saturada (k_s) no WCH, utilizou-se o *slug test* e *bail test*, ao quais foram realizados em 4 campanhas ao longo de 2016 e 2017, realizadas em agosto/2016, fevereiro/2017 e agosto/2017.

Os testes consistiram em variar bruscamente a altura do nível do efluente dentro dos 3 piezômetros da unidade (figura 16b) e aferir o seu comportamento até estabilização do nível inicial. A variação de nível tanto para inserção (*slug test*) quanto para retirada (*bail test*) foi realizada utilizando-se um tubo de PVC fechado nas duas extremidades com *cap*. (Figura 16a).

Figura 16 – Aparatos para medição da condutividade hidráulica no WCH.



Onde: (a) Tubo cilíndrico de 40 cm de comprimento (tubo de PVC DN = 40mm) utilizado no *slug test* e *bail test* e (b) medidor de nível de água modelo 102, Solinst®.

Fonte: Autoria própria (2017).

Mensurou-se manualmente a variação do nível dentro do piezômetro, com auxílio de um medidor de nível (Figura 16b), anotando-se as medições a cada 5 segundos. Para a estimativa da condutividade hidráulica utilizou-se o software *Aquífer test* para aplicação dos métodos de Hvorslev (1951) e Bouwer e Rice (1972), cujas equações são apresentadas no Quadro 2.

Quadro 2 – Equações dos métodos Hvorslev (1951) e Bouwer e Rice (1972).

Método de Hvorslev	Método de Bouwer e Rice
$k_s = \frac{r^2 \ln\left(\frac{Le}{R}\right)}{2LeT_0}$ <p>Onde: k_s = condutividade hidráulica (cm/s); r = raio do piezômetro (cm); R = raio de perfuração (cm); Le = comprimento do filtro (cm); T_0 = tempo onde $H/H_0 = 0,37$ (37% do rebaixamento/recuperação).</p>	$k_s = \frac{r_c^2 \ln\left(\frac{Re}{R}\right) \frac{1}{t} \ln\left(\frac{H_0}{H}\right)}{2L_w}$ <p>Onde: k_s = condutividade hidráulica (cm/s); r_c = raio do piezômetro (cm); R = raio de perfuração (cm); Re = raio efetivo; L_w = comprimento do filtro (cm); H_0 = rebaixamento/ascensão em $t = 0$ (cm); H = rebaixamento/ascensão em $t = t$ (cm); T = tempo (s)</p>

Fonte: Autoria própria (2017).

4.6.1 Determinação dos sólidos retidos no material filtrante

A determinação dos sólidos retidos no material filtrante foi realizada a cada 2 meses, e os dados utilizados compreenderam as amostras avaliadas entre o período de março de 2016 a dezembro de 2017. No procedimento de amostragem utilizou-se um trado para a coleta do material filtrante, em cada terço da unidade horizontal a uma profundidade de 0,30 cm.

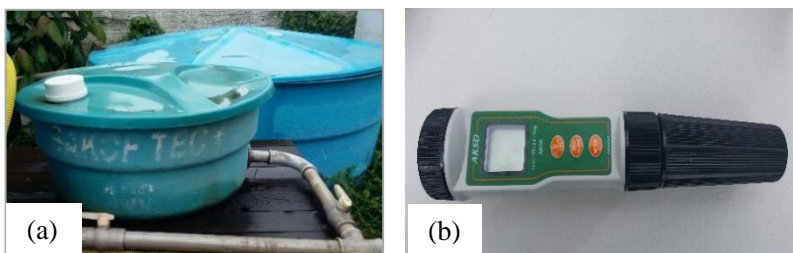
A análise laboratorial dos sólidos totais (ST), voláteis (SV) e fixos (SF) seguiram recomendação do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* – APHA, AWWA, WEF (2005).

4.7 ENSAIO HIDRODINÂMICO

Para a caracterização hidrodinâmica, realizaram-se 3 testes com traçador salino NaCl (sal de cozinha) aplicado em 200L de esgoto afluente ao WCH, através de um reservatório instalado a montante da

unidade. O controle de saída do traçador foi obtido através de um condutímetro portátil (Figura 17). Cada teste teve duração de 2 semanas, sendo que a leitura da condutividade elétrica foi realizada manualmente a cada 15 minutos, totalizando 11,5 h por dia em campo (das 8h às 19:30h). No período em que não se esteve em campo, assumiu-se que os volumes de saída contabilizados tivessem valores de condutividade hidráulica elétrica entre a última leitura de campo da noite e a primeira leitura de campo da manhã seguinte. Destacando a não variação numérica de condutividade elétrica nesse intervalo de tempo, entre a noite e a manhã do dia seguinte.

Figura 17 – Detalhe dos aparatos utilizados no teste com traçador.

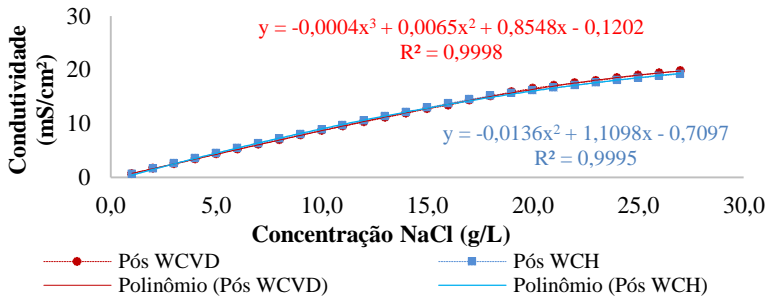


Onde: (a) Reservatório a montante ao WCH e (b) Condutímetro portátil.
Fonte: A autoria própria (2017).

Para a definição da concentração do traçador utilizada no ensaio, realizaram-se 3 testes preliminares, variando-se a concentração de NaCl (mg/L) em amostras do esgoto afluente e efluente do WCH, a fim de se verificar a condutividade elétrica correspondente. Cabendo destacar que o conhecimento da condutividade elétrica do esgoto natural é fundamental para a interpretação da curva de saída do traçador, para contabilizar a massa de recuperação do mesmo.

Todos os testes apresentaram curvas semelhantes. A Figura 18 apresenta o teste realizado em agosto de 2016, no qual observa-se que o comportamento da condutividade afluente e efluente do WCH foram muito similares, próximo a de uma curva exponencial.

Figura 18 - Variação da condutividade elétrica com o aumento da concentração de NaCl em amostra afluyente e efluente ao WCH.



As condutividades sem a presença do traçador, no afluyente e efluente do WCH foram de 0,66 e 0,60 mS/cm², respectivamente. Para concentrações de traçador acima de 10 g/L, constata-se uma menor variação de condutividade, interferindo na precisão de leitura. Diante disso, arbitrou-se a concentração de aplicação de 10 g NaCl/L na solução de traçador a ser utilizado na unidade WCH.

O Quadro 3 sumariza as informações referentes aos 3 testes realizados ao longo do período de pesquisa. Com exceção do teste 1, em que foi utilizado um condutivímetro portátil dotado de *datalogger* com registro de dados a cada 30 min, os demais testes foram realizados com registro manual dos dados de condutividade elétrica do efluente, a cada 15 min.

Quadro 3 – Dados gerais sobre a aplicação dos 3 testes com traçador.

Dados	Teste 1	Teste 2	Teste 3
Massa do traçador NaCL aplicada	2 kg		
Volume de afluyente utilizado (L)	200 L		
Concentração de traçador aplicada	10 g/L		
Dia de aplicação do traçador	01/08/2016	01/05/2017	31/07/2017
Tempo de operação do sistema WC	1 ano e 1 mês	1 ano e 10 meses	2 anos
TAH	62,3 mm/d	88,4 mm/d	88,4 mm/d
Horário de aplicação do traçador	10h 50min		
Duração de aplicação do traçador	15 min		
Δt para registro de dados no condutivímetro	30 min	15 min	15 min
Duração dos testes	14 dias		

Cabe destacar que o teste 1 foi realizado sob uma condição operacional distinta dos outros 2 testes, visto que a TAH média durante o teste 1 foi de 62,3 mm/d, e em 2017 houve um aumento da TAH média para 88,4 mm/d (42% da TAH inicial), a fim de manter a carga de DQO prevista em projeto de 41 g DQO/m².d.

Para o cálculo da recuperação do traçador, utilizou-se o método dos momentos (item 3.2.1) descrito por Kadlec e Wallace (2009), em que foi possível determinar o TDH_m da unidade horizontal que subsidiou a modelagem hidráulica-cinética de 1ª ordem para determinação do coeficiente de decaimento de DQO (k_d) para fluxo pistão e fluxo pistão com concentração residual, bem como outros indicadores, conforme seguem (METCALF; EDDY, 2003; TCHOBANOGLOUS; CRITES, 2000):

- T_i : tempo no qual o traçador começa a aparecer;
- T_p : tempo no qual a concentração de pico do traçador é registrada;
- T_{10} : tempo no qual 10% do traçador passou pelo sistema; e
- T_{90} : tempo no qual 90% do traçador passou pelo sistema.

Os termos mencionados anteriormente foram utilizados na composição dos indicadores de avaliação hidrodinâmica, resumidos na Tabela 7, apresentados da revisão no item 3.2.3.

O número de dispersão (d) foi calculado através da variância, considerando o modelo de dispersão de grande intensidade (quando $d > 0,01$) e pequena intensidade ($d < 0,01$) descrito por Levenspiel (2000). O número de tanques em série (N) foi determinado pela metodologia citada por Kadlec e Wallace (2009). Todas as equações estão descritas no item 3.2.4 da revisão bibliográfica.

4.8 ANÁLISE ESTATÍSTICA DOS DADOS

Com a utilização dos *softwares* Statística® 6.0 e Excel® apresentou-se a estatística descritiva dos dados obtidos (média, mediana, mínimos, máximos, desvio padrão), com apresentação de gráficos tipo *box plot* e dispersão. Aplicou-se a análise de variância ANOVA de fator único, com nível de significância de 5% ($\alpha=0,05$), a fim de identificar se houve diferença significativa de k_s ao longo do comprimento da unidade horizontal e entre os métodos empregados (*slug test* e *bail test*).

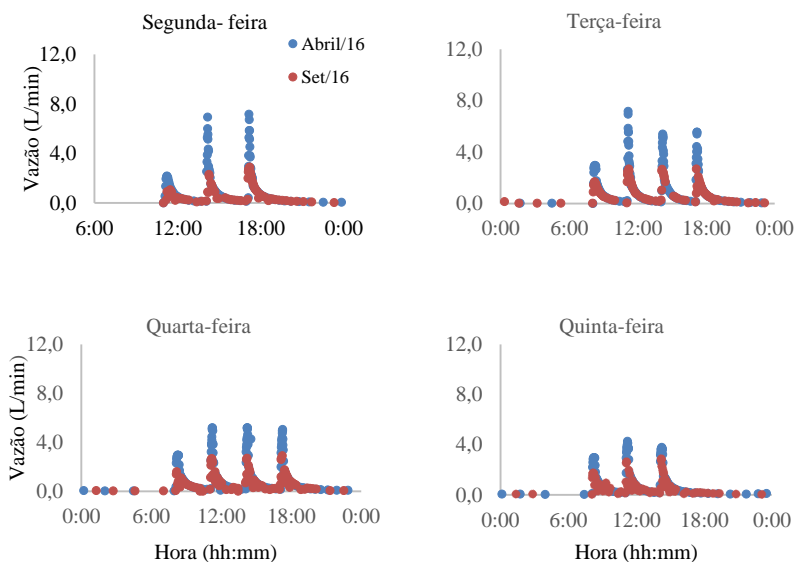
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 ASPECTOS HIDRÁULICOS

- WCVD

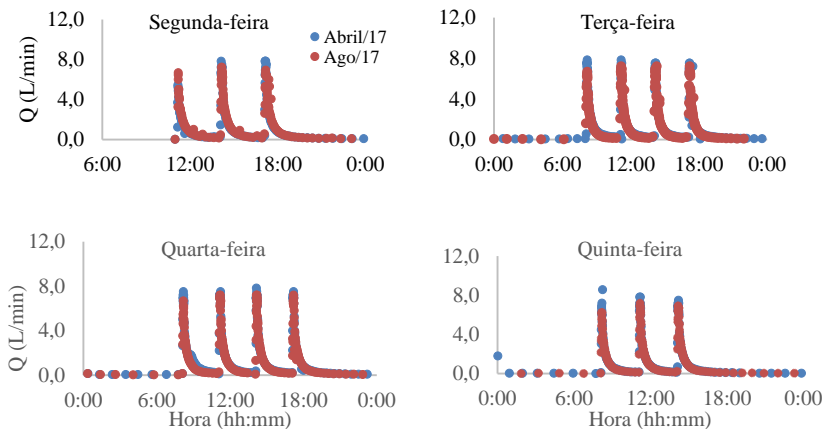
Durante o período de estudo avaliado (março de 2016 a setembro de 2017), o WCVD operou com vazão média de 532 ± 158 L/d, referente a uma taxa de aplicação hidráulica de 69 ± 21 mm/d. No primeiro ano de estudo (2016), a TAH foi de 63 ± 14 mm/d, e em 2017 aumentou para 92 ± 22 mm/d, a fim de se manter a carga orgânica de projeto (41 g DQO/m².d). A alteração na TAH impactou em mudanças nos hidrogramas de saída das unidades ao longo do período monitorado, como pode-se observar nas Figura 19 e 20.

Figura 19 - Hidrogramas de saída do WCVD em de 2016.



Fonte: Rousso (2017)

Figura 20 - Hidrogramas de saída do WCVD em 2017.



A Figura 19 retrata o cenário hidráulico de 2016, em que foi possível observar a redução de 50% da vazão máxima do hidrograma de abril a setembro de 2016 (de 6 L/min para aproximadamente 3 L/min), como já reportado por Rouso (2017), o qual atribuiu, tal redução, a perda de condutividade hidráulica no meio filtrante possivelmente em função do crescimento de raízes.

Já a Figura 20 retrata o cenário mais recente, ao longo de 2017, ano em que houve aumento da TAH em 46% da TAH inicial, que resultou em um incremento das vazões máximas registradas, de 3 L/s para 8,6 L/s, visto que um maior volume de esgoto passou a ser tratado no sistema. A partir do hidrograma de agosto de 2017, nota-se que houve um sutil decréscimo das vazões máximas para 7,2 L/s (em torno de 16%), corroborando com a tendência do sistema em perder a condutividade hidráulica ao longo do tempo de operação.

- WCH

As condições operacionais desta unidade estiveram vinculadas a operação do WCVD em virtude da configuração do arranjo tecnológico (WCVD a montante do WCH). No período de estudo, o WCH operou com vazão média de 472 ± 129 L/d, referente a uma taxa de aplicação hidráulica de 27 ± 9 mm/d. Da mesma forma que se aumentou a TAH do WCVD em 2017, por consequência houve mudanças no WCH também, como pode-se observar nas Figura 21 e 22.

No primeiro ano de estudo (2016), a TAH foi de 23 ± 7 mm/d, e as vazões máximas dos hidrogramas reduziram de 1,06 L/min para 0,9 L/min. Em 2017, a TAH aumentou para 36 ± 5 mm/d, e as vazões máximas ficaram em torno de 2,20 L/min, não sendo identificada redução nas vazões máximas ao longo do ano de 2017.

Figura 21 - Hidrogramas de saída do WCH em 2016.

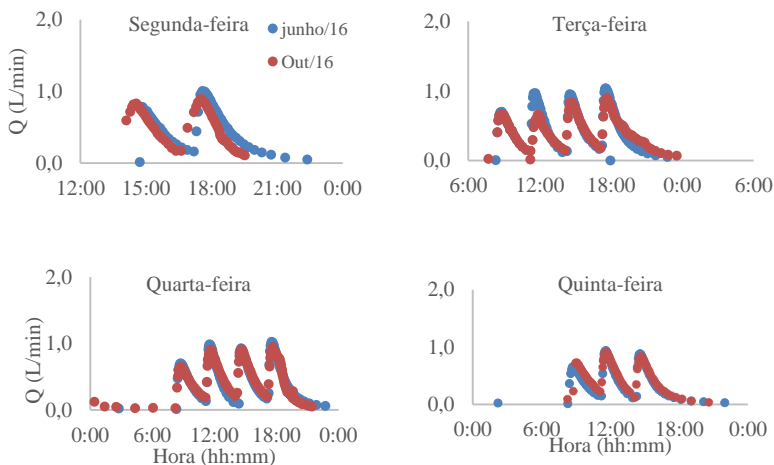
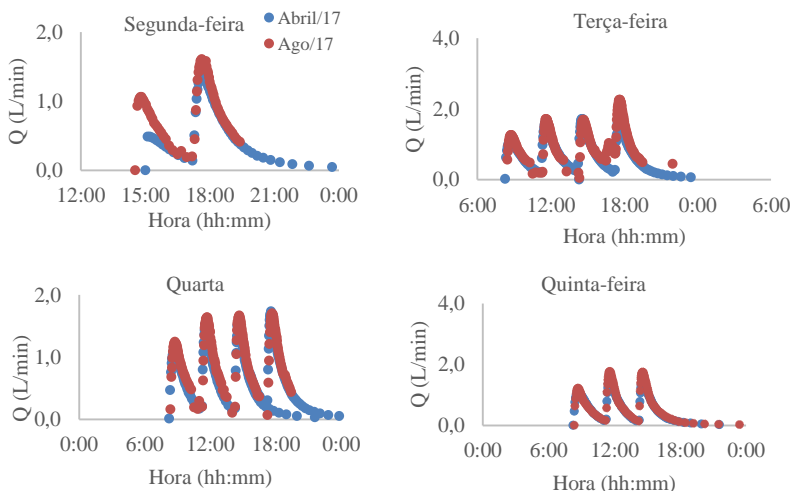


Figura 22 - Hidrogramas de saída do WCH em 2017.



5.2 BALANÇO HÍDRICO

- WCVD

Na unidade vertical, utilizaram-se dados de 31 semanas de operação para a determinação das perdas do sistema, que para efeito de cálculo de cargas, foram consideradas como evapotranspiração. A Tabela 14 apresenta o balanço hídrico semanal, com os respectivos valores de evapotranspiração obtidos, e a Tabela 15 fornece dados da estatística descritiva referente às 31 semanas analisadas.

Tabela 14 –Balanço hídrico semanal do WCVD.

Semana de operação	Entrada (L)		Saída (L)	Evapotranspiração		
	Bomba	Precipitação	Basculante WCVD	V (L)	mm/sem	mm/d
44	2124,8	192,3	2038,7	278,3	36,6	5,2
59	1932	146,2	1828,2	250	32,9	4,7
60	1937,5	60,8	1686,4	311,9	41	5,9
61	1887,1	158,1	1720,7	324,5	42,7	6,1
62	2173,7	0	1841,4	332,3	43,7	6,2
63	1887,1	834,5	2404,1	317,6	41,8	6,0
66	1965,5	12,2	1407,4	570,3	75,0	10,7
68	1919,8	272,8	1453,9	738,6	97,2	13,9
69	1922,7	134,5	1546,9	510,3	67,1	9,6
73	1892,4	46,9	1391,9	547,4	72,0	10,3
74	1894,1	233,0	1618,2	508,9	67,0	9,6
93	2795,4	517,0	2535	777,4	102,3	14,6
95	2549,0	139,0	2511	177,0	23,3	3,3
96	2749,5	226,6	2811	165,1	21,7	3,1
97	2758,0	89,6	2433	414,5	54,5	7,8
98	3097,3	62,9	2547	613,2	80,7	11,5
99	2558,5	22,6	2421	160,1	21,1	3,0
100	2800,4	862,7	3365	298,1	39,2	5,6
101	2758,0	698,4	2577	879,4	115,7	16,5
104	2393,8	0,0	2262	131,8	17,3	2,5
105	2553,8	55,6	2393	216,4	28,5	4,1
106	2556,9	0,0	2187	369,9	48,7	7,0
107	2562,3	406,0	2286	682,3	89,8	12,8
108	2560,0	0,0	2250	310,0	40,8	5,8
109	2544,7	22,6	2226	341,3	44,9	6,4
110	2797,2	0	2421	376,2	49,5	7,1
111	3232,3	316,8	2667	882,1	116,1	16,6
112	2862,5	587,6	2691	759,1	99,9	14,3
113	2657,3	236,5	2709	184,8	24,3	3,5

Tabela 7 –Balanço hídrico semanal do WCVD (Continuação).

Semana de operação	Entrada (L)		Saída (L)	Evapotranspiração		
	Bomba	Precipitação	Basculante WCVD	V (L)	mm/sem	mm/d
114	2862	57,3	2466	453,3	59,6	8,5
115	2045,6	5,2	1704	346,8	45,6	6,5

Tabela 15 - Estatística descritiva dos dados de evapotranspiração do WCVD.

	N	Média	Mediana	Mín	Máx	DP
ETP (mm/d)	31	7,9	6,7	2,5	16,6	4,2

O WCVD apresentou evapotranspiração média de $7,9 \pm 4,2$ mm/d. O valor obtido de $6,7 \pm 4,2$ mm/d, como mediana, foi similar ao parâmetro de projeto (6 mm/d), estabelecido a partir de estudo sob mesma condição climática (subtropical) em WCVD plantado com *Typha domingensis* (PELLISSARI, 2013). Para o cálculo das cargas aplicadas, optou-se pela utilização da mediana, devido a não normalidade da série histórica, a qual representou 9,7% da TAH.

- WCH

Para o balanço hídrico da unidade horizontal, utilizaram-se dados de 23 semanas de operação, como exposto na Tabela 16. A evapotranspiração média obtida para o espaço amostral considerado (N = 23) foi de $2,7 \pm 1,8$ mm/d e mediana de 2,2 mm/d, a qual foi considerada no cálculo das cargas, representando 8% da taxa de aplicação hidráulica (Tabela 17).

O valor mediano de evapotranspiração obtido no presente estudo se assemelhou aos menores valores obtidos por Headley et al. (2012), em WCH na Austrália, utilizando brita como meio suporte, plantados com *Phragmites australis*. Os autores obtiveram valores de evapotranspiração de 3,2 mm/d a 15,1 mm/d, com os menores valores de evapotranspiração nos primeiros meses, devido a necessidade de adaptação das plantas. Matos (2015), sob clima tropical, obteve evapotranspiração de 19% em WCH com 7 anos de operação, plantado com *Typha latifolia*, utilizando escória de alto forno como material filtrante, no tratamento de esgoto doméstico a nível secundário. Pelissari (2013), sob mesma condição

climática, obteve 22 mm/d de evapotranspiração, em WCH plantando com *Typha domingensis*, utilizando areia grossa como material filtrante.

Tabela 16 - Balanço hídrico semanal do WCH.

Semana de operação	Entrada (L)		Saída (L)	Evapotranspiração		
	Basculante WCVD	Precipitação	Basculante WCH	V (L)	mm/sem	mm/d
56	2303,3	1967,8	4114,8	156,3	9,8	1,4
59	1828,2	307,8	2048,5	87,5	5,5	0,8
60	1686,4	128	1746	68,4	4,3	0,6
62	1841,4	0	1738,8	102,6	6,4	0,9
63	2204,1	1756,9	3571,2	389,8	24,4	3,5
66	1407,4	25,6	1141,2	291,8	18,2	2,6
70	1683,3	413,7	1893,6	203,4	12,7	1,8
73	1391,9	98,8	273,6	1217,1	76,1	10,9
74	1618,2	490,5	1659,6	449,1	28,1	4,0
93	2535,0	1088,3	3498,4	124,9	7,8	1,1
95	2511,0	292,6	2567,1	236,5	14,8	2,1
96	2811,0	477,1	3044,7	243,4	15,2	2,2
97	2433,0	188,6	2403,9	217,6	13,6	1,9
98	2547,0	132,5	2575,1	104,4	6,5	0,9
99	2421,0	47,5	2216,9	251,7	15,7	2,2
100	3365,0	1816,2	4780,0	401,2	25,1	3,6
104	2271,0	0,0	1643,7	627,3	39,2	5,6
106	2187,0	0,0	1440,0	747,0	46,7	6,7
108	2250,0	0,0	2000,0	250,0	15,6	2,2
109	2226,0	47,5	1864,0	409,5	25,6	3,7
110	2421,0	0,0	2180,0	241,0	15,1	2,2
112	2691,0	578,3	2452,0	817,3	51,1	7,3
113	2709,0	476,5	3060,0	125,5	7,8	1,1

Tabela 17 – Estatística descritiva dos dados de evapotranspiração do WCH.

	N	Média	Mediana	Mín	Máx	DP
ETP (mm/d)	23	2,7	2,2	0,6	7,3	1,8

Apesar de haver registro na literatura de valores baixos de evapotranspiração, os resultados obtidos no presente estudo podem estar associados a três motivos. Primeiramente, devido a série histórica que não compreendeu a estação verão, visto que a pesquisa foi iniciada em março de 2016 e no ano de 2017, a estação de tratamento passou por uma reforma nos meses de janeiro a março, que impossibilitou a coleta de dados.

Um segundo motivo, que pode ter contribuído para a média baixa de evapotranspiração, foi o erro associado ao equipamento medidor de vazão (basculantes). Valendo destacar que entre uma “basculada” e outra, pode ter havido perdas de volume não contabilizadas pela Central de Processamento, interferindo, por consequência, nos dados estimados de evapotranspiração.

E um terceiro motivo, que também pode ter interferido, foi a infestação de afídeos que acometeu os *wetlands* em meados de junho de 2016 (54ª semana de operação). A infestação reduziu a área foliar dos WC, pois resultou na morte da parte aérea de muitas macrófitas. Após tratamento com solução de fumo e poda, realizou-se transplântio de novos indivíduos (67ª semana de operação).

5.3 DESEMPENHO DE REMOÇÃO DE POLUENTES

Os dados do monitoramento dos diversos parâmetros físico-químicos apresentados nesse estudo compreenderam um período de 19 meses (março de 2016 a setembro de 2017). A avaliação do desempenho da unidade horizontal foi realizada em termos de carga aplicada e removida, e de concentração do afluente e efluente.

Com intuito de visualizar o desempenho do arranjo tecnológico no todo, na Tabela 18 é apresentada a estatística descritiva de desempenho em termos de concentração afluente e efluente das unidades componentes do sistema híbrido. Na Tabela 19 apresenta-se a estatística descritiva dos parâmetros analisados em termos de carga.

Tabela 18 - Concentrações médias afluentes e efluentes dos módulos do sistema híbrido.

Parâmetros		N	Média	Mediana	Mín	Máx	DP
DQO (mg/L)	Afluente WCVD	30	440,3	429,9	218,3	745,0	114,7
	Efluente WCVD	28	73,7	69,9	49,3	167,5	23,2
	Efluente WCH	26	24,3	24,3	10,0	62,6	12,0

Tabela 17 - Concentrações médias afluentes e efluentes dos módulos do sistema híbrido (Continuação).

Parâmetros		N	Média	Mediana	Mín	Máx	DP
DBO (mg/L)	Afluente WCVD	30	261	261	418	138	71
	Efluente WCVD	28	39	39,4	12	81,1	13
	Efluente WCH	26	26	25,2	3,2	50	11
NT (mg/L)	Afluente WCVD	19	83,2	82,0	59,0	121,0	15,0
	Efluente WCVD	19	70,2	73,0	34,0	100,0	19,3
	Efluente WCH	18	20,2	21,5	1,0	62,6	11,0
N-NH ₄ ⁺ (mg/L)	Afluente WCVD	33	82,1	82,5	51,8	98,9	11,2
	Efluente WCVD	35	32,7	31,1	14,2	54,6	8,9
	Efluente WCH	35	4,3	3,5	ND	13,7	3,5
N-NO ₂ ⁻ (mg/L)	Afluente WCVD	33	0,2	0,2	ND	0,3	0,1
	Efluente WCVD	35	1,9	1,6	ND	8,3	1,6
	Efluente WCH	35	ND	ND	ND	0,2	ND
N-NO ₃ ⁻ (mg/L)	Afluente WCVD	32	0,4	ND	ND	3,0	0,8
	Efluente WCVD	34	36,6	33,8	6,2	82,3	20,9
	Efluente WCH	34	20,1	17,2	1,1	54,0	14,8
P-PO ₄ ³⁻ (mg/L)	Afluente WCVD	33	31,5	31,4	20,3	41,5	5,7
	Efluente WCVD	35	10,3	10,5	5,1	16,7	2,4
	Efluente WCH	35	1,2	0,9	0,0	5,0	1,0
SST (mg/L)	Afluente WCVD	30	59,7	53,8	23,9	143,3	28,4
	Efluente WCVD	33	7,3	3,7	ND	30,0	8,3
	Efluente WCH	30	2,4	ND	ND	21,2	4,6
pH	Afluente WCVD	29	7,4	7,4	6,7	8,0	0,3
	Efluente WCVD	31	6,6	6,6	5,9	7,6	0,4
	Efluente WCH	30	6,6	6,6	5,7	7,5	0,4

ND: Não detectável

Tabela 17 - Concentrações médias afluentes e efluentes dos módulos do sistema híbrido (Continuação).

Parâmetros		N	Média	Mediana	Mín	Máx	DP
Alcalinidade (mg/L)	Afluente WCVD	28	272,5	267,5	205,0	370,0	32,9
	Efluente WCVD	31	45,0	35,0	15,0	105,0	24,9
	Efluente WCH	30	67,17	65	30	130	26,4

Tabela 19 – Cargas médias afluentes e efluentes aplicadas nos módulos do sistema híbrido, considerando a área superficial.

Parâmetros		N	Média	Mediana	Mín	Máx	DP
DQO (g/m ² .d)	Afluente WCVD	79	40	39,1	22,9	64,8	10,5
	Efluente WCVD	91	4,4	3,9	2,3	9,0	1,5
	Afluente WCH	64	2,0	1,9	1,1	4,3	0,7
	Efluente WCH	60	0,6	0,6	0,2	1,1	0,2
NT (g/m ² .d)	Afluente WCVD	52	5,7	5,5	2,7	9,2	1,4
	Efluente WCVD	52	3,9	3,5	1,7	8,4	1,6
	Afluente WCH	40	2,0	1,8	1,1	4,0	0,7
	Efluente WCH	40	0,6	0,5	0,1	1,1	0,3
N-NH ₄ ⁺ (g/m ² .d)	Afluente WCVD	91	5,8	5,5	3,3	10,7	1,4
	Efluente WCVD	95	1,9	1,8	0,7	4,1	0,7
	Afluente WCH	68	2,1	0,8	0,5	13,6	3,4
	Efluente WCH	60	1	0,6	0,3	1,9	0,4
N-NO ₂ ⁻ (g/m ² .d)	Efluente WCVD	95	0,1	0,1	ND	0,3	0,1
	Afluente WCH	60	0,06	0,05	0,02	0,22	0,04
	Efluente WCH	64	ND	ND	ND	ND	ND
N-NO ₃ ⁻ (g/m ² .d)	Efluente WCVD	91	2,2	2,0	ND	6,8	1,5
	Afluente WCH	60	0,9	0,9	0,2	1,9	0,4
	Efluente WCH	64	0,6	0,6	0,1	1,5	0,4
P-PO ₄ ³⁻ (g/m ² .d)	Afluente WCVD	92	2,2	2,2	ND	4,3	0,6
	Efluente WCVD	95	0,6	0,6	0,2	1,1	0,2
	Afluente WCH	68	0,7	0,3	0,2	4,4	1,1
	Efluente WCH	72	ND	ND	ND	0,1	ND
SST (g/m ² .d)	Afluente WCVD	88	4,3	3,6	ND	15,7	2,7
	Efluente WCVD	92	0,4	0,3	ND	2,6	0,6
	Afluente WCH	68	0,2	0,1	ND	1,2	0,3
	Efluente WCH	68	0,1	ND	ND	0,9	0,2

ND: Não detectáveis

De maneira geral, observou-se que o sistema híbrido apresentou eficiência de remoção acima de 90% em todos os parâmetros analisados, com destaque para a unidade horizontal na remoção de nitrogênio total (70% em termos de carga) (Tabela 20). Destacando que o WCVD, a montante da unidade horizontal, exerceu papel importante na nitrificação, devido a uma presença de ar nos interstícios do meio filtrante, enquanto a unidade horizontal possui a camada de saturação fornecendo condições anóxicas para a desnitrificação.

Tabela 20 - Eficiências médias de remoção em termos de carga (% e g/m².d).

Parâmetro	WCVD		WCH		Híbrido	
	%	g/m ² .d	%	g/m ² .d	%	g/m ² .d
DQO	89 ± 3	35 ± 10	71 ± 11	1,5 ± 0,6	98 ± 0,8	38 ± 11
NT	33 ± 14	2 ± 1	70 ± 19	1,6 ± 0,7	90 ± 5	5 ± 1
N-NH ₄ ⁺	69 ± 10	4 ± 1	81 ± 12	1 ± 0,4	98 ± 2	6 ± 1
N-NO ₂ ⁻	-	-	98 ± 1	0,1 ± 0,1	-	-
N-NO ₃ ⁻	-	-	55 ± 22	0,6 ± 0,3	-	-
P-PO ₄ ³⁻	74 ± 9	1,7 ± 0,5	91 ± 8	0,3 ± 0,1	99 ± 1	2 ± 0,5
SST	89 ± 13	3,9 ± 1,4	72 ± 31	0,3 ± 0,2	98 ± 2	5 ± 3

5.3.1 Matéria orgânica carbonácea

A carga média de DQO aplicada no sistema híbrido, considerando a área superficial do WCVD, foi de 40 ± 11 g DQO /m².d. O WCVD apresentou eficiência de remoção em termos de concentração de DQO de 89 ± 3%, e em termos de carga a remoção foi na ordem de 89 ± 3%, representando uma remoção de 35 ± 10 g DQO/m².d, liberando o efluente final com valores de concentração próximos a 74 ± 23 mg/L (Figura 23). Essa eficiência média obtida superou o desempenho previsto no projeto, previsto para atingir 80%.

A unidade WCH recebeu uma carga média de 4,4 g DQO/m².d (considerando área superficial) e apresentou uma remoção média, em termos de carga, de 71 ± 11% ou 1,5 ± 0,6 g DQO/m².d. Comparando-se às unidades horizontais de sistemas híbridos tipo WCVD-WCH relatadas por Vymazal (2013), a unidade em estudo apresentou eficiência de remoção superior à média de 50,9 ± 16,3 %. Guimaraes (2013), em WCH empregando areia como meio filtrante, obteve eficiência em torno de

80%, em termos de concentração e carga, com remoções de 18,7 g DQO/m².d, apresentando efluente final com concentração de 90 mg/L.

A Figura 24 apresenta o comportamento temporal de DQO durante as semanas de monitoramento. Cabe destacar que próximo a semana 54 de operação, a EETE enfrentou uma infestação de afídeos (pulgões), o que impactou na redução da eficiência de remoção, de uma faixa de 85% para 50%. Nesse sentido, infere-se que o comprometimento das macrófitas esteve relacionado com a diminuição da eficiência do WCH na remoção da DQO, durante o período, como já reportado por Rousso (2017).

Figura 23 – *Box-plots* das concentrações de DQO afluente ao WCVD, efluente do WCVD e efluente do WCH.

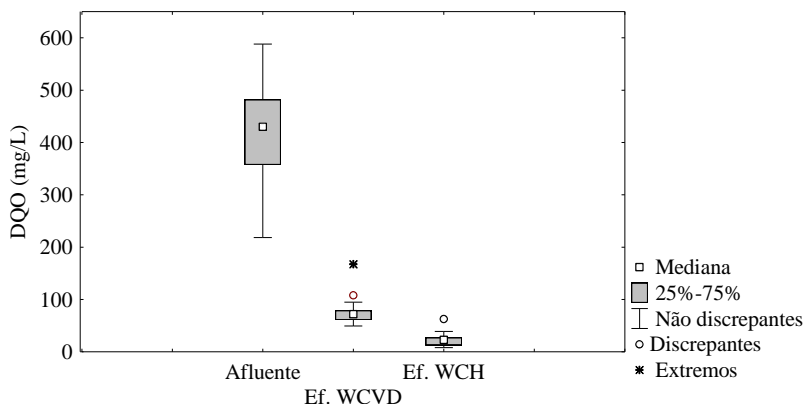


Figura 24 - Comportamento temporal da DQO no WCH em termos de concentração afluente e efluente (a), e eficiência de remoção (b).

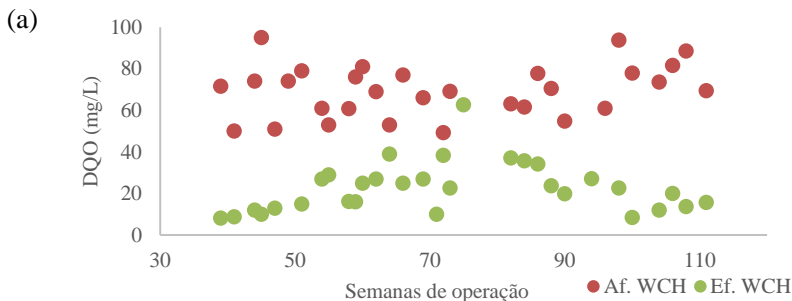
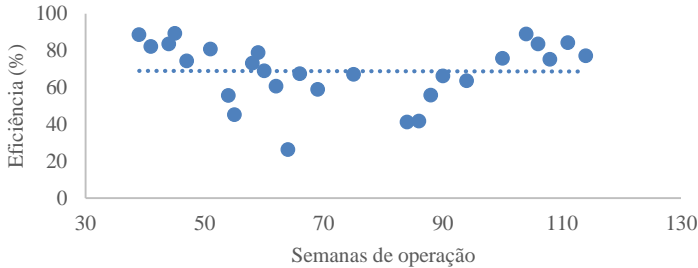


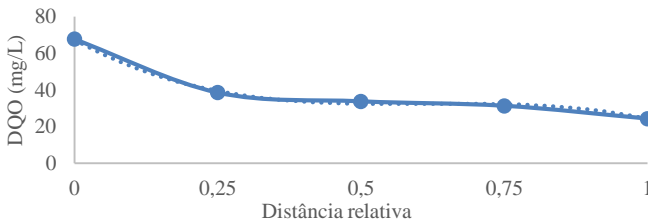
Figura 24 - Comportamento temporal da DQO em termos de concentração (a) e eficiência do WCH (b) (Continuação).

(b)



Com relação ao decaimento de DQO ao longo na unidade horizontal, o perfil de remoção observado foi decrescente polinomial (Figura 25), com remoção em torno de 50% da DQO no primeiro terço do sistema. No estudo de Sandoval-Cobo e Peña (2007), a redução da DQO foi de aproximadamente 75% no primeiro terço do leito. Já Brasil (2005) reportou decaimento da DQO filtrada, encontrando aproximadamente 60% de redução no primeiro terço do TDH.

Figura 25 - Decaimento de DQO ao longo do WCH.

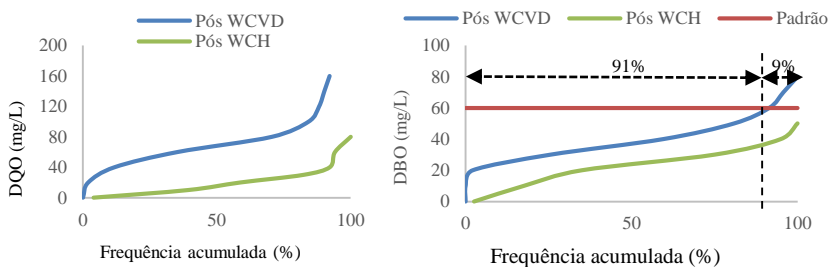


No que se refere a DBO, os valores identificados no efluente do WCH (26 ± 11 mg/L) foram superiores aos valores de DQO (24 ± 12 mg/L). Esta ocorrência é comum em reatores anaeróbios que recebem esgotos previamente tratados, e se deve ao consumo de oxigênio proveniente da degradação de compostos nitrogenados pelas bactérias (DBO_{última}), em função da pouca disponibilidade de carbono (VON SPERLING, 1996). Já no método analítico da DQO, utilizando-se dicromato de potássio, a amônia não é oxidada (APHA, 2005), o que pode resultar em valores de DBO₅ superiores aos de DQO. Como consequência, os resultados de DBO₅ obtidos no WCH não refletem a

demanda biológica de oxigênio para degradação de compostos carbonados. Dessa forma, os resultados de DBO_5 não foram considerados para avaliação do desempenho do WCH.

Todavia, como a legislação estadual de Santa Catarina (Lei 14.675/2009) apresenta limite de lançamento para o parâmetro DBO (60 mg/L) e não apresenta para DQO, a Figura 26 apresenta a distribuição de frequências de concentrações efluentes com os dois parâmetros para fins comparativos. Nota-se que a unidade WCVD atendeu em 91% das amostras ao padrão de lançamento durante o período monitorado, enquanto 9% das amostras estiveram fora do limite de lançamento. Já a unidade WCH atendeu 100% ao limite de lançamento. A remoção global do sistema híbrido foi de $95 \pm 3\%$ em termos de concentração de DQO, e de $98 \pm 0,8\%$ ou 38 ± 11 g DQO/m².d em termos de carga.

Figura 26 - Distribuição de frequências das concentrações efluentes e afluentes de DQO e DBO.



5.3.2 Sólidos suspensos totais (SST)

A carga de SST aplicada no sistema híbrido de WC, considerando a área superficial do WCVD, foi de $4,3 \pm 2,7$ g SST/m².d, cabendo destacar que a carga aplicada foi inferior aos 15 g SST/m².d recomendados por Sezerino (2006) para WCVD sob as mesmas condições climáticas. Durante o período de estudo, o WCVD apresentou um excelente desempenho de remoção de sólidos, alcançando remoções em termos de concentração e de carga iguais a $89 \pm 13\%$, representando uma remoção de 4 ± 1 g SST/m².d e liberando o efluente final com concentrações na ordem de $7,3 \pm 6,5$ mg/L.

A carga aplicada no WCH, considerando a área superficial, foi de $0,2 \pm 0,1$ g SST/m².d, e quando se relaciona à área transversal ao escoamento, tem-se uma carga aplicada de $0,5 \pm 0,3$ g/m².d. O WCH submetido aos carregamentos médios destacados, apresentou uma

remoção de SST em termos de concentração de $80 \pm 30 \%$, e de $81 \pm 25\%$ em termos de carga, alcançando $0,3 \pm 0,2 \text{ g SST/m}^2\text{.d}$ removidas, liberando o efluente final com concentrações na ordem de $2 \pm 4 \text{ mg/L}$ (Figura 27). Guimarães (2013) obteve resultados similares, em WCH com eficiência em torno de 80%, em termos de concentração e carga, com remoção $3,2 \text{ g SST/m}^2\text{.d}$, e efluente final de 17 mg/L .

Apesar das grandes flutuações nas concentrações de SST afluente, ao longo dos 19 meses de operação constatou-se um bom comportamento de ambos os *wetlands*, não sendo observada liberação da biomassa desprendida dentro do material filtrante, que poderia ser identificada pelo aumento da concentração de SST efluente em relação ao afluente (Figura 28). Cabe destacar que o WCVD foi a principal unidade associada à remoção de SST, sendo que o menor desempenho da unidade horizontal se deve a reduzida carga de sólidos aplicada.

Figura 27 - *Box-plot* das concentrações de SST afluente ao WCVD, efluente do WCVD e efluente do WCH.

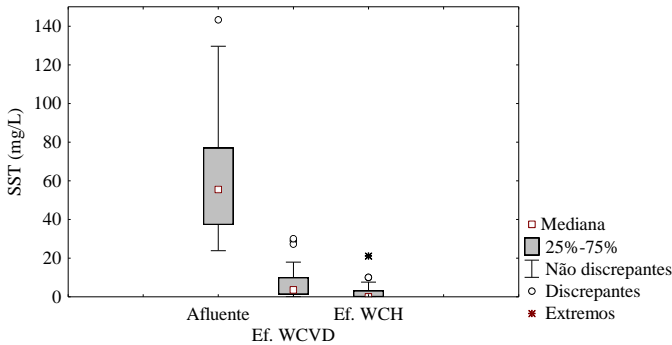
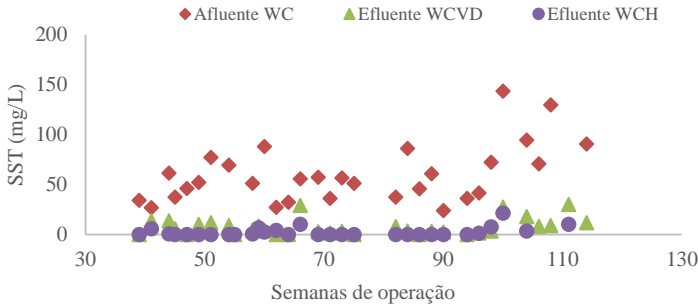
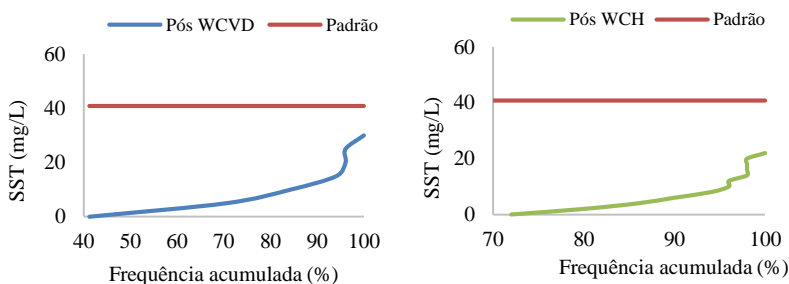


Figura 28 – Comportamento temporal dos SST em termos de concentração.



A Resolução CONAMA 430/2011, em seu artigo 22, apresenta padrão de lançamento de SST apenas para o caso de tratamento prévio a aplicação de emissário submarino, sendo o limite a remoção mínima de 20% após desarenação. Para fins comparativos, a Figura 29 apresenta a distribuição de frequência das amostras obtidas de SST, levando-se em conta o padrão referente a 20% da concentração afluenta ao WCVD (53,6 mg/L). Por análise dos gráficos de distribuição de frequências, é evidente que o tratamento via sistema híbrido de WC atenderia ao padrão de lançamento estabelecido na normativa. A remoção global do sistema híbrido em termos de concentração foi de $97 \pm 6\%$, e em termos de carga foi de $98 \pm 2\%$, alcançando uma remoção de 5 ± 3 g SST/m².d

Figura 29 - Distribuição de frequências das concentrações efluentes e afluentes de SST.



Vale ressaltar que a metodologia utilizada na amostragem ao longo do WCH não forneceu resultados coerentes, visto que os resultados de SST nos amostradores parciais sempre foram superiores aos de entrada e saída do WCH. Tal ocorrência se deu, pois, no momento da amostragem, a bomba peristáltica acabava succionando resíduos de raízes das macrófitas, e parte dos SST retidos no maciço filtrante. Desta forma, esses dados não foram avaliados.

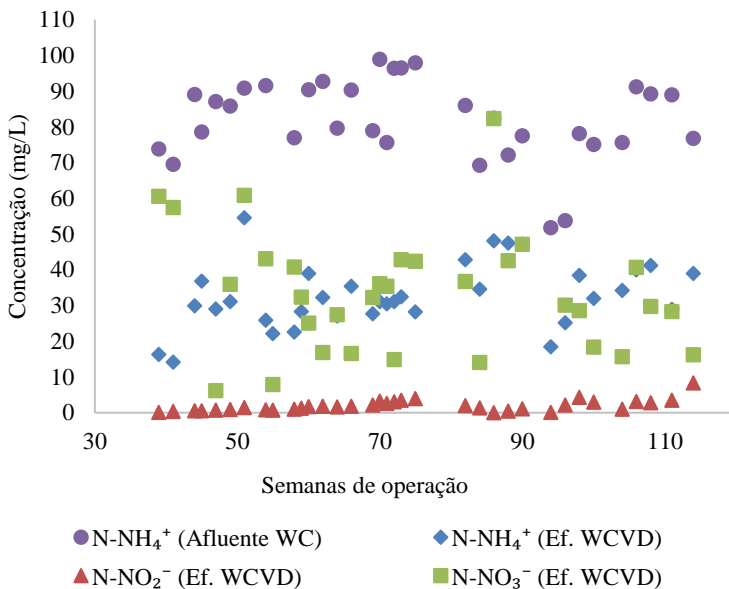
5.3.3 Compostos nitrogenados

A carga de nitrogênio total (NT) aplicada no sistema híbrido de WC, considerando a área superficial do WCVD, foi de $5,7 \pm 1,4$ g NT/m².d, e de amônia foi de $5,8 \pm 1,4$ g N-NH₄⁺/m².d. Nota-se que praticamente toda a porção nitrogenada afluenta ao WCVD foi composta por nitrogênio amoniacal, não sendo identificadas parcelas orgânica ou oxidadas no esgoto afluenta (Tabela 18).

O WCVD apresentou uma remoção em termos de concentração de $26 \pm 11\%$ para NT e de $60 \pm 11\%$ para N-NH_4^+ . Esse desempenho em termos de carga representou uma remoção de $33 \pm 14\%$, alcançando remoção de $2 \pm 1 \text{ g/m}^2\cdot\text{d}$ para NT e $69 \pm 10\%$, alcançando remoção de $4 \pm 1 \text{ g N-NH}_4^+/\text{m}^2\cdot\text{d}$ para N-NH_4^+ . Quando comparado às unidades verticais descritas na revisão de Vymazal (2013), o qual apresentou remoção de N-NH_4^+ em torno de $44 \pm 30\%$, o módulo WCVD estudado apresentou eficiência média superior.

Na unidade vertical, constatou-se a ocorrência do processo de nitrificação através da formação de nitrato no efluente (Figura 30), alcançando valores máximos de $82,3 \text{ mg/L}$, com concentração média de $36,6 \text{ mg/L}$. Pelissari (2017) constatou predominância de bactérias oxidadoras de nitrito ativas do gênero *Nitrospira*, nas camadas de fundo e superfície em estudo de WCVD em escala de bancada, com características de carregamento orgânico similar ao do presente estudo, indicando a ocorrência da nitratação em todo perfil do WCVD.

Figura 30 – Comportamento temporal dos compostos nitrogenados no WCVD.



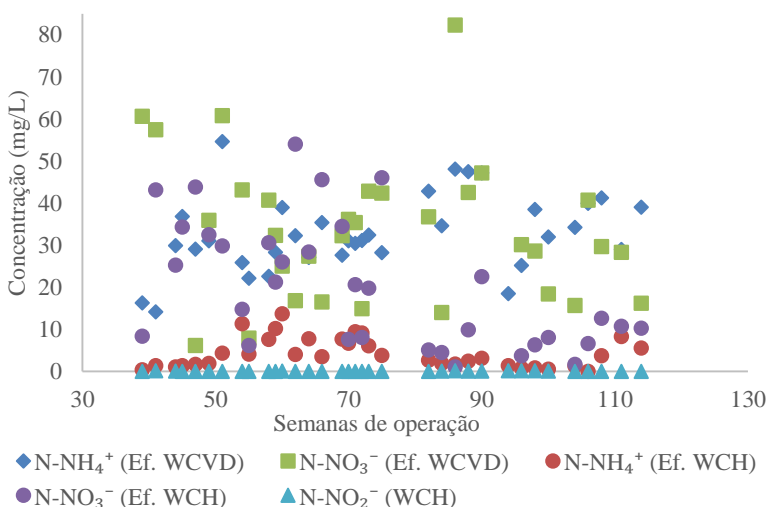
A partir dos valores médios de concentração, verificou-se que dos 60% de remoção de N-NH_4^+ , aproximadamente 67% foi devido à

nitrificação. Sezerino (2006), em um WCVD sob as mesmas condições operacionais (dimensão, composição do material filtrante, tipo de macrófita e carregamento de DQO), reportou resultados similares com uma taxa de nitrificação de 73% do total de N-NH_4^+ removido.

Como esperado, a remoção de nitrogênio total no WCVD do presente estudo não foi satisfatória, sendo liberado o efluente final com concentrações na ordem de 70 ± 19 mg/L, enquanto que a concentração de nitrogênio amoniacal foi de 33 ± 9 mg/L. A ocorrência da nitrificação em unidades verticais é um processo biológico comumente esperado, devido a alimentação intermitente e alternada, a qual promove maior arraste e difusão de oxigênio para o interior do maciço filtrante, favorecendo assim, o processo de oxidação do nitrogênio amoniacal (Platzer, 1999).

Com relação ao WCH, a carga aplicada considerando área superficial foi de $2 \pm 0,7$ g NT/m².d, e a unidade apresentou maior desempenho na remoção de nitrogênio total, em torno de $67 \pm 22\%$ em termos de concentração e $70 \pm 19\%$ em termos de carga, alcançando $1,6 \pm 0,7$ g NT/m².d. A remoção de nitrogênio amoniacal também foi satisfatória, atingindo cerca de $85 \pm 12\%$ em termos de concentração e $81 \pm 13\%$ em termos de carga, alcançando $1 \pm 0,3$ g N-NH_4^+ /m².d, removido. A Figura 31 apresenta o comportamento temporal dos compostos nitrogenados no WCH, ao longo do monitoramento.

Figura 31 - Comportamento temporal dos compostos nitrogenados no WCH.

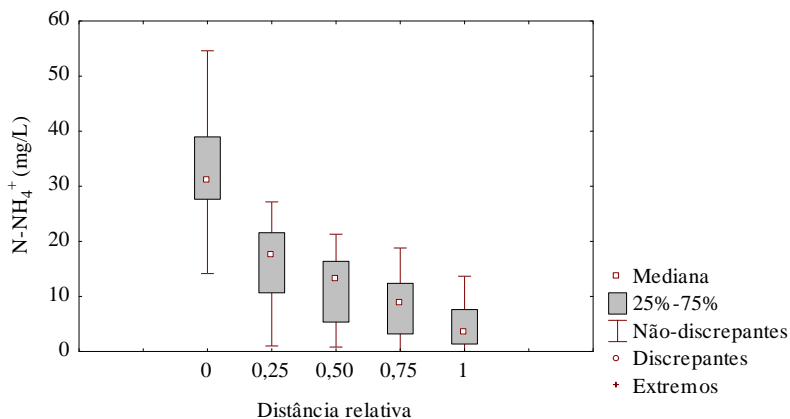


Em relação à ocorrência da desnitrificação, constatou-se uma instabilidade nesse processo biológico, observada através das flutuações de nitrato ao longo do monitoramento. Até a semana 80, observou-se que em algumas amostragens o efluente WCH apresentou maiores concentrações de nitrato que seu afluente. Já após a semana 80, constatou-se um comportamento mais estável, com concentrações efluentes de N-NO_3^- reduzidas e em 100% das amostragens abaixo dos valores afluentes. Infere-se que esta maior estabilidade alcançada após a semana 80, possa estar relacionada com a adaptação das comunidades microbianas atuantes nas transformações de nitrogênio. Vale ressaltar que o período anterior a semana 80, o WCH apresentou eficiência média de remoção de NT, em termos de concentração, em torno de $57 \pm 11\%$, enquanto que após a semana 80, a média de remoção foi $87 \pm 19\%$, corroborando com estabilidade do processo de desnitrificação após a semana 80.

Em comparação com a extensa revisão de Vymazal (2013), o presente estudo obteve melhores resultados de remoção de N-NH_4^+ em relação às médias das 12 unidades WCH do referido autor, visto que a eficiência média apresentada pelo mesmo foi igual a $28,9 \pm 27,8\%$. Dentre elas, somente o estudo de Philippi et al., 2010 apresentou eficiência similar, igual a 76,7%.

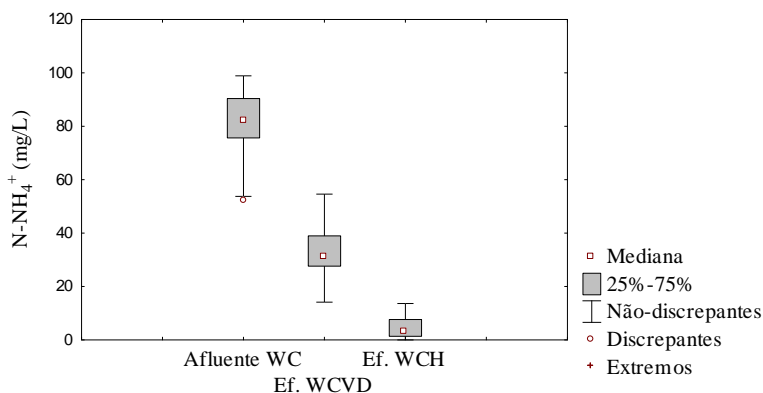
De forma geral, a remoção de nitrogênio amoniacal em WCH pode estar associada com assimilação pela biomassa vegetal e microbiana, adsorção no maciço filtrante e, também, com um processo de nitrificação limitado (HOFFMANN; WINKER, 2011; COOPER, 1996). O comportamento de remoção de N-NH_4^+ ao longo do perfil longitudinal do WCH, pode ser visualizado na Figura 32, em que é possível notar que no primeiro quarto da unidade ocorre a maior remoção relativa, enquanto nas demais seções a remoção se dá em proporções similares.

Figura 32 - Comportamento das concentrações de N-NH_4^+ ao longo do comprimento do WCH.



O sistema híbrido apresentou uma remoção global em termos de concentração de $76 \pm 14\%$ para NT e $95 \pm 4\%$ para N-NH_4^+ , liberando efluente final com 20 ± 11 mg/L e $4,3 \pm 3,5$ mg/L, respectivamente (Figura 33). Esse desempenho em termos de carga representou uma remoção de $90 \pm 5\%$ (5 ± 1 g NT/m².d removidas) para NT e $98 \pm 2\%$ (6 ± 1 g N-NH_4^+ /m².d removidas) para N-NH_4^+ .

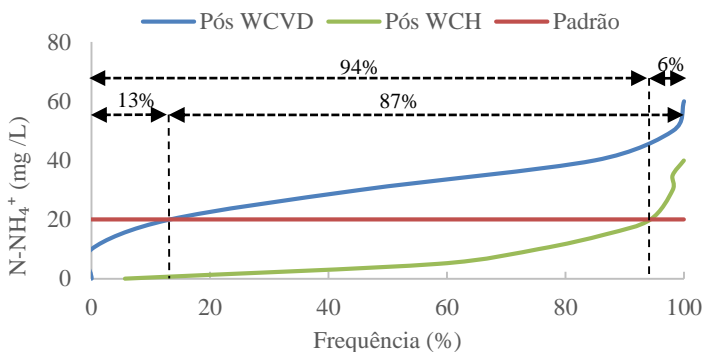
Figura 33 - *Box plot* das concentrações de N-NH_4^+ afluente do WCVD, efluente do WCVD e efluente do WCH.



A Resolução CONAMA 430/2011, em seu artigo 16, determina o padrão de lançamento de efluentes para o parâmetro nitrogênio amoniacal como sendo 20 mg/L. Para fins comparativos, a Figura 34 apresenta a distribuição de frequência das amostras obtidas de N-NH_4^+ , levando-se

em conta este padrão referência. Por análise do gráfico de distribuição de frequências, constatou-se que a unidade WCVD atendeu em 13% das amostras ao padrão de lançamento durante o período monitorado, enquanto 87% das amostras estiveram fora do limite de lançamento. Já a unidade WCH atendeu em 94% das amostras ao limite de lançamento.

Figura 34 - Distribuição de frequências das concentrações efluentes de N-NH_4^+ do WCVD e WCH



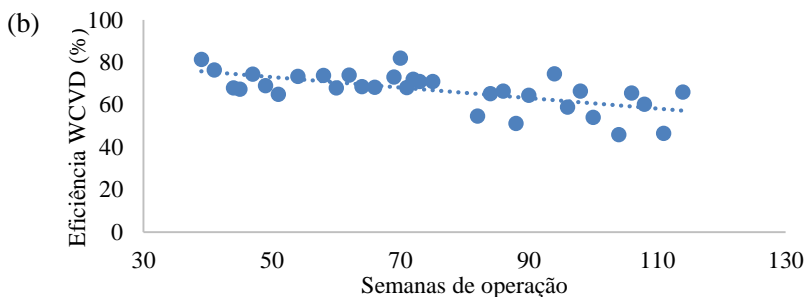
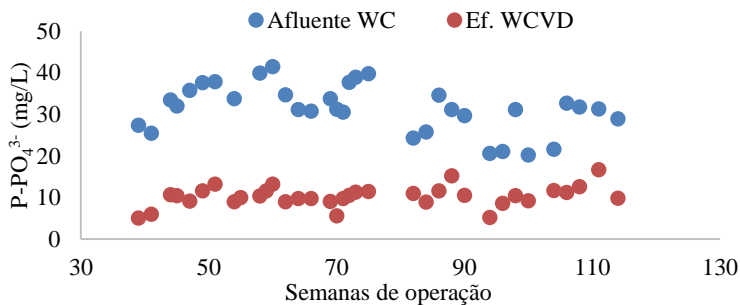
5.3.4 Fósforo ortofosfato

A carga média de P-PO_4^{3-} aplicada no sistema híbrido considerando a área da seção superficial do WCVD foi de $2 \pm 0,6 \text{ g/m}^2\cdot\text{d}$. O WCVD apresentou uma remoção média em termos de concentração de fósforo ortofosfato de $67 \pm 7 \%$ ou em termos de carga de $74 \pm 9 \%$, alcançando remoção de $1,7 \pm 0,5 \text{ g P-PO}_4^{3-}/\text{m}^2\cdot\text{d}$, liberando o efluente final com concentração média de $10,3 \pm 2,4 \text{ mg/L}$. Em sua extensa revisão, Vymazal (2013) reportou uma remoção média de PT de apenas $49 \pm 24\%$ para as unidades WCVD de sistemas híbridos.

Na Figura 35, apresenta-se o comportamento temporal do P-PO_4^{3-} no WCVD em termos de concentração e eficiência de remoção. É possível observar uma tendência de redução de eficiência ao longo do período monitorado (Figura 35b). Até a semana 70, verificou-se um comportamento estável, também constatado e discutido por Rousso (2017) (Figura 35a). Todavia após a semana 70, a eficiência de remoção reduziu de uma média de $72 \pm 5\%$ (antes) para $62 \pm 8\%$ (depois).

Figura 35 – Comportamento temporal do P-PO_4^{3-} no WCVD em termos de concentração afluente e efluente (a), e eficiência de remoção (b).

(a)



Após a semana 70, observou-se alguns episódios em que o efluente esteve com concentrações superiores à média observada ao longo dos meses de monitoramento. No ano de 2016, a média do efluente foi $9,8 \pm 2,1$ mg/L, enquanto no ano de 2017 a média foi $10,1 \pm 2,5$ mg/L, constatando-se um sutil aumento de um ano para o outro.

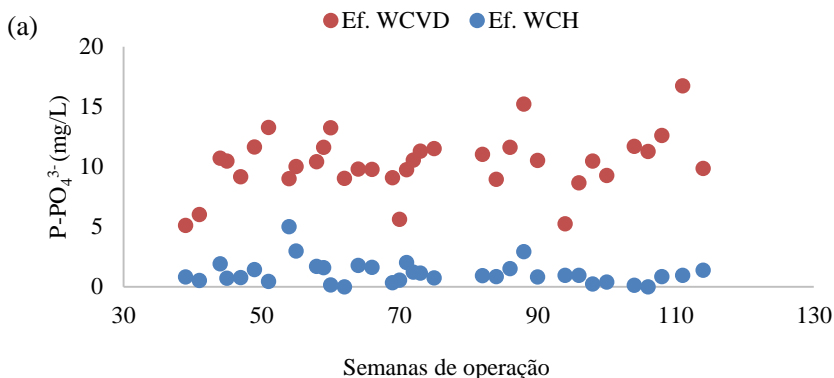
Ao longo da vida útil de um WC, é esperado que ocorra a redução da eficiência de remoção de $P-PO_4^{3-}$, visto que a principal via de remoção de fósforo relatada na literatura é a adsorção junto ao material filtrante e no biofilme formado na rizosfera (BRIX et al., 2011). Seguindo por este raciocínio, a adsorção está relacionada com a capacidade de troca catiônica do material filtrante, e este, por sua vez, está sujeito a saturação.

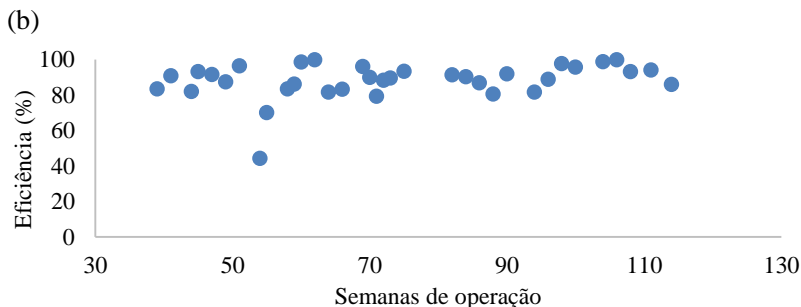
Outro limitante para a remoção de fósforo ortofosfato em WCVD seria a intermitência de alimentação, que de acordo com Vymazal (2007), a oxigenação do material filtrante causa a dessorção e posterior liberação do fósforo junto com o efluente do tratamento. As baixas remoções de $P-PO_4^{3-}$ dos WCVD estão relacionadas ao baixo tempo de contato da água residual com o material filtrante (STEFANAKIS; TSIHRINTZIS, 2012).

Com relação ao WCH, a carga aplicada considerando área superficial foi de $0,7 \pm 1,1$ g P- $\text{PO}_4^{3-}/\text{m}^2\cdot\text{d}$. A unidade apresentou elevada remoção, em torno de 87 ± 10 % em termos de concentração e 91 ± 8 % em termos de carga, alcançando uma remoção de $0,3 \pm 0,1$ g P- $\text{PO}_4^{3-}/\text{m}^2\cdot\text{d}$, liberando efluente final com concentração média de $1,1 \pm 1$ mg/L. Comparando-se aos WCH relacionados por Vymazal (2013), o presente estudo apresentou desempenho superior à média dos trabalhos avaliados, que foi igual a $45,8 \pm 36,3$ %. Com destaque para o estudo de Foladori et al. (2012), único caso presente na revisão de referido autor, cujo desempenho superou o WCH avaliado, sendo igual a 95%.

Na avaliação temporal de desempenho do WCH (Figura 36), observou-se um redução no desempenho após a semana 50, o que gerou um efluente de concentração superior à média observada. Apesar do evento pontual, a unidade se manteve estável durante todo o período avaliado. Paoli (2010), em estudo de WCH plantado com *typha latifolia*, obteve remoção apenas de 33% de fósforo total, empregando escória de alto forno como material filtrante. Guimarães (2013), empregando areia grossa como material filtrante, *cyperus papiros* como macrófita e sob as mesmas condições climáticas do presente estudo, obteve remoção de 63% em termos de concentração e 1 g/m².d em termos de carga, em WCH pós tanque séptico.

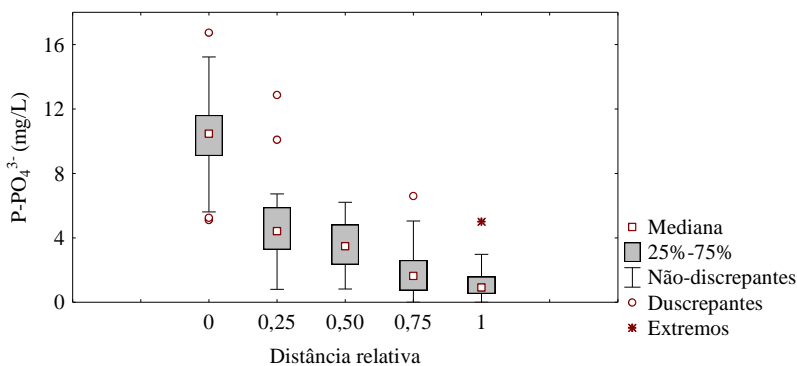
Figura 36 - Comportamento temporal do P- PO_4^{3-} no WCH em termos de concentração afluente e efluente (a), e eficiência de remoção (b).





Ao longo do perfil longitudinal do WCH, constatou-se que a maior remoção relativa se deu na primeira seção (0 - 0,25 ou 0 - 1,30 m), que representou 54% do total afluente ou 66% do total removido em termos de concentração. Nas demais seções o desempenho manteve-se linear ao longo do comprimento. A Figura 37 apresenta gráfico do tipo *box plot* com o comportamento observado.

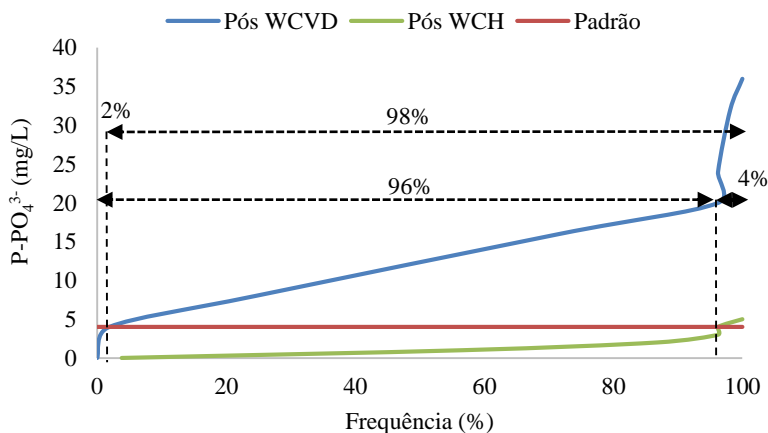
Figura 37 - Comportamento das concentrações de $P-PO_4^{3-}$ ao longo do comprimento do WCH.



O desempenho global do sistema híbrido em termos de concentração foi $97 \pm 3\%$, e em termos de carga foi $99 \pm 1\%$ ($2 \pm 0,5$ g/m².d). Para fins comparativos com a normativa de lançamento de efluente que utiliza o parâmetro fósforo total, considerou-se a relação $[PO_4^{3-}] \approx 0,7[PT]$ (WPC, 1983). A lei estadual de Santa Catarina 14.674/2009 exige o limite de 4 mg/L para lançamentos em trechos de lagoas, lagunas e estuários, ou eficiência mínima de 75%. O sistema híbrido atendeu ao requisito de eficiência mínima de 75% de remoção em 100% das amostragens. A Figura 38 apresenta a distribuição de

freqüências das amostras obtidas de $P-PO_4^{3-}$, levando-se em conta o padrão referência de 4 mg/L, na qual nota-se que o efluente WCH atende ao padrão em 96% das amostragens, enquanto o WCVD atende apenas em 2%.

Figura 38 - Distribuição de freqüências das concentrações efluentes de $P-PO_4^{3-}$ do WCVD e WCH.



5.3.5 pH e Alcalinidade

Os valores médios de pH obtidos durante o monitoramento são apresentados na Figura 39, na qual observou-se a redução do pH após a passagem do efluente pelo WCVD e um sutil aumento após a passagem pelo WCH. Sendo que o efluente do WCVD e WCH mantiveram-se próximo a neutralidade, em 75% das amostras com pH de 6,8 e 7, respectivamente.

Figura 39 - Box-plot dos valores de pH afluente ao WCVD, efluente do WCVD e efluente do WCH.

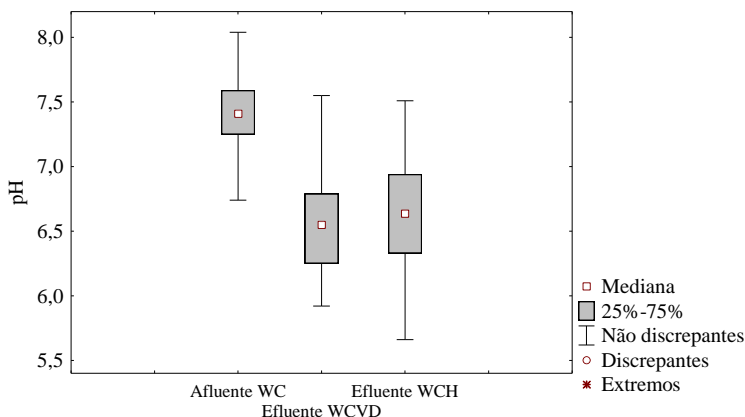
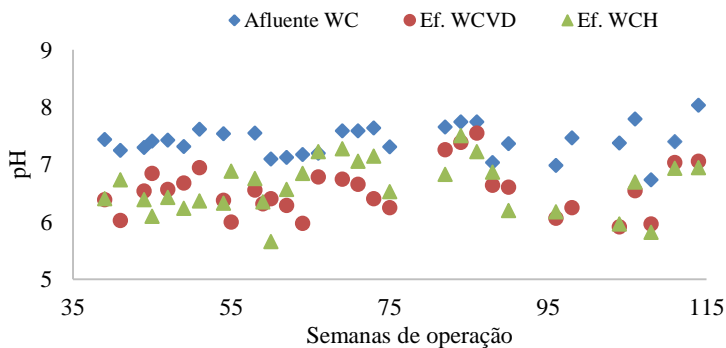


Figura 40 - Comportamento temporal do pH afluente ao WCVD, efluente do WCVD e efluente do WCH.



Na Figura 40 foi possível constatar um comportamento temporal similar de ambos os WC, destacando que o efluente final ficou dentro da faixa de valores recomendados para atividades microbianas, entre 6 e 9 (METCALF; EDDY, 2003). De acordo com Zaparolli (2011), um dos fatores que podem colaborar com a diminuição do pH é a presença de substâncias orgânicas geradas por ciclos de crescimento, morte e decomposição das macrófitas. Vale ressaltar que apesar de a nitrificação tender a baixar o pH na coluna de água através da formação de ácido carbônico, esta redução do pH pode ser tamponada pela perda de dióxido

de carbono a partir da coluna de água para a atmosfera (KADLEC; KNIGHT, 1996).

A gama de pH ótimo observado para a nitrificação no tratamento está entre cerca de 7,2 e 9,0 (METCALF; EDDY, 2003). O WPCF (1983 *apud* KADLEC; KNIGHT, 1996) recomenda que o pH seja mantido acima de 7,2 para a estabilidade de nitrificação, fato não observado neste estudo, visto que o valor mediano e média de pH nos dois WC foi em torno de 6,6.

Com relação à alcalinidade (Figura 41 e Figura 42), observou-se redução na concentração de $\text{mg CaCO}_3/\text{L}$ do afluente após a passagem pelo WCVD, sendo um indicativo de ocorrência de nitrificação e um sutil aumento da alcalinidade no efluente final do sistema híbrido, após a passagem pelo WCH. Em 75% das amostras, afluente ao WC, efluente do WCVD e efluente do WCH apresentaram alcalinidade de 282,5 $\text{mg CaCO}_3/\text{L}$, 60 $\text{mg CaCO}_3/\text{L}$ e 80 $\text{mg CaCO}_3/\text{L}$, respectivamente.

As medições de redução de alcalinidade, em sistemas de tratamento por *wetlands*, são entre 6,3 e 7,4 mg/L de alcalinidade na forma de CaCO_3 por mg/L de nitrogênio-amoniaco oxidado (USEPA, 1993). Aproximadamente 7,14 mg/L (como CaCO_3) de alcalinidade são consumidos para cada mg/L de N-NH_4^+ nitrificado (KADLEC; KNIGHT, 1996).

Figura 41 - *Box-plot* dos valores de alcalinidade afluente ao WCVD, efluente do WCVD e efluente do WCH.

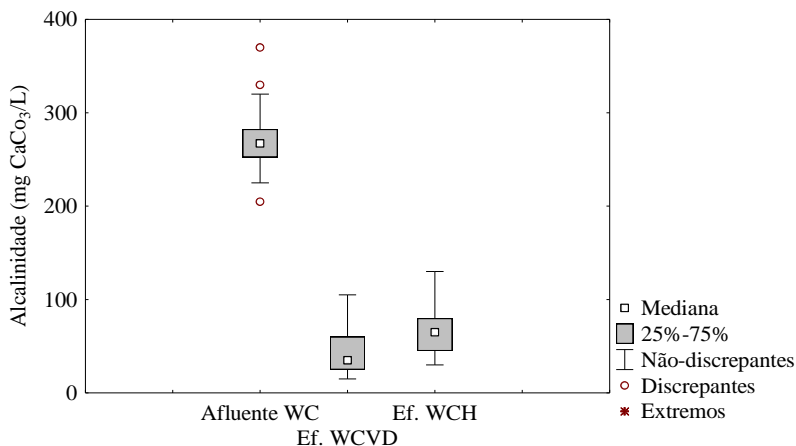
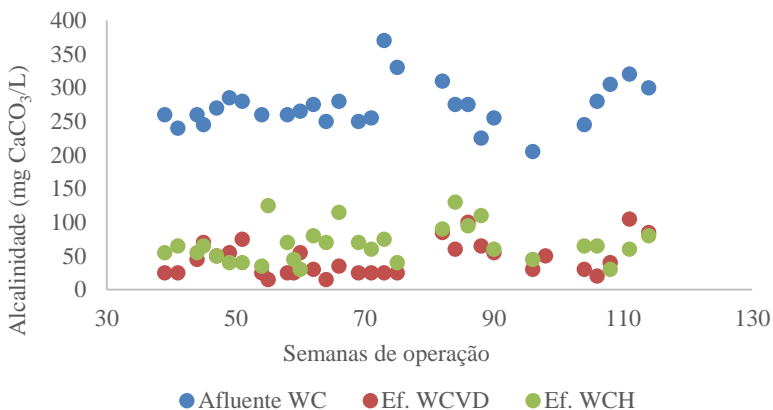
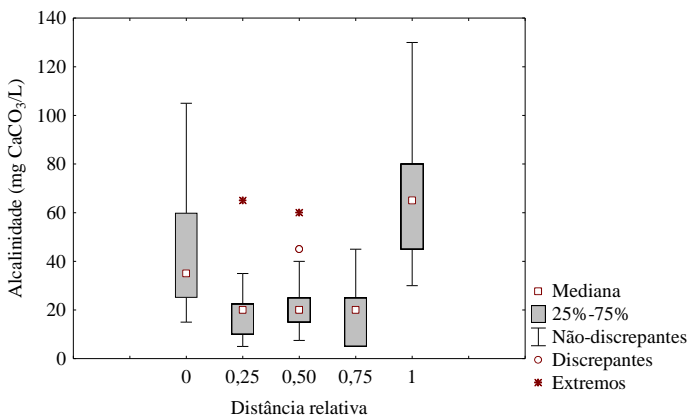


Figura 42 - Comportamento temporal da alcalinidade afluente ao WCVD, efluente do WCVD e efluente do WCH



Já o processo de desnitrificação está associado a um aumento da alcalinidade no efluente de WC, com uma produção aproximada de 3 g CaCO₃ para cada g de N-NO₃⁻ reduzido (KADLEC; WALLACE, 2009), fato este observado na última porção do WCH (Figura 43). Diante do exposto, infere-se que a alcalinidade foi consumida até a aproximadamente 4 metros ou 75% após a entrada do WCH, seguido por um aumento nos últimos 1,30 m, podendo ser um indicativo do processo de desnitrificação ocorrendo junto ao WCH.

Figura 43 – Comportamento da alcalinidade ao longo do comprimento do WCH.



5.4 ESTUDO HIDRODINÂMICO

5.4.1 Condutividade hidráulica localizada

O monitoramento da condutividade hidráulica foi realizado em 4 campanhas ao longo de 2016 e 2017, no apêndice B estão os dados tabelados das 4 campanhas. As Figura 44 e 45 apresentam os resultados do *bail test* e *slug test*, respectivamente, aliado aos resultados de acúmulo de sólidos, ao longo do perfil longitudinal do WCH.

No decorrer deste acompanhamento, observou-se uma tendência de aumento de condutividade hidráulica ao longo do percurso longitudinal do reator, apesar de não ser uma variação significativa estatisticamente (ANOVA: $\alpha = 0,05$). Os sólidos totais apresentaram resultados praticamente uniformes ao longo do leito. Mesmo que pequena esta diferença de ST, o aumento de k_s ao longo do leito apresentou uma relação inversa com o acúmulo de sólidos totais. Uma vez que a deposição de sólidos e de material orgânico de difícil degradação pelos microrganismos, na região inicial do leito, levam a redução da porosidade drenável (KADLEC; WALLACE, 2009).

Figura 44 - Resultados do *bail test* realizado no WCH.

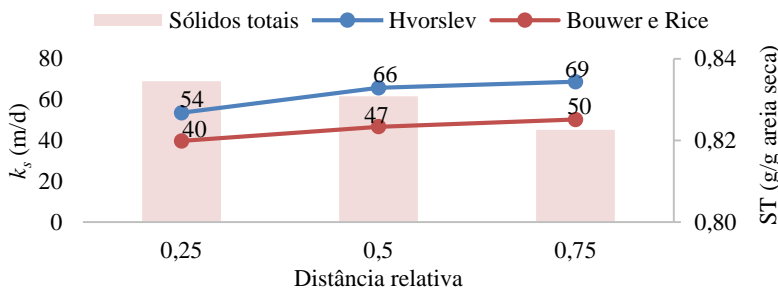
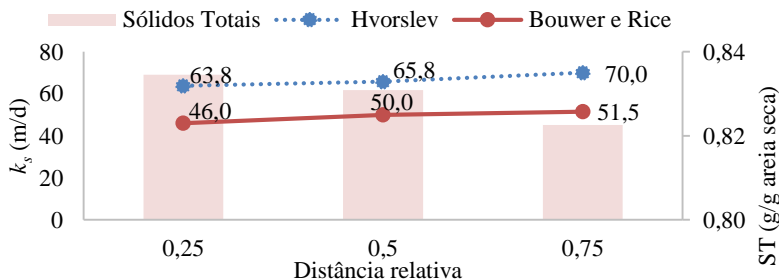


Figura 45 - Resultados do *slug test* realizado no WCH.



De maneira geral, os resultados obtidos pela interpretação do método de Bouwer e Rice foram menores do que pelo método de Hvorslev tanto no *slug test* quanto no *bail test*. Ambos os testes apresentaram valores próximos ao se comparar os resultados sob o mesmo método de interpretação, não havendo diferença estatística (ANOVA: $\alpha = 0,05$). No método de Hvorslev os resultados de k_s variaram de 53,5 a 68,8 m/d no *bail test* e de 63,8,6 a 70 m/d no *slug test*. Enquanto no método de Bouwer e Rice, os resultados variaram de 39,8 a 50,3 cm/s no *bail test* e de 46 a 51,5 m/d no *slug test*.

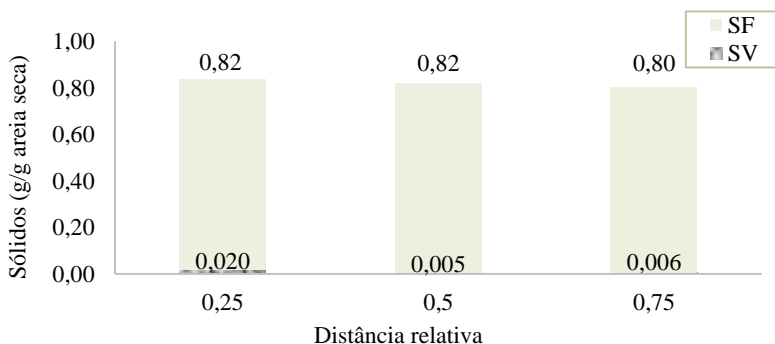
Caselles-Osorio et al. (2007) observaram um aumento de k_s de 25 a 30 m/d na zona de entrada para a 61 m/d na zona de saída, em quatro anos de pesquisa em um WCH, como tratamento terciário de efluente municipal. Já Ferres (2012) identificou pequena variação de condutividade hidráulica ao longo do comprimento de dois pilotos de WCH, operando por 2 meses no tratamento de efluente de suinocultura. Neste estudo, o meio filtrante era brita ($d_{60} = 9,1\text{mm}$; $U = 3,1$) e os valores de k_s variaram de 1.824 a 2.390 m/d na entrada da unidade e de 1.392 a 1.973 m/d na saída da mesma.

Em WC com 1 ano e 11 meses de operação plantado com *Typha latifolia*, Paoli e Von Sperling (2013) observaram variação da condutividade hidráulica na zona de entrada de 7 a 41 m/d e na zona de saída de 30 a 107 m/d. E no mesmo WC, porém após 7 anos de operação, Matos (2015) reportou variação de k_s de 5 a 7 m/d na zona de entrada e de 7 a 61 m/d na zona de saída, o que revelou uma flutuação nos valores ao longo do comprimento do WCH, contradizendo as expectativas de crescimento contínuo de k_s com a distância da entrada para a saída. Matos et al. (2017), ao avaliar diferentes métodos de medição de condutividade hidráulica saturada, constatou que a medição através de tubos inseridos no meio filtrante de WC não garante medições confiáveis.

Com relação aos sólidos presentes no leito filtrante, em todos os pontos amostrados, a maior porção foi de sólidos fixos, sendo a biomassa aderida representada por uma fração menor (Figura 46). Nas porções de entrada e central do WCH os sólidos fixos apresentaram valores em torno de 0,82 g/g areia seca, e próximo a zona de saída em torno de 0,80 g/g areia seca, representando em torno de 99% dos sólidos totais. Esta maior proporção de sólidos fixos também foi observada por Paoli e Von Sperling (2013) e Caselles-Osório et al. (2007). Em estudo de unidades de WCH plantada e não plantada, Paoli e Von Sperling (2013) relataram fração dos sólidos fixos média ao longo dos leitos de 78 e 80%, respectivamente. Enquanto Caselles-Osório et al. (2007) constatou cerca de 85% de sólidos fixos no leito do *wetland*.

O WCH apresentou concentração de sólidos totais praticamente uniforme ao longo do leito filtrante. Provavelmente, esta não diferenciação na concentração de sólidos está associada à posição do WCH no arranjo tecnológico, ou seja, a jusante da unidade vertical. Conseqüentemente, o WCH recebe uma baixa carga de SST (aproximadamente 0,4 g SST/m².d), que retarda o processo de colmatação. Além disso, todo o sistema de tratamento é jovem, com cerca de 2 anos e 5 meses de atividade.

Figura 46 – Fração de sólidos presentes no meio filtrante ao longo do comprimento do WCH.



Apesar de não ter se observado variação da condutividade hidráulica ao longo do leito filtrante, muitos estudos comparativos de condutividade hidráulica têm demonstrado diferenças significativas desta variável entre as zonas de entrada e saída em WCH (CASELLES-OSORIO et al., 2007; PAOLI; VON SPERLING, 2013; PEDESCOLL et al., 2009). Cabendo destacar a dificuldade em se comparar dados de condutividade hidráulica em função do tipo de material filtrante utilizado, macrófita empregada, bem como idade dos sistemas e condições operacionais dos mesmos. Os resultados obtidos até o momento estão dentro da gama de resultados reportados na literatura (Tabela 21).

Tabela 21 - Comparativo entre valores de k_s obtidos no presente estudo com a literatura.

Referência	Efluente	Nível de tratamento	Macrófita empregada	TAH (mm/d)	Idade do sistema (meses)	Material filtrante	k_s (m/d)	
							Entrada	Saída
Freitas (2017)	Esgoto sanitário	Secundário avançado	<i>Typha domingensis</i>	27,2	20	Areia: $d_{60} = 1,16$ mm; $U = 4$	39,8 – 63,8	50,3 – 70
Caselles-Osorio et al. (2007)		Secundário	<i>Phragmites australis</i>	45	48	Brita: $d_{60} = 9$ mm; $U = 1,8$	0 – 6,0	12,0
		Terciário	<i>Phragmites australis</i>	170	48	Brita: $d_{60} = 9$ mm; $U = 1,8$	20,0 – 30,0	61,0
		Secundário	<i>Phragmites australis</i>	48	48	Brita: $d_{60} = 10$ mm; $U = 2,5$	1,0 - 19,0	2,0
		Primário	<i>Phragmites australis</i>	88	48	Brita: $d_{60} = 9$ mm; $U = 1,8$	0 – 4,0	200,0
		Secundário	<i>Phragmites australis</i>	53	36	Brita: $d_{60} = 9$ mm; $U = 1,8$	0 - 1,0	87,0
		Secundário	<i>Phragmites australis</i>	54	36	Brita: $d_{60} = 9$ mm; $U = 1,8$	3,0 - 18	82,0
Pedescoll et al. (2009)	Esgoto sanitário	Secundário	<i>Phragmites australis</i>	181	177	Brita: $d_{60} = 9$ mm; $U = 1,8$	20,0	45,0
		Secundário	<i>Phragmites australis</i>	178	218	Brita: $d_{60} = 9,2$ mm; $U = 1,8$	3,0	55,0
Paoli e Von Sperling (2013)		Secundário/ Terciário	<i>Typha latifolia (taboa)</i>	120	23	Escória de alto forno: $d_{10} = 19$ mm; $U = 1,2$	7,0 – 41,0	30,0 -107,0
Matos (2015)		Secundário/ Terciário	<i>Typha latifolia (taboa)</i>	120	96	Escória de alto forno: $d_{10} = 19$ mm; $U = 1,2$	5,0	61,0
Ferres (2012)	Suinocultura	Secundário	<i>Cynodon spp. (tifton 85)</i>	69	2	Brita 0 : $d_{60} - 9,1$ mm; $U = 3,1$	2.390	1.392
		Secundário	<i>Alternanthera philoxeroides</i>				1.824	1.973

OBS.: Destacado em cinza os resultados do presente estudo.

Fonte: Autoria própria (2017).

5.4.2 Testes com traçador

A representação gráfica da curva DTD ou curva E, como resposta do teste, é um reflexo do comportamento do fluxo dentro do *wetland*, e a recuperação do traçador é obtida através do método dos momentos (KADLEC; WALLACE, 2009) e a curva F representa a curva cumulativa dos tempos de detenção hidráulica. As curvas de recuperação de massa, as curvas E e as curvas F de cada teste são apresentadas na Figura 47, Figura 48 e Figura 49.

Figura 47 – Teste nº 1: (a) Curva de recuperação de massa do traçador (b) Curva de distribuição dos tempos de detenção hidráulica (curva E), e Curva cumulativa dos tempos de detenção (curva F).

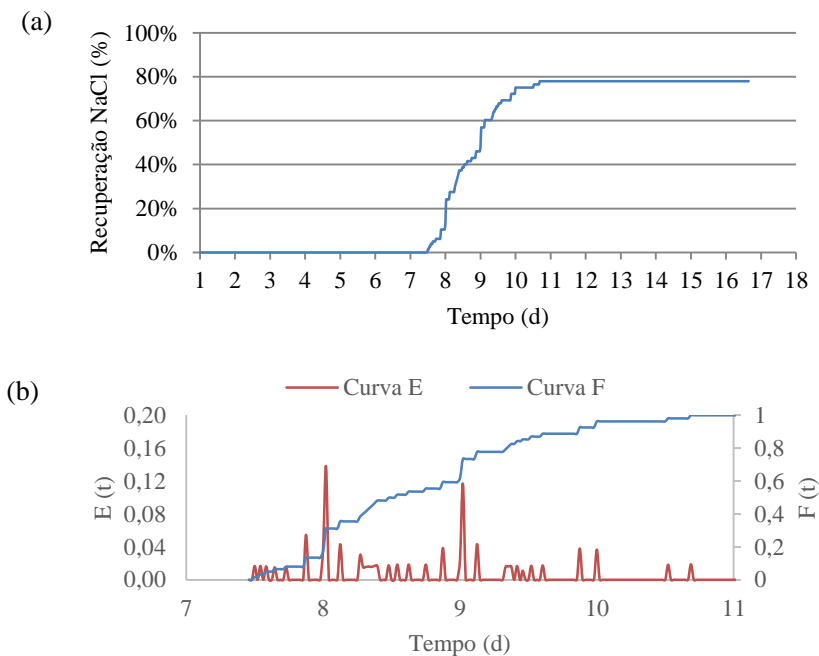


Figura 48 - Teste n° 2: (a) Curva de concentração de NaCl por tempo em resposta ao teste com traçador (b) Curva de distribuição dos tempos de detenção hidráulica (curva E), e Curva cumulativa dos tempos de detenção (curva F).

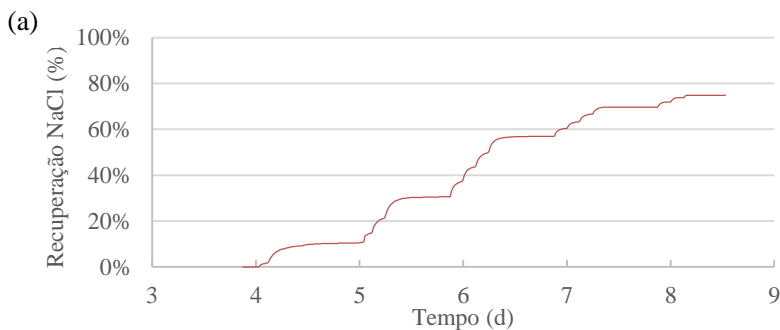


Figura 48 - Teste n° 2: (a) Curva de concentração de NaCl por tempo em resposta ao teste com traçador (b) Curva de distribuição dos tempos de detenção hidráulica (curva E), e Curva cumulativa dos tempos de detenção (curva F) (continuação).

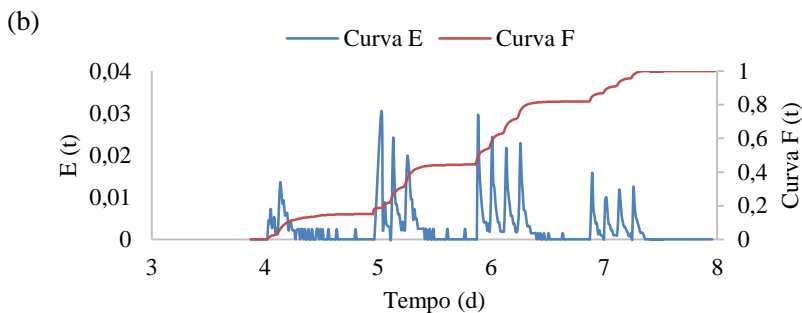
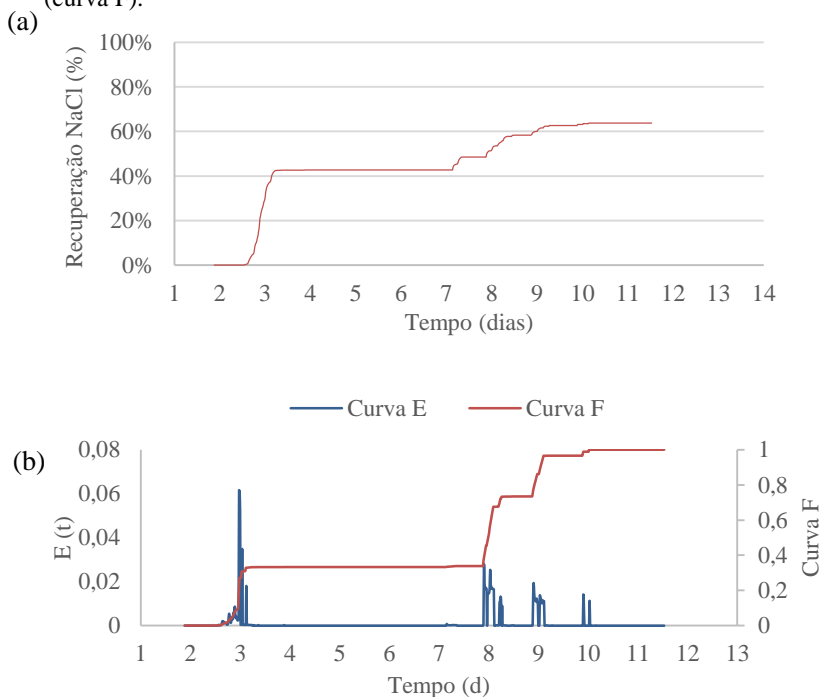


Figura 49 - Teste nº 3: (a) Curva de concentração de NaCl por tempo em resposta ao teste com traçador (b) Curva de distribuição dos tempos de detenção hidráulica (curva E), e Curva cumulativa dos tempos de detenção (curva F).

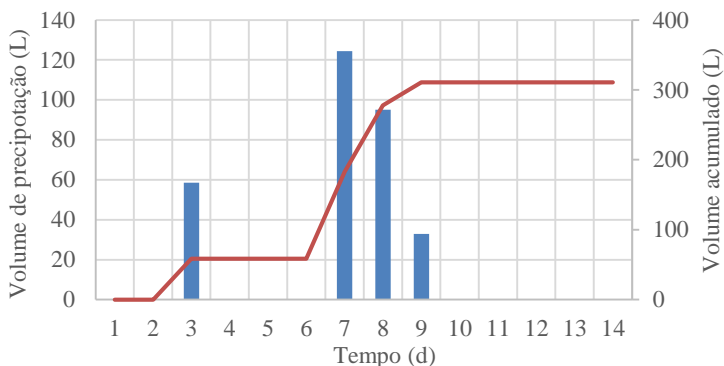


As oscilações na curva E em todos os ensaios registrados não refletem um comportamento esperado para teste de traçador, todavia elas se justificam pela intermitência de alimentação da unidade, visto que o WCH está em série logo após um WCVD, e isso implica diretamente na recuperação de massa do traçador.

Os gráficos resposta nos três testes apresentaram nitidamente diferenças gráficas na saída do traçador e, provavelmente, tais divergências ocorreram em função de 2 razões principais: precipitação pluviométrica e TAH diferentes. Durante os 14 dias do teste 1, realizado em agosto de 2016, houve uma contribuição pluviométrica no WCH de 19 mm ou 311 L (Figura 50), sob uma TAH de 62,3 mm/d. Infere-se que esta contribuição pode ter interferido na saída do traçador, a partir do sétimo dia de teste, visto que o maior volume precipitado foi no mesmo dia em que o traçador começou a ser identificado no efluente do WCH.

Geralmente, resultados de testes com traçadores são considerados aceitáveis se pelo menos 80% da massa do traçador adicionado na entrada é recuperado na saída do reator (HEADLEY e KADLEC, 2007). O teste 1 obteve uma recuperação satisfatória de massa do traçador, em torno de 79,9%, sendo que foram necessários aproximadamente 9 dias para recuperação de 50% da massa de NaCl aplicada.

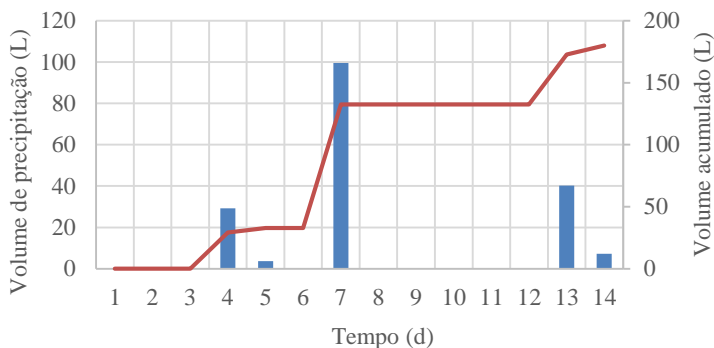
Figura 50 - Contribuição pluviométrica durante realização do teste 1 com traçador.



Durante os 14 dias do teste 2, a contribuição pluviométrica no WCH foi de 11 mm ou 180 L, sob uma TAH de 88,4 mm/d (Figura 51). Dos três testes realizados, o teste 2 foi o que refletiu melhor o comportamento considerando-se uma menor contribuição pluviométrica, ou seja, com menor interferência das chuvas. Devido a isso, no gráfico da curva E (Figura 48b), que reflete a recuperação de massa ao longo do teste, é possível notar a resposta do WCH em relação aos pulsos de alimentação do WCVD a montante, visto que a alimentação variou de 3 a 4 pulsos por dia, o que repercutiu diretamente na recuperação do traçador. Nos demais testes, a intensa contribuição pluviométrica interferiu na visualização desse comportamento operacional, justificando a diferença dos picos de recuperação de massa nas curvas E.

Observou-se o aparecimento do traçador a partir do quarto dia do teste 2, que, por sua vez, coincidiu com uma contribuição de chuva em torno de 2 mm, referente a 29 L. O referido teste obteve uma recuperação satisfatória de massa de NaCl, em torno de 75%, sendo que foram necessários aproximadamente 6,3 dias para recuperação de 50%.

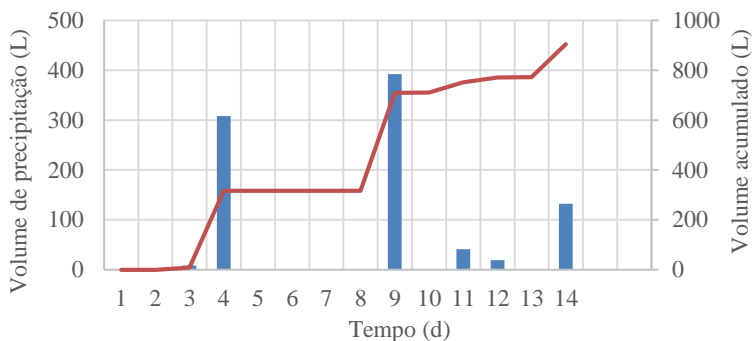
Figura 51 - Contribuição pluviométrica durante realização do teste 2 com traçador.



No teste 3 houve a maior contribuição pluviométrica de todos os três testes, com 57 mm ou 905 L de chuva durante os 14 dias de ensaio (Figura 52), destacando que o teste ocorreu sob mesma TAH do ensaio anterior. Na curva E (Figura 49b), observou-se picos espaçados de recuperação de massa do traçador, que provavelmente foi devido a diluição do mesmo dentro do reator.

A saída do traçador do WCH foi detectada entre o segundo e terceiro dia, coincidindo com o primeiro evento de chuva durante o ensaio, em torno de 1 mm. Infere-se que a ocorrência desse evento pluviométrico adiantou a saída do traçador, divergindo do resultado do segundo teste, cujo aparecimento do NaCl se deu no quarto dia de ensaio. Além disso, a intensa precipitação provavelmente contribuiu para a dispersão do traçador dentro do reator, visto que a recuperação de sal foi menor em comparação aos outros testes, em torno de 64%. Com relação à dispersão, os resultados estão apresentados no item 5.4.2.1 em discussão sobre os indicadores hidrodinâmicos como resposta aos três testes realizados.

Figura 52 - Contribuição pluviométrica durante realização do teste 3 com traçador.



5.4.2.1 Indicadores hidrodinâmicos

Em resposta aos testes com traçador realizados, a Tabela 22 sumariza os indicadores hidrodinâmicos obtidos.

Tabela 22 – Indicadores hidrodinâmicos do WCH referentes aos testes com traçador.

Indicadores hidrodinâmicos	Teste 1	Teste 2	Teste 3
t_i (d)	7,5	4,0	2,5
t_p (d)	8,0	5,0	7,1
t_{10} (d)	7,8	4,6	2,8
$TDH_{nominal}$ (d)	9,0	7,0	7,0
$TDH_{médio}$ (d)	8,7	5,9	6,7
e_v	0,97	0,84	0,95
ICC	0,83	0,58	0,36
ITMR	0,89	0,72	1,02
Rec. Massa (%)	79,9	75	63,7
d - grande intensidade (Levenspiel, 2000)	0,004	0,016	0,087
d - pequena intensidade (Levenspiel, 2000)	0,004	0,016	0,079
N (Kadlec; Wallace, 2008)	11	7	10
Tempo de operação	1 ano e 1 mês	1 ano e 10 meses	2 anos

Os testes demonstraram excelente aproveitamento do volume do reator, a cima de 84% de eficiência volumétrica. Como mencionado anteriormente, o primeiro teste diferenciou-se dos demais por ter sido realizado sob condições de operação distinta, ou seja, sob uma TAH menor, o que refletiu em TDH_m maior que os demais testes. Visto que, de acordo Kadlec e Wallace (2009), o TDH é inversamente proporcional a TAH, justificando-se o resultado obtido.

Por análise do índice de curtos-circuitos (ICC), o primeiro e segundo ensaios apresentaram tendência ao escoamento de fluxo pistão, enquanto o terceiro refletiu comportamento próximo a mistura completa. Analisando-se os valores do Índice de Tempo Modal de Retenção (ITMR), nos 2 primeiros testes o comportamento se aproximou do escoamento pistonado, corroborando com os resultados do número de tanques em série (N), que também refletiram a mesma constatação. Enquanto, o ITMR do teste 3, maior que 1, indicou que a distribuição não estava uniforme. Cabe ressaltar que o tempo de aparecimento dos picos de carga do traçador (t_p) foi inferior ao tempo médio de detenção hidráulica nos testes 1 e 2. Segundo Borges et al. (2009), isso indica a formação de pequenos canais preferenciais e a ocorrência de regiões de estagnação (zonas mortas).

Guimarães (2013), em teste com traçador utilizando NaCl, obteve recuperação de massa de 69%, número de dispersão de 0,02 e eficiência volumétrica de 1,14, indicando um reator com tendência ao fluxo pistão e com ocorrência de caminhos preferenciais e/ou zonas mortas. Matos (2015), empregando o mesmo tipo de traçador, obteve recuperação de 72%, ICC de 0,19, e_v de 0,82 e número de dispersão de 0,16, tratando-se de um WCH também com tendência ao fluxo pistão.

USEPA (2000) reporta números de dispersão para WCH na faixa de 0,07 e 0,35, categorizando valores menores que 0,025 como comportamento próximo ao fluxo pistão, e resultados maiores que 0,20 como fluxo com alto grau de dispersão. O módulo *wetland* em estudo apresentou valores baixos de dispersão, nos 2 primeiros ensaios, refletindo tendência ao escoamento de fluxo pistão. Enquanto o terceiro ensaio apresentou grau de dispersão moderada.

A intensa interferência da precipitação pluviométrica no teste 3 corroborou para os resultados divergentes, em relação a interpretação do comportamento hidrodinâmico. Infere-se que a dispersão ocasionada pela chuva, adiantou a saída do traçador e possivelmente o conduziu a zonas mortas e/ou caminhos preferenciais, repercutindo em uma menor porcentagem de recuperação de massa traçador e maior TDH_m (comparando-se ao teste 2). Devido a menor interferência das chuvas no

teste 2 e por melhor representar o atual comportamento hidrodinâmico do sistema, optou-se por utilizar os resultados deste ensaio, para determinação do coeficiente de decaimento (k_d) através da modelagem hidráulico-cinética.

5.4.2.2 Modelagem hidráulica-cinética

A partir dos dados observados de decaimento de DQO ao longo do comprimento do WCH e do teste 2 de traçador, estimou-se dados de DQO para os modelos fluxo pistão (FP) e fluxo pistão modificado com concentração residual (FP k-C*), a fim de se determinar os respectivos coeficientes de decaimento (k_d). Os indicadores que foram utilizados para determinar o modelo que melhor representa o decaimento da DQO observada foram o maior valor do coeficiente de determinação (R^2), a soma dos erros quadrados total (SQT) e a soma dos quadrados dos resíduos (SQ_{res}) para os valores observados e estimados.

Os valores observados e estimados de acordo com o modelo fluxo pistão e pistão modificado com residual são apresentados na Figura 53 e Figura 54, respectivamente. Os coeficientes de decaimento e os indicadores de calibração obtidos na modelagem estão sumarizados na Tabela 23.

Figura 53 - Valores observados e estimados segundo o modelo FP.

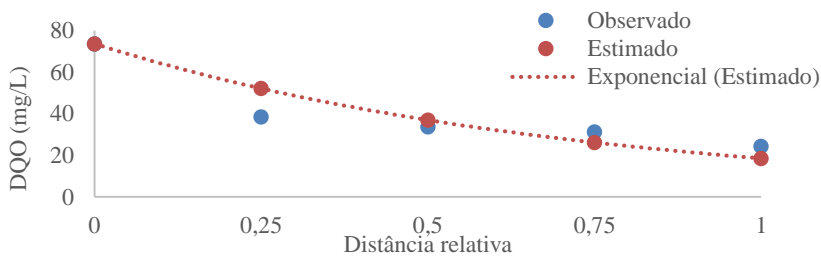


Figura 54 – Valores observados e estimados segundo o modelo FP k-C*.

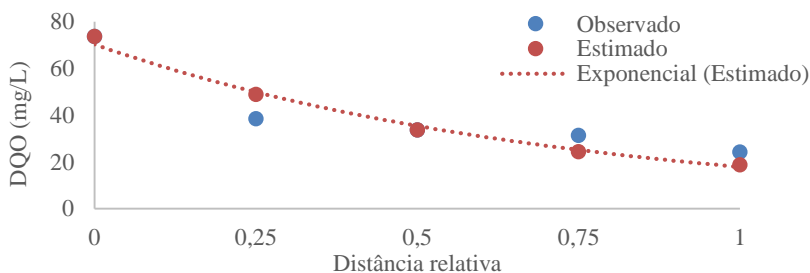


Tabela 23 - Resumos dos resultados da modelagem hidráulica-cinética.

Dados do modelo	FP	FP k-C*
TDH _m (d)	5,9	5,9
C*(mg/L)	-	10
R ²	0,83	0,86
SQT	1498,3	1498,3
SQ _{res}	257,5	184,5
k _d	0,23	0,33

Constatou-se que as concentrações finais estimadas nos dois modelos foram menores que as observadas, com uma diferença de estimativa em torno de 24% para o modelo FP e cerca de 23% para o FP modificado.

A concentração residual considerada para a modelagem foi a menor concentração observada no efluente do WCH, ao longo do tempo de monitoramento, referente a 10 mg/L. Para o modelo FP obteve-se k_d de 0,23 d⁻¹, enquanto que para o modelo FP modificado obteve-se k_d de 0,33 d⁻¹ com valor de R² maior que o modelo FP.

Os valores obtidos de k_d estão dentro da gama de resultados reportados na literatura. Em estudo conduzido em Santa Catarina, em um WCH tratando esgoto doméstico sob carga de 22,7 g DQO/m².d, Guimarães (2013) obteve resultados similares, com k_d de 0,35 d⁻¹ para modelo FP e k_d de 0,38 d⁻¹ para modelo FP k-C*, considerando C* de 15 mg/L. Von Sperling e Paoli. (2013) obtiveram k_d de 0,81 d⁻¹ em modelo de FP, e k_d de 1,15 d⁻¹ em modelo de FP k-C*, considerando C* de 17 mg/L. Já Fia (2009) obteve de 0,55 a 1,63 d⁻¹ para modelo FP e de 1,76 a 4,57 d⁻¹ para FP k-C*, sob diferentes taxas de aplicação de carga, tratando efluente de suinocultura.

A presença do residual na modelagem de matéria orgânica faz com que o decaimento seja intenso no início do leito até que se atinja o valor mínimo estipulado, como de fato se observa no comportamento de WC. Notadamente, o modelo FP modificado representou melhor o decaimento da matéria orgânica em termos de DQO, representando 92% do k_d de projeto, referente a 0,36 d⁻¹.

6 CONCLUSÃO

Com base no monitoramento físico-químico e hidrodinâmico do WCH pertencente a um sistema híbrido em operação por 2 anos e 5 meses, constatou-se que:

- A redução das vazões máximas efluente do WCH no primeiro ano de pesquisa (2016), possivelmente esteve vinculada ao crescimento das raízes no material filtrante;
- A evapotranspiração do WCVD foi de 9,7% da TAH ou 6,7 mm/d, similar ao parâmetro de projeto de 6 mm/d;
- A evapotranspiração média do WCH foi inferior ao esperado e resultou em 8% da TAH ou 2,2 mm/d. Possivelmente, isso ocorreu devido à infestação de afídeos, devido à série histórica não ter dados de verão e devido ao suposto volume não contabilizado em função do transbordamento de efluente no basculante a montante do WCH;
- O WCVD alcançou remoções de 35 g DQO/m².d ou 89%, 3,9 g SST/m².d ou 89%, 1,7 g P-PO₄³⁻/m².d ou 74%, 4 g N-NH₄⁺/m².d ou 69% e 3 g NT/m².d ou 33% das cargas aplicadas;
- O WCH alcançou remoções de 1,5 g DQO/m².d ou 71%, 0,3 g SST/m².d ou 73%, 0,3 g P-PO₄³⁻/m².d ou 91%, 1 g N-NH₄⁺/m².d ou 81% e 1,6 g NT/m².d ou 70% das cargas aplicadas;
- A remoção global do sistema híbrido foi de 38 g DQO/m².d ou 98%, 5 g SST/m².d ou 98%, 2 g P-PO₄³⁻/m².d ou 99%, 6 g N-NH₄⁺/m².d ou 98% e 5 g NT/m².d ou 90% das cargas aplicadas;
- A condutividade hidráulica saturada no WCH não apresentou mudanças significativas da zona de entrada à zona de saída, e os valores de k_s obtidos pelo *slug test* e *bail test* não apresentaram diferença estatística quando avaliados sob o mesmo método de interpretação. Na zona de entrada k_s variou de 39,8 a 63,8 m/d e na zona de saída variou de 50,3 a 70 m/d;
- Os testes com traçador revelaram que a precipitação pluviométrica causou alterações no comportamento hidrodinâmico do escoamento no WCH. Visto que o teste 2, com menor volume de contribuição de chuva, apresentou uma curva E que melhor representou a recuperação do sal, como resposta ao regime de alimentação do sistema, com picos bem definidos de recuperação de sal. Em contrapartida, o teste 3, com maior contribuição pluviométrica, obteve maior número de dispersão e os indicadores hidrodinâmicos apontaram uma distribuição não uniforme, com

caminhos preferenciais e /ou zonas mortas, além da menor recuperação de massa do traçador;

- O TDH médio do WCH obtido através dos testes com traçador foi de 6 dias, equivalente a 86% do TDH nominal (7 dias);
- Dos modelos hidráulico-cinéticos testados, o modelo fluxo pistão modificado com concentração residual representou melhor o decaimento da matéria orgânica em termos de DQO, aproximando-se em 92% do k_d previsto em projeto;
- As condições de projeto foram seguidas, mantendo-se uma carga aplicada de 40 ± 11 g DQO/m².d na unidade WCVD, cargas inferiores a 15 g SST/m².d em ambas as unidades e coeficiente de decaimento em termos de DQO igual a 0,33 d⁻¹ para o WCH, muito próximo ao previsto em projeto referente a 0,36 d⁻¹;
- A ecotecnologia avaliada se apresentou como uma excelente alternativa para tratamento de esgotos de forma descentralizada.

7 RECOMENDAÇÕES

Com o intuito de promover a complementação deste trabalho para fins científicos em estudos futuros, recomenda-se:

- Continuar o acompanhamento do balanço hídrico e monitorar durante um dia inteiro o funcionamento do basculante a montante do WCH, a fim de verificar volumes não contabilizados pela CTP;
- Continuar o monitoramento da condutividade hidráulica saturada no WCH bem como o físico-químico do sistema híbrido, durante a operação do sistema;
- Simular outros modelos de decaimento de matéria orgânica, para avaliar a melhor adequação ao comportamento hidráulico-cinético do WCH.

8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALLEN, W.C., HOOK, P.B., BIEDERMAN, J.A., STEIN, O.R. Temperature and plant species effects on wastewater treatment and root-zone oxidation in wetland microcosms. **J. Environ. Qual.**, v.31, n. 5, p. 1010–1016, 2002.

APHA, AWWA, WEF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 20th ed. APHA, Washington. 1998.

APHA, AWWA, WEF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21st ed. APHA, Washington. 2005.

ARIAS, C. A., DEL BUBBA, M., BRIX, H. Phosphorus removal by sands for use as media in subsurface flow constructed reed beds. **Wat. Res.**, v. 35, n. 5, p. 1159-1168, 2001.

BAPTESTINI, G. C. F. **Sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial com inversão no sentido de escoamento**. 2014. 179 f. Tese (Doutorado) - Curso de Programa de Pós- Graduação em Engenharia Agrícola, Engenharia Agrícola, Universidade Federal de Viçosa – UFV, Viçosa - MG, 2014.

BLAZEJEWSKI, R., MURAT-BLAZEJEWSKA, S. Soil clogging phenomena in constructed wetlands with subsurface flow. **Water Science and Technology**, v.35, n.5, p.183–188, 1997.

BRASIL. **Resolução CONAMA nº 430, de 13 de maio de 2011**. Conselho Nacional do Meio Ambiente: CONAMA, Brasília, DF, maio de 2011.

BRASIL, M. S. **Desempenho de sistemas alagado construído para tratamento de esgoto doméstico**. 2005. 160f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola). Universidade Federal de Viçosa – UFV, Viçosa - MG, 2005.

BRASIL, M. S.; MATOS, A. T.; SOARES, A. A. Plantio e desempenho fenológico da taboa (*Thypha sp.*) utilizada no tratamento de esgoto doméstico em sistema alagado construído. **Eng. Sanit. Ambient.**, Rio de Janeiro, v. 12, n. 3, p. 266-272, Set. 2007 .

BRIX, H.; KOOTTATEP, T.; FRYD, O.; LAUGESSEN, G.H. The flower and the butterfly constructed wetland system at Koh Phi Phi - system design and lessons learned during implementation and operation. **Ecological Engineering**, v. 37, p. 729-735, 2011.

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 tropicais. *Engenharia Agrícola*, Jaboticabal, v.29, n.2, p.301-310, 2009.

BOUWER, H.; RICE, R. C. A slug test for determining hydraulic conductivity of unconfined aquifers with completely or partially penetrating wells. **Water Resources Research**, v.12, n.3, p.423-428, 1976.

BRIX, H. Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands? **Water Science and Technology**, v. 35, n. 5, p.11-17, 1997.

BUCKSTEEG, K. Treatment of domestic sewage in emergent helophyte beds – German experiences and ATV-guidelines A262. In: **Constructed wetlands in water pollution control**. Cooper, P.F. & Findlater, B.C. (eds). Cambridge, UK: IAWPRC. pp. 505-515, 1990.

CASELLES-OSORIO A.; PUIGAGUT J.; SEGÚ E.; VAELO N.; GRANÉS F.; GARCIA D.; GARCIA J. Solids accumulation in six full-scale subsurface flow constructed wetlands. **Water Research**, v.41, p.1388-1398, 2007.

CATALDO, D. A. et al. Rapid colorimetric determination of nitrate in plant tissue by nitration of salicylic acid. **Comum Soil Sci. Plant Anal.** v. 6, p. 71-80, 1975.

CELIS. G. S. **Participação da macrófita *Typha domigensis* na remoção de nutrientes de esgoto sanitário em *wetlands* construídos**. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2016.

CHAZARENC, F. et al. Effect of evapotranspiration on hydrodynamics and performance of constructed wetlands. **9th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control**, Avignon (France), IWA, 2006.

CHAZARENC, F.; MERLIN, G. Influence of surface layer on hydrology and biology of gravel bed vertical flow constructed wetlands. **Water Science and Technology**, v. 51, n.9, p 91-97, 2005.

COMINO, E., RIGGIO, V., ROSSO, M. Mountain cheese factory wastewater treatment with the use of a hybrid constructed wetland. **Ecological Engineering**, v.37, p. 1673-1680, 2011.

CONLEY, L.M., Dick, R.I., Liow, L.W. An assessment of the root zone method of wastewater treatment. *Research Journal of the WPCF*, v.63, n.3, pp. 239-247, 1991.

COOPER P. F., JOB G. D., GREEN B., SHUTES R. B. E. Reed beds and constructed wetlands for wastewater treatment. **Wrc publications**. 184pp. plus data diskette: Swindon, United Kingdom, 1996.

COOPER, P.F. A review of the design and performance of vertical-flow and hybrid reed bed treatment systems. **Water Science and Technology**, 40 v.3, 1999.

COTA, R. S. **Hidrodinâmica e desempenho de filtros verticais com alimentação em pulso, plantados e não plantados, empregados no tratamento de esgoto sanitário bruto**. 2011. 215 f. Tese (Doutorado) - Curso de Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2011.

DAVIS, Stanley N. et al. Groundwater Tracers: A Short Review. **Ground Water**, [s.i], v. 18, n. 1, p.14-23, jan. 1980.

DE LA VARGA, D.; DÍAZ, M.A.; RUIZ, I.; SOTO, M. Avoiding clogging in constructed wetlands by using anaerobic digesters as pretreatment. **Ecological Engineering**, v.52, p.262–269, 2013.

DEVI, R.; DAHIYA, R.P. COD and BOD removal from domestic wastewater generated in decentralized sectors. **Bioresource Technology**, v.99, p. 344–349, 2008.

EL HAMOURI, B.; NAZIH, J.; LAHJOUJ, J. Subsurface-horizontal flow constructed wetland for sewage treatment under Moroccan climate conditions. **Desalination**, v.21, p.153–158, 2007.

ERGUN, S. Fluid flow through packed columns. **Chemical Engineering Process**, v. 48, p.89-94, 1952.

FERRES, G.C. **Variabilidade da condutividade hidráulica e de forma do nitrogênio em sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial**. 2012. 62f. Dissertação de mestrado em Engenharia Agrícola. Universidade Federal de Viçosa, Viçosa - MG, 2012.

FETTER, C. W. **Applied Hydrogeology**, Prentice-Hall Inc., New Jersey, 3ª ed., 691p, 1994.

FIA, F. R. **Modelo de remoção de matéria orgânica e nutrientes de águas residuárias da suinocultura em sistemas alagados construídos**. 2009. 160f. Tese de doutorado. Programa de Pós-graduação em Engenharia Agrícola, Universidade Federal de Viçosa, 2009.

FOLADORI, P. et al Influence of high organic loads during the summer period on the performance of hybrid constructed wetlands (VSSF + HSSF) treating domestic wastewater in Alps region. **Water Science and Technology**, v.65, n.5, p. 890-897, 2012.

FREITAS, M. N. **Avaliação do start up de wetland construído vertical descendente com fundo saturado empregado no tratamento de esgoto sanitário**. 2015. 80f. Trabalho de Conclusão de Curso. Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2015.

GARCÍA, J.; CHIVA,J.; AGUIRRE,P.; ALVAREZ, E.; SIERRA,J.P.; UJERIEGO, R. **Hydraulic behaviour of horizontal subsurface flow constructed wetlands with different aspect ratio and granular medium size**. *Ecological Engineering*. v. 23, p. 177–187, 2004.

GUIMARÃES, T. M. V. A. **Comportamento de filtro plantado horizontal (wetland construído) no tratamento de esgoto unifamiliar**. 2013. 89f. Dissertação de mestrado. Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2013.

HEADLEY, T. R.; KADLEC, R. H. Conducting hydraulic tracer studies of constructed wetlands: a practical guide. **Ecohydrology & Hydrobiology**, [s.i], v.7, n. 3-4, p. 269-282, 2007.

HEADLEY, T. R.; DAVISON, L.; HUETT, D. O.; MULLER, R. Evapotranspiration from subsurface horizontal flow wetlands planted with *Phragmites australis* in sub-tropical Australia. **Water Research**, v.46, n. 2, p. 345 – 354, 2012.

HOFFMANN, H.; PLATZER, C.; WINKER, M.; MUENCH, E. **Technology Review of Constructed Wetlands: Subsurface flow constructed wetlands for greywater and domestic wastewater treatment**. Eschborn: Rotaria: Giz, 36p, 2011.

HOOK, P.B., STEIN, O.R., ALLEN, W.C., BIEDERMAN, J.A. Plant species effects on seasonal performance patterns in model subsurface wetlands. In: **Mander, Ü, Jenssen, P.D. (Eds.), Constructed Wetlands for Wastewater Treatment in Cold Climate Areas**. WIT Press, Ashurst, UK, p. 87–106, 2003.

HURTADO, A. L. B. **Variabilidade da Condutividade Hidráulica do solo em valores fixos de umidade e de potencial matricial**. 2004. 94f. Tese (Doutorado em Agronomia) Universidade de São Paulo, Piracicaba, SP, 2004.

HVORSLEV, M.J. **Time lag and soil permeability in ground water observations**. U.S. Army Corps of Engineers Waterway Experimentation Station, Bulletin 36, 1951.

IWA – International Water Association. **Constructed Wetlands for Pollution Control: Processes, Performance, Design and Operation. Scientific and Technical Report No. 8**. Londres, Inglaterra: IWA Publishing. 2000. 156 p.

KADLEC, R. H.; KNIGHT, R.L. **Treatment Wetlands**. Boca Raton, Florida: Lewis Publishers, 893p, 1996.

KADLEC, R. H.; WALLACE, S. C. **Treatment Wetlands**. 2 ed. Florida, USA. Taylor & Francis Group Publishers, INC. 1000 p, 2009.

KÄFER, S. C. et al. Operação de wetlands construídos para tratamento de lodo com alta taxa de aplicação e recirculação do líquido percolado. In: 28º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2015, Rio de Janeiro. **Anais...** Rio de Janeiro: ABES, 2015.

KEEFE, S.H.; BARBER, L.B.; RUNKEL, R.L.; RYAN, J.N.; MCKNIGHT, D.M.; WASS, R.D. Conservative and reactive solute transport in constructed wetlands. **Water Resources Research**, [s.i], v.40, p.1-12, 2004.

KNOWLES, P. et al. Clogging in subsurface-flow treatment wetlands: Occurrence and contributing factors. **Ecological Engineering**, [s.i.], v. 37, n. 2, p. 99-112, fev. 2011.

LANA, L.C.O. **Remoção de Poluentes em um Sistema Alagado Construído de Escoamento Vertical com Alimentação em Pulso. Dissertação de mestrado em Saneamento.** Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, Brasil, 108p., 2013.

LANGERGRABER G., HABERL R., LABER J., PRESSL A. Evaluation of substrate clogging processes in vertical flow constructed wetlands. **Water Science and Technology**, v.48, n.5, p. 25–34, 2003.

LENS, P.; ZEEMAN, G.; LETTINGA, G. **Decentralised sanitation and reuse: Concepts, systems and implementation.** London: IWA Publishing, 2001. 650 p.

LEVENSPIEL, O. **Engenharia das reações químicas cálculo de reatores.** 3. ed. São Paulo: Edgard Blücher, 2000. 563 p, 2000.

MAGRI, M. E. **Arranjos tecnológicos para o tratamento de esgotos de forma descentralizada – ATED.** Dissertação de mestrado. Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2007.

MAGRI, M. E.; FRANCISCO, J. G. Z.; SEZERINO, P. H.; PHILIPPI, L. S. Constructed wetlands for sludge dewatering with high solids loading rate and effluent recirculation: Characteristics of effluent produced and accumulated sludge. **Ecological Engineering**, v. 95, p. 316-323, 2016.

MATOS, A.T.; LO MONACO, P.A. **Tratamento e aproveitamento agrícola de resíduos sólidos e líquidos da lavagem e despolpa de frutos do cafeeiro.** Engenharia na Agricultura, Boletim Técnico, n.7, Viçosa: UFV, 68p. 2003.

MATOS, M. P. **Colmatção em sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial: principais fatores e métodos**

de identificação em unidades plantadas e não plantadas. 2015. 336 f. Tese (Doutorado) - Curso de Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Escola de Engenharia da UFMG, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2015.

MATOS, M P. et al. Difficulties and modifications in the use of available methods for hydraulic conductivity measurements in highly clogged horizontal subsurface flow constructed wetlands. **Water Science Technology**, [s.i], v. 76, n. 7, p. 1666 – 1675, out. 2017.

MENEZES, S. M. **Movimento da água no solo.** Lavras, MG: Editora da UFLA, 128 p, 2003.

MBURU, N. et al. Performance Evaluation of Horizontal Subsurface Flow–Constructed Wetlands for the Treatment of Domestic Wastewater in the Tropics. **Journal of Environmental Engineering**, [s.i], v. 139, n. 3, p.358 - 367, mar. 2013.

METCALF, L.; EDDY, H. **Wastewater engineering: Treatment, disposal and reuse.** 4.ed. New York: McGraw-Hill, 920 p, 2003.

MITCHELL, C.; MCNEVIN, D. Alternative analysis of BOD removal in subsurface flow constructed wetlands employing Monod kinetics. **Wat. Res.**, v.35, n°.5, pp.1295-1303, 2001.

MOLLE, P. et al. How to treat raw sewage with constructed wetlands, an overview of the French system. **Water Science and Technology** v.51, n. 9, p.11-21, 2005.

MOLLE, P. et al. Effect of reeds and feeding operations on hydraulic behaviour of vertical flow constructed wetlands under hydraulic overloads. **Water Research.** v. 40, p. 606-612, 2006.

MONTEIRO, V. R. C.; SEZERINO, P. H.. Monitoramento de wetlands construídos de escoamento horizontal e vertical empregados no tratamento de águas cinzas. **Revista Engenharia e Construção Civil**, v. 2, p. 42-51, 2015.

NIVALA, J. et al. Clogging in subsurface-flow treatment wetlands: Measurement, modeling and management. **Water Research**, [s.i.], v. 46, n. 6, p.1625-1640, abr. 2012.

OLIJNYK, D. P. **Avaliação da nitrificação e desnitrificação de esgoto doméstico empregando filtros plantados com macrófitas (wetlands) de fluxos vertical e horizontal - sistemas híbridos.** Dissertação de mestrado. Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2012.

OLIVA, A.; KIANG, C. H.; CAETANO-CHANG, M. R.. Determinação da condutividade hidráulica da formação rio claro: análise comparativa através de análise granulométrica e ensaios com permeâmetro Guelph e testes de slug. **Águas Subterrâneas**, [s.i], v. 19, n. 2, p.1-17, 2005.

ÖÖVEL, M., et al. Schoolhouse wastewater purification in a LWA-filled hybrid constructed wetland in Estonia. **Ecological Engineering** 29, p. 17-26, 2007.

PAOLI, A. C. **Análise de desempenho e comportamento de wetlands horizontais de fluxo subsuperficial baseado em modelos hidráulicos e cinéticos.** 2010. 165f. Dissertação de mestrado. Universidade Federal de Minas Gerais, Florianópolis, 2010.

PAOLI, A. C.; VON SPERLING, M. Evaluation of clogging in planted and unplanted horizontal subsurface flow constructed wetlands: solids accumulation and hydraulic conductivity reduction. **Water Science and Technology**, v.67, n.6, p. 1345-1352, 2013.

PEDESCOLL, A.; UGGETTI, E.; LLORENS, E.; GRANÉS, F.; GARCIA, D; GARCIA, J. Practical method based on saturated hydraulic conductivity used to assess clogging in subsurface flow constructed wetlands. **Ecological Engineering**, v.35, p.1216–1224, 2009.

PELISSARI, C. **Filtros plantados com macrófitas (*constructed wetlands*) empregados no tratamento de efluente de instalações de bovinocultura de leite.** 2013. 147f. Dissertação de mestrado. Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil e Ambiental. Universidade Federal de Santa Maria, Florianópolis, 2013.

PELISSARI, C. et al. Organic load and hydraulic regime influence over the bacterial community responsible for the nitrogen cycling in bed media of vertical subsurface flow constructed wetland. **Ecological Engineering**, [s.i.], v. 95, p.180-188, out. 2016.

PELISSARI, Catiane. **Dinâmica microbiana nitrificante e desnitrificante em wetland construído vertical descendente.** 2017. 150

f. Tese (Doutorado) - Curso de Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Centro Tecnológico, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2017.

PHILIPPI, L. S.; SEZERINO, P. H. **Aplicação de sistemas tipo wetlands no tratamento de águas residuárias: utilização de filtros plantados com macrófitas.** Florianópolis. 2004. 144 p.

PHILIPPI, L.S., et al. Hybrid constructed wetlands used in the treatment of domestic wastewater in rural area in south Brazil: implementation and monitoring of the initial phase of operation. In: MASI, F., NIVALA, J. **Proceedings of the 12th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control. International Water Association**, p. 1444-1449, 2010.

PLATZER, C. Design recommendation for subsurface flow constructed wetlands for nitrification and denitrification. **Water Science and Technology**, v. 40, n. 3, p. 257- 263, 1999.

PLATZER C., MAUCH K. Soil clogging in vertical flow reed beds: Mechanisms, parameters, consequences and ... solutions? **Water Science and Technology**, v.35, n.5, p. 175-182, 1997.

PNAD - PESQUISA NACIONAL POR AMOSTRA DE DOMICÍLIOS (2014). Disponível em: <www.ibge.com.br>. Acesso em : 20 set. 2016.

PAING, J.; VOISIN, J. Vertical flow constructed wetlands for municipal wastewater and septage treatment in French rural area. **Water Science and Technology**, v. 51, n 9, p. 145–155, 2005.

POÇAS, C. D. **Utilização da tecnologia de wetlands para tratamento terciário: controle de nutrientes.** 93f. Tese de Doutorado. Programa de Pós-graduação Ambiente, Saúde e Sustentabilidade. Universidade de São paulo, 2015.

QUEIROZ, J. E. **Parâmetros hidrodinâmicos de um solo de várzea para fins de drenagem subterrânea.** 1995. 167f. Tese de Doutorado, Piracicaba, SP: ESALQ - USP, 1995.

RAMÍREZ, C. A. S. **Evaluación hidrodinámica de humedales.** Dissertação (Mestrado). Mestrado em Ecotecnologia, Facultad de

Ciencias Ambientales, Universidad Tecnológica de Pereira, Pereira - Colômbia, 189f, 2011.

RAMOS, N. F. S. **Tratamento de águas residuárias de suinocultura em sistemas alagados construídos**. 2011. 98f. Dissertação de mestrado. Programa de Pós-graduação em Engenharia Agrícola, Universidade Federal de Viçosa, 2011.

REED, S.C. *Subsurface Flow Constructed Wetlands for Wastewater Treatment: A Technology Assessment*, (EPA 832-R-93-008). Washington, DC: U.S. EPA, 87p. 1993.

REED, S.C.; CRITES, R.W.; MIDDLEBROOKS, E.J. **Natural systems for management and treatment**. New York: McGraw-Hill, Inc. 435p. 1995.

ROUSSEAU, D. P. L.; Vanrolleghem, P. A.; Pauw, N. D. Model based design of horizontal subsurface flow constructed treatment wetlands: A review. **Water Research**, v.38, n.6, p.1484- 1493, 2004.

ROUSSO, B. Z. **Avaliação de um sistema híbrido de wetlands construídos empregado no tratamento de esgoto sanitário**. 2017. 188f. Dissertação de mestrado. Programa de pós graduação em Engenharia Ambiental. Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2017.

SANDOVAL-COBO, J.J.; PEÑA, M.R. Análisis Del desempeño de un humedal artificial de flujo sub-superficial en zonas tropicales basado en modelos hidráulicos y una cinética de primer orden. **Seminario Manejo Integral de Aguas Residuales Domésticas – Conferencia Latino Americana (LATINOSAN)**. Cali, Colombia, 12 al 16 de noviembre, 2007.

SANTA CATARINA. **Lei estadual de Santa Catarina nº 14.675, de 13 de abril de 2009**. Institui o Código Estadual do Meio Ambiente e estabelece outras providências.

SANTOS, M. **Definição de altura de saturação do maciço filtrante em wetland construído vertical empregado no tratamento de esgoto sanitário**. Dissertação de Mestrado. Programa de pós-graduação em Engenharia Ambiental. Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2015.

SAEED, T.; SUN, G. A review on nitrogen and organics removal mechanisms in subsurface flow constructed wetlands: Dependency on environmental parameters, operating conditions and supporting media. **Journal of Environmental Management**, v. 112, p. 429- 448, 2012.

SEZERINO, P. H.; et al. Nutrient removal from piggery effluent using vertical flow constructed wetlands in southern Brazil. **Water Science and Technology**, Londres, v. 48, n.2, p. 129-135, 2003.

SEZERINO, P. H.; PHILIPPI, L. S. Tratamento de esgotos usando filtros plantados com macrófitas. **Saneamento Ambiental**, São Paulo, v. Ano XIV, n.95, p. 40-45, 2003.

SEZERINO, P. H. et al. Sistemas naturais para o tratamento descentralizado de esgotos nos municípios da Grande Florianópolis: Ferramenta para o desenvolvimento regional sustentável. **In: Congresso Brasileiro de Ciência e Tecnologia em Resíduos e Desenvolvimento Sustentável**. Anais do ICTR. Florianópolis. 2004.

SEZERINO, P. H. **Potencialidade dos Filtros Plantados com Macrófitas (Constructed Wetlands) no Pós-Tratamento de Lagoas de Estabilização sob Condições de Clima Subtropical**. 2006. 166f. Tese de Doutorado. Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, 2006.

SEZERINO, P. H. et al. Constructed Wetlands and Sand Filter Applied as Onsite Post-Treatment of Anaerobic Efluente. **Water Practice & Technology**, v. 7, n. 3, 2012.

SEZERINO, P. H. et al. Experiências brasileiras com wetlands construídos aplicados ao tratamento de águas residuárias: parâmetros de projeto para sistemas horizontais. **Engenharia Sanitária e Ambiental (Online)**, v. 20, p. 151-158, 2015.

SILVA, L. L.; DONNICI, C. L.; AYALA, J. D.; FREITAS, C. H.; MOREIRA, R. M.; PINTO, A. M. F. Traçadores: o uso de agentes químicos para estudos hidrológicos, ambientais, petroquímicos e biológicos. **Química Nova**, São Paulo, v.32, n.6, p.1576-1585, 2009.

SNIS – SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO (Brasil). **Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos**

- **2014**. Disponível em: <<http://www.snis.gov.br/diagnostico-agua-e-esgotos>>. Acesso em: 20 set. 2016.

SNIS – SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO (Brasil). **Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos**

- **2015**. Disponível em: <<http://www.snis.gov.br/diagnostico-agua-e-esgotos>>. Acesso em: 20 set. 2017.

SOUSA, J. T. et al. **Utilização de wetland construído no pós-tratamento de esgotos domésticos pré-tratados em reator UASB**. Eng. Sanit. Ambient., Dez 2004, vol.9, no.4, p.285-290.

STEFANAKIS, A. I.; TSIHRINTZIS, V. A. Effects of loading, resting period, temperature, porous media, vegetation and aeration on performance of pilot-scale vertical flow constructed wetlands. **Chemical Engineering Journal**, v. 181-182, p. 416-430, 2012.

STEIN, O.R.; BIEDERMAN, J.A.; HOOK, P.B.; ALLEN, W.C. Plant species and temperature effects on the k-C* first-order model for COD removal in batch-loaded SSF wetlands. **Ecological Engineering**, v.26, p.100-112, 2006.

SUNTTI, C. et al. . Sistemas híbridos de filtros plantados fluxo vertical seguido de fluxo horizontal para pós-tratamento de esgoto doméstico de um centro de treinamento. In: 1º Simpósio Brasileiro sobre Aplicação de Wetlands Construídos no Tratamento de Águas Residuárias, 2013, Florianópolis / SC. **Anais...** Florianópolis/SC: GESAD-ENS/UFSC, 2013.

TCHOBANOGLIOUS, G. Y CRITES, R. **Tratamiento de aguas residuales en pequenas poblaciones**, Mc Graw Hill, 2000.

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

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - **USEPA**. Nitrogen control manual. EPA/625/R-93/010, Office of Water, US Environmental Protection Agency, Washington, DC, 1993. 311 p.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - **USEPA**. Manual Constructed Wetlands for Municipal Wastewater Treatment. EPA 625-R-99-010, US EPA ORD, Cincinnati: Ohio, 2000.

VITALI, G. L. et al. Hydraulic/kinetic modelling and influence of operative parameters on removal efficiency in brazilian subsurface flow constructed wetland. **In: 25° Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, Recife, Brasil, 2009.

VON SPERLING, M. **Princípios básicos do tratamento de esgotos - Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. Belo Horizonte: UFMG. v.2. 1996.

VON SPERLING, M; PAOLI, A. C. First-order COD decay coefficients associated with different hydraulic models applied to planted and unplanted horizontal subsurface-flow constructed wetlands **Ecological Engineering**, v.77, p. 205-209, 2013.

VOGEL, A. L. **Análise inorgânica qualitativa**. 4 ed. Rio de Janeiro: Editora Guanabara, 690p, 1981.

VYMAZAL, J. Removal of BOD in constructed wetlands with horizontal sub-surface flow: Czech experience. **Water Science And Technology**, [s.i.], v. 40, n. 3, p.133-138, 1999.

VYMAZAL, J. Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment. **Ecological Engineering**, [s.i], v.25, 478–490, 2005.

VYMAZAL, J. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. **Science of the Total Environment**. v. 380, p. 48–65, 2007.

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

VYMAZAL, J.; KRÖPFELOVÁ, L. Removal of organics in constructed wetlands with horizontal sub-surface flow: A review of the field experience. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v.407, n.13, p.3.911-3.922, 2009.

VYMAZAL, J. The use constructed wetlands with horizontal sub-surface flow for various types of wastewater. **Ecological Engineering**, [s.i.], v. 35, n. 1, p.1-17, jan. 2009.

VYMAZAL, J. Constructed Wetlands for Wastewater Treatment. **Water**, v. 2, p. 530-549, 2010.

VYMAZAL, Jan. The use of hybrid constructed wetlands for wastewater treatment with special attention to nitrogen removal: A review of a recent development. **Water Research**, [s.i.], v. 47, n. 14, p.4795-4811, set. 2013.

WACHNIEW, P.; CZUPRYNSKI, P.; MALOSZEWSKI, P. Hydraulic characteristics of constructed wetlands evaluated by means of tracer tests. **Wiss Mitt TU**, v.24, p.83-89, 2003.

WINTER, K. J.; GOETZ, D. The impact of sewage composition on the soil clogging phenomena of vertical flow constructed wetlands. **Water Science and Technology**, v.48, n.5, p.9- 14, 2003.

WPC. Water Pollution Control. **Nutrient Control**. Manual of Practice FD-7 Facilities Design. Water Pollution control Federation. 203p. 1983.

ZAPAROLI, B. R. **Capacidade desnitrificante de sistemas alagados construídos operados em bateladas sequenciais**. 2011. 81f. Dissertação de mestrado. Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Universidade Federal de Viçosa – Viçosa, 2011.

9 APÊNDICES

A. DADOS BRUTOS DO MONITORAMENTO FÍSICO-QUÍMICO

A.1. Afluente WCVD

AFLUENTE WCVD									
Semana operação	pH	Alcal. (mg/L)	DQO (mg/L)	NT (mg/L)	N-NH ₄ ⁺ (mg/L)	N-NO ₂ (mg/L)	N-NO ₃ (mg/L)	P-PO ₄ ³⁻ (mg/L)	SST (mg/L)
1	7,3	305	782	85	63,2	0,1	4,7	15,7	66
2	7,3	340	753	89	74,7	0,0	6,5	28,2	81
5	7,4	310	540		73,2	0,0	5,9	25,8	53
7	7,1	320	726	105	53,4	0,2	13,7	35,4	46
8	7,1	315	750		81,6	0,2	0,4	34,1	55
9	7,1	290	732	63	79,9	0,1	0,9	28,2	30
10	7,1	245	564		68,9	0,0	0,2	25,1	44
11	7,2	325	773	77	79,8	0,1	0,7	30,8	49
12	7,2	275	630		61,2	0,2	1,0	28,4	51
14	7,1	325	444	90	72,1	0,2	0,0	34,8	50
15	7,1	260	356		54,2	0,1	0,0	26,4	23
16	7,1	313	443		72,9	0,2	0,0	33,3	48
17			479						
19	7,1	195	217	54	37,4	0,2	0,0	25,0	27
22	7,4	330	631		73,0	0,2	0,0	35,5	61
23	7,2	310	294	74	27,5	0,2	0,0	33,0	30
24	7,2	325	631		69,9	0,2	0,0	31,7	32
26	7,1	250	732		71,5	0,2	0,0	35,4	34
30	7,1	260	577	65	72,3	0,1	0,0	26,3	21
32	7,2	285	675	85	83,6	0,2	0,5	35,2	23
34	7,2	285	568		81,3	0,1	0,2	29,1	16
36	7,1	225	524	55	62,4	0,1	0,0	23,2	15
39	7,4	260	588		73,9	0,2	0,5	27,4	34
41	7,3	240	511,0	59	69,5	0,1	0,2	25,5	27
44	7,3	260	418,0		89,1	0,2	0,3	33,5	62
45	7,4	245	381,0	64	78,6	0,2	0,3	32,1	37
47	7,4	270	439,0		87,1	0,2	0,6	35,9	46
49	7,3	285	468,0	78	85,8	0,2	0,0	37,7	52
51	7,6	280	523,0		90,9	0,3	0,0	37,9	77
54	7,5	260	482,0	82	91,6	0,2	0,0	33,9	70
58	7,6	260	721,0	78	77,0	0,3	0,0	40,0	51
60	7,1	265	546,0		90,4	0,3	0,0	41,5	88
62	7,1	275	431,0	96	92,8	0,2	0,0	34,7	27
64	7,2	250	291,0		79,7	0,2	0,0	31,2	32
66	7,2	280	338,0	100	90,3	0,2	0,0	30,9	56
69	7,6	250	459,0		79,0	0,2	0,0	33,8	57
70				95	98,9	0,2	0,0	31,3	
71	7,6	255	298,0	74	75,6	0,2	0,0	30,6	36
72				121	96,5	0,2	0,0	37,8	
73	7,6	370	428,7	101	96,5	0,2	0,0	39,0	57
75	7,3	330	467,8	85	97,9	0,2	0,0	39,8	51
82	7,7	310	218,3		86,0	0,1	0,0	24,4	38
84	7,8	275	357,3	66	69,3	0,1	0,0	25,8	86
86	7,8	275	379,3		82,5	0,2	0,0	34,6	46
88	7,0	225	469,8	75	72,1	0,2	0,0	31,2	61
90	7,4	255	336,7	75	77,5	0,2	0,0	29,7	24
94			317,8		51,8	0,1		20,7	36

A.1. Afluente WCVD (Continuação)

AFLUENTE WCVD									
Semana operação	pH	Alcal. (mg/L)	DQO (mg/L)	NT (mg/L)	N-NH ₄ ⁺ (mg/L)	N-NO ₂ (mg/L)	N-NO ₃ (mg/L)	P-PO ₄ ³⁻ (mg/L)	SST (mg/L)
96	7,0	205		66	53,8	0,1	1,0	21,1	42
98	7,5		389		78,1	0,2	1,8	31,2	72
100			468	84,0	75,1	0,1	0,7	20,3	143
104	7,4	245	341		75,7	0,1	0,9	21,6	94
106	7,8	280	425	89,0	91,2	0,2	0,0	32,8	71
108	6,7	305	567		89,3	0,2	0,8	31,8	130
111	7,4	320	745	92,0	89,0	0,0	3,0	31,4	
114	8,0	300	404		76,8	0,1	2,7	29,0	91
117	7,5	270	360	83,0	82,1	0,1	0,9	28,5	77
119			427		73,7	0,2	2,0	32,3	62

A.2. Efluente WCVD

EFLUENTE WCVD									
Semana operação	pH	Alcal. (mg/L)	DQO (mg/L)	NT (mg/L)	N-NH ₄ ⁺ (mg/L)	N-NO ₂ (mg/L)	N-NO ₃ (mg/L)	P-PO ₄ ³⁻ (mg/L)	SST (mg/L)
1	7,5	250	187	59	48,7	0,7	2,8	1,6	7,3
2	7,0	185	213		48,8	2,1	33,5	7	12,7
5	6,8	140	198		33,1	3,5	16,4	10	14,0
7	6,7	157,5	150	45	15,4	1,6	10,5	8,67	2,0
8	7,2	167,5	167		49,6	2,9	10,0	9,6	3,5
9	7	115	97,5	96	39,2	1,3	26,3	7,89	0,0
10	6,3	70	109		30,0	1,9	28,4	8,72	2,0
11	6,6	125	131	41	38,2	1,6	22,2	8,29	0,0
12	6,5	90	89		32,3	1,3	23,0	7,40	0,0
14	6,5	110	59	57	33,0	0,9	25,5	7,70	0,0
15	6,3	45	5		15,7	0,5	22,5	28,31	0,0
16	6,5	85	41,5		28,6	1,2	16,9	7,02	3,3
19	6,5	45	54	43	15,8	0,7	29,2	4,24	2,2
22	6,8	85	48,5		25,5	0,5	24,9	6,23	0,0
23	6,6	50	41,3	51	24,7	0,5	23,24	6,40	0,0
24	6,6	85	39,3		27,7	0,7	26,5	6,89	0,0
26	6,3	35	43,7		28,8	0,4	43,0	7,62	0,0
30	6,8	45	28,2	57	28,1	0,1	27,6	6,62	0,0
32	6,6	40	53	68	30,4	0,2		9,98	0,0
34	6,5	45	35		29,2	0,1	68,7	6,55	0,0
36	6,5	40	34,4	37	16,7	0,3	26,5	5,54	0,0
39	6,4	25	71,6		16,3	0,05	60,6	5,1	0
41	6,0	25	50	34	14,2	0,3	57,4	6,02	13,5

A.2. Efluente WCVD (Continuação)

EFLUENTE WCVD									
Semana operação	pH	Alcal. (mg/L)	DQO (mg/L)	NT (mg/L)	N-NH ₄ ⁺ (mg/L)	N-NO ₂ (mg/L)	N-NO ₃ (mg/L)	P-PO ₄ ³⁻ (mg/L)	SST (mg/L)
44	6,5	45,0	74,0		29,9	0,5		10,7	13,5
45	6,9	70,0	95,0	47	36,8	0,5		10,5	5,6
47	6,6	50,0	51,0		29,1	0,7	6,2	9,2	0
49	6,7	55,0	74,0	48	31,0	0,9	35,9	11,6	10
51	6,9	75,0	79,0		54,6	1,4	60,8	13,3	11,8
54	6,4	25,0	61,0	46	25,9	0,8	43,1	9,0	8,7
55	6,0	15,0	53,0		22,1	0,7	7,9	10,0	0
58	6,6	25,0	60,8	81	22,6	1,0	40,7	10,4	4,3
59	6,3	25,0	76,0	,0	28,3	1,3	32,3	11,6	8,4
60	6,4	55,0	81,0		39,0	1,7	25,0	13,2	3,7
62	6,3	30,0	69,0	69	32,3	1,8	16,8	9,0	0
64	5,98	15,0	53,0		27,0	1,6	27,4	9,8	0
66	6,8	35,0	77,0	74	35,4	1,8	16,5	9,8	29
69	6,7	25,0	66,0		27,6	2,2	32,2	9,1	2,7
70				73	31,0	3,2	36,1	5,6	
71	6,7	25,0		68	30,4	2,6	35,3	9,8	1,3
72				92	31,1	3,0	14,9	10,6	
73	6,4	25,0	49,4	79	32,4	3,5	42,8	11,3	3,0,0
75	6,3	25,0	69,2	54	28,2	3,9	42,4	11,5	0
82	7,3	85,0			42,8	1,9	36,7	11,0	8
84	7,4	60,0	63,2	57	34,6	1,3	14,0	8,9	3,3
86	7,6	100,0	61,5		48,1	0,02	82,3	11,6	0
88	6,6	65,0	77,7	94	47,5	0,4	42,5	15,2	3
90	6,6	55,0	70,7	93	47,2	1,0	47,1	10,5	2,5
94			54,9		18,5	0,1		5,2	0
96	6,1	30,0		53	25,2	2,1	30,1	8,7	1,5
98	6,2	50,0	61,1		38,5	4,3	28,6	10,5	3,5
100			93,8	75	31,9	2,9	18,4	9,3	27,3
104	6,0	30,0	77,85		34,2	1,0	15,7	11,7	17,9
106	6,55	20,0	73,6	100	39,9	3,1	40,7	11,3	8,2
108	5,97	40,0	81,6		41,2	2,8	29,7	12,6	8,8
111	7,04	105,0	88,6	97	28,9	3,5	28,3	16,7	30
114	7,06	85,0	69,4		39,0	8,3	16,2	9,9	11,7
117	6,66	55,0	63,2	64	42,9	0,5	25,3	10,5	16
119			72,3		46,3	0,8	39,8	10,5	11,3

A.3. Efluente WCH

EFLUENTE WCH									
Semana operação	pH	Alcal. (mg/L)	DQO (mg/L)	NT (mg/L)	N-NH ₄ ⁺ (mg/L)	N-NO ₂ (mg/L)	N-NO ₃ (mg/L)	P-PO ₄ ³⁻ (mg/L)	SST (mg/L)
1	6,8	75,0	76	0	14,6	0	0	5	5,3
2	6,9	145,0	20,5		7,35	2,0	5	1,2	12,7
5	7,5	105,0	42,8		39,3	5,0	24,1	1	1,0
7	7,3	105,0	63,8	40	23,3	0,6	10,6	2,1	0,0
8	7,1	85,0	9		23,6	0,21	13,3	1,5	0,0
9	7	90,0	8,9	31	16,8	0,03	16,6	0,73	0,0
10	6,7	52,5	7,2		8,1	0,1	18,8	2,98	0,0
11	6,8	92,5	22,2	21	16,8	0,1	33,5	0,99	0,0
12	6,5	105,0	14,9		19,5	0,1	16,6	1,18	0,0
14	7,2	120,0	10	37	19,5	0,1	22,5	1,14	0,0
15	6,4	60,0	0		14,63	0,1	28,3	1,12	0,0
16	6,6	55,0	6,1		13,3	0,1	16,8	1,20	0,0
19	6,9	55,0	0	17	2,1	0,03	19,8	0,80	0,0
22	6,8	100,0	12		4,2	0,01	5,5	0,93	0,0
23	6,5	40,0	4,9	14	2,88	0,01	12,8	0,98	0,0
24	6,7	110,0	10,2		1,82	0,02	14,2	1,07	0,0
26	7,0	65,0	4,9		0	0	28,3	0,785	0,0
30	6,7	65,0	9,5	22	1,4	0	21,7	0,77	0,0
32	7,0	115,0	5,1	10	0	0,1	11,7	0,825	0,0
34	6,6	75,0	2,6		0,6	0	15,4	0,63	0,0
36	6,5	60,0	2,2	22	1,51	0,02	20,1	0,745	0,0
39	6,4	55	8,1		0,35	0,01	8,4	0,83	0,00
41	6,7	65	8,8	23	1,365	0,1	43,1	0,535	5,50
44	6,4	55	12		1,0	0,04	25,3	1,915	0,55
45	6,1	65	10	25	1,3	0,01	34,3	0,7	0,00
47	6,4	50	13		1,6	0,01	43,8	0,755	0,00
49	6,2	40		29	1,9	0,01	32,5	1,44	0,00
51	6,4	40	15		4,4	0	29,8	0,44	0,00
54	6,3	35	27	34	11,3	0,02	14,7	5,0091	0,00
55	6,9	125	29		4,1	0,015	6,1	2,98	0,00
58	6,8	70	16,2	35	7,6	0,01	30,6	1,705	0,4
59	6,4	45	16		10,2	0,02	21,2	1,59	6,7
60	5,7	30	25		13,7	0,04	26,0	0,16	2,5
62	6,6	80	27	37	4,0	0,02	54	0	4
64	6,8	70	39		7,8	0,02	28,3	1,785	0
66	7,2	115	25	25	3,5	0,02	45,5	1,625	10
69	7,3	70	27		7,7	0,01	34,4	0,34	0

A.3. Efluente WCH (Continuação)

EFLUENTE WCH									
Semana operação	pH	Alcal. (mg/L)	DQO (mg/L)	NT (mg/L)	N-NH ₄ ⁺ (mg/L)	N-NO ₂ (mg/L)	N-NO ₃ (mg/L)	P-PO ₄ ³⁻ (mg/L)	SST (mg/L)
70				18	6,7	0,01	7,6	0,6	
71	7,1	60,0	10,0	20	9,4	0,02	20,6	2,0	0
72				31	9,1	0,01	8,1	1,2	
73	7,1	75,0	38,4	7	6,1	0,01	19,8	1,1	0
75	6,5	40,0	22,6	15	3,8	0,01	46,0	0,7	0
82	6,8	90,0	62,6		2,7	0,02	5,1	0,9	0
84	7,5	130,0	37,1		1,9	0,1	4,5	0,9	0
86	7,2	95,0	35,7		1,8	0,1	1,1	1,5	0
88	6,9	110,0	34,2	1	2,4	0,1	9,9	2,9	0
90	6,2	60,0	23,7	5	3,2	0,1	22,5	0,8	0
94			19,9		1,3	0,2		0,9	0
96	6,2	45,0	27,2	4	0,7	0,1	3,7	0,9	1
98					0,8	0,1	6,3	0,2	7,6
100			22,6	26	0,5	0,1	8,1	0,4	21,2
104	6,0	65,0	8,5		1,3	0,01	1,7	0,1	3,2
106	6,7	65,0	12,0	9	0,0	0,03	6,6	0	
108	5,8	30,0	20,1		3,7	0,02	12,6	0,8	
111	6,9	60,0	13,7	19	8,3	0	10,7	0,9	10,0
114	6,9	80,0	15,8		5,5	0	10,3	1,4	
117	6,5	55,0	18,0	37	9,6	0,01	15,0	0,8	0
119			16,2		5,0	0,01	11,4	1,0	0

B. CAMPANHAS DE MONITORAMENTO DA CONDUTIVIDADE HIDRÁULICA SATURADA NO WCH.

Data	Slug test						Bail test					
	Hvorslev (m/d)			Bouwer e Rice (m/d)			Hvorslev (m/d)			Bouwer e Rice (m/d)		
	Piezômetro			Piezômetro			Piezômetro			Piezômetro		
	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3
26/08/16 a 02/09/16	63 ± 10	70 ± 15	74 ± 5	46 ± 7	51 ± 11	56 ± 18	49 ± 7	62 ± 10	67 ± 21	36 ± 5	45 ± 8	49 ± 15
17/02/17 a 10/03/2017	64 ± 12	62 ± 10	67 ± 13	46 ± 9	46 ± 8	49 ± 10	56 ± 2	68 ± 7	70 ± 6	42 ± 2	49 ± 5	51 ± 4
30/06/17 a 03/07/17	64 ± 10	65 ± 12	70 ± 8	46 ± 8	47 ± 9	50 ± 11	54 ± 5	67 ± 8	69 ± 12	40 ± 3	47 ± 7	50 ± 10
07/07/17 a 14/07/17	64 ± 9	66 ± 10	69 ± 9	46 ± 9	48 ± 10	51 ± 12	55 ± 6	66 ± 9	69 ± 10	41 ± 4	46 ± 6	51 ± 8

