

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM SANEAMENTO, MEIO**  
**AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS**

**INFLUÊNCIA DAS CONDIÇÕES**  
**HIDRODINÂMICAS NOS PROCESSOS DE**  
**CONVERSÃO AERÓBIA EM WETLANDS**  
**CONSTRUÍDOS DE ESCOAMENTO VERTICAL**  
**NO TRATAMENTO DE ESGOTO DOMÉSTICO**  
**BRUTO**

**Jorge Alejandro García Zumalacarregui**

**Belo Horizonte**

**2018**

**INFLUÊNCIA DAS CONDIÇÕES  
HIDRODINÂMICAS NOS PROCESSOS DE  
CONVERSÃO AERÓBIA EM WETLANDS  
CONSTRUÍDOS DE ESCOAMENTO VERTICAL  
NO TRATAMENTO DE ESGOTO DOMÉSTICO  
BRUTO**

**Jorge Alejandro García Zumalacarregui**

**Jorge Alejandro García Zumalacarregui**

**INFLUÊNCIA DAS CONDIÇÕES HIDRODINÂMICAS NOS  
PROCESSOS DE CONVERSÃO AERÓBIA EM WETLANDS  
CONSTRUÍDOS DE ESCOAMENTO VERTICAL NO  
TRATAMENTO DE ESGOTO DOMÉSTICO BRUTO**

Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da Universidade Federal de Minas Gerais, como requisito parcial à obtenção do título de Doutor em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos.

Área de concentração: Saneamento

Linha de pesquisa: Tratamento de Águas Residuárias

Orientador: Prof. Dr. Marcos von Sperling

Belo Horizonte  
Escola de Engenharia da UFMG

2018

G216i

García Zumalacarregui, Jorge Alejandro.

Influência das condições hidrodinâmicas nos processos de conversão aeróbia em wetlands construídos de escoamento vertical no tratamento de esgoto doméstico bruto [manuscrito] / Jorge Alejandro García Zumalacarregui. - 2018.

xiii, 200 f., enc.: il.

Orientador: Marcos Von Sperling.

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Minas Gerais, Escola de Engenharia.

Anexos: f. 181.

Bibliografia: f. 171-180.

1. Engenharia sanitária - Teses. 2. Saneamento - Teses. 3. Esgotos domésticos - Teses. 4. Terras inundáveis - Teses. 5. Aguas residuais - Teses. I. Von Sperling, Marcos. II. Universidade Federal de Minas Gerais. Escola de Engenharia. IV. Título.

CDU: 628(043)



UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS

Escola de Engenharia

Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos

Avenida Antônio Carlos, 6627 - 4º andar - 31270-901 - Belo Horizonte - BRASIL

Telefax: 55 (31) 3409-1882 - posgrad@desa.ufmg.br

<http://www.smarh.eng.ufmg.br>

## FOLHA DE APROVAÇÃO

Influência das Condições Hidrodinâmicas Nos Processos de Conversão Aeróbia Em Wetlands Construídos de Escoamento Vertical No Tratamento de Esgoto Doméstico Bruto

**JORGE ALEJANDRO GARCÍA ZUMALACARREGUI**

Tese defendida e aprovada pela banca examinadora constituída pelos Senhores:

Prof. MARCOS VON SPERLING - Orientador

Prof. ANTÔNIO TEIXEIRA DE MATOS

Prof. PABLO HELENO SEZERINO

Profª SELMA CRISTINA DA SILVA

Prof. VINÍCIUS VERNA MAGALHÃES FERREIRA

Aprovada pelo Colegiado do PG SMARH

  
Prof. Antonio Teixeira de Matos  
Coordenador

Versão Final aprovada por

  
Prof. Marcos von Sperling  
Orientador

Belo Horizonte, 02 de agosto de 2018.

## DEDICATORIA

*Aos meus queridos filhos, Rafinha (a menina dos meus olhos) e Jorginho (meu campeão), pelo amor incondicional e, sobretudo, pela paciência e compreensão durante os períodos de ausência, sem isso, teria sido impossível a chegada até esta etapa de minha vida acadêmica.*

*“A persistência é o caminho do êxito”*

Charles Chaplin (1889-1977)

*“Não fiquem maravilhados diante do novo, nem assustados pelo que ontem os era desconhecido. Não recuem diante do mistério, mas procurem enfrentá-lo e desvendá-lo...*

*Não se considerem os únicos donos da verdade e do conhecimento, pois um diploma não faz o cientista.*

*Somente assim poderão cumprir sua missão, ser úteis ao próximo...  
E façam tudo com amor, pois será um dia esplêndido aquele em que, dos progressos da ciência, participará também o coração”*

Louis Pasteur (1822 – 1895)

*“A Educação é a chave para abrir o mundo, um passaporte à liberdade”*

Oprah Winfrey (1954 - )

## AGRADECIMENTOS

Há tantas pessoas que eu gostaria de agradecer que me ajudaram a chegar a este momento, mas é claro que, especialmente para mim, é difícil lembrar-se de todos, então espero não esquecer de alguém e, por favor, se eu esqueci de você, permita-me convidá-lo para uma de *Havana Club* e um bom *Charuto Cubano*!

Em primeiro lugar, um agradecimento especial ao meu pai e minha mãe, que sem a sua orientação e crença, eu não estaria onde estou e provavelmente ainda estaria vestido de “verde oliva”. Minha esposa, Silvia, que é muito para mim e muito mais inteligente do que eu, se não fosse por você, eu não teria começado o meu doutorado, e teria desistido. Obrigado por aguentar as pequenas crises quando realmente precisei da sua ajuda e *GRACIAS* por me amar desse jeito tão especial. Minha família “toda”, de sangue e de lei, pela ajuda sempre incondicional.

Um agradecimento especial ao meu orientador, o Prof. Marcos von Sperling, que apostou em mim. Você é um grande pesquisador, capaz de contagiar a todos com os desejos de realizar as mais “doidas” pesquisas. Sento uma imensa felicidade por ter passado os últimos quatro anos da minha vida conhecendo você, e ter aprendido muito desde a nossa primeira reunião, por tudo isso, tem minha mais profunda admiração, gratidão e respeito.

A meus colegas e amigos do DESA, tomara que consiga me lembrar de todo mundo para agradecer: irmãs e irmãos do grupo de pesquisa de *Wetlands*, Mirene, Camila, Elias, Rodrigo, Mateus, Gabriel e André. Tios e tias, de meus filhos, Daniel, Laurita, Lukinha, Deborinha, Renato, Higor, Nicole, Carlitos. Neuciano, Miguelão, Juscelino, Rodrigão, Laritza, Lucas, Thiago, Bernardo, Bruna, Rafael, Debora, Ma. Fernanda e David, Ricardo (pelos bons tempos na sala de estudo e fora dela), Cíntia, Calebe, Izabela (pelo apoio no campo e no laboratório). Muito obrigado ao Sr. Raimundo e a Suzane, dupla que liga esse motor chamado DESA/CePTS, sem eles nada disso teria sido possível. A todos os que contribuíram de alguma forma com o desenvolvimento desta pesquisa, mesmo aos que não saibam o quão importante esta ajuda tenha sido para mim.

Às Agências e instituições brasileiras CAPES, CNPq, FAPEMIG, FUNASA e COPASA, à Fundação Bill e Melinda Gates pelo financiamento do projeto “SaniUP”, sob a coordenação da UNESCO-IHE, Instituto para a Educação da Água, Delft, Holanda.

## RESUMO

*Wetlands* Construídos constituem sistemas que promovem o tratamento de águas residuárias utilizando processos naturais. As unidades em avaliação neste trabalho foram desenhadas e construídas obedecendo ao 1º estágio típico de um Sistema Francês (SF) de *wetlands* verticais com alimentação intermitente, conforme as recomendações e especificações do IRSTEA (prévio CEMAGREF) com algumas modificações. O sistema foi plantado com capim tifton 85 (*Cynodon dactylon* Pers.), sendo composto por três unidades de tratamento que operam alternadamente e em paralelo, tratando esgoto sanitário bruto de aproximadamente 100 habitantes, utilizando área superficial de cerca de  $1,0 \text{ m}^2 \text{ habitante}^{-1}$ . Na presente pesquisa, apenas duas unidades foram objeto de estudo e, com isto, a área de tratamento foi diminuída, resultando em aproximadamente  $0,6 \text{ m}^2 \text{ habitante}^{-1}$ . Cada unidade recebeu esgoto bruto por sete dias, alternando a alimentação a cada semana. Neste trabalho, investigou-se o desempenho do sistema com foco na influência das condições hidrodinâmicas nos processos de conversão aeróbia de poluentes. Com taxa de aplicação hidráulica de  $0,45 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  na unidade em operação, avaliou-se a influência das mudanças do tempo de alimentação (duração do pulso) e da taxa de aplicação hidráulica instantânea no comportamento hidrodinâmico do sistema, por meio de testes com traçadores e ajustes aos modelos matemáticos de representação dos escoamentos reais. A capacidade de transferência de oxigênio para o líquido foi avaliada utilizando traçador gasoso não reativo (propano). Avaliou-se a influência do acúmulo de camadas de depósito de lodo na superfície do sistema, das mudanças do tempo de alimentação e da taxa de aplicação hidráulica instantânea, em termos de diversos parâmetros físicos e químicos (temperatura, OD, pH, DBO, DQO, SST, NTK,  $\text{N-NH}_4^+$ ), dividindo-se o período de monitoramento em duas fases: (a) Fase 1, correspondente ao tempo de alimentação menor (3 min), efetuada mediante uso de bomba, com taxa de aplicação hidráulica instantânea maior ( $0,36 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$  ou  $6,0 \text{ L m}^{-2} \text{ min}^{-1}$ ) e distribuição do esgoto utilizando tubulações perfuradas com orifícios laterais, e (b) Fase 2, caracterizada por maior tempo de alimentação (8 min), com alimentação mediante um sifão dosador, taxa de aplicação hidráulica instantânea menor ( $0,14 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$  ou  $2,3 \text{ L m}^{-2} \text{ min}^{-1}$ ) e distribuição utilizando tubulações laterais com extremidades abertas e sem orifícios. Os resultados dos testes hidrodinâmicos realizados indicaram forte tendência do escoamento ao regime hidráulico de fluxo pistão, sendo detectada grande influência do depósito de lodo na superfície do filtro no comportamento hidrodinâmico. De maneira geral, o menor tempo de alimentação favoreceu o desempenho do sistema, sendo que as eficiências médias de remoção

nas fases 1 e 2 foram: DQO: 78 e 59%; DBO: 79 e 81%; SST: 82 e 69%; NTK: 59 e 55% e N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>: 63 e 54%, respectivamente. As vazões efluentes foram quantificadas pelo método volumétrico, e a esta informação foram acrescentados resultados do monitoramento intensivo do sistema (frequência diária), estudos de balanço de massa de sólidos e do comportamento hidráulico. Taxas de transferência de oxigênio obtidas (194 - 230 gO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>) foram suficientes para atender à demanda de oxigênio estimada para degradação da matéria orgânica e nitrificação (96 - 153 gO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>). Os resultados obtidos demonstram que o dimensionamento do sistema mostrou-se adequado às condições brasileiras, conduzindo a eficiências de remoção capazes de satisfazer os requisitos de lançamento de efluentes em corpos hídricos superficiais no Brasil.

**Palavras-chave:** Filtros plantados de fluxo vertical, parâmetros de operação, comportamento hidrodinâmico, transferência de oxigênio, tratamento de esgotos domésticos.

## ABSTRACT

Constructed Wetlands constitutes a system that promotes the wastewater treatment using natural processes. The facility is comprised of a typical first stage of the French system with intermittent feeding, designed and built according to IRSTEA (previously CEMAGREF) recommendations and specifications, with some adaptations. The system, planted with Tifton 85 grass (*Cynodon dactylon* Pers.), the treatment system consists of three treatment units that operate alternately and in parallel treating raw wastewater of approximately 100 inhabitants (around  $1 \text{ m}^2 \text{ inhabitant}^{-1}$ ). In the present research, only two units were evaluated, resulting in approximately  $0.6 \text{ m}^2 \text{ inhabitant}^{-1}$ . Each unit received raw sewage for seven days, alternating feeding each week. The performance of the vertical flow constructed wetlands treating raw domestic wastewater focused on the influence of the hydrodynamic conditions in the pollutants aerobic conversion processes. With a hydraulic application rate of  $0.45 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  in the operation unit, the influence of sludge deposit layer accumulation on the system surface, changes in the feeding time and the instantaneous hydraulic loading rate in the hydrodynamic behaviour was evaluated through tests with tracers and adjustments to the mathematical models representing the real outflows. The filter's ability to transfer oxygen to the liquid was evaluated by means of a non-reactive tracer gas. The influence of changes in the feeding time and the instantaneous hydraulic loading rate considering the analysis and removal of several physical-chemical parameters (temperature, dissolved oxygen, pH, BOD, COD, TSS, TKN and  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ), was evaluated. The monitoring period was divided into two phases, phase 1, corresponding to the shorter feed time (3 min), feeding through a pump, with higher instantaneous hydraulic loading rate ( $0.36 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$  or  $60 \text{ L m}^{-2} \text{ min}^{-1}$ ) and distribution of the influent using laterals pipes with orifices, and phase 2, characterized by a longer feeding time (8min), feeding by using a dosing siphon, lower instantaneous hydraulic loading rate ( $0.14 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$  or  $2.3 \text{ L m}^{-2} \text{ min}^{-1}$ ) and distribution using a manifold with laterals with open ends and without orifice. Hydrodynamic tests showed a strong tendency of the flow to the hydraulic system of complete mixing, being detected great dispersion in the units, besides the presence of short circuits and dead zones. Hydrodynamic's results tests showed a strong tendency of the flow to the hydraulic of piston flow, being detected the great influence of the surface deposit of layer in the hydrodynamic behavior. In general, the lower feeding time favoured the performance of the system, the mean removal efficiencies for phase 1 and 2 were: COD: 78 and 59%; BOD: 79 and 81%; TSS: 82 and 69%; NTK: 59 and 55% and  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ : 63 and 54%, respectively. The effluent flow rates were quantified by the volumetric

method. The results of intensive monitoring of the system (daily frequency), studies of solids mass balance and hydraulic behaviour complimented this information. Oxygen transfer rates (OTR) obtained ( $194 - 230 \text{ gO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ) were sufficient to meet VFCW oxygen demand for organic matter degradation and nitrification ( $96 - 153 \text{ gO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ). The results demonstrate that the VFCW-FS design was adequate for Brazilian conditions, leading to capable removal efficiencies for satisfying the effluent discharge requirements in surface water bodies, in Brazil.

**Key words:** Vertical flow constructed wetlands, operating parameters, hydrodynamic performance, oxygen transfer, domestic sewage treatment.

# SUMÁRIO

RESUMO .....	I
LISTA DE FIGURAS .....	VII
LISTA DE TABELAS .....	X
LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS .....	XI
1 INTRODUÇÃO .....	1
1.1 ANTECEDENTES .....	1
1.2 JUSTIFICATIVA .....	3
2 OBJETIVOS E HIPÓTESES .....	6
2.1 OBJETIVO GERAL .....	6
2.1.1 Objetivos específicos .....	6
2.2 HIPÓTESES .....	6
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA .....	8
3.1 WETLANDS CONSTRUÍDOS (CONSTRUCTED WETLANDS) .....	8
3.1.1 Aspectos Gerais .....	8
3.1.2 Classificação dos WETLANDS Construídos .....	10
3.1.3 Sistemas de WC de Escoamento Vertical (Vertical Flow Constructed Wetlands) .....	11
3.2 MECANISMOS DE REMOÇÃO DE POLUENTES NO WCEV NO TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS .....	19
3.2.1 Matéria orgânica .....	20
3.2.2 Remoção de sólidos .....	23
3.2.3 Conversão das formas químicas de Nitrogênio .....	25
3.2.4 Material filtrante ou meio suporte .....	32
3.2.5 Influência da Condutividade Hidráulica .....	33
3.2.6 Influência do potencial redox sobre processos de remoção .....	35
3.3 HIDRODINÂMICA EM WETLANDS CONSTRUÍDOS DE ESCOAMENTO VERTICAL .....	37
3.3.1 Hidráulica em WCEV. Distribuição dos tempos de residência .....	37
3.3.2 Testes com traçadores. Aspectos Gerais .....	50
3.3.3 Regime de alimentação em WCEV .....	53
3.4 OXIGÊNIO EM WCEV E SUA DINÂMICA .....	58
3.4.1 Transferência de Oxigênio .....	59
4 MATERIAL E METODOS .....	70
4.1 SISTEMA DE TRATAMENTO .....	70
4.1.1 Descrição do sítio experimental .....	70
4.1.2 Descrição do Sistema de Tratamento de Esgoto Doméstico Bruto. Wetlands Construídos de Escoamento Vertical – Sistema Francês 1o Estágio (WCEV- SF) .....	72
4.2 CONDIÇÕES DE OPERAÇÃO DO SISTEMA WCEV-SF .....	76
4.2.1 Sistema de Alimentação do Esgoto Bruto .....	77
4.3 MONITORAMENTO DO SISTEMA WCEV-SF .....	82
4.3.1 Monitoramento Rotineiro do Esgoto Bruto (Afluente) e Esgoto Tratado (Efluente) .....	82
4.3.2 Monitoramento Intensivo do Esgoto Bruto (Afluente) e Esgoto Tratado (Efluente) .....	84
4.3.3 Monitoramento do líquido percolado em tempo real em diferentes profundidades .....	85
4.3.4 Análise de dados .....	87
4.4 COMPORTAMENTO HIDRÁULICO E BALANÇO DE MASSA DE SÓLIDOS .....	89
4.4.1 Vazão de entrada e saída .....	89
4.4.2 Balanço de massa (sólidos de entrada / saída) .....	92
4.5 HIDRODINÂMICA NO WCEV .....	94
4.5.1 Avaliação do comportamento hidrodinâmico .....	94

4.6	TESTES DE TRANSFERÊNCIA DE OXIGÊNIO. PROCEDIMENTO COM O GÁS TRAÇADOR.....	97
4.6.1	Determinação das taxas de transferência de oxigênio.....	101
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	103
5.1	COMPORTAMENTO HIDRÁULICO E HIDRODINÂMICO DO WCEV-SF 1º ESTÁGIO TRATANDO ESGOTO DOMÉSTICO BRUTO.....	104
5.1.1	Hidráulica do sistema WCEV – SF 1º Estágio.....	104
5.1.2	Perfis temporais de concentração e carga de sólidos em suspensão no efluente.....	111
5.1.3	Perfis acumulativos de massa de sólidos afluentes e efluentes ao longo do tempo.....	114
5.1.4	Comportamento Hidrodinâmico do sistema.....	115
5.2	DESEMPENHO DO WCEV-SF 1º ESTÁGIO TRATANDO ESGOTO DOMÉSTICO BRUTO NA REMOÇÃO DE POLUENTES.....	120
5.2.1	Caracterização do Afluente ao Sistema de Tratamento (Esgoto Doméstico Bruto).....	120
5.2.2	Concentrações do Efluente no Sistema de Tratamento (Esgoto Doméstico Tratado).....	122
5.2.3	Influência do tempo de alimentação e da taxa de aplicação hidráulica instantânea do esgoto afluente no 1º Estágio do WCEV – SF na remoção de constituintes poluidores.....	123
5.2.4	Monitoramento Intensivo do afluente/efluente ao longo do ciclo de alimentação. Remoção de constituintes e comportamento de parâmetros de interesse.....	137
5.2.5	Monitoramento no perfil vertical das unidades em estudo. Comportamento de parâmetros de interesse.....	145
5.2.6	Avaliação da conformidade com os padrões de descarga de efluentes.....	152
5.3	OXIGÊNIO EM WC VERTICAIS E SUA DINÂMICA. CONSUMO E TRANSFERÊNCIA DE OXIGÊNIO NO SISTEMA WCEV – SF 1º ESTÁGIO.....	156
5.3.1	Consumo de oxigênio.....	156
5.3.2	Transferência de oxigênio no WCEV. Traçador gasoso (Gás Propano – C <sub>3</sub> H <sub>8</sub> ).....	158
6	CONCLUSÕES.....	165
7	RECOMENDAÇÕES.....	170
8	REFERÊNCIAS.....	171
9	ANEXOS.....	181

## LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1. Várias aplicações dos <i>Wetlands</i> Construídos no mundo.....	10
Figura 3.2. Classificação dos <i>Wetlands</i> Construídos.....	12
Figura 3.3. Seção transversal. <i>Wetlands</i> Construído de Escoamento Vertical para o tratamento de esgoto doméstico. ....	13
Figura 3.4. Esquema do princípio de trabalho e etapas do tratamento de águas residuárias do WCEV-SF.....	16
Figura 3. 5. Esquema da seção transversal da primeira etapa do tratamento de águas residuárias no WCEV-SF. ....	16
Figura 3.6. Processos envolvidos na camada de matéria orgânica depositada.....	23
Figura 3.7. Transformação e remoção de formas de iônicas do Nitrogênio em WCEV .....	25
Figura 3. 8. Variação da condutividade hidráulica não saturada com a sucção, para .....	35
Figura 3.9. Curva de variação da carga do traçador na saída ( <i>Cpulso</i> ) .....	39
Figura 3.10. Transformação de uma curva experimental <i>Cpulso</i> em uma curva <i>E(t)</i> e Curva de distribuição dos tempos de residência para um fluido escoando.....	41
Figura 3.11. Parâmetros obtidos pela curva de resposta do traçador .....	42
Figura 3.12. Ilustração do fenômeno de água <i>funicular</i> ou <i>gravitacional</i> .....	46
Figura 3.13. Canais principais de escoamento e regiões com fluido estagnado nos poros .....	47
Figura 3.14. Resultados experimentais do traçador: a) Salino- NaCl. Torrens <i>et al.</i> (2009) e b) Tecnécio. Alvarenga (2012) .....	52
Figura 3.15. Curva de comportamento experimental e porcentagem de recuperação acumulativa do traçador.....	52
Figura 3.16. Taxa de entrada de convecção com e sem empoçamento .....	62
Figura 4.1. Localização da COPASA, Sistema de Pré-Tratamento e os WCEV-SF no CePTS .....	71
Figura 4.2. Ponto de captação do esgoto .....	72
Figura 4.3. Sistema de Tratamento de Esgoto Doméstico Bruto. <i>Wetlands</i> Construídos de Escoamento Vertical – Sistema Francês 1º Estágio (WCEV- SF) .....	73
Figura 4.4. Sistema de Tratamento WCEV – SF (Perfil) .....	75
Figura 4.5. TIFTON-85 plantado no WCEV-SF no CePTS .....	75
Figura 4.6. Esquema de unidades de WCEV para o tratamento de esgotos domésticos brutos .....	77
Figura 4.7. (a) Sensores de nível instalados junto à parede da caixa e dos sensores de acionamento elétrico (inferior e superior). (b) Boia de nível instalada na caixa de alimentação do sistema .....	78
Figura 4.8. Dispositivo hidráulico simples instalado na caixa de alimentação ao sistema WCEV, (a) - sifão sino e (b) – sifão invertido de dois braços.....	79
Figura 4.9. Diferentes sistemas de distribuição de esgoto doméstico bruto utilizados nas unidades durante a pesquisa .....	80
Figura 4.10. Sonda Multiparâmetrica (HACH DO023.53.90050/HQ40) utilizada para as medições em campo ( <i>in situ</i> ) .....	84
Figura 4.11. Primeiro estágio do <i>wetland</i> construído vertical – modelo francês. Representação esquemática dos sítios de monitoramento intensivo.....	85
Figura 4.12. Calhas plásticas colocadas dentro no meio de suporte dos leitos I e II do WCEV-SF 1º estágio .....	86
Figura 4.13. Sonda Multiparâmetrica (YSI 600XL V2-1) utilizada para as medições em tempo real ( <i>in situ</i> ).....	86
Figura 4.14. Desenho das facilidades para o monitoramento em Tempo Real no .....	87

Figura 4.15. Layout da pesquisa e parâmetros a determinar <i>in situ</i> e nos laboratórios do DESA-UFMG.....	88
Figura 4.16. Equipamentos utilizados nas medições de vazão.....	90
Figura 4.17. Sonda SST e medições das concentrações de SST na saída do efluente ao longo do tempo.....	93
Figura 4.18. Caixa Receptora de Esgoto Doméstico com presença de Cloreto de Sódio (NaCl). Instantes de preenchimento e agitação da solução traçador resultante.....	94
Figura 4.19. Sonda multiparâmetro YSI modelo 600XL V2-1 colocada na durante o monitoramento dos valores de condutividade elétrica nos testes com traçador salino.....	95
Figura 4.20. Curva de calibração do traçador NaCl.....	96
Figura 4.21. Cilindro de gás propano utilizado para os ensaios de transferência de oxigênio.....	97
Figura 4.22. a) Caixa de Alimentação com Gás Propano, b) instalação da sonda YSI na saída do sistema monitorado, c) pontos de monitoramento do efluente líquido durante o teste de transferência de oxigênio, d) medição do OD e temperatura na caixa de alimentação, e) pistola para selar os frascos utilizados na coleta das amostras.....	98
Figura 4.23. Equipamentos utilizados na determinação da concentração de propano (Laboratório Análise Instrumental DESA/UFMG).....	100
Figura 5.1. Variação da vazão efluente ao longo do tempo nas unidades estudadas.....	105
Figura 5.2. Perfil de volume cumulativo ao longo do tempo.....	106
Figura 5.3. Variação da vazão efluente ao longo do tempo e volume acumulado de saída durante o 1 <sup>o</sup> pulso de alimentação no 3 <sup>o</sup> dia de operação em ambas as fases da investigação.....	108
Figura 5.4. Variação da vazão efluente (a) e volume acumulado (b) na saída do 1 <sup>o</sup> pulso no decorrer de uma semana de alimentação nas duas unidades com THAinst 2, 3 L m <sup>-2</sup> min <sup>-1</sup> .....	109
Figura 5.5. Variação da concentração de SST ao longo do tempo.....	112
Figura 5.6. Variação da carga de sólidos ao longo do tempo.....	113
Figura 5.7. Porcentagem da massa aplicada que sai no efluente.....	114
Figura 5.8. Série temporal dos valores de pH e ORP durante as atividades normais e o teste com traçador nos leitos estudados.....	116
Figura 5.9. Fração acumulada de massa no efluente nos diversos testes desenvolvidos no WCEV I - CL e WCEV II - SL após uma batelada.....	119
Figura 5.10. Fração acumulada de volume no efluente nos diversos testes desenvolvidos no WCEV I - CL e WCEV II - SL após uma batelada.....	120
Figura 5.11. Box Whiskies da eficiência de remoção e concentrações efluentes da DQO e DBO <sub>5</sub> na Fase 1 e Fase 2.....	128
Figura 5.12. Box Whisker da eficiência de remoção e distribuição de concentração de SST na Fase 1 e Fase 2.....	130
Figura 5.13. Box Whisker de eficiência de remoção e concentrações efluentes de NTK e N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> durante as duas fases do estudo.....	131
Figura 5.14. Valores de Concentração de OD no afluente (esgoto bruto) e no efluente durante todo o tempo de monitoramento.....	135
Figura 5.15. Concentrações afluentes e efluentes de OD de cada fase (Fase 1; Fase 2) do sistema de tratamento.....	135
Figura 5.16. Valores de Potencial REDOX no afluente (esgoto bruto) e no efluente durante todo o tempo de monitoramento.....	136
Figura 5.17. Valores do Potencial REDOX afluentes e efluentes de cada fase (Fase 1; Fase 2) do sistema de tratamento.....	136
Figura 5.18. Concentrações (afluentes e efluentes) e eficiências de remoção de DQO, NTK e N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> em ambos WCEV I - CL e II - SL.....	141
Figura 5.19. Concentração de OD no efluente das unidades I e II durante o tempo de	

monitoramento intensivo .....	144
Figura 5.20. Valores de pH no perfil do sistema WCEV I - CL e WCEV II - SL nas profundidades de 10, 30 e 70 cm, nos dias 1, 3 e 7 do ciclo de alimentação .....	148
Figura 5.21. Valores de Temperatura no perfil do sistema WCEV I - CL e WCEV II - SL nas profundidades 10, 30 e 70 cm, nos dias de monitoramento 1, 3 e 7 do ciclo de alimentação .....	148
Figura 5.22. Concentrações de OD no perfil do sistema WCEV I - CL e WCEV II - SL nas profundidades 10, 30 e 70 cm, nos dias de monitoramento 1, 3 e 7 do ciclo de alimentação .....	149
Figura 5.23. Valores de Potencial REDOX no perfil do sistema WCEV I - CL e WCEV II - SL nas profundidades 10, 30 e 70 cm, nos dias de monitoramento 1, 3 e 7 do ciclo de alimentação .....	149
Figura 5.24. Concentrações de OD no perfil do sistema WCEV I - CL na profundidade de 70 cm, dias 1, 3 e 7 dentro do ciclo de alimentação .....	150
Figura 5.25. Concentrações de OD no perfil do sistema WCEV II - SL na profundidade de 70 cm, dias 1, 3 e 7 dentro do ciclo de alimentação .....	150
Figura 5.26. Concentrações de OD no perfil do sistema WCEV II - SL na profundidade de 70 cm, durante oito horas de monitoramento no dia 1 .....	151
Figura 5.27. Distribuição das concentrações de DQO e DBO <sub>5</sub> na Fase 1, Fase 2 e Global, e percentis de cumprimento do padrão regional (Minas Gerais).....	153
Figura 5.28. Distribuição das eficiências de remoção de DQO e DBO <sub>5</sub> em ambas as fases e global. Comparação com os padrões de descarga regional (Minas Gerais) .....	154
Figura 5.29. Distribuição das concentrações de SS na Fase 1, Fase 2 e Global, e percentis de cumprimento do padrão regional (Minas Gerais).....	155
Figura 5.30. Distribuição da concentração N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> em ambas as fases e globalmente .....	155
Figura 5.31. Concentrações médias de propano e oxigênio dissolvido no afluente (caixa de alimentação e dispositivo de alimentação do afluente) e no efluente do WCEV I - CL e II - SL, nos diferentes testes executados.....	159

## LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1. Principais vantagens e desvantagens dos <i>Wetlands</i> Construídos .....	9
Tabela 3.2. Perfil da granulometria dos materiais ou meio de suporte em cada estágio e camada do Sistema Francês.....	18
Tabela 3.3. Principais mecanismos atuantes na remoção de alguns poluentes em WC .....	20
Tabela 3.4. Porosidades típicas para diferentes tipos de materiais limpos utilizados como meio de suporte.....	33
Tabela 3.5. Tipos de reações de oxirredução promovidas por microrganismos.....	36
Tabela 3.6. Parâmetros de avaliação do desempenho hidráulico do sistema .....	43
Tabela 3.7. Varias porosidades para diferentes arranjos de esferas uniformes .....	45
Tabela 3.8. Equações do modelo teórico de tanques em serie (TES).....	48
Tabela 3.9. Estudos verificando a influência da TAH sobre o desempenho dos sistemas.....	54
Tabela 4.1. Principais características deste tratamento preliminar.....	71
Tabela 4.2. Resumo das características dos filtros utilizados na pesquisa .....	73
Tabela 4.3. Características Operacionais do WCEV-SF estudado.....	76
Tabela 4.4. Parâmetros físico-químicos avaliados, frequência de amostragem e metodologia de análise .....	83
Tabela 4.5. Condições testadas nos ensaios com traçador Salino (NaCl).....	95
Tabela 5.2. Variação dos tempos obtidos por meio dos testes hidrodinâmicos (influência ...	117
Tabela 5.3. Características físico-químicas do esgoto doméstico bruto determinadas no laboratório durante o desenvolvimento da pesquisa (estatística descritiva).....	120
Tabela 5.4. Comparação com a faixa típica das águas domésticas residuárias brutas e a mediana das concentrações do esgoto bruto afluente determinada na presente pesquisa .....	121
Tabela 5.5. Características físico-químicas do esgoto tratado (efluente) global no WCEV determinadas no laboratório durante o desenvolvimento da pesquisa (estatística descritiva)	122
Tabela 5.6. Eficiências de remoção globais do sistema WCEV.....	123
Tabela 5.7. Análise descritiva em cada modo operacional, valores de concentração e eficiências de remoção ao longo de todo o período de pesquisa .....	125
Tabela 5. 8. Valores de p do teste U de Mann-Whitney que compara as concentrações efluentes e as eficiências de remoção em ambas as fases.....	127
Tabela 5. 9. Valores médios da caracterização do efluente do sistema de tratamento avaliado nas campanhas de monitoramento intensivo ao longo dos dias componentes do ciclo de alimentação. Unidade I - CL e II – SL .....	138
Tabela 5.10. Percentual de remoção do efluente do sistema de tratamento avaliado.....	139
Tabela 5.11. Valores de p do teste U de Mann-Whitney que comparam as concentrações de efluentes e as eficiências de remoção entre as duas unidades durante as campanhas de monitoramento intensivo .....	143
Tabela 5.12. Concentrações médias dos parâmetros de interesses ao longo do perfil das duas unidades em estudo (WCEV I – CL e WCEV 2 – SL; Fase 2).....	146
Tabela 5.13. Valores de p do teste U de Mann-Whitney que comparam as concentrações efluentes (unidades I e II) em diferentes profundidades nos dias 1,3 e 7 no percorrer do ciclo de alimentação .....	152
Tabela 5.14. Taxas de consumo de oxigênio médias obtidas em diferentes condições operacionais do sistema ao longo de dois anos de monitoramento .....	157
Tabela 5.15. Resultados calculados para avaliação da capacidade de transferência de oxigênio do WCEV nos três experimentos realizados .....	161
Tabela 5.16. Comparação de valores de taxas de transferência de oxigênio em diferentes tipos de <i>wetlands</i> construídos.....	163

## LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS

$\Delta C_a/\Delta h$	Gradiente de concentração de oxigênio de acordo com a profundidade (g/m <sup>3</sup> m)
$\Theta_a$	Parte da porosidade do solo preenchida com ar
$-\psi$	Potencial de sucção
P	Densidade
$\mu$	Viscosidade do meio
$\varepsilon$	Eficiência na utilização da área
$\eta$	Porosidade
A	Área da seção transversal do leito
A <sub>total</sub>	Área total do sistema
A <sub>sup</sub>	Área superficial
A <sub>flu</sub>	Afluente
E <sub>flu</sub>	Efluente
ANAMMOX	Bactérias anaeróbias oxidantes de amônia
CANON	Processo ANAMMOX com aeração intermitente
CEMAGREF	Centro Nacional de Máquinas Agrícolas de Engenharia Rural, Águas e Florestas
CePTS	Centro de Pesquisa e Treinamento em Saneamento UFMG / COPASA
CO <sub>2</sub>	Dióxido de Carbono
COPASA	Companhia de Saneamento de Minas Gerais
CU	Coefficiente de uniformidade
d	Dia (s)
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DBO <sub>5</sub>	Demanda Bioquímica de Oxigênio aos cinco dias
De	Coefficiente de difusão efetivo
DESA	Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental
dH/dx	Gradiente de carga hidráulica total
DQO	Demanda Química de Oxigênio
DTR	Distribuição dos Tempos de Residência
Eh ou REDOX	Potencial Redox ou Potencial de redução de oxidação

e.p.	Equivalente Populacional
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
$e_v$	Eficiência Volumétrica
F	Fluxo de massa de oxigênio para o sistema
g	Gramas
$h$	Profundidade real da unidade
H	Hora
hab	Habitantes
IRSTEA	Instituto Nacional de Pesquisa em Ciência e Tecnologia para o Meio Ambiente e Agricultura (antigo CEMAGREF)
K	Condutividade hidráulica insaturada
k	Permeabilidade intrínseca do meio
$k_L$	Coefficiente de transferência de gases
$k_{La}$	Coefficiente de transferência
$k_{LaO_2}$	Coefficiente global de transferência de oxigênio
$k_{LaP}$	Coefficiente de transferência de gás propano
L	Litros
M.O.	Matéria orgânica
MPIP	<i>Max Planck Institute Process</i>
$m^2$	Metro quadrado
$m^3$	Metro cúbico
Mg	Miligramas
Min	Minutos
ml	Mililitros
Mm	Milímetros
mV	Milivolts
N	Número de Tanques em serie
$N^0$	Número de dados
$n^0$	Número de pulsos ou bateladas
$NH_4^+$	Amônio
$NO_3^-$	Nitrato
$NO_2^-$	Nitrito
$N_2$	Nitrogênio Gasoso

N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	Nitrogênio como Amônio
N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	Nitrogênio como Nitrito
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Nitrogênio como Nitrato
NTK	Nitrogênio Total Kjeldahl
N <sub>2</sub> O	Óxido Nitroso
O <sub>2</sub>	Oxigênio
OD	Oxigênio dissolvido
pH	Potencial Hidrogeniônico
Q	Vazão
Qa	Vazão afluente ao sistema
SST	Sólidos Suspensos Totais
TAH	Taxa de aplicação hidráulica
TAH <sub>inst</sub>	Taxa de aplicação hidráulica instantânea
TDH	Tempo de detenção hidráulica
TI	Taxa de infiltração
UFMG	Universidade Federal de Minas Gerais
WC	<i>Wetlands</i> Construídos
WCEV	<i>Wetlands</i> Construídos de Escoamento Vertical
WCEV-SF	<i>Wetlands</i> Construídos de Escoamento Vertical - Sistema Francês

# 1 INTRODUÇÃO

## 1.1 Antecedentes

A importância do setor de saneamento para a garantia do bem estar dos indivíduos e da qualidade ambiental é amplamente reconhecida. A mudança nos modelos de desenvolvimento, também em matéria de meio ambiente, promoveu de maneira exponencial o interesse em utilizar sistemas de tratamento de águas residuárias nos quais ocorrem uma série de mecanismos com base na purificação existente na natureza e, devido a esta razão, eles começaram a ser chamados como "sistemas naturais de tratamento".

Nesses “ecossistemas”, as plantas e microrganismos desempenham um papel preponderante, cuja ação biológica e eficiente simbiose favorecem a degradação de nutrientes essenciais, matéria orgânica, traços de metais pesados e a eliminação de agentes patogênicos presentes no esgoto. Os filtros plantados com gramíneas ou macrófitas são sistemas naturais de tratamento de águas residuárias que fazem parte do grupo dos *wetlands* construídos (*Constructed Wetlands* — nomenclatura utilizada internacionalmente). Esta tecnologia para o tratamento de águas residuárias é usada em muitos países (GIKAS e TSIHRINTZIS, 2010).

Devido à ocorrência de todas as possíveis transformações entre cada um dos elementos do ecossistema (plantas, água, solo, microrganismos e o ar), o funcionamento dos *wetlands* construídos (WC) se dá como um reator para a remoção de poluentes. Eles constituem sistemas projetados ou desenvolvidos para replicar os processos físicos, químicos e biológicos que ocorrem em áreas naturais (terras úmidas, brejos, várzeas, pântanos ou manguezais), de forma controlada (KADLEC e KNIGHT, 1996; VYMAZAL e KROPFLOVA, 2011).

Na Europa, o desenvolvimento da tecnologia se iniciou com Seidel, em 1952, que utilizava os WC como o primeiro estágio de seus sistemas de tratamento. Estes envolviam séries de filtros de escoamento subsuperficial vertical e horizontal que ficaram comumente conhecidos como MPIP – *Max Planck Institute Process*, sendo a base de sistemas híbridos construídos no final do século XX (KADLEC e WALLACE, 2008). Em estudo realizado por Zhi e Ji (2012), apontou-se que, nos 26 anos precedentes, um terço dos países do mundo (65 países) faziam uso desse tipo de tratamento, sendo predominantemente encontrados na Europa, América do Norte, Extremo Oriente e Oceania. No entanto, quando se refere a países em

desenvolvimento, é observado que sua aplicação, apesar de ter aumentado, ainda é reduzido (ZHANG *et al.*, 2014).

Neste contexto, a utilização do sistema de tratamento descentralizado do tipo *wetlands* construídos constitui uma ótima alternativa, devido às vantagens que eles apresentam, tais como, baixo consumo de energia, tecnologia simples, tolerância às variações de carga, produção de lodo quase desprezível, minimização de odores, capacidade de integrar-se à paisagem local e, sobretudo, baixo custo de implantação e operação, quando comparado a outros sistemas de tratamento, sendo capazes de garantir alta eficiência de tratamento. Os WC de escoamento vertical constituem uma das modalidades dentre os sistemas *wetlands* construídos para o tratamento, tendo como uma de suas variantes o modelo denominado “Sistema Francês”. Os *Wetlands* Construídos de Escoamento Vertical - Sistema Francês (WCEV-SF) configuram-se como uma variação de WC de escoamento vertical de fluxo intermitente ou em pulso. O WCEV-SF se caracteriza por ser um sistema aeróbio composto de dois estágios, sendo o primeiro formado por unidades que trabalham em paralelo e recebem alimentação alternada, com a finalidade principal de remover sólidos, matéria orgânica e obter nitrificação parcial. Já o segundo estágio, também com unidades em paralelo e alimentação em alternância, procura a remoção maior de amônio, por nitrificação.

Nos países de clima tropical, por meio de diversos grupos de pesquisa, vem sendo estudada a aplicação desse sistema. No entanto, tal como afirmam alguns autores, pelo fato de ainda não serem amplamente utilizados, observam-se lacunas em pontos específicos, tais como os critérios de dimensionamento para as condições climáticas e econômicas particulares desses países (KANTAWANICHKUL *et al.*, 2009).

O Brasil, como citam Oliveira e Von Sperling (2011), por ser um país de grande extensão geográfica, apresenta grandes diferenças em termos de clima, de economia, contrastes culturais e sociais, sendo que a temperatura desempenha um papel fundamental em alguns processos de tratamento, o que, por sua vez, favorece a diminuição da área requerida para a instalação e o aumento na eficiência de remoção de poluentes. Em relação aos sistemas de tratamento de esgotos no Brasil, embora haja a utilização de sistemas bastante sofisticados, são aplicados na sua maioria sistemas naturais e não mecanizados, os quais se beneficiam das temperaturas elevadas na maior parte do país.

Percebe-se que o desempenho desses sistemas poderia ser otimizado, referindo-se ao efeito da remoção conjunta de matéria orgânica, nutrientes, condições hidrodinâmicas e os critérios para projetos em condições climáticas específicas. No entanto, essa otimização exige profundo conhecimento acerca das características, mecanismos, vantagens e limitações do uso dos WCEV-SF para o tratamento de efluentes sanitários. Informações como estas, em conjunto com o estudo da hidrodinâmica do reator e da cinética de remoção dos poluentes, possibilitam a obtenção de equações ou modelos para prever o seu desempenho, sendo, portanto, muito importantes do ponto de vista de projeto e operação desses sistemas.

Nesse contexto, se evidencia a necessidade de se expandir os conhecimentos relacionados às tecnologias simplificadas (especificamente WCEV-SF), adequadas às pequenas comunidades, objetivando lograr, assim, a mudança efetiva das precárias condições de saneamento no mundo em vias de desenvolvimento, em relação ao tratamento de águas residuárias.

Na presente tese foram conduzidos estudos em um sistema de WCEV-SF, composto apenas pelo primeiro estágio do sistema francês típico, e constituído apenas por duas unidades em paralelo. O sistema, localizado na cidade de Belo Horizonte, foi dimensionado para um equivalente populacional de 100 habitantes, e estudos de desempenho, condições hidráulicas, comportamento hidrodinâmico e transferência de oxigênio foram efetuados, dando continuidade a pesquisas iniciadas pela Universidade Federal de Minas Gerais em 2009, ano de seu início de operação.

## **1.2 Justificativa**

O esgoto doméstico apresenta composição muito variada. Com essa premissa, é altamente desejável se optar pela utilização de “sistemas de tratamento de águas residuárias robustos”, capazes de manter a eficiência mesmo que a carga aplicada seja variável, com baixo custo de implantação e operação, potencializando a sua aplicação em diferentes cenários no Brasil e na América Latina.

Nos WC de escoamento vertical, as características do material filtrante, como granulometria, porosidade e condutividade hidráulica, influenciam diretamente a permeabilidade e a hidrodinâmica dos sistemas. Os processos de conversão mais importantes de formas químicas e da matéria orgânica em suspensão, e nitrificação, podem ser afetados pela colmatação superficial, ocorrendo, dessa forma, diminuição no desempenho do sistema. A determinação

do balanço de oxigênio em um *wetland* construído é complexa e depende das condições do meio e do sistema. A definição da frequência e do volume de esgoto a ser aplicado, mesmo que garanta tanto a entrada suficiente de oxigênio quanto o contato entre a biomassa e o líquido, é essencial para se alcançar um bom desempenho do sistema. Assim, há de se testar as diferenças no escoamento do *wetland* e relacioná-las ao desempenho de tratamento.

Fundamentando-se que os WC no tratamento de esgotos domésticos brutos poderão atender diferentes públicos, tais como loteamentos, condomínios fechados, pousadas, etc., onde a produção de esgoto não é constante e a necessidade de área é fator importante, a redução da área requerida para o primeiro estágio do WCEV-SF, sem comprometer o desempenho do tratamento e a qualidade do efluente final, deverá ser testada. Sendo assim, há necessidade de estabelecer regimes de alimentação nos *wetlands* de acordo com as possibilidades e situações locais (sistemas tipos e tempos de alimentação, bombas, sifões), que permitam a definição de parâmetros e critérios operacionais no primeiro estágio do WCEV-SF empregado, além de permitir o lançamento dos efluentes tratados em vários tipos de corpos d'água, de acordo com a legislação ambiental.

Independentemente da grande aplicabilidade dos WC em países tropicais, e apesar de se constatar o avanço tecnológico deste sistema para o tratamento de esgoto doméstico bruto, um fator que contribui para sua menor utilização é a falta de critérios de dimensionamento para estas condições climáticas. Embora o clima e as condições locais afetem intimamente os processos de remoção em WCEV, há grande necessidade de experiências com estes sistemas em países de clima tropical, de modo que sua real capacidade e em tais ambientes sejam esclarecidas. Neste contexto, a definição de parâmetros e critérios operacionais no primeiro estágio do WCEV-SF empregado, atendendo aos requisitos da legislação para lançamento de efluentes aos corpos de águas receptores, se estabelece como prioritário.

O comportamento global do WC é complexo, em certos aspectos ainda é considerado como uma “caixa preta”, o que justifica maiores avanços nas pesquisas a fim de esclarecer a hidráulica do filtro e as interações biológicas que nele se dão. Como a hidráulica pode ser diretamente influenciada pelo material filtrante utilizado, o estudo de sua dinâmica pode ser considerado tarefa difícil a se realizar, como apontou Silveira (2015). Aprofundar no desempenho do sistema, estabelecendo o número de ciclos de alimentação por dia e os períodos de alimentação/descanso, que devem ser definidos de acordo com as características do

filtro, tais como: material de suporte, profundidade do leito, taxa de aplicação hidráulica, entre outros, resulta no parâmetro essencial para garantir o bom funcionamento desses sistemas.

Sob outra perspectiva, o conhecimento dos processos de oxidação e redução pode proporcionar novas oportunidades para elaborar estratégias de remediação e, assim, compreender os processos biogeoquímicos de interfaces redox no meio ambiente, conhecimento que é fundamental para compreender os mecanismos neste processo de tratamento de esgotos (BORCH *et al.*, 2009).

Vymazal (2010) e Silveira (2015) enfatizam a importância de agregar às investigações em WCEV, o potencial redox (Eh). Segundo os mesmos autores os variados arranjos nos sistemas favorecem as mudanças desse parâmetro com o tempo de tratamento e/ou especialmente no meio filtrante. Estas alterações permitem a formação de nichos ecológicos adequados ao desenvolvimento de biofilmes microbianos com funções diferentes no processo de oxigenação e capacidade de remoção dos poluentes.

Diante do contexto, pode-se afirmar que variados arranjos de *wetlands*, em conjunto com as inovações desenvolvidas, encontram-se integrados ao uso de ferramentas (software ou modelos computacionais de transporte de fluido, matemáticos e de processos, onde estejam envolvidos mecanismos de oxidação/redução), os quais auxiliam na compreensão dos mecanismos e processos que ocorrem, estabelecendo adequadas e eficientes estratégias para o melhoramento contínuo do processo de tratamento de águas residuárias.

## 2 OBJETIVOS E HIPÓTESES

### 2.1 *Objetivo geral*

Avaliar o desempenho do sistema, o comportamento hidrodinâmico do esgoto nos leitos de tratamento e o balanço de oxigênio dissolvido nos processos de conversão aeróbia, no primeiro estágio do Sistema Francês de *Wetlands* Construídos de Escoamento Vertical, operando com apenas duas unidades em paralelo, tratando esgoto doméstico bruto.

#### 2.1.1 *Objetivos específicos*

- Analisar os efeitos da taxa de aplicação hidráulica instantânea e do acúmulo de depósitos de sólidos na superfície do meio filtrante em parâmetros vinculados com os processos de conversão aeróbia (oxigênio dissolvido e potencial redox);
- Avaliar a influência de diferentes estratégias operacionais (tempo e período de alimentação/descanso) e de mudanças na taxa de aplicação hidráulica instantânea, em termos de remoção de matéria orgânica e amônio e das condições de oxirredução;
- Avaliar o comportamento do oxigênio dissolvido através do estabelecimento do seu balanço de massa (consumo e produção).

### 2.2 *Hipóteses*

Partindo do conhecimento dos mecanismos envolvidos nos processos naturais de depuração presentes no tratamento de esgoto doméstico bruto em *Wetlands* Construídos de Escoamento Vertical (Sistema Francês), a presente pesquisa foi conduzida sob as seguintes hipóteses:

- O balanço de oxigênio dissolvido está associado às condições hidrodinâmicas impostas ao sistema e aos processos de oxidação da matéria orgânica e amônio presentes nos WCEV-SF;
- O potencial de redução-oxidação (redox) e sua análise quantitativa em diferentes profundidades no perfil vertical pode ser um indicador adequado do comportamento do sistema em termos das condições de conversão aeróbia, da dinâmica dos processos que ocorrem no leito e do comportamento do oxigênio no meio poroso nos WCEV-SF;

- A altura do leito poroso e as camadas do material de preenchimento influenciam no comportamento do oxigênio e no desempenho do sistema no processo de tratamento de esgoto nos WCEV-SF;
- A camada superior do meio filtrante, com maior acúmulo de sólidos, influencia na disponibilidade do oxigênio e no desempenho do sistema no processo de tratamento de esgoto doméstico nos WCEV-SF, independentemente do fato de que durante o tempo de descanso estabelecido exista uma ruptura da camada, favorecendo o posterior estabelecimento das adequadas condições no sistema para os processos de conversão aeróbia de poluentes.

## 3 REVISÃO BIBILIGRÁFICA

### 3.1 *Wetlands* Construídos (*Constructed Wetlands*)

#### 3.1.1 Aspectos Gerais

*Wetlands* Construídos (WC) constituem um sistema que promove o tratamento de efluentes pela interação entre o líquido, o meio suporte, os microrganismos e as plantas (KADLEC e WALLACE, 2008). Hoffmann e Platzer (2010) destacam que o sistema é projetado e construído para utilizar as funções naturais da vegetação de zonas úmidas, solos e as suas populações microbianas para tratar contaminantes nas águas superficiais, águas subterrâneas ou águas residuárias. Portanto, o WC é um complexo artificial que envolve vegetação, meio filtrante e as diversas e variadas associações microbianas para auxiliar o tratamento de águas residuárias.

Kadlec e Wallace (2008) e Vymazal (2010) reforçam que os *wetlands* construídos são sistemas artificialmente projetados para utilizar plantas aquáticas (macrófitas) em substratos como areia, cascalho ou outro material inerte saturado ou parcialmente saturado, promovendo assim o aporte e sustento para o desenvolvimento de biofilmes que agregam populações variadas de microrganismos, os quais, por meio de processos biológicos, químicos e físicos, tratam as águas residuárias.

O tratamento em *wetlands* construídos é o resultado de interações complexas entre as partes envolvidas. As interações físicas, biológicas e químicas, que incluem filtração, decomposição, nitrificação e desnitrificação, adsorção, precipitação, degradação, sedimentação e absorção pelas plantas, determinam o nível de remoção de poluentes (HOFFMANN e PLATZER, 2010; BRIX, 1997).

Estes sistemas se prestam a diferentes objetivos, podendo ser construídos de acordo com uma ampla variedade de modelos e são considerados naturais por reproduzirem condições que ocorrem espontaneamente nos ecossistemas sem a necessidade de suprimento adicional de energia para acelerar processos bioquímicos.

Sezerino *et al.* (2005) destacam como vantagens desta tipologia a melhor ciclagem de nutrientes, menor produção de lodo, adequação à paisagem natural, baixos custos de

implantação, operação e manutenção, eficiência adequada e possibilidade de reuso do efluente na agricultura e aquicultura.

Os *wetlands* construídos, como sistemas de tratamento de águas residuárias, começaram a ser estudados no Instituto Max Planck na Alemanha por Seidel no século passado (década dos anos 50) (BASTIAN e HAMMER, 1993; GARCÍA ZUMALACARREGUI, 2010; VYZAMAL, 2008). Desde 1985, a investigação e a implementação da tecnologia de WC em todo o mundo vem acelerando (KADLEC e WALLACE, 2008). A Tabela 3.1 resume as vantagens e desvantagens dos WC.

**Tabela 3.1. Principais vantagens e desvantagens dos *Wetlands* Construídos**

Vantagens	Desvantagens
Baixo investimento e custos de funcionamento em comparação com os sistemas de tratamento convencionais.	Pode facilitar a criação de mosquitos, caso haja lâmina d'água superficial.
Adequa-se harmoniosamente no panorama, portanto, sua abordagem sensível ao ambiente é visto positivamente pelo público em geral.	Em alguns casos de <i>wetlands</i> construídos de fluxo subsuperficial horizontal é necessário um pré-tratamento para evitar a colmatação.
Recuperação de recursos.	<i>Wetlands</i> construídos, como tecnologia exige de um design especializado e supervisão, o sistema de dosagem requer engenharia mais complexa.
Possibilidade de tratamento descentralizado de águas residuárias.	Necessidade de área maior em comparação com sistemas convencionais.
Menor custo de construção, operação e manutenção.	As eficiências são de acordo com as condições climáticas. Em climas frios elas podem reduzir-se consideravelmente.
Não requer uso de energia.	Ocorrência de colmatação no sistema.
Não requer pessoal qualificado.	Os componentes biológicos são sensíveis a produtos químicos tóxicos, exemplo: pesticidas.
Bom desempenho em termos de remoção de matéria orgânica, sólidos suspensos totais e nutrientes.	A remoção de coliformes realizada nem sempre é suficiente, de modo que se torne necessário o processo de desinfecção subsequente.
<i>Wetlands</i> construídos não tem produção de lodos.	
Os sistemas de <i>wetlands</i> construídos podem ser combinados de modo a obter maiores eficiências no tratamento.	
Alta produtividade de biomassa, a qual pode ser utilizada como alimento para animais.	
Não requer a adição de produtos químicos e equipamentos mecânicos.	
Fomenta a criação de áreas verdes, habitats naturais e áreas recreativas.	
Grande potencial para sua aplicabilidade nos países em desenvolvimento, áreas urbanas e peri-urbanas e pequenas comunidades rurais.	
Construção e reparo com materiais disponíveis localmente.	

Fonte: Vymazal (2010), Manjate (2016)

Algumas aplicações dos sistemas *wetlands* construídos são reportados, principalmente nos países desenvolvidos. Na Figura 3.1 apresentam-se um resumo das aplicações no mundo, destaca-se a grande faixa de aplicações, incluindo tratamento de esgotos domésticos, lodos, águas residuárias industriais e agrícolas, e remoção de poluentes em maneira geral.

**Figura 3.1. Várias aplicações dos *Wetlands* Construídos no mundo**



Fonte: Hoffmann e Platzer (2010), Koottatep *et al.* (2008), Manjate (2016), Molle (2014).

Atualmente, muitos estudos estão sendo conduzidos a fim de identificar e aperfeiçoar o papel de cada elemento atuante no tratamento. Dentre tais elementos, destacam-se os estudos sobre: o fluxo empregado; o material filtrante; as macrófitas; a taxa de aplicação hidráulica e taxa de carregamento orgânico; as cinéticas de depuração; a transferência de oxigênio; a estrutura e metabolismo do biofilme formado; a eficiência no tratamento; a diminuição de área de implantação e a vida útil do sistema (SILVEIRA, 2015).

### 3.1.2 Classificação dos *WETLANDS* Construídos

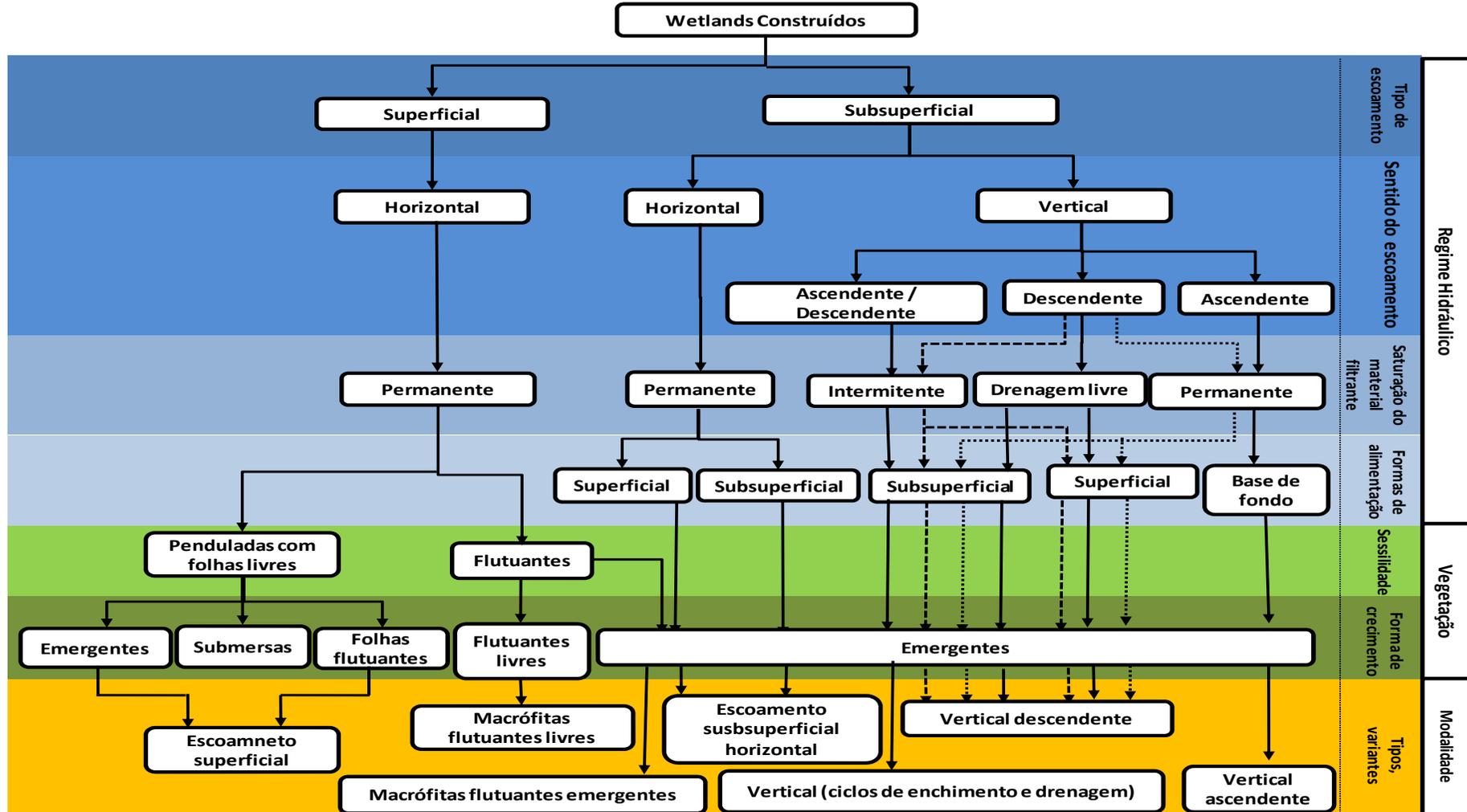
Na década dos anos 90, do século passado, Brix (1993) estabeleceu uma classificação para os WC a partir do tipo de macrófita utilizada, que variava conforme o regime hidráulico aplicado. Vymazal (2010) estabeleceu que os WC pudessem ser distinguidos de acordo com vários critérios, tais como presença/ausência de superfície de água livre, macrófitas usadas ou direção do escoamento.

Diferentes tipos de zonas úmidas artificiais podem ser combinados uns com os outros (sistemas híbridos), a fim de explorar as vantagens específicas dos diferentes sistemas (HOFFMANN e PLATZER, 2010). Fonder e Headley (2013) classificam os *wetlands* construídos com base em suas características físicas e de desenho de sistema de tratamento, sendo que foi desenvolvida uma hierarquia de classificação (Figura 3.2), sendo os principais tipos: *wetlands* de escoamento superficial com sentido de escoamento na horizontal e *wetlands* de escoamento subsuperficial com sentido na horizontal e vertical. Já, Stefanakis, Akrotos e Tsihintzis (2014) apresentam algumas variantes de *wetlands* construídos de escoamento vertical (WECV) tais como: WCEV de alimentação intermitente descendente (*downflow* VFCW), com recirculação, com ciclos de enchimento e drenagem (*tidal flow* VFCW), saturados com sentido de escoamento descendente, ascendente e os integrados (descendente seguido de ascendente). No caso da presente pesquisa, a revisão se aprofundará nos *wetlands* de escoamento subsuperficial vertical Sistema Francês, o mesmo enquadra-se como um sistema de alimentação intermitente, com sentido de escoamento vertical descendente.

### **3.1.3 Sistemas de WC de Escoamento Vertical (Vertical Flow Constructed Wetlands)**

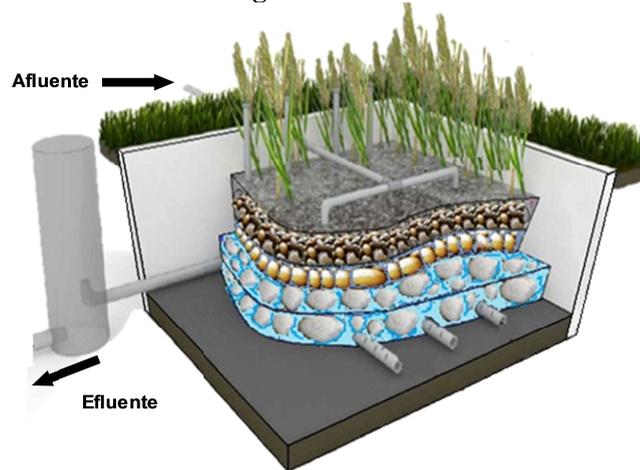
Nos *wetlands* construídos de escoamento vertical (WCEV), o afluente é disposto de maneira vertical e homogênea na superfície do filtro, favorecendo a percolação do afluente pelo material filtrante composto geralmente por três camadas diferentes (camada de filtração, transição e drenagem) e sendo recuperado por uma rede de drenagem no fundo do filtro (COOPER *et al.*, 1996; VYMAZAL e KRÖPFELOVÁ, 2008) (Figura 3.3). Como consequência da maneira intermitente de aplicação do afluente, a cada pulso é proporcionado o arraste de oxigênio atmosférico para o substrato, promovendo, assim, condições aeróbias favoráveis para a degradação da matéria orgânica e a oxidação do amônio. Após cada pulso, o líquido percola e, após sua passagem, os espaços vazios entre os grãos ficam ocupados por ar, dando condições para a manutenção de condições aeróbias no interior do leito filtrante. Devido à verticalidade do processo de escoamento, o volume do sistema é totalmente aproveitado, conseguindo que a distribuição do afluente ocorra numa área superficial maior, diminuindo a área total requerida do sistema para o tratamento de esgoto (eficiência).

Figura 3.2. Classificação dos *Wetlands* Construídos



Fonte: adaptado de Fonder e Headley (2013)

**Figura 3.3. Seção transversal. *Wetlands* Construído de Escoamento Vertical para o tratamento de esgoto doméstico.**



Fonte: adaptado pelo autor de Molle (2015)

Atualmente, a aplicação de filtros com escoamento vertical vem aumentando, e a razão para isso se deve à sua capacidade de transporte de oxigênio, o que resulta em adequadas taxas de nitrificação, menor área por equivalente populacional em comparação com o sistema de escoamento horizontal e a eficiência na remoção de compostos orgânicos, demanda química e bioquímica de oxigênio, (DQO, DBO<sub>5</sub>), de sólidos em suspensão (SST) e de patógenos (UN-HABITAT, 2008). O sistema está entre as tecnologias mais adequadas para o tratamento de águas residuárias em assentamentos pequenos e descentralizados. Morvannou *et al.* (2015) estima que, na atualidade, na França, mais de 3.500 estações estão em operação tratando águas residuárias domésticas utilizando *Wetlands* Construídos de Escoamento Vertical – Sistema Francês (WCEV-SF).

Koottatep *et al.* (2008) enfatizaram que a importância de WCEV como parte de um sistema descentralizado de tratamento de águas residuárias é devida às suas características, aos baixos requisitos operacionais e porque pode tratar adequadamente o esgoto doméstico bruto em várias regiões do mundo, incluindo os países em desenvolvimento.

Vários autores, como Molle *et al.* (2005) e Hoffmann *et al.* (2011) encontraram altas eficiências em termos de remoção de matéria orgânica e outros contaminantes em WCEV que tratam águas residuárias domésticas. Porém, como em todos os tipos de *wetlands*, uma preocupação relaciona-se à possível colmatção. Assim, é importante selecionar adequadamente o material filtrante, a taxa de aplicação hidráulica, dentre outros parâmetros, a fim de evitar problemas futuros.

Em relação ao dimensionamento, Platzer (1999) se baseia no balanço do oxigênio dissolvido, utilizando dados previamente estabelecidos (Equação 3.1). Para a remoção de 85% de DQO, prevê uma demanda de 0,7 gO<sub>2</sub> gDQO<sup>-1</sup> (quantidade de oxigênio requerido na degradação), 4,3 gO<sub>2</sub> gNTK<sup>-1</sup> (quantidade de oxigênio requerido para a nitrificação) e economia de 2,9 gO<sub>2</sub> gN-NO<sub>3</sub><sup>-1</sup> (recuperação do oxigênio devido à desnitrificação), mesma que foi calculada sendo assumidos 10% de desnitrificação (em casos de afluentes com baixa concentração de matéria orgânica, este termo deve ser desconsiderado) (COTA, 2011). A área requerida pode ser calculada por Q (m<sup>3</sup> d<sup>-1</sup>) / taxa de aplicação hidráulica superficial (m<sup>3</sup> m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>). As equações a seguir descrevem o processo de dimensionamento do filtro vertical pelo balanço de oxigênio. É importante citar que tanto os valores de 4,3 e 2,9 constituem coeficientes estequiométricos na nitrificação e desnitrificação respectivamente. Em específico, para a nitrificação, seria 4,57, mas o valor é reduzido para 4,3 para levar em conta a utilização de parte do amônio para a constituição celular, não sendo, portanto, oxidada (PLATZER, 1999). Deve-se levar em conta que os coeficientes relacionados à entrada de oxigênio, nas equações de Platzer (1999), foram obtidos para a areia, como meio suporte.

$$\text{Balanço de } O_2 \text{ [g / d]} = \text{Convecção de } O_2 + \text{Difusão de } O_2 - \text{Demanda de } O_2 > 0 \quad [3.1]$$

#### Termos da Equação:

$$\text{Convecção de } O_2 \text{ [g / d]} = 0,3 \text{ [gO}_2 \text{ / L]} * \text{Vazão Aplicada [m}^3 \text{ / d]} * \left(1000 \frac{\text{L}}{\text{m}^3}\right)$$

$$\text{Difusão de } O_2 \text{ [g / d]} = 1,0 * \text{área prevista} * \left[24 - (1,5 * n^0 \text{ pulso})\right]$$

$$\text{Demanda de } O_2 \text{ [g / d]} = (0,85 * 0,7 * DQO_{\text{aflu}}) \text{ [g / d]} + (4,3 * NTK_{\text{aflu}}) \text{ [g / d]} \\ - (0,1 * 2,9 * NTK_{\text{aflu}}) \text{ [g / d]}$$

Em que:

$$1,0 = 1,0 \text{ gO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$$

$$24 = 24 \text{ horas}$$

$$1,5 = \text{Tempo entre bateladas ou pulsos ao longo do dia [hora]}$$

$$n^0 = \text{Numero de pulsos ou bateladas}$$

#### **3.1.3.1 O Sistema Francês (SF)**

O Sistema Francês de *wetlands* verticais, concebido pelo Instituto Nacional de Pesquisa em Ciência e Tecnologia para o Meio Ambiente e Agricultura (IRSTEA), antigo Centro Nacional de Máquinas Agrícolas de Engenharia Rural, Águas e Florestas (CEMAGREF), é conhecido por ser eficiente e econômico, uma vez que ele é capaz de receber esgoto bruto e não

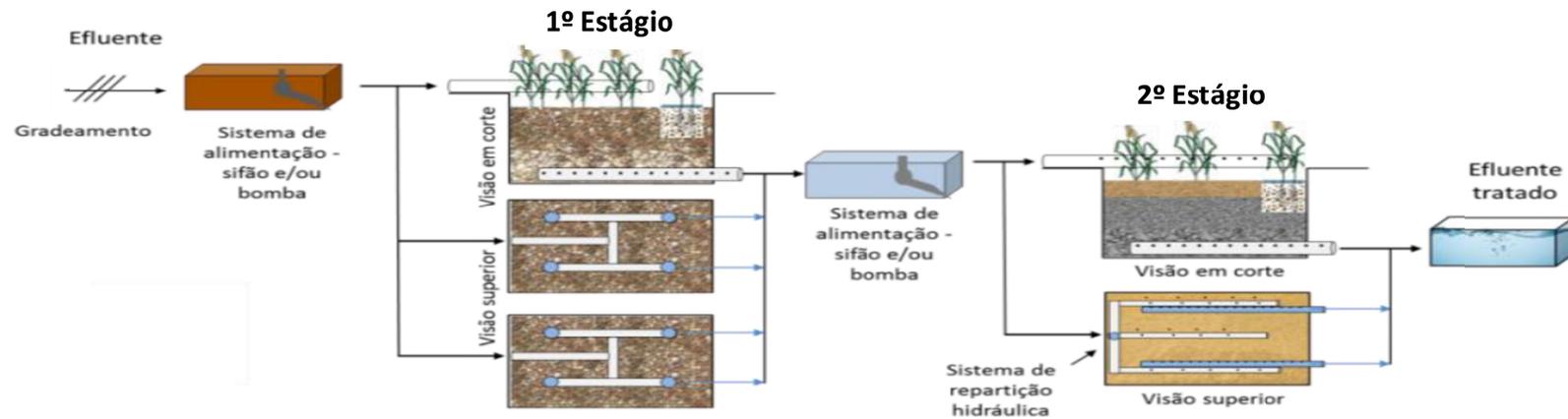
necessita de disposição do lodo ao longo de mais de dez anos de operação (MOLLE *et al.*, 2005). Hoffmann e Platzer (2010) relataram que as zonas úmidas construídas podem ser usadas como parte do sistema de tratamento de águas residuárias descentralizadas, devido às suas características de serem "robustas" e sistemas "low-tech", sem peças móveis (bombas) e com requisitos operacionais relativamente baixos.

Morvannou *et al.* (2015) reportaram que, na época, na França, as estações que utilizam esses sistemas operavam com capacidades que vão desde 20 a 4.500 equivalente populacional (e.p.). A maior parte das estações são compostas de duas fases de fluxo vertical em série – modelo clássico francês, no entanto existem algumas associações que são utilizadas como, por exemplo, associação com fluxo horizontal, sistemas de lagoas ou com sistemas de tratamento convencional, uma etapa do fluxo vertical com recirculação, sistemas parcialmente saturados, dentre outros (PROST-BOUCLE e MOLLE 2012; SILVEIRA2015).

O WCEV-SF não precisa de tratamento primário, tampouco há necessidade de etapas posteriores para o tratamento do efluente. Porém, normalmente antes da aplicação nos filtros, é feito um gradeamento do afluente para retenção de sólidos grosseiros. De acordo com Hoffmann *et al.* (2011), o WCEV-SF compreende dois estágios. A primeira etapa consiste em três unidades alternadas paralelas de leito de escoamento vertical preenchido com cascalho e concebida para o tratamento de esgoto bruto; na segunda fase o efluente das unidades utilizadas na primeira fase é aplicado em dois leitos de escoamento vertical, que podem ser utilizados para operar em paralelo, a fim de descansar um dos filtros ou para alternar o funcionamento.

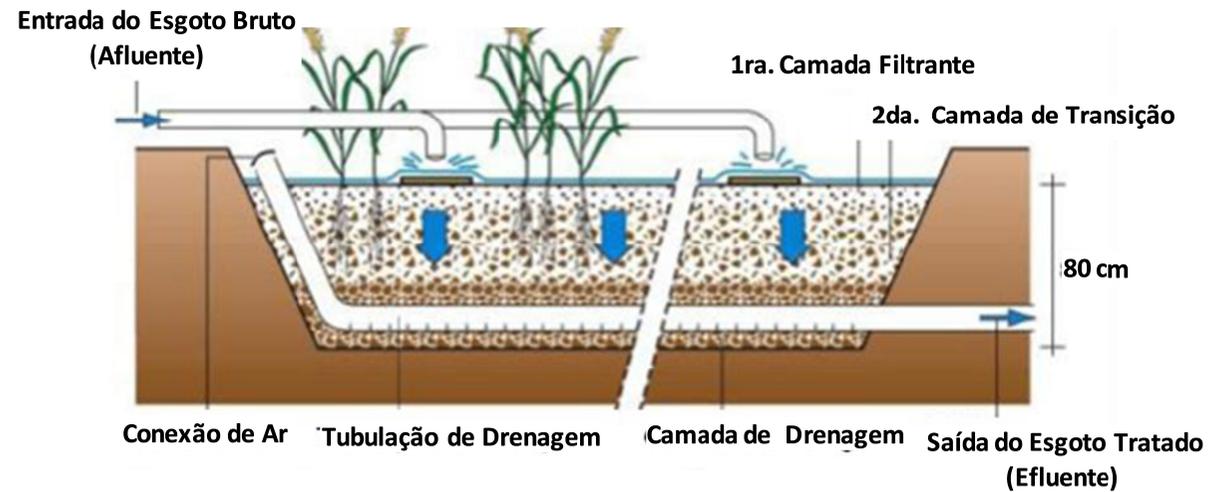
O Sistema Francês opera com alternância de ciclos: ciclo de alimentação e ciclo de repouso. Quando um dos três filtros do primeiro estágio entra no ciclo de alimentação, este recebe afluente bruto por 3 a 4 dias; após, o filtro é mantido em repouso durante sete dias. O mesmo acontece, sucessivamente, para os outros dois filtros, ver Figura 3.4.

Figura 3.4. Esquema do princípio de trabalho e etapas do tratamento de águas residuárias do WCEV-SF.



Fonte: Silveira (2015)

Figura 3.5. Esquema da seção transversal da primeira etapa do tratamento de águas residuárias no WCEV-SF.



Fonte: Molle *et al.* (2005)

Essa alternância de ciclos entre os filtros é fundamental para o controle do crescimento bacteriano e para manter as condições aeróbias no filtro, o que permite adequada nitrificação, promoção da mineralização da matéria orgânica proveniente dos sólidos suspensos contidos no efluente bruto, além de evitar a colmatação (MOLLE *et al.*, 2005).

Sendo assim, o primeiro estágio contribui principalmente para degradação da matéria carbonácea — onde os sólidos são retidos e mineralizados —, com um acúmulo em torno de 2,5 cm ao ano (MOLLE, 2014) e com a nitrificação devido à condição aeróbia predominante (Figura 3. 5). Molle *et al.* (2005) apontam que, para o primeiro estágio do Sistema Francês com superfície de  $1,2 \text{ m}^2 \text{ e.p.}^{-1}$ , apresenta uma eficiência média de 79% e 86% para DQO e SST, respectivamente, enquanto que a nitrificação é incompleta, com 50% - 60% de remoção para NTK. Já Morvannou *et al.* (2015), trabalhando com informações de sistemas com 30 anos de operação, determinaram uma eficiência média de 77% e 83% DQO e SST, respectivamente, com 59% de remoção para NTK.

No segundo estágio, a remoção da matéria orgânica é completada e incrementa-se o processo de nitrificação, em função das condições do meio (pH, temperatura e oxigenação). A concentração de oxigênio é fornecida e mantida graças à alimentação do tipo pulso (regime de alimentação intermitente), à difusão gasosa do ar atmosférico pela superfície do filtro e à conexão dos drenos de aeração até o meio filtrante.

Quando os filtros são construídos com uma diferença de altura entre a entrada e saída da estação de tratamento, o efluente flui por gravidade, utilizando um sifão dosador como dispositivo de alimentação, sem necessidade do uso de energia, segundo Molle *et al.* (2005). Na França o 60% dos filtros de 1º estágio e 75% dos filtros de 2º estágio constam com este dispositivo. Outro fator é a distribuição do afluente, no qual é recomendado para o primeiro estágio um fluxo de  $0,5 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$  de superfície do filtro alimentado — com um ponto de alimentação de uma área máximo de  $50 \text{ m}^2$  —, já para o segundo estágio, que usualmente tem areia na camada superior e brita ou cascalho nas camadas inferiores, é recomendado um fluxo de  $0,25 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$  para  $0,5 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2}$ , de acordo com as características do material filtrante (MOLLE *et al.*, 2005). A Figura 3.4 apresentada anteriormente representa a estação de tratamento do tipo Sistema Francês desenvolvido pelo IRSTEA.

A superfície de cada estágio é adaptada de acordo com alguns fatores, como o clima, o nível de remoção de poluentes requerido, a carga orgânica e a carga hidráulica, a qual é afetada pela quantidade de infiltração na rede de esgotos, embora WCEV, na sua maioria têm sido recomendados para redes separadoras até agora. Em relação ao primeiro estágio, na França, tem sido indicada uma superfície de  $1,2 \text{ m}^2 \text{ e.p.}^{-1}$  para o conjunto dos três filtros, com uma carga orgânica de  $300 \text{ gDQO m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ,  $\approx 150 \text{ gSST m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ,  $\approx 25 - 30 \text{ gNTK m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  e uma carga hidráulica de  $0,37 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  sobre o filtro em funcionamento (MOLLE, 2005 e LANA, 2013). Já, no segundo estágio, a superfície indicada é de  $0,8 \text{ m}^2 \text{ e.p.}^{-1}$  para os dois filtros. Esse dimensionamento é baseado numa descarga diária de  $120 \text{ gDQO e.p.}^{-1}$ ,  $60 \text{ gSST e.p.}^{-1}$ ,  $10 - 12 \text{ gNTK e.p.}^{-1}$  e  $150 \text{ L e.p.}^{-1}$  — parâmetros geralmente encontrados em pequenas comunidades francesas (MOLLE *et al.*, 2005).

Na primeira etapa (Figura 3. 5), o efluente é filtrado através de uma camada de, no mínimo, 30 cm de brita fina (granulometria: 2 - 6 mm), para, posteriormente, passar através de uma segunda camada de transição com material intermediário e, então, atingir a camada de drenagem com material grosso no fundo do filtro.

Em relação aos filtros utilizados no segundo estágio, estes possuem praticamente as mesmas características do primeiro, com exceção da camada de filtração composta de, no mínimo, 30 cm de areia ( $0,25 \text{ mm} < d_{10} < 0,40 \text{ mm}$ ) (SILVEIRA, 2015). Na Tabela 3.2 se apresentam as características granulométricas dos diferentes materiais utilizados no projeto dos WCEV-SF.

**Tabela 3.2. Perfil da granulometria dos materiais ou meio de suporte em cada estágio e camada do Sistema Francês.**

Características	1º Estágio	2º Estágio
<b>Camada Filtrante (superior)</b>		
Altura da Camada (cm)	30 - 80	30 - 80
Material	Brita fina	Areia
Granulometria (mm)	2 - 6	$0,25 < d_{10} < 0,4$ ; $CU = d_{60}/d_{10} < 5$ ; $d_3 > 63 \mu\text{m}$
<b>Camada de Transição (intermediária)</b>		
Altura da Camada (cm)	10 - 20	10 - 20
Material	Brita adaptada	Brita adaptada
Granulometria (mm)	6 - 15	5 - 10
<b>Camada de drenagem (inferior)</b>		
Altura da Camada (cm)	20 - 30	20 - 30
Material	Brita	Brita
Granulometria (mm)	20 - 60	20 - 40

Fonte: adaptado de Molle (2005) e Silveira (2015)

Segundo Molle *et al.* (2005), com cargas elevadas, o sistema WCEV-SF remove, em média, 90% da DQO, 96% de SST e 85% de NTK, considerando os dois estágios, sendo mais

eficiente que vários outros sistemas de tratamento. Prost-Boucle e Molle (2012) destacam que, em situações onde os requisitos de eficiência não são muito restritivos, a aplicação de um segundo estágio do SF é discutível, já que sua supressão pode reduzir a área requerida e os gastos construtivos. Estes autores discutem, ainda, a aplicação da recirculação em um estágio único. A recirculação poderia beneficiar a remoção de nitrogênio pelo aumento do tempo de contato entre líquido e biomassa, no entanto, ao contrário do desejado, pode haver aumento nos custos com energia, pela necessidade de uso de bombas. Acredita-se que a maioria dos processos de conversão em regiões de clima quente podem ocorrer no primeiro estágio, não requerendo a segunda etapa, o que pode trazer economia considerável de área e energia, uma vez que é possível a aplicação de um estágio único sem a necessidade de recirculação. Nestes casos a eficiência é garantida pela influência das altas temperaturas, que aceleram os mecanismos de degradação que ocorrem no meio.

Molle (2012) reforça a necessidade da procura de configurações diferentes, a fim de reduzir os custos. Neste contexto, uma alternativa poderia ser a de se ter apenas duas unidades (em vez de três) na primeira fase (sem a segunda fase), o que poderia levar a uma condição de área de cerca de apenas 40% do SF completo, resultando em apenas cerca de 0,6 a 0,7 m<sup>2</sup> habitantes<sup>-1</sup>. Já no Brasil, alguns estudos vêm sendo realizados com o Sistema Francês, tais como os seguintes conduzidos na UFMG: Cota (2011); Lana *et al.* (2013); Manjate *et al.* (2015); von Sperling (2015), Manjate (2016), os quais centram seu foco no desempenho do sistema tratando esgoto doméstico bruto e lodo de tanques sépticos. As pesquisas em questão foram desenvolvidas trabalhando com várias taxas de aplicação hidráulica, testando a redução da área de tratamento e as mudanças nos ciclos de alimentação e descanso. Todas elas aportam bons resultados na aplicação deste sistema nas condições ambientais do país, corroborando de alguma maneira o anteriormente levantado.

### **3.2 Mecanismos de remoção de poluentes no WCEV no tratamento de águas residuárias**

Os WC são filtros plantados com macrófitas que formam um conjunto complexo, sendo considerados reatores físico-químicos e biológicos artificiais, impermeáveis — se comparados ao solo natural —, nos quais o material utilizado na filtração permite o desenvolvimento de microrganismos (principalmente bactérias) que, conjuntamente com outros fatores, promovem o tratamento do efluente. Dentre esses fatores podem ser destacados: filtração dos sólidos

suspensos — que está relacionada diretamente com a granulometria do material filtrante empregado; degradação biológica pela comunidade bacteriana desenvolvida principalmente na rizosfera; e transformações químicas (sorção, precipitação) de acordo com as características minerais do suporte utilizado (MOLLE, 2003).

Para fins deste trabalho, será dado destaque à remoção da matéria orgânica, à remoção/transformação do nitrogênio e remoção dos sólidos suspensos, cujos mecanismos de remoção principais em WC observam-se na Tabela 3.3.

**Tabela 3.3. Principais mecanismos atuantes na remoção de alguns poluentes em WC**

Constituintes das águas residuárias	Mecanismos de remoção
DQO e DBO	Degradação microbiana (aeróbia e anaeróbia) Sedimentação (acumulação de matéria orgânica na superfície do sedimento) Filtração
Sólidos	Filtração Sedimentação Decomposição bacteriana
Nitrogênio	Amonificação/Nitrificação/Desnitrificação Assimilação pelas plantas aquáticas Volatilização da amônia

Fonte: Kadlec e Knight; Cooper *et al.* (1996); Stefanakis *et al.* (2014)

### 3.2.1 Matéria orgânica

A remoção de matéria orgânica (MO) em WC se dá basicamente por meio da degradação pelos microrganismos presentes no meio suporte (bactérias heterotróficas aeróbias ou anaeróbias) de acordo com os aceptores de elétrons disponíveis e sua fonte de energia, ou seja, de acordo com a quantidade de carbono disponível. Por este motivo são mais eficientes quando comparados a outras tipologias, uma vez que o aproveitamento energético de organismos que utilizam o oxigênio é superior. Segundo Silveira (2015), em *wetlands* construídos, muito dos processos que ocorrem possuem ligação com os compostos de carbono, que são provenientes de fontes externas (ex. águas residuárias) ou são produzidos a partir de processos internos de decomposição, sendo o mais representativo, o carbono orgânico dentro das diversas formas do carbono presentes na água residuária em tratamento.

Kadlec e Wallace (2008) relatam como predominantes os seguintes processos: aeróbios, anaeróbios facultativos e anaeróbios obrigatórios, em dependência dos tipos de reações químicas envolvidas no tratamento e das diferentes profundidades do filtro. Apesar de a decomposição anaeróbia ser mais lenta que a aeróbia, quando o oxigênio é um fator limitante

em *wetlands* construídos de escoamento vertical, ela se torna a reação predominante e responsável pela redução da demanda bioquímica de oxigênio aos cinco dias (DBO<sub>5</sub>) nessas unidades de tratamento (COOPER *et al.*, 1996).

A eficiência de remoção é condicionada a vários fatores tais como: retenção e mineralização da matéria acumulada sobre a camada filtrante; grande granulometria do meio suporte; ciclo de operação do sistema com alternância de alimentação, assegurando ao filtro um período de descanso e promovendo a digestão e desidratação do lodo (SILVEIRA, 2015).

Uma importante abordagem está sendo estudada recentemente em relação ao acúmulo da matéria orgânica na superfície do WCEV e sua interferência no comportamento hidráulico e biológico do sistema. Esse acúmulo de depósitos na superfície é retratado em alguns estudos como um componente importante para a eficiência do tratamento (MOLLE, 2014). No entanto, algumas modificações tornaram-se necessárias a fim de evitar o processo de colmatação como, por exemplo, a substituição da areia por cascalho (2 - 6 mm) no 1º estágio dos sistemas estudados.

A M.O. acumulada parece desempenhar papel importante tanto na retenção de água (aumentando o tempo de percolação em 5 vezes) quanto no perfil biológico do sistema (podendo aumentar a diversidade microbiana), contrapondo o que foi relatado pela literatura em anos anteriores. A M.O. acumulada no SF conduz a uma melhora na eficiência do tratamento, sem ocorrer entupimento, tal como tem sido comum em comparação com sistemas que utilizam areia na superfície (MOLLE 2014; SILVEIRA 2015).

### **3.2.1.1 Influência da matéria orgânica sobre a hidrodinâmica do WCEV-SF**

Através do conhecimento sobre a matéria orgânica, mesma que fornece informações sobre o desenvolvimento microbiológico, fundamentalmente bacteriano, e sobre a acumulação de sólidos em suspensão, podem-se inferir as modificações das características e o comportamento funcional da fase sólida sobre a hidrodinâmica e o transporte de solutos.

Três pontos principais da interferência da M.O. no sistema são destacados por Molle (2003):

- O fluxo e a transferência gasosa são afetados pela redução da porosidade, devido à acumulação de materiais no meio filtrante. Essa interferência pode reduzir até 90% da permeabilidade do material;

- O transporte de solutos é afetado em razão do aumento no volume de trocas.
- Em filtros de fluxo vertical alimentados com afluente bruto, a M.O. deposita-se na superfície do filtro formando o um material humificado (resíduo da decomposição). Essa camada de húmus promove a mineralização, o que pode melhorar os processos de adsorção e trocas iônicas, favorecendo, assim, o tratamento.

Molle (2014) afirma a importância do acúmulo de sólidos na camada de filtração. A camada orgânica constitui um elemento-chave que pode proporcionar melhor desempenho ou limitar alguns processos do sistema em decorrência de algumas contribuições, tais como:

- O aumento na eficiência de filtração e, por conseguinte, na remoção de sólidos;
- Uma melhora no tempo de retenção da água, e o desempenho em condições aeróbias;
- Redução na permeabilidade do filtro, promovendo melhor distribuição do afluente sobre a superfície, com fluxo de volume constante e em menor velocidade;
- Favorecimento à adsorção do amônio a ser nitrificado na M.O., devido aos períodos de alimentação e repouso;
- Local de maior atividade biológica.

No entanto, o autor ressalta também a necessidade de melhor compreensão no papel desta camada de depósito em WCEV-SF.

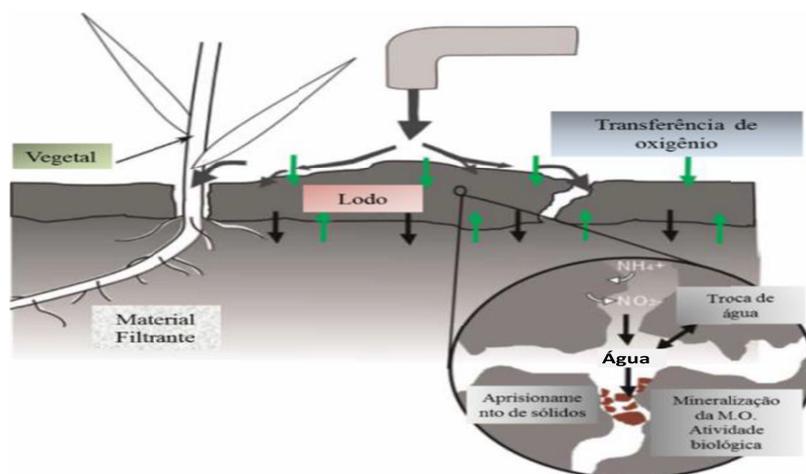
A Figura 3.6 apresenta a relação entre os processos que ocorrem na formação da camada de depósito e a importância do equilíbrio desses processos para o bom funcionamento do sistema. Molle (2014) enfatiza que a colmatação no SF é pertinente até o momento que esta não afete o equilíbrio e, por consequência, o desempenho do WC. Segundo este mesmo autor, um conjunto de fatores como projeto, operação, sistema de alimentação e condições externas (ambientais) deve ser observado na sua construção e implementação.

Pelas razões anteriormente expostas, pode-se afirmar que a camada de lodo depositada é um componente fundamental e influi no desempenho do WCEV-SF, é imprescindível ter presente que para o adequado funcionamento do deste sistema de tratamento é preciso mineralizar a

M.O. acumulada na superfície do leito, com o objetivo de evitar a colmatação e permitir a transferência do oxigênio corretamente ao meio filtrante.

Apesar das contribuições supracitadas, vale ressaltar que as cargas hidráulicas e orgânicas, bem como o ciclo de operação (período de alimentação e repouso) devem ser controlados. Ou seja, o comportamento hidráulico, a transferência de oxigênio e a atividade biológica estão interligados, tornando o estudo da camada de M.O. essencial para sistemas que operam com efluente bruto (MOLLE, 2014).

**Figura 3.6. Processos envolvidos na camada de matéria orgânica depositada**



Fonte: adaptado de Molle (2014)

### 3.2.2 Remoção de sólidos

A remoção de sólidos suspensos totais (SST) é uma das principais características do tratamento por WC e nela intervém um conjunto de processos internos como filtração, sedimentação e degradação microbiana. Os sólidos inorgânicos e suspensos são removidos por processos físicos. O principal mecanismo de remoção de sólidos suspensos totais (TSS) em WCEV é sedimentação gravitacional (sedimentação) e filtração (STEFANAKIS *et al.*, 2014). WC usualmente possuem uma boa eficiência no que diz respeito à remoção de sólidos. Analisando os resultados de 98 unidades, Vymazal (2010) reporta uma eficiência média de 89% para WCEV. Kadlec e Wallace (2008) verificaram os dados de 31 WCEV e encontraram eficiências médias de remoção de 87% de SST.

Em WCEV, parte dos SST acumulam-se na superfície do filtro, formando a camada de depósito de lodo. Essa camada pode regular a infiltração do efluente, auxiliando no funcionamento do filtro. Os SST que adentram em um sistema de WC podem exibir diferentes

características, de acordo com sua origem. Águas residuárias, por exemplo, são constituídas normalmente por uma predominância de sólidos orgânicos, enquanto que águas residuárias agrícolas e de escoamento pluvial podem conter, além de orgânicos, sólidos minerais (KADLEC e WALLACE, 2008). No entanto, os sólidos que saem do sistema são em grande parte provenientes de partículas geradas no interior do filtro e carregadas pelo fluxo d'água. Este processo leva a uma concentração de saída de cerca de 10 a 20 mg L<sup>-1</sup>, independente da concentração na entrada (SILVEIRA, 2015).

A camada depositada tende a se tornar parte do meio biologicamente ativo, o que ao longo do tempo intensifica a remoção, não só de SST, mas também de DQO e NTK. Sezerino (2006) adverte que independente do material filtrante empregado, o fenômeno de colmatação é inerente ao processo. A colmatação conduz à obstrução dos vazios, sobretudo na superfície do filtro, sendo causada por vários fatores, dentre os quais se destacam (PLATZER e MAUTCH, 1997; KADLEC e WALLACE 2008): sedimentação e filtração de particulados orgânicos e inorgânicos, produção de biomassa em excesso, em virtude do crescimento de microrganismos, crescimento excessivo das raízes das macrófitas e compactação do maciço filtrante. Ainda assim, o aumento na colmatação nestes sistemas não afeta drasticamente a capacidade hidráulica do leito, uma vez que representa apenas uma pequena parte da camada superficial do meio filtrante (MOLLE *et al.*, 2005).

Em relação à importância do período de descanso para o baixo acúmulo de lodo nestes sistemas, Platzer e Mauch (1997) afirmaram que em WCEV constituídos de areia as taxas de infiltração podem ser restauradas por um período de descanso cuja duração dependerá das condições ambientais locais, sendo que em locais com clima frio este período de descanso deve ser prolongado. Segundo Stefanakis *et al.* (2014), nos WCEV, o carregamento intermitente e a aplicação de períodos de repouso entre as cargas aplicadas permitem a boa ventilação do leito e a oxidação dos sólidos orgânicos acumulados, evitando o entupimento do leito. Kadlec e Wallace (2008) explicam que o meio filtrante não fica saturado durante os períodos de descanso e a alta disponibilidade de oxigênio atmosférico (21%, em volume) facilita a decomposição aeróbia destes materiais orgânicos acumulados no topo, diretamente em contato com o ar, dificultando a colmatação nestes sistemas. Entretanto, 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. Assim é possível concluir que a alimentação alternada,

com períodos de descanso para os leitos, garante a degradação dos sólidos orgânicos e contribui para o retardo da colmatação em WCEV.

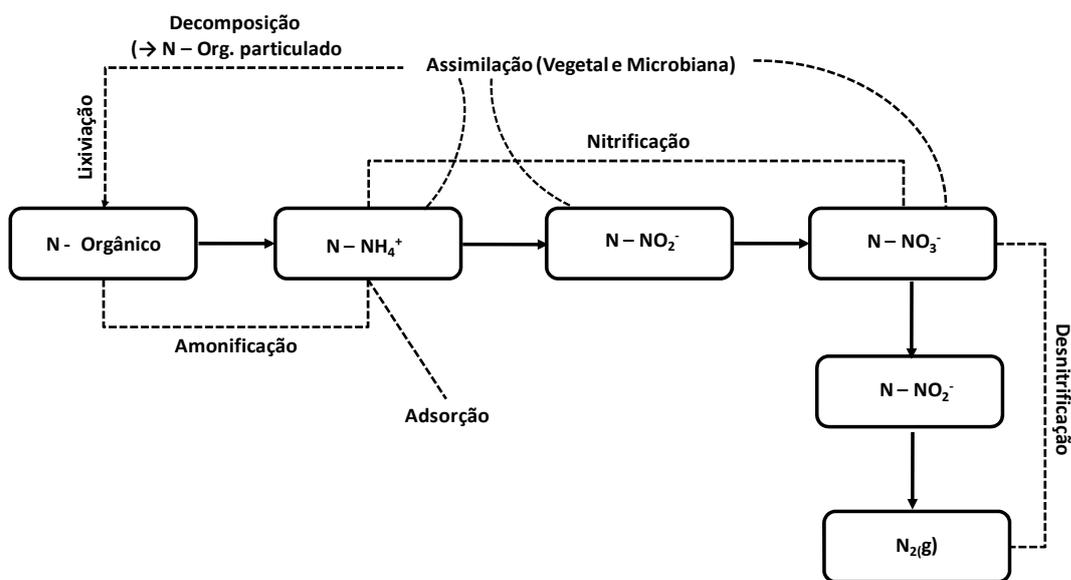
### 3.2.3 Conversão das formas químicas de Nitrogênio

Apesar da boa eficiência dos WCEV na remoção da matéria orgânica e dos sólidos suspensos, a remoção do nitrogênio ainda não é considerada satisfatória (SILVEIRA, 2015). A remoção se dá basicamente através dos processos de sedimentação, adsorção, acúmulo de matéria orgânica, assimilação microbiana, nitrificação e desnitrificação (BRIX, 1994).

Em relação ao nitrogênio, o acúmulo da matéria orgânica favorece sua remoção, uma vez que, o amônio é adsorvido à M.O., além de ser nitrificado principalmente entre as bateladas e durante o período de repouso (MOLLE, 2014). A transformação do nitrogênio do meio ambiente engloba uma série de reações bioquímicas envolvidas, exemplo delas: amonificação, nitrificação, desnitrificação, assimilação da biomassa, absorção pelas plantas, volatilização da amônia, adsorção, além das novas rotas, como: ANAMMOX, nitrificação-desnitrificação parcial e CANON (SAEED e SUN, 2012). Como produtos finais dessas reações tem-se compostos inorgânicos, sendo os mais representativos: amônio ( $\text{NH}_4^+$ ), nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ), nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ), nitrogênio gasoso ( $\text{N}_2$ ) e óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ ).

Geralmente, vários mecanismos (Figura 3.7) biológicos e físico-químicos são responsáveis pelas transformações do N e a sua remoção em WCEV.

Figura 3.7. Transformação e remoção de formas de iônicas do Nitrogênio em WCEV



Fonte: Stefanakis *et al.*, (2014)

Lana (2013) ressalta que o ciclo do nitrogênio nos WC envolve uma série de interconversões entre diferentes espécies nitrogenadas, assim como transferência entre compartimentos. Ademais, da água intersticial, o nitrogênio pode ser retido dentro e fora do meio suporte, na biomassa viva e morta das plantas, invertebrados e microrganismos e adsorvido nas superfícies de sólidos orgânicos e inorgânicos. Além disso, o material proveniente das plantas pode sofrer decomposição, o que retorna nitrogênio para o sistema, sendo essas taxas de decomposição lentas e sazonais.

Segundo a autora supracitada, em WC tratando esgotos domésticos a volatilização da amônia pode ser considerada um processo de menor relevância, uma vez que em WC bem operados o pH inferior a 8,5 dificulta a ocorrência deste processo.

Apesar do avanço nos estudos dos processos de remoção do nitrogênio, eles podem ser influenciados por fatores temporais relacionados à detenção de nitrogênio nos diferentes compartimentos, às variações sazonais de armazenamento e a liberação de nitrogênio pelos microrganismos de acordo com a temperatura. Assim, fica claro que a medição de entradas e saídas do sistema é insuficiente para a descrição da remoção de N nestes sistemas (KADLEC e WALLACE, 2008).

Estudos capazes de esclarecer a influência de cada processo em WC seriam possíveis devido aos avanços das tecnologias de análises, a novas informações adquiridas com novos experimentos que possibilitaram o entendimento do ciclo biogeoquímico do nitrogênio na terra, permitindo previsões e modelagens futuras. A seguir, apresenta-se uma visão geral de alguns processos que promovem a transformação do nitrogênio em WCEV.

#### ✓ **Amonificação**

A primeira etapa do processo de transformação do N em WC é a amonificação, isto sucede devido a que as águas residuárias são ricas em compostos de nitrogênio orgânico. Nesta etapa, ocorre liberação de energia por um processo bioquímico complexo, no qual os aminoácidos são submetidos à desaminação ou liberação do grupo amina e produção de amônia ( $\text{NH}_3$ ).

É importante citar que o nitrogênio orgânico pode ser convertido além da amônia ( $\text{NH}_3$ ) em amônio ( $\text{NH}_4^+$ ), dependendo da faixa de potencial de hidrogênio (pH). O intervalo de pH ótimo para o processo de amonificação é de 6,5 a 8,5. Embora valores de pH próximos aos da neutralidade, prevalece o surgimento de amônio e dióxido de carbono, bem como íon

hidroxila que pode afetar a acidez do meio. Além do pH, a taxa de amonificação é influenciada pela temperatura, pela relação carbono/nitrogênio (C/N), pelos nutrientes disponíveis no sistema, e das condições do solo como textura e estrutura (KADLEC e KNIGHT, 1996).

Segundo Kadlec e Wallace (2008), a literatura tende a não considerar a amonificação apesar da quantidade considerável de nitrogênio orgânico no esgoto. Estes mesmos autores ressaltam que devido ao fato da amonificação ocorrer em taxas superiores à da nitrificação ela pode contribuir para a liberação de amônia no efluente ao tratamento, ponto importante é que a amonificação usualmente não se completa em WC o que significa a liberação de compostos orgânicos para o meio ambiente. Em sistemas WC, tal processo é mais rápido na camada superior do filtro sob condição de oxigenação aeróbia, diminuindo progressivamente nas camadas inferiores devido ao estado de oxigenação anaeróbio facultativo ou obrigatório (SILVEIRA, 2015).

#### ✓ **Nitrificação/Desnitrificação**

A nitrificação é a segunda etapa da transformação do nitrogênio. Dentre as formas orgânicas presentes nas águas residuárias, a do  $N-NH_4^+$  é predominante, sendo o processo de nitrificação o primeiro passo para transformar a forma existente. A nitrificação autotrófica é composta por duas etapas sucessivas:

- I) Oxidação da amônia/amônio: onde o  $NH_4^+$ , em meio aeróbio, é convertido em nitrito ( $NO_2^-$ ) por bactérias procarióticas quimiolitotróficas: bactérias que oxidam o amônio (AOB, em inglês ammonia oxidizing bacteria), arqueas (AOA, ammonia oxidizing archaea).
- II) Oxidação do ( $NO_2^-$ ): onde este em seguida é convertido em nitrato ( $NO_3^-$ ) por bactérias e as bactérias oxidantes do nitrito (NOB, nitrite oxidizing bacteria).

Ambas utilizam dióxido de carbono ( $CO_2$ ) e bicarbonato (consomem alcalinidade) para a síntese celular tendo a amônia e o nitrito como fonte de energia e o oxigênio comoceptor de elétrons. A oxidação de amônia (Equação 3.2) ocorre em concentrações de oxigênio dissolvido (OD) superiores a  $1 \text{ mg L}^{-1}$ , entretanto para a oxidação de nitrito (Equação 3.3), é necessária uma concentração de OD superior a  $2,5 \text{ mg L}^{-1}$  (PAREDES *et al.*, 2007). A temperatura ideal para a ocorrência do processo está entre  $28 \text{ C}^\circ$  e  $36 \text{ C}^\circ$  (FAULWETTER *et*

al., 2009). As concentrações de OD em WCEV-SF garantem a ocorrência do processo de nitrificação.



A nitrificação promove um consumo de oxigênio uma vez que nela são transferidos 8 elétrons por átomo de nitrogênio para o oxigênio, sendo assim são necessários duas moléculas de O<sub>2</sub> para a ocorrência da reação. Portanto, na nitrificação de 1 mol de N amoniacal há um consumo de 4,57 gO<sub>2</sub> gN<sup>-1</sup>. Por outro lado, na desnitrificação, 5 elétrons são transferidos do nitrato por átomo de N e assim sendo, o nitrato passa a ter uma capacidade de oxidação igual a uma fração de 5/8 do oxigênio necessário para a nitrificação. Com tudo isto, alguns autores consideram que uma fração de 5/8 do consumo de oxigênio da nitrificação possa ser recuperada como “oxigênio equivalente no processo de desnitrificação” e, neste caso, o consumo líquido de oxigênio para a remoção completa do NT seria de 1,71 gO<sub>2</sub> gN<sup>-1</sup> (VAN HAANDEL e MARAIS, 1999 *apud* LANA, 2013).

Em WCEV, apesar do aumento das formas oxidadas, a remoção de nitrogênio total geralmente não é significativa, possivelmente pela não ocorrência da desnitrificação. A desnitrificação é o processo no qual bactérias heterotróficas facultativas de diversos gêneros capazes de usar tanto o O<sub>2</sub> quanto o nitrato como acceptor de elétrons, convertem o nitrato a nitrogênio gasoso que, por sua vez, pode ser eliminado do sistema. A reação possui vários intermediários como nitrito, óxido nítrico e óxido nitroso, que podem ser liberados caso as condições ambientais não garantam que o processo se complete. Ao contrário da nitrificação, a desnitrificação produz alcalinidade aumentando o pH da solução. Para ocorrer é necessária a presença de uma fonte de carbono. Usualmente considera-se que a desnitrificação seja inibida na presença de oxigênio, no entanto, ela pode ocorrer em baixas concentrações deste elemento no meio líquido, abaixo de 1,5 mg L<sup>-1</sup>. É interessante lembrar que as diferentes condições estabelecidas em um sistema complexo como um WC garantem a ocorrência de processos simultaneamente pela formação de biofilmes aderidos ao meio suporte (KADLEC e WALLACE, 2008).

Entretanto, em WCEV-SF é conhecido a produção de nitrato, o que demonstra uma baixa ocorrência de desnitrificação. O excesso de nitrato pode vir a demandar uma etapa posterior de tratamento capaz de promover a desnitrificação, caso isso seja possível.

#### ✓ **Volatilização e adsorção da amônia**

A volatilização é um processo físico de remoção de nitrogênio, onde a amônia ( $\text{NH}_3$ ) passa da fase solúvel para a fase gasosa, por transferência de massa (SAEED e SUN, 2012). Segundo Von Sperling (2014), em  $\text{pH} < 8$  predomina a forma ionizada ( $\text{NH}_4^+$ ), valores de  $\text{pH} = 9,5$  aproximadamente 50% do N amoniacal está na forma livre ( $\text{NH}_3$ ) e 50% na forma ionizada ( $\text{NH}_4^+$ ), e finalmente, em  $\text{pH} > 11$ , predomina a forma  $\text{NH}_3$ , a mesma que pode ser removida da massa líquida por volatilização.

A elevação do pH, geralmente com valores acima de 9,3, gera o aumento da alcalinidade do meio que, por decorrência, promove a conversão de íons de  $\text{NH}_4^+$  para íons de  $\text{NH}_3$  e, por fim, conversão a  $\text{N}_2$ , que sob forma gasosa é devolvido para a atmosfera (COOPER *et al.*, 1996).

Este mecanismo de remoção é importante em WC de escoamento superficial, nos quais existe uma lâmina livre de água em contato com a atmosfera. Segundo Saeed e Sun (2012), a volatilização da amônia em filtros com fluxo subsuperficial é insignificante em pH abaixo de 9,3. No entanto, em WCEV, a remoção de N por este processo é de pouca importância, especialmente quando valores de pH são inferiores a 8 (STEFANAKIS, AKRATOS e TSIHRINTZIS, 2014).

Em relação à adsorção, esta é regida por meio de processos específicos que promovem a troca de cátions entre o material filtrante, o  $\text{NH}_4^+$  e a água. Materiais com propriedades de troca de cátions têm sido utilizados em WC a fim de otimizar a remoção do nitrogênio (CUI *et al.*, 2010; SAEED e SUN, 2012). Especificamente, em WCEV com alimentação intermitente e em pulso, o baixo tempo de contato da água residuária ou esgoto com o material filtrante, devido à rápida drenagem provocada pela ação da força de gravidade, induz a que o processo de remoção de nitrogênio total por meio da adsorção não seja significativo (STEFANAKIS e TSIHRINTZIS, 2012).

Um aspecto interessante é que, sendo os WCEV sistemas aeróbios por excelência, devido às condições aeróbias, o N- $\text{NH}_4^+$  adsorvido pode ser convertido a nitrato (N- $\text{NO}_3^-$ ), no intervalo entre os pulsos de alimentação, conseqüentemente, o processo de adsorção facilitaria a

conversão do  $N-NH_4^+$  em  $N-NO_3^-$ . Segundo Saeed e Sun (2012), este processo na maioria das vezes não altera a quantidade líquida de nitrogênio total no efluente, ou seja, não ocorre remoção de nitrogênio por este mecanismo, mas sim, apenas conversão de uma forma a outra.

#### ✓ **Assimilação vegetal e microbiana**

Como se conhece as macrófitas desempenham um papel fundamental nos WC. Numerosos estudos indicam que WC com presença de vegetação possuem um desempenho superior em comparação a WC não plantados. Ademais, alguns estudos afirmam que as macrófitas favorecem a formação do biofilme devido à rizosfera, melhoram a oxigenação do meio, ajudando na nitrificação (BRIX, 1994), liberam *exsudatos*, que são fonte de carbono, otimizando a remoção orgânica e o processo da desnitrificação (SILVEIRA, 2015) e contribuem para a remoção do nitrogênio (KANTAWANICHKUL *et al.*, 2009).

Uma variedade de processos biológicos converte formas inorgânicas do nitrogênio para compostos orgânicos que servem de reserva para as células e os tecidos das plantas. As duas formas de nitrogênio geralmente utilizadas são a amônia e o nitrato (KADLEC e KNIGHT, 1996).

A assimilação do nitrogênio pelas plantas varia de acordo com as configurações do sistema, com os intervalos de alimentação, os tipos de águas residuárias e as condições ambientais, sendo relatada por alguns estudos (KANTAWANICHKUL *et al.*, 2009; SAEED e SUN, 2012) uma taxa de assimilação entre 0,5 e 40 % do nitrogênio total. Segundo Vymazal (2005), para um potencial de retirada de nitrogênio via assimilação e a imediata poda (sob condições de clima tropical e subtropical) podem-se encontrar valores de até 10%. No entanto, a remoção do nitrogênio pelos vegetais é insignificante em comparação com os processos físico-químicos de remoção.

Os *wetlands* construídos, como sistemas biológicos constam com uma grande diversidade de microrganismos heterotróficos. Segundo Saeed e Sun (2012), o nitrogênio, em forma de  $N-NH_4^+$ , pode ser assimilado ou incorporado na biomassa heterotrófica para suprir as necessidades nutricionais. Já, Sun, Zhao e Allen (2005) relataram assimilação microbiana de nitrogênio em WCEV no tratamento de efluentes diluídos de suinocultura. Os autores em questão consideram que, a assimilação de nitrogênio via biomassa pode ter desempenhado um importante papel devido à boa remoção de matéria orgânica, com valores de remoção total de  $N-NH_4^+$  entre os 27 e 48%, com níveis de remoção  $N-NH_4^+$  correspondentes à nitrificação de

menos 10% e indicando grande quantidade de biomassa produzida, da qual o nitrogênio constitui cerca de 12,4%.

Contudo, deve-se considerar o fato de que o nitrogênio assimilado pela biomassa pode ser liberado para o efluente após algum tempo de imobilização, devido à morte e decomposição microbiana, pelo processo de amonificação (SUN, ZHAO e ALLEN, 2005).

#### ✓ **Vias não convencionais de remoção e transformação do nitrogênio**

Outras vias metabólicas relativamente novas de transformação e remoção de nitrogênio em WC, tais como:

- ANAMMOX (Anaerobic Ammonium Oxidation - Oxidação Anaeróbica de Amônio) (DONG e SUN, 2007). Processo onde se converte o amônio em N<sub>2</sub> gasoso (FAULWETTER *et al.*, 2009) sob circunstâncias anaeróbicas. Comparado aos processos de nitrificação/desnitrificação acoplados, o processo ANAMMOX demanda menos energia e oxigênio e não requer uma fonte externa de carbono ou aeração adicional (SAEED e SUN, 2012). Com o processo ANAMMOX, cerca de 85% da amônia é convertida em N<sub>2</sub> gasoso, 15% em nitrato e <0,1% em N<sub>2</sub>O. O fato de o produto final principal ser o N<sub>2</sub> gasoso promove a utilização de ANAMMOX em combinação com outros processos, por exemplo, desnitrificação, para a remoção completa de amônia em WCEV (DONG e SUN, 2007).
- CANON (Complete Autotrophic Nitrogen Removal Over Nitrite - Remoção Completa Autotrófica de Nitrogênio sobre Nitrito). Processo aeróbico de estágio único, é uma combinação de processos de nitrificação parcial e ANAMMOX (SUN e AUSTIN, 2007a,b). Pode também aparecer em WCEV bem areados, para o tratamento de efluentes com baixo teor de M.O. e alta carga de nitrogênio (SUN e AUSTIN, 2007a) e,
- Nitrificação parcial-desnitrificação (ZHANG *et al.*, 2011).

No entanto, segundo Faulwetter *et al.*(2009), ainda há certas incertezas sobre a existência de bactérias ANNAMOX em WC, suas condições de crescimento e a extensão do processo. Saeed e Sun (2012), relatam que existe uma grande dificuldade em implementar de forma consistente estas rotas de biodegradação nos WC, pois as mesmas se desenvolvem sob condições operacionais e ambientais muito específicas, razão pelo qual ainda não estão bem

esclarecidas. Os processos anteriormente citados precisam ser mais investigados para identificar parâmetros operacionais ideais e transporte de bactéria em WC (STEFANAKIS *et al.*, 2014).

### 3.2.4 Material filtrante ou meio suporte

No tratamento de efluentes mediante os *wetlands* construídos, o meio suporte está diretamente associado a várias funções, dentre elas: (1) fixação das raízes e rizomas da vegetação; (2) auxiliar na distribuição e recolhimento do fluxo na entrada e saída do reator; (3) meio suporte para o crescimento microbiano - biofilme; (4) filtração e mineralização de partículas (VYMAZAL e KRÖPFELOVÁ, 2008).

As propriedades físico-químicas do material utilizado como meio de suporte em conjunto com os poluentes conferem ao sistema uma condição trifásica — *sólida, líquida e gasosa* —, sendo, portanto, considerados como reatores trifásicos. A capacidade de retenção das partículas sólidas e a atividade biológica brindam ao material filtrante um papel importante nas transformações dos poluentes. Porém, ter conhecimento pleno das características e da granulometria do material filtrante constitui um componente que merece atenção.

Fatores como textura, composição e disposição influenciam diretamente na porosidade ( $\eta$ ) do material filtrante e interferem na hidrodinâmica: quanto menor o tamanho dos grãos e mais polidispersos, maior a condutividade hidráulica e menor o tempo de detenção hidráulica (TDH); no entanto, maior será o risco de colmatção. Ou seja, a porosidade depende da união das partículas, da sua forma e do seu arranjo, em que a presença de partículas finas num sistema polidisperso reduzirá a porosidade devido ao preenchimento dos poros entre as partículas grandes. Portanto, o arranjo da estrutura dos poros influencia na hidráulica, na aeração e na colmatção do sistema (MOLLE, 2003). Parte do volume do filtro é ocupado pelo próprio meio suporte, cuja porosidade  $\eta$  (volume de vazios/volume total) pode variar significativamente. A Tabela 3.4 apresenta as porosidades típicas para alguns materiais (TODD, 1959).

**Tabela 3.4. Porosidades típicas para diferentes tipos de materiais limpos utilizados como meio de suporte**

Sedimento NÃO Consolidado	Porosidade Total %
Argila	45- 55
Silte	40 - 50
Areia uniforme	30 - 40
Cascalho	30 – 40
Mistura de areia e cascalho	30 - 35
Mistura de areias (fina a média)	30 - 35

Fonte: Todd (1959)

Nos WCEV, os materiais comumente utilizados são areia e cascalho, dispostos alternadamente, geralmente com o material mais fino na camada superior do filtro, mas não areia no 1º estágio. Ademais, existem outros materiais, os quais foram testados: cascas de coco (DAN *et al.*, 2011), escória de alto-forno (CUI *et al.*, 2010), e outros.

### 3.2.5 Influência da Condutividade Hidráulica

Considera-se que o escoamento em WC verticais se dê de maneira insaturada, o que o torna mais complexo em termos da representação hidráulica (SCHWAGER e BOLLER. 1997). É possível descrevê-lo com base na Lei de Darcy, cuja versão unidimensional para este caso seria calculada como na Equação 3.4. Entretanto, deve-se considerar que, no caso destes sistemas, a condutividade hidráulica e o conteúdo de água no meio são função da lâmina d'água formada durante a alimentação (KADLEC e WALLACE, 2008).

$$q = \frac{Q}{A} = \left( -K \frac{dH}{dx} \right) \quad [3.4]$$

Em que:

q = Fluxo ou velocidade de Darcy [ $m \ s^{-1}$ ]

Q = Vazão [ $m^3 \ s^{-1}$ ]

A = Área da seção transversal do leito. WCEV [área superficial [ $m^2$ ]]

K = Condutividade hidráulica insaturada [ $m \ s^{-1}$ ]

dH/dx = Gradiente de potencial hidráulico total [ $m \ m^{-1}$ ]

O conhecimento do comportamento hidráulico do sistema é importante no sentido de permitir a melhoria das eficiências de tratamento, e nem sempre o conteúdo de água no sistema e a lâmina d'água estão em equilíbrio pela formação de caminhos preferenciais no meio suporte. Por este motivo são frequentemente usados modelos complexos na tentativa de prever o que ocorre no interior dessas unidades. Cota (2011) comenta que os modelos de escoamento que tentam descrever como o líquido escoar no interior dos poros são úteis para a descrição do

desempenho das unidades e estimativa das concentrações de saída dos poluentes, temática não estudada no presente trabalho.

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. É definida pela Equação 3.5, sendo que o seu termo da esquerda é relativo a uma propriedade intrínseca do meio poroso e o termo da direita do fluido.

$$K = k \left( \frac{\rho g}{\mu} \right) \quad [3.5]$$

Em que:

$K$  = Condutividade hidráulica insaturada [ $\text{m s}^{-1}$ ]

$k$  = Permeabilidade intrínseca do meio [ $\text{m}^2$ ]

$\rho$  = Densidade ou massa específica [ $\text{kg m}^{-3}$ ]

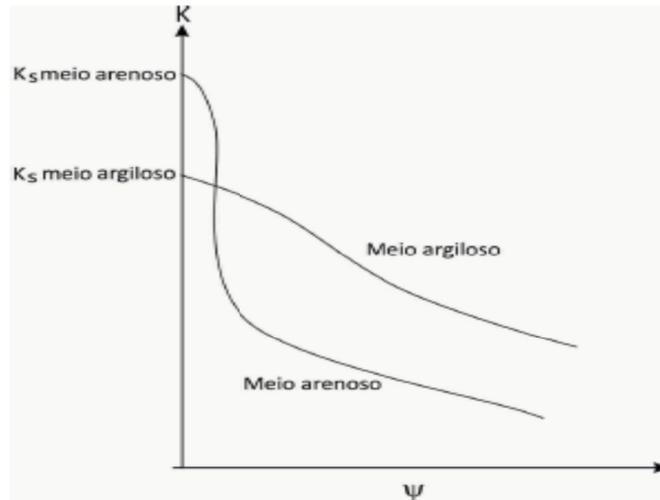
$\mu$  = Viscosidade do meio [ $\text{kg m}^{-1} \text{s}^{-1}$ ]

A condutividade hidráulica em meios não saturados ( $K$ ) é muito inferior à de meios saturados ( $K_s$ ), tendo em vista que parte dos poros ficam preenchidos com ar, reduzindo a quantidade e tamanho dos poros condutivos (HILLEL, 1980).

Em condições saturadas, os meios mais condutivos, que possuem maiores valores de condutividade hidráulica ( $K_s$ ), são aqueles em que a maior parte do volume dos poros é constituída por poros mais largos e contínuos. Entretanto, o contrário pode acontecer em meios não saturados: os poros maiores rapidamente se esvaziam e se tornam não condutivos na medida em que a sucção (processo de retirada do líquido) se desenvolve, reduzindo rapidamente a condutividade inicialmente elevada (COTA, 2011).

A Figura 3. 8 mostra esta tendência geral de dependência entre a condutividade hidráulica não saturada e a sucção, para meios de diferentes texturas. Apesar de  $K_s$  de um solo arenoso ser tipicamente maior que o de um argiloso, a sua condutividade hidráulica não saturada diminui mais rapidamente com o aumento da sucção, tornando-se a partir de um determinado valor de sucção, menor (HILLEL, 1980), e este valor corresponde ao ponto onde as duas curvas se interceptam.

**Figura 3. 8. Variação da condutividade hidráulica não saturada com a sucção, para diferentes texturas de meio (escala logarítmica)**



Fonte: adaptado de Hillel (1980), *apud* Cota (2011)

Percebe-se, portanto, que o escoamento em meios não saturados é muito mais complexo do que em meios saturados. Hillel (1980) afirma que este frequentemente implica em mudanças no estado e conteúdo de água durante o escoamento, envolvendo complexas relações entre teor de água, potencial de sucção ( $-\psi$ ) e condutividade hidráulica, podendo ser, ainda, complicadas pelo efeito de histerese ou retardo (tendência de um sistema de conservar suas propriedades na ausência de um estímulo que as gerou, ou ainda, é a capacidade de preservar uma deformação efetuada por um estímulo).

Platzer e Mauch (1997) observaram que a condutividade hidráulica original de um meio foi restaurada após vários dias de descanso, possivelmente pela oxidação dos compostos orgânicos, tornando os interstícios livres novamente. Eles observaram, ainda, uma redução linear da condutividade na camada com o aumento da carga de DQO, mas é possível que a carga de sólidos também tenha aumentado.

### **3.2.6 Influência do potencial redox sobre processos de remoção**

As condições de oxirredução do meio afetam expressivamente a disponibilidade de nutrientes para os organismos, sendo que, em solos alagados, o potencial redox encontra-se ente -400 milivolts (mV) a +700 mV (KADLEC e WALLACE, 2008).

A transformação de compostos por microrganismos se dá principalmente por meio da fermentação e da respiração. Na respiração, o microrganismo induz uma transferência de elétrons de um composto para outro, assim, as condições de oxirredução estabelecidas no

ambiente são essenciais para a remoção biológica de poluentes. Portanto, um alto potencial de oxirredução está associado a um meio oxidante e à promoção de processos aeróbios, como a nitrificação, por exemplo. Já potenciais redox baixos estão ligados a condições redutoras e ambientes nos quais a degradação ocorre principalmente por mecanismos anaeróbios, como metanogênese (FAULWETTER *et al.*, 2009).

O tipo de respiração segue uma sequência dentro de faixas de potencial redox, como mostrado na Tabela 3.5. Energeticamente o oxidante mais favorável é o oxigênio, mas caso ele não esteja disponível podem se estabelecer outros organismos no meio, capazes de reduzir o nitrato (desnitrificação), o manganês, o ferro, o sulfato e por último o dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) (KADLEC e WALLACE, 2008).

**Tabela 3.5. Tipos de reações de oxirredução promovidas por microrganismos**

Processo	Aceptor de elétrons	Produto final	Mol de e <sup>-</sup> por mol do acceptor de elétrons	Δgo (kJ/mol e <sup>-</sup> )	Faixa de potencial Redox (mV)
Respiração aeróbia	O <sub>2</sub>	H <sub>2</sub> O	5	-125,1	300 a 700
Redução do nitrato	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	N <sub>2</sub> , NO <sub>x</sub>	5	-118,8	-100 a 300
Redução do manganês	Mn <sub>4</sub> <sup>+</sup>	Mn <sup>2+</sup>	2	-94,5	-100 a 300
Redução do ferro	Fe <sub>3</sub> <sup>+</sup>	Fe <sup>2+</sup>	1	-24,3	-100 a 200
Redução do sulfato	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	S <sup>2-</sup>	8	-25,4	-200 a -100
Metanogênese	CO <sub>2</sub>	CH <sub>4</sub> , CO <sub>2</sub>	8	-23,2	-350 a -100

Fonte: adaptado de FAULWETTER *et al.* (2009)

Os WCEV – SF são considerados sistemas aeróbios, já que o escoamento se dá em condições insaturadas, e isso indica que nestes sistemas é esperado que se estabeleça um alto potencial redox. Entretanto, a alimentação em pulsos (ou bateladas) pode gerar uma variação temporal no potencial redox, criando um biofilme diversificado, capaz de atuar sob diferentes condições. As plantas e a sazonalidade também influenciam as condições de oxirredução no WC (FAULWETTER *et al.*, 2009).

Segundo Silveira (2015), a literatura é bastante ampla nos estudos de potencial redox. Porém, tratam-se de estudos pontuais, que não levam em consideração a variabilidade temporal e espacial, negligenciando assim os processos biogeoquímicos amplamente variáveis em sistemas como os WC. Como uma forma de minimizar erros, o monitoramento contínuo pode ser adotado. O uso de eletrodos redox permanentes instalados demonstrou que, *in situ*, as condições redox podem apresentar grandes variações espaciais e temporais (variando de -400 a 100 mV durante vários dias (eletrodo Ag-AgCL)) e podem variar até a 200 mV em ciclos

diários, dados que comprovam a variabilidade da condição redox e a importância do monitoramento contínuo (SILVEIRA, 2015).

O conhecimento do Eh pode proporcionar novas oportunidades para elaborar estratégias de remediação e, assim, compreender os processos biogeoquímicos de interfaces redox no meio ambiente, conhecimento que é fundamental para prever e proteger a qualidade da água e do ecossistema (BORCH *et al.*, 2009). Uma vez tendo o conhecimento do Eh, os parâmetros operacionais podem então ser manipulados de acordo com a gama de redox desejada, e por consequência, otimizar a remoção de um determinado poluente. Essa manipulação das condições de redox pode ser alcançada através da alteração das variáveis aplicadas, tais como a taxa de carga orgânica, a taxa hidráulica, o modo de funcionamento e a escolha da macrófitas a ser utilizada (FAULWETTER *et al.*, 2009).

### **3.3 Hidrodinâmica em Wetlands Construídos de Escoamento Vertical**

O adequado dimensionamento dos sistemas *wetlands* construídos de escoamento vertical para o tratamento de esgotos fundamenta-se no conhecimento aprofundado do transporte hidráulico dos componentes (modelo de escoamento na fase líquida) e das reações (modelo cinético de degradação) que ocorrem nos sistemas de tratamento. Cota (2011) enfatiza que a maneira como o fluido escoar em seu interior, descrita pelos modelos de escoamentos, interfere diretamente no desempenho dos WCEV, a combinação destes modelos permite obter equações descritivas do funcionamento e estimar as concentrações de saída dos poluentes. O conhecimento do comportamento hidráulico do sistema é importante no sentido de permitir a melhoria das eficiências de tratamento. Já Lana (2013) realça que o tempo de detenção hidráulica (TDH), o padrão de mistura e o regime de alimentação são determinantes para a remoção de poluentes em WC, uma vez que interferem na interação entre os poluentes e a biomassa, o que justifica a importância de estudos hidrodinâmicos.

#### **3.3.1 Hidráulica em WCEV. Distribuição dos tempos de residência**

Nos WCEV-SF, os quais apresentam uma alimentação intermitente e não contínua, considera-se que o escoamento se dê de maneira insaturada, o que o torna mais complexo em termos da representação hidráulica (SCHWAGER e BOLLER, 1997). Entretanto, deve-se considerar que, no caso destes sistemas, a condutividade hidráulica e o conteúdo de água no meio são função da lâmina de água formada durante a alimentação (KADLEC e WALLACE, 2008). O

conhecimento do comportamento hidráulico do sistema é importante no sentido de permitir a melhoria das eficiências de tratamento, e nem sempre o conteúdo de água no sistema e a lâmina d'água estão em equilíbrio pela formação de caminhos preferenciais no meio suporte.

Devido ao exposto anteriormente, são frequentemente usados modelos complexos na tentativa de prever o que ocorre no interior dessas unidades. Lana (2013) destaca que não são incomuns na literatura trabalhos que tratam os WCEV alimentados por pulsos como modelos difásicos, como por exemplo, Forquet *et al.* (2009), Petitjean *et al.* (2011) e Morvannou *et al.* (2012).

Comumente é imprescindível conhecer o tempo que o poluente ou qualquer material permanece nos sistemas de tratamento (reatores), aspecto determinante para a eficiência do tratamento biológico. A maioria das reações, fenômenos e processos de remoção que atuam nos WCEV com alimentação em pulso ocorrem na medida em que o esgoto percola em seu interior e dependem, portanto, do tempo de contato entre o esgoto, meio suporte e microrganismos aderidos. Os desvios em relação à idealidade podem reduzir significativamente este tempo de contato, podendo prejudicar a eficiência do tratamento (KADLEC e WALLACE, 2008).

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

Da mesma maneira destaca-se a importância dos traçadores para obtenção de modelos matemáticos que representem o escoamento de reatores reais, sendo aplicáveis para a comparação dos modelos computacionais com situações reais. Os traçadores, permitem a detecção dos desvios da idealidade, possibilitando uma melhor caracterização do modelo de escoamento vigente no sistema. Ademais, servem de suporte para a modelagem e cálculo da remoção de contaminantes, sendo possível a previsão da concentração efluente para os diversos tipos de poluentes, e também para determinar a distribuição dos tempos de detenção hidráulico (TDH) em um sistema, sua eficiência volumétrica, dispersão e outros importantes parâmetros hidrodinâmicos.

Devido a que o escoamento da água residuária nos WCEV pode levar tempos diferentes para percorrer o sistema, a análise da variação pode ser representada por uma curva de distribuição

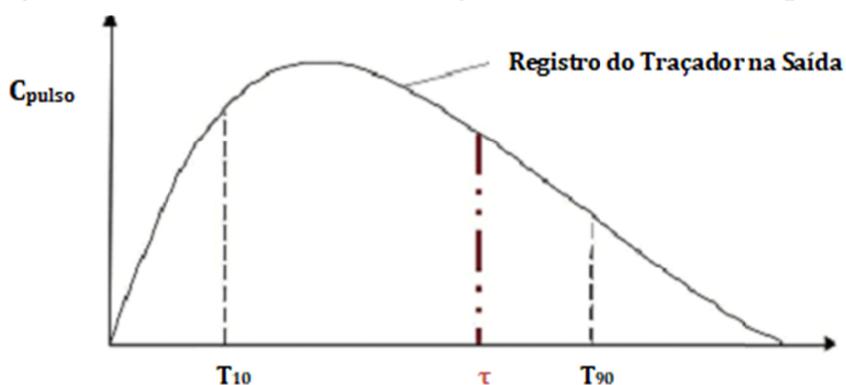
dos tempos de saída destes elementos, denominada curva de Distribuição dos Tempos Detenção (DTD), Distribuição dos Tempos de Residência (DTR),  $E(t)$  ou simplesmente  $E$  (*exit*, do inglês), cuja unidade é tempo<sup>-1</sup> (COTA, 2011).

A técnica experimental mais utilizada para determinar a curva de DTR é a de estímulo/resposta, a qual consiste em injetar uma substância traçador de concentração conhecida na entrada do sistema (estímulo), medir suas concentrações na saída (resposta) e os tempos gastos para que o traçador deixe o reator ou sistema de tratamento. O experimento é realizado com a função pulso, sempre que a injeção do traçador é realizada de maneira instantânea. A injeção é usualmente feita na forma de pulso, mas pode também ser feita de outras maneiras, como aleatória e degrau. Na função degrau o fluido normal é substituído por um traçador de determinada concentração e é medida sua concentração de saída (LEVENSPIEL, 2000).

O método utilizado para a injeção do traçador determinará o tipo de resposta a ser observada na saída, e a sua escolha dependerá das características do afluente e do efluente (METCALF e EDDY, 2003). O experimento com a função pulso é mais usual por sua maior simplicidade, aspecto importante que determinou o uso na presente pesquisa para avaliar o comportamento hidráulico do sistema.

Na Figura 3.9 é apresentada a curva característica ( $C_{pulso}$ ) da variação da carga do traçador (massa do traçador lançado) ao longo do tempo obtida na saída da injeção do tipo pulso.

**Figura 3.9. Curva de variação da carga do traçador na saída ( $C_{pulso}$ )**



Fonte: adaptado de Levenspiel (2000)

A área sob a curva  $C_{pulso}$  (Figura 3.9) é dada pela Equação 3.6, e a média da curva fornece o tempo de residência médio do traçador, mesmo que, é assumido como tempo médio de residência real ( $\tau$ ), obtido pela Equação 3.7.

$$A_{C_{pulso}} = \int_0^{\infty} C(t) \cdot Q(t) dt \cong \sum Ci Qi \Delta ti = Massa \quad [3.6]$$

Em que:

$A_{C_{pulso}} = Massa = \text{Área [mg]}$

$\Delta ti = \text{Intervalo de tempo de amostragem [min]}$

$Ci \cdot Qi = \text{Carga de determinada fração do traçador no fluido [mg min}^{-1}]$

$$\bar{t} = \tau = \frac{\int_0^{\infty} t C Q dt}{\int_0^{\infty} C Q dt} \cong \frac{\sum ti Ci Qi \Delta ti}{\sum Ci Qi \Delta ti} \quad [3.7]$$

Em que:

$\tau = \text{Tempo médio de residência real [min]}$

Em sistemas nos quais a distribuição do esgoto em toda a área superficial é transcendental, um aspecto importante a ter presente para o adequado desempenho o constitui o espalhamento da distribuição da água residuária a ser tratada. Usualmente esta função é representada pela variância ( $\sigma^2$ ), que caracteriza a dispersão da curva resposta do traçador em relação à média da distribuição ( $\tau$ ). A variância pode ser calculada pela Equação 3.8a seguir.

$$\sigma^2 = \frac{\int_0^{\infty} (t - \tau)^2 C Q dt}{\int_0^{\infty} C Q dt} = \frac{\sum ti^2 Ci Qi \Delta ti}{\sum Ci Qi \Delta ti} - \bar{t}^2 \quad [3.8]$$

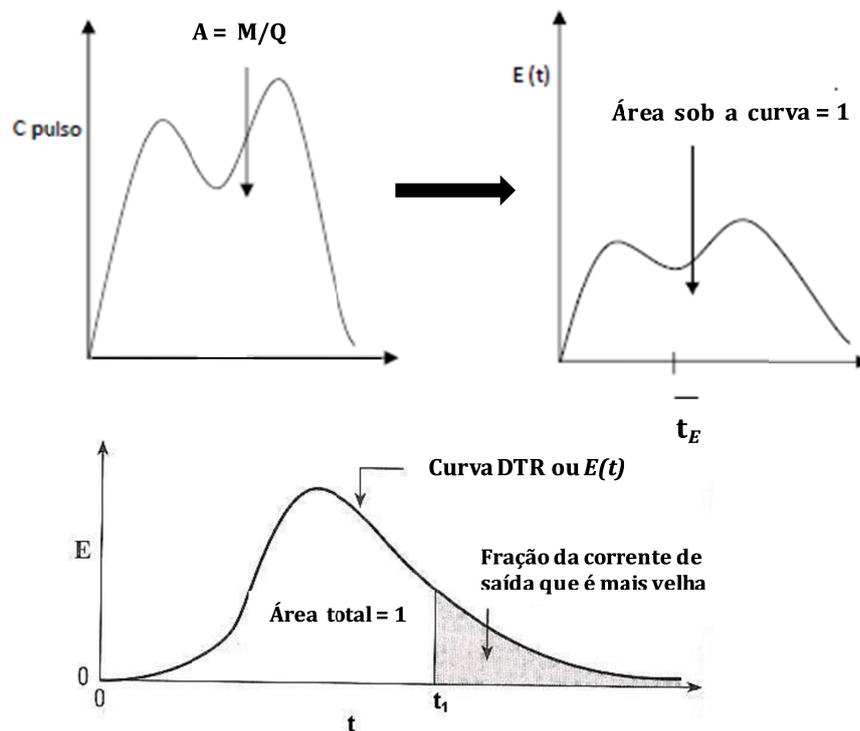
Segundo Kadlec e Wallace (2008), a variância se deve à mistura da água durante a sua passagem, ou seja, à distribuição de velocidades de passagem da água, que pode ser lateral, longitudinal, vertical ou devido a diferentes fluxos paralelos de velocidade. Já, Dantas *et al.* (2000), destacam que a variância  $\sigma^2$  representa o efeito de dispersão da distribuição, encontrando-se que, se  $\sigma^2$  é elevada, 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.

Representar a curva DTR ou  $E(t)$  na forma normalizada, de modo que a área sob a curva seja igual à unidade é transcendental, pois isto permite comparar sistemas operando sob condições

diferentes. Levenspiel (2000), apresenta que, para se obter a curva  $E(t)$  (Equação 3.9 e Figura 3.10) a partir da curva  $C_{pulso}$ , as leituras de cargas devem ser divididas pela área encontrada por meio da Equação 3.6.

$$E(t) = \frac{C \cdot Q}{Massa} \quad [3.9]$$

**Figura 3.10. Transformação de uma curva experimental  $C_{pulso}$  em uma curva  $E(t)$  e Curva de distribuição dos tempos de residência para um fluido escoando através de um vaso**



Fonte: adaptado de Levenspiel (2000)

Após construída a curva  $E(t)$ , pode-se ainda determinar o percentual de traçador aplicado que deixou o reator até um tempo qualquer  $t$ . Para isso é aplicada a Equação 3.10, obtendo-se a Curva Cumulativa de Distribuição dos Tempos de Residência,  $F(t)$  (LEVENSPIEL, 2000).

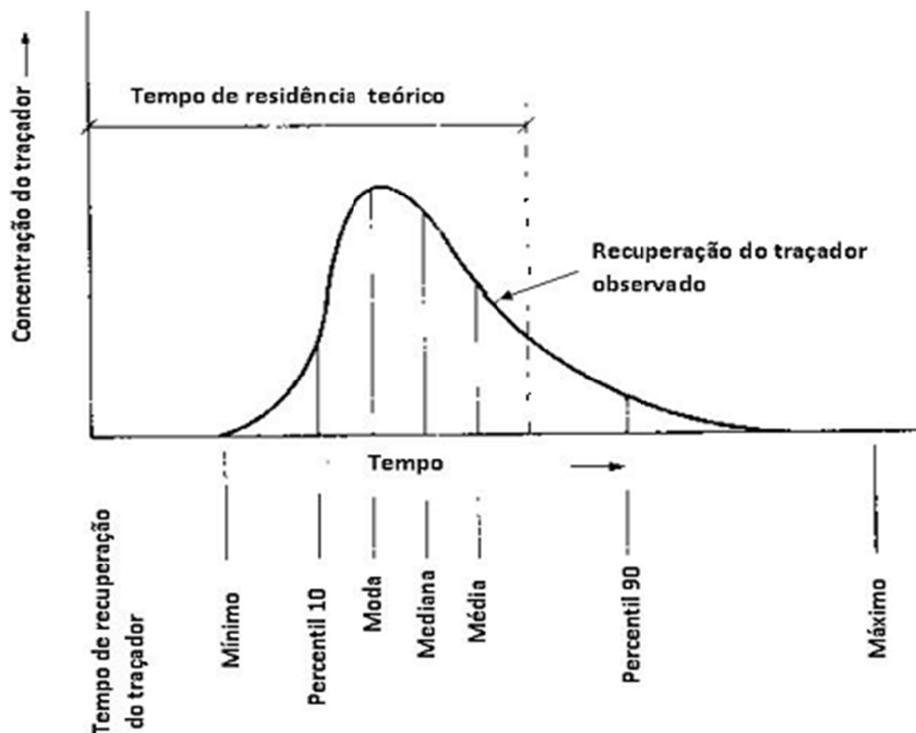
$$F(t) = \int_0^t E(t) dt = \sum E(t) \Delta t \quad [3.10]$$

### 3.3.1.1 Parâmetros de avaliação de desempenho hidráulico

Alguns termos importantes adotados para a avaliação do desempenho hidráulico de sistemas de tratamento de efluentes líquidos (ver, Figura 3.11), obtidos a partir da curva DTR são (METCALF e EDDY, 2003):

- *TDH*: tempo de detenção hidráulica nominal (volume total x porosidade/vazão);
- *T<sub>i</sub>*: tempo no qual o traçador começa a aparecer;
- *T<sub>p</sub>*: tempo no qual a concentração de pico do traçador é registrada;
- $\tau$  : tempo médio de detenção hidráulica, obtido por meio dos testes com traçador;
- *T<sub>10</sub>*: tempo no qual 10% do traçador passou pelo sistema; e
- *T<sub>90</sub>*: tempo no qual 90% do traçador passou pelo sistema.

Figura 3.11. Parâmetros obtidos pela curva de resposta do traçador



Fonte: METCALF e EDDY (2003)

Os termos listados anteriormente são utilizados na composição de alguns índices, utilizados para a avaliação do desempenho hidráulico do sistema, cujas definições e interpretações são resumidas na Tabela 3.6.

**Tabela 3.6. Parâmetros de avaliação do desempenho hidráulico do sistema**

Índice	Definição	Interpretação
Índice de Dispersão de Morril	$IDM = T_{90}/T_{10}$	Deve ser 1 para sistema pistonado ideal (MORRILL, 1932 apud Assirati, 2005) e por volta de 21,9 para sistema de mistura completa (USEPA, 1986 apud Assirati, 2005)
Índice de Curto Circuito	$ICC = T_i/TDH$	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	$ITMR = T_p/TDH$	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
Índice do Tempo de Retenção Médio ou Eficiência volumétrica	$ITRM = e_v = t/TDH$	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: Metcalf e Eddy (2003)

Segundo Cota (2001), considera-se que a razão entre os tempos nos quais 90% e 10% do traçador passam pela saída ( $T_{90}/T_{10} = IDM$ ) é uma medida importante e caracteriza a dispersão. Os percentis 10 e 90 podem ser facilmente obtidos por meio da curva cumulativa de distribuição dos tempos de residência,  $F(t)$ .

Nos WC, como em outros sistemas onde o escoamento acontece com presença de meios porosos, nem todo o volume nominal participa efetivamente do escoamento, ele ocorre somente nos espaços vazios, fazendo com que o tempo de detenção real seja inferior ao tempo de detenção nominal.

Segundo Kadlec e Wallace (2008), parte do volume do filtro é ocupado pelo próprio meio filtrante, parte é obstruído pela biomassa submersa, algumas regiões podem ser definidas como zonas mortas (sem fluxo ativo) e outras não existem devido a incertezas relacionadas aos valores das suas reais dimensões, muitas vezes diferentes dos valores originalmente projetados.

A Eficiência volumétrica ( $e_v$ ) pode também ser obtida em função do tempo de detenção hidráulica, conforme Equação 3.11, que é igual à utilizada para obtenção do índice do tempo de retenção médio (ITRM), apresentada na Tabela 3.66.

$$e_v = \frac{\tau}{TDH} \quad [3.11]$$

Em que:

$\tau$  = Tempo médio de detenção hidráulica, obtido por meio dos testes com traçador

$TDH$  = Tempo de detenção hidráulica nominal [volume total x porosidade/vazão]

Além da  $e_v$ , destaca-se outro parâmetro utilizado para avaliação das condições hidrodinâmicas em *wetlands*, denominado de eficiência hidráulica ( $\lambda$ ):

$$\lambda = e_v \left(1 - \frac{1}{N}\right) = \left(\frac{\tau}{TDH}\right) \left(1 - \frac{\tau - Tp}{\tau}\right) = \frac{Tp}{TDH} \quad [3.12]$$

Em que:

$N$  = Número de tanques em série

$TDH$  = Tempo de detenção hidráulica nominal [volume total x porosidade/vazão]

$Tp$  = Tempo no qual a concentração de pico do traçador é registrada

$\tau$  = Tempo médio de detenção hidráulica, obtido por meio dos testes com traçador

A Equação 3.12 possui dois termos, ambos variando de 0 a 1. O primeiro termo  $e_v$  reflete o aproveitamento do volume utilizado e o segundo descreve a forma da curva DTR, com o parâmetro  $N$  (número de tanques em série) caracterizando o tipo de escoamento (igual a 1 para mistura completa e tendendo ao infinito para escoamento pistonado).

Existem vários fatores os quais explicam o fato da  $e_v$  ser diferente de um reator de tratamento de esgotos, como os WCEV-SF.

#### ▪ **Presença do meio suporte**

Parte do volume do filtro é ocupado pelo próprio meio suporte, cuja porosidade  $\eta$  (volume de vazios / volume total) pode variar significativamente. Deve-se ter presente que em sistemas polidispersos (preenchimento com partículas com diferentes tamanhos), as partículas menores tendem a ocupar os vazios formados entre as partículas de maior dimensão, levando à redução da porosidade total. Igualmente, o arranjo espacial das partículas no meio filtrante (empacotadas, empilhadas) afeta significativamente o valor da porosidade.

A Tabela 3.7 apresenta as porosidades para diferentes arranjos de esferas uniformes, ilustrando como um mesmo material pode apresentar porosidades significativamente diferentes em função apenas da maneira como é colocado no meio.

**Tabela 3.7. Varias porosidades para diferentes arranjos de esferas uniformes**

<b>Tipo de Arranjo Espacial</b>	<b>Valor da Porosidade (%)</b>
Cúbico simples <sup>*1</sup>	47,64
Cúbico tetraédrico	39,54
Biesfenóide tetragonal	30,19
Piramidal	25,95
Tetraédrico	25,95

<sup>\*1</sup> Neste tipo de arranjo cada esfera se encontra exatamente em cima da outra.

Fonte: Hillel (1980) *apud* Cota (2011)

▪ ***Presença de zonas mortas***

Existência de zonas mortas, sé caracterizada por regiões isoladas ou inacessíveis, onde o fluido nelas aprisionado não interage com as regiões ativas. Sendo assim, parte da porosidade não contribui para o escoamento do fluido. A porosidade efetiva compreende a porosidade que realmente contribui para o escoamento de um fluido (COTA, 2011).

Precisamente, o coeficiente  $\varepsilon$  para o cálculo da  $e_v$  se deve à presença destas áreas não aproveitadas do ponto de vista do escoamento e que fazem com que a área ativa (que participa do escoamento) seja inferior à área do *wetland* (área nominal) (KADLEC e WALLACE, 2008).

▪ ***Raízes e resíduos das plantas***

Como é conhecido nos sistemas WC parte do volume é ocupado pelas plantas (raízes) e seus resíduos que se depositam ao longo do tempo. É difícil medir a porosidade causada pela presença delas, devido à heterogeneidade espacial.

▪ ***Água aderida à superfície das partículas sólidas***

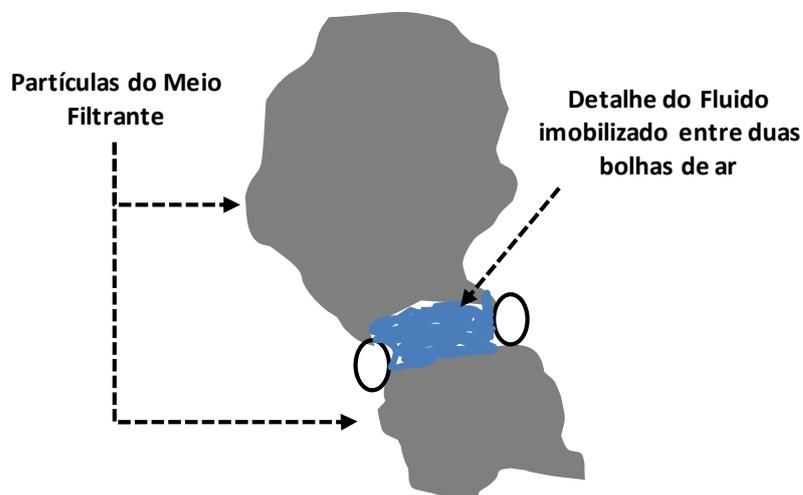
De fato, a adsorção de moléculas de água e íons está relacionada à área superficial (específica) do meio e ocorre com muita intensidade em meios argilosos, reduzindo a possibilidade de circulação (movimento) da água e íons. Do ponto de vista do escoamento, pode-se ser considerar como parte do sólido. Este fenômeno ocorre devido à influência das forças moleculares de atração. Estas forças de atração são desprezíveis quando a distância entre a molécula de água e as paredes das partículas é superior a 0,5  $\mu\text{m}$ , de maneira que, na presença de distâncias superiores existirá o escoamento natural, devido à ação da força de gravidade ou gradientes de pressão. Segundo Cota (2011), o valor limite de 0,5  $\mu\text{m}$  é apenas um valor de referência, contudo o limite real pode variar de um meio para o outro. Em uma

escala molecular, pode haver uma troca contínua de moléculas de uma fase para outra (movimento Browniano), por exemplo, uma molécula em movimento pode tornar-se imobilizada durante seu percurso, enquanto outra originalmente imóvel pode ser colocada em movimento (HILLEL, 1980).

▪ ***Poros não conectados e poros sem saída***

A existência de bolhas espalhadas sem ligação no líquido dentro do maciço filtrante favorece que parte dos poros não estejam completamente conectados. Estas bolhas podem, ainda, formar pequenos corredores, imobilizando parte do líquido, que fica impedido de circular livremente (água funicular ou gravitacional) (Figura 3.12).

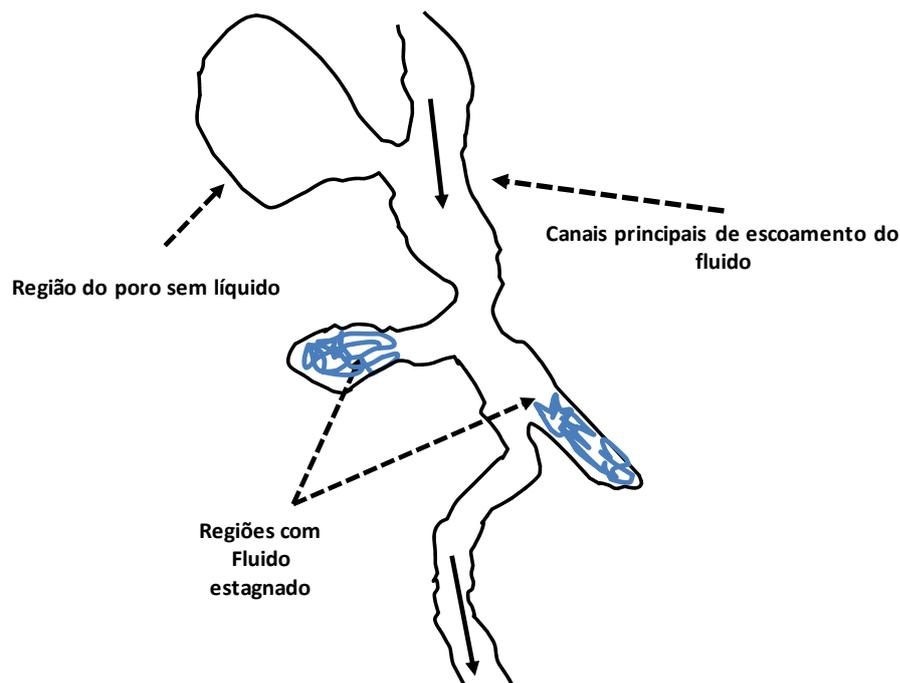
**Figura 3.12. Ilustração do fenômeno de água *funicular* ou *gravitacional***



**Fonte: adaptado de Hillel (1980) *apud* Cota (2011)**

Ademais, devido à formação dos espaços vazios, a água pode, ainda, ficar retida em poros sem saída (*dead-end pores*) ou em locais com fluido estagnado em espaços (bolsos) (*stagnant pockets*) (HILLEL, 1980), onde fica praticamente imóvel, conforme ilustra Figura 3.13. A água circula apenas fora destas áreas, nos canais principais de escoamento.

**Figura 3.13. Canais principais de escoamento e regiões com fluido estagnado nos poros**



Fonte: adaptado de Hillel (1980) *apud* Cota (2011)

### 3.3.1.2 Representação dos escoamentos reais. Modelo de Tanques em Série

Os modelos matemáticos representam ou se utilizam para representar escoamentos reais, para desenvolver o escalado de reatores menores e para diagnosticar um escoamento insatisfatório ou não adequado. Especificamente, os modelos de escoamento que tentam descrever como o líquido escoar no interior dos poros são úteis para a descrição do desempenho das unidades e estimativa das concentrações de saída dos poluentes (COTA, 2011). Existem diferentes tipos de modelos, que dependem de quanto o escoamento se aproxima do escoamento pistonado, do escoamento com mistura perfeita ou de algum outro tipo intermediário entre estes dois modelos idealizados de escoamento (LEVENSPIEL, 2000).

Kadlec e Wallace (2008), Cota (2011) e Lana (2013), coincidem e advertem que existem dúvidas em relação à aplicabilidade dos modelos, tendo em vista que em numerosos estudos em sistemas de *wetlands* construídos conclui-se que o escoamento não segue nenhum dos dois modelos hidráulicos idealizados de fluxo (*mistura completa e fluxo pistão*), e sim um modelo que presuma a dispersão, como o de *fluxo disperso* e o de *tanques em série*, justificado de fato, pela elevada dispersão usualmente encontrada nestes sistemas (WC). Tais desvios ou afastamentos da idealidade são usualmente causados pela formação de caminhos preferenciais, zonas mortas ou por dispersão dentro do reator. Usualmente é necessário

conhecer quanto tempo o material permanece no reator, o que é determinante para a eficiência do tratamento biológico. Como elementos da água que escoam pelos WC levam tempos diferentes para percorrer o sistema, a análise da distribuição dos tempos de residência pode ser uma alternativa para a definição do TDH.

É oportuno apontar que segundo Kadlec e Wallace (2008) quando o escoamento se separa muito do comportamento de fluxo pistão, os modelos de dispersão sejam de grande ou pequena intensidade, não são apropriados para a descrição do comportamento hidráulico de um reator (*wetlands* construído).

A seguir se apresenta uma breve discussão sobre o modelo de tanques em série, mesmo que trata, principalmente, de desvios pequenos do escoamento pistonado.

▪ **Modelo de Tanques em Série (TES)**

O modelo matemático de tanques em série simula o comportamento de um número tanques de mistura completa ideais (N), iguais, em série. A sua aplicação é mais simples, mais flexível, se compara-se com o modelo de dispersão, pelo fato que em ele não existem problemas relacionados às condições de contorno.

A mistura completa indica que o conteúdo no interior do reator está agitado e uniforme, segundo Von Sperling (2011), 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).

Na Tabela 3.8 apresenta-se o modelo de TES e a estimativa do valor de N a partir da variância.

**Tabela 3.8. Equações do modelo teórico de tanques em serie (TES)**

Modelo	Parâmetro	Equação
TES	$\sigma_{\theta}^2 = \frac{\sigma^2}{\tau^2} = \frac{1}{N}$	$DTR = N \frac{(N\theta)^{N-1}}{(N-1)} \exp^{-N\theta}$

Fonte: Cota (2011)

Para o modelo em questão, as características de mistura são verificadas por meio do comportamento do número tanques de mistura completa ideais.

É importante ressaltar que  $\theta$  corresponde ao tempo adimensional, baseado no tempo médio de residência ( $\tau$ ), assumido ser igual ao tempo médio obtido a partir da curva de recuperação do traçador.

Persson *et al.* (1999) alertam que resultados da média e variância feitos a partir da curva de recuperação do traçador podem variar significativamente em função da escolha do ponto final de atuação do traçador. Sendo este ponto definido usualmente como o limite de detecção ou por um critério pré-estabelecido para obter uma determinada recuperação mínima da substância a fim. Kadlec e Knight (1996) sugerem a equação a seguir para obtenção da média e variância simplificada para o cálculo de  $n$ , ela tem como finalidade, superar as deficiências antes citadas.

$$n = \frac{TDH \text{ nominal}}{(TDH \text{ nominal} - T \text{ pico})} \quad [3.13]$$

Em que:

$T_{pico}$  = Tempo no qual a concentração de pico do traçador é registrada na saída

O modelo de TES representa bem o comportamento hidráulico de um *wetland* e pode ser descrito por uma distribuição gama de tempos de detenção (Equação 3.14), de dois parâmetros,  $\tau$  e  $N$  (KADLEC e WALLACE, 2008):

$$g(t) = \left( \frac{N}{\tau \cdot \Gamma(N)} \right) \left( \frac{N \cdot t}{\tau} \right)^{N-1} e^{(-N \cdot t / \tau)} \quad [3.14]$$

Em que:

$\tau$  = Tempo de detenção médio [d]

$\Gamma(N)$  = Função gama de  $N$  (para números inteiros = fatorial de  $N-1$ ) [d<sup>-1</sup>]

$t$  = Tempo de detenção [d]

$N$  = Número de tanques [adimensional]

Kadlec (2000) e Cota (2011) advertem que embora a cinética de mistura dos TES possa ser descrita por uma distribuição gama, o inverso não é necessariamente verdadeiro. Uma distribuição gama de tempos de detenção não implica na existência de mistura turbulenta (regime de mistura), podendo aparecer em sistemas totalmente não misturados. Já Kadlec e Wallace (2008) sugerem que a Equação 3.14, seja ajustada aos dados do traçador por meio de iterações de minimização de função de erro, tais como a ferramenta SOLVER do *Microsoft*

Office Excel13, selecionando-se  $N$  e  $\tau$  para minimizar a soma dos erros quadrados (SSQE) entre a função  $g(t)$  e os dados do traçador.

### 3.3.2 Testes com traçadores. Aspectos Gerais

Os traçadores podem ser classificados segundo sua origem (naturais e artificiais) ou segundo sua utilização (internos e externos). Os externos, aqueles que são adicionados ao sistema a ser estudado e que são mais comuns, se classificam em fluorescentes, biológicos, químicos, radioativos e ativáveis (SILVA *et al.*, 2009 *apud* LANA 2013). Compostos químicos que têm comumente sido utilizados em testes com traçadores são cloreto de lítio, rodamina, permanganato de potássio, gás hexafluorídrico, potássio, cloreto de sódio (METCALF e EDDY, 2003).

Para a realização de um teste com traçadores a escolha do material a ser utilizado é crucial para o sucesso do experimento. Metcalf e Eddy (2003) enumeram algumas características ideais para as substâncias utilizadas como traçadores:

- *não devem ser afetadas pelo escoamento;*
- *quando diluídas devem ter essencialmente a mesma densidade da água;*
- *devem ser conservativas para permitir uma análise do balanço de massa;*
- *sua injeção deve ser possível de ser realizada em um curto espaço de tempo;*
- *sua quantificação deve ser possível;*
- *sua difusão molecular baixa deve ser baixa;*
- *não podem ser absorvidas ou reagir com as superfícies expostas do reator ou com as partículas presentes no esgoto.*

Como já foi exposto anteriormente, os elementos do fluido percorrem diferentes caminhos no interior do sistema, de fato isto acarreta que seus tempos de residência são, portanto, diferentes. Precisamente, a curva de DTR constitui uma alternativa para a definição do TDH real.

A metodologia apresentada para determinação da curva de DTR é válida para escoamento estacionário, sem reação e sem variação da densidade do fluido que escoar através do reator (LEVENSPIEL, 2000). Não obstante, nos WCEV (incluindo o Sistema Francês),

independentemente de existir variação da vazão afluyente, devido às diferentes cargas hidráulicas no reservatório de acumulação durante a aplicação do volume de água residuária no filtro, esta é usualmente pequena, pois os volumes são aplicados durante intervalos de tempo curtos e, portanto é possível utilizar a mencionada metodologia.

Testes de traçador em sistemas de fluxo intermitente fornecem uma curva semelhante àquelas geradas em testes em sistemas de fluxo contínuo, porém com pequenas deflexões durante cada ciclo. A colmatação neste caso terá o efeito de aumentar o tempo de detenção hidráulica, retendo a água no leito por mais tempo (KADLEC e WALLACE, 2008).

### 3.3.2.1 Traçadores em WC e suas aplicações

O uso de traçadores para estudos é bastante conhecido e difundido. Tal técnica, aplicada na construção de curvas de distribuição de tempos de retenção hidráulica, é um dos métodos mais simples e eficientes para a análise do desempenho hidráulico de sistemas de tratamentos de efluentes. Já, dentre suas aplicações, Metcalf e Eddy (2003) citam a análise dos padrões de escoamento em WC.

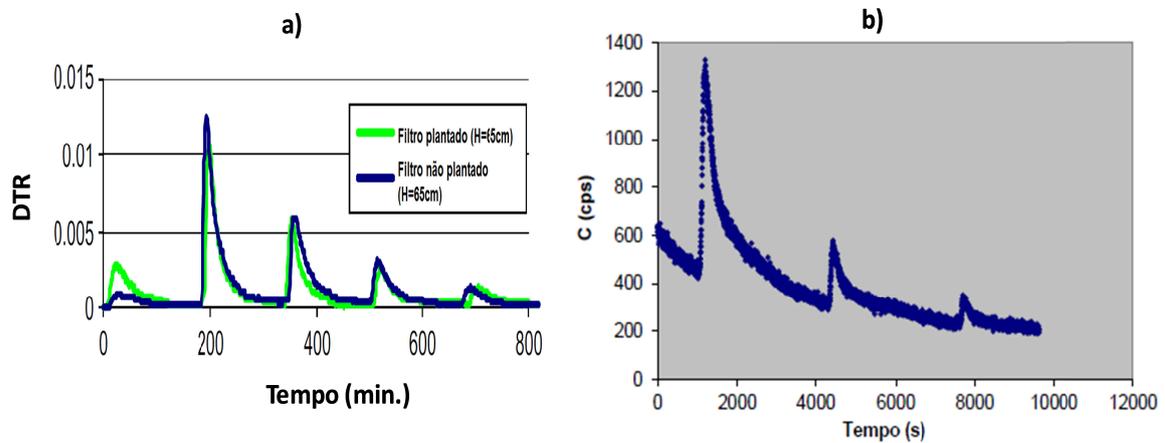
Com o objetivo de determinar a DTR, Torrens *et al.* (2009) utilizaram o NaCl como traçador em WCEV com alimentação em pulso e em filtros de areia de alimentação intermitente utilizados como pós-tratamento de lagoas de estabilização. Eles concluíram que a curva DTR era influenciada pela presença de plantas, pelo acúmulo de sólidos e pelo regime de alimentação do sistema.

Pesquisas desenvolvidas em Brasil por Cota (2011) e Lana (2013) em WCEV-SF corroboram o apontado anteriormente. Segundo Cota (2011), por ter encontrado uma longa cauda nas curvas de DTR, pode-se inferir a presença de zonas mortas ou a ocorrência de adsorção do traçador ao filtro. Alvarenga (2012) e Lana (2013) aplicaram testes usando o tecnécio ( $^{99m}\text{Tc}$ ) como traçador e também obtiveram resultados com longas caudas, o que permite a mesma conclusão do estudo anterior.

As curvas de resposta à injeção dos traçadores obtidas por Torrens *et al.* (2009) com NaCl e por Alvarenga (2012) com tecnécio mostram a existência de picos que correspondem a bateladas após aquela na qual a injeção do traçador foi realizada (Figura 3.14). Nota-se claramente o efeito de diminuição dos picos ao longo das sucessivas bateladas, o que

confirma que parte do traçador permaneceu retido no meio e saiu após outros eventos de alimentação.

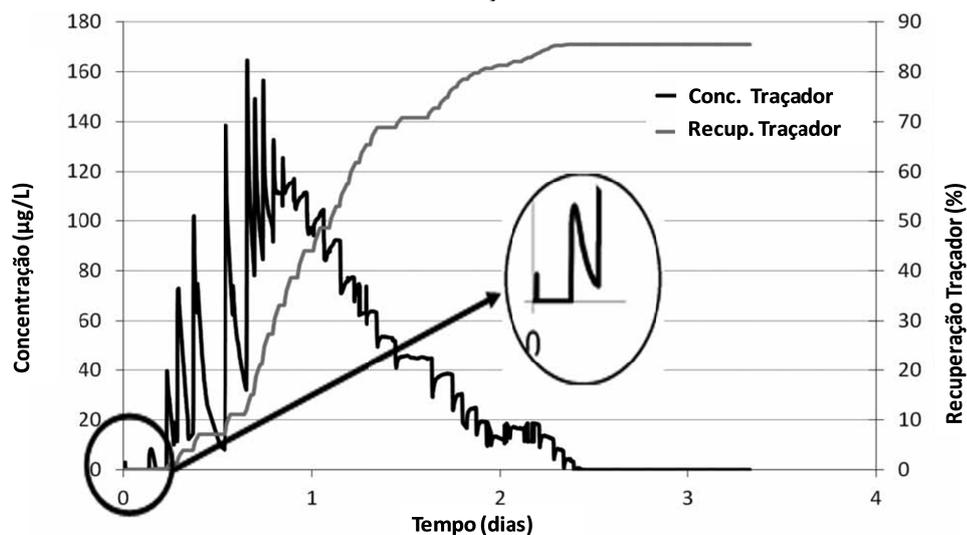
**Figura 3.14. Resultados experimentais do traçador: a) Salino- NaCl. Torrens *et al.* (2009) e b) Tecnécio. Alvarenga (2012)**



Fonte: adaptado de Lana (2013)

Morvannou *et al.* (2017) desenvolveram testes de rastreamento de traçadores com um ano de intervalo e com períodos de alimentação de 3,5 dias e 7 dias de repouso. Os resultados de ambos os testes realizados foram substancialmente semelhantes com cerca de 86% da massa do marcador recuperada. Os autores expõem que a perda do traçador provavelmente deve-se à degradação da luz devido à acumulação do líquido na superfície do leito filtrante antes da infiltração, e também à adsorção na matéria orgânica e/ou no meio poroso. No entanto, essa taxa de recuperação ainda é aceitável para uma descrição hidráulica do sistema (Figura 3.15).

**Figura 3.15. Curva de comportamento experimental e porcentagem de recuperação acumulativa do traçador**



Fonte: adaptado de Morvannou (2017)

Os resultados encontrados por Morvannou *et al.* (2017) revelaram que o primeiro pequeno pico de saída do traçador (menos de 1% na massa do traçador) indica um curto circuito desprezível do sistema e a presença de fluxo preferencial. Além disso, vários picos de concentração do traçador foram observados nos próximos lotes, mostrando que durante os primeiros lotes de alimentação após um período de repouso, como a camada superficial de lodo ainda não tinha sido criada, a água residuária não atinge toda a superfície do filtro, e sim áreas mais próximas dos pontos de alimentação (onde a camada de lodo é mais desenvolvida). Como consequência, o fluido e o traçador fluem rapidamente pelo sistema.

Apesar da grande aplicabilidade dos estudos hidrodinâmicos, Giraldi *et al.* (2009) concluíram que estes, por si só, não definem um regime de alimentação ótimo, já que a remoção de poluentes em WCEV é altamente influenciada pela transferência de oxigênio e a colmatação, que por sua vez também sofrem influência das condições hidrodinâmicas, o que indica a necessidade de modelos que aliem a hidráulica com a bioquímica destes sistemas de modo a permitir sua otimização.

Testes de traçador também podem ser aplicados para a análise do desenvolvimento da colmatação em WC. A colmatação e acúmulo de matéria orgânica estão intimamente relacionados ao tempo de operação de WC e podem modificar drasticamente sua hidrodinâmica. Por este motivo Giraldi *et al.* (2009) ressaltam que é importante o estudo hidrodinâmico em unidades maduras (após 2 ou 3 anos de funcionamento).

Morris e Knowles (2011) e Matos (2015) afirmam que, apesar de nenhuma técnica individual poder garantir a caracterização fidedigna das condições do meio poroso, esses auxiliam no entendimento do processo, possibilitando-se ter uma ideia do estado em que se encontra o WC, em termos de colmatação.

### **3.3.3 Regime de alimentação em WCEV**

#### **3.3.3.1 Taxa de aplicação hidráulica superficial**

A taxa de aplicação hidráulica média (TAH), dada pela Equação 3.15, é um parâmetro bastante utilizado como referência para o dimensionamento de WCEV com alimentação intermitente.

$$TAH = \frac{Q_a}{A_{total}} \quad [3.15]$$

Em que:

TAH = Taxa de aplicação hidráulica média [ $m^3 m^{-2} d^{-1}$ ]

$Q_a$  = Vazão afluyente ao sistema [ $m^3 d^{-1}$ ]

$A_{total}$  = Área total do sistema [ $m^2$ ]

Diversos estudos focalizaram suas ações nesta taxa de aplicação, e procuraram avaliar a influência deste parâmetro sobre o desempenho destes sistemas. Na Tabela 3.9 apresentam-se as TAH utilizadas nestes estudos e as principais conclusões vinculadas com esta taxa.

**Tabela 3.9. Estudos verificando a influência da TAH sobre o desempenho dos sistemas**

Referência	TAH avaliadas ( $m^3/m^2d$ )	Conclusões
Ye et al. (2012)	0,3 e 0,5	As concentrações de oxigênio na superfície do filtro (primeiros 30 cm) alimentado com menor TAH são maiores, entretanto no fundo elas se tornam semelhantes havendo em ambos uma menor concentração de OD. Com a maior TAH o acúmulo de sólidos é maior na superfície e decresce nos primeiros 20 cm enquanto com a menor TAH a acumulação é crescente nos primeiros 20 cm
Moraes (2012)	0,38	Menores volumes por batelada, acarreta no maior tempo de detenção hidráulico e favorece a maior remoção de E. coli e de matéria orgânica, resultados obtidos de eficiência de remoção de SST e nitrogênio amoniacal efluentes indicam a viabilidade de aplicação dessa tecnologia, baseada no Sistema Francês, para tratamento de esgoto nas condições brasileiras.
Prost-Boucle e Molle (2012)	0,5; 0,4; 0,75*	A nitrificação foi prejudicada com a aplicação de TAH superiores a $0,7m^3/m^2d$ , principalmente no inverno. A remoção de SST não foi influenciada pela TAH.
Cota (2011)	0,4	O filtro plantado teve um desempenho melhor do que o filtro não plantado, para todos os parâmetros monitorados (SST, SSV, DBO, DQO, NTK, N-amoniacoal e nitrato), indicando que a vegetação tem papel importante na remoção de poluentes do 1º estágio de um sistema francês típico.
Kantawanichkul et al (2009)	0,02, 0,05 e 0,08	Concentrações efluentes de DQO não variaram com a taxa de aplicação mas estas influenciaram os processos de conversão do nitrogênio
Torrens et al (2009)	0,15 a 0,8	Maiores taxas de aplicação ocasionam maiores velocidades de escoamento e conseqüentemente menor contato entre a biomassa e o substrato, entretanto tal influência também está relacionada a outros parâmetros operacionais como a frequência e o volume das bateladas.

\*sistema com recirculação

Em WCEV-SF é importante diferenciar a taxa de aplicação hidráulica média (TAH) da taxa de aplicação durante um evento de alimentação (batelada), denominada taxa de aplicação hidráulica instantânea (TAH<sub>inst</sub>), (Equação 3.16) (KADLEC e WALLACE, 2008).

$$TAH_{inst} = \frac{V}{t_b \cdot A_{leito}} = \frac{Q_b}{A_{leito}} \quad [3.16]$$

Em que:

TAH<sub>inst</sub> = Taxa de aplicação hidráulica instantânea [L m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>]

V = Volume aplicado em cada batelada (L)

t<sub>b</sub> = Tempo de duração de uma batelada [h]

A<sub>leito</sub> = Área do leito que recebe a batelada [m<sup>2</sup>]

Q<sub>b</sub> = Vazão da batelada [L h<sup>-1</sup>]

O uso de baixas TAH<sub>inst</sub>, entre 5 e 10 L m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>, visa evitar que durante cada evento de alimentação ocorram picos de liberação de poluentes, sobretudo DQO e N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, que prejudicam o desempenho do sistema, apesar da eficiência média permanecer satisfatória (BOLLER *et al.* 1993). Para o SF alimentado com esgoto bruto, a TAH<sub>inst</sub> deve ser aumentada visando a garantia de uma boa distribuição na superfície e evitando o entupimento dos sistemas de alimentação, por isso são recomendados valores superiores a 0,5 m<sup>3</sup> m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> (8 L m<sup>-2</sup> min<sup>-1</sup>) (Dotro *et al.*, 2017; AEMRC, 2005 *apud* Lana, 2013) ou 0,6 m<sup>3</sup> m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> (10 L m<sup>-2</sup> min<sup>-1</sup>) (Molle *et al.*, 2005).

Lana (2013) estudou o mesmo sistema da presente pesquisa, utilizando dois valores de TAH, o primeiro igual a 0,38 m<sup>3</sup> m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>, e o segundo igual a 0,45 m<sup>3</sup> m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>, com valores de TAH<sub>inst</sub> de 0,39 m<sup>3</sup> m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> (6,5 L m<sup>-2</sup> min<sup>-1</sup>) e 0,36 m<sup>3</sup> m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> (6,0 L m<sup>-2</sup> min<sup>-1</sup>) respectivamente, valores superiores ao recomendado por Boller *et al.*, (1993). Já Manjate (2016) trabalhou com o valor de 0,45 m<sup>3</sup> m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> de TDH no leito em funcionamento, sendo um valor de TAH em todo o sistema de 0,22 m<sup>3</sup> m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>, com uma taxa de aplicação hidráulica instantânea de 0,36 m<sup>3</sup> m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> ou 6,0 L m<sup>-2</sup> min<sup>-1</sup>.

Ainda em relação a isso, é importante considerar que, caso as bateladas ocorram em um curto período de tempo, a taxa de aplicação instantânea superará a capacidade de drenagem e o sistema ficará afogado, promovendo condições de saturação na camada superior do leito e talvez algum empoçamento. Condições de saturação excessivas podem criar condições anaeróbias no leito e, assim, a eficiência de remoção de poluentes poderá ser prejudicada (KADLEC e WALLACE, 2008).

### 3.3.3.2 Volume aplicado da água residuária, formação e altura da lâmina d'água na camada superior do leito e frequência de alimentação

No processo de dimensionamento do WCEV-SF, constitui uma premissa de grande importância que o volume aplicado em cada batelada garanta a formação de uma lâmina superficial de 2 a 5 cm. Caso ela seja inferior a 2 cm a distribuição do afluente, poderá ser prejudicada e, se superior a 5 cm o aumento na velocidade de infiltração/percolação pode prejudicar o desempenho do sistema (AEMRC, 2005).

Para uma mesma TAH é possível que a aplicação de maiores volumes acarrete uma melhor difusão de oxigênio no sistema, entretanto, haverá um menor contato entre a biomassa e os poluentes. Por outro lado, a aplicação de menores volumes, apesar de diminuir o aporte de oxigênio, garante menor velocidade de escoamento do líquido, o que pode melhorar a degradação pelo aumento do tempo de detenção hidráulica (TDH) (MOLLE *et al.*, 2006). No entanto, como aponta Torrens *et al.* (2009), o fracionamento excessivo do volume pode ocasionar uma diminuição excessiva das velocidades de escoamento e do aporte de oxigênio, o que pode prejudicar o processo. Nesse sentido, a definição do volume a ser aplicado também deve estar associado à definição da frequência de aplicação, outro importante parâmetro para a operação de WCEV-SF, aspecto pesquisado por Cota (2011) e Lana (2013) no mesmo sistema do presente estudo.

Frequências maiores com volumes menores podem ser vantajosas, mas é importante lembrar que durante a etapa de drenagem, entre uma batelada e outra, o ar penetra nos poros de acordo com o processo de difusão do ar e os processos de conversão presentes nos sistemas. Assim em menores frequências a drenagem do líquido pode se completar antes da aplicação de uma nova batelada, ademais, um volume maior de líquido aplicado garante uma maior entrada de OD por convecção (KADLEC e WALLACE, 2008). Fica assim evidente que a definição de uma frequência e um volume a ser aplicado que garantam tanto a entrada suficiente de oxigênio quanto o contato entre a biomassa e o líquido é essencial para o bom desempenho do sistema.

Kantawanichkul e Boontakhum (2012), estudando a influência do regime de alimentação em WCEV com alimentação em pulsos, concluíram que o menor tempo de alimentação propicia uma melhor remoção de DQO e nitrificação, já que permite uma melhor oxigenação do leito durante a batelada.

Aplicando sistema de WCEV-SF constituídos com brita, tratando esgoto doméstico bruto, com a finalidade de estudar o desempenho de filtros verticais plantados e não plantado, Cota (2011), no mesmo sistema do presente estudo, testou dois regimes de aplicação, para uma mesma TAH: o primeiro, correspondente à maior frequência, consistiu da aplicação de mais bateladas diárias (24) de um menor volume (530 L) e o segundo, da aplicação de menos bateladas diárias (12) de um maior volume (940 L). Os testes foram conduzidos nos filtros novos, quando estes não haviam recebido aplicações anteriores de esgoto e no filtro usado, depois de 11 meses de operação do sistema. A autora confirmou a influência do regime de aplicação, do período de uso do filtro e da presença das plantas nos tempos de detenção hidráulica no sistema, obtendo que no filtro plantado teve um desempenho melhor do que o filtro não plantado, para todos os parâmetros monitorados (SST, SSV, DBO, DQO, NTK, N-amoniacal e nitrato), indicando que a vegetação tem papel importante na remoção de poluentes do 1º estágio de um sistema francês típico.

Lana (2013) trabalhando no mesmo sistema que Cota (2011), com frequência de alimentação de dois dias e quatro dias e meio de descanso, e com os regimes testados anteriormente obteve eficiências satisfatórias em relação à remoção de DBO, DQO, SST e NTK. De modo geral a aplicação de bateladas de menor volume com maior frequência foi positiva para o desempenho do sistema, apesar de ter implicado em uma menor entrada de oxigênio no interior do filtro.

Entretanto, com o passar do tempo, apesar de a remoção de matéria orgânica e sólidos ter continuado em níveis satisfatórios, em Manjate (2016) se constata que os % de remoção para DBO, DQO, SST, NTK e  $N-NH_4^{++}$ , diminuíram, isto pode ser explicado com o aumento da TDH e pela menor difusão de oxigênio entre uma batelada e outra. A transferência de oxigênio para o sistema pode ter sido prejudicada por uma maior acumulação de sólidos na superfície dos leitos.

Ante todo o exposto anteriormente, se conclui que o número de ciclos de alimentação por dia e os períodos de alimentação/descanso devem ser definidos de acordo com a situação do sistema em termos do material suporte, da profundidade do leito, da TAH, dentre outros, para que se garanta o bom funcionamento do sistema.

### 3.4 Oxigênio em WCEV e sua dinâmica

No tratamento de esgotos utilizando WC o oxigênio dissolvido (OD) constitui um parâmetro de grande interesse e importância, não se justificando apenas este ser um parâmetro de qualidade em corpos receptores da água. O oxigênio está intimamente relacionado aos mecanismos de remoção de poluentes, acarretando tanto a degradação aeróbia da matéria orgânica carbonácea quanto à nitrificação. Os seus valores ou concentrações presentes nas águas residuárias podem estabelecer as condições anaeróbias nos sistemas de tratamento que garantam a aerobiose necessária, tanto para a degradação da matéria orgânica, quanto para a nitrificação.

Erickson e Tyler (2000) destacam que um sistema eficiente manterá um balanço entre a demanda e a entrada de oxigênio. Schwager e Boller (1997) comentam que condições com limitação de oxigênio podem se estabelecer caso que a carga de demanda de oxigênio seja superior a  $20 \text{ gO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ .

No caso específico dos WCEV o ingresso de oxigênio da atmosfera para o substrato ocorre de maneira natural, passiva e sem fonte de energia externa. A mesma pode dar-se de diferentes maneiras: por difusão; por convecção devido à alimentação intermitente e não contínua; através das plantas (PLATZER, 1999; KADLEC e WALLACE, 2008). Torrens *et al.*, (2009) coloca que além dos mecanismos informados pode-se apresentar ingresso de oxigênio aos WCEV quando este encontra-se diluído na água residuária a ser tratada. Elemento importante constituem os tubos de ventilação instalados usualmente conectando a rede de tubos de drenagem do efluente à atmosfera, mediante eles é fornecido ar ao substrato pelo fundo do leito (NIVALA *et al.*, 2013).

Usualmente, estudos com WCEV-SF tendem a desconsiderar o efeito da introdução de oxigênio no meio pelas plantas. Isso se deve ao fato de o aporte de oxigênio por essa via pode ser significativamente inferior à entrada de oxigênio pelos processos físicos (LANA, 2013). Ye *et al.* (2012), avaliando a oxigenação em WCEV-SF com TAH de 0,3 e 0,5  $\text{m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ , concluíram que a transferência do oxigênio proveniente da atmosfera contribuiu com mais de 99,9% do total de oxigênio no meio, concluindo que a entrada de oxigênio por influência da vegetação seria um processo minoritário.

A soma das entradas de oxigênio por convecção e difusão e entrada pelas raízes deve superar a demanda de oxigênio para a degradação da matéria orgânica e para a nitrificação. Na prática observa-se que a modelagem deste processo é complexa.

Pesquisas desenvolvidas sobre a interação entre a concentração de oxigênio e a remoção de poluentes de efluentes de um sistema combinado de escoamento vertical, em escala laboratorial preenchidos com areia, reportam que existe maior consumo de oxigênio nos primeiros centímetros do leito, possivelmente pela maior concentração da biomassa (camada de sedimento). Como aspecto curioso foi detectada também uma reaeração no interior do filtro, possivelmente pela difusão do oxigênio retido nos interstícios das camadas inferiores do leito (WOŻNIAK *et al.*, 2007).

### 3.4.1 Transferência de Oxigênio

A taxa de transferência de oxigênio nos WCEV tem um impacto expressivo no projeto, desempenho e modelagem destes sistemas. A convecção consiste no arraste do oxigênio promovido pela entrada do líquido no meio suporte e é calculada em função do volume aplicado. Ele mesmo destacou que, se o tempo decorrido entre a aplicação do líquido e sua completa infiltração for curto, o volume de esgoto corresponde ao volume de ar atmosférico que entra na massa por convecção. Para períodos curtos de aplicação e infiltração (<10 min), pode-se considerar que a cada litro de esgoto cause uma sucção de 1 litro de ar no solo, em outras palavras, a entrada de oxigênio por convecção depende da carga hidráulica aplicada. Neste caso, Platzer (1999) relata que a entrada de oxigênio pode ser calculada assumindo-se que o ar atmosférico contém  $0,3 \text{ gO}_2 \text{ L}^{-1}$ .

A difusão ocorre devido ao gradiente de concentração formado entre a atmosfera, rica em oxigênio, e o esgoto afluente. Usualmente o fluxo de massa é calculado com base na lei de Fick (Equação 3.17).

$$F = -\theta_a D_e \left( \frac{\Delta C_a}{\Delta h} \right) \quad [3.17]$$

Em que:

F = Fluxo de massa de oxigênio para o sistema [ $\text{g m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ]

De = Coeficiente de difusão efetivo [ $\text{m}^2 \text{ h}^{-1}$ ]

$\Delta C_a / \Delta h$  = Gradiente de concentração de oxigênio de acordo com a profundidade [ $\text{g m}^{-3} \text{ m}^{-1}$ ]

$\theta_a$  = Parte da porosidade do solo preenchida com ar, dependente da saturação do meio

A saturação do meio interfere na difusão de oxigênio, ou seja, quanto maior ela é menor é a difusão, uma vez que, quanto mais água estiver presente, menor será o volume de poros ocupado por ar. Por este motivo, Platzer (1999) descarta do cálculo de entrada de oxigênio por difusão o período de saturação do meio que se dá após cada batelada (no mesmo estudo ele considera o tempo de 1,5 h de saturação após cada batelada). Por este motivo o tempo para ocorrência da difusão está relacionado ao número de eventos de alimentação.

O coeficiente de difusão efetivo está ainda relacionado à granulometria do material suporte. Geralmente materiais de maior granulometria, apesar de possuírem uma menor porosidade, possuem um número maior de poros grandes, o que resulta em um maior coeficiente de difusão (ERICKSON e TYLER, 2000). Entretanto, no caso de sistemas com crescimento aderido, é importante considerar que, com o desenvolvimento da biomassa, o tamanho dos poros tende a decrescer, e como consequência a difusão de oxigênio diminuiria com o amadurecimento do sistema.

Na literatura tende-se a considerar o valor de  $1 \text{ gO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$  para a transferência de oxigênio em sistemas de escoamento vertical descendente e alimentação intermitente, nos quais o meio filtrante é composto de areia (PLATZER, 1999). Estudos desenvolvidos a partir do método de balanço de massa, fornecem dados em relação à capacidade de transferência de oxigênio em WCEV, os mesmos são limitados e apresentam uma grande variabilidade: 23 - 64  $\text{gO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  (Platzer, 1998 *apud* Cooper, 1999); 29 - 35  $\text{gO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  (Weedon, 2003); 55  $\text{gO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  (Kayser e Kunst, 2005); 60 - 80  $\text{gO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  (Kantawanichul, Kladprasert e Brix, 2009). Este fenômeno ocorre devido a que na maioria das vezes, as taxas de transferência de são deduzidas a partir da estequiometria presente nas reações para as remoções dos poluentes que consomem oxigênio presentes nas águas residuárias a tratar, estimando-se a quantidade de oxigênio consumida no sistema.

Para projeto, alguns autores igualam a taxa de transferência de oxigênio à própria taxa de consumo, no sentido de que o oxigênio fornecido deve ser suficiente para suprir a demanda. A taxa de consumo de oxigênio, ou seja, neste caso, a taxa de transferência requerida, é estimada por meio de equações matemáticas como a Equação 3.18, aplicada por Cooper (2005). Valores com alto grau de variabilidade (que vão desde 5,41 até superiores a  $100 \text{ gO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ) foram encontrados por este autor em vários estudos.

$$TTO = Q * \left[ \frac{(DBO_0 - DBO_f) + 4,3 (N - NH_4^+_0 - N - NH_4^+_f)}{A_{total}} \right] \quad [3.18]$$

Em que:

TTO= Taxa de transferência de oxigênio estimada (requerida) [g m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>]

Q = Vazão afluyente ao sistema [m<sup>3</sup> d<sup>-1</sup>]

Atotal = Área total do sistema [m<sup>2</sup>]

DBO<sub>0</sub>-DBO<sub>f</sub>= Diferença entre a concentração de DBO de entrada e de saída [g m<sup>-3</sup>]

N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup><sub>0</sub> - N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup><sub>f</sub> = Diferença da concentração do nitrogênio amoniacal de entrada (o) e de saída (f) [g m<sup>-3</sup>]

Esta fórmula para a estimativa da TTO hipotética foi aplicada por Kantawanichkul *et al.* (2009), que concluíram que seus resultados variaram significativamente de acordo com a Taxa de Aplicação Hidráulica (TAH) e com a presença ou ausência das plantas. Considerando o uso da TTO para o dimensionamento da área superficial destes sistemas, os autores encontraram uma TTO de 80 gO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> para a TAH de 0,08 m<sup>3</sup> m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> e em sistemas plantados, valor superior às recomendações de projeto de 30 gO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> sugeridas por Platzer (1999). Estes resultados possibilitaram aos autores concluir que, apesar de sua importância, a TTO não limitou a degradação nos sistemas, mas sim a falta de contato entre a biomassa e o substrato.

É importante lembrar que este cálculo se presta apenas a estimar a parte de oxigênio transferida que é consumida pela biomassa, não considerando que parte do oxigênio tem outras saídas ou ainda permanece no meio líquido, não sendo essa uma maneira de estimar quanto de oxigênio efetivamente foi transferido ao meio líquido em cada batelada. Constitui um cálculo segundo um modelo estacionário para projeto, e não leva em consideração o estado dinâmico.

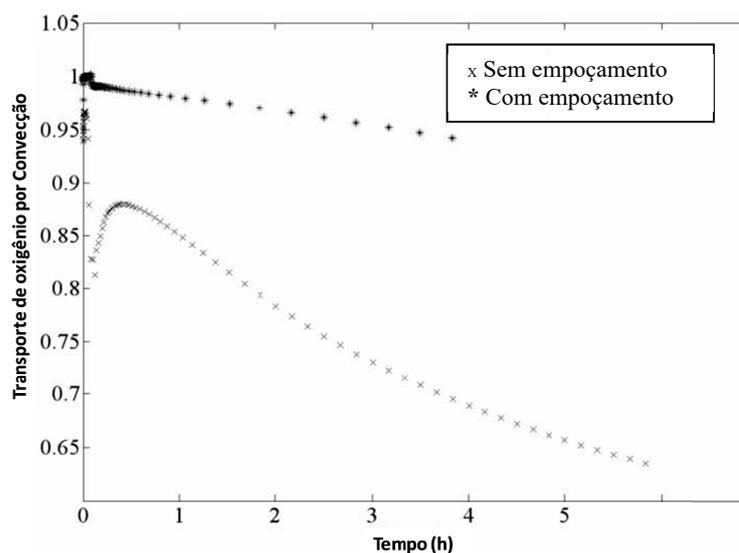
Especificamente, Molle *et al.* (2008) trabalhando a escala plena e analisando os fenômenos de transferência de gases, encontraram eficiências de nitrificação de 55% nos filtros insaturados sem constatar influência significativa da temperatura, nem da profundidade ou da presença de dispositivos adicionais de aeração. Os autores antes citados corroboraram ainda que em WCEV insaturados a renovação de oxigênio é completa durante o período de descanso.

Morvannou *et al.* (2011) adaptaram um equipamento desenvolvido para resíduos domésticos a fim de avaliar a respirometria de amostras coletadas de diferentes profundidades de WCEV. O método aplicado permitiu a avaliação dos gases gerados a partir de amostras misturadas em

cilindros e alimentadas com fluxo de ar ambiente. O método foi usado para a medição do consumo de oxigênio pela biomassa em um determinado intervalo de tempo, sendo que este consumo foi associado à proporção de matéria seca da amostra. Os resultados deste experimento sugerem que nem o TDH nem o volume aplicado influenciavam o consumo de oxigênio, sendo que este era alterado apenas pela variação na massa de nitrogênio aplicada. Além disso, foi notado que essa alteração não era proporcional à carga de nitrogênio, fenômeno que foi atribuído à limitação de transferência de oxigênio para o meio.

Já Petitjean *et al.* (2011) pesquisaram na transferência difusa de oxigênio em filtros de escoamento vertical, através de uma abordagem de modelagem. Os autores concordam que a maior taxa de atividade bacteriana aeróbia ocorre principalmente nos primeiros centímetros de filtros verticais, mesmo que exista uma limitação de biodegradação aeróbia devido à diminuição da disponibilidade do substrato. Da mesma maneira, os autores acordam que, para um filtro não colonizado, a convecção é o fenômeno predominante para a renovação do oxigênio durante o carregamento intermitente (Figura 3.16). Isso é explicado pelo fato de que a maior parte do oxigênio entra através de fluxos de ar.

**Figura 3.16. Taxa de entrada de convecção com e sem empoçamento**



Fonte: Petitjean *et al.* (2011)

As concentrações de oxigênio na fase de ar, na camada superior da coluna rapidamente se aproximam à concentração atmosférica, com isto limitam os fluxos de massa difusivos através da superfície. A difusão participa principalmente na redistribuição do oxigênio dentro do médio poroso (PETITJEAN *et al.*, 2011).

A maturação dos sistemas torna sua modelagem mais complexa, já que a formação de uma camada de lodo afeta tanto o escoamento quanto a difusão de oxigênio, interferindo, portanto, na biodegradação. Como consequência a realização de estudos de curto prazo dificulta o conhecimento da viabilidade e conservação destes sistemas em longo prazo (KADLEC e WALLACE, 2008).

Como é pontuado por Tyroller *et al.* (2010), nos WCEV tratando esgotos o consumo de oxigênio pela biomassa é praticamente imediato, o que dificulta sua medição direta. Para lidar com este problema estes autores aplicaram o método indireto utilizando traçador gasoso (propano), que não é produzido nem consumido pela biomassa e cujas mudanças de concentração podem ser relacionadas às do oxigênio.

### 3.4.1.1 Fatores de maior influência na taxa de transferência de oxigênio

Os fatores de maior influência na taxa de transferência de oxigênio ( $dConcO_2/dt$ ), em condições de campo ou de operação dos reatores biológicos, descritos na literatura são:

✓ Temperatura

A elevação da temperatura causa uma redução da concentração de saturação que, por sua vez, implica redução da taxa de transferência de oxigênio ( $dConcO_2/dt$ ). Por outro lado, a elevação da temperatura causa também aumento no coeficiente de transferência ( $k_L a$ ), o que implica aumento da taxa de transferência (VON SPERLING e CHERNICHARO, 2005).

$$k_L a_{(T)} = k_L a_{(20)} \cdot \theta^{(T-20)} \quad [3.19]$$

Em que:

$k_L a_{(T)}$  = Coeficiente de transferência de oxigênio numa temperatura qualquer [ $h^{-1}$ ]

$k_L a_{(20)}$  = Coeficiente de transferência de oxigênio na temperatura do líquido a 20 °C [ $h^{-1}$ ]

$T$  = Temperatura do líquido durante o experimento (°C)

$\theta$  = Coeficiente de temperatura

Os típicos valores de  $\theta$  variam de 1,015 a 1,040. O valor de 1,024 é usualmente adotado tanto para aeração por ar difuso quanto para aeração mecanizada (METCALF & EDDY, 2003). Segundo Eckenfelder *et al.*(2009), o coeficiente  $\theta$  é mais elevado em sistemas de ar difuso que apresentam baixa turbulência do que para sistemas de aeração superficial com elevada turbulência.

✓ Concentração de oxigênio dissolvido

Para as condições estacionárias, quanto maior a concentração de OD (C), mantida no reator biológico, menor será a relação  $C_{saturação} - C$ , ou seja, menor será a taxa de transferência de oxigênio.

✓ Características das águas residuárias

A presença de sais totais dissolvidos (STD), sólidos em suspensão (matéria particulada) e agentes tensoativos altera a solubilidade e a concentração de saturação de oxigênio do líquido no reator e na relação área/volume, (METCALF e EDDY, 2003; ECKENFELDER *et al.*, 2009; TARICKA *et al.*, 2009b). Já, Vieira (2013), relatou que esta influencia pode ser quantificada pela Equação 3.20.

$$\beta_{CAR} = \frac{C_{SW}}{C_S} \quad [3.20]$$

Em que:

$C_{SW}$  = Concentração de saturação de OD do esgoto [ $\text{mg L}^{-1}$ ]

$C_S$  = Concentração de saturação de OD na água limpa [ $\text{mg L}^{-1}$ ]

Valores de  $\beta_{CAR}$  podem variar geralmente dentre 0,7 a 0,98, sendo usualmente utilizado o valor de 0,95 para esgotos (METCALF & EDDY, 2003).

✓ Grau de mistura e geometria do reator

O aumento do grau de mistura, ou seja, quanto maior a turbulência no líquido, maior será também o coeficiente de transferência global de oxigênio (METCALF e EDDY, 2003; ECKENFELDER, 2009; TARICKA *et al.* 2009b).

Em níveis elevados de turbulência, a transferência de oxigênio é dependente da renovação de superfície de contato e não é significativamente afetada pela difusão molecular, devido às resistências interfaciais. Sob condições de baixa turbulência, a resistência de transferência de massa de oxigênio é reduzida, mas a renovação da superfície ainda não ocorre. Na presença de agentes surfactantes, a resistência interfacial causa uma redução significativa na taxa de transferência de oxigênio (ECKENFELDER *et al.*, 2009).

Interesse da atual pesquisa é estabelecer uma comparação entre os coeficientes globais ou simplesmente coeficientes de transferência de oxigênio exercida, em água limpa e em águas

residuárias (esgotos) em sistema de aeração. Para isto, o coeficiente  $\alpha$  tem sido definido como a razão  $k_L a$  (esgoto) /  $k_L a$  (água limpa). O coeficiente  $\alpha$  pode aumentar ou diminuir ao longo do tempo, uma vez que as substâncias que afetam a taxa de transferência podem ser removidas no tratamento das águas residuárias. Sendo assim, o fator de correção para estas influências é expressado pela Equação 3.21.

$$\alpha = \frac{k_L a (\text{esgoto})}{k_L a (\text{al})} \quad [3.21]$$

Em que:

$k_L a$  (esgoto) = Coeficiente global de transferência de oxigênio no esgoto [ $\text{h}^{-1}$ ]

$k_L a$  (al) = Coeficiente de transferência de oxigênio em água limpa [ $\text{h}^{-1}$ ]

Valores de  $\alpha$  variam de 0,3 a 1,2. No caso de sistemas de aeração forçada, os valores típicos para sistemas com aeração por ar difuso são de 0,4 a 0,8 e para sistemas com aeração mecânica são de 0,6 a 1,2 (METCALF e EDDY, 2003).

#### 3.4.1.2 Traçador gasoso. Coeficiente de Transferência de Oxigênio ( $k_L a O_2$ ) e Taxa de Transferência de Oxigênio (TTO)

A utilização do traçador gasoso para determinar as taxas de transferência de oxigênio (TTO) em sistemas de tratamento governados por condições aeróbias para a depuração de esgoto vem sendo implementado em diferentes reatores ou sistemas de tratamentos, como por exemplo, em filtros biológicos percoladores (VASEL e SCHROBILTGEN, 1991; VIEIRA, 2013) e em biodiscos (BOUMANSOUR e VASEL, 1998).

O coeficiente global de transferência de oxigênio ( $k_L a O_2$ ) pode ser determinado mediante um método simples de transferência de oxigênio, nele é empregado um traçador gasoso para remover o OD no líquido, pelo mecanismo de dessorção (BOUMANSOUR *et al.*, 1995; HEBRARD *et al.*, 2000; STENSTROM *et al.*, 2006; SILVA *et al.*, 2009; PINHEIRO *et al.*, 2012). Ao submeter determinado volume de água à corrente do gás traçador, o OD no líquido difunde-se para dentro das bolhas do gás traçador, sendo arrastado com estas. Assim, o OD é removido sem reações químicas e sem deixar resíduos iônicos na água.

Na ausência de processos de consumo de oxigênio, utilizando água limpa em contato com o ar, são desenvolvidas medições das alterações na concentração de oxigênio ao longo do tempo, iniciando com concentrações menores que a de saturação. Quando os sensores

acoplados ao sistema indicam que todo o oxigênio foi removido, interrompe-se a alimentação do gás e inicia-se a o processo de aeração. Em condições estacionárias, o coeficiente de difusão e o tempo de exposição são admitidos como constantes, o que resulta também num coeficiente de transferência de gases ( $k_L$ ) constante. São assumidas também como constantes a área superficial ( $A_{sup}$ ) e a área específica (área/volume). Nesse sentido, pode-se definir uma constante  $k_L a O_2$ , a mesma que para os casos de gases moderadamente solúveis, tais como o oxigênio, a transferência de massa de oxigênio pode ser expressa por um arranjo na Equação 3.22, como é apresentado a seguir.

$$\frac{d[Conc O_2]}{dt} = k_L a O_2 \cdot (C_{sat} - C_t) \quad [3.22]$$

Em que:

$d[Conc O_2] = TTO =$  Taxa de transferência de oxigênio [ $mgO_2 L^{-1} h^{-1}$ ]

$k_L a O_2 =$  Coeficiente global ou somente coeficiente de transferência de oxigênio [ $h^{-1}$ ]

$C_{sat} =$  Concentração de saturação de oxigênio no líquido, dependente da temperatura [ $mg L^{-1}$ ]

$C_t =$  Concentração de oxigênio no líquido em um tempo qualquer [ $mg L^{-1}$ ]

Observa-se que quanto maior o déficit de oxigênio no meio líquido, em relação à concentração de saturação, ou quanto menor a concentração de oxigênio dissolvido no meio líquido, maior será a taxa de transferência de oxigênio. A curva de variação de concentração de OD vs. tempo é utilizada para calcular a eficiência do sistema de aeração. Sendo que o  $k_L a O_2$  pode ser calculado através da Equação 3.23 (TYROLLER *et al.*, 2010) ou através da utilização da ferramenta *SOLVER* de Microsoft Excel trabalhando na equação original (Equação 3.24).

$$k_L a O_2 \cdot t = \ln \left[ \frac{C_{sat} - C_o}{C_{sat} - C_t} \right]$$

[3.23]

Em que:

$C_o =$  Concentração de OD no tempo inicial [ $mg L^{-1}$ ]

$t =$  Tempo decorrido ou exposição [h]

$$C = C_o \exp(-K \cdot t) \quad [3.24]$$

Em que:

$C_o =$  Concentração de OD no tempo inicial [ $mg L^{-1}$ ]

t = Tempo decorrido ou exposição [min]

O gás propano pode ser utilizado como traçador, devido a que é um gás que não é produzido e nem consumido pela biomassa. A única reação que pode ocorrer no sistema é a dessorção física, pois o propano tem uma baixa solubilidade em água e os ensaios são desenvolvidos em um tempo suficientemente curto para que ocorra a adaptação dos microrganismos para sua degradação.

Rathbum *et al.*, 1978 *apud* Tyroller *et al.*, 2010 apontam que o método com traçador gasoso pressupõe que existe uma razão constante (R) entre o oxigênio que entra na água e o traçador gasoso que é retirado dela, razão a qual é expressada como a diferença entre o coeficiente de transferência de oxigênio ( $k_L a O_2$ ) e o coeficiente de transferência de massa do gás ( $k_L a P$ ).

Aspecto importante a ter presente é que nem todos os gases têm uma razão entre os coeficientes de transferência de massa (R) constante em relação ao oxigênio, no caso específico do propano puro, R é independente das variações de temperatura (mudanças térmicas), da qualidade da água (direcionado à presença ou não de sólidos em suspensão) e das turbulências (condições de mistura) (MADSEN, VOLLERTSEN e HVITVED-JACOBSEN, 2006). Segundo Boumansour e Vassel (1998), a razão R para o caso de propano puro é constante e igual a  $1,389 \pm 0,024$ . Já para propano contido no gás líquido do petróleo (GLP - Gás Comercial de Cozinha), Tyroller *et al.* (2010) obtiveram valor inferior,  $R=1,028 \pm 0,121$ .

$$R = \frac{k_L a O_2}{k_L a P} \quad [3.25]$$

Em que:

R = Razão entre os coeficientes de transferência de massa dos gases [adimensional]

$k_L a O_2$  = Coeficiente global ou somente coeficiente de transferência de oxigênio [ $h^{-1}$ ]

$k_L a P$  = Coeficiente de transferência de massa do gás Propano [ $h^{-1}$ ]

O cálculo do  $k_L a P$  está baseado na equação a seguir apresentada por THENE e GULLIVER, (1990), mesma que é aplicável ao modelo hidráulico de fluxo pistão.

$$k_L a P = -\ln\left(\frac{C_p efl}{C_p afl}\right) \cdot \frac{1}{t} \quad [3.26]$$

Em que:

$k_L a P$  = Coeficiente de transferência de massa do gás propano [ $\text{h}^{-1}$ ]

$C_{p\ efl}$  = Concentração mássica de propano no efluente [mg]

$C_{p\ afl}$  = Concentração mássica de propano no afluente [mg]

$t$  = Tempo de Detenção Hidráulica ou Tempo de Passo (WCEV), Tempo decorrido ou exposição [h]

Deve-se considerar que, segundo Vassel e Schrobiltgen (1991), resultados semelhantes para os modelos de fluxo pistão e de dispersão axial foram verificados em estudos de avaliação de diferentes equações para cálculo da transferência de oxigênio realizado em filtros biológicos percoladores. Tyroller *et al.* (2010) utilizando a mencionada equação determinou valores de taxas de transferência de oxigênio em trabalhos desenvolvidos em *wetlands* construídos de escoamento horizontal. Conseqüentemente, uma vez determinado o  $k_L a P$  e tendo em consideração o R para o caso de propano puro ( $1,389 \pm 0,024$ ), pode-se determinar o coeficiente de transferência de massa do oxigênio  $k_L a O_2$  para as condições de campo específicas.

Torna-se importante determinar o coeficiente de transferência de oxigênio  $k_L a O_2$  para aprofundar no conhecimento dos mecanismos de conversão e conseqüentemente de depuração das águas residuárias nos sistemas aeróbicos, aspecto fundamental constitui a padronização deste. Razão pelo qual  $k_L a O_2$  calculado em condições experimentais ou de campo (temperatura diferente de 20 °C), deve ser estandardizado. Já Stenstrom e Gilbert (1981), relataram que esta padronização pode ser desenvolvida utilizando equações empíricas, ver Equação 3.27.

$$k_L a O_{2(20)} = k_L a O_{2(T)} \cdot 1,024^{(20-T)} \quad [3.27]$$

Em que:

$k_L a O_{2(20)}$  = Coeficiente de transferência de oxigênio na temperatura do líquido a 20 °C [ $\text{h}^{-1}$ ]

$k_L a O_{2(T)}$  = Coeficiente de transferência de oxigênio numa temperatura qualquer [ $\text{h}^{-1}$ ]

$T$  = Temperatura do líquido durante o experimento (°C)

A partir dessa etapa, esse coeficiente padronizado pode ser utilizado para cálculo da taxa de transferência de oxigênio (TTO). Em *wetlands* construídos, as taxas de transferências de oxigênio podem ser obtidas mediante a Equação 3.28, (TYROLLER *et al.*, (2010), as mesmas relacionam os valores de  $K_L a_{O_2}$  com as dimensões do sistema.

$$TTO = \frac{[k_L a_{O_2} \cdot (C_{sat} - C_t) \cdot V]}{A_{sup}} \quad [3.28]$$

Em que:

TTO = Taxa de Transferência de oxigênio [ $\text{gO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ]

V = Volume real do sistema (considerando a porosidade no material filtrante) [ $\text{m}^3$ ]

A sup = Área superficial do sistema [ $\text{m}^2$ ]

## **4 MATERIAL E METODOS**

### **4.1 Sistema de Tratamento**

#### **4.1.1 Descrição do sítio experimental**

O estudo foi conduzido no Centro de Pesquisa e Treinamento em Saneamento (CePTS) da Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG) e da Companhia de Água e Saneamento de Minas Gerais (COPASA), em Belo Horizonte, Brasil. O CePTS está junto à Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) Arrudas e foi projetado com o propósito de permitir pesquisas de diferentes processos de tratamento utilizando esgoto doméstico gerado na cidade de Belo Horizonte. Localizada, na Avenida dos Andradas, 8805, na margem esquerda do Ribeirão Arrudas, coordenadas geográficas: latitude 19°53'42" S e na longitude 43°52'42" O.

A ETE é operada pela Companhia de Água e Saneamento de Minas Gerais (COPASA) e ademais dos esgotos domésticos sanitários da população da capital, a ETE também atende parte da cidade de Contagem-MG por meio de processo biológico de lodos ativados. O clima da região segundo a classificação de Köppen é do tipo Cwa - tropical de altitude, sendo caracterizado por um período seco que se estende de abril a setembro e um chuvoso que vai de outubro a março. A temperatura média do ar é de 21 °C. A Figura 4.1 mostra a imagem de satélite da estação de tratamento, se destaca em ela o tratamento preliminar, o CePTS e o WCEV-SF primeiro estágio, sítio onde se realizou o presente trabalho.

O tratamento preliminar da ETE-Arrudas, a cargo da COPASA, é constituído por sistema de gradeamento (grade grossa manual e fina mecanizada) e caixa de areia. Esta informação é de interesse devido a que o WCEV estudado recebe esgoto doméstico bruto após os processos físicos que ocorrem neste sistema. No tratamento os sólidos grosseiros são removidos primeiramente por uma grade grossa de limpeza manual com espaçamento entre as grades de 100 mm. Posteriormente, o efluente passa por um conjunto de quatro grades finas de limpeza mecanizada com o objetivo de remover sólidos grosseiros de menores tamanhos, espaçamento entre barras de 15 mm e de 6 mm, sucessivamente (Tabela 4.1). Ato seguido, o esgoto é direcionado para os desarenadores, os mesmos constam com quatro unidades em paralelo, segundo Lana (2013), em situações anômalas vinculadas com eventos meteorológicos de fortes chuvas operam três deles. Os sólidos gerados no tratamento preliminar são encaminhados para caçambas e posteriormente para o aterro sanitário.

**Figura 4.1. Localização da COPASA, Sistema de Pré-Tratamento e os WCEV-SF no CePTS**



Fonte: adaptada: google.com.br/maps30 de maio de 2017

**Tabela 4.1. Principais características deste tratamento preliminar**

Características	Grade Grossa	Grade Fina	Desarenador
Largura (m)	6,25	2,5	--
Altura (m)	2,05	2,04	1,7
Espaçamento entre barras (mm)	100	15	--
Limpeza	Manual	Mecanizada	--
Diâmetro	--	--	12
Transportador de areia	--	--	Tipo parafuso
Raspador	--	--	Circular com braço duplo

Fonte: adaptada de Cota (2011)

Uma pequena parcela do esgoto bruto que chega à ETE-Arrudas, após passar pelo tratamento preliminar, é encaminhada para o CePTS, alimentando várias unidades experimentais investigadas pelo DESA/UFMG. A Figura 4.2 apresenta em destaque o ponto de captação do

esgoto para o CePTS. Atualmente, o canal de chegada é completamente fechado ou tampado, obras civis desenvolvidas pela COPASA na ETE Arrudas para o controle de odores.

**Figura 4.2. Ponto de captação do esgoto**



Fonte: adaptada de Lana (2013)

#### **4.1.2 Descrição do Sistema de Tratamento de Esgoto Doméstico Bruto. *Wetlands* Construídos de Escoamento Vertical – Sistema Francês 1o Estágio (WCEV- SF)**

O sistema em escala de demonstração foi construído em 2007 para tratar esgoto doméstico bruto. O projeto foi feito para uma população de 100 habitantes (em torno de  $1 \text{ m}^2 \text{ e.p.}^{-1}$ ) com uma vazão de projeto de  $13 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ , de acordo com as características típicas do WCEV-SF primeiro estágio sugeridas por Molle *et al.* (2005). Toda a estrutura é composta por três unidades dispostas em paralelo, utilizou-se como material para a sua construção, concreto.

Cada unidade, leito ou compartimento tem forma retangular com  $29,1 \text{ m}^2$  e área total do sistema corresponde  $97,3 \text{ m}^2$  (3,1 m de largura e 9,4 m de comprimento), a sua profundidade total é de 1,0 m, com 0,3 m de borda livre e 0,7 m de material filtrante com três tipos de granulometria. A camada filtrante ou zona superior possui 0,4 m de brita fina (2,4 mm-12,5 mm; Brita 0), a zona de transição tem 0,15 m de brita intermediária (4,8 mm-25 mm; Brita 1) e, por último, a zona ou camada de drenagem foi preenchida com 0,15 m de brita com uma granulometria maior (19 mm-50 mm; Brita 3), ver Tabela 4.2, Figura 4.3 e Figura 4.4.

**Tabela 4.2. Resumo das características dos filtros utilizados na pesquisa**

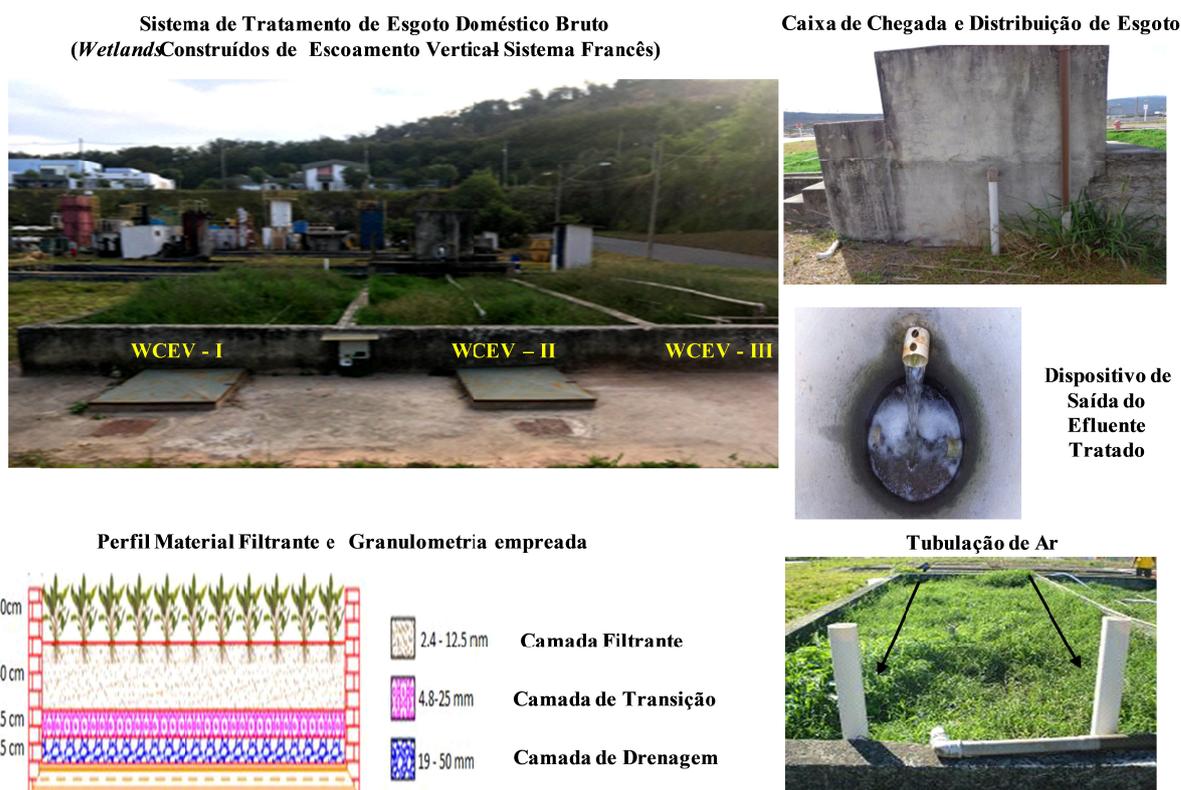
Dimensões de cada filtro (m)			Área superficial de cada filtro (m <sup>2</sup> )	Área superficial total (m <sup>2</sup> )
Cumprimento	Largura	Profundidade		
9,4	3,1	0,7	29,1	2 x 29,1 = 58,2
Material filtrante				
Camada	Profundidade (m)	Características do material filtrante	Análise da curva Granulométrica *	CU (d <sub>60</sub> /d <sub>10</sub> )
Superficial	0,40	Grava fina (Brita 0) (especificações 2,4 – 12,5 mm)	d <sub>10</sub> = 0,8 mm d <sub>30</sub> = 5,25 mm d <sub>60</sub> = 7 mm	8,75
Transição	0,15	Grava intermediária (Brita 1) (especificações 4,8 – 25 mm)	d <sub>10</sub> = 7 mm d <sub>30</sub> = 13 mm d <sub>60</sub> = 19 mm	2,71
Drenagem	0,15	Grava grosseira – Pedra de mão (Brita 3) (especificações 19 – 50 mm)	Não efetuado	

\*Cota *et al.*, 2011.

d<sub>10</sub>, diâmetro da malha que permite que 10% da amostra em massa atravesse (mm); d<sub>30</sub>, diâmetro da malha que permite a passagem de 30% da amostra por massa (mm); d<sub>60</sub>, diâmetro da malha que permite que 60% da amostra em massa atravesse (mm); CU: Coeficiente de uniformidade (d<sub>60</sub> / d<sub>10</sub>)

Nota: Material local utilizado, não correspondeu exatamente às especificações francesas

**Figura 4.3. Sistema de Tratamento de Esgoto Doméstico Bruto. Wetlands Construídos de Escoamento Vertical – Sistema Francês 1º Estágio (WCEV- SF)**

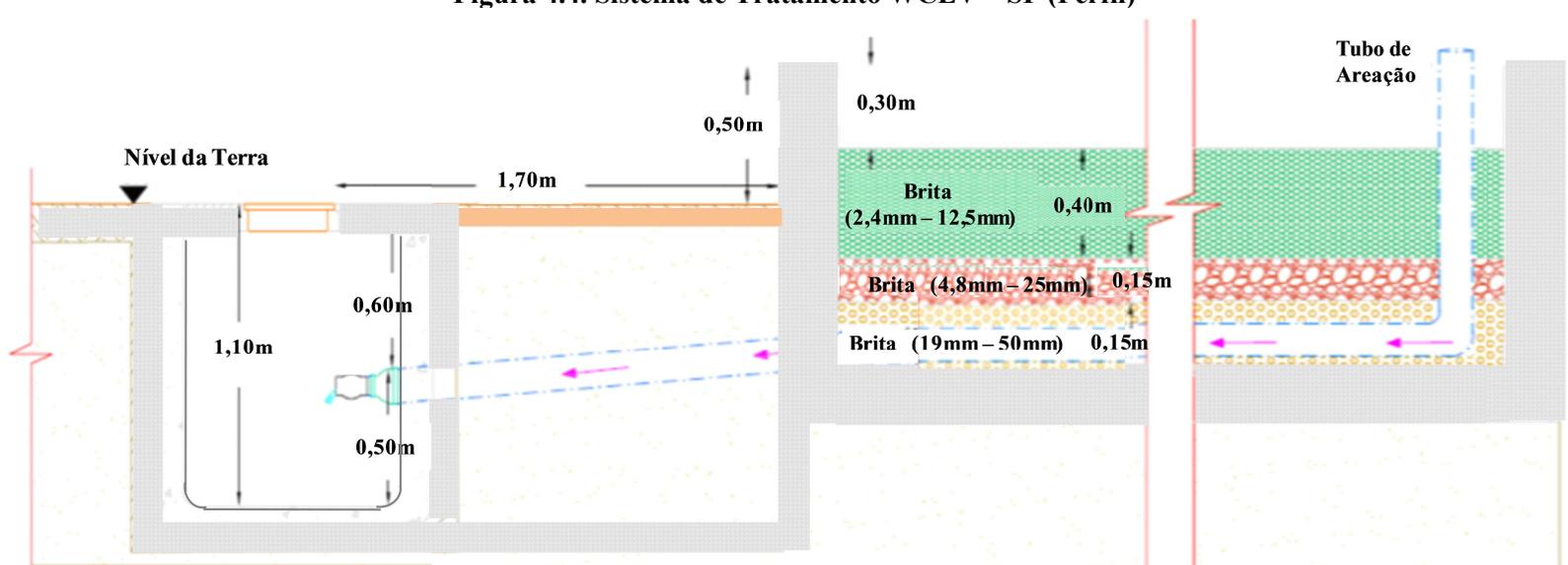


Fonte: Autor (2017)

Ao longo de cada unidade, duas tubulações de 100 mm, com orifícios de 10 mm a cada 12 cm, foram colocadas no fundo (camada de drenagem) para coletar o efluente do sistema (esgoto que drena dentro da unidade). Uma extremidade do tubo constitui a seção de ventilação do tubo (entrada do ar ao sistema), a outra é por onde o esgoto tratado sai para o sistema de tratamento da ETE Arrudas, ver Figura 4.4.

O sistema foi plantado com capim tifton 85 (*Cynodon dactylon* Pers.). Esta espécie híbrida foi selecionada devido à sua tolerância, pela possibilidade de exploração na nutrição animal (comumente usado na alimentação de equinos e bovinos) e pela capacidade de distribuição uniforme na superfície do sistema (COTA, 2011), ver Figura 4.5.

Figura 4.4. Sistema de Tratamento WCEV – SF (Perfil)



Fonte: adaptada López Ávila (2016)

Figura 4.5. TIFTON-85 plantado no WCEV-SF no CePTS



Fonte: Autor (2015)

## 4.2 Condições de Operação do Sistema WCEV-SF

Com o antecedente apresentado na revisão bibliográfica, onde se expõe de fato que o primeiro estágio do WCEV-SF apresenta a possibilidade de que, em regiões de clima quente, a área das unidades de tratamento possa ser pequena em comparação à requerida em regiões de clima frio, Manjate (2016) indicou a possibilidade de redução em 1/3 na área total da primeira etapa tradicional do Sistema Francês. Resultados satisfatórios no que se refere à remoção da maioria dos processos de conversão que ocorrem no primeiro estágio corroboraram a premissa de se obterem consideráveis economias nos custos de construção e movimento de terra.

Neste estudo (período agosto 2014 até o presente), o sistema operou com duas unidades plantadas trabalhando em paralelo. O sistema funcionou em ciclos quinzenais, com as duas unidades alternadas em alimentação e períodos de descanso. Cada unidade foi alimentada durante sete dias, descansando pelo mesmo período de tempo. A vazão afluyente na unidade em operação manteve-se em  $13 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ , dividida em 24 bateladas de  $0,53 \text{ m}^3$  a cada hora, sendo depositada em área de  $29,1 \text{ m}^2$ , resultando na Taxa de Aplicação Hidráulica (TAH) entorno de  $0,45 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  na unidade em funcionamento. Como são duas unidades em paralelo, para efeito de comparação com outros sistemas de tratamento, pode-se expressar a TAH do sistema geral como  $0,22 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ , ver Tabela 4.3.

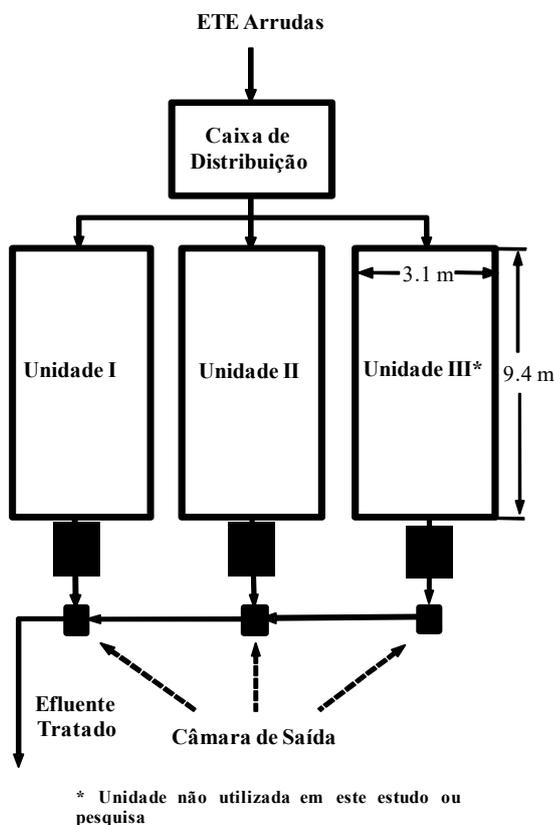
**Tabela 4.3. Características Operacionais do WCEV-SF estudado**

Parâmetro	
Número de Unidades	2
Área de cada Filtro ( $\text{m}^2$ )	29,1
Profundidade Total (m)	0,7
Vazão ( $\text{m}^3 \text{ d}^{-1}$ )	13
Ciclo de Operação (dias alimentação; dias de descanso)	7 ; 7
Número de Pulsos / dia	24
Volume de cada Pulso (L)	530
Taxa Aplicação Hidráulica (TAH) na unidade em operação ( $\text{m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ )	0,45
Taxa Aplicação Hidráulica (TAH) total ( $\text{m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ )	0,22
Área per capita ( $\text{m}^2 \text{ e.p.}^{-1}$ )	0,6

A Figura 4.6 mostra uma visão esquemática das unidades implantadas para o tratamento de esgoto doméstico bruto. Durante todo o estudo a unidade I foi mantida para outras pesquisas, primeiro para o tratamento de lodos de tanques sépticos e posteriormente em estudos para

potencializar processos de conversão completa de poluentes (unidade trabalha com fundo submerso).

**Figura 4.6. Esquema de unidades de WCEV para o tratamento de esgotos domésticos brutos**



Fonte: Autor (2017)

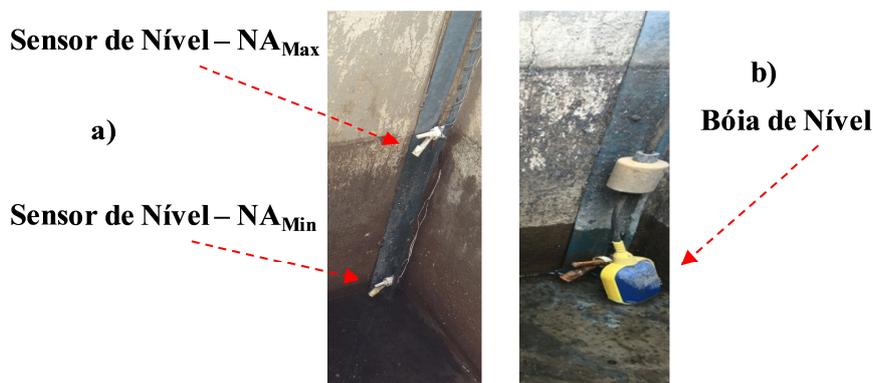
## 4.2.1 Sistema de Alimentação do Esgoto Bruto

### 4.2.1.1 Alimentação em regime intermitente (pulso ou batelada)

Na instalação objeto desta pesquisa e tendo em vista a necessidade de garantir satisfatoriamente a intermitência, aspecto fundamental para a obtenção dos níveis de eficiências de remoção de poluentes desejadas, dois sistemas de alimentação foram pesquisados, o primeiro (outubro de 2013 até janeiro de 2016), que utiliza um sistema elevatório intermitente convencional composto por: em primeira instância, dois sensores de nível de acionamento elétrico (inferior e superior), equipamentos que em segunda instância, foram substituídos por uma boia de nível associada a uma bomba de deslocamento positivo do tipo “NEMO” (Netzch, 3,7 kW o 4,96 HP) e um inversor de frequência compatível (WEG. Modelo: CFW080100B2024PSZ) (Figura 4.7 (a) e (b)). Tanto com os sensores como a boia, o sistema instalado funciona da seguinte maneira, quando o nível do líquido atinge o volume

desejado, a bomba é acionada por comando elétrico, dando início à batelada e à redução gradual do seu nível no interior da caixa, após isso, o nível atinge a descida até o fundo da caixa, o funcionamento da bomba é paralisado, permitindo novamente o seu enchimento.

**Figura 4.7. (a) Sensores de nível instalados junto à parede da caixa e dos sensores de acionamento elétrico (inferior e superior). (b) Boia de nível instalada na caixa de alimentação do sistema**

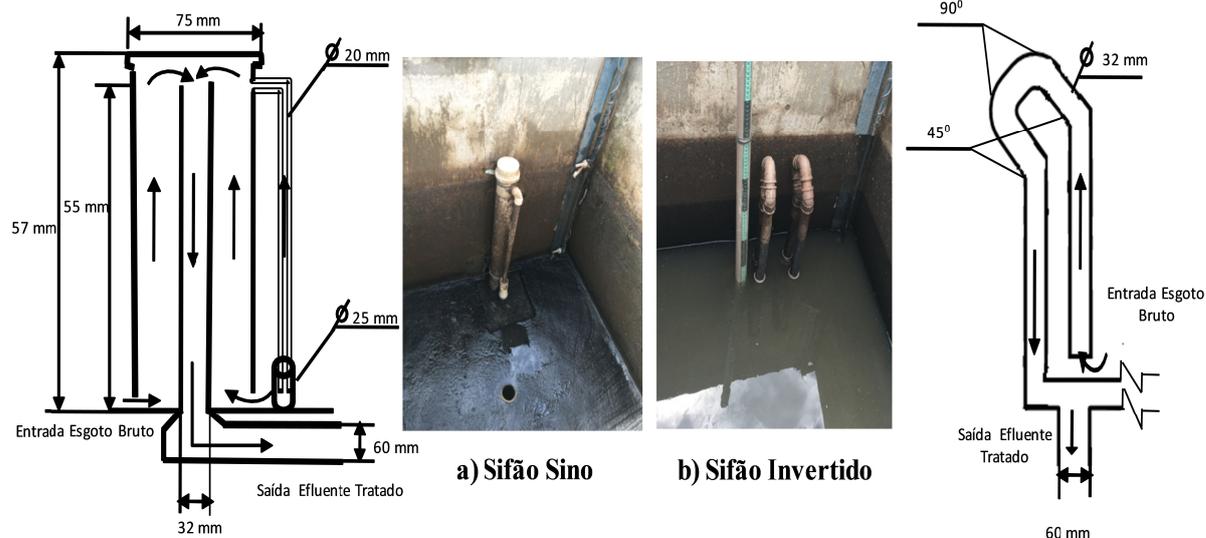


Fonte: Autor (2018)

O volume de batelada igual a  $0,53 \text{ m}^3$  (530 L) foi aplicado em três minutos, o que corresponde à taxa de aplicação hidráulica aproximada de  $0,45 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  na unidade em alimentação, perto do valor estabelecido e recomendado pelas especificações francesas de  $0,37 \text{ m}^3 \text{ m}^2 \text{ d}^{-1}$  (Molle *et al.*, 2005; Morvannou *et al.*, 2015). Sendo que a quantidade de bateladas ou pulso ao longo do dia (24 horas) é de aproximadamente 24.

Visando potencializar a auto-sustentabilidade do sistema e o não consumo de energia elétrica, em fevereiro de 2016, optou-se pela modificação do sistema de alimentação (segundo sistema), utilizando um sistema de dispositivo hidráulico simples (sifão), ver Figura 4.8 (a) e (b). Em primeira instância foi instalado um sifão sino (a), mesmo que, depois de algum tempo de trabalho e por apresentar problemas com entupimento, devido à natureza da água residuária submetida ao tratamento, foi trocado por um sifão invertido simples (b) com dois braços de alimentação (saída).

**Figura 4.8. Dispositivo hidráulico simples instalado na caixa de alimentação ao sistema WCEV, (a) - sifão sino e (b) – sifão invertido de dois braços**



**Fonte: Autor (2018)**

Deve-se mencionar que, em ambas as fases, a rede de tubos de distribuição também foi alterada. Na primeira fase, o sistema de distribuição era composto por uma tubulação principal de 60 mm de diâmetro, com tubulações laterais de 25 mm com perfurações múltiplas na lateral com orifícios de 6 mm de diâmetro para uma dispersão adequada de águas residuárias ao longo da área total superficial do sistema (unidade I, II), desenho como é normalmente apresentado na segunda etapa dos sistemas franceses (Dotro *et al.*, 2017; Paul *et al.*, 2018). O número de pontos de alimentação por unidade de área da rede de tubulações de distribuição foi de 5,7 orifícios  $m^{-2}$ , número muito abaixo do utilizado por Paul *et al* (2018) (12,4 orifícios  $m^{-2}$ ), sendo quase o 47% do utilizado.

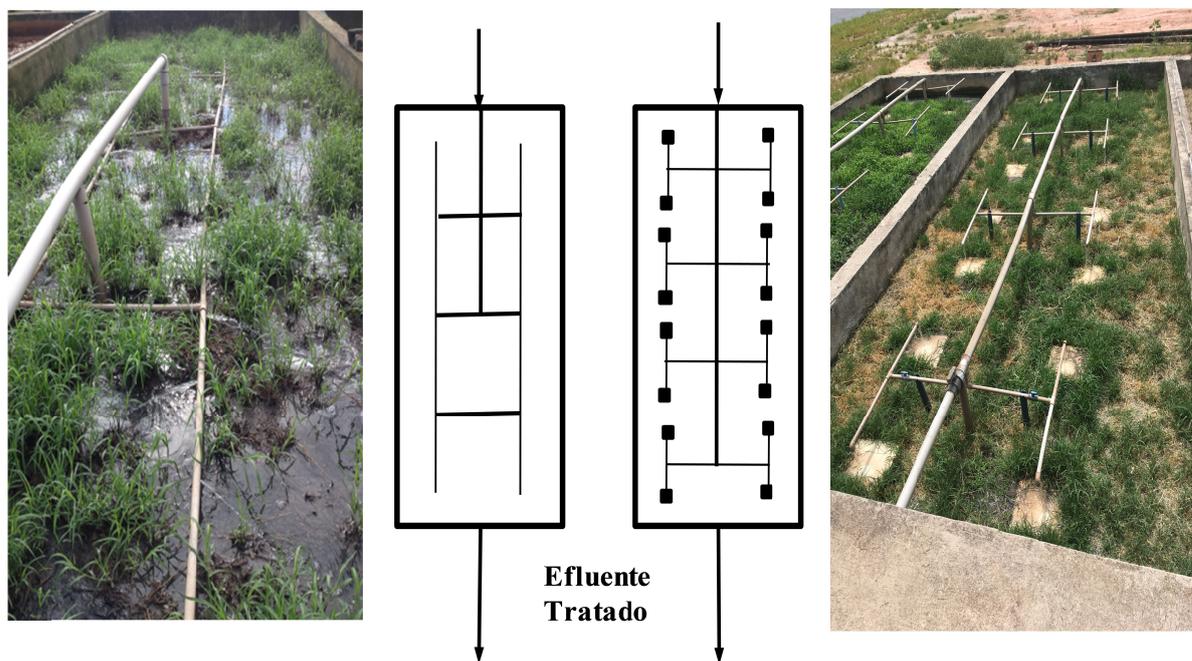
Como o sistema com orifícios era propenso a obstruções, dado que recebia esgoto bruto, a grade foi alterada, implantando o que se denominou como segundo sistema de distribuição de águas residuárias implantado em fevereiro de 2016 e continua sendo utilizado até a atual data, (Fase 2: alimentação por sifão de dosagem). Ele consta de um coletor principal com extremidades laterais abertas e sem orifícios, como é tipicamente feito no primeiro estágio dos filtros franceses (Dotro *et al.*, 2017). Sendo desenhado em forma de H, com quatro braços em sequência linear e sem orifícios ao longo dos tubos, o sistema consta com uma tubulação principal com 60 mm de diâmetro, mesma que foi reduzida para 25 mm e, finalmente, modificou-se ainda mais, colocando um diâmetro de 20 mm nas 16 saídas de águas residuárias brutas.

Com relação à densidade de pontos de alimentação do afluente na superfície do leito, a nova distribuição consta de 0,55 pontos $m^{-2}$ . Comparado com Dotro *et al.* (2017), o número de pontos de alimentação por unidade de área foi muito superior ao máximo recomendado de 1 ponto por 50  $m^2$ , ou 0,02 pontos  $m^{-2}$ , o qual asseguraria uma adequada distribuição na superfície do filtro, evitando-se as zonas com excessiva ou insuficiente presença de águas residuárias. Portanto, o afluente foi bem distribuído em toda a área superficial e, para os fins deste estudo, não se considera que a mudança na rede de distribuição tenha tido implicações em termos de desempenho do sistema, uma vez que ele estava apenas associado ao problema de obstrução dos orifícios ao longo prazo.

A Figura 4.9 mostra os dois diferentes sistemas de distribuição de esgoto doméstico bruto utilizado nas unidades WCEV.

**Figura 4.9. Diferentes sistemas de distribuição de esgoto doméstico bruto utilizados nas unidades durante a pesquisa**

**Afluente (Esgoto Bruto)**



**Distribuição I (Fase 1)**

**Distribuição II (Fase II)**

**Fonte: Autor (2017)**

Embora o TAH não tenha mudado ao longo do estudo, a substituição do sistema de alimentação trouxe, consigo, uma mudança no sistema de distribuição de águas residuárias e, subseqüentemente, um aumento no tempo de alimentação e diminuição na taxa de carga hidráulica instantânea. Na Fase 1, com a bomba, o tempo de alimentação foi menor (3 minutos) e a TAHinstfoi maior ( $0,36 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$  ou  $6,0 \text{ Lm}^{-2} \text{ min}^{-1}$ ). Na Fase 2, com o sifão, que apresentou menor capacidade em comparação com a bomba, o tempo de alimentação foi maior (8 minutos) e a taxa de aplicação hidráulica instantânea foi inversamente menor ( $0,14 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$  ou  $2,3 \text{ Lm}^{-2} \text{ min}^{-1}$ ). Deve-se notar que, em ambos os casos, a TAH instantânea foi muito menor que o mínimo recomendado pelas especificações francesas, que são  $0,5 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$  ( $8 \text{ Lm}^{-2} \text{ min}^{-1}$ ), de acordo com Dotro *et al.* (2017), ou  $0,6 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$  ( $10 \text{ Lm}^{-2} \text{ min}^{-1}$ ), de acordo com Molle *et al.* (2005) e também às recomendações alemãs para wetlands verticais que recebem efluente primário -  $6 \text{ Lm}^{-2} \text{ min}^{-1}$  (DWA 2015) (Paul *et al.*, 2018). Esses aspectos são elementos importantes neste estudo e o principal direcionador para a comparação de ambas as fases e condições de alimentação.

#### **4.2.1.2 Alimentação alternada entre os leitos verticais do WCEV- SF 1º estágio**

Ademais da alimentação intermitente de esgoto afluente sobre a superfície do *wetland*, que acontece a cada hora, ou seja, 24 pulsos  $\text{d}^{-1}$  de  $0,53 \text{ m}^3$ , tem-se a alternância entre os filtros, que acontece a cada 7 dias, sendo que uma das unidades recebe esgoto durante uma semana enquanto a outra permanece em repouso nesse período. A alimentação dos leitos se executa de maneira alternada, enquanto um dos leitos era alimentado, o outro permanece em repouso (sem receber efluente).

A alternância entre os leitos do sistema é realizada pela abertura manual de um dos três registros que controlam a entrada dos esgotos nas camas (leito em carga) e fechamento dos outros dois registros (leito em repouso e leito de interesse em pesquisas colaterais), o que representa uma economia de área de  $1/3$  da mesma se comparado ao tradicional SF. Atualmente apenas as unidades I e II estão sendo avaliadas (representando  $0,6 \text{ m}^2 \text{ e.p.}^{-1}$ ).

### **4.3 Monitoramento do Sistema WCEV-SF**

#### **4.3.1 Monitoramento Rotineiro do Esgoto Bruto (Afluente) e Esgoto Tratado (Efluente)**

Com o objetivo de avaliar a eficiência do tratamento associado aos dois diferentes tipos de alimentação, foram realizadas análises físico-químicas em amostras pontuais (simples) no afluente (esgoto bruto) e amostras composta no efluente (esgoto tratado) coletadas semanalmente no intervalo das 09h00min até as 10h00min. A frequência de amostragem (afluente e efluente) foi uma vez por semana durante a maior parte do período do estudo, com coleta no terceiro dia do período de alimentação de sete dias, seguindo a metodologia adotada em pesquisas anteriores no mesmo sistema (Cota, 2011; Moraes, 2012; Lana *et al.*, 2013; Manjate *et al.*, 2015).

No caso do efluente, depois do pulso ou batelada (530 litros), cinco alíquotas de um litro cada com intervalo de 5 minutos foram coletadas nas câmaras de saída cobrindo a duração do intervalo entre os lotes (uma hora), totalizando um volume de cinco litros de volume. Uma vez que os fluxos e concentrações de efluentes variam substancialmente durante cada lote, uma estratégia de amostragem diferenciada foi adotada para buscar a aproximação a uma amostra composta representativa de fluxo proporcional do efluente. As cinco subamostras foram então despejadas e uniformemente homogeneizadas misturadas no mesmo balde de plástico para obter uma única amostra composta totalizando um volume de amostra de um litro. Após, um litro de cada ponto (afluente e efluente) é conduzido ao laboratório do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (DESA) da Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG) para análises de vários parâmetros, sendo eles, Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO<sub>5</sub>), Demanda Químico de Oxigênio (DQO), Sólidos Totais (ST), Sólidos Suspensos Totais (SST), Sólidos Voláteis Totais (SVT), Sólidos Suspensos Voláteis (SSV), Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK), Nitrogênio Amoniacal (N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>), Nitrato N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, e Nitrito (N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>). Todas as análises desenvolvidas estarão cumprindo com os métodos padronizados (APHA/AWWA/WEF, 2012), ver Tabela 4.4. O oxigênio dissolvido (DO), temperatura, pH, condutividade elétrica e o potencial redox (Eh) foram medidos *in situ* utilizando as sondas HACH DO023.53.90050 / HQ40D (eletrodo Ag – AgCl).

**Tabela 4.4. Parâmetros físico-químicos avaliados, frequência de amostragem e metodologia de análise**

Parâmetro Avaliado	Sigla	Unidade	Frequência	Método Analítico	Número do Método
Potencial Hidrogeniônico	pH	---	Semanal	Potenciométrico	4500 H <sup>+</sup>
Temperatura	T	°C	Semanal	Métodos de Campo (Sonda*)	---
Condutividade Elétrica	Cond. E	µS/cm	Semanal	Métodos de Campo (Sonda*)	---
Potencial Redução - Oxidação	REDOX	mV	Semanal	Métodos de Campo (Sonda*)	---
Oxigênio Dissolvido	OD	mg/L	Semanal	Electrométrico / Métodos de Campo (Sonda*)	4500 O
Demanda Bioquímica de Oxigênio	DBO <sub>5</sub>	mg/L	Semanal	Respirométrico / Electrométrico. Test de DBO <sub>5</sub>	5210 C
Demanda Química de Oxigênio	DQO	mg/L	Semanal	Colorimétrico	5220 D
Sólidos Totais	ST	mg/L	Semanal	Gravimétrico	2140 B
Sólidos Suspensos Totais	SST	mg/L	Semanal	Gravimétrico	2540 D
Sólidos Voláteis Totais	SVT	mg/L	Semanal	Gravimétrico	2540 E
Sólidos Suspensos Voláteis	SSV	mg/L	Semanal	Gravimétrico	2540 E
Nitrogênio Total Kjeldahl	NTK	mg/L	Semanal	Semi-Micro Digestão Kjeldahl - Titulométrico	4500 D
Nitrogênio Amoniacal	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	mg/L	Semanal	Semi-Micro Kjeldahl - Titulométrico	4500 C
Nitrato	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	mg/L	Semanal	Colorimétrico	Kit Nitraver® 5 Reagente Nitrato HACH
Nitrito	N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	mg/L	Semanal	Colorimétrico	4500 B

\* Sonda HACH DO023.53.90050/HQ40D medidor portátil (Sonda Multiparâmetro)

Para a análise *in situ* de vários parâmetros nas amostras coletadas no afluente e efluente, utilizou-se o medidor ou sonda portátil HACH DO023.53.90050/HQ40D, ver Figura 4.10. Os parâmetros avaliados no campo foram: Oxigênio Dissolvido, Temperatura (T), potencial hidrogeniônico (pH), Condutividade Elétrica (Cond. E) e potencial de redução de oxidação (Eh).

**Figura 4.10. Sonda Multiparâmetros (HACH DO023.53.90050/HQ40) utilizada para as medições em campo (*in situ*)**



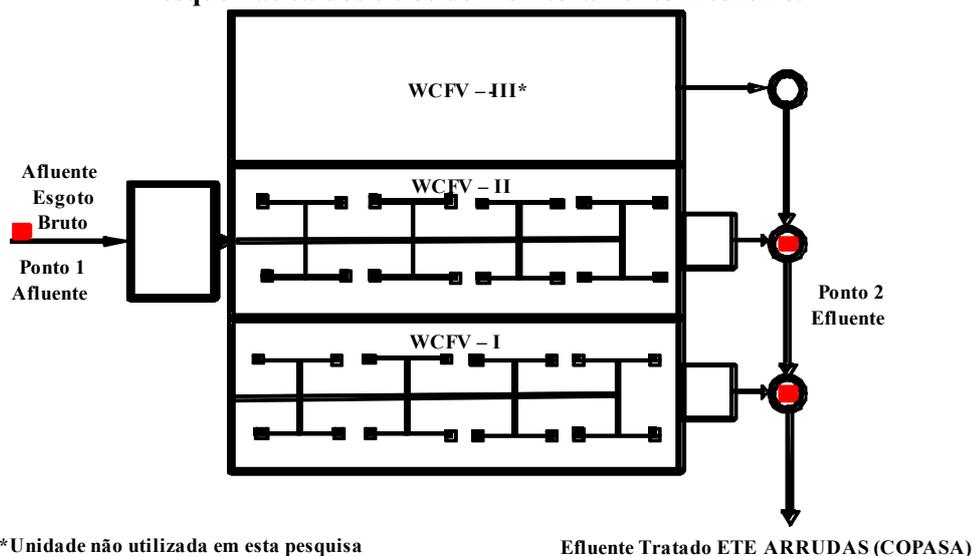
Fonte: Autor (2016)

#### **4.3.2 Monitoramento Intensivo do Esgoto Bruto (Afluente) e Esgoto Tratado (Efluente)**

Na presente pesquisa ademais do monitoramento rotineiro desde o início de funcionamento do sistema WCEV-SF, foram realizadas quatro campanhas de monitoramento intensivo da qualidade do afluente e efluente, por meio de análises físico-químicas, através de coletas simples realizadas no período da manhã nos dois pontos de amostragens, conforme destacado na Figura 4.11, mesmos que coincidem com os locais de monitoramento do sistema desde o seu início, ano 2009. As coletas foram desenvolvidas nos meses de Março, Julho e Setembro de 2017 e Março de 2018.

Com esta atividade pretende-se verificar a influência principalmente do acúmulo de sólidos (altura da camada) na parte superior do filtro nos processos de degradação, as condições de transferência de oxigênio e o desempenho do sistema. Resultados que foram analisados em conjunto com a informação obtida do monitoramento em tempo real e no perfil vertical (profundidade) do leito filtrante.

**Figura 4.11. Primeiro estágio do *wetland* construído vertical – modelo francês. Representação esquemática dos sítios de monitoramento intensivo.**



Fonte: Autor (2017)

As amostras coletadas na saída do sistema tiveram como objetivo a caracterização do 1º até o 7º dia de alimentação, ou seja, com uma frequência diária durante as quatro semanas foram realizadas coletas de amostras nos tempos de 5, 10, 15, 20, 30, 40 e 50 minutos depois do início da alimentação (pulso) nas unidades I e II. Por dia, foram coletadas 8 amostras, sendo 1 na entrada do sistema e 7 na saída, totalizando 56 amostras por semana de monitoramento.

Os parâmetros analisados foram potencial hidrogeniônico (pH), temperatura, oxigênio dissolvido (OD), demanda química de oxigênio (DQO), nitrogênio total Kjeldahl (NTK), nitrogênio amoniacal ( $\text{N-NH}_4^+$ ), nitrogênio nitrito ( $\text{N-NO}_2^-$ ) e nitrogênio nitrato ( $\text{N-NO}_3^-$ ).

#### 4.3.3 Monitoramento do líquido percolado em tempo real em diferentes profundidades

Para a medição do conteúdo de  $\text{O}_2$  no líquido intersticial do material filtrante, Platzer e Mauch (1997), desenvolveram seu método próprio, o qual foi primeiramente testado no ar. Com base no método desenvolvido pelos pesquisadores antes mencionados, dentro do meio filtrante do sistema e em profundidades conhecidas (10, 30 e 50 cm) se colocaram calhas plásticas para reter o esgoto percolado, o mesmo que foi dirigido fora do meio filtrante utilizando mangueiras plásticas de polipropileno de diâmetro de 32 mm. As três calhas plásticas colocadas às diferentes profundidades apresentam as seguintes dimensões, 40 cm de comprimento por 30 cm de largura, ver Figura 4.12.

**Figura 4.12. Calhas plásticas colocadas dentro no meio de suporte dos leitos I e II do WCEV-SF  
1º estágio**



**Fonte: Autor (2017)**

O monitoramento ao longo do perfil vertical do meio filtrante foi desenvolvido mediante utilização de sondas, as quais possibilitarão determinar o conteúdo de O<sub>2</sub> no líquido percolado na batelada, ademais de alguns parâmetros de interesses tais como, temperatura, condutividade elétrica, pH, potencial de redução de oxidação. Neste trabalho utilizou-se a sonda multiparâmetros YSI modelo 600XL V2-1, ver Figura 4.13.

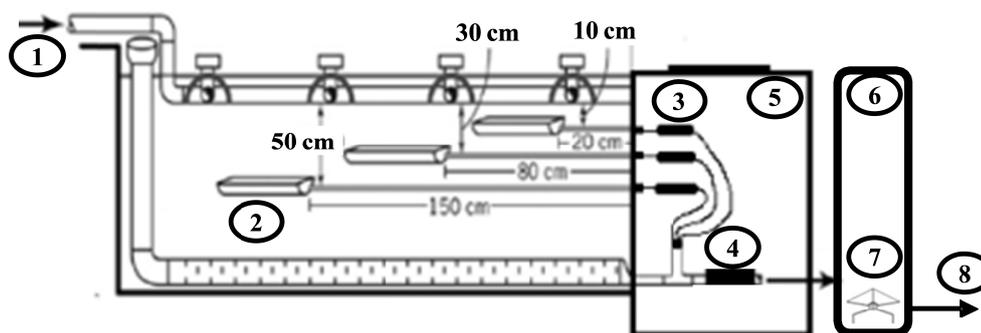
**Figura 4.13. Sonda Multiparâmetros (YSI 600XL V2-1) utilizada para as medições em tempo real (*in situ*)**



**Fonte: Autor (2017)**

Na Figura 4.14 apresenta-se o desenho das facilidades instaladas para os trabalhos de amostragem no perfil, assim como também para o monitoramento em tempo real.

**Figura 4.14. Desenho das facilidades para o monitoramento em Tempo Real no WCEV – I e WCEV - II**



**Legenda**

- 1 - Afluente Esgoto Bruto
- 2 - Dispositivo Instalado para captar Amostras no Perfil (Caixa)
- 3 - Sondas YCI (Parâmetros on line no Perfil)
- 4 - Dispositivo Instalado para captar Concentração de Traçador
- 5 - Caixa Instrumental
- 6 - Poço de Visita
- 7 - Medidor de Vazão Efluente
- 8 - Efluente Tratado

Fonte: adaptada Nivala *et al.* (2013)

#### 4.3.4 Análise de dados

A determinação da eficiência de remoção (Equação 4.1) de todos os parâmetros analisados baseou-se nas concentrações afluente e efluente, devido a que a perda de água por evapotranspiração é pequena, a diferença de valores entre elas possibilitam conhecer as quantidades de poluentes que são transformados ou eliminados pelos vários mecanismos de remoção presentes no sistema.

$$Eficiência \quad [\%] = \left( 1 - \frac{C_e}{C_a} \right) \cdot 100 \quad [4.1]$$

Em que:

$C_e$  = Concentração efluente [ $mg L^{-1}$ ]

$C_a$  = Concentração afluente [ $mg L^{-1}$ ]

A partir dos dados do monitoramento do afluente e efluente, foi possível comparar grupos de dados para verificação da influência de diferentes parâmetros na remoção de poluentes. A análise estatística foi realizada aplicando o teste U de Mann-Whitney, utilizando o Software

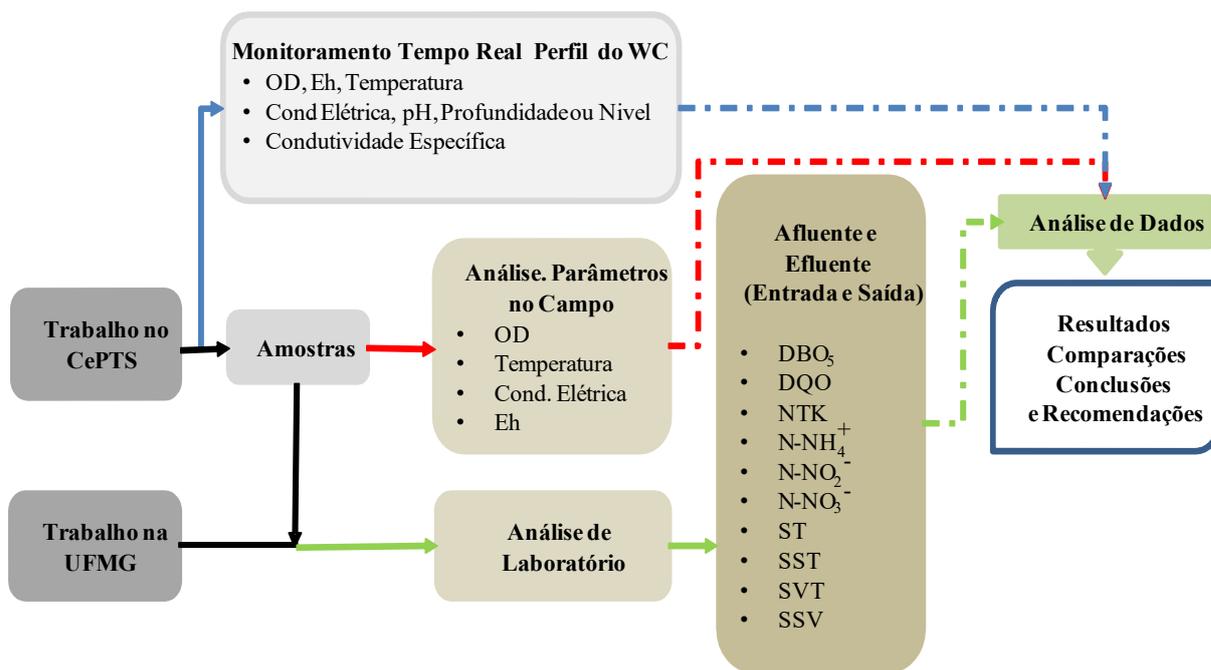
STATISTICA 10.0 (Statsoft, Inc., 2011). Foi adotado o nível de significância de 5% para comparar as eficiências de remoção alcançadas durante todas as etapas ou fases da pesquisa.

Para determinar a melhor estratégia operacional, o teste U de Mann-Whitney também foi usado para comparar a eficiência de remoção e desempenho do sistema em relação às mudanças na taxa de alimentação instantânea no sistema, provocado pela troca do dispositivo de alimentação e distribuição superficial de afluente nos leitos.

Foi ainda verificada a adequação à legislação dos resultados dos parâmetros de interesses determinados no laboratório, comparando-os aos padrões de lançamento descritos na legislação estadual e federal (COPAM/CERH 01/08; CONAMA 430/11).

A Figura 4.15 mostra o fluxograma esquemático da pesquisa, com um resumo dos parâmetros determinados *in situ* e no laboratório do DESA-UFMG.

**Figura 4.15. Layout da pesquisa e parâmetros a determinar *in situ* e nos laboratórios do DESA-UFMG.**



Fonte: Autor (2016)

## **4.4 Comportamento Hidráulico e Balanço de Massa de Sólidos**

### **4.4.1 Vazão de entrada e saída**

A fim de determinar a taxa de carregamento hidráulico de esgoto, que permite o funcionamento satisfatório do WCEV para a remoção de matéria orgânica e, de fato, caracterizar o comportamento do sistema, foram confeccionados hidrogramas de vazão na saída (efluente tratado) dos filtros. O esgoto é disposto intermitentemente na superfície da célula com uma carga de  $0,53 \text{ m}^3$  a cada hora (530 L). Durante o decorrer da pesquisa os hidrogramas de vazão executaram-se nas unidades I e II utilizando os dois dispositivos de alimentação mencionados em itens anteriores, mantendo a mesma TAH ( $0,45 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ). Se desenvolveram medições com diferentes taxas de aplicação hidráulica instantânea, diferentes tempos de alimentação (3 e 8 min) e com diferenças em relação à altura da camada de depósito de lodo na superfície das células estudadas, sendo unidade I, com maior nível de depósito (aproximadamente 6,6 cm) e a unidade II com menor altura da camada de lodo na superfície ( $\approx 1,5 \text{ cm}$ ).

Neste teste, buscou-se avaliar a variação da vazão ao longo do tempo na saída das unidades, com durações típicas equivalentes ao intervalo entre bateladas, comparar os tempos de permanência e percentuais recuperados de volume aplicado no efluente.

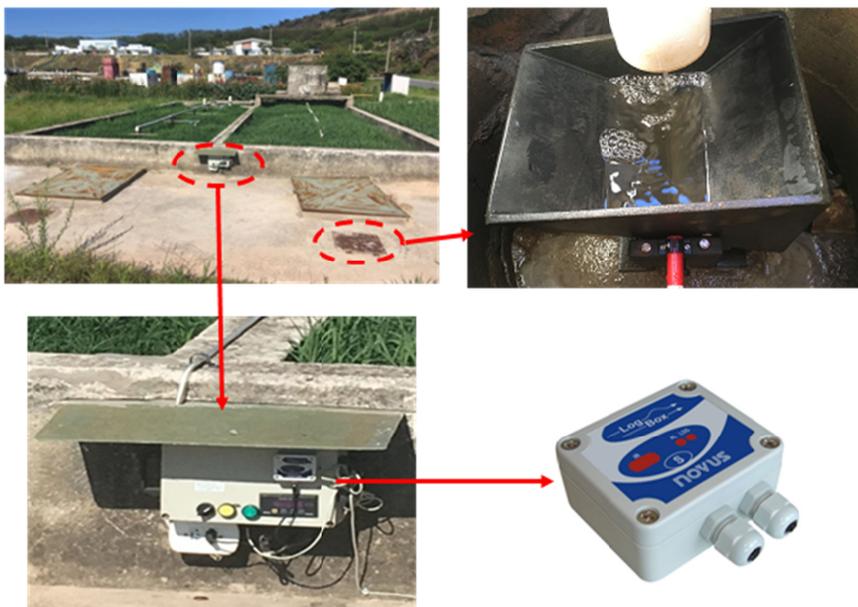
Como vem sendo comentado, os resultados deste ensaio correspondem à variação da vazão na saída ao longo do tempo, depois a aplicação de uma única batelada. Após o contato do líquido aplicado com a superfície do leito filtrante iniciou-se a avaliação na saída do efluente, mesma que foi desenvolvida através do método direto. Na célula ou unidade I, as atividades de monitoramento da vazão foram desenvolvidas utilizando béqueres graduados (2 litros) e cronômetro simultaneamente, já no leito II, foi colocado um medidor de volume (báscula), o mesmo que facilitou o desenvolvimento das atividades com uma maior segurança e certeza minimizando possíveis erros no processo de medição da vazão. Este dispositivo consta com um registrador de dados para obter uma adequada aquisição e armazenamento (Figura 4.16). Ambos os métodos basearam-se em medições volumétricas, variando apenas com relação à forma de apuração e registro dos valores. Desta maneira logo após o pulso de  $0,53 \text{ m}^3$  se determinaram os valores de vazão no efluente ao largo do tempo da batelada.

Figura 4.16. Equipamentos utilizados nas medições de vazão

a) Baldes Graduados



b) Equipamento (báscula) desenvolvido para a medição da vazão efluente e sistema de aquisição de dados (Registrador Eletrônico de Sinais Analógicos – Log Box - AA 64K IP67. Marca Novus)



Fonte: Autor (2018)

Os gráficos que ilustram a variação do perfil da saída do esgoto tratado e o perfil cumulativo ao longo do tempo foram feitos utilizando *Microsoft Office Excel 13*. É importante ressaltar que cada curva gerada dos parâmetros avaliados indica só os resultados correspondentes a uma batelada ou pulso.

O volume total recolhido na saída foi calculado utilizando-se a Equação 4.2.

$$V = \sum_{t=1}^T Q \cdot \Delta T \quad [4.2]$$

Em que:

V = Volume total coletado [L]

Q = Vazão na saída [ $L s^{-1}$ ]

$\Delta T$  = Diferença entre o segundo e o primeiro tempo da saída [s]

A composição dos hidrogramas objetivou avaliar os tempos médios de permanência, residência ou de passagem do líquido em cada unidade. Estes se distinguem do conceito de tempo de detenção hidráulica, tradicionalmente calculado como o quociente entre o volume útil e a vazão, pelo fato de o meio filtrante permanecer predominantemente em condições não saturadas, ou seja, sem a clara definição de um volume útil ocupado pelo líquido. Vale lembrar que, para a elaboração destes testes foi aplicada apenas uma única batelada com o traçador, realizando-se o monitoramento contínuo da saída do efluente, até a saída total do esgoto aplicado.

Investigaram-se dois tempos de alimentação (tempo de aplicação do esgoto durante o pulso):

- o primeiro, com um tempo de distribuição médio de 3 min (alimentação por bomba) e taxa de aplicação hidráulica instantânea ( $TAH_{inst}$ ) de  $0,36 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$  ou  $6,0 \text{ L m}^{-2} \text{ min}^{-1}$ ;
- e o segundo, com um tempo de distribuição médio de 8 min (alimentação por sifão) e  $TAH_{inst}$  de  $0,14 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$  ou  $2,3 \text{ L m}^{-2} \text{ min}^{-1}$ .

Ressalta-se que o tempo 0 (cero), constituiu o tempo de início da distribuição dos esgotos sobre o leito, sendo, assim, o início das medições da vazão.

A porcentagem do volume aplicado no sistema foi obtida pela razão entre o volume cumulativo na saída e o volume total aplicado no sistema, sendo parâmetro importante e necessário para determinar o volume total recuperado da batelada ou pulso na saída. A equação utilizada para este cálculo se apresenta na Equação 4.3.

$$\% VA = \frac{V_a}{V_t} \cdot 100 \quad [4.3]$$

Em que:

%VA = Porcentagem do volume aplicado

$V_a$  = Volume cumulativo de saída ao longo do tempo [L]

$V_t$  = Volume total aplicado no sistema [L]

#### 4.4.2 Balanço de massa (sólidos de entrada / saída)

O balanço de massa no WCEV constitui um parâmetro importante para determinar a percentagem de massa de sólidos removida e, é definido como uma ferramenta que possibilita estimar a redução de poluentes no tratamento mediante *wetlands* (KADLEC e WALLACE, 2008). Com o objetivo de determinar a concentração de sólidos suspensos totais (SST) e a carga de sólidos no esgoto doméstico bruto, parâmetros que permitem estabelecer se o sistema encontra-se em uma operação satisfatória, na entrada e na saída foram determinadas concentrações de SST por meio de uma sonda portátil modelo DOC023.53.90050 da marca HACH (*TSS portable handheld measurement instrument for turbidity / solids - HACH Company*).

O instrumento de medição armazena os dados gravados sob a curva de calibração correspondente. A sonda com seus respectivos sensores ou eletrodos, foram calibrados para a medição da concentração de sólidos (SST) no esgoto doméstico bruto com base nos valores da concentração de sólidos em suspensão totais determinados no laboratório do DESA, especificamente, duas amostras foram analisadas para a curva de calibração de sólidos, prevendo que como requisito mínimo se deveria desenvolver o mesmo com valores de SST conhecidos. A curva de calibração foi obtida através de três pontos a partir de valores de concentrações de esgoto bruto e de esgoto tratado no momento de maior e menor valor de concentração de SST.

Durante o enchimento da caixa de alimentação do esgoto, foi medida a concentração média afluyente de sólidos usando a sonda SST. A massa de sólidos do afluyente no sistema foi calculada mediante a multiplicação do volume da batelada ou pulso (530 L) vezes a concentração de SST.

A sonda SST registrou e armazenou valores de concentração de SST ao transcorrer do tempo permitindo elaborar as curvas e gráficas desejadas na pesquisa do balanço de massa. Para apresentar as informações da variação do perfil das concentrações dos sólidos suspensos totais (SST) no tempo, o perfil da carga de sólidos ao longo do tempo foi utilizado *Microsoft Office Excel 13*. A Figura 4.17 ilustra o equipamento colocado para as medições de concentração de SST, assim como, as atividades de medida das concentrações de SST na saída de efluente ao longo do tempo da pesquisa.

**Figura 4.17. Sonda SST e medições das concentrações de SST na saída do efluente ao longo do tempo**



Fonte: Autor (2017)

Além de determinar os parâmetros vazão efluente e concentração de SST ao longo do tempo, determinaram-se os parâmetros de carga de sólidos ao longo do tempo ( $\text{mg s}^{-1}$ ), massa total de sólidos da saída, massa cumulativa da saída, porcentagem de massa aplicada e porcentagem da massa de saída. Esses parâmetros aparecem como variáveis importantes para determinar a massa total de sólidos no sistema.

A carga de sólidos na saída expressa a massa de sólidos do efluente ao longo do tempo. Este parâmetro pode ser determinado pela multiplicação da concentração de SST na saída e a vazão no momento de esta medição. A massa total de sólidos expressa a massa total no efluente ao longo do tempo e foi determinada pela multiplicação de carga e tempo de sólidos.

A massa total de sólidos no efluente foi obtida a partir da massa cumulativa ao longo do tempo.

A porcentagem de eficiência de redução de massa permite a determinação da eficiência do sistema em termos de remoção de massa sólida. Assim, o desempenho do WCEV, em termos de remoção de massa sólida, foi finalmente determinado usando a Equação 4.4.

$$\% \text{ remoção de massa} = \frac{(M_i - M_o)}{M_i} \cdot 100 \quad [4.4]$$

Em que:

$M_i$  = Massa afluyente ao sistema [kgSST]

$M_o$  = Massa efluente do sistema [kgSST]

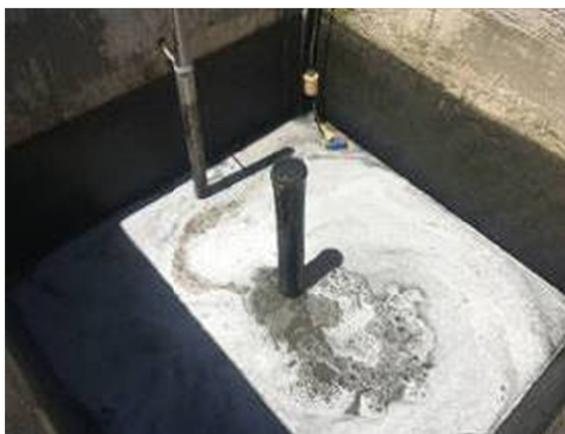
## 4.5 Hidrodinâmica no WCEV

### 4.5.1 Avaliação do comportamento hidrodinâmico

A avaliação do comportamento hidrodinâmico das unidades foi desenvolvida a partir de testes de estímulo-resposta do tipo pulso, utilizando-se como traçador cloreto de sódio (NaCl).

A massa de traçador (3 kg) foi diluída na caixa de alimentação (volume de 530 litros), a solução de NaCl resultante se manteve em constante agitação até 30 segundos antes do início da aplicação da batelada, atividade que foi realizada para garantir uma adequada mistura e homogeneidade do sal no tanque de alimentação de esgoto, ver Figura 4.18.

**Figura 4.18. Caixa Receptora de Esgoto Doméstico com presença de Cloreto de Sódio (NaCl). Instantes de preenchimento e agitação da solução traçador resultante**



Fonte: Autor (2018)

Valores de condutividade elétrica (determinada no ponto de saída) e o volume do efluente tratado (convertido posteriormente em vazão) foram determinados nas duas unidades estudadas. Para o caso de condutividade elétrica o aparelho foi programado para realizar leituras (medições) a cada minuto, armazenando-as em sua memória interna (Figura 4.19).

**Figura 4.19. Sonda multiparâmetro YSI modelo 600XL V2-1 colocada na durante o monitoramento dos valores de condutividade elétrica nos testes com traçador salino**



Fonte: Autor (2018)

Ao final de cada ciclo, os dados gerados nas medições eram coletados por um computador portátil e analisados, tornando-se possível a identificação do ponto final de influência do traçador e a confecção das curvas de DTR. As condições testadas estão resumidas na Tabela 4.55, para as diferentes taxas de aplicação hidráulicas instantâneas testadas.

**Tabela 4.5. Condições testadas nos ensaios com traçador Salino (NaCl)**

Volume Aplicado por pulso (m <sup>3</sup> )	Taxa de Aplicação Hidráulica TAH (m <sup>3</sup> m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup> )	Número de pulsos por dia	Taxa de Aplicação Hidráulica Instantânea TAH <sub>inst</sub> (m <sup>3</sup> m <sup>-2</sup> h <sup>-1</sup> )	Tempo de Alimentação (min)	Intervalo dentre pulsos (hora)	Presença de Depósito na Superfície (lodo)
0,53	0,45	24	0,36	3	1	Sim / Não
			0,14	8	1	Sim / Não

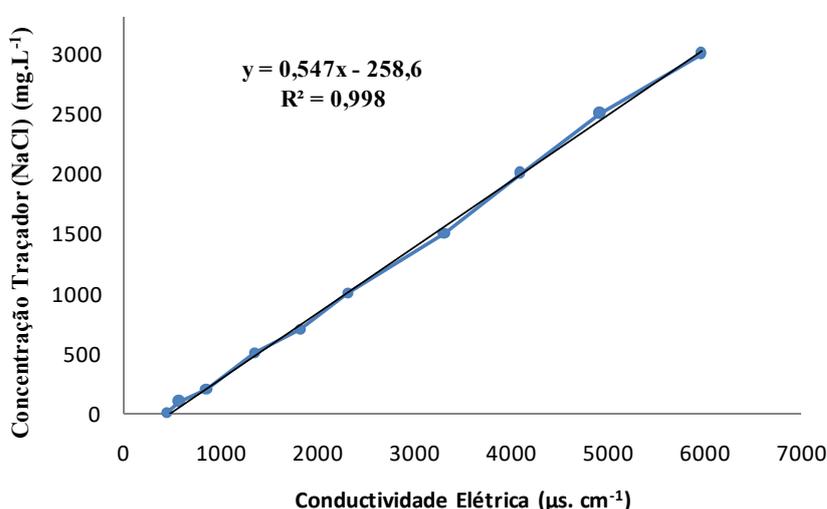
Estas mudanças nas condições operacionais durante a execução dos testes tiveram como objetivo comparar o efeito da aplicação de um mesmo volume com diferentes taxas de aplicação hidráulica instantânea, diferentes tempos de alimentação, e com a presença ou não de depósitos de lodo na superfície, mantendo o mesmo intervalo de tempo entre as bateladas para a mesma TAH. Os dados obtidos foram comparados com Cota (2011) quem gerou algumas informações de interesse, constituindo os primeiros testes no sistema estudado.

#### 4.5.1.1 Curva de calibração do traçador

A curva de calibração do traçador relaciona valores de condutividade elétrica (obtida por meio dos ensaios realizados) com valores de concentração total de substâncias ionizadas dissolvidas.

Para elaboração da curva que se utilizou durante os testes, foram preparadas nove soluções de NaCl com concentrações conhecidas iguais a 0, 100, 200, 500, 700, 1000, 1500, 2000, 2500 e 3000 mg L<sup>-1</sup>. As soluções foram obtidas a partir da utilização do mesmo NaCl comercial utilizado como traçador, e os valores determinados de CE foram plotados no gráfico apresentado na Figura 4.20.

Figura 4.20. Curva de calibração do traçador NaCl



Para os ensaios ou testes hidrodinâmicos conduzidos na presente pesquisa obteve-se a Equação 4.5

$$C = 0,547 * CE - 258,6 \quad R^2 = 0,998 \quad [4.5]$$

Em que:

C= Concentração Total de substâncias ionizadas dissolvidas [mg L<sup>-1</sup>]

CE= Condutividade Elétrica [ $\mu$ S cm<sup>-1</sup>]

#### **4.6 Testes de transferência de oxigênio. Procedimento com o gás traçador**

As taxas de transferência de oxigênio no sistema de tratamento foram obtidas por meio do método do traçador gasoso. Para desenvolver os ensaios propostos utilizou-se propano puro como elemento químico gasoso. O propano 5.0 foi fornecido pela empresa Linde Gases, liquefeito em cilindro com capacidade de 30 kg e pureza mínima de 99,9% (Figura 4.21).

**Figura 4.21. Cilindro de gás propano utilizado para os ensaios de transferência de oxigênio**



Fonte: Autor (2017)

Inicialmente, a operação do leito onde foi realizado o teste teve interrompida sua alimentação de esgoto bruto ou afluente a tratar. Após a interrupção na alimentação das águas residuárias, o leito em questão recebeu água limpa durante um período de 24 horas para a obtenção de um estado endógeno da biomassa aderida (biofilme) em seu meio de enchimento, conforme a metodologia utilizada por Vieira (2013).

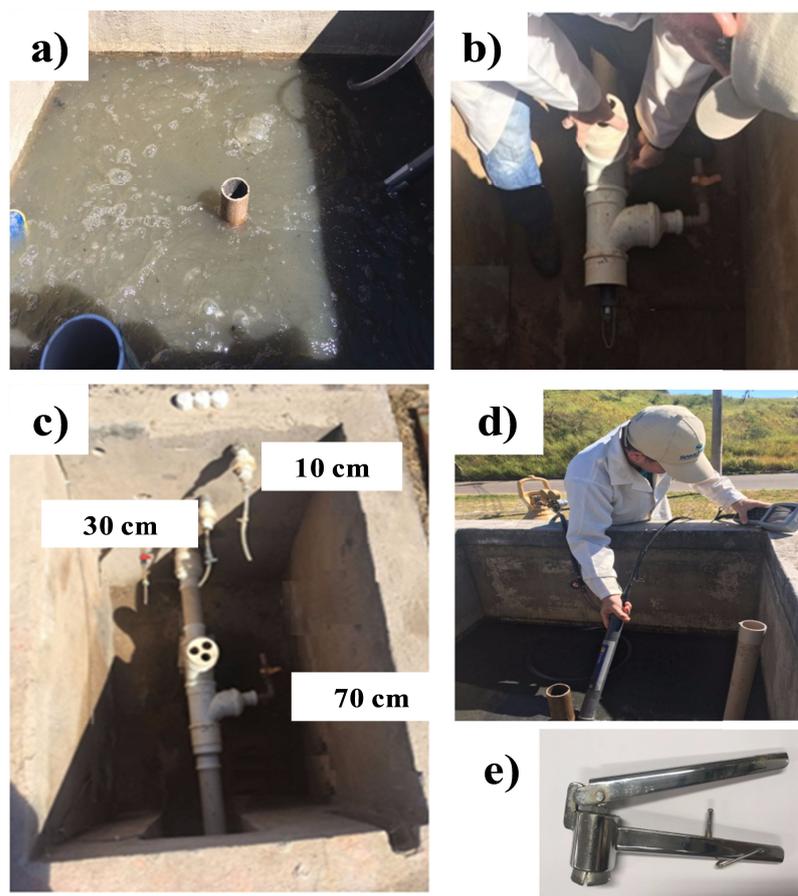
O biofilme será considerado em estado endógeno quando a sua taxa de respiração permaneça constante, ou seja, quando as concentrações de OD no efluente do *wetland* não apresentarem variações em relação às concentrações no afluente (água limpa).

Para a injeção e controle do gás utilizado como traçador se utilizou uma válvula reguladora de pressão e um fluxômetro para controlar a vazão de saída do gás, na extremidade foi conectado um difusor de ar. O difusor utilizado foi uma mangueira de gás com o comprimento

necessário para garantir a dispersão do gás dentro do tanque, a mesma foi colocada no fundo da caixa de alimentação e perfurada com agulha a cada 5 cm.

A injeção do gás traçador ocorreu de forma contínua, com vazão máxima e constante do gás traçador, por alguns minutos, de modo a proporcionar concentrações com pequenas variações de oxigênio dissolvido (próxima de zero), no afluente do filtro durante o ensaio, conforme metodologia apresentada em Vassel e Schrobiltgen (1991) e Boumansour e Vassel (1998). As concentrações de oxigênio dissolvido e temperatura do líquido foram monitoradas durante os ensaios com registros a cada 5 minutos na caixa de alimentação. As medições foram realizadas utilizando a sonda multiparâmetros YSI modelo 600XL V2-1 (Figura 4.22).

**Figura 4.22. a) Caixa de Alimentação com Gás Propano, b) instalação da sonda YSI na saída do sistema monitorado, c) pontos de monitoramento do efluente líquido durante o teste de transferência de oxigênio, d) medição do OD e temperatura na caixa de alimentação, e) pistola para selar os frascos utilizados na coleta das amostras**



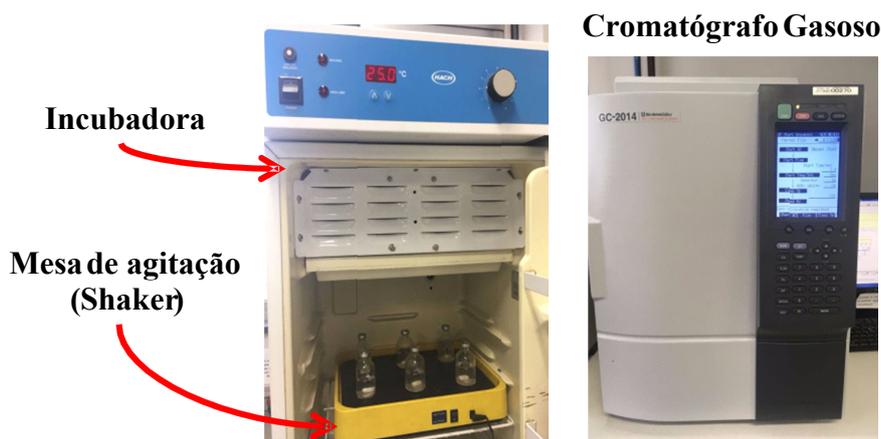
Fonte: Autor (2018)

As coletas das amostras do gás propano dissolvido no afluyente ocorreram a cada 3 minutos, na mistura dentro da caixa de alimentação e na superfície do sistema ou leito durante o tempo da batelada ou pulso (tempo máximo 8 min, batelada com sifão dosador). Em relação à determinação de propano no efluente do filtro, se coletaram amostras em diferentes pontos de saída na vertical, com um ponto de monitorio situado a 10 cm de profundidade, outro a 30 cm e finalmente a 70 cm ou fundo sistema (Figura 4.22). Na profundidade de 10 e 30 cm se tomaram amostras a cada 3 minutos, instantes após começar a sair líquido percolado nas diferentes saídas citadas. As amostras tomadas no fundo, saída ou profundidade de 70 cm se coletaram com intervalos de 5 minutos durante uma hora, tempo transcorrido entre os pulsos de alimentação do *wetland*.

Para as análises do gás propano dissolvido se utilizaram frascos de vidro âmbar (tipo *headspace*) de 60 ml, que posteriormente foram tampados com borracha e lacres de alumínio. As amostras para o analise (60 ml) foram captadas de forma a se minimizar a turbulência, especificamente para as amostras tomadas nas diferentes profundidades foram instalados reduções nas tubulações de saídas com mangueira de silicone (Figura 4.22). Posteriormente, os exemplares foram refrigerados em compartimento térmico a aproximadamente 4 °C até o momento de sua análise, segundo a metodologia nos laboratórios de cromatografia gasosa do DESA/UFMG.

Nas dependências do DESA/UFMG, as amostras, ainda nos frascos, foram pesadas para determinar a massa e o volume de água, por meio da relação com a massa específica da água (adotado 1,0 g ml<sup>-1</sup>). Posteriormente, foram ambientadas durante 50 minutos à temperatura controlada de 25 °C em uma incubadora, sendo agitadas com mesa de agitação (Shaker) colocada dentro da incubadora os últimos 10 minutos, atividade que permite o equilíbrio entre a fase líquida e gasosa. Logo em seguida, a fase gasosa, contida no frasco, foi amostrada e analisada em cromatógrafo gasoso com detector FID (Marca SHIMADZU Modelo GC-2014: temperatura no forno de 70 °C, no injetor de 80 °C e, no detector 100 °C; gás de arraste hélio ultra-puro com fluxo de 30 ml min<sup>-1</sup> e coluna empacotada Cromosorb 10260/80) com injeção de 0,5 ml (Figura 4.23).

**Figura 4.23. Equipamentos utilizados na determinação da concentração de propano (Laboratório Análise Instrumental DESA/UFMG)**



Fonte: Autor (2018)

Finalmente a concentração de propano dissolvido foi calculada pela Equação 4.6.

$$C_3H_{8\text{dissolvido}} = \frac{C_3H_{8\text{gás}} \cdot [\rho \cdot V_{\text{gás}} + (P_T - P_V) \cdot K_H \cdot V_L]}{100 \cdot V_L} \quad [4.6]$$

Em que:

$C_3H_{8\text{dissolvido}}$  = Concentração de propano dissolvido [ $\text{mg L}^{-1}$ ]

$C_3H_{8\text{gás}}$  = Concentração percentual de propano na fase gasosa do frasco [%]

$\rho$  = Densidade do propano ou massa específica (calculada como  $1804,53 \text{ mg L}^{-1}$  a  $25 \text{ °C}$  e  $0,910 \text{ atm}$ )

$V_{\text{gás}}$  = Volume da fase gasosa [ml]

$P_T$  = Pressão atmosférica [ $0,910 \text{ atm}$  para a cidade de Belo Horizonte]

$P_V$  = Pressão de vapor de água [ $0,032 \text{ atm}$  a  $25 \text{ °C}$ ]

$K_H$  = Constante da Lei de Henry para o propano [ $12,36 \text{ mg L}^{-1} \text{ atm}^{-1}$  a  $25 \text{ °C}$ ]

$V_L$  = Volume da fase líquida [ml]

Durante os experimentos de campo, foram registradas a cada minuto as concentrações de oxigênio dissolvido e temperatura do líquido efluente das unidades experimentais, assim como a temperatura do ar. A temperatura do ar foi monitorada por meio da estação meteorológica presente no sítio dos ensaios (CePTS) e paralelamente foi determinada a vazão de saída do sistema o leito durante o desenvolvimento do teste.

#### 4.6.1 Determinação das taxas de transferência de oxigênio

Com a premissa de que o sistema encontra-se trabalhando com o sistema sifão dosador no processo de alimentação de esgoto doméstico, as condições durante os ensaios de transferência de oxigênio se estabeleceram com uma TAH avaliada  $0,45 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ , TAH instantânea avaliada  $0,14 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$  e a presença ou não de depósitos de lodo na superfície do leito em estudo.

Depois de se contar com os resultados dos dados experimentais, de valores de parâmetros de interesse determinados em campo e características construtivas do sistema, tais como volume e área, foram calculadas as taxas de transferência de oxigênio, conforme metodologia descrita por Boumansour e Vasel (1998) e Tyroller *et al.* (2010), utilizando as equações 3.25, 3.26, 3.27, 3.28 e 3.29. Isso foi possível considerando que a quantidade de propano que sai do sistema é proporcional à quantidade de oxigênio que entra no sistema em um determinado tempo.

Nesta pesquisa, os valores de transferência de oxigênio foram determinados com o intervalo de uma hora entre os pulsos, que foi a condição operacional que prevaleceu durante toda a pesquisa. Determinou-se também a TTO utilizando o sistema como um todo, ou seja, desde a aeração propiciada pela queda do líquido na saída das tubulações de distribuição do aflente até a saída do efluente final, incorporando também a aeração ocorrida no interior do leito filtrante. Com isto, pôde-se estimar a Taxa de Transferência de Oxigênio (TTO) no sistema, como um todo, bem como a TTO do meio filtrante. Estabeleceram-se comparações dentre os WCEV (com ou sem lodo) e se apresentam os valores do teste com água limpa, informação da real TTO do sistema, uma vez que não há o consumo de oxigênio durante o teste.

Valores de coeficiente de transferência de propano ( $k_{La}$  Propano) e coeficiente de transferência de oxigênio real ou de campo ( $k_{La}$   $\text{O}_2$  campo) (Equação 3.25) foram determinados nos três experimentos, nas três diferentes profundidades no leito. Utilizando a Equação 3.27 se determinaram os respectivos coeficiente de transferência de oxigênio a  $20 \text{ }^\circ\text{C}$  ( $k_{La}$   $20 \text{ }^\circ\text{C}$ ) na profundidade máxima (saída do efluente tratado).

Com a premissa, de que os resultados dos testes de transferência de oxigênio constituíram aspectos importantes e relevantes vinculados à capacidade de aeração desses sistemas, foram

calculadas as quantidades de  $O_2$  que ingressam ao sistema em estudo através da Equação 3.1, descrita por Platzer (1999). Isso, visando estabelecer a comparação com os resultados obtidos da transferência de oxigênio para o meio (leito) filtrante (sem a queda no dispositivo de alimentação), no teste desenvolvido no WCEV II – SL, utilizando água limpa.

## 5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

O primeiro estágio do sistema WCEV-SF, como foi dito, apesar de contar com três leitos ou células de tratamento colocadas em paralelo, apenas duas unidades (unidades I e II) foram utilizadas nesta pesquisa. Dessa forma, a área do WCEV utilizada para a avaliação da influência das condições hidrodinâmicas nos processos de conversão aeróbia, em escala de demonstração no tratamento de esgoto doméstico bruto foi, reduzida para 2/3 da área total do sistema, resultando numa área de tratamento de 58,2 m<sup>2</sup>, correspondendo a 0,6 m<sup>2</sup> e.p.<sup>-1</sup>.

A sequência de apresentação dos resultados obtidos nesta pesquisa e apresentados no presente capítulo baseou-se na premissa de que o entendimento do comportamento hidráulico e hidrodinâmico do sistema tratando esgoto doméstico bruto é fundamental para poder interpretar adequadamente os resultados da investigação desenvolvida. Desta forma, em primeira instância, optou-se por discutir a dinâmica (hidráulica e hidrodinâmica) dos leitos. Posteriormente, abordou-se a temática referente às concentrações (afluente e efluente), eficiências de remoção, influências do acúmulo de depósitos de sólidos na superfície dos leitos e das condições operacionais nos processos de conversão aeróbia. Após tal, apresenta-se a avaliação da conformidade com os padrões de descarga de efluentes tratados em corpos de água superficiais, terminando com os testes desenvolvidos de transferência de oxigênio e a análise da sua dinâmica.

Aspecto importante na análise dos resultados da presente pesquisa, destaca-se que as atividades foram desenvolvidas considerando diferenças em relação à altura da camada de depósito de lodo na superfície das células estudadas: unidade I, com maior nível de sólidos (aproximadamente 6,6 cm); e unidade II, com menor altura da camada de lodo na superfície ( $\approx$  1,5 cm), com o objetivo de verificar a influência do acúmulo de lodo (depósitos de sólidos e matéria orgânica) no comportamento das unidades. O leito com maior acúmulo de lodo foi denominado WCEV – I (com lodo – CL) e o leito com menor acúmulo foi nomeado WCEV – II (sem lodo – SL), isto, devido ao fato de que no leito II, o lodo encontrou-se distribuído de maneira heterogênea, inclusive encontrando-se pequenas áreas na superfície do sistema sem a sua presença.

## **5.1 Comportamento Hidráulico e Hidrodinâmico do WCEV-SF 1º Estágio Tratando Esgoto Doméstico Bruto**

Conhecer em profundidade a dinâmica da hidráulica em WCEV permite compreender melhor o comportamento do sistema e seu desempenho em termos de conversão ou remoção de poluentes. Sendo assim, com o objetivo de avaliar o comportamento hidrodinâmico do sistema de tratamento em estudo (WCEV-SF 1º Estágio), para a mesma Taxa de Aplicação Hidráulica ( $TAH = 0,45 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ), foram realizados testes com traçador salino (NaCl) com diferentes Taxas de Aplicação Hidráulica Instantânea ( $6,0 \text{ L m}^{-2} \text{ min}^{-1}$  e  $2,3 \text{ L m}^{-2} \text{ min}^{-1}$ ) e tempos de alimentação durante o pulso (3 e 8 min).

### **5.1.1 Hidráulica do sistema WCEV – SF 1º Estágio**

#### **5.1.1.1 Hidrogramas de vazão e recuperação de volumes de efluente tratado. Influência da taxa de aplicação hidráulica instantânea ( $TAH_{inst}$ ) e o tempo de alimentação ou pulso no comportamento hidráulico**

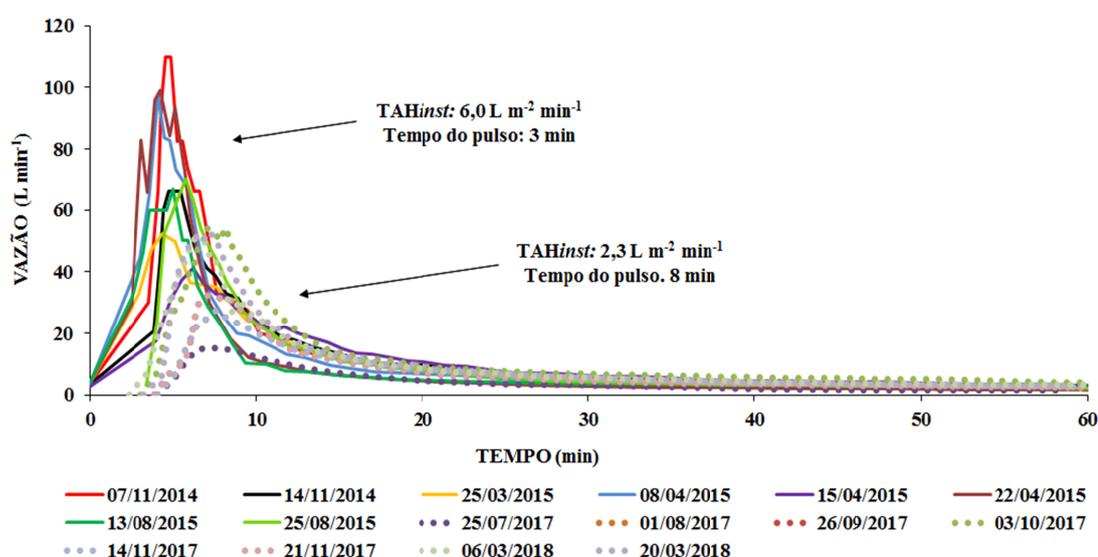
Estudos hidráulicos, como os desenvolvidos por Kayser e Kunst (2005), Kadlec e Wallace (2008), Freire *et al.* (2010) e posteriormente Lana (2013), expõem que os sistemas de alimentação de pulsos intermitentes normalmente estão caracterizados pela ocorrência de um pico na vazão de saída ascendente por um breve período, seguido de um comportamento onde ocorre uma diminuição gradual da mesma até atingir a vazão mínima. De acordo com Molle *et al.* (2006), após o pulso de alimentação, em sistema de grande porte, a taxa de infiltração (TI) diminui com a saturação de água nos filtros, durante sua operação. Portanto, caminhos preferenciais podem explicar as diferenças observadas nas curvas da vazão efluente ao longo do tempo. Importante é ter presente também outros fatores, como nível de saturação de água nos poros e distribuição de água no topo da superfície.

Verificou-se visualmente nas duas unidades investigadas que, durante a passagem do esgoto do leito em alimentação, existiam vazamentos pelas paredes laterais de interligação das unidades, embora a maior fração do volume aplicado tenha sido recuperada na saída imediatamente a jusante do leito em carga. Foi constatada também a presença de uma fração de esgoto na saída do outro filtro (em repouso).

Na Figura 5.1 apresentam-se exemplos de curvas de variação da vazão efluente ao longo do tempo, medidas ao longo de quatro anos, trabalhando com um carregamento por pulso ou

batelada de 530 Litros. As curvas de vazão efluente indicam o rápido aumento da vazão até atingir um pico, seguido da diminuição lenta até a vazão mínima. Por outro lado, as curvas apresentaram um padrão que se ajustou bem no intervalo entre as bateladas. Com taxa de aplicação hidráulica instantânea de  $6,0 \text{ L m}^{-2} \text{ min}^{-1}$ , a vazão de saída após alimentação aumentou, alcançando os valores máximos em uma média de cinco minutos, atingindo vazões de  $66 \text{ L min}^{-1}$  ( $1,10 \text{ L s}^{-1}$ ) até  $97,8 \text{ L min}^{-1}$  ( $1,63 \text{ L s}^{-1}$ ) (*linhas contínuas*). Lana (2013) encontrou resultados similares, avaliando o comportamento hidráulico do mesmo WCEV. Já com taxa de aplicação hidráulica instantânea de  $2,3 \text{ L m}^{-2} \text{ min}^{-1}$ , os valores máximos, em uma média de sete minutos e meio, atingiram vazões de  $30 \text{ L min}^{-1}$  ( $0,50 \text{ L s}^{-1}$ ) até  $56 \text{ L min}^{-1}$  ( $0,93 \text{ L s}^{-1}$ ) (*linhas pontilhadas*). Cota (2011) ressalta que o maior pico da vazão em unidades plantadas pode estar associado à maior taxa de filtração favorecida pelas raízes das plantas, elevada saturação das unidades e caminhos preferenciais do líquido.

**Figura 5.1. Variação da vazão efluente ao longo do tempo nas unidades estudadas**

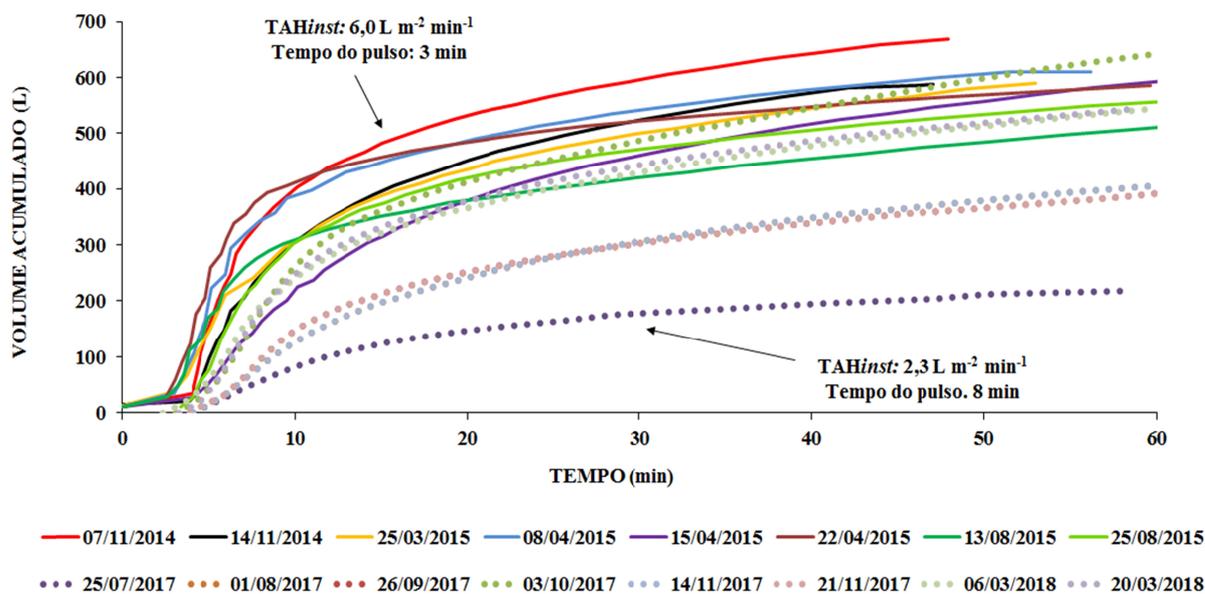


**Linhas contínuas relativas à alimentação em 3 min; Linhas pontilhadas relativas à alimentação em 8 min**

O comportamento das curvas, caracterizadas pelo aumento acentuado e rápido e diminuição imediata do fluxo de efluentes, coincide com o relatado por vários autores, tais como, Kayser e Kunst (2005), Kadlec e Wallace (2008), Freire *et al.* (2010), Cota (2011), Lana (2013) e Molle *et al.* (2006). Todos concordam que o pronunciado aumento e diminuição das curvas de vazão efluente mostram um bom e rápido desaguamento do filtro, pelo tanto, um bom desempenho hidráulico, o que sugere que uma efetiva transferência de oxigênio pode ocorrer através de convecção e de difusão para o leito da unidade em funcionamento.

O volume de líquido efluente acumulado ao longo do tempo também foi medido nas unidades estudadas (WCEV-SF; I e II). Este parâmetro expressa as variações de volume ao longo do tempo após o carregamento do pulso e o volume total drenado na saída. A Figura 5.2 mostra o perfil cumulativo do volume ao longo do tempo, nas duas condições pesquisadas (diferentes  $TA_{Inst}$  e Tempo de Alimentação ou Pulso). Nela pode-se apreciar o efeito do tempo de aplicação.

**Figura 5.2. Perfil de volume cumulativo ao longo do tempo**



**Linhas contínuas relativas à alimentação em 3 min ; Linhas pontilhadas relativas à alimentação em 8 min**

Na Figura 5.2, pode-se observar que o volume acumulado na saída aumenta até o valor máximo, que permanece constante até o final do teste. Para a  $TA_{Inst}$  maior ( $6,0 \text{ L m}^{-2} \text{ min}^{-1}$  e 3 min de pulso de alimentação), a análise mostrou que 50% do volume aplicado (270 litros) foi alcançado na saída entre os 6 e 12 minutos para as diferentes medições efetuadas. Já para os testes realizados com a taxa de aplicação hidráulica instantânea menor ( $2,3 \text{ L m}^{-2} \text{ min}^{-1}$  e 8 min de pulso de alimentação), 50% do volume aplicado foi obtido na saída entre os 12 e 27 minutos para os diferentes testes desenvolvidos após o carregamento do pulso. No caso do 100% do volume acumulado, com a  $TA_{Inst}$  maior a maioria dos valores foram atingidos a partir de 22 minutos até o tempo máximo, e para a  $TA_{Inst}$  menor, estes valores são conseguidos a partir de 40 minutos. Estas diferenças de perfil cumulativo ao longo do tempo estão intrinsecamente associadas ao perfil temporal da alimentação do esgoto: uma alimentação mais rápida (maior  $TA_{Inst}$ ) conduz a picos mais elevados e saídas mais rápidas

do efluente, ao passo que uma alimentação mais lenta (menor  $TAH_{inst}$ ) conduz a picos menos pronunciados e saídas mais lentas do efluente.

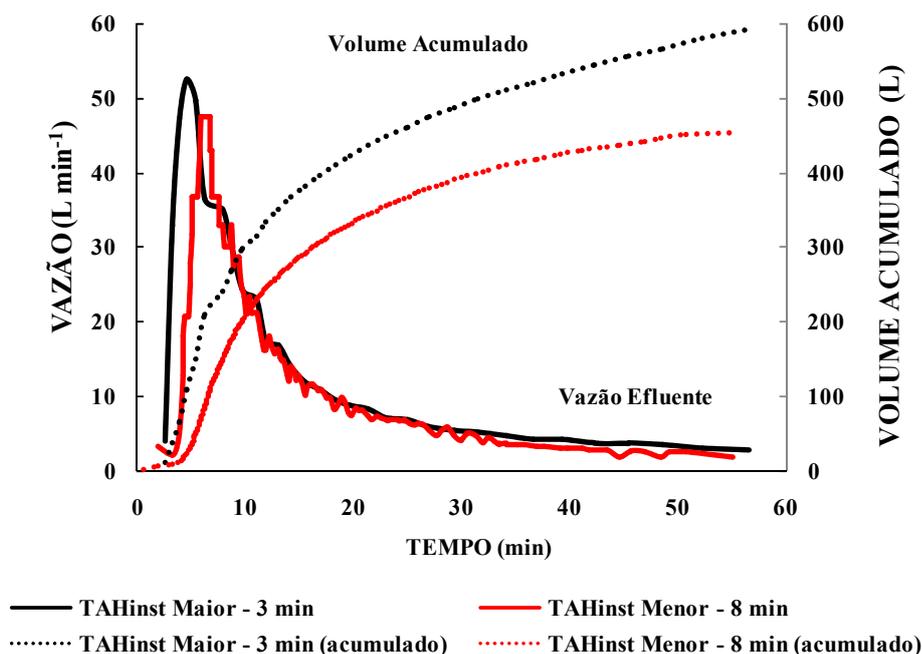
É importante apontar que, em alguns testes com 8 minutos de aplicação do pulso e  $TAH_{inst} = 2,3 \text{ L m}^{-2} \text{ min}^{-1}$ , sobretudo nos primeiros dias do ciclo de alimentação, os volumes de esgoto tratado recuperados encontraram-se perto de 60% do volume de esgoto bruto alimentado (volume a tratar), após uma hora, tempo esse de repouso entre pulsos. Este fenômeno pode ser atribuído ao armazenamento do líquido dentro do meio filtrante, seja aderido aos poros intersticiais ou no biofilme. Pode-se imaginar ainda que os possíveis vazamentos das unidades podem estar-se incrementando com o transcorrer do tempo, em função da depreciação da vida útil do sistema de tratamento em questão.

As peculiaridades anteriormente apresentadas (vazões menores nos picos de efluentes e diferenças de volumes de recuperação do líquido tratado) resultaram do interesse no desenvolvimento da pesquisa, conduzindo à execução de comparações de comportamento de vazão no efluente e de volume acumulado do esgoto tratado.

A Figura 5.3 apresenta a variação da vazão efluente ao longo do tempo e o volume acumulado durante o pulso de alimentação medido no *terceiro dia do ciclo* (ciclo de alimentação de sete dias) para as duas  $TAH_{inst}$ , especificamente, seis meses antes e depois das mudanças na  $TAH_{inst}$ , no tempo de alimentação e no sistema de alimentação, respectivamente. Ou seja, cada medição representa o perfil típico das duas taxas de aplicação hidráulicas instantâneas, sendo realizada com um intervalo de um ano de operação, correspondentes a julho de 2015 ( $6,0 \text{ L m}^{-2} \text{ min}^{-1}$  e 3 min de pulso de alimentação) e agosto de 2016 ( $2,3 \text{ L m}^{-2} \text{ min}^{-1}$  e tempo de alimentação de 8 min).

As formas das duas curvas foram semelhantes, mas diferentes com relação ao tempo do pico, tal como detalhado no item anterior. As curvas da vazão de saída aumentaram acentuadamente até o pico e, em seguida, foram seguidas por uma redução lenta, representada pelas caudas nas curvas. Com  $TAH_{inst}$  de  $6,0 \text{ L m}^{-2} \text{ min}^{-1}$  e tempo de alimentação de 3 min, o pico ocorreu após 5 minutos, atingindo o valor de  $66 \text{ L min}^{-1}$  ( $1,10 \text{ L s}^{-1}$ ). Já, com uma  $TAH_{inst}$  de  $2,3 \text{ L m}^{-2} \text{ min}^{-1}$  e tempo de alimentação de 8 min, a curva mostra o mesmo comportamento em relação à maior  $TAH_{inst}$ , mas, tal como esperado, com o pico defasado, ocorrendo após 8 minutos de alimentação, com um valor de  $39 \text{ L min}^{-1}$  ( $0,65 \text{ L s}^{-1}$ ).

**Figura 5.3. Variação da vazão efluente ao longo do tempo e volume acumulado de saída durante o 1º pulso de alimentação no 3º dia de operação em ambas as fases da investigação**



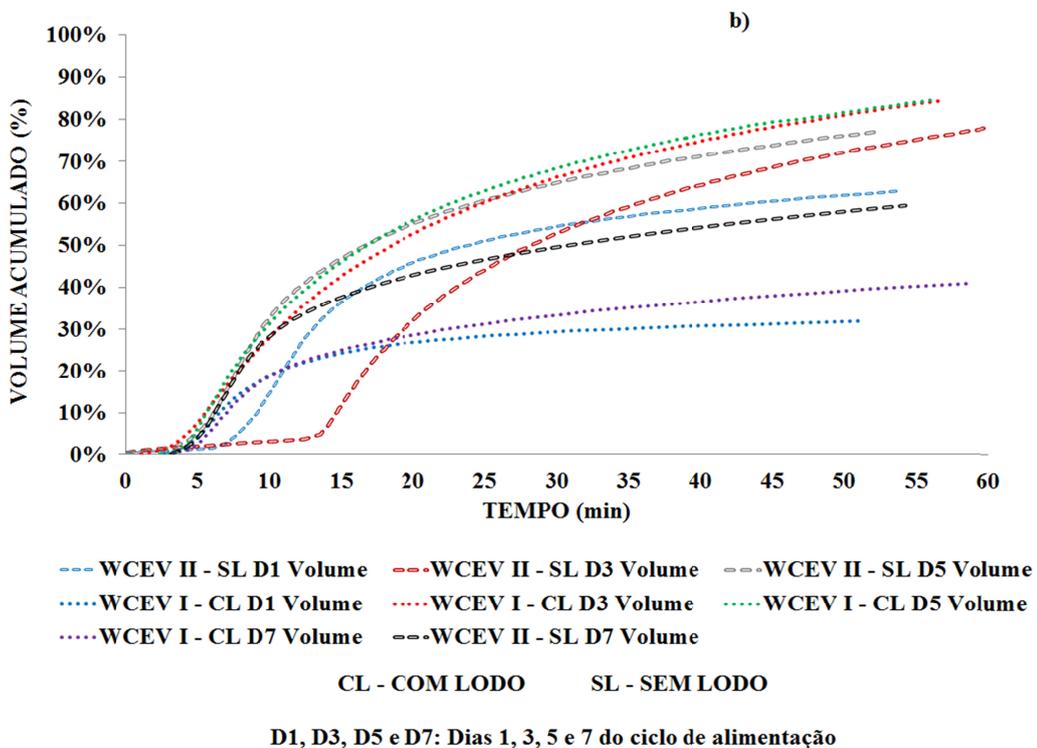
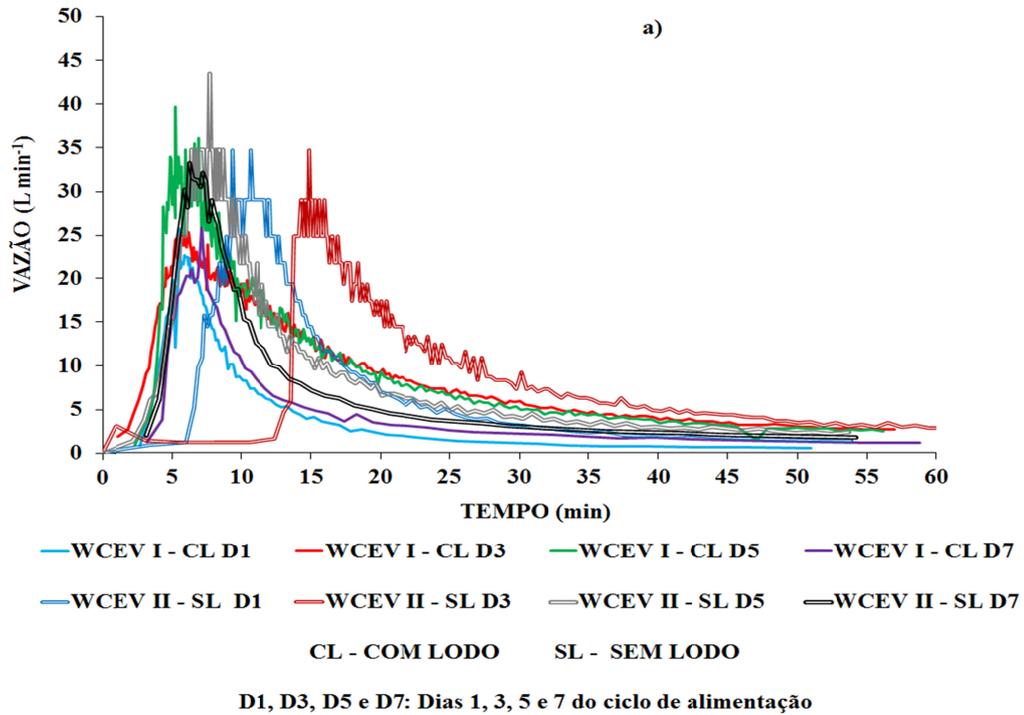
A Figura 5.3 apresenta que com uma  $TAH_{inst}$  de  $6,0 \text{ L m}^{-2} \text{ min}^{-1}$ , 50% do volume aplicado (volume de 265 L) foi recuperado após 9 minutos, e 100% após 37 minutos. Com  $TAH_{inst}$  de  $2,3 \text{ L m}^{-2} \text{ min}^{-1}$ , o 50% do volume foi recuperado após 11 minutos (como esperado, maior do que com o tempo de pulso menor (3 min)). No entanto, 100% do volume alimentado não pôde ser obtido (recuperação de apenas 89%, 472 L) porque, após 60 minutos, um novo lote foi iniciado. As diferentes taxas de alimentação e infiltração em ambas as fases, juntamente com o incremento da camada de depósito na superfície do filtro após um ano, podem explicar as diferenças dos perfis cumulativos ao longo do tempo.

### 5.1.1.2 Influência do tempo no comportamento hidráulico ao longo do ciclo de alimentação e do acúmulo de sólidos na camada superficial dos leitos

Outros fatores, tais como tipo de materiais de filtro, distribuição de tamanho de grão, distribuição de partículas e densidade aparente, porosidade, condutividade hidráulica, nível de saturação de água nos poros e distribuição da água na parte superior da superfície, podem interferir na dinâmica e funcionamento hidráulico do sistema (Langergraber *et al*, 2009; Paul *et al*, 2018). Estes aspectos foram tratados e pesquisados através de testes hidráulicos de medições de vazão e de recuperação de volumes, todos desenvolvidos durante um ciclo de alimentação completo (7 dias). Na Figura 5.4 a) e b) exibem-se as curvas de interesse (vazão e volume acumulado), correspondentes ao primeiro pulso ao longo dos dias componentes do

ciclo de alimentação (dias 1, 3, 5 e 7), nas duas unidades estudadas do WCEV-SF, operando com uma  $TAH_{inst}$  de na  $2,3 \text{ L m}^{-2} \text{ min}^{-1}$  (pulso mais lento, com sifão e uma célula com maior acumulação de sólidos na superfície, WCEV I – com lodo (CL)).

**Figura 5.4. Variação da vazão efluente (a) e volume acumulado (b) na saída do 1º pulso no decorrer de uma semana de alimentação nas duas unidades com  $TAH_{inst} 2,3 \text{ L m}^{-2} \text{ min}^{-1}$**



De maneira geral, observou-se variabilidade dos valores absolutos dos picos de vazão (Figura 5.4 a). Os níveis alcançados foram incrementando-se paulatinamente à medida que foram transcorrendo os dias de alimentação até atingir o pico máximo de vazão (5º dia do ciclo de alimentação) e, conseqüentemente diminuindo até o final do ciclo de alimentação (7º dia).

Menores picos foram observados nos primeiros dias do ciclo de alimentação, de fato, associados ao estado ou nível de saturação de água nos poros do filtro (quantidade de umidade ou água dentro do meio filtrante). Após o período de repouso (sete dias), o meio filtrante encontra-se vazio, nível de permeabilidade máxima, razão pelo qual o sistema ou leito precisa de tempo (volume de líquido ou quantidade de pulsos) para saturar, restando o líquido que preenche parte do volume vazio do filtro, possibilitando seu armazenamento dentro do meio poroso.

Um menor pico de vazão ( $25,7 \text{ L min}^{-1}$  para o leito I e  $34,8 \text{ L min}^{-1}$  para o leito II), e um menor volume recuperado (32 e 63%, para os leitos I e II, respectivamente) foram obtidos no 1º pulso (dia 1 do ciclo, ou seja, leito imediatamente após o descanso), níveis que não caracterizam as bateladas subsequentes (Figura 5.4 a) e b)). No 1º pulso do dia 3 do ciclo, o pico de vazão aumentou significativamente em relação à primeira batelada, e o volume acumulado atingiu 85% para o leito I (célula com maior acumulação de sólidos na superfície), e 74% para o leito II, do volume alimentado. Como comentado anteriormente, a vazão de pico aumentou continuamente ao longo dos dias, até o dia 5, mesmo que houve recuperação de volume semelhante ao dia anterior. Aplicações de um maior número de bateladas ao longo do dia não permitem que a unidade esgote completamente o efluente presente em seu interior, de modo que parte dele permanece dentro da unidade, fluindo no momento do pulso seguinte. Assim, a acumulação de líquido no meio filtrante explica a presença de eventuais picos de maior valor, aspecto relatado por Cota (2011). Na Tabela 5. apresentam-se os valores de vazão de pico e volumes recuperados ou acumulados durante todo o ciclo de alimentação de 7 dias.

**Tabela 5.1. Valores de vazão de pico e volumes recuperados ou acumulados durante todo o ciclo de alimentação**

Parâmetro	Dias do ciclo de alimentação							
	WCEV I – Com Lodo (CL)				WCEV II – Sem Lodo (SL)			
	1º dia	3º dia	5º dia	7º dia	1º dia	3º dia	5º dia	7º dia
$Q_p$ (L min <sup>-1</sup> )	25,7	25,3	39,7	25,9	34,8	34,8	43,5	33,3
Volume efluente (L)	170	449	454	218	333	394	409	315
% de recuperação do volume	32	85	86	41	63	74	78	59

$Q_p$  = Vazão de pico

TAH média diária no leito em operação: 0,45 m<sup>3</sup> m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>

TAH<sub>inst</sub>: 0,14 m<sup>3</sup> m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> ou 2,3 L m<sup>-2</sup> min<sup>-1</sup>

Tempo de Pulso: 8 min

No percorrer da pesquisa, visualmente, observou-se que, no 7º dia do ciclo de alimentação, a superfície do sistema apresentava áreas inundadas. O sistema apresentou dificuldade em drenar o líquido acumulado na superfície do filtro. A maior presença de camada de depósito de lodo na superfície do leito poderia favorecer o desempenho do sistema, melhorando a qualidade da filtração, mas até certo ponto, pois poderia implicar também em deterioração, liberando sólidos e biofilme para o efluente final.

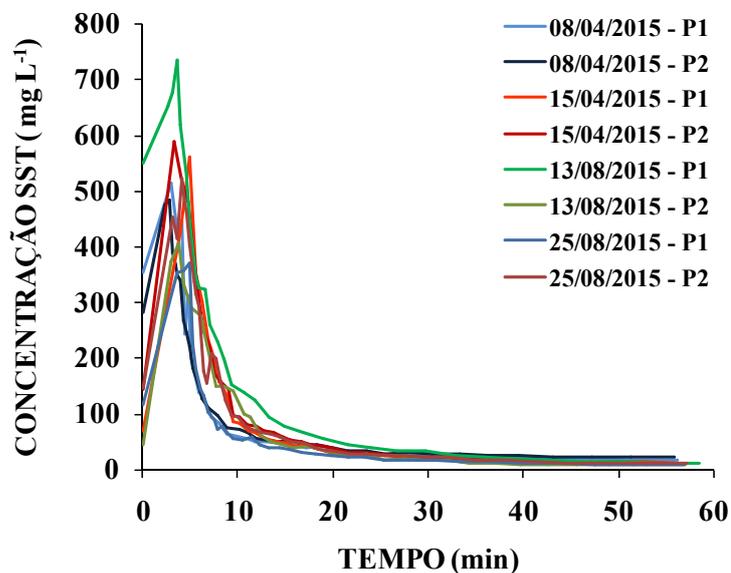
Contudo, o esvaziamento incompleto da unidade pode prejudicar os processos de conversão aeróbia, pois impediria uma adequada oxigenação, fundamentalmente prejudicando a entrada de oxigênio pela tubulação de drenagem e saída do efluente tratado, a qual se comunica pelas duas extremidades com o meio externo à unidade (pressão atmosférica), possivelmente resultando na queda do desempenho no tratamento. Entretanto, ao que tudo indica, a presença do líquido no sistema parece não ter prejudicado a eficiência de maneira substancial, item 5.2.5, discutido no presente trabalho.

### 5.1.2 Perfis temporais de concentração e carga de sólidos em suspensão no efluente

Perfis de concentração e de carga de SST foram determinados em conjunto com a vazão efluente. Neste subitem se considera importante esclarecer que as figuras apresentadas correspondem às atividades executadas durante a Fase 1, ou seja, o sistema se encontrava trabalhando submetido a uma TAH<sub>inst</sub> de 6,0 L m<sup>-2</sup> min<sup>-1</sup> e alimentação de 3 min. As duas unidades plantadas foram avaliadas em termos da concentração de SST efluente ao longo do tempo. A determinação da concentração de SST foi descrita no item 4.4.2. A Figura 5.5 apresenta a variação da concentração de SST do efluente ao longo do tempo. Destaca-se que

os valores P1 e P2 referem-se a monitoramentos de dois pulsos ou bateladas subsequentes, no mesmo dia do ciclo de alimentação.

**Figura 5.5. Variação da concentração de SST ao longo do tempo**



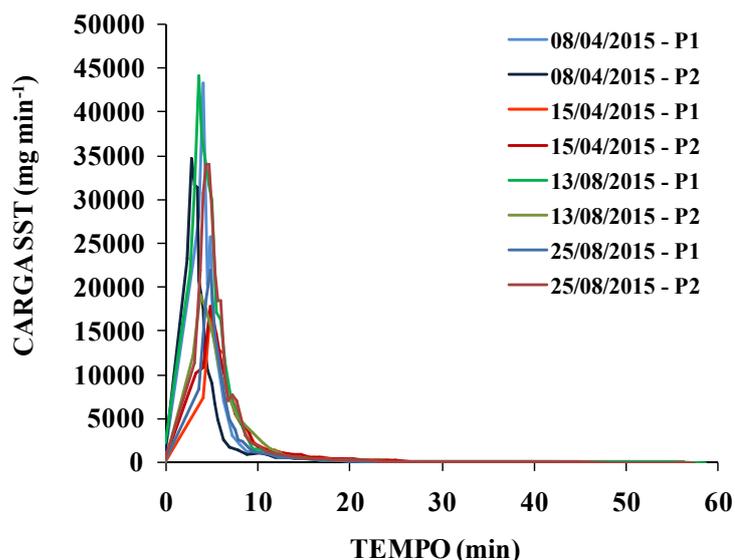
P1e P2: primeiro e segundo pulso de alimentação (batelada)

A análise dos dados da Figura 5.5 mostrou que, após o carregamento do pulso, a concentração de SST aumenta nos primeiros minutos e diminui lentamente ao longo do tempo, tal como esperado, seguindo o mesmo comportamento que a vazão de saída. A análise ainda mostrou que há uma relação direta entre a vazão do efluente e a concentração de SST do efluente ao longo do tempo. Essa relação demonstra elevadas concentrações de SST do efluente em momentos de maiores vazões do efluente, e menor concentração de SST em menores vazões do efluente. De fato, é possível observar um bom padrão de ajuste das curvas de concentração de sólidos em suspensão totais entre os pulsos avaliados no mesmo dia (P1; P2).

A análise da concentração de SST no decorrer do tempo dentre pulsos mostrou correlação entre o desempenho do sistema e o tempo médio de passagem do líquido. Em outras palavras, a qualidade do efluente obtida após o carregamento do pulso melhorou com o tempo. Independentemente, dos valores de concentração reportados no pico de vazão, houve um bom desempenho do sistema. Outro aspecto importante a analisar relaciona-se às eficiências alcançadas do sistema em termos de remoção de sólidos em suspensão, valores que aumentam à medida que o tempo de escoamento aumenta (velocidade de escoamento diminui), o que relaciona-se com as condições de operação do sistema, especificamente com os números de pulsos, duração do pulso e volumes aplicados, questões de interesse da pesquisa.

Nesse contexto, tornou-se importante avaliar a Carga de Sólidos (CS) na saída ao longo do tempo, que foi calculada a partir do produto dos valores de vazão efluente e concentração de SST em cada intervalo de tempo onde foi feita a medição. A Figura 5.6 mostra a variação da CS no efluente ao longo do tempo nas unidades estudadas na pesquisa. Da mesma maneira que foi apresentado anteriormente, P1 e P2 correspondem a monitoramentos de dois pulsos ou bateladas subsequentes, no mesmo dia do ciclo de alimentação.

**Figura 5.6. Variação da carga de sólidos ao longo do tempo**

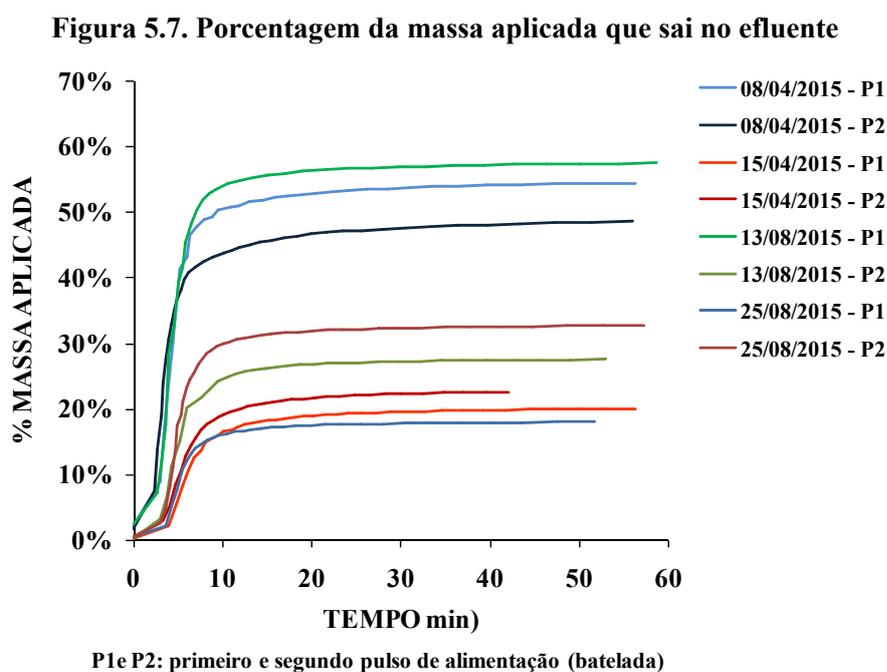


P1e P2: primeiro e segundo pulso de alimentação (batelada)

A análise da Figura 5.6 mostrou um padrão de curvas das cargas de SST do efluente similares aos perfis de vazão do efluente e de concentração de SST do efluente ao longo do tempo. É possível observar um bom padrão de ajuste entre as curvas de cargas de sólidos suspensos do efluente de cada pulso. Em todos os casos, houve um rápido aumento da carga de SST do efluente até o pico, seguido de diminuição da mesma. Esta relação entre o comportamento hidráulico e o carregamento intermitente (por batelada) no sistema induz à existência de uma operação adequada. Principalmente nos primeiros minutos, a CS aumenta quando a concentração de SST é elevada ou maior. Cabe indicar que, com o tempo, esta relação poderia ser diferente devido ao aumento ou crescimento do biofilme, um maior número de raízes das plantas (densidade) e possíveis afloramentos do processo de colmatação superficial, pelo acúmulo de lodos na superfície do sistema, entre outros.

### 5.1.3 Perfis acumulativos de massa de sólidos afluentes e efluentes ao longo do tempo

A percentagem da massa de sólidos suspensos aplicada expressa a relação da massa de sólidos suspensos do efluente e a massa de sólidos em suspensão totais do afluente num intervalo de tempo. É um parâmetro que permite determinar a percentagem de eficiência de remoção de massa no sistema. Como demonstração, se obtiver 80% de eficiência de remoção, a percentagem obtida da massa aplicada no efluente é de 20%. Em outras palavras, se 20% da massa aplicada for medida no efluente (relação entre massa efluente e massa aplicada igual a 0,20), isto equivale dizer que a eficiência de remoção de sólidos é de  $1 - 0,20$ ; 0,80 ou seja, 80% de eficiência. Neste sentido, a Figura 5.7 mostra a percentagem da massa aplicada no efluente ao longo do tempo, onde se constata que a percentagem de massa total de sólidos aplicada aumenta até um valor máximo, que permanece constante até o final do teste. P1 e P2 correspondem a monitoramentos de dois pulsos ou bateladas subsequentes, no mesmo dia do ciclo de alimentação.



As curvas de percentagem de massa aplicada mostraram comportamento semelhante, com uma diminuição da remoção total de massa sólida ao longo do tempo no sistema. No entanto, em algumas, o padrão de ajuste foi melhor, indicando uma maior percentagem de remoção da massa de sólidos, o que sugere um adequado desempenho do sistema. Através das curvas apresentadas e dos cálculos realizados, foi notado que nos primeiros minutos o sistema acumula 50% da massa total de sólidos que é disposta em cada pulso de alimentação,

concordando assim com o que foi anteriormente exposto, de que nos primeiros minutos o sistema atinge 50% de eficiência de remoção.

A massa total de sólidos aplicada para cada alimentação por pulso foi calculada a partir da multiplicação do volume do pulso (530 litros) pela concentração de SST afluente. Essa análise foi desenvolvida para o monitoramento das sucessivas bateladas efetuadas em quatro datas diferentes. As massas de sólidos aplicadas nas unidades analisadas foram de 0,178 kgSST, 0,328 kgSST, 0,255 kgSST e 0,332 kgSST nos dias 08/04/2015, 15/04/2015, 13/08/2015 e 25/08/2015, respectivamente.

As eficiências de remoção de massa determinadas foram de 46 e 52% na primeira avaliação, 80% e 78% na segunda avaliação, 43% e 73% na terceira avaliação e finalmente para a quarta avaliação foram de 82% e 68%. O sistema apresentou um desempenho regular na remoção de sólidos. De acordo com Koottatep *et al.* (2008), o que mais determina a remoção de sólidos suspensos em WCEV é a sua capacidade de filtração. Aparentemente, não existem evidências de diferenças entre duas bateladas em termos do desempenho do sistema. No entanto, os resultados obtidos provaram que há mudanças dinâmicas relacionadas ao comportamento hidráulico no sistema ao longo do tempo. Freire *et al.* (2010) relataram que existem diferentes fluxos de água no conteúdo do WCEV como resultado de diferentes áreas de porosidade.

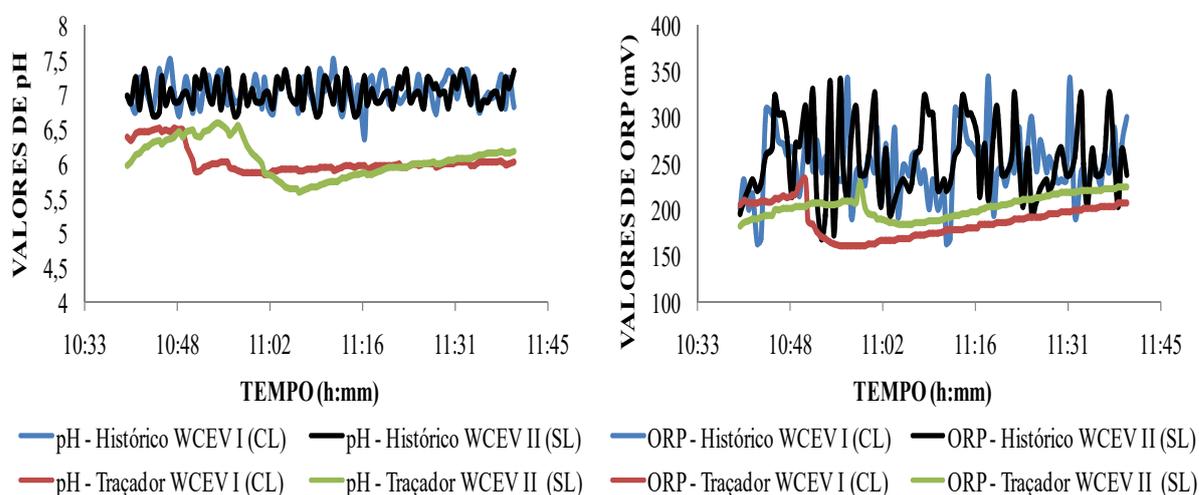
Identificando que, entre outros fatores, o tempo de escoamento e o regime de alimentação constituem aspectos determinantes no desempenho na remoção de poluentes em WC, justificando a importância dos estudos hidrodinâmicos, decidiu-se utilizar ensaios com traçadores, apresentados a seguir.

#### **5.1.4 Comportamento Hidrodinâmico do sistema**

Ensaio com traçadores foram conduzidos cumprindo com as condições operacionais estabelecidas no sistema de tratamento de esgotos domésticos brutos. Em outras palavras, as condições de trabalho no momento dos ensaios com o traçador foram as mesmas que as definidas durante as duas fases desenvolvidas nesta pesquisa. No caso do traçador salino (NaCl), utilizou-se a sonda YSI modelo 600XL V2-1 mediante a qual se pôde determinar os valores de condutividade elétrica *online* (parâmetro utilizado para a estimativa da concentração do traçador NaCl).

Por serem os *wetlands* sistemas de tratamento biológicos, os processos bioquímicos podem sofrer alterações ou perturbações com a adição de substâncias químicas, sejam estas, de naturezas diferentes (ácidas ou básicas) ou em concentrações maiores na ordem de grandeza (mesma natureza). Vieira (2013) relata que, monitorando parâmetros tais como o pH e REDOX, é possível conhecer se durante os ensaios com o traçador se apresentaram modificações no desempenho. Na Figura 5.8 verifica-se o anteriormente relatado, podendo-se verificar que o pH e o REDOX, apesar de terem sofrido modificações decorrentes dos ensaios (comparados com as médias históricas), ainda assim permaneceram em faixas de valores adequadas. Assim o NaCl pôde ser utilizado como traçador durante a operação normal do sistema em estudo, sem a necessidade de se interromper a operação para realizar o ensaio.

**Figura 5.8. Série temporal dos valores de pH e ORP durante as atividades normais e o teste com traçador nos leitos estudados**



A Tabela 5.2 apresenta os principais resultados relacionados aos testes desenvolvidos com batelada igual a 530 litros, com as duas  $TAH_{inst}$  aplicadas ( $6,0$  e  $2,3 \text{ L m}^{-2} \text{ min}^{-1}$ ) e nos dois leitos estudados - WCEV I (com lodo - CL) e WCEV II (sem lodo - SL), assim como os tempos de percolação nas duas unidades de tratamento. O primeiro bloco de resultados relaciona-se aos tempos calculados tendo NaCl como traçador (abordagem tradicional), ao passo que o segundo bloco assume que o líquido efluente seja o próprio representante das condições de escoamento (neste caso, assumindo-se a concentração do traçador como 1,00 em todo o ensaio, ou seja, a carga efluente era igual à própria vazão efluente). Tal analogia é possível pelo fato de ambos (traçador e líquido) serem adicionados em pulso, condição requerida para este tipo de teste hidrodinâmico.

Observa-se que para os testes realizados com esgotos e traçador nas quatro condições experimentais (Tabela 5.1), após 9 anos de operação do sistema, os tempos médios de percolação obtidos, tanto para o WCEV (CL) como para o WCEV (SL) aumentaram na medida em que os tempos de alimentação foram incrementados, fato esperado devido à diminuição dos valores das taxas hidráulicas instantâneas da Fase 1 para a Fase 2. Já a comparação dentre os leitos estudados envolveu a informação da influência da presença de lodo na superfície, sendo maiores os tempos obtidos na unidade com lodo (WCEV-CL). Outro fenômeno que pode ter contribuído para o aumento do tempo de percolação no leito em alimentação é a capilaridade. Como o meio filtrante do sistema é constituído por um material mais grosseiro, com o decorrer dos anos de operação aplicando esgoto doméstico, a formação e posterior acumulação da camada superficial e crescimento gradual do biofilme ao longo do tempo, o fenômeno antes mencionado pode ter começado a atuar, atuando no sentido contrário ao da força da gravidade e, assim, retardando o escoamento.

A análise feita ao comportamento do esgoto doméstico sem a adição do traçador mássico, ou seja, analisando somente o esgoto como líquido, corroborou o anteriormente relatado em relação aos tempos médios de percolação (Tabela 5.1).

**Tabela 5.1. Variação dos tempos obtidos por meio dos testes hidrodinâmicos (influência da TAH<sub>inst</sub>, tempo de pulso ou aplicação e depósitos superficial de lodo)**

	Unidade de WCEV	Depósito Superficial (lodo)	TAH <sub>inst</sub> (L m <sup>-2</sup> min <sup>-1</sup> )	Tempo de Pulso (min)	$\tau$ médio (min)	t <sub>10</sub> (min)	t <sub>50</sub> (min)	t <sub>90</sub> (min)	IM (-)	Recup. %
<b>Traçador mássico adicionado (NaCl)</b>	I	Sim	2,3	8	<b>3,97</b>	0,86	<b>3,40</b>	4,25	4,9	0,7
	I	Sim	6,0	3	<b>3,62</b>	1,98	<b>3,36</b>	4,23	2,1	3,1
	II	Não	2,3	8	<b>10,22</b>	8,08	<b>9,85</b>	10,95	1,4	2,9
	II	Não	6,0	3	<b>3,71</b>	2,33	<b>3,36</b>	3,94	1,7	1,3
<b>Sem traçador mássico adicionado (esgoto como traçador)</b>	I	Sim	2,3	8	<b>7,46</b>	4,17	<b>8,00</b>	25,36	6,1	32,6
	I	Sim	6,0	3	<b>5,66</b>	2,83	<b>6,36</b>	22,49	7,9	24,6
	II	Não	2,3	8	<b>14,65</b>	10,54	<b>16,65</b>	36,77	3,5	62,3
	II	Não	6,0	3	<b>9,12</b>	4,17	<b>11,36</b>	41,07	9,9	44

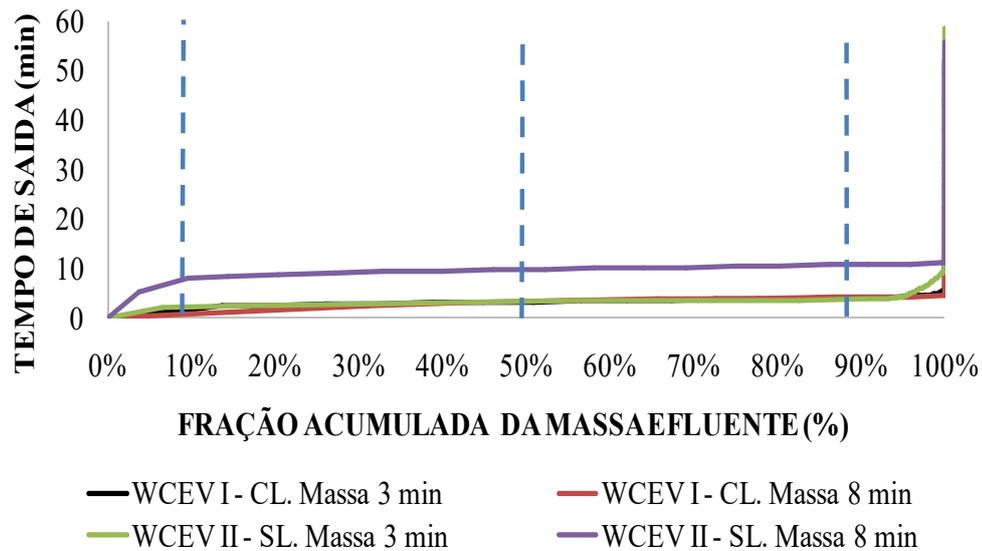
$\tau$  médio = tempo médio de passagem ou percolação; t<sub>10</sub> = tempo em que 10% da massa efluente do traçador passa pelo sistema; t<sub>50</sub> = tempo para saída de 50% da massa medida no efluente; e t<sub>90</sub> = tempo em que 90% da massa efluente do traçador passa pelo sistema; IM = índice de dispersão de Morrill (t<sub>90</sub>/t<sub>10</sub>); Recup.% = recuperação da massa ou volume (%).

Os valores de  $\tau$  médio foram similares aos valores medianos ( $t_{50}$ ). No entanto, no caso da adição do traçador, obteve-se a situação mais comum em que o  $\tau$  médio foi superior ao  $t_{50}$ , pois ambos seriam teoricamente iguais caso a distribuição dos tempos de residência fosse totalmente simétrica em torno do valor médio. A situação foi ligeiramente oposta no caso de se ter o líquido como o próprio traçador

Teoricamente, o valor do índice de dispersão de Morrill (IM) para o escoamento perfeitamente pistonado é igual a 1,0 e para um reator de mistura completa é de aproximadamente 22 (METCALF e EDDY, 2003). Todos os valores de IM obtidos (Tabela 5.1) foram intermediários entre 1 e 22, mas mais próximos a 1, indicando maior proximidade com o escoamento em fluxo em pistão. Tal seria esperado, uma vez que o escoamento predominante do líquido é no sentido descendente, inexistindo mecanismos de retorno do líquido que pudessem induzir a condições de mistura completa (ou mesma concentração em todo o leito). Resultados distintos foram encontrados por Cota (2011) neste mesmo sistema, que indicaram que o sistema possuía a tendência ao regime de mistura completa. Observou-se, ainda, que o valor de IM foi menor para o filtro sem depósito superficial de lodo, sugerindo uma aderência ainda maior às condições de escoamento pistonado, com exceção do teste desenvolvido no leito II sem a adição da massa do traçador (só com o líquido).

Os valores de recuperação do traçador salino (NaCl) baixos foram indicativos de que o sistema (camada de depósito na superfície e biofilme no entorno do meio suporte) foi bastante eficiente na adsorção de sólidos dissolvidos, como o sal (Figura 5.9), deve-se destacar que esta recuperação foi medida após apenas um ciclo de batelada. A continuação do monitoramento do NaCl ao longo de mais bateladas após o pulso de adição indicou que o sal continuou a sair no efluente, sendo lavado do sistema com as bateladas de esgoto subsequentes (resultados não apresentado, por fazerem parte de outra pesquisa).

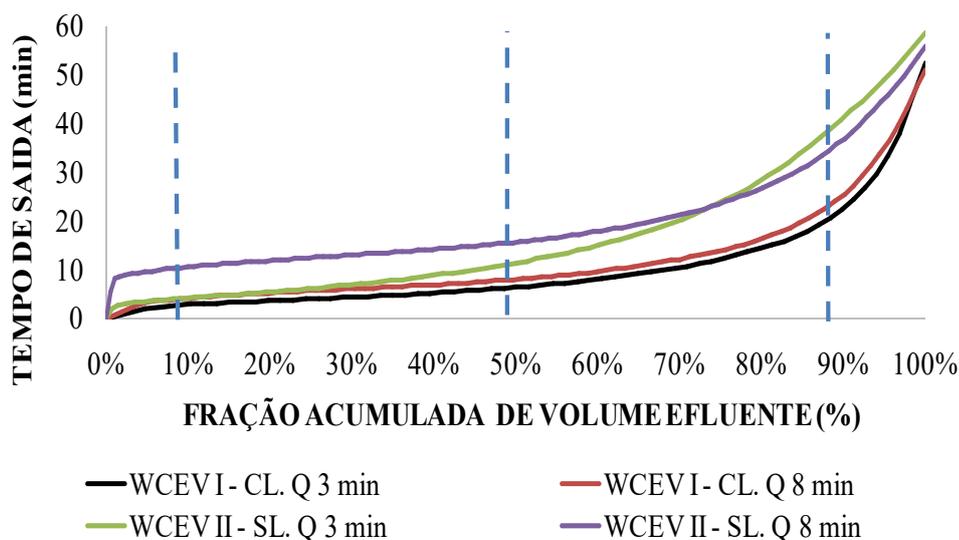
**Figura 5.9. Fração acumulada de massa no efluente nos diversos testes desenvolvidos no WCEV I - CL e WCEV II - SL após uma batelada**



Do ponto de vista de um reator biológico, esta baixa recuperação do NaCl pode ser considerada positiva, devido a que indica a possibilidade de adsorção e retenção no meio filtrante de outros sólidos dissolvidos do esgoto, condição importante para a remoção de alguns parâmetros, como amônia, DBO (fração solúvel) etc. Em outras palavras, apesar de o líquido passar rapidamente, há indicação de que os sólidos, mesmo que dissolvidos, podem ser retidos no meio, possibilitando tempos mais elevados para que sofram os processos de conversão associados aos microrganismos. Sendo assim, pode-se dizer que o NaCl mostrou-se um traçador adequado para representar o comportamento dos sólidos dissolvidos, mas foi inadequado para representar o comportamento do líquido, uma vez que deixou de cumprir com um dos requisitos de um traçador hidrodinâmico, qual seja, que não pode ser retido (adsorvido ou absorvido) no meio. No entanto, o sal apresenta a característica de ser inerte, o que é essencial para um traçador, uma vez que não sofre decaimento por processos de conversão bioquímica.

Após esta discussão, e com base nos resultados dos testes hidrodinâmicos, em conjunto com os resultados das análises hidráulicas de ambos os leitos (Tabela 5.1), inferiu-se que o esgoto, medido como vazão, foi um traçador adequado para representar o comportamento do líquido e seus tempos de passagem (Figura 5.10), e que o NaCl pode ser considerado um bom traçador para representar o comportamento dos sólidos dissolvidos e sua retenção no meio. Destaca-se que a interpretação conjunta de ambos os resultados permitiu aumentar a compreensão sobre o comportamento do sistema de tratamento estudado.

**Figura 5.10. Fração acumulada de volume no efluente nos diversos testes desenvolvidos no WCEV I –CL e WCEV II - SL após uma batelada**



## 5.2 Desempenho do WCEV-SF 1<sup>o</sup> Estágio Tratando Esgoto Doméstico Bruto na remoção de poluentes

### 5.2.1 Caracterização do Afluente ao Sistema de Tratamento (Esgoto Doméstico Bruto)

A síntese dos resultados do monitoramento dos parâmetros físico-químicos do esgoto bruto afluente ao longo dos anos desde outubro de 2014 até maio de 2018 são apresentados na Tabela 5.2.

**Tabela 5.2. Características físico-químicas do esgoto doméstico bruto determinadas no laboratório durante o desenvolvimento da pesquisa (estatística descritiva)**

Parâmetro	N <sup>o</sup>	Média	Mediana	Mínimo	Máximo	Coefficiente de Variação
Temp. (°C)	74	25,1	25,3	22,1	28,9	0,05
pH	74	7,30	7,38	5,95	7,83	0,06
DQO (mg L <sup>-1</sup> )	62	423	430	158	924	0,39
DBO <sub>5</sub> (mg L <sup>-1</sup> )	62	270	239	138	475	0,35
SST (mg L <sup>-1</sup> )	69	292	236	90	904	0,69
NTK (mg L <sup>-1</sup> )	42	42	42	20	60	0,35
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg L <sup>-1</sup> )	59	37	33	16	99	0,38

N<sup>o</sup>: Número de amostras; **Temp.:** Temperatura; **pH:** Potencial Hidrogeniônico; **DQO:** Demanda Química de Oxigênio; **DBO<sub>5</sub>:** Demanda Bioquímica de Oxigênio; **SST:** Sólidos Suspensos Totais; **NTK:** Nitrogênio Total Kjeldahl; **N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>:** Nitrogênio Amoniacal ou Amônio

Na caracterização físico-química do esgoto doméstico bruto durante o período de monitoramento destaca-se a grande variabilidade nas concentrações afluentes, principalmente

para SST, conforme expresso pelo seu elevado coeficiente de variação. As concentrações afluentes de DQO, DBO, NTK e  $\text{N-NH}_4^+$  também mostraram variabilidade expressiva, com exceção da temperatura e do pH. A partir das concentrações afluentes obtidas, observou-se que o WCEV recebe ou trata esgoto doméstico bruto com características diferentes, ou seja, a variabilidade nas concentrações dos constituintes contaminantes é notória. No entanto, os valores das concentrações afluentes determinadas nesta pesquisa foram muito semelhantes aos obtidos por Lana (2013) e Manjate (2016) tratando esgoto doméstico bruto, pesquisas estas que foram desenvolvidas na mesma instalação.

As concentrações afluentes dos parâmetros determinados durante todo o período de monitoramento se compararam com a faixa típica característica das concentrações físico-químicas do esgoto predominantemente doméstico, citada por von Sperling (2014). A Tabela 5.3 apresenta a comparação entre os valores típicos do esgoto doméstico bruto e a mediana das concentrações afluentes de todos os constituintes analisados.

**Tabela 5.3. Comparação com a faixa típica das águas domésticas residuárias brutas e a mediana das concentrações do esgoto bruto afluente determinada na presente pesquisa**

Parâmetro	Valor da Mediana (Afluente)	Faixa*
pH	7,38	6,7 - 8,0
DQO ( $\text{mg L}^{-1}$ )	430	450 - 800
DBO ( $\text{mg L}^{-1}$ )	239	250 - 400
SST ( $\text{mg L}^{-1}$ )	236	200 - 450
$\text{N-NH}_4^+$ ( $\text{mg L}^{-1}$ )	33	20 - 35

\*von Sperling (2014); pH: adimensional

Comparando a faixa típica dos valores de esgotos domésticos brutos e os valores medianos determinados das concentrações afluentes, verifica-se que os parâmetros pH, SST e  $\text{N-NH}_4^+$  se encontram no intervalo de concentrações afluentes do esgoto doméstico bruto citado por von Sperling (2014). No entanto, as concentrações dos parâmetros DQO e  $\text{DBO}_5$  se encontram fora dessa faixa, aproximando-se ao limite inferior. Ressalta-se ainda que a concentração do  $\text{N-NH}_4^+$  afluente se comporta de maneira diferente e está próxima ao limite superior da faixa estabelecida.

Apesar da variabilidade considerável observada na concentração afluyente, os valores determinados indicam características típicas de afluyente de esgoto doméstico bruto de países em desenvolvimento. O sistema da presente pesquisa é alimentado com águas residuárias brutas com as mesmas características da cidade, após tratamento preliminar (grades e remoção de areia). Contudo, a proximidade dos valores das concentrações afluentes para o limite inferior do intervalo sugere um esgoto doméstico bruto mais diluído.

### 5.2.2 Concentrações do Efluente no Sistema de Tratamento (Esgoto Doméstico Tratado)

A Tabela 5.4 apresenta as características físico-químicas do efluente das unidades durante todo o período de monitoramento, sendo os valores apresentados em conjunto para as duas fases do estudo e para as unidades I e II.

**Tabela 5.4. Características físico-químicas do esgoto tratado (efluente) global no WCEV determinadas no laboratório durante o desenvolvimento da pesquisa (estatística descritiva)**

Parâmetro	N <sup>o</sup>	Média	Mediana	Mínimo	Máximo	Coefficiente de Variação
Temp. (°C)	74	25,2	25,6	22,4	28,9	0,05
pH	74	7,1	7,0	6,2	8,5	0,06
DQO (mg L <sup>-1</sup> )	62	117	122	21	239	0,46
DBO <sub>5</sub> (mg L <sup>-1</sup> )	62	54	49	12	157	0,56
SST (mg L <sup>-1</sup> )	69	62	42	4	290	1,01
NTK (mg L <sup>-1</sup> )	42	17	17	4	47	0,57
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg L <sup>-1</sup> )	69	15	12	2	32	0,57

**N<sup>o</sup>**: Número de amostras; **Temp.**: Temperatura; **pH**: Potencial Hidrogeniônico; **DQO**: Demanda Química de Oxigênio; **DBO<sub>5</sub>**: Demanda Bioquímica de Oxigênio; **SST**: Sólidos Suspensos Totais; **NTK**: Nitrogênio Total Kjeldahl; **N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>**: Nitrogênio Amoniacal ou Amônio

Analisando os dados da Tabela 5.4 é possível supor que, em geral, as mudanças acontecidas no decorrer da operação do sistema não tiveram fortes implicações no seu desempenho, pois envolveram resultados satisfatórios, prova de que existe uma diminuição nas concentrações efluentes se comparamos com as concentrações afluentes ao sistema e, conseqüentemente remoções de poluentes.

Molle *et al.* (2005), após várias pesquisas desenvolvidas em sistemas WCEV-SF primeiro estágio para o tratamento de esgoto bruto, comentaram sobre as variações na remoção de

matéria orgânica no sistema. Os autores mostraram que, para baixas cargas hidráulicas, pode-se observar-se maior variação na remoção de matéria orgânica.

Em relação aos sólidos suspensos totais (SST), segundo Molle *et al.* (2005), a heterogeneidade na distribuição superficial do líquido pode levar a algumas deficiências na remoção de parâmetros, devido aos possíveis curtos-circuitos da vazão afluyente e à sensibilidade da taxa de infiltração.

### 5.2.3 Influência do tempo de alimentação e da taxa de aplicação hidráulica instantânea do esgoto afluyente no 1º Estágio do WCEV – SF na remoção de constituintes poluidores

#### 5.2.3.1 Desempenho do sistema

Em geral, observou-se um desempenho muito bom do sistema em ambas as fases de operação, podendo-se considerar satisfatório. De maneira global as eficiências medianas de remoção foram de 71% para DQO, 84% para DBO<sub>5</sub>, 83% para SST, 53% para NTK e 59% para N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, consideradas satisfatórias para países em desenvolvimento e superiores às obtidas por Manjate (2016). Moraes (2012), trabalhando anteriormente no mesmo sistema estudado, com 2 unidades em paralelo e a mesma TAH, com alimentação por bomba durante 5 min e uma taxa de carga hidráulica instantânea semelhante (0,38 m<sup>3</sup> m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> ou 6,5 L m<sup>-2</sup> min<sup>-1</sup>), relatou valores de eficiência de remoção de 71% para DQO, 79% para DBO<sub>5</sub>, 78% para SST e 50% para NTK e 54% para N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>.

Os resultados relativos à eficiência de remoção com o sistema operando com duas unidades em paralelo estão resumidos na Tabela 5.5.

**Tabela 5.5. Eficiências de remoção globais do sistema WCEV**

Parâmetro	N <sup>o</sup>	Eficiências de Remoção (%)				Coeficiente de Variação
		Média	Mediana	Mínimo	Máximo	
DQO	62	68	71	21	97	0,27
DBO <sub>5</sub>	62	80	84	43	93	0,13
SST	69	77	83	19	98	0,24
NTK	42	56	53	7	83	0,30
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	59	58	59	4	93	0,31

N<sup>o</sup>: Número de amostras; **Temp.:** Temperatura; **pH:** Potencial Hidrogeniônico; **DQO:** Demanda Química de Oxigênio; **DBO<sub>5</sub>:** Demanda Bioquímica de Oxigênio; **SST:** Sólidos Suspensos Totais; **NTK:** Nitrogênio Total Kjeldahl; **N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>:** Nitrogênio Amoniacal ou Amônio

No entanto, a eficiência média de remoção obtida em termos de DQO (68%) foi inferior à obtida por Molle *et al.* (2005) (79%) e Morvannou *et al.* (2015) (77%), relativa à avaliação do desempenho de centenas de sistemas operando com três leitos no primeiro estágio. A remoção média de sólidos suspensos totais (SST) e nitrogênio total kjeldahl (NTK) estiveram na ordem de 77% e 56%, comportamento similar, ainda que em números inferiores, ao reportado por Molle *et al.* (2005) e Morvannou *et al.* (2015) (86% e 83% para SST e 58% e 59% para NTK, respectivamente). Esse fato pode ser explicado pela estratégia operacional adotada na presente pesquisa, associada a valores da taxa de aplicação hidráulica no leito em operação de  $0,45 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  (vazão dividida em apenas duas unidades), maior período de alimentação (sete dias) e pelas características do afluente ( $189 \text{ gDQO m}^2 \text{ d}^{-1}$ ). Os níveis de eficiências de remoção médias apresentados por Molle *et al.* (2005) para o primeiro estágio foram obtidos a partir da avaliação de desempenho de 46 unidades trabalhando com carregamentos meios no leito em operação de  $223 \text{ gDQO m}^2 \text{ d}^{-1}$  e cargas hidráulicas inferiores a  $0,6 \text{ m d}^{-1}$  em uma área correspondente a  $1,2 \text{ m}^2 \text{ hab.}^{-1}$ . Já os valores obtidos por Morvannou *et al.* (2015), correspondem a 51 unidades (primeiro estágio) em operação na França.

Os valores de desempenho de WCEV-SF no tratamento de esgoto na França estão associados à forma de operação das três unidades pertencentes ao primeiro estágio. A alternância de ciclos de alimentação de 3,5 a 4 dias e de repouso por 7 dias é considerada importante para o controle do crescimento bacteriano e necessária para manter as condições aeróbias no filtro, permitindo assim, a mineralização da matéria orgânica proveniente da retenção dos sólidos suspensos contidos no afluente bruto (MOLLE *et al.* 2005) que se acumulam na superfície do sistema, formando uma camada de depósitos.

A taxa de aplicação hidráulica superficial (TAH) e a taxa de carregamento orgânico aplicado superficialmente, em conjunto com os valores determinados de concentração de afluentes e efluentes e as eficiências médias de remoção dos dados coletados, são resumidas na Tabela 5.6.

**Tabela 5.6. Análise descritiva em cada modo operacional, valores de concentração e eficiências de remoção ao longo de todo o período de pesquisa**

Parâmetro	Sistema com 2 unidades 24 pulsos por dia de 0.53 m <sup>3</sup>						
	Fase 1*		Fase 2*		Global		
<b>TAH Aplicada</b> (unidade / total) (m <sup>3</sup> m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup> )	0,45 / 0,22		0,45 / 0,22		0,45 / 0,22		
<b>TAH instantânea</b> (m <sup>3</sup> m <sup>-2</sup> h <sup>-1</sup> / L m <sup>-2</sup> min <sup>-1</sup> )	0,36	6,0	0,14	2,3	-		
<b>Tempo de aplicação do pulso</b> (min)	8		3				
<b>Carga Orgânica Aplicada</b> (unidade / total) (g DQO m <sup>2</sup> d <sup>-1</sup> )	218 / 109		182 / 91		189 / 95		
Concentração	Estatística Descritiva	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente
	N <sup>0</sup>	29		33		62	
DQO (mg L <sup>-1</sup> )	Média (desvio padrão)	448 (115) <sup>1</sup>	91 (53)	402 (195)	139 (44)	423 (163)	117 (54)
	Mediana	457	92	344	136	430	122
	Coef.Varição	0,26	0,59	0,48	0,32	0,39	0,46
	N <sup>0</sup>	29		33		62	
DBO <sub>5</sub> (mg L <sup>-1</sup> )	Média (desvio padrão)	249 (82)	51 (28)	299 (103)	57 (33)	270 (94)	54 (30)
	Mediana	233	47	273	53	239	49
	Coef.Varição	0,33	0,54	0,34	0,58	0,35	0,56
	N <sup>0</sup>	40		29		69	
SST (mg L <sup>-1</sup> )	Média (desvio padrão)	243 (173)	35 (25)	361 (220)	100 (79)	292 (201)	62 (63)
	Mediana	195	33	304	76	236	42
	Coef.Varição	0,71	0,71	0,61	0,79	0,69	1,01
	N <sup>0</sup>	12		30		42	
NTK (mg L <sup>-1</sup> )	Média (desvio padrão)	38 (9)	16 (11)	43 (11)	19 (8)	42 (11)	18 (9)
	Mediana	36	15	44	17	42	17
	Coef.Varição	0,24	0,7	0,25	0,4	0,25	0,48
	N <sup>0</sup>	28		31		59	
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg L <sup>-1</sup> )	Média (desvio padrão)	36 (13)	13 (8)	36 (15)	16 (7)	37 (14)	15 (8)
	Mediana	33	11	33	14	33	13
	Coef.Varição	0,36	0,6	0,4	0,44	0,38	0,51
	N <sup>0</sup>	33		41		74	
OD (mg L <sup>-1</sup> )	Média (desvio padrão)	0,37 (0,26)	4,51 (0,98)	0,60 (0,41)	3,88 (1,21)	0,51 (0,37)	4,16 (1,15)
	Mediana	0,33	4,63	0,51	3,94	0,37	4,31
	Coef.Varição	0,71	0,22	0,68	0,31	0,72	0,28
	N <sup>0</sup>	37		44		81	
REDOX (mV)	Média (desvio padrão)	- 35 (34)	252 (41)	- 6 (73)	235 (71)	- 19 (60)	243 (59)
	Mediana	- 42	259	- 15	242	- 32	246
	Coef.Varição	- 0,96	0,16	- 12,53	0,30	- 3,09	0,24
Eficiências de Remoção %		Média	Mediana	Média	Mediana	Média	Mediana
DQO		78 (14)	77	59 (17)	60	68 (18)	71
DBO <sub>5</sub>		79 (11)	84	81 (8)	84	79 (10)	84
SST		82 (14)	83	69 (22)	71	77 (19)	83
NTK		59 (22)	64	55 (14)	52	56 (17)	58
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>		63 (19)	68	54 (17)	56	58 (18)	59

\*Fase 1: Alimentação mediante bomba: Outubro 2014 – Janeiro 2016. Fase 2: alimentação mediante sifão dosador: Fevereiro 2016 – Maio 2018.

<sup>1</sup>Valores entre parênteses (desvio padrão)

Ao interpretar as eficiências obtidas, deve-se lembrar que, no presente estudo, apenas duas unidades foram usadas no primeiro estágio, representando 2/3 da área usual de um primeiro estágio típico do sistema francês. As eficiências de remoção para cada poluente e fases específicas são discutidas nas seções subsequentes.

Durante todo o estudo, as taxas de carregamento orgânico aplicadas, 189 g DQO m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>, 132 g DBO m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>, 131 g SST m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> e 18 g NTK m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>, encontraram-se com valores inferiores às cargas máximas de desenho clássico de WCEV-SF recomendado para o filtro em operação sob de clima seco (350 g DQO m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>, 150 g DBO m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>, 150 g SST m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> e 30 g NTK m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>) (Dotro *et al.*, 2017).

Em termos de análise estatística (teste U de Mann-Whitney;  $p \leq 0,05$ ), comparando as fases 1 e 2, as taxas de carregamento orgânico aplicadas não foram significativamente diferentes ( $p = 0,1129$ ), o que é um elemento importante na exclusão de cargas orgânicas como uma possível diferença no comportamento de ambas as fases.

Os resultados apresentados Tabela 5.6 mostraram diferenças entre as concentrações afluentes e efluentes obtidas entre as duas fases. As diferenças entre as duas experiências, com base nas comparações das concentrações de efluentes e na eficiência média de remoção são apresentadas na Tabela 5.7, por meio dos valores de  $p$  do teste U de Mann-Whitney.

A análise estatística mostrou que os valores de concentração de efluentes dos constituintes foram significativamente diferentes ( $p \leq 0,05$ ), em relação aos parâmetros DQO, NTK e OD. Complementarmente, a análise da eficiência de remoção dos parâmetros em ambas as fases demonstrou que, à exceção da DBO e NTK, existiram diferenças significativas. Deve-se ressaltar que, para o caso dos SST e N-NH<sub>4</sub><sup>++</sup>, foram obtidas diferenças significativas nas eficiências de remoção, não sendo assim observadas diferenças significativas nas concentrações efluentes, onde se destaca  $p = 0,0662$ , perto do valor de probabilidade ( $p \leq 0,05$ ). Já para o NTK, o comportamento foi totalmente oposto, sendo obtidas diferenças significativas nos valores das concentrações efluentes e não na eficiência removida.

**Tabela 5. 7. Valores de p do teste U de Mann-Whitney que compara as concentrações efluentes e as eficiências de remoção em ambas as fases**

Parâmetro	Fase 1 x Fase 2	
	Concentração Efluente	Eficiência de Remoção
DQO	0,0004 (*)	0,00004 (*)
DBO <sub>5</sub>	0,6430	0,7809
SST	0,0876	0,0071 (*)
NTK	0,000001 (*)	0,3230
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	0,0662	0,0277 (*)
OD	0,0095 (*)	--
REDOX	0,2950	--

(\*) *p*- valores  $\leq 0.05$ : médias das amostra são significativamente diferentes

Em relação à avaliação estatística dos diferentes tempos de alimentação, assim como das taxas de aplicação hidráulicas instantâneas das águas residuais brutas, as concentrações de oxigênio do efluente diminuíram, sendo significativamente afetadas. Assim, as concentrações de oxigênio no efluente poderiam ser afetadas pela transferência limitada de oxigênio ao WCEV (convecção e difusão), influenciada principalmente pela acumulação de sólidos na parte superior do filtro, pelas mudanças em relação aos carregamentos aplicados (tempo e taxas anteriormente citadas), e pelos oito anos de funcionamento do sistema, um aspecto muito importante para a operação do WCEV.

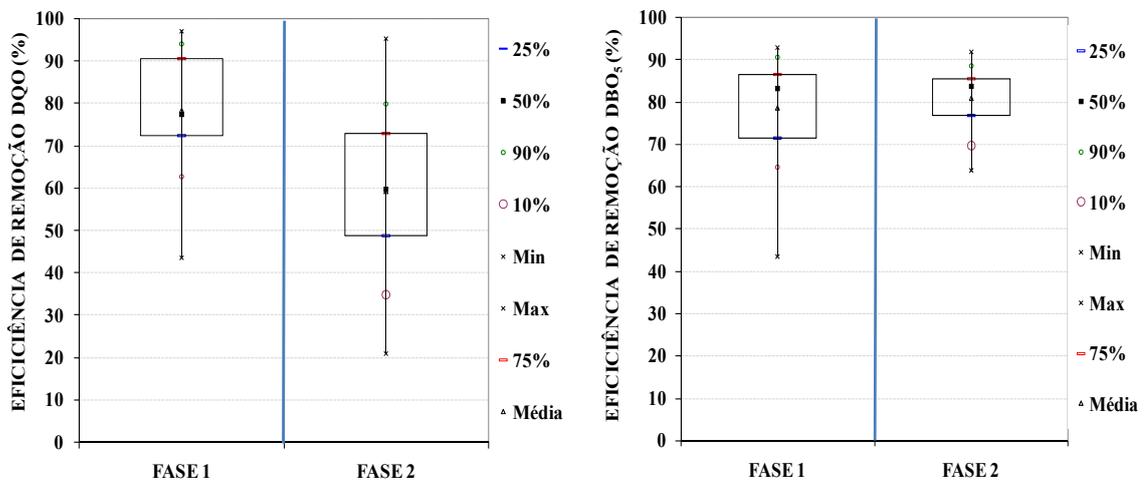
#### **5.2.3.1.1 Matéria orgânica. Demanda Química e Bioquímica de Oxigênio (DQO - DBO<sub>5</sub>)**

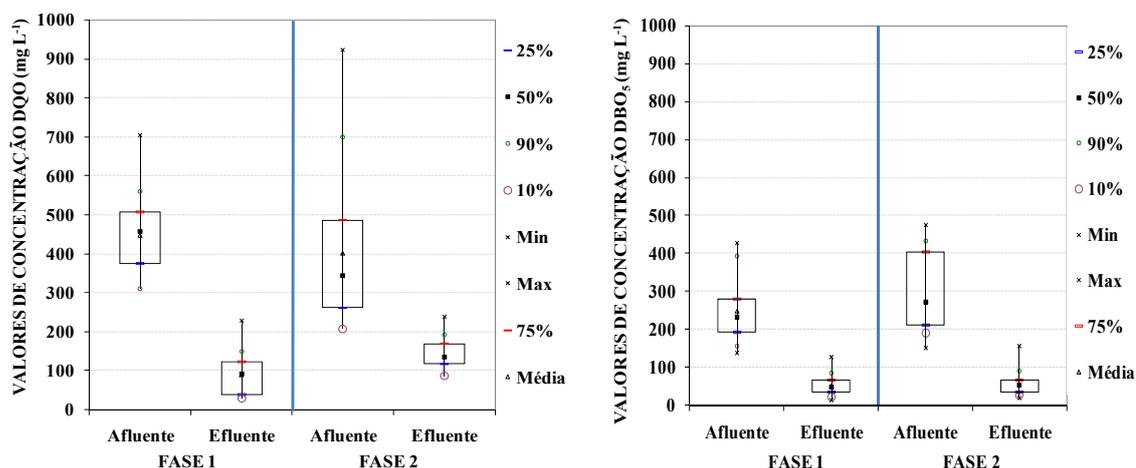
A Tabela 5.7 mostrou um desempenho positivo do sistema em comparação com outros processos utilizados principalmente nos países em desenvolvimento. Foram observadas eficiências de remoção satisfatórias para DQO e DBO<sub>5</sub> durante todo o estudo. O valor da mediana da eficiência de remoção de DQO na fase 1 (77%) foi significativamente maior do que na fase 2 (60%), com base no teste U de Mann-Whitney ( $p \leq 0,05$ ). O menor tempo de alimentação, os maiores volumes aplicados em função do tempo de pulso e as velocidades de escoamento superiores favoreceram a remoção da matéria orgânica. No caso da DBO<sub>5</sub>, os valores das eficiências medianas de remoção se comportaram de maneira similar para ambas as fases estudadas, ou seja, o sistema trabalhando com tempo de alimentação de 3 minutos (Fase 1), ou com tempo de alimentação de 8 minutos (Fase 2), manteve a mediana da eficiência de remoção de 84%. A análise estatística, como foi esperada, não mostrou a existência de diferenças significativas entre as duas fases ( $p = 0,7809$ ). Mas deve-se notar que

na Fase 2, a concentração média de  $\text{DBO}_5$  afluente e, portanto, a taxa de carga orgânica aplicada, foi substancialmente maior, o que não foi observado para a DQO.

Os valores médios de concentração efluente nas fases 1 e 2 foram  $91$  e  $139 \text{ mg L}^{-1}$  para DQO e  $51$  e  $57 \text{ mg L}^{-1}$  para  $\text{DBO}_5$ , respectivamente (Figura 5.11), semelhantes ao amplo levantamento realizado por Morvannou *et al.* (2015), que relataram um valor médio de DQO de  $126 \text{ mg L}^{-1}$  para o primeiro estágio do sistema francês operando com três unidades em paralelo. O desempenho de remoção de matéria orgânica observado ocorreu apesar da existência de uma variabilidade entre as concentrações medianas de afluente e efluente obtidas entre as duas fases, sendo elas muito mais marcadas em relação à DQO, tornando-se significativamente diferentes ( $p = 0,000360$ ; baseada no teste U de Mann-Whitney,  $p \leq 0,05$ ), mas não para o  $\text{DBO}_5$  (ver, Tabela 5. 7). Novamente, isso pode ser devido às diferentes características da matéria orgânica das águas residuárias afluentes, representadas por DQO e  $\text{DBO}_5$ , como discutido no parágrafo acima. Na Figura 5.11 apresentam-se as eficiências de remoção e as concentrações efluentes de DQO e DBO durante as fases 1 e 2, respectivamente.

**Figura 5.11. Box Whiskies da eficiência de remoção e concentrações efluentes da DQO e  $\text{DBO}_5$  na Fase 1 e Fase 2.**





Foi reforçado na discussão anterior que a remoção de DQO mostrou resultados variados de acordo com diferentes contextos (Molle *et al.*, 2005). Manjate (2016) realizou a mesma análise nas unidades que ele chamou de plantadas, encontrando valores de remoção de eficiências (medianas) entre 67% e 76% para DQO e 74 % DBO. Segundo o autor, os níveis de eficiências alcançados podem ser explicados devido à influência dos mecanismos envolvidos que se encontram relacionados ao processo de remoção da DQO (capacidade de filtração).

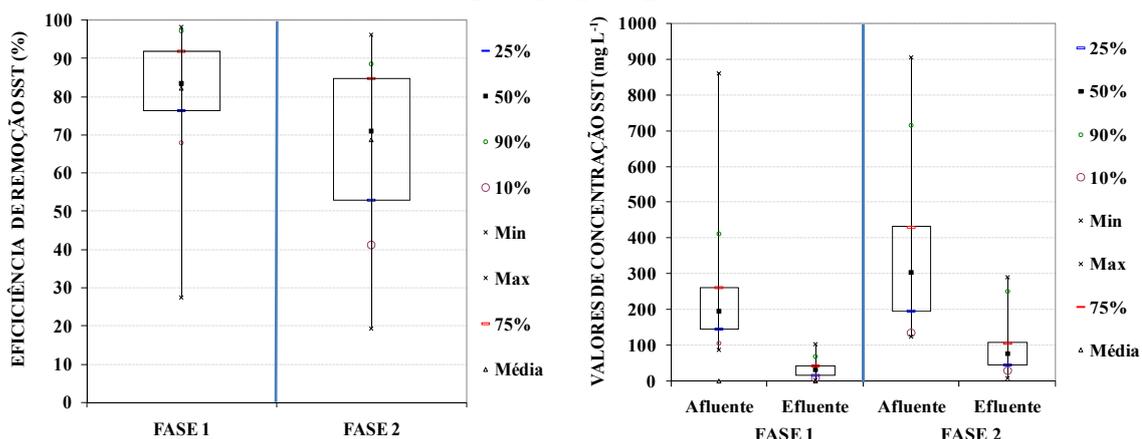
### 5.2.3.1.2 Sólidos Suspensos Totais

Em relação aos sólidos suspensos totais (SST), o valor do coeficiente de variação global foi elevado (1,01) (Tabela 5.5), o que se justifica pela grande variabilidade observada, fato que levou a mais investigações em relação ao comportamento deste parâmetro. As medianas das eficiências de remoção de sólidos suspensos totais (SST) foram 83% e 71% para Fase 1 e Fase 2, respectivamente (Tabela 5.6 e Figura 5.12). Por conseguinte, o valor global (83%) é similar ao valor obtido na primeira das duas fases estudadas. O teste estatístico demonstrou a existência de diferenças significativas entre as eficiências de remoção para as fases estudadas ( $p = 0,0071$ ). Os valores de remoções médias em ambas as fases, 82% para a Fase 1 e 69% para a Fase 2, podem ser considerados satisfatórios para países em desenvolvimento e, principalmente na Fase 1, são similares aos relatados no amplo levantamento realizado por Morvannou *et al.* (2015), que encontraram uma remoção média de 83%.

Em relação às concentrações medianas de SST no efluente (33 mg L<sup>-1</sup> e 76 mg L<sup>-1</sup> para a primeira e segunda fases, respectivamente), a análise estatística mostrou que não houve diferenças significativas entre as duas fases estudadas ao nível de significância de 5%, embora

houvesse diferença ao nível de 10% ( $p = 0,0876$ ). A menor remoção na Fase 2 pode ser explicada pelo fato de que, a partir do mês de março de 2017, na segunda célula, a camada de depósito foi inadvertidamente removida durante o corte das plantas. A remoção da camada de depósito contribuiu para o aumento da velocidade de percolação e diminuição da capacidade de remoção de sólidos na camada superficial. A Figura 5.12 apresenta as eficiências de remoção e a distribuição de concentração em ambas as fases.

**Figura 5.12. Box Whisker da eficiência de remoção e distribuição de concentração de SST na Fase 1 e Fase 2**



Trabalhos desenvolvidos no sistema em estudo, como os de Cota (2011), Lana (2013) e Manjate (2016), assumiram que a remoção de SST é quase inteiramente devida ao processo físico e capacidade de filtração, e não ao processo biológico associado à comunidade microbiana ou às plantas. Assim, estes autores associam a remoção de SST às condições operacionais e construtivas do sistema de tratamento. Fato que não foi provado e demandará estudos posteriores.

### 5.2.3.1.3 NTK e $N-NH_4^+$

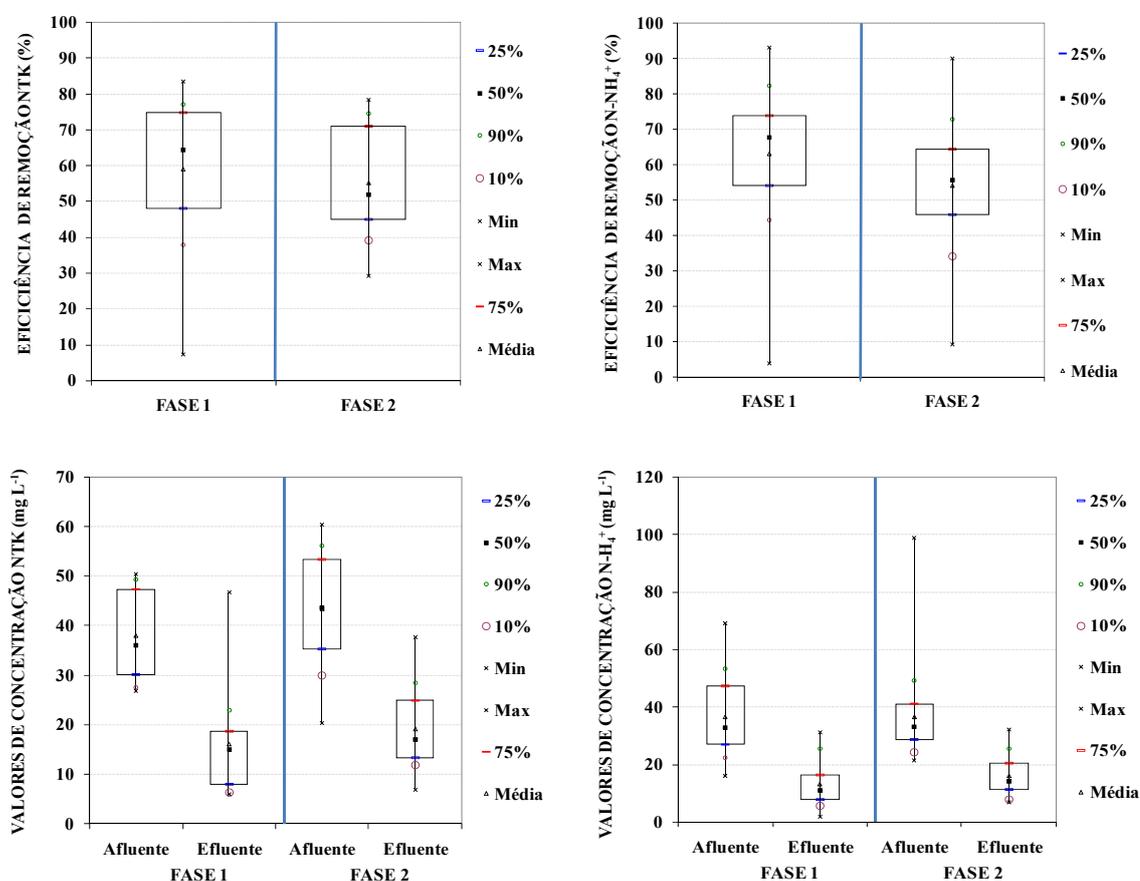
Devido à transferência de oxigênio no sistema associada à alimentação em pulso do afluente e à manutenção das condições aeróbicas, a nitrificação é provável que ocorra em WCEV. No primeiro estágio do sistema francês a nitrificação parcial, e não completa, é esperada, devido à competição por oxigênio entre organismos heterotróficos e autotróficos, como corroboram os resultados obtidos nas pesquisas realizadas por Molle *et al.* (2005) e Morvannou *et al.* (2015).

No caso da presente pesquisa, os valores de eficiência de remoção (médias e medianas) de NTK e  $N-NH_4^+$  foram semelhantes entre as fases (Tabela 5.6). Resultados similares foram

obtidos por Manjate (2016) e Cota (2011) em pesquisas desenvolvidas na mesma unidade de tratamento (WCEV-SF).

Lana *et al.* (2013), que investigaram o mesmo sistema da presente pesquisa, obtiveram valores globais de eficiência média de remoção de 60% do  $N-NH_4^+$ . No presente estudo, foram obtidos valores globais similares (58% e 59% de eficiência de remoção média e mediana respectivamente), corroborando a confiabilidade e robustez do sistema após anos de operação (Tabela 5.6). A Figura 5.13 apresenta as eficiências de remoção e concentrações efluentes de NTK e  $N-NH_4^+$  durante a Fase 1 e a Fase 2.

**Figura 5.13. Box Whisker de eficiência de remoção e concentrações efluentes de NTK e  $N-NH_4^+$  durante as duas fases do estudo**



Com base nos resultados obtidos, deduziu-se que o sistema apresentou boa capacidade de nitrificação. As eficiências medianas de remoção de NTK e  $N-NH_4^+$  global (58% e 59%) e em de ambas as fases (64% e 68% Fase 1; 52% e 56% Fase 2) foram satisfatórias. As eficiências médias de remoção de NTK obtidas em ambas as fases (59% Fase 1; 55% Fase 2) e globalmente (56%) foram semelhante à obtida por Molle *et al.* (2005), 54%.

O sistema foi capaz de realizar uma remoção parcial do NTK presente no afluente, indicando a presença de um ambiente oxidativo (aeróbico). Observou-se que, apesar de se atingir um percentual satisfatório de eficiência de remoção, especialmente levando em conta que apenas duas unidades foram utilizadas no primeiro estágio, na Fase 2 as eficiências medianas de remoção (52%) foram menores que na Fase 1 (64%) (Tabela 5.6).

A análise estatística revelou que para o NTK existiram diferenças significativas entre as duas fases para os valores de concentração efluente ( $p = 0,000001$ ), o que não foi observado nas eficiências de remoção ( $p = 0,3230$ ). Comportamento oposto foi obtido para  $\text{N-NH}_4^+$ , onde valores de concentrações não reportaram diferenças significativas entre as fases ( $p = 0,0662$ ), no entanto, os valores de eficiências apresentaram diferenças significativas na análise estatística ( $p = 0,0277$ ), (Tabela 5. 7).

Remoções menores na Fase 2 podem estar ligadas a uma possível pior aplicação de águas residuárias na superfície do filtro, associada a um aumento no tempo de alimentação (de 3 a 8 minutos), o que trouxe uma diminuição na taxa de aplicação hidráulica instantânea (de 6,0 para  $2,3 \text{ L m}^{-2} \text{ min}^{-1}$ ). Essas condições hidráulicas podem aumentar a saturação de amônio localmente e afetar a concentração efluente. Segundo Molle *et al.* (2006), boas condições de drenagem favorecem baixos teores de água no filtro, melhor oxigenação e maior nitrificação devido à adsorção e nitrificação do  $\text{N-NH}_4^+$  durante o período de descanso.

Condições desfavoráveis poderiam ser minimizadas aumentando o volume do pulso e o período de descanso entre os pulsos, ou seja, diminuindo o número de bateladas diárias. Menos bateladas por dia, com maiores volumes por batelada, podem induzir uma maior sucção de ar após a percolação líquida, o que pode ajudar a melhorar as condições aeróbicas dentro do leito e, assim, possivelmente melhorar a nitrificação (Molle *et al.*, 2006). No entanto, deve ser lembrado que, sob condições de clima quente, a opção de ter mais bateladas por dia, com intervalos mais curtos entre as bateladas, pode ser justificada pelo fato de haver um tempo menor de armazenamento dos efluentes brutos na caixa de alimentação, diminuindo os riscos da liberação de maus odores, que são uma grande preocupação em altas temperaturas.

De acordo com estudos realizados por Prost-Boucle e Molle (2012) no sistema francês, a nitrificação ocorreu principalmente na parte superior aeróbia do filtro. Segundo

Kantawanichkul *et al.*, (2007), o baixo potencial de nitrificação completa em *wetlands* verticais está associado à operação e estrutura física dos sistemas, que não fornecem tempo de espera suficiente para permitir o contato com as bactérias que são responsáveis por promover a oxidação do  $N-NH_4^+$ . McNevin *et al.* (1999), *apud* Molle *et al.* (2006) mostram que devido à capacidade buffer de adsorção dos meios orgânicos o amônio é rapidamente adsorvido na matéria orgânica (e na camada de depósito superficial) sendo principalmente nitrificado entre os lotes, convertendo que o processo de nitrificação seja mais estável.

No entanto, a eficiência da nitrificação diminui com o tempo. Isto por que a nitrificação direta parece ser limitada pelo tempo de retenção de amônio no meio provocado pela rápida velocidade de fluxo, limitando a adsorção de amônio na matéria orgânica e minerais do solo (MOLLE *et al.*, 2006; 2008). Molle *et al.* (2006), mostram que o fluxo rápido limita a adsorção de amônio no substrato que é nitrificado principalmente entre o pulso e durante o período de repouso.

Um aspecto importante a considerar, é que, no caso de sistemas com crescimento aderido, com o desenvolvimento da biomassa, o tamanho dos poros tende a decrescer, e como consequência a difusão de oxigênio diminuiria com o amadurecimento do sistema. Segundo Molle *et al.* (2005), diferentes resultados encontrados, principalmente na remoção de amônia, podem ser explicados pela disponibilidade de oxigênio para nitrificação nas unidades de tratamento.

Como forma de aumentar o potencial de remoção do nitrogênio total em um *wetland* vertical, algumas configurações para o sistema Francês foram propostas na literatura, tais como a saturação parcial do leito filtrante, estratégia que visa a utilização da camada superior livre (condições aeróbias) e uma zona parcialmente saturada na parte inferior, visando criar condições anaeróbicas/anóxicas em uma única unidade (DONG e SUN, 2007; SILVEIRA *et al.*, 2015), recirculação no primeiro estágio (PROST-BOUCLE e MOLLE, 2012; DECEZARO, 2018), e combinação do fundo saturado com recirculação no primeiro estágio operando com uma camada mais profunda do leito filtrante (TROESCH *et al.*, 2014; MORVANNOU *et al.*, 2017). Especificamente, em estudos desenvolvidos por Silveira *et al.* (2015) foram obtidas eficiências da ordem de 56% para a nitrificação e 85% para a desnitrificação, com 25 cm de altura de leito saturado, para uma carga afluente de  $14 \text{ gNTK m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ .

#### 5.2.3.1.4 Oxigênio dissolvido e Potencial de redução – oxidação (REDOX)

Semelhante a outros estudos desenvolvidos para o primeiro estágio do sistema francês, as concentrações de oxigênio dissolvido aumentaram do afluente para o efluente (Figura 5.14, valores medidos ao longo da duração do estudo). Durante todo o período de operação, com diferentes tempos de alimentação e taxas de aplicação hidráulica instantânea, as concentrações de oxigênio na saída foram positivas. Na Fase 1, as concentrações de OD no efluente se mantiveram com valores superiores (mediana de  $4,63 \text{ mgO}_2 \text{ L}^{-1}$ , com média de  $4,51 \text{ mgO}_2 \text{ L}^{-1}$ ) em relação à Fase 2 (mediana de  $3,94 \text{ mgO}_2 \text{ L}^{-1}$  e média de  $3,88 \text{ mgO}_2 \text{ L}^{-1}$ ) (Tabela 5.6, Figura 5.14 e Figura 5.15), concentrações essas que apresentaram diferenças significativas na análise estatística ( $p = 0,0095$ ) (Tabela 5. 7).

Lana *et al.* (2013), em um estudo anterior realizado na mesma estação de tratamento, obteve concentrações médias de  $5,1 \text{ mgO}_2 \text{ L}^{-1}$  no efluente. Embora tenham sido superiores, os valores foram determinados para um regime operacional diferente daquele estabelecido nesta pesquisa: o sistema possuía apenas dois anos de operação e trabalhava com a mesma frequência de bateladas, mas com três unidades em paralelo, com 2,5 dias de alimentação seguidos de 4,5 dias de descanso.

Para efetuar uma análise sob os resultados das concentrações de OD no efluente, e estabelecer uma comparação com Lana *et al.* (2013), é importante ter presente que nesta pesquisa, após oito anos de operação, as condições de transferência de oxigênio para o leito do filtro podem ter sido afetadas, principalmente influenciadas pelo maior acúmulo de sólidos na parte superior do filtro (média de 6,6 cm de camada de sólidos acima do leito I), pelo regime de alimentação utilizado durante o estudo, com uma unidade recebendo esgoto durante um longo período de tempo, 7 dias, em oposição aos 2,5 dias empregados por Lana *et al.* (2013), ou pela mudança na taxa de aplicação hidráulica instantânea, a mesma que provocou alterações no sistema de distribuição de águas residuárias brutas.

Figura 5.14. Valores de Concentração de OD no afluente (esgoto bruto) e no efluente durante todo o tempo de monitoramento

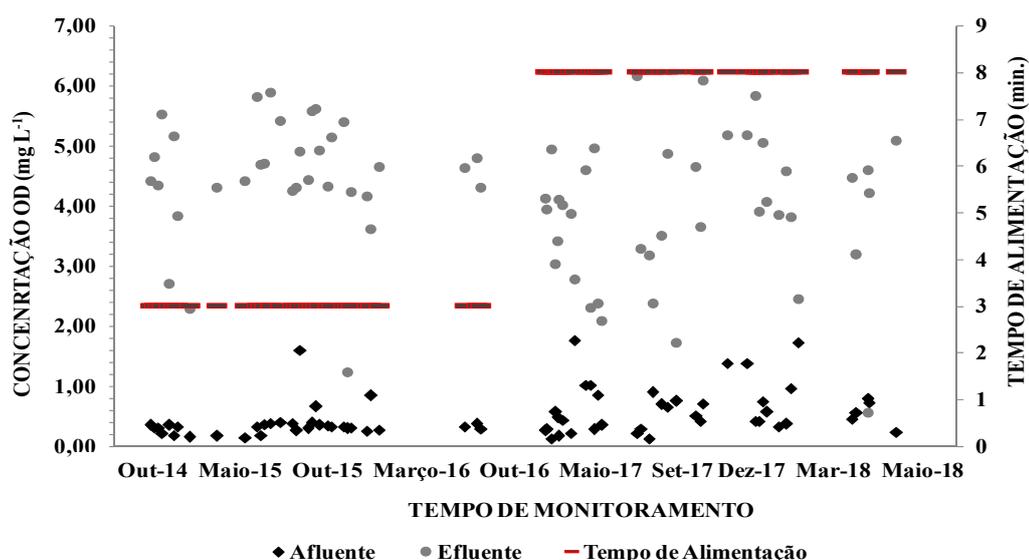
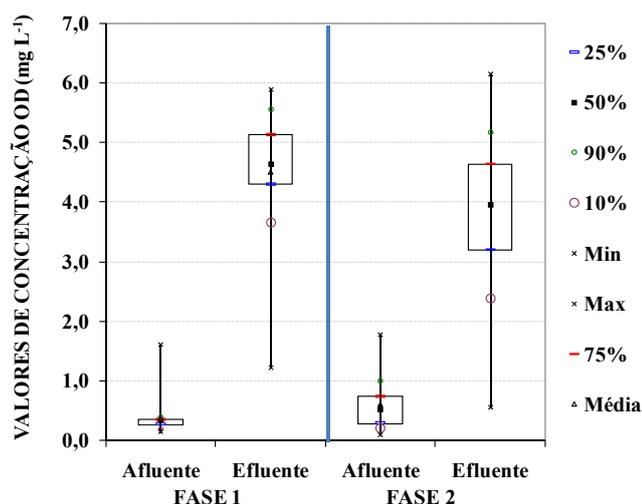


Figura 5.15. Concentrações afluente e efluente de OD de cada fase (Fase 1; Fase 2) do sistema de tratamento

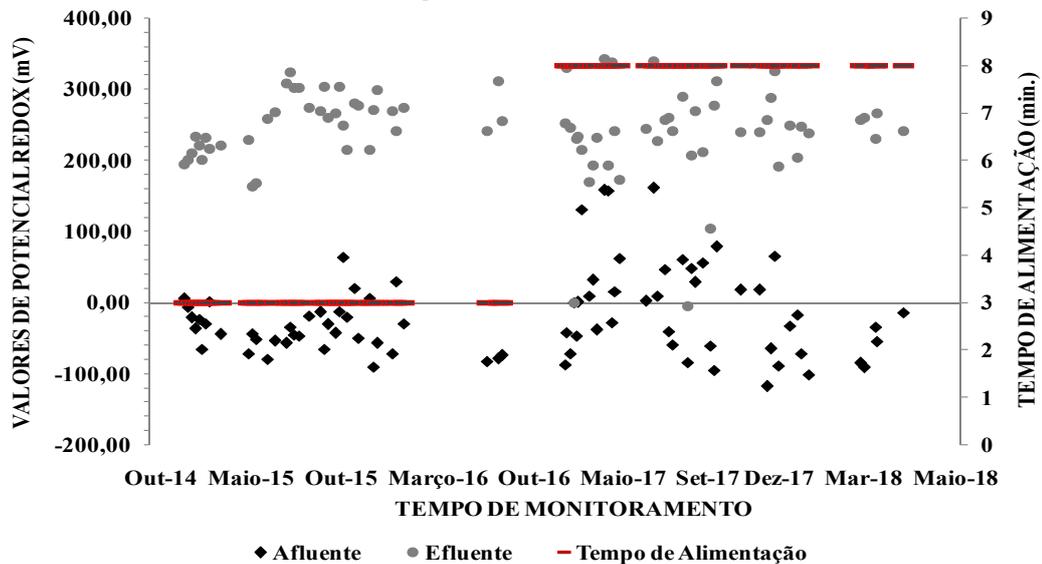


Na Fase 2 (alimentação por sifão), o tempo de alimentação (tempo do pulso) foi quase triplicado em comparação com a Fase 1 (alimentação por bomba), aumentando de 3 a 8 minutos, e a taxa de aplicação hidráulica instantânea superficial foi menor (passando de  $6,0 \text{ L m}^{-2} \text{ min}^{-1}$  na Fase 1 para  $2,3 \text{ L m}^{-2} \text{ min}^{-1}$  na Fase 2) devido à menor capacidade de vazão do sifão, em comparação com a bomba. Sabe-se que um aumento no tempo de contato, causado pelo aumento do tempo de alimentação, pode influenciar na diminuição dos valores médios de concentração de oxigênio dissolvido, como encontrado na Fase 2 ( $4,1 \text{ mgO}_2 \text{ L}^{-1}$ ). Molle *et al.* (2014) enfatizam que cargas hidráulicas e orgânicas devem ser bem controladas para favorecer a mineralização dessa camada. Caso contrário, existem limitações dos processos de

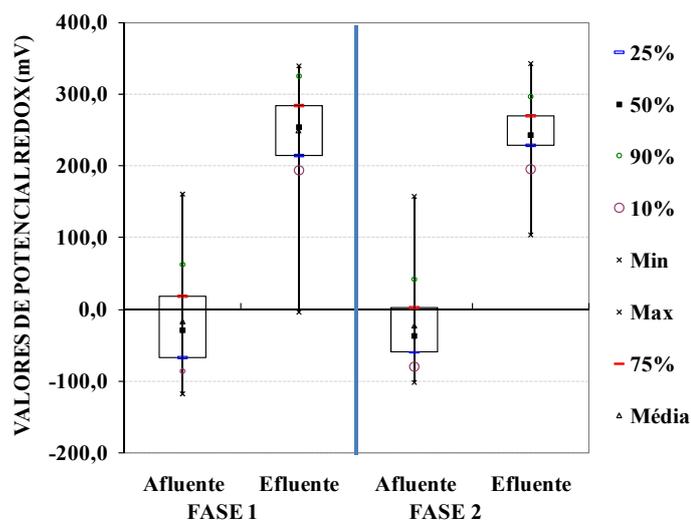
transferência de oxigênio (convecção e difusão) devido ao excesso de água superficial, influenciando no desempenho do sistema.

O potencial redox também aumentou substancialmente do afluente para o efluente, com valores altos no efluente e similares entre as fases (Figura 5.16 e Figura 5.17), suficientes para sustentar a nitrificação. A análise estatística mostrou que, na comparação entre as duas fases estudadas, os valores do potencial de redução-oxidação (REDOX) não apresentaram diferenças significativas ( $p = 0,2950$ ) (Tabela 5. 7).

**Figura 5.16. Valores de Potencial REDOX no afluente (esgoto bruto) e no efluente durante todo o tempo de monitoramento**



**Figura 5.17. Valores do Potencial REDOX afluentes e efluentes de cada fase (Fase 1; Fase 2) do sistema de tratamento**



Kania *et al.* (2018), investigando em várias WCEV – SF em larga escala, enfatizam que o aumento da espessura da camada superficial também pode reduzir a permeabilidade do filtro e levar ao entupimento. Da mesma maneira, a acumulação de sólidos na superfície dos leitos pode afetar tanto o escoamento como a transferência de oxigênio para o sistema, interferindo no processo de difusão de oxigênio, portanto, nas condições de redução-oxidação do meio, nos processos aeróbios de degradação biológicos e nas concentrações de OD na saída. No entanto, deve ser sempre lembrado que a pesquisa atual foi realizada em um clima quente, o que pode levar a diferentes comportamentos em comparação com os observados na França.

#### **5.2.4 Monitoramento Intensivo do afluente/efluente ao longo do ciclo de alimentação.**

##### **Remoção de constituintes e comportamento de parâmetros de interesse**

Destaca-se que, em todo o período destas atividades de monitoramento intensivo, a unidade I estava em média com 6,6 cm de lodo acumulado de forma não homogênea na superfície do sistema (medição em 15 pontos aleatórios). Os valores médios obtidos a partir da caracterização das concentrações efluentes das duas unidades são apresentados na Tabela 5.8 e na Tabela 5.9. Nelas se mostram os valores médios das concentrações obtidas e remoções alcançadas, a partir da análise da influência do dia de alimentação dentro do ciclo e do acúmulo de sólidos na superfície (lodo) no leito em operação durante os dois monitoramentos efetuados em cada leito em conjunto.

As concentrações afluentes do sistema para ambos os leitos monitorados, com algumas exceções, se encontram com as características do esgoto doméstico bruto com valores dentro da faixa típica de esgoto sanitário para as condições brasileiras (ver Tabela 5.4).

**Tabela 5. 8. Valores médios da caracterização do efluente do sistema de tratamento avaliado nas campanhas de monitoramento intensivo ao longo dos dias componentes do ciclo de alimentação. Unidade I - CL e II – SL**

Amostra	Parâmetro	Número do pulso de alimentação ao longo do ciclo de sete dias															
		1	25	49	73	97	121	145	169	1	25	49	73	97	121	145	169
		Dia de referência dentro do ciclo (referenciado ao início do dia)															
		1	2	3	4	5	6	7	1*	1	2	3	4	5	6	7	1*
		WCEV I - CL 1ª campanha intensiva								WCEV II - SL 2ª campanha intensiva							
Esgoto Tratado (Efluente)	pH	6,5	6,9	6,9	7,0	7,0	7,0	7,1	-	7,8	7,0	7,4	7,2	7,1	7,5	7,4	7,2
	Temperatura (°C)	26,7	28,0	26,3	25,4	25,4	25,6	25,0	-	23,5	24,3	22,4	21,7	20,5	19,8	22,9	20,5
	OD (mg L <sup>-1</sup> )	3,8	4,5	3,4	2,8	3,0	1,3	2,0	-	4,8	4,0	5,5	5,0	4,6	4,9	4,1	2,2
	REDOX (mV)	-	-	-	-	-	-	-	-	158	-	40	88	133	-80	-185	47
	DQO (mg L <sup>-1</sup> )	320	192	163	141	138	147	123	-	222	101	129	113	80	80	102	429
	SST (mg L <sup>-1</sup> )	-	-	-	-	-	-	-	-	178	96	120	110	68	44	50	214
	NTK (mg L <sup>-1</sup> )	11	12	18	15	21	19	20	-	26	20	33	27	37	36	37	49
	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg L <sup>-1</sup> )	10	11	16	14	16	13	16	-	24	18	26	27	23	32	33	38
	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg L <sup>-1</sup> )	-	19,7	17,3	11,8	9,3	6,0	11,5	-	49	35	14	15	10	10	8	5
N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg L <sup>-1</sup> )	0,25	0,61	0,21	0,79	0,16	3,12	0,08	0,3	0,38	0,30	0,18	0,08	0,08	0,12	0,12	1,45	
		WCEV I - CL 4ª campanha intensiva								WCEV II - SL 3ª campanha intensiva							
Esgoto Tratado (Efluente)	pH	6,5	7,2	6,9	7,0	7,0	7,0	7,1	-	7,1	7,0	7,2	7,0	7,3	7,2	6,8	6,8
	Temperatura (°C)	26,7	27,8	26,3	27,1	25,4	25,6	25,0	-	25,6	25,2	26,0	23,2	23,5	23,6	20,0	25,2
	OD (mg L <sup>-1</sup> )	-	-	-	-	-	-	-	-	1,3	3,7	5,0	4,2	5,3	5,2	5,3	4,6
	REDOX (mV)	-	-	-	-	-	-	-	-	20	212	82	168	179	63	147	58
	DQO (mg L <sup>-1</sup> )	225	139	116	96	113	108	258	61	208	86	177	67	51	194	79	39
	SST (mg L <sup>-1</sup> )	172	160	68	54	82	38	72	-	160	68	54	82	38	89	72	100
	NTK (mg L <sup>-1</sup> )	9	8	12	10	14	14	19	11	34	30	10	23	27	22	23	12
	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg L <sup>-1</sup> )	8	8	11	9	11	9	12	10	26	22	20	21	23	19	23	12
	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg L <sup>-1</sup> )	10	12	10	7	6	6	6	4	41	20	27	14	16	10	26	19
N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg L <sup>-1</sup> )	0,17	0,33	0,11	0,41	0,11	1,56	0,56	0,04	1,68	0,14	0,10	0,06	0,06	0,43	0,35	0,3	

- valores não disponíveis.

\*Referente ao dia de mudança da operação (alimentação/descanso), último pulso no leito em alimentação.

Unidade com lodo: (CL); Unidade sem lodo: (SL).

Os resultados da avaliação desenvolvida com a análise das concentrações médias diárias de cada atividade de monitoramento mostraram que as unidades receberam carregamento médio durante todo período de monitoramento de 216 e 168 gDQO m<sup>2</sup>d<sup>-1</sup> para o WCEV I - CL e WCEV II - SL, respectivamente, ou seja, inferiores à taxa máxima recomendada de 300 e 350 gDQO m<sup>2</sup> d<sup>-1</sup> por Molle *et al.*(2005) e Dotro *et al.* (2017), respectivamente. Especificamente no leito I - CL, apesar de no 4<sup>o</sup> dia de alimentação (320 gDQO m<sup>2</sup> d<sup>-1</sup>) a taxa de aplicação estar ligeiramente superior à máxima recomendada por Molle *et al.* (2005), a eficiência de remoção para DQO foi de 80% (Tabela 5. 8 e Tabela 5.9). Uma análise similar pode ser feita para o 4<sup>o</sup> dia de operação do leito II - SL (carregamento médio de 379 gDQO m<sup>2</sup> d<sup>-1</sup>) que superou as recomendações de Dotro *et al.* (2017) (350 gDQO m<sup>2</sup> d<sup>-1</sup>), resultados que revelam que o sistema consegue receber sobrecargas pontuais sem afetar a taxa de remoção, conforme apontado por Morvannou *et al.* (2015). Porém, esses valores estão abaixo dos encontrados por Prost-Boucle e Molle (2012) que, verificando o efeito de recirculação no primeiro estágio, observaram que, com carregamentos de até 450 g DQO m<sup>2</sup> d<sup>-1</sup>, o desempenho de remoção permaneceu em 90% e para 600 g DQO m<sup>2</sup> d<sup>-1</sup>, as taxas de remoção foram em torno de 82% para as condições climáticas da França.

**Tabela 5.9. Percentual de remoção do efluente do sistema de tratamento avaliado. Unidade I – CL e II - SL**

Parâmetro	Número do pulso de alimentação ao longo do ciclo de sete dias								
	1	25	49	73	97	121	145	169	
	Dia de referência dentro do ciclo (referenciado ao início do dia)								
	1	2	3	4	5	6	7	1*	
	<b>WCEV I – CL 1<sup>a</sup> campanha intensiva</b>								
DQO (%)	-	54	67	80	54	66	80	-	<b>67</b>
SST (%)	-	-	-	-	-	-	-	-	-
NTK (%)	83	71	53	67	57	67	57	-	<b>65</b>
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (%)	84	66	40	61	60	62	41	-	<b>59</b>
	<b>WCEV II - SL2<sup>a</sup> campanha intensiva</b>								
DQO (%)	43	85	51	66	78	76	61	30	<b>66</b>
SST (%)	-1	73	20	49	69	82	79	40	<b>53</b>
NTK (%)	70	73	48	55	28	34	30	43	<b>48</b>
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (%)	67	65	51	51	46	26	25	34	<b>47</b>
	<b>WCEV II – SL3<sup>a</sup> campanha intensiva</b>								
DQO (%)	49	79	67	57	80	25	81	95	<b>67</b>
SST (%)	58	62	83	78	72	83	75	71	<b>73</b>
NTK (%)	54	68	78	65	58	56	60	75	<b>64</b>
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (%)	50	63	63	65	59	58	46	73	<b>60</b>
	<b>WCEV I - CL 4<sup>a</sup> campanha intensiva</b>								
DQO (%)	80	82	92	79	81	83	67	80	<b>81</b>
SST (%)	-	-	-	-	-	-	-	-	-
NTK (%)	74	88	76	83	81	76	77	78	<b>79</b>
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (%)	79	86	76	85	80	81	75	78	<b>80</b>

\*Referente ao dia de mudança da operação (alimentação/descanso), último pulso no leito em alimentação

Com valores médios de DQO efluente de  $137 \text{ mg L}^{-1}$  (dois leitos, dois monitoramentos cada) e remoção de 70%, considera-se que o sistema apresentou desempenho satisfatório em termos de remoção de matéria orgânica, similar ao estudo realizado por Morvannou *et al.* (2015), que reportam valores de  $126 \text{ mg L}^{-1}$  e remoção de 77% para o primeiro estágio do SF. Destacam-se os desempenhos de remoção em termos de DQO no 1º dia de monitoramento, para todos os ciclos monitorados, os quais aumentaram ao longo dos dias de alimentação. Essa condição é decorrente do acúmulo de sólidos na superfície do sistema, responsável pela obstrução progressiva, o que provoca melhor filtração do afluente no meio filtrante do sistema de tratamento, aspecto que caracteriza o comportamento dos filtros de maneira geral.

De acordo com Molle *et al.* (2005) e Morvannou *et al.* (2015), o aumento do carregamento orgânico diminui o desempenho do tratamento em termos de NTK, refletindo nos limites que o filtro pode atingir em termos de renovação de oxigênio e adsorção de amônio. A remoção de NTK e  $\text{N-NH}_4^+$ , bem como a produção de nitrogênio oxidado ( $\text{NO}_x = \text{N-NO}_3^- + \text{N-NO}_2^-$ ), variaram ao longo dos 7 dias de monitoramento em todas as campanhas realizadas. Com carga aplicada dentro do recomendado por Molle *et al.* (2005), a eficiência média de remoção em termos de concentração para NTK nos dois monitoramentos intensivos feitos em cada unidade foi de 65% e 79% para a unidade I – CL e 48% e 64% para a unidade II - SL. Os valores de produção de  $\text{N-NO}_3^-$  foram diminuindo com o percorrer dos dias de alimentação nas duas unidades. Esta queda na produção pode ter sido influenciada por alguns fatores que justificariam o relatado, como melhores condições de aerobiose no interior do maciço filtrante, acentuadas no início do ciclo de operação, não limitando a nitrificação. À medida que o sistema continuou recebendo o afluente, constatou-se um maior acúmulo de líquido na camada superior, dificultando a drenagem do afluente a tratar, e de fato, dificultando a taxa de transferência de oxigênio ao leito.

As maiores eficiências de remoção de NTK reportadas na unidade II – SL (73% e 78%, referente ao monitoramento 2 e 3) foram com as maiores cargas,  $283$  e  $338 \text{ gDQO m}^2 \text{ d}^{-1}$ , respectivamente, e eficiências de remoção de 67% e 78% para cargas superiores a  $300 \text{ gDQO m}^2 \text{ d}^{-1}$  na unidade I - CL.

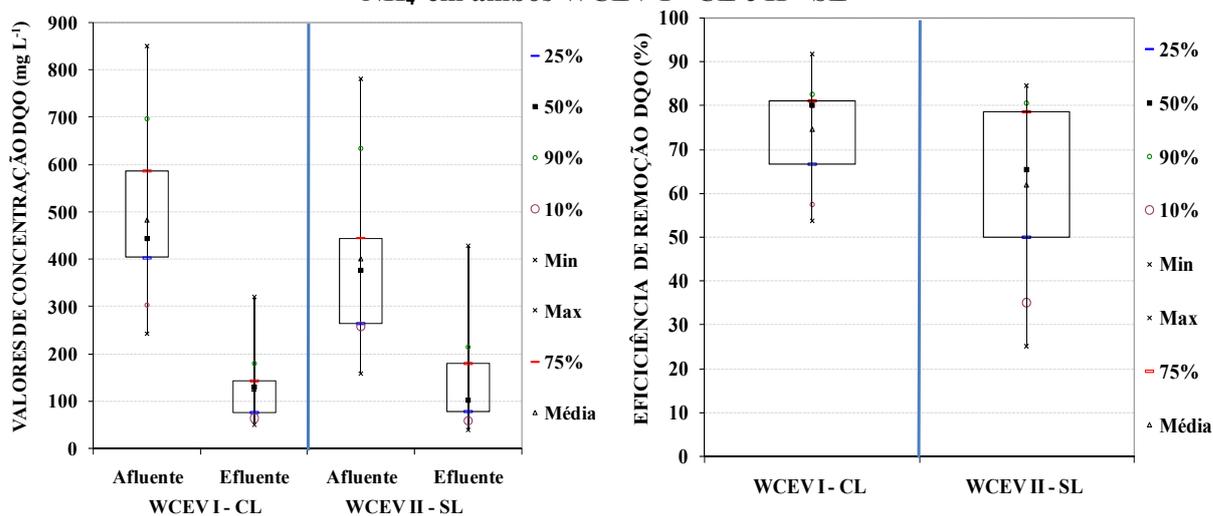
Dentre os aspectos a considerar nesta análise, Boutin *et al.* (1997) relatam que o  $\text{N-NH}_4^+$  adsorvido é posteriormente nitrificado entre os períodos de alimentação e repouso, sendo liberadas ao filtro no primeiro pulso do novo ciclo. Em função disso, logo após o período de

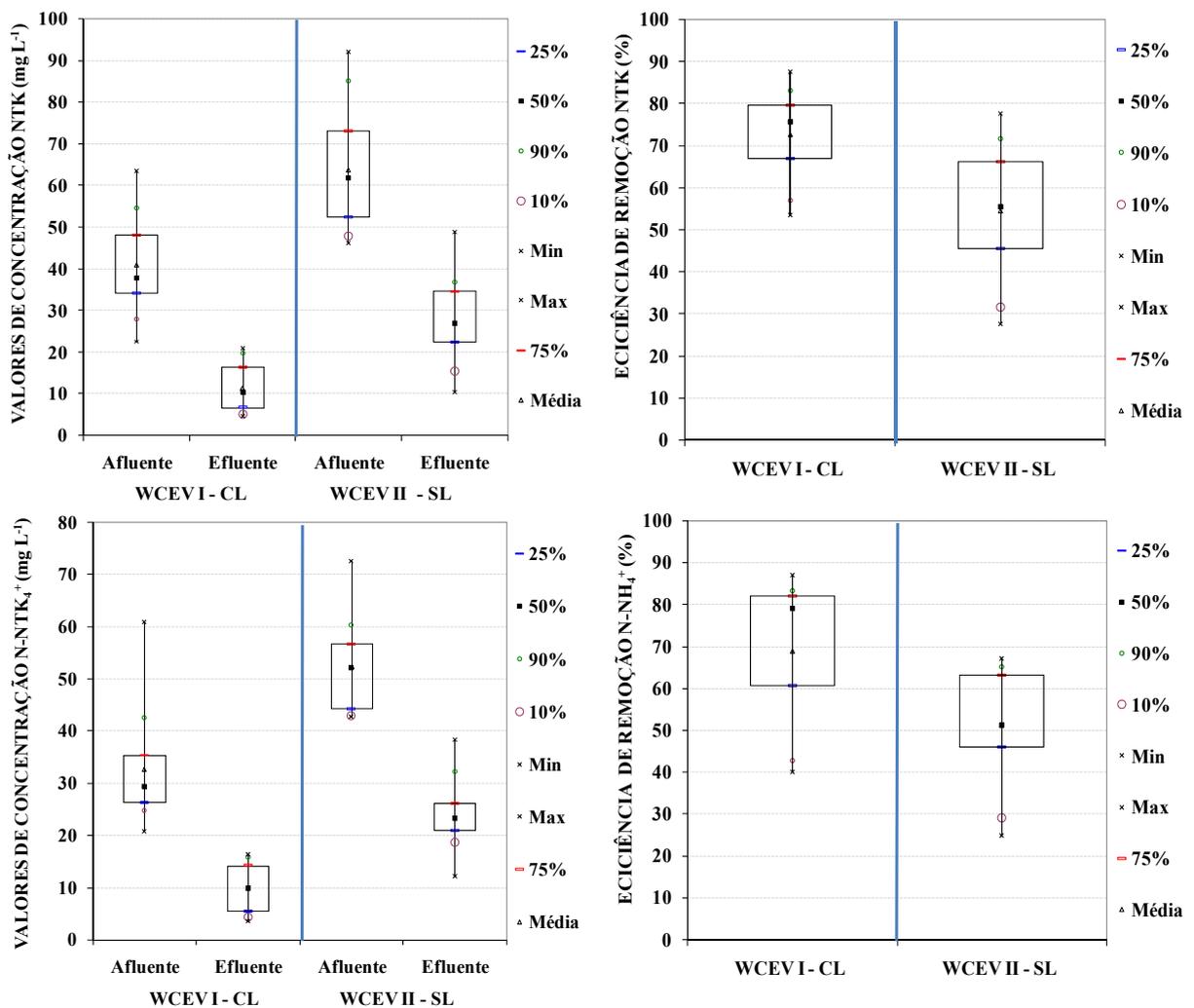
uma semana de repouso, sem receber esgoto bruto, podem-se encontrar elevadas concentrações de  $\text{N-NO}_3^-$  no efluente.

Fatores como a diminuição da taxa hidráulica instantânea a  $0,14 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ , bem inferior às recomendações francesas, as quais estipulam um mínimo de  $0,5 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$  ( $8 \text{ L m}^{-2} \text{ min}^{-1}$ ) (DOTRO *et al.*, 2017) ou  $0,6 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$  ( $10 \text{ L m}^{-2} \text{ min}^{-1}$ ) (MOLLE *et al.*, 2005), e o fato de que a pesquisa foi desenvolvida com uma menor área superficial por equivalente populacional ( $0,6 \text{ m}^2 \text{ e.p.}^{-1}$ ), representando redução de 1/3 do primeiro estágio do sistema francês, influenciaram no desempenho no sistema. Em relação a isto, é possível que a duração da aplicação do pulso constitua um fator-chave no desempenho da unidade de tratamento, visto que, afetaria a hidrodinâmica e a transferência de oxigênio, bem como o tempo de contato do líquido com os microrganismos responsáveis pela remoção de contaminantes. Curtos tempos de alimentação e uma alta vazão instantânea podem influenciar positivamente no desempenho do tratamento. Já Prost-Boucle e Molle (2012) expõem que a área superficial deve ser no mínimo  $1,5 \text{ m}^2 \text{ e.p.}^{-1}$  para garantir uma boa nitrificação, nas condições climáticas francesas, operando com três unidades em paralelo, típico desenho do primeiro estágio de WCEV-SF.

A Figura 5.18 apresenta o Box-Whisker das concentrações (afluentes e efluentes) e as eficiências de remoção de DQO, NTK e  $\text{N-NH}_4^+$  em ambos WCEV I - CL e II - SL.

**Figura 5.18. Concentrações (afluentes e efluentes) e eficiências de remoção de DQO, NTK e  $\text{N-NH}_4^+$  em ambos WCEV I - CL e II - SL**





Os resultados decrescentes de eficiência em termos de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> com o avanço do tempo de alimentação e o acúmulo de lodo na superfície diferem dos dados reportados por Arias Lopez (2013), que estudou o comportamento de um WCEV-SF recebendo alimentação durante 11,5 dias, com uma taxa de aplicação hidráulica de 0,38 m<sup>3</sup>h<sup>-1</sup>. O autor reportou eficiência progressiva, iniciando com 65% no 1º dia, alcançando 80% no final do ciclo. Valores que foram justificados em função do período de repouso que antecede os primeiros dias de alimentação, momento responsável pela menor atividade das bactérias nitrificantes no início do ciclo, além da melhor distribuição do esgoto sobre a superfície do sistema com a formação de uma camada de lodo mais espessa ao longo dos dias de alimentação, ocupando um maior volume relativo do reator (ARIAS LOPEZ, 2013).

Promover um maior tempo de residência do líquido, bem como aproveitar melhor o volume relativo do reator, é possível com aplicação de vários pulsos por dia, contudo, essa condição

traz como desvantagem a baixa oxigenação no meio, interferindo negativamente na nitrificação (BOLLET *et al.*, 1993; MOLLE *et al.*, 2006).

Os resultados dos testes estatísticos comparando as duas unidades (Tabela 5.10) mostraram não existir diferença significativa em termos de DQO. No entanto, diferenças significativas nas concentrações no efluente e na eficiência de remoção foram identificadas para NTK. Já para o parâmetro N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, existiram diferenças significativas para as eficiências de remoção, não tendo sido identificadas para os valores de concentração efluentes. Destaca-se que essas diferenças significativas estiveram marcadas por uma melhor eficiência de remoção na unidade com lodo (unidade I- CL). Estes resultados se justificam pelo discutido anteriormente neste subitem.

**Tabela 5.10. Valores de p do teste U de Mann-Whitney que comparam as concentrações de efluentes e as eficiências de remoção entre as duas unidades durante as campanhas de monitoramento intensivo**

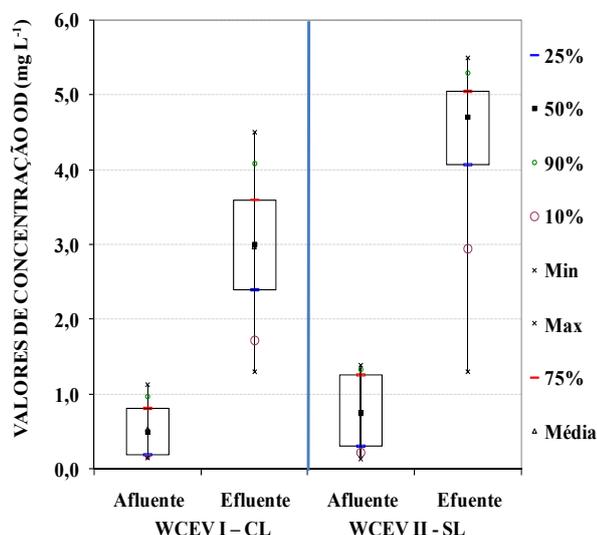
Parâmetro	WCEV I - CL x WCEV II - SL	
	Concentração Efluente	Eficiência de Remoção
DQO	0,8588	0,0773
NTK	0,0001(*)	0,0128(*)
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	0,0656	0,0021(*)
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	0,0039(*)	--
N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	0,3323	--
OD	0,0091(*)	--

(\*) *p*- valores ≤ 0.05: médias das amostra são significativamente diferentes

Como esperado, após a passagem do líquido pelo sistema, as concentrações de oxigênio dissolvido aumentaram (Figura 5.19). Durante os períodos de operação das unidades I – CL e II - SL, as concentrações de oxigênio na saída foram positivas, com mediana de 3,0 e 4,4 mg O<sub>2</sub> L<sup>-1</sup>, respectivamente. Essa transferência de oxigênio para o leito pode ser alcançada por (i) diluição nas águas residuárias; (ii) convecção devido ao carregamento em pulso; (iii) difusão (PLATZER, 1999; MOLLE *et al.*, 2006) e iv) aeração passiva. Visto que as duas unidades operaram com o mesmo número de pulsos, mesma vazão, e contavam com tubos de aeração passiva na zona de drenagem, a menor concentração medida na unidade I pode ter sido influenciada pela maior altura da camada de lodo na superfície do sistema, que de forma não homogênea possuía em média 6,6 cm, em comparação com a unidade II, que não apresentou lodo acumulado na superfície. Segundo Molle *et al.* (2006; 2014), quanto maior é a altura da

camada de lodo, maior é a quantidade de água imobilizada, que por sua vez influencia na taxa de infiltração e renovação do oxigênio para o interior do maciço filtrante.

**Figura 5.19. Concentração de OD no efluente das unidades I e II durante o tempo de monitoramento intensivo**



Os resultados das concentrações de oxigênio no decorrer do estudo induzem que as condições estabelecidas favoreceram a ocorrência de processos aeróbios para a degradação da matéria orgânica e nitrificação, aspecto a se esperar no desempenho do sistema. Contudo, Molle *et al.* (2005; 2014) e Dotro *et al.* (2017) destacam que, se os critérios de operação forem bem controlados, a camada de lodo não bloqueia totalmente a aeração do sistema. Segundo os autores, um importante detalhe na transferência passiva de oxigênio está associada às rachaduras no lodo quando seco, permitindo assim, a entrada de oxigênio para o interior do leito (MOLLE *et al.*, 2005).

Além disso, a condição operacional de 7 dias de alimentação promoveu o decréscimo na concentração de oxigênio ao longo do período de monitoramento, mostrando que a taxa de aplicação superou a capacidade de drenagem, e a partir do 6º dia a camada superior ficou completamente saturada. Esse empocamento pode criar condições anaeróbias no leito e assim a eficiência de remoção de poluentes pode ser prejudicada. Com diferença significativa influenciada pela maior camada de lodo ( $p= 0,0091$ ), as concentrações de OD medidas nas duas unidades foram positivas, favorecendo a ocorrência de processos aeróbios necessários para a remoção da matéria orgânica e nitrificação.

É notório que com o passar do tempo (8 anos de operação) as condições de transferência de oxigênio para o leito filtrante foram afetadas, influenciadas principalmente pelo acúmulo de sólidos na parte superior do filtro (média de 6,6 cm) e pela alimentação de uma mesma unidade feita por um período de tempo maior. A média da altura de lodo acumulado (de forma não homogênea) na unidade I é menor que a reportada pelos sistemas operados na França (2,5 cm ano<sup>-1</sup>), observação também relatada por Molle *et al.* (2015) em duas unidades do primeiro estágio operadas sob condições climáticas tropicais. Deve-se destacar que independentemente das condições climáticas, que favorecem a mineralização dessa camada de lodo no Brasil, o esgoto afluente durante as atividades de monitoramento anteriormente descritas apresentou uma menor concentração de matéria orgânica, comparado com os gerados pela população das pequenas comunidades dos países europeus investigados, aspecto que caracteriza as águas residuárias domésticas típicas em países em desenvolvimento.

### **5.2.5 Monitoramento no perfil vertical das unidades em estudo. Comportamento de parâmetros de interesse**

Acrescentando informações de interesse que permitam caracterizar o sistema em estudo, foram desenvolvidas atividades de monitoramento no perfil vertical dos leitos do WCEV-SF. Estes procedimentos foram executados durante a segunda fase da pesquisa. Os resultados do monitoramento on-line dos parâmetros de interesse (pH, OD e REDOX) do sistema no perfil vertical a profundidades abaixo da superfície do leito (próximo ao topo: 10 cm; intermediária: 30 cm; fundo do leito: 70 cm) são apresentados na Tabela 5.11 (correspondente às primeiras 12 horas de alimentação – 12 pulsos), enquanto os gráficos do comportamento dos parâmetros anteriormente mencionados no perfil durante o ciclo de alimentação (dias 1, 3 e 7), são apresentados na Figura 5.20 até a Figura 5.25. Destaca-se que para o parâmetro oxigênio dissolvido tomou-se 4,63 mg L<sup>-1</sup> (valor médio de concentração de efluente no percorrer da pesquisa, dois leitos em conjunto), como limite superior de valor de concentração de oxigênio no fundo, isto devido a que, pela geometria da sonda utilizada (diâmetro), em algumas situações os valores lidos representariam a umidade e não o esgoto tratado, permanecendo a sonda por alguns instantes sem contato com o líquido de interesse.

**Tabela 5.11. Concentrações médias dos parâmetros de interesses ao longo do perfil das duas unidades em estudo (WCEV I – CL e WCEV 2 – SL; Fase 2)**

Sistema com 2 unidades 24 pulsos por dia de 0,53 m <sup>3</sup> - Fase 2* - TAH <sub>inst</sub> 0,14 m <sup>3</sup> m <sup>-2</sup> h <sup>-1</sup> ou 2,3 L m <sup>-2</sup> min <sup>-1</sup> . Tempo de Pulso 8 min																	
Parâmetro	Estatística Descritiva	WCEV I (Leito com LODO - CL)							WCEV II (Leito sem LODO - SL)								
		Profundidade (Perfil)							Profundidade (Perfil)								
		10 cm	10 cm	10 cm	30 cm	70 cm	70 cm	70 cm	10 cm	10 cm	10 cm	30 cm	30 cm	30 cm	70 cm	70 cm	70 cm
		Dia 1	Dia 3	Dia 7	Dia 1	Dia 1	Dia 3	Dia 7	Dia 1	Dia 3	Dia 7	Dia 1	Dia 3	Dia 7	Dia 1	Dia 3	Dia 7
Número de Amostras (12 h)		1466	1466	1466	1466	962	1077	1034	1466	1466	1466	1466	1466	1037	1081	1081	
pH	Média	5,81 (0,5) <sup>1</sup>	6,08 (0,3)	6,42 (0,08)	6,18 (0,2)	5,72 (0,3)	6,22 (0,2)	6,2 (0,2)	5,75 (0,5)	5,84 (0,4)	6,04 (0,1)	6,15 (0,2)	6,19 (0,03)	6,52 (0,03)	6,00 (0,2)	6,27 (0,2)	6,34 (0,1)
	Mediana	6,08	6,17	6,42	6,19	5,57	6,19	6,17	5,91	5,91	6,04	6,23	6,19	6,53	6,01	6,25	6,36
	Coef. Variação	0,09	0,04	0,01	0,95	0,06	0,03	0,03	0,09	0,07	0,02	0,03	0	0	0,03	0,03	0,02
	Máximo	6,32	6,39	6,54	6,60	6,72	6,71	6,61	6,24	6,43	6,41	6,34	6,27	6,59	6,38	6,94	6,61
	Mínimo	4,88	5,42	6,07	5,83	5,35	5,98	5,91	4,21	4,55	5,83	5,59	6,14	6,48	5,5	5,92	6,03
Temp. (°C)	Média	29,4 (1,6)	28,9 (2,0)	28,7 (1,3)	28,8 (1,1)	26,6 (0,3)	25,7 (0,2)	25,8 (0,2)	27,9 (1,4)	28,4 (1,2)	29,9 (1,1)	27,7 (0,7)	28,5 (0,7)	26,7 (0,3)	25,9 (0,4)	26,8 (0,3)	26,2 (0,2)
	Mediana	29,5	28,8	28,8	28,7	26,6	25,7	25,9	27,8	28,5	29,7	27,7	28,4	26,8	25,9	26,7	26,1
	Coef. Variação	0,06	0,07	0,04	0,04	0,01	0,01	0,02	0,05	0,04	0,04	0,03	0,02	0,01	0,02	0,01	0,01
	Máximo	37,5	32,8	31,1	33,1	28,4	26,1	26,7	34,3	31,0	32,1	29,24	29,7	27,9	26,7	27,7	26,8
	Mínimo	25,3	25,2	25,4	27,5	26,1	25,3	25,1	24,8	26,2	27,6	24,9	26,8	26,4	25,1	26,3	25,7
OD (mg L <sup>-1</sup> )	Média	1,41 (0,5)	1,55 (0,4)	0,99 (0,2)	2,42 (0,5)	4,07 (1,2)	3,03 (1,1)	0,71 (0,8)	1,25 (0,6)	1,04 (0,3)	1,02 (0,7)	2,31 (0,8)	1,20 (0,3)	1,08 (0,3)	4,10 (1)	1,22 (0,8)	0,59 (0,4)
	Mediana	1,32	1,52	0,9	2,53	4,12	2,99	0,71	0,92	0,91	0,89	2,14	1,07	0,96	4,13	0,96	0,4
	Coef. Variação	0,38	0,23	0,17	0,22	0,29	0,37	0,36	0,44	0,24	0,65	0,36	0,28	0,23	0,25	0,68	0,71
	Máximo	3,26	3,18	1,88	3,4	6	5,89	4,42	3,65	2,01	4,63	4,63	2,16	2	6	4,16	2,37
	Mínimo	0,82	0,93	0,85	0,88	1,36	0,29	0,2	0,83	0,84	0,83	0,95	0,88	0,93	1	0,22	0,22
REDOX (mV)	Média	49 (55)	14 (50)	-377 (77)	20 (19)	182 (29)	204 (13)	189 (18)	30 (66)	-102(40)	-97 (138)	-6 (94)	-374 (18)	-404 (2)	238 (14)	229 (19)	247 (4)
	Mediana	43,18	16	-348	20	95	203	189	17	-110	-155	17	-377	-405	243	232	245
	Coef. Variação	1,11	3,62	-0,24	0,95	0,16	0,06	0,09	2,20	-0,39	-1,43	-16,12	-0,05	0,00	0,06	0,08	0,02
	Máximo	138	86	89	84	223	234	228	146	-37	136	159	-269	-391	254	252	263
	Mínimo	-34	-89	-377	-12	105	154	165	-95	-153	-269	-231	-388	-406	184	147	239

\* Fase 2: alimentação mediante sifão dosador

<sup>1</sup>Valores entre parênteses (desvio padrão)

Dia 1, Dia 3 e Dia 7: Dias do Ciclo de Alimentação

Os resultados mostraram que o desenvolvimento da camada de depósito de superfície durante o período de alimentação, juntamente com um aumento dos dias de alimentação, diminuiu o desempenho do sistema de tratamento, medido por sondas in situ. Após 3,5 dias da alimentação inicial, a remoção de poluentes foi alta, e mesmo após 7 dias ainda prevaleceram condições aeróbias para as duas unidades estudadas, WCEV I – CL e WCEV II – SL, respectivamente, (Tabela 5.11, Figura 5.22, Figura 5.24 e Figura 5.25). Destaca-se que, devido às possibilidades de monitoramento (sonda on-line), foi possível obter uma grande quantidade de dados, que representaram o comportamento hidráulico do sistema, conseguindo-se captar valores no decorrer das sucessivas bateladas ou pulsos de alimentação.

Concentrações medianas de OD efluente na saída, nas diferentes profundidades, níveis ou perfil do leito, foram positivas, especificamente na profundidade correspondente a 70 cm, a qual coincide com o fundo do sistema. Os valores obtidos foram de 4,12, 2,99 e 0,71 mg L<sup>-1</sup> para o WCEV I – CL e 4,13, 0,96 e 0,4 mg L<sup>-1</sup> para o WCEV II – SL nos dias 1,3 e 7, respectivamente (Tabela 5.11).

Apesar de que as concentrações do efluente final no último dia (dia 7) foram menores em sua maioria, os resultados indicaram que as condições estabelecidas permitiram a manutenção das condições aeróbias ao longo dos sete dias de alimentação, um requisito importante para a degradação da matéria orgânica e nitrificação. No entanto, com a passagem do esgoto ao longo do perfil vertical do sistema, constatou-se o aumento das concentrações de oxigênio dissolvido. Valores médios de concentração medidos às profundidades de 10, 30 e 70 cm assim o confirmaram. Para o WCEV I com lodo, as médias das concentrações de oxigênio no primeiro dia de aplicação de esgoto bruto aumentaram de 1,32 mg L<sup>-1</sup> (profundidade 10 cm), para 2,42 mg L<sup>-1</sup> (profundidade 30 cm), para finalmente obter valores de 4,07 mg L<sup>-1</sup> no fundo do sistema (profundidade 70 cm). Já para o leito II, WCEV sem lodo, as concentrações médias comportaram-se de maneira similar, 1,25 mg L<sup>-1</sup> (profundidade 10 cm), 2,31 mg L<sup>-1</sup> (profundidade 30 cm) e 4,07 mg L<sup>-1</sup> na profundidade de 70 cm. É importante mencionar que, à medida que transcorreram os dias de alimentação ou se incrementaram os números de pulsos, as concentrações no efluente diminuíram. As concentrações de OD no efluente nos dois leitos no último dia do ciclo (dia 7) foram baixas (0,71 e 0,59 mg L<sup>-1</sup>) (Figura 5.22, Figura 5.24 e Figura 5.25).

Figura 5.20. Valores de pH no perfil do sistema WCEV I - CL e WCEV II - SL nas profundidades de 10, 30 e 70 cm, nos dias 1, 3 e 7 do ciclo de alimentação

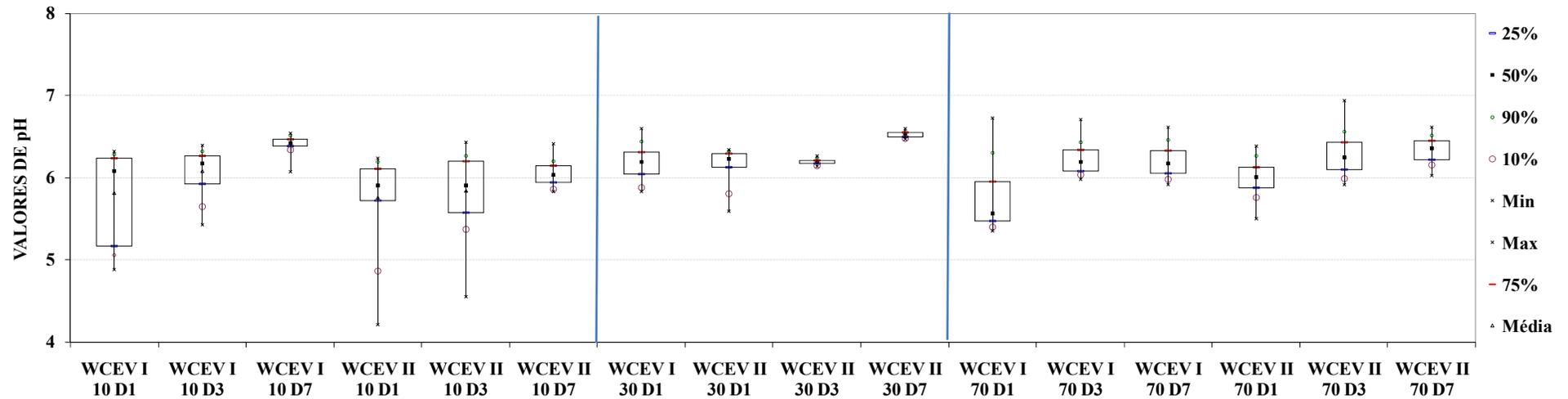


Figura 5.21. Valores de Temperatura no perfil do sistema WCEV I - CL e WCEV II - SL nas profundidades 10, 30 e 70 cm, nos dias de monitoramento 1, 3 e 7 do ciclo de alimentação

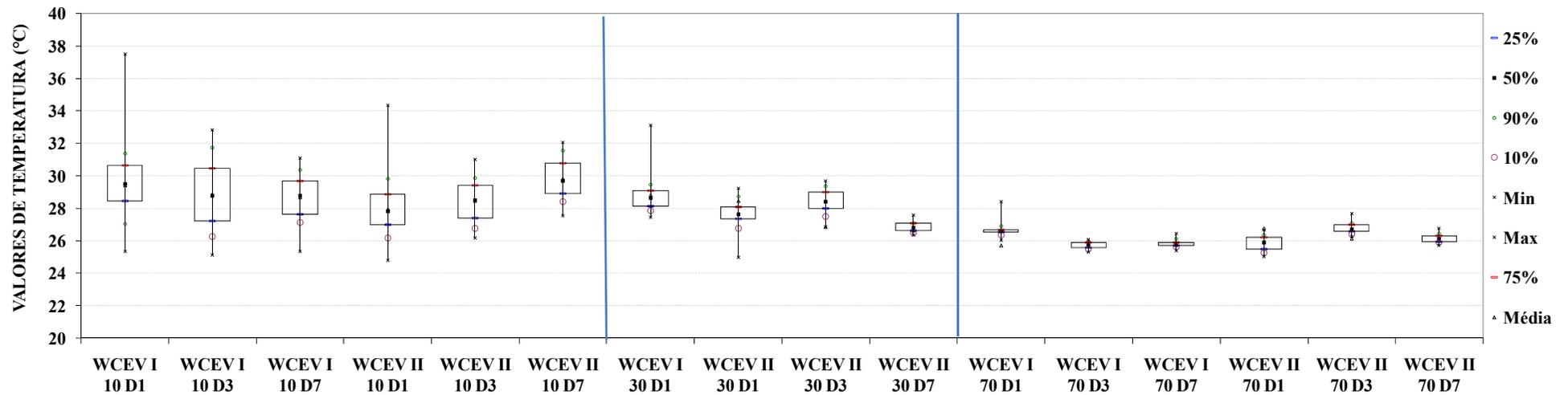


Figura 5.22. Concentrações de OD no perfil do sistema WCEV I - CL e WCEV II - SL nas profundidades 10, 30 e 70 cm, nos dias de monitoramento 1, 3 e 7 do ciclo de alimentação

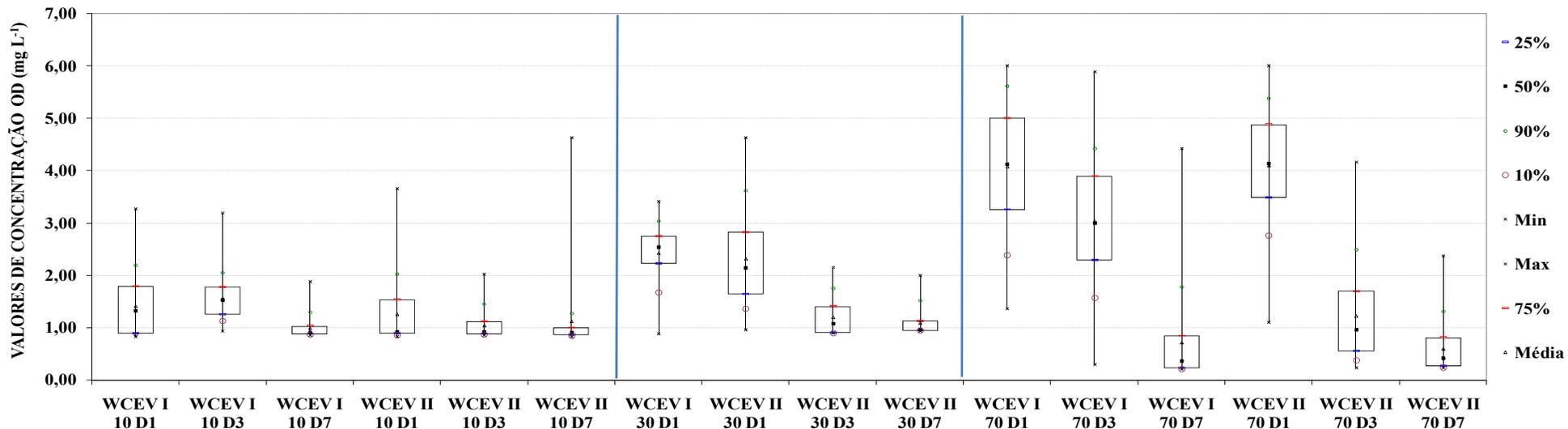
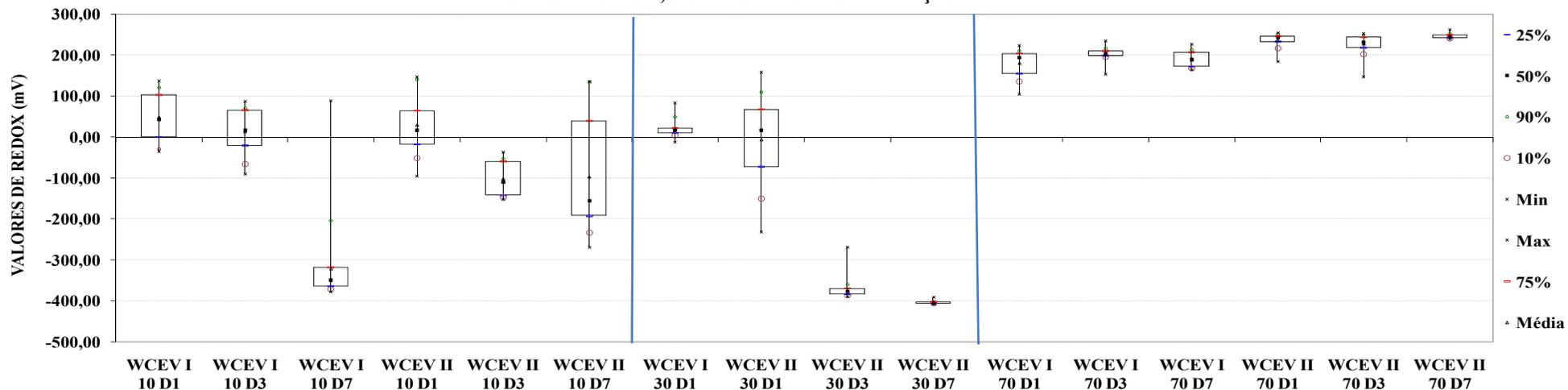
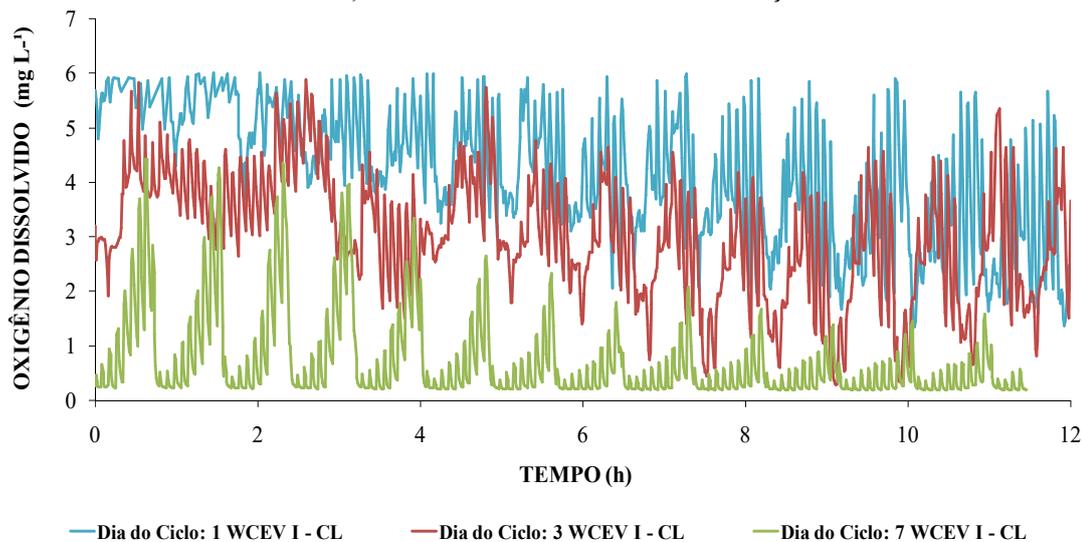


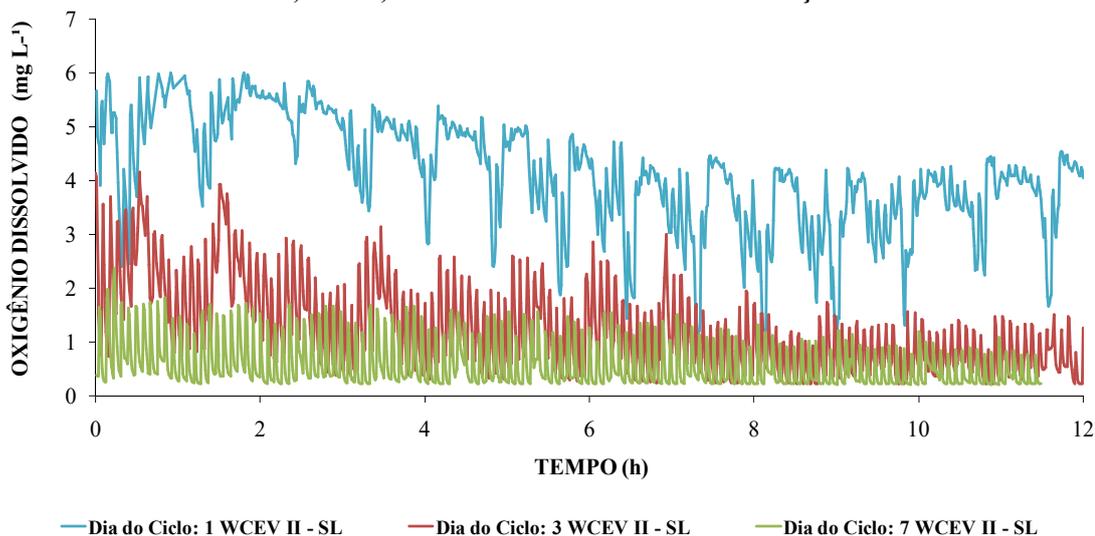
Figura 5.23. Valores de Potencial REDOX no perfil do sistema WCEV I - CL e WCEV II - SL nas profundidades 10, 30 e 70 cm, nos dias de monitoramento 1, 3 e 7 do ciclo de alimentação



**Figura 5.24. Concentrações de OD no perfil do sistema WCEV I - CL na profundidade de 70 cm, dias 1, 3 e 7 dentro do ciclo de alimentação**



**Figura 5.25. Concentrações de OD no perfil do sistema WCEV II - SL na profundidade de 70 cm, dias 1, 3 e 7 dentro do ciclo de alimentação**

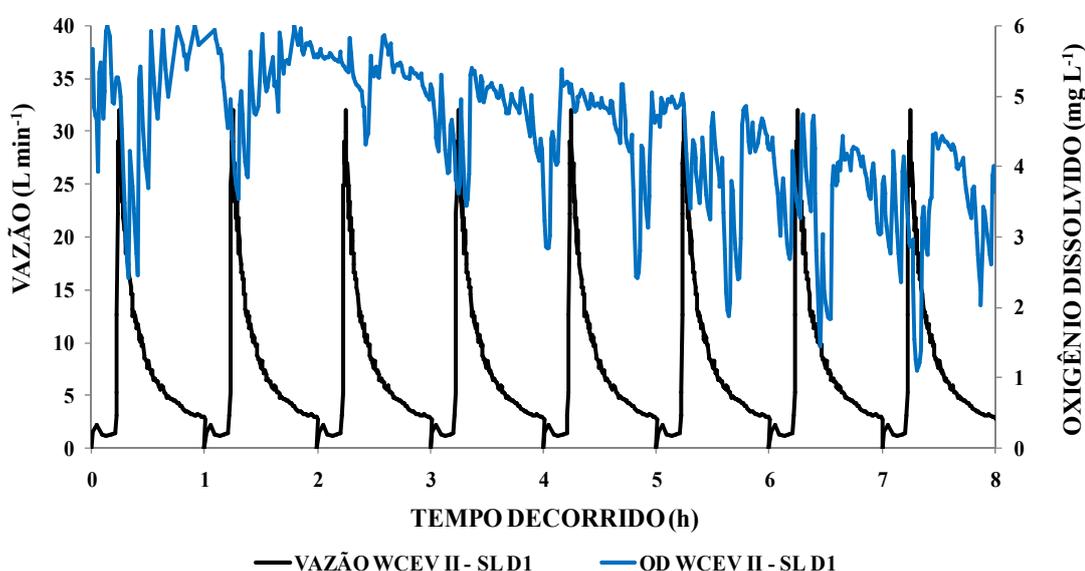


O acúmulo de sólidos na parte superior do filtro e o crescimento do biofilme resultante de sete dias de operação de alimentação são aspectos importantes do desempenho do sistema, no que diz respeito à retenção de volumes de água residuária no filtro e às condições aeróbias do efluente. Não obstante, observou-se que, embora houvesse possibilidade de degradação aeróbia, outros processos, como filtração ou sedimentação, deterioraram-se.

Finalmente, na Figura 5.26, apresentam-se os valores das concentrações de oxigênio dissolvido no efluente do WCEV II - SL à profundidade de 70 cm, durante as primeiras oito horas de alimentação no primeiro dia do ciclo de trabalho. Igualmente, na Figura 5.26, se expõem os valores da vazão durante o tempo anteriormente relatado. A análise da figura

refletiu o que foi constatado durante as medições do oxigênio dissolvido nos diferentes monitoramentos contínuos, assim como nos resultados dos monitoramentos *on-line* na profundidade máxima do sistema. Constatou-se que existe uma relação inversa entre as concentrações de oxigênio e os valores de vazão, em outras palavras, quando ocorreu o pico de vazão ou os valores de vazão alcançaram o máximo, as concentrações de oxigênio dissolvido no efluente foram inferiores. Observou-se ademais a diminuição dos valores de concentração de OD no efluente ao longo da sequência dos pulsos ou bateladas no percorrer das horas monitoradas.

**Figura 5.26. Concentrações de OD no perfil do sistema WCEV II - SL na profundidade de 70 cm, durante oito horas de monitoramento no dia 1**



A análise estatística desenvolvida entre as unidades monitoradas I - CL e II - SL, nos diferentes dias de monitoramento e nas diferentes alturas ou profundidades no perfil, mostrou que valores de concentração efluente dos constituintes foram significativamente diferentes ( $p \leq 0,05$ ), em relação aos parâmetros OD e REDOX. No entanto, a análise revelou que no dia 1, na profundidade máxima (70 cm) e para o caso do OD, não se obtiveram diferenças significativas ( $p= 0,8604$ ), o que corrobora a hipótese de que, após sete dias de descanso (primeiro dia da nova alimentação), as condições do meio filtrante são adequadas para promover os processos de conversão aeróbias de poluentes, conforme Tabela 5.12.

**Tabela 5.12. Valores de p do teste U de Mann-Whitney que comparam as concentrações efluentes (unidades I e II) em diferentes profundidades nos dias 1,3 e 7 no percorrer do ciclo de alimentação**

Unidade I (WCEV I - CL) x Unidade II (WCEV II - SL)						
Parâmetro	OD			REDOX		
	10 cm	30 cm	70 cm	10 cm	30 cm	70 cm
Dia do Ciclo: 1	0,0000001	0,0000001	0,8609	0,0000001	0,0000001	0,0000001
Dia do Ciclo: 3	0,0000001	-	0,0000001	0,0000001	-	0,0000001
Dia do Ciclo: 7	0,0000001	-	0,0000001	0,0000001	-	0,0000001

(\*) p- valores  $\leq 0.05$ : medianas das amostras são significativamente diferentes

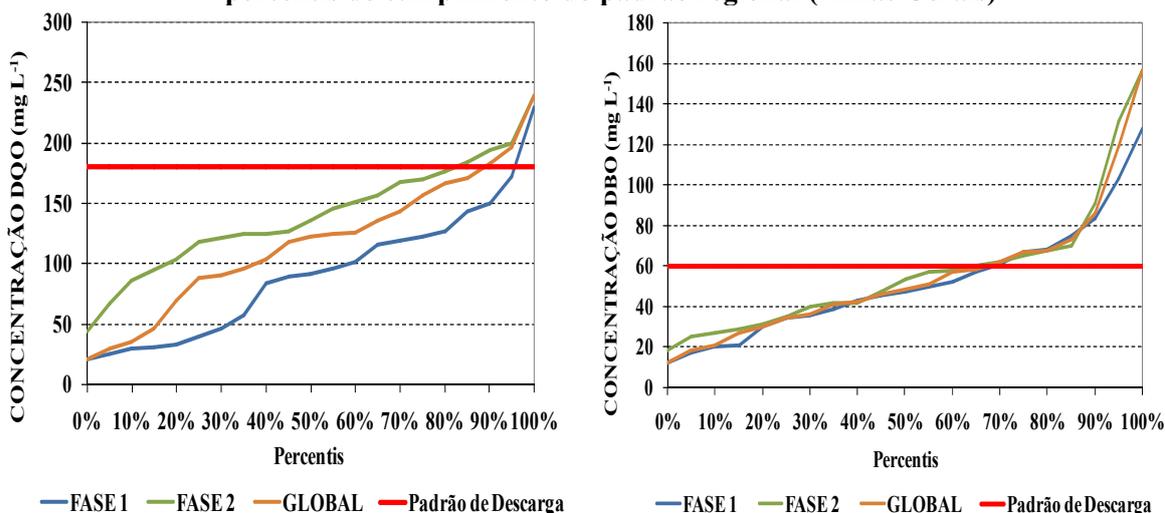
## 5.2.6 Avaliação da conformidade com os padrões de descarga de efluentes

Após discutir as concentrações efluentes e os valores de remoção dos parâmetros de interesse nesta pesquisa, optou-se por apresentar a avaliação do sistema de tratamento em relação à conformidade da descarga com o padrão regional de acordo com a DN COPAM/CERH 01/2008 (Minas Gerais, Brasil).

### 5.2.6.1 Demanda Química (DQO) e Demanda Bioquímica de Oxigênio – 5 dias (DBO<sub>5</sub>)

No caso da DQO (Figura 5.27), o sistema mostrou uma capacidade satisfatória em relação à remoção deste parâmetro. Para a remoção de DQO, o padrão de descarga do estado de Minas Gerais, declarado pela legislação, é de 180 mg L<sup>-1</sup> e a eficiência mínima de remoção é de 55%, enquanto a eficiência média de remoção é de 65%. Para o caso da DBO<sub>5</sub>, o padrão de descarga regional é de 60 mg L<sup>-1</sup>, com um padrão de eficiência mínima de DBO<sub>5</sub> declarado pela legislação regional de 60% e o padrão médio de eficiência de remoção de 70%. A Figura 5.27 apresenta a distribuição de concentrações para DQO e DBO<sub>5</sub> em ambas as fases e a maneira global.

**Figura 5.27. Distribuição das concentrações de DQO e DBO<sub>5</sub> na Fase 1, Fase 2 e Global, e percentis de cumprimento do padrão regional (Minas Gerais)**

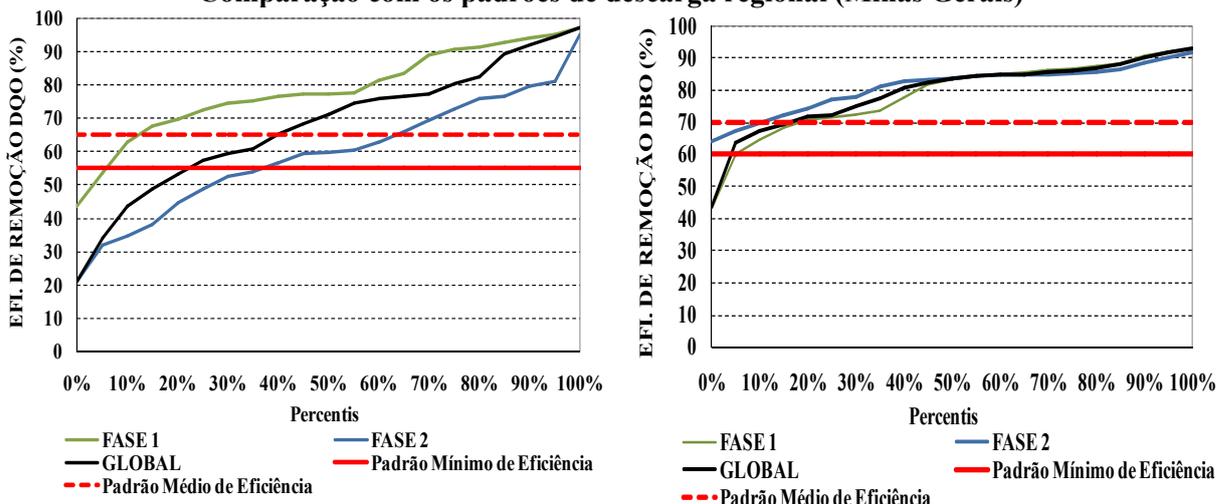


A análise da Figura 5.27 demonstrou que, durante a Fase 1, cerca de 96% das amostras de DQO cumpriram com o padrão de lançamento regional (180 mg L<sup>-1</sup>), enquanto que na Fase 2 essa porcentagem foi de 79%. A análise global indicou que 87% das amostras cumpriram com o padrão de descarga regional.

Para a DBO<sub>5</sub> na Fase 1, em ambas unidades, 69% das amostras cumpriram com o padrão de descarga regional (60 mg L<sup>-1</sup>). A análise mostrou que na Fase 2, em ambas as unidades, 65% das amostras de DBO<sub>5</sub> atingiram a descarga regional. Já de maneira global, 68% das amostras em ambas as fases preencheram o valor da descarga regional anteriormente mencionado.

Ademais do exposto anteriormente, avaliou-se a distribuição das eficiências de remoção e a vinculação com a legislação regional. Na Figura 5.28 apresenta-se a distribuição de eficiência em ambas as fases e de maneira global, assim como uma comparação delas com os padrões de descarga no Estado de Minas Gerais.

**Figura 5.28. Distribuição das eficiências de remoção de DQO e DBO<sub>5</sub> em ambas as fases e global. Comparação com os padrões de descarga regional (Minas Gerais)**



Quanto à eficiência de remoção mínima de DQO, a análise mostrou que, na Fase 1, 93% das amostras de DQO atingiram a eficiência mínima requerida (55%), enquanto as eficiências para a Fase 2 e global foram 61% e 75%, respectivamente. A mesma tendência do cumprimento aconteceu em relação à eficiência média requerida (65%), embora os valores percentuais de amostras que cumpriram com o padrão foram menores, 86%, 39% e 61% para a Fase 1, Fase 2 e Global, respectivamente. A Fase 1 apresentou valores mais elevados de atendimento ao padrão de eficiência do que a Fase 2. Apenas 7% das amostras de DQO não atingiram uma eficiência mínima na Fase 1.

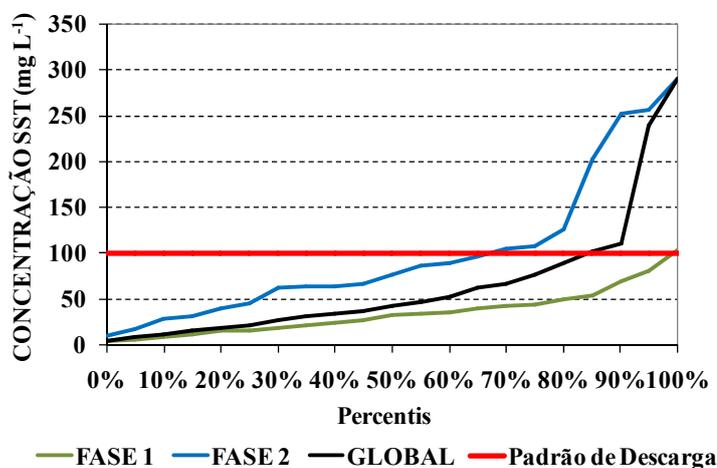
A análise desenvolvida para a DBO<sub>5</sub> mostrou que, na Fase 1, cerca de 94% das amostras de atingiram o padrão mínimo de eficiência requerida (60%), enquanto na Fase 2 100% das amostras atenderam ao padrão mínimo de eficiência, e só 3% das amostras de maneira global não atingiram o padrão mínimo. Em relação ao cumprimento da legislação, em termos de eficiência média (70%), embora os valores das porcentagens de amostras que cumprem tenham sido menores, 81%, 88% e 84% para a Fase 1, Fase 2 e Global, respectivamente, verificou-se a mesma tendência positiva nos resultados. Em termos de eficiência do tratamento, a Fase 2, apresentou valores mais elevados do que a Fase 1. De maneira global, só 3% das amostras não atingiram o valor correspondente à eficiência mínima regional (60%).

#### 5.2.6.2 Sólidos Suspensos Totais

A respeito da avaliação do cumprimento do padrão de descarga para SST, a Figura 5.29 mostra que, na Fase 1, quase a totalidade das amostras (98%) cumpriram como padrão de descarga (100 mg L<sup>-1</sup>), enquanto na Fase 2 cerca do 69% satisfizeram o padrão. Finalmente,

de maneira global, cerca de 84% das amostras de SST preencheram o padrão de descarga do Estado de Minas Gerais.

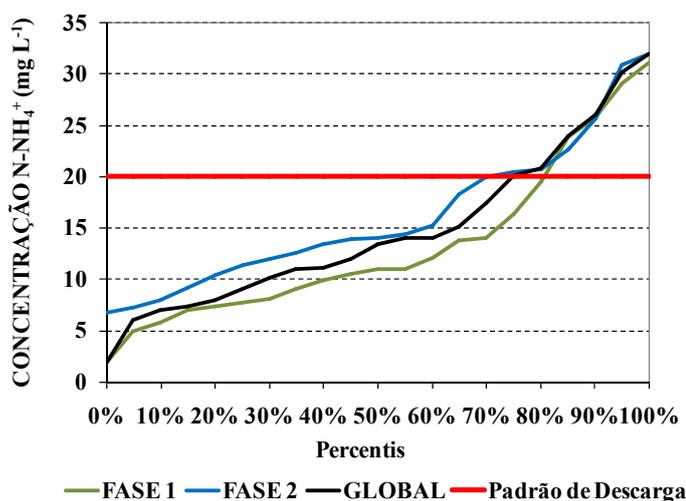
**Figura 5.29. Distribuição das concentrações de SS na Fase 1, Fase 2 e Global, e percentis de cumprimento do padrão regional (Minas Gerais)**



### 5.2.6.3 Amônio ou Nitrogênio Amoniacal (N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>)

Na Figura 5.30 se apresenta a distribuição de concentrações efluentes de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> obtidas em ambas fases. Os resultados demonstraram um ótimo desempenho do sistema em relação à remoção de amônio. Não há um padrão de lançamento definido, mas considerou-se, nesta análise, a meta de 20 mg L<sup>-1</sup>, que se aplica a efluentes não sanitários.

**Figura 5.30. Distribuição da concentração N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> em ambas as fases e globalmente**



Na Fase 1, 80% das amostras de amônio cumpriram com a meta de descarga de 20 mg L<sup>-1</sup>, enquanto na Fase 2, o percentual foi inferior (71%). Como consequência dessas flutuações entre as duas fases, o sistema, de maneira global, apresentou valores de 75% das amostras preenchendo o alvo de descarga de 20 mg L<sup>-1</sup>.

### **5.3 Oxigênio em WC verticais e sua dinâmica. Consumo e Transferência de oxigênio no sistema WCEV – SF 1º Estágio**

Conhecer em profundidade da dinâmica do oxigênio em WCEV permite ampliar a compreensão sobre o comportamento do sistema e seu desempenho em termos de redução ou remoção de poluentes. Sendo assim, no sistema de tratamento em estudo (WCEV-SF 1º Estágio), para a mesma Taxa de Aplicação Hidráulica (TAH =  $0,45 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ), foram realizados testes de transferência de oxigênio usando traçador gasoso (gás propano), com Taxa de Aplicação Hidráulica Instantânea de  $0,14 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$  ( $2,3 \text{ L m}^{-2} \text{ min}^{-1}$ ), tempo de alimentação de 8 min e 24 bateladas por dia. Os mesmos foram desenvolvidos considerando diferenças em relação à altura da camada de depósito de lodo na superfície das células estudadas, WCEV I - CL e WCEV II - SL. Os resultados dos ensaios constituíram aspectos importantes e relevantes vinculados à capacidade de aeração desses sistemas, esperando que possam servir de subsídio para projetos e para a melhoria do desempenho do tratamento, uma vez que a eficiência dos WCEV está condicionada à manutenção de condições aeróbias.

#### **5.3.1 Consumo de oxigênio**

As taxas de consumo de oxigênio avaliadas no WCEV nas condições operacionais (presença ou ausência dos depósitos superficiais de lodo) foram calculadas através da Equação 3.1, descrita por Platzer (1999) (termo Demanda de Oxigênio), e pela Equação modificada por Cooper (2005), cujos resultados são apresentados na Tabela 5.13.

Os valores determinados na presente pesquisa (Tabela 5.13) se encontram acima da faixa relatada para WCEV preenchidos com brita na Alemanha, que foram de 7,9 a  $58,6 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  (NIVALA *et al.*, 2013b). No entanto, em WCEV- SF, Petitjean *et al.* (2012) *apud* Nivala *et al.* (2013b) relatam valores de  $90 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ , determinados através de simulações numéricas em escala não identificada pelos autores. Relatórios de Liénard *et al.* (1998) *apud* Nivala *et al.* (2013b) relatam que valores de  $68 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  foram encontrados através de monitoramentos de DQO e NTK, em um sistema WCEV-SF em escala plena.

Um maior consumo de oxigênio (independentemente da equação utilizada) foi verificado no WCEV I - CL (ver Tabela 5.13). Isto corrobora o fato de que, no leito CL, a maior presença de microrganismos na capa de depósitos superficial constituiu um aspecto importante, o qual incide nas concentrações de  $\text{O}_2$  no efluente, valores verificados no presente documento.

**Tabela 5.13. Taxas de consumo de oxigênio médias obtidas em diferentes condições operacionais do sistema ao longo de dois anos de monitoramento**

Parâmetro	Cargas aplicadas (g m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup> )		Cargas removidas (g m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup> )	
	WCEV I – CL	WCEV II – SL	WCEV I – CL	WCEV II –SL
<b>DQO</b>	214,8	165,1	158,8	99,1
<b>DBO</b>	134,1	131,6	106,4	109,8
<b>NTK</b>	21,4	17,8	12,9	9,4
<b>N-H<sub>4</sub><sup>+</sup></b>	18,6	14,4	11,6	7,2
<b>Consumo de Oxigênio (CO) (g m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>)</b>				
	Platzer (1999) <sup>1</sup>		Cooper (2005) <sup>2</sup>	
<b>Degradação de DQO</b>	94,5	58,9	-	-
<b>Degradação de DBO</b>	-	-	103,9	109,8
<b>Nitrificação</b>	55,6	40,3	49,9	30,7
<b>Desnitrificação</b>	-3,7	-2,7	-	-
<b>Total</b>	<b>146</b>	<b>96</b>	<b>153</b>	<b>140</b>

TAH: 0,45 m<sup>3</sup> m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>. TAH<sub>inst</sub>: 0,14 m<sup>3</sup> m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> ou 2,3 L m<sup>-2</sup> min<sup>-1</sup>

Tempo de Pulso: 8 min (Fase 2)

<sup>1</sup>Equação de Platzer: Utiliza para o cálculo os parâmetros DQO e NTK

<sup>2</sup>Equação de Cooper: Não introduz a desnitrificação como fenômeno que propicia economia de O<sub>2</sub>, e utiliza para o cálculo os parâmetros DBO e N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>

Em contrapartida, a estimativa para avaliação do consumo de oxigênio em WCEV – SF em condições tropicais também foi efetuada por Kantawanichkul *et al.* (2009) e Lana (2013). Estes autores concluíram que seus resultados variaram substancialmente de acordo com a TAH e com a presença ou ausência das plantas. Sendo assim, 80 g m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> (TAH: 0,08 m<sup>3</sup> m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>) relatado por Kantawanichkul *et al.* (2009) e 112 g m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> determinado por Lana (2013), ambos utilizando a equação de Cooper (2005), foram valores inferiores aos calculados no presente experimento (153,8 g m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> WCEV I - CL e 140,5 g m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> WCEV II - SL, Equação de Cooper (2005)). Possivelmente o maior consumo encontrado nesta pesquisa se deve à aplicação de maiores cargas e maiores concentrações. Destaca-se que o experimento desenvolvido por Lana (2013) foi desenvolvido no mesmo sistema que o presente estudo, mas operando com três unidades em paralelo. Assim, acredita-se que valores maiores de consumo de oxigênio encontrados na presente pesquisa, em conjunto com o exposto anteriormente, podem estar influenciados pelo maior acúmulo de depósitos de lodo na superfície, pela variação da operação do sistema em relação aos dias de alimentação e descanso (2, 3 dias em alimentação e 4, 7 dias de descanso, em um ciclo total de 7,0 dias), ao incremento do tempo de aplicação do pulso (de 3 para 8 minutos), o que trouxe consigo a redução da TAH<sub>inst</sub> (de 6,0 para 2,3 L m<sup>-2</sup> min<sup>-1</sup>) e finalmente, ao fenômeno de amadurecimento do sistema com o passar dos anos de operação.

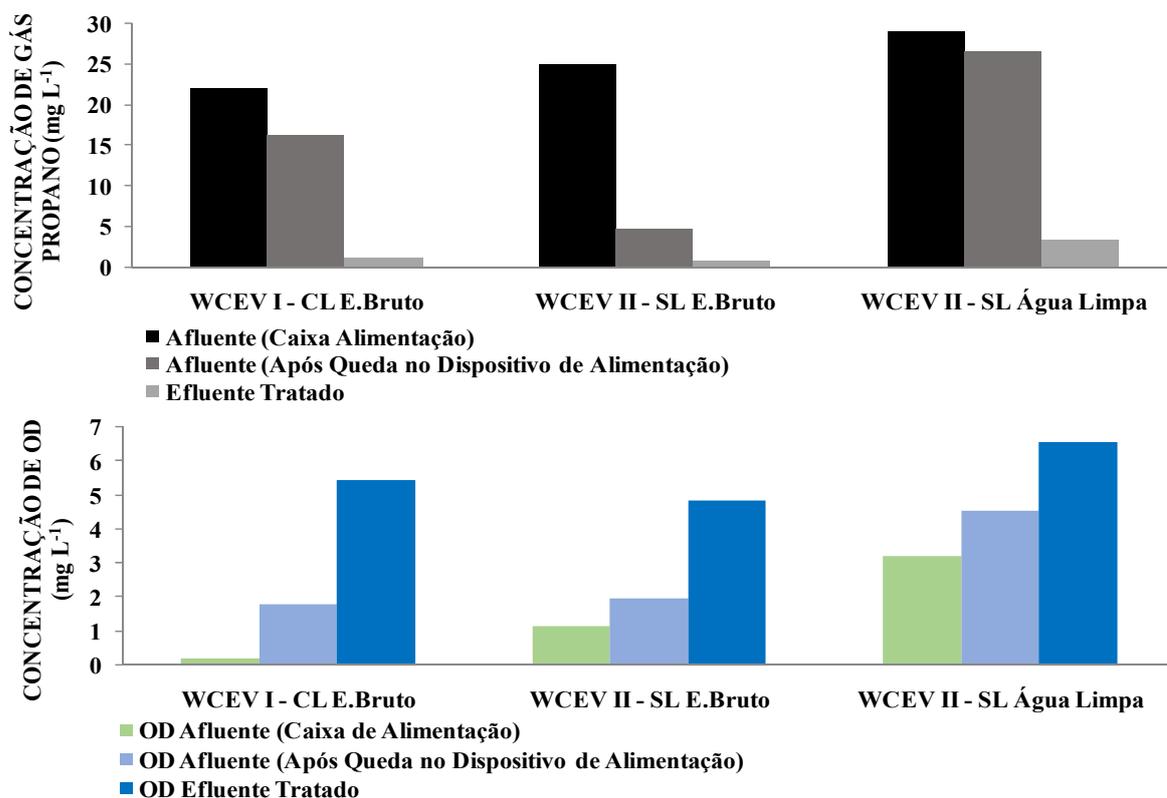
### 5.3.2 Transferência de oxigênio no WCEV. Traçador gasoso (Gás Propano – C<sub>3</sub>H<sub>8</sub>)

Foram efetuados testes com a introdução de propano no esgoto (unidades I e II) e em água limpa (unidade II). A lógica deste teste é que, a redução da concentração de propano no líquido está diretamente associada à entrada de oxigênio. As concentrações de propano no esgoto bruto afluente ao WCEV I - CL e WCEV II - SL, assim como as concentrações do gás na água limpa afluente ao WCEV II - SL, foram medidas, (a) na caixa de alimentação do afluente, (b) imediatamente após a queda do líquido na saída das tubulações de alimentação e chegada ao topo do leito filtrante, representando a aeração que ocorre na queda acima do leito e (c) na saída do efluente do filtro, representando a aeração que ocorre no leito. Dentro do leito, foram coletadas amostras nas profundidades de 10 cm, 30 cm e 70 cm, sendo que a última corresponde ao fundo do filtro, ou seja, à saída do efluente. Os valores da concentração de propano obtidas a partir das amostras coletadas nestes locais indicaram que ocorre um efetivo intercâmbio de massa (Figura 5.31).

O decaimento das concentrações de propano, assim como o incremento das concentrações de oxigênio, mostram a veracidade do intercâmbio ou reoxigenação do líquido na trajetória desde a caixa de armazenamento até a superfície do sistema. Concentrações de OD (mg L<sup>-1</sup>) no afluente se incrementaram na medida em que o líquido percorreu pelo sistema de alimentação da unidade de tratamento. Observou-se o fenômeno de dessorção do propano e oxigenação do líquido. As concentrações de propano, no efluente do WCEV I - CL e II - SL foram inferiores às concentrações no afluente, o que sugere transferência de massa desses gases do líquido para os poros do material filtrante e biofilme, corroborado pelos valores determinados nas diferentes amostras. Por esta razão, a forma ou arranjo de alimentação, assim como o sistema de distribuição, mostram ser uma importante forma de transferência de oxigênio em WCEV.

As concentrações de propano no afluente ao WCFV, obtidas a partir de amostras coletadas na caixa de alimentação, variaram de 22 a 29 mg L<sup>-1</sup> (Figura 5.31). Valores inferiores foram obtidos por Tyroller (2010) e Vieira (2013), em ensaios utilizando propano como traçador, em *wetlands* construídos de fluxo horizontal e em filtro biológico percolador aberto, respectivamente. Contudo, neste estudo, os valores obtidos encontram-se abaixo da concentração de saturação, com valor aproximado de 74 mg L<sup>-1</sup> (TYROLLER *et al.*, 2010).

**Figura 5.31. Concentrações médias de propano e oxigênio dissolvido no afluente (caixa de alimentação e dispositivo de alimentação do afluente) e no efluente do WCEV I - CL e II - SL, nos diferentes testes executados**



Os resultados dos parâmetros de transferência de oxigênio calculados para as condições de campo e padrão, assim como o  $k_L a$  a 20 °C, nas diferentes condições operacionais avaliadas (testes com propano dissolvido em água limpa e esgoto doméstico bruto e leitos com presença ou não de depósitos na superfície) são apresentados na Tabela 5.14.

A relação (Massa de propano no efluente) / (Massa de propano no afluente) fornece uma ideia da capacidade de transferência de oxigênio no WCEV. Segundo Vasel e Schrobiltgen (1991), Pinheiro *et al.* (2012) e Vieira (2013), na medida em que esta razão é menor, maiores são as TTO do reator, para um mesmo tempo de percolação, conforme Equação 3.25, Equação 3.26 e Equação 3.28. Contudo, este fato pode ser atribuído também à maior quantidade de propano afluente. Concentrações elevadas do gás podem influenciar negativamente a adequada dissolução do gás na água, diminuindo a sua eficiência, sobretudo quando vazões maiores são aplicadas, caso que em particular não aconteceu na presente pesquisa.

A maior quantidade de propano dissolvido no afluente ocorreu no experimento onde o WCEV II - SL foi alimentado utilizando água limpa como meio de transporte do propano (Tabela 5.14).

A razão  $MP_{e\text{fl.}}/MP_{a\text{fl.}}$  determinada foi semelhante (0,04) para o WCEV I – CL e WCEV II - SL, para a profundidade de 70 cm (saída do efluente tratado) nos testes que foram executados com esgoto bruto. Valores similares desta relação foram obtidos na análise desenvolvida no teste no WCEV II - SL, ainda que o líquido utilizado tenha sido de natureza diferente (água limpa vs. esgoto doméstico bruto). Razões de 0,03 e 0,04 foram determinadas para os experimentos desenvolvidos utilizando o sistema completo (após queda no dispositivo de alimentação + meio filtrante) e somente o meio filtrante, respectivamente.

Os valores de coeficiente de transferência de massa do propano,  $k_{LA}$  Propano, determinados na saída do efluente tratado (profundidade 70 cm) mantiveram valores similares. Variações mínimas para os testes desenvolvidos, tanto com água limpa, como com esgoto, em ambos os dois leitos (WCEV I – CL e WCEV II - SL) foram obtidos utilizando a Equação 3.26, citada por Tyroller *et al.* (2010). Essa equação assume o modelo de fluxo pistão com cinética de primeira ordem e foi utilizada pelo autor anteriormente citado para avaliação de TTO em *wetlands* construídos de fluxo horizontal.

Finalmente se determinaram os valores do coeficiente de transferência de oxigênio em condições padrão (temperatura de 20 °C e altitude 0 m.s.n.m) ( $k_{LA}$  Padrão), 4,57 e 4,75 h<sup>-1</sup> para o meio filtrante e sistema completo, respectivamente, para o teste com água limpa no WCEV I - CL. À medida que a profundidade aumenta (altura ou diferença de níveis no perfil), 10, 30 e 70 cm no perfil, os valores de  $k_{LA}$  Propano e, em decorrência, os valores de  $k_{LA}$  O<sub>2</sub> campo, diminuem. Já no WCEV II - SL, os valores de  $k_{LA}$  Propano e  $k_{LA}$  O<sub>2</sub> campo foram de:  $k_{LA}$  Propano: 18,92, 7,04, e 3,35 h<sup>-1</sup>,  $k_{LA}$  O<sub>2</sub> campo: 26,28, 9,77 e 4,65 h<sup>-1</sup> para 10, 30 e 70 cm, respectivamente, para teste com água limpa; e  $k_{LA}$  Propano: 34,84, 13,81 e 3,24 h<sup>-1</sup>,  $k_{LA}$  O<sub>2</sub> campo: 48,39, 19,1 e 4,50 h<sup>-1</sup>, para o teste com esgoto. Maiores valores de coeficientes de transferências de propano e, conseqüentemente de oxigênio ocorrem nas camadas mais superficiais do leito.

**Tabela 5.14. Resultados calculados para avaliação da capacidade de transferência de oxigênio do WCEV nos três experimentos realizados**

Parâmetro	Unid.	Teste com água limpa				Teste com esgoto doméstico bruto	Teste com esgoto doméstico bruto		
		WCEV II - SL				WCEV I - CL	WCEV II - SL		
<b>Profundidade de amostragem no leito</b>	cm	10	30	70	70	70	10	30	70
<b>Tempo de percolação</b>	h	0,15	0,33	1,00	1,00	1,00	0,15	0,33	1
<b>Massa de propano afluente</b>	mg	14082	14082	12381	14082	2544	8634	8634	8634
<b>Massa de propano efluente</b>	mg	1130	1348	495	495	114	83	87	339
<b>Relação (Massa Prop. Eflu.) / (Massa Prop. Aflu.)</b>	-	0,08	0,09	0,04	0,03	0,04	0,01	0,01	0,04
<b><math>k_{La}</math> Propano campo</b>	$h^{-1}$	18,92	7,04	3,22	3,35	3,13	34,84	13,81	3,24
<b><math>k_{La}</math> O<sub>2</sub> campo</b>	$h^{-1}$	26,28	9,77	4,47	4,65	4,35	48,39	19,18	4,50
<b><math>k_{La}</math> O<sub>2</sub> 20 °C</b>	$h^{-1}$	-	-	3,95	4,13	3,86	-	-	4,00
<b>TTO campo meio filtrante (leito)</b>	$g\ O_2m^{-2}\ d^{-1}$	-	-	<b>138</b>	-	-	-	-	-
<b>TTO campo sistema completo (queda + leito)<sup>1</sup></b>	$g\ O_2m^{-2}\ d^{-1}$	<b>116</b>	<b>129</b>	-	<b>144</b>	<b>194</b>	<b>107</b>	<b>210</b>	<b>230</b>
<b><math>\alpha^2</math></b>	-	-	-	1,00	1,00	0,93	-	-	0,97
<b>B<sup>3</sup></b>	-	-	-	0,95	0,95	0,95	-	-	0,95
<b><math>f_H^4</math></b>	-	-	-	0,92	0,92	0,92	-	-	0,92
<b><math>k_{La}</math> Padrão</b>	$h^{-1}$	-	-	4,57	4,75	4,75	-	-	4,75
<b>TTO Padrão</b>	$g\ O_2m^{-2}\ d^{-1}$	-	-	279	291	291	-	-	291

\*TAH:  $0,45\ m^3\ m^{-2}\ d^{-1}$ ; TAH<sub>inst</sub>:  $2,3\ L\ m^{-2}\ min^{-1}$ ; Tempo de pulso: 8 min

<sup>1</sup>Taxa de transferência de oxigênio referida à queda livre (sistema de distribuição) + meio filtrante

<sup>2</sup>Fator de correção do coeficiente de transferência de oxigênio pelas características dos esgotos, geometria do reator e grau de mistura

<sup>3</sup>Fator de conversão da concentração de saturação de oxigênio no esgoto e na água limpa. Valor frequentemente adotado: 0,95. Metcalf e Eddy (1991) *apud* von Sperling (2011)

<sup>4</sup>Fator de correção da concentração de saturação de OD pela altitude. Qasim (1985) *apud* von Sperling (2011)

Destaca-se que foram feitos os testes com as mesmas condições de alimentação, e os leitos apresentavam condições diferentes (camada de depósitos de lodo na superfície do sistema), razão pelo qual a presença deste material majoritariamente orgânico depositado na superfície reduz os valores do  $k_{La}$  e TTO (Tabela 5.14). Os dados obtidos do  $k_{La}$  Propano e  $k_{La}$  O<sub>2</sub> em condições de campo para o WCEV I – CL e WCEV II - SL, no teste desenvolvido com esgoto doméstico, acentuam o fato anterior, embora os valores sejam relativamente próximos entre si:  $k_{La}$  Propano de 4,35 e 4,50 h<sup>-1</sup> e  $k_{La}$  O<sub>2</sub> em condições de campo de 3,86 e 4,00 h<sup>-1</sup>, para os leitos I (com lodo) e II (sem lodo), respectivamente.

As Taxas de Transferência de Oxigênio obtidas de 194 gO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> (unidade I) e 230 gO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> (unidade II) para os experimentos desenvolvidos utilizando esgoto doméstico bruto sugerem a influência negativa do acúmulo de lodo superficial (Tabela 5.14). O valor inferior da TTO (194 gO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>) foi determinado na unidade I, com depósito superficial de lodo. Isto corrobora a informação exposta anteriormente nos subitens de monitoramento intensivo (5.2.4) e de perfil vertical (5.2.5). Neles foi constatado que, no sistema em questão, os valores efluentes de OD na unidade com lodo são menores que no leito sem presença do lodo na superfície.

Foi constatado que o sistema de distribuição de esgoto implementado a partir da Fase 2 apresentou papel importante na capacidade de transferência de oxigênio do sistema, devido ao fato de que a tubulação de distribuição de esgoto é elevada, em média, 25 cm acima da superfície do material filtrante. Assim, queda do esgoto bruto a ser tratado proporcionou entrada adicional de oxigênio para o interior do WCEV. Os valores das TTO obtidas para o teste desenvolvido com água limpa no WCEV II - SL, de 138 g O<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> para o meio filtrante (leito de 70 cm de altura) e de 144 gO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> (leito filtrante de 70 cm + queda do líquido a ser tratado), demonstraram este ligeiro acréscimo na capacidade de aeração do sistema advindo da queda livre na tubulação de distribuição.

As taxas de transferência de oxigênio (TTO) determinadas no perfil vertical para os testes desenvolvidos no leito II aumentaram em relação à profundidade. Os valores de 116, 129 e 144 gO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>, obtidos para o teste realizado com água limpa, e de 107, 201 e 230 gO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>, obtidos com esgoto doméstico bruto, nas profundidades de 10 cm, 30 cm e 70 cm, indicam a continuidade da aeração à medida que o líquido percola em sentido descendente dentro do leito.

O WCEV em seu conjunto (dois leitos independentes) demonstrou maiores TTO que outras pesquisas em *wetlands* construídos de escoamento horizontal superficial e subsuperficial. Isso é explicado devido à forma de operação do WCEV, com fluxo intermitente, que teoricamente acarreta em maiores TTO. Nesse tipo de escoamento, a alternância de períodos de alimentação e descanso entre pulsos de operação proporcionam maior difusão de oxigênio atmosférico para o interior do material filtrante (SAEED e SUN, 2012). Na literatura especializada, não foi encontrado nenhum estudo referente à utilização do método do traçador gasoso em WCEV - SF. Trabalhando com o sistema Francês, espera-se uma maior capacidade de transferência devido ao maior tamanho dos poros do material filtrante (Tabela 5.15). Valores inferiores de TTO que os obtidos na presente pesquisa, foram obtidos por Decezaró (2018), em estudos desenvolvidos em WCEV com recirculação e tanque séptico como tratamento primário, com tempo entre pulsos de alimentação de duas horas e aplicando várias TAH. Diversos autores relatam que volumes maiores em cada batelada, rapidamente aplicados na superfície dos WCEV, forcem o oxigênio atmosférico a se mover para baixo, penetrando o material filtrante (STEFANAKIS, AKRATOS e TSIHRINTZIS, 2014).

**Tabela 5.15. Comparação de valores de taxas de transferência de oxigênio em diferentes tipos de *wetlands* construídos**

Tipo de Sistema <sup>1</sup>	Referências <sup>2</sup>	Método	Escala	Condições experimentais	TTO (g O <sub>2</sub> m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup> )
WCFH	Wu <i>et al.</i> (2001)	CF	Laboratório	Campo	6,47-7,92
WCFS	Wu <i>et al.</i> (2001)	CF		Campo	1,36-1,76
WCFH	Tyroller <i>et al.</i> (2010)	TG	Laboratório	Campo	0,3-3,2
WCEV	Decezaró (2018)	TG	Completa (Demonstração)	Campo	63 – 98
				Padrão	120-176
WCEV – SF 1°	Estudo Atual	TG	Completa (Demonstração)	Campo	194 – 230 144*
				Padrão	291

<sup>1</sup>Tipo de Sistema: WC de fluxo subsuperficial horizontal (WCFH), WC de fluxo superficial (WCFS), WC de fluxo ou escoamento vertical (WCEV) e WC de escoamento vertical sistema Frances 1° estágio (WCEV-SF 1°)

<sup>2</sup>Método utilizado para as determinações das TTO: Método da câmara fechada (CF), método do traçador gasoso (TG)

\*TTO determinada no teste com água limpa

As TTO calculadas para as condições operacionais de campo avaliadas para o WCEV I – CL e II - SL, respectivamente, foram suficientes para suprir ou atender a demanda de oxigênio do sistema tratando esgoto doméstico bruto para degradação da matéria orgânica carbonácea

mais a nitrificação, valores que foram anteriormente calculados, 146 e 153 g O<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> para o WCEV I e 96 e 140 g O<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>, obtidas pelas equações de Platzer (1999) e Cooper (2005), respectivamente.

Conseqüentemente, os resultados dos testes desenvolvidos nas unidades em avaliação do 1º estágio típico de um Sistema Francês com alimentação intermitente ratificam o observado em outros estudos, que relatam que os WCEV, devido à alimentação por pulsos e intermitente, constituem sistemas onde a transferência de oxigênio é de fato efetiva, principalmente por atuação dos processos de convecção e difusão (PLATZER, 1999; YE *et al.*, 2012). Sendo assim, para TAH de 0,45 m<sup>3</sup> m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>, TAH<sub>inst</sub> de 2,3 L m<sup>-2</sup> min<sup>-1</sup> e tempo de pulso ou alimentação de 8 min, há indícios de que o oxigênio não tenha sido o elemento limitante para a degradação da matéria orgânica carbonácea e a nitrificação. Diante disso, é provável que a intensidade dos processos de conversão aeróbia presentes no sistema tenha sido mais influenciada pelo tempo de percolação do líquido no seu tratamento, pelo acúmulo de sólidos na superfície do leito e pelo tempo de contato entre esgoto e microrganismos no WCEV, do que pela disponibilidade de oxigênio.

Considerando que as condições do presente estudo diferem das estabelecidas por Platzer (1999) (tempo de repouso entre pulsos ou tempo no qual o meio encontra-se saturado, areia como meio filtrante e coeficiente de difusão para areia de 1,0 gO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>), e tomando em conta que o sistema opera com 24 pulsos ou bateladas por dia; a difusão como fenômeno de transferência ou aporte de O<sub>2</sub> ao leito, foi desconsiderada, ao obter um valor negativo no termo  $(24 h - 1,5 h * \text{Número de pulsos})$  na equação de difusão. Nesse sentido, pode se considerar que o sistema estaria sempre saturado, e assim não aportaria oxigênio por difusão, mas apenas por convecção. Por outro lado, é importante destacar que, o tempo saturado desse termo da equação após cada batelada é menor que 1,5 h, devido ao meio filtrante com granulometria maior. Ademais, o coeficiente de difusão do O<sub>2</sub> no meio de preenchimento também pode diferir de 1,0 gO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>.

Sendo assim, e considerando apenas o termo da convecção, por causa desta questão do tempo saturado, conseguiu-se o valor de 3816 gO<sub>2</sub> d<sup>-1</sup>, mesmo que, dividido pela área superficial do leito em operação (29,1 m<sup>2</sup>), obteve-se uma taxa de 131 gO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>. Valor bem próximo ao encontrado no experimento com traçador gasoso para o meio (sem a queda), no teste com água limpa no WCEV II - SL (138 gO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>).

## 6 CONCLUSÕES

Em relação ao tratamento de esgoto doméstico bruto utilizando-se o 1º Estágio do WCEV – Sistema Francês, considerando uma área superficial de  $0,6 \text{ m}^2 \text{ e.p.}^{-1}$  (dois leitos filtrantes em paralelo), tratando esgoto em 24 pulsos por dia para condições operacionais de sete dias de alimentação e sete dias de repouso, os seguintes aspectos podem ser concluídos:

### **Do comportamento hidráulico e hidrodinâmico**

- ✓ O comportamento hidráulico estudado mostra uma adequada drenagem do meio filtrante, o que é condição para uma transferência efetiva de oxigênio através da convecção e difusão para o leito da unidade em funcionamento, mostrando-se confiável como processo aeróbico. Identificou-se uma relação direta entre a vazão do efluente, concentração de sólidos em suspensão totais do efluente e, conseqüentemente a carga de sólidos em suspensão totais do efluente ao longo do tempo de percolação (tempo de tratamento de um pulso de alimentação de esgoto bruto). Esta relação demonstrou uma operação adequada e o mesmo comportamento hidráulico entre o carregamento intermitente (por batelada) no sistema.
- ✓ A acumulação de sólidos na superfície não foi suficiente para a ocorrência de processos de colmatção em um nível que prejudicasse a eficiência do tratamento. Aparentemente, com o passar dos dias dentro do ciclo de alimentação, o inicial acúmulo de material na superfície poderia favorecer o desempenho do sistema, melhorando a qualidade do efluente final. Isto, até certo ponto, momento em que a liberação de sólidos e biofilme do filtro para o efluente tratado afetou diretamente a remoção de SST. O problema parece não ser a falta de oxigenação nem o reduzido tempo de percolação (já que esse tempo aumenta com o aumento da camada de sólidos no topo durante o ciclo de alimentação, permitindo um contato maior entre líquido e biomassa), há indícios de que a limitação do sistema de tratamento parece ser mais com os processos físicos do que com os bioquímicos.
- ✓ Comparando as duas taxas de aplicação hidráulica instantâneas ( $6,0 \text{ L m}^{-2} \text{ min}^{-1}$  e  $2,3 \text{ L m}^{-2} \text{ min}^{-1}$ ), assim como os dois tempos de alimentação (3 e 8 min) avaliados, observou-se que uma menor duração do tempo de pulso com maior TAH instantânea (Fase 1) favoreceu uma boa drenagem e um baixo teor de água no filtro, conseguindo

um maior volume cumulativo. As diferentes taxas de alimentação e infiltração em ambas as fases, juntamente com o incremento da camada de depósito na superfície do filtro após oito anos, podem explicar as diferenças dos perfis cumulativos ao longo do tempo.

- ✓ NaCl pode ser considerado um adequado traçador para o comportamento dos sólidos dissolvidos, corroborando que o sistema é bastante eficiente na adsorção de sólidos dissolvidos. No entanto, devido à adsorção sofrida no leito, ele não se mostrou adequado para representar o comportamento do líquido. Entende-se que o próprio esgoto ou líquido a se tratar no WCEV-SF pode ser adequadamente utilizado como traçador para representar o comportamento do líquido e seus tempos de passagem.
- ✓ Os resultados dos ensaios com traçador realizados nos WCEV com lodo e sem lodo, para o mesmo volume, em ambas as fases do estudo - Fase 1 (tempo de alimentação de 3 minutos e TAH instantânea de  $0,36 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$  ou  $6,0 \text{ L m}^{-2} \text{ min}^{-1}$ ) e Fase 2 (tempo de alimentação de 8 minutos e TAH instantânea de  $0,14 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$  ou  $2,3 \text{ L m}^{-2} \text{ min}^{-1}$ ), visando à avaliação do comportamento hidrodinâmico do sistema, indicaram a não aderência a um regime hidráulico idealizado, mas maior proximidade ao regime de fluxo pistão.

### **Da remoção de contaminantes ou poluentes e análise dos parâmetros físico-químicos**

- ✓ O dimensionamento do sistema com base nos padrões do primeiro estágio do Sistema Francês e funcionando com apenas dois leitos em paralelo mostrou-se adequado às condições brasileiras, conduzindo a eficiências de remoção capazes de satisfazer os requisitos de lançamento de efluentes do Brasil. O sistema foi capaz de remover substancialmente matéria orgânica e sólidos em suspensão, e de forma parcial o NTK, quando funcionou de acordo com as recomendações francesas para o primeiro estágio em condições tropicais (dois leitos filtrantes em paralelo e operados alternadamente) levando a eficiências medianas de remoção em torno de 71% para DQO, 84% para  $\text{DBO}_5$ , 83% para SST, 58% para  $\text{N-NH}_4^+$  e 59% para NTK.
- ✓ Os resultados indicaram diferenças e semelhanças no comportamento de ambas as fases, associadas ao tempo de pulso e às taxas instantâneas de carga hidráulica

superficial. Em ambas as fases do estudo - Fase 1 (tempo de alimentação de 3 minutos e TAH instantânea de  $0,36 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$  ou  $6,0 \text{ L m}^{-2} \text{ min}^{-1}$ ) e Fase 2 (tempo de alimentação de 8 minutos e TAH instantânea de  $0,14 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$  ou  $2,3 \text{ L m}^{-2} \text{ min}^{-1}$ ) - o comportamento hidráulico foi capaz de levar a uma transferência efetiva de oxigênio para as unidades de tratamento. Valores médios efluentes de 4,63 e 3,94  $\text{mg L}^{-1}$  para OD e 259 e 242 mV para REDOX foram obtidos nas fases 1 e 2, respectivamente. Contudo, a redução nas concentrações de  $\text{O}_2$  no efluente (ao comparar com Lana (2013) após oito anos de operação é um aspecto importante do desempenho do sistema. É notório que com o passar do tempo as condições dos processos de conversão aeróbia presentes no sistema tenham sido influenciadas pelo aumento do tempo de percolação do líquido no seu tratamento e pelo acúmulo de sólidos na superfície do leito e no material de filtrante.

- ✓ As concentrações efluentes de alguns constituintes foram significativamente afetadas, de forma negativa, quando se adotaram maiores tempos de alimentação durante o pulso e menores taxas de aplicação hidráulica instantânea. Observou-se a importância do tempo de alimentação, uma vez que o menor tempo de alimentação (Fase 1, 3 minutos) e a maior  $\text{TAH}_{inst}(0,36 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$  ou  $6,0 \text{ L m}^{-2} \text{ min}^{-1})$  geralmente favoreceram o aumento na eficiência de remoção de contaminantes. No entanto, mesmo assim, com o tempo de alimentação mais longo (Fase 2, 8 minutos) e com a menor  $\text{TAH}_{inst}(0,14 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$  ou  $2,3 \text{ L m}^{-2} \text{ min}^{-1})$ , os resultados alcançados podem ser considerados como bons, uma vez que valores medianas para a Fase 2 foram de : 60% para DQO, 84% para DBO, 71% para SST, 52% para NTK e 56% para  $\text{N-NH}_4^+$ .
- ✓ O sistema mostrou boa capacidade para receber esgoto por um período de alimentação de sete dias consecutivos, mesmo que a partir do 6º dia se observaram dificuldades de drenagem do líquido acumulado na superfície. Entretanto, o incremento na espessura da camada de sólidos depositada na superfície promoveu menores porcentagens de remoção de poluentes. Esses resultados podem ser justificados pela camada de lodo na Unidade I que influenciou as taxas de infiltração e renovação de oxigênio. A ausência de lodo não influenciou o bom desempenho em termos de remoção de DQO e  $\text{N-NH}_4^+$ , entretanto a produção de nitrato esperada para o primeiro estágio, as concentrações de OD no efluente e as remoções de NTK foram influenciadas negativamente, comportamento que pode ser provocado principalmente pelas

condições de operação (frequência de pulsos, taxas de carregamento instantâneo, intervalos entre alimentação e descanso).

- ✓ Com taxa hidráulica aplicada na unidade em operação de  $0,45 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  e carregamento médio de 216 e 168 g DQO  $\text{m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  nas unidades I (com lodo superficial) e II (sem lodo superficial) respectivamente, se obtiveram boas eficiências associadas à decomposição da matéria orgânica, mesmo em condições de sobrecarga. A eficiência de remoção média de 74% e 67% para DQO; 72% e 56% para NTK e 70% e 54% para  $\text{N-NH}_4^+$ , nas unidades I – CL e II - SL, respectivamente.
- ✓ Na frequência de operação semanal (sete dias de alimentação e sete dias de repouso), observou-se maior produção de  $\text{N-NO}_3^-$  nos primeiros dias do ciclo de alimentação. As concentrações de oxigênio foram adequadas para garantir condições para a ocorrência de processos aeróbios para a degradação da matéria orgânica e nitrificação. De forma geral, o período de alimentação de sete dias, maior que os tradicionais 3,5 dias na França, contribuíram para a remoção de matéria orgânica, porém a capacidade de nitrificação foi limitada.
- ✓ A partir dos resultados globais, pode-se concluir que a utilização de apenas a primeira etapa do WCEV – SF, mesmo que com apenas duas unidades em paralelo, mostra um grande potencial para locais onde se faz necessário implementar sistemas simples para o tratamento de esgoto doméstico em bruto, em regiões de países em desenvolvimento e clima quente.

### **Do consumo e da transferência de oxigênio**

- ✓ Os resultados dos testes desenvolvidos nas unidades em avaliação do 1º Estágio de um Sistema Francês com alimentação intermitente ratificam que os WCEV com alimentação por pulsos e intermitente constituem sistemas onde a transferência de oxigênio é, de fato efetiva. As taxas de transferência de oxigênio para o WCEV I e II, nas condições operacionais reais avaliadas foram suficientes para suprir a demanda de oxigênio do sistema tratando esgoto doméstico bruto para degradação da matéria orgânica carbonácea mais a nitrificação.

- ✓ As taxas de transferência de oxigênio obtidas através dos ensaios com o gás traçador na presente pesquisa induzem que, em WCEV as TTO podem ser superiores às taxas de consumo de oxigênio calculadas por balanços de massa. Isso reforça que o método do traçador gasoso, mostra-se como uma metodologia promissora para avaliação da capacidade de transferência de oxigênio em WCEV.

### **Das hipóteses formuladas**

- ✓ Diante do exposto, as hipóteses formuladas foram confirmadas, uma vez que, no 1º Estágio do WCEV – Sistema Francês, tanto o balanço de oxigênio dissolvido como a sua disponibilidade, encontram-se associadas às condições hidrodinâmicas de operação e à presença de depósitos na camada superior do meio filtrante, incidindo diretamente nos processos de conversão aeróbia de poluentes em WCEV-SF no de tratamento de esgoto doméstico.
- ✓ A partir das análises realizadas às variações das concentrações efluentes nas diferentes alturas do leito poroso, corroborou-se a influencia da profundidade ou níveis no perfil no comportamento do oxigênio e no desempenho do sistema no processo de tratamento de esgoto nos WCEV-SF.
- ✓ Confirmou-se a estreita relação existente entre o potencial de redução-oxidação (redox) e os valores de OD em diferentes profundidades no perfil vertical, fato que valida que este parâmetro é indicador adequado das condições de conversão aeróbia e da dinâmica dos processos que ocorrem no leito, assim como e do comportamento do oxigênio no meio poroso nos WCEV-SF.

## 7 RECOMENDAÇÕES

A partir das conclusões obtidas no presente estudo, considera-se pertinente sugerir futuros trabalhos que contribuiriam de maneira significativa nesta área de conhecimento, abordando as seguintes questões:

- ✓ Dado que as condições construtivas do leito poderiam potencializar os processos de degradação quase completa do nitrogênio (desnitrificação sempre baixa nos sistemas aeróbios), sugere-se estudar a possibilidade de otimização da profundidade do leito, a partir da análise dos resultados da concentração no perfil vertical, e investigar a saturação do leito nas camadas inferiores ao induzir a desnitrificação nas unidades do primeiro estágio.
- ✓ Sugere-se realizar um maior número de testes para a avaliação da aplicabilidade do método do traçador gasoso em WCEV com diferentes condições operacionais; como diferentes TAH e TAH instantâneas.
- ✓ Aprofundar em estudos que avaliem diferentes profundidades do leito poroso, considerando que a TTO maioritariamente ocorre na superfície do leito, e portanto a degradação aeróbia no filtro pode ser efetuada nas primeiras camadas ou níveis do sistema, obtendo adequados valores de remoção de poluentes.
- ✓ Estudar os microrganismos presentes no meio filtrante, com o objetivo de potencializar os processos de degradação de poluentes, em especial o nitrogênio, mesmos que ocorrem através das vias convencionais estudadas, assim como a partir das novos caminhos de transformação descobertos recentemente.
- ✓ Sugere-se aprofundar na compreensão dos processos de remoção de organismos patogênicos, aspecto fundamental nas diferentes legislações ambientais, e de crucial importância para o saneamento básico, área onde os *wetlands* construídos, como tecnologias de saneamento, podem desempenhar uma ampla função.

## 8 REFERÊNCIAS

ALVARENGA, G. L. S. *Traçadores ativáveis de índio e terras raras para estudos do desempenho de instalações de tratamento de efluente*. 103 f. Dissertação (Mestrado em ciência e tecnologia das radiações, minerais e materiais). Centro de Desenvolvimento da Tecnologia Nuclear (CDTN). Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte. MG. 2012.

APHA/AWWA/WEF. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 21sted, American Public Health Association/American Water Works Association/Water Environment Federation*. Washington DC, USA. 2011.

ARIAS LOPEZ, J. L. *Vertical-flow constructed wetlands for the treatment of wastewater and stormwater from combined sewer systems. Traitement des eaux résiduaires de temps sec et temps de pluie en réseau unitaire par filters plantés de roseaux*. Tese Doutorado, Institut national de Recherche en Sciences et Technologies pour l'Environnement et l'Agriculture (IRSTEA), França. 2013.

BASTIAN, R. K. & HAMMER, D. A. The use of constructed wetlands for wastewater treatment and recycling. *Constructed wetlands for water quality improvement*. Lewis Publisher. 1993.

BOLLER, M.; SCHWAGER, A.; EUGSTER, J.; MOTTIER, V. Dynamic behavior of intermittent buried filters. *Water Science and Technology*, v. 28, n. 10, p. 99-107, 1993.

BOUMANSOUR, B. E; VASEL, J.L. A new tracer gas method to measure oxygen transfer and enhancement factor on RBC. *Water Research*, v. 32, n. 4, p. 1049-1058, 1998.

BOUMANSOUR, B. E.; JUPSIN, H.; VASEL, J. L. Propane as a tracer gas for reaeration tests. In: *Proc. THIRD INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON AIR & WATER GAS TRANSFER*, Heidelberg, 1995.

BORCH, T. Biogeochemical redox processes and their impact on contaminant dynamics. *Environmental Science and Technology*, v. 44, n. 1, p. 15-23, 2009.

BRIX, H. Functions of macrophytes in constructed wetlands. *Water Science and Technology*, v. 29, 1994.

BRIX, H. Wastewater treatment in constructed wetlands: system design, removal processes, and treatment performance. *Constructed wetlands for water quality improvement*, p. 9-22, 1993.

COOPER, P. The performance of vertical flow constructed wetland systems with special reference to the significance of oxygen transfer and hydraulic loading rates. *Water Science and Technology*, v. 51, n. 9, p. 81-90, 2005.

COOPER, P. A review of the design and performance of vertical-flow and hybrid reed bed treatment systems. *Water Science and Technology*, v. 40, n. 3, p. 1-9, 1999.

COOPER, P. F. Reed beds and constructed wetlands for wastewater treatment. *European water pollution control*, v. 6, n. 7, p. 49, 1996.

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

CUI, L.; OUYANG, Y.; LOU, Q.; YANG, F.; CHEN, Y.; ZHU, W.; LUO, S. Removal of nutrients from wastewater with *Canna indica* L. under different vertical-flow constructed wetland conditions. *Ecological Engineering*, v. 36, p. 1083-1088, 2010.

DAN, T, H. *et al.* Treatment of high-strength wastewater in tropical constructed wetlands planted with *Sesbania Sesban*: horizontal subsurface flow versus vertical downflow. *Ecological Engineering*, v. 37, n. 5, p. 711-720, 2011.

DECESARO, S. T. *Sistema de tanque séptico e wetland construído vertical com recirculação para remoção de matéria orgânica e nitrogênio de esgoto doméstico bruto*. Tese (Doutorado em Engenharia Civil, Área de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental). Universidade Federal de Santa Maria. Santa Maria. RS. 2018.

DONG, Z.; SUN, T. A potential new process for improving nitrogen removal in constructed wetlands - Promoting coexistence of partial-nitrification and ANAMMOX. *Ecological Engineering*, v. 31, p. 69-78, 2007.

DOTRO, G.; LANGERGRABER, G.; MOLLE, P.; NIVALA, J.; PUIGAGUT, J.; STEIN, O.; VON SPERLING, M.. *Treatment Wetlands*. Volume 7. Biological Wastewater Treatment series, 2017. 154 p.

DWA (German Association for Water, Wastewater and Waste). Arbeitsblatt DWA-A 262. Grundsätze für Bemessung, Bau und Betrieb von Kläranlagen mit bepflanzten und unbepflanzten Filtern zur Reinigung häuslichen und kommunalen Abwassers (Standard DWA-A 262). Principles for the Design, Construction and Operation of Wastewater Treatment Plants with Soil Filters With and Without Plants for the Treatment of Domestic and Municipal Wastewater. Hennef, Germany. 2015.

ECKENFELDER JR., W. W.; FORD, D. L.; ENGLANDE JR., A. J. *Industrial water quality*. McGraw-Hill Companies, Inc., 4. ed., 2009. 956 p.

ERICKSON, J.; TYLER, E. J. A Model for Soil Oxygen Delivery to Wastewater Infiltration Surfaces. On-site Wastewater Treatment. In: National Symposium of Individual and Small Community Sewage Systems, 9, 2000. *Proceedings... American Society of Agricultural Engineers*, 2000.

FAULWETTER, J. L. *et al.* Microbial processes influencing performance of treatment wetlands: a review. *Ecological engineering*, v. 35, n. 6, p. 987-1004, 2009.

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

FORQUET, N. Diphasic modelling of vertical flow filter. *Ecological Engineering*, n.35, p.47-56, 2009.

FREIRE, F. G; NOVAIS, M; NOVAIS, J.; MARTINS DIAS, S. A simple approach to VFCW dynamic modelling. IBB. Lisboa. 2010

GARCÍA ZUMALACARREGUI, J. *Evaluación de humedales de flujo subsuperficial en el Municipio Marianao, La Habana, Cuba y en el Municipio San Gerardo, Azuay, Ecuador*. Tesis Master en Ingeniería Ambiental. Facultad de Ingeniería Química. Centro de Ingeniería de Procesos (CIPRO). Instituto Superior Politécnico José Antonio Echeverría (CUJAE). La Habana, Cuba. 2010. (em espanhol)

GIKAS, G. D.; TSIHRINTZIS, V. A. On-site treatment of domestic wastewater using a small-scale horizontal subsurface flow constructed wetland. *Water Science and Technology*. 62 (3): 603-14. 2010.

GIRALDI, D.; VITTURI, M. M.; ZARAMELLA, M.; MARION, A.; IANNELLI, R. Hydrodynamics of vertical subsurface flow constructed wetlands: Tracer tests with rhodamine WT and numerical modeling. *Ecological Engineering* v. 35, p. 265–273, 2009.

HEBRARD, G.; DESTAC, P.; ROUSTAN, M.; HUYARD, A.; AUDIC, J. M. Determination of the water quality correction factor a using a tracer gas method. *Water Research*, v. 34, n. 2, p. 684-689, 2000.

HILLEL, D. *Fundamentals of soil physics*. London: Academic Press, 1980. 413 p.

HOFFMANN, H; PLATZER , C.; WINKER, M; VON MUENCH, E. *Technology review of constructed wetlands: subsurface flow constructed wetlands for greywater and domestic wastewater treatment*. Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GIZ) GmbH Sustainable sanitation - ecosan program, Eschborn, Germany, 2011.

HOFFMANN, H.; PLATZER, C. *Technology review “Constructed Wetlands”: Constructed Wetlands for greywater and domestic wastewater treatment in developing countries*. Deutsche fur Technische Zusammenarbeit (GTZ) GmbH Sustainable Sanitation and ecosan program, Eschborn, German. 2010.

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

KADLEC, R.H.; WALLACE, S.D. *Treatment Wetlands, 2nd ed.*; Boca Raton, Florida, USA: CRC Press. 2008.

KANIA, M.; GAUTIER, M.; MICHEL, P; GOURDON, R. Study of aggregation in surface sludge deposits from 14 full scale French constructed wetlands using particle size distribution and dynamic vapor sorption analyses. *Water Science and Technology*, v. 77, n 1, p. 79–90, 2018. DOI: 10.2166/wst.2017.523.

KANTAWANICHKUL, S.; BOONTAKHUM, W. Effect of dosing regime on nitrification in a subsurface vertical flow treatment wetland system. *Water Science and Technology*, v. 66.6, p. 1220-1224, 2012.

KANTAWANICHKUL, S.; KLADPRASERT, S.; BRIX, H. Treatment of high-strength wastewater in tropical vertical flow constructed wetlands planted with *Typha angustifolia* and *Cyperus involucratus*. *Ecological engineering*, v. 35, n. 2, p. 238-247, 2009.

KAYSER, K; KUNST, S. Process in vertical-flow reed beds: nitrification, oxygen transfer and soil clogging. *Water Science and Technology*, v.51, n.9. p. 177-184. IWA. 2005.

KOOTTATEP, T.; POLPRASERT, C.; OANH, N.; HEINSS, U.; MONTANEGRO, A.; STRAUSS, M. *Potentials of vertical-flow constructed wetlands for septage treatment in tropical region*. Thailand, Switzerland. 2008.

LANA, L. C. O. *Remoção de poluentes em um sistema alagado construído de escoamento vertical com alimentação em pulso*. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos). Universidade Federal de Minas Gerais, Escola de Engenharia. Belo Horizonte, Minas Gerais, 2013.

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

LANGERGRABER, G.; GIRALDI, D.; MENA, J.; MEYER, D.; PENA, M.; TOSCANO, A.; BROVELLI, A; KORKUSUZ, E. A. Recent developments in numerical modelling of subsurface flow constructed wetlands. *Science of the Total Environment* 407 (13), 3931–3943, 2009.

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

LIU, H. Optimizations on supply and distribution of dissolved oxygen in constructed wetlands: a review. *Bioresource technology*, v. 214, p. 797-805, 2016.

LOPEZ AVILA, R. *Effects of operational strategies in the performance of a real scale vertical flow constructed wetland for septic tank sludge treatment Case study in Minas Gerais, Brazil*. Dissertação (Mestrado). Universidad de Valle, Colombia - *Institute for Water Education UNESCO – IHE*. Países Baixos, Delft, 2016.

MADSEN, H. J.; VOLLERTSEN, J.; HVITVED-JACOBSEN, T. *Influence of temperature, turbulence and impurities on the air-water oxygen transfer rate wetland systems*. In: Proceedings of 10th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, Lisbon, Portugal. v. 2, September, 2006.

MANJATE, E. S. *Behaviour evaluation of vertical flow constructed wetlands for treatment of domestic sewage and septic tank sludge*. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos). Universidade Federal de Minas Gerais. Escola de Engenharia. Belo Horizonte, Minas Gerias, Brasil, 2016.

MANJATE, E. S. LANA, L. C. O.; MORAES, D. C.; VASCONCELLOS, G. R.; MACIEL, G. R.; VON SPERLING, M. First stage of the French vertical flow constructed wetland

system: experiments with the reduction of surface area and number of units. *Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development*, v. 5, n. 1, p. 50-55, 2015.

MATOS, M. P. *Colmatação em sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial: principais fatores e métodos de identificação em unidades plantada e não plantada*. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos). Universidade Federal de Minas Gerais. Escola de Engenharia. Belo Horizonte, Minas Gerais, Brasil, 2015.

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

MEULEMAN, A. F. M.; LOGTESTIJN, R. V.; RIJS, G. B. J.; VERHOEVEN, J. T. A. Water and mass budgets of a vertical-flow constructed wetland used for wastewater treatment. *Ecological Engineering*. v. 20, n 1, p. 31-44, 2003.

MOLLE, P., LOMBARD LATUNE, R., RIEGEL, C., LACOMBE, G., ESSER, D AND MANGEOT, L. French vertical-flow constructed wetland design: Adaptations for tropical climates. *Water Science and Technology* 71 (10), 1516-1523, 2015. DOI:10.2166/wst.2015.133

MOLLE, P. French vertical flow constructed wetlands: a need of a better understanding of the role of the deposit layer. 2014.

MOLLE, P.; PROST-BOUCLE S.; LIENARD A. Potential for total nitrogen removal by combining vertical flow and horizontal flow constructed wetlands: a full-scale experiment study. *Ecol. Eng.* v. 34 p. 23–29, 2008.

MOLLE, P.; LIÉNARD, A.; GRASMICK, A.; IWEMA, A. Effect of reeds and feeding operations on hydraulic behaviour of vertical flow constructed wetlands under hydraulic overloads. *Water Research*, v. 40, n. 3, p. 606-612, 2006.

MOLLE, P.; LIÉNARD, A.; BOUTIN, C.; MERLIN, G.; IWEMA, A. How to treat raw sewage with constructed wetlands: an overview of French systems. *Water Science and Technology*, v. 51, p. 11-21, 2005.

MOLLE, P. *Filtres plantés de roseaux: limites hydrauliques et rétention du phosphore*. 2003. Tese de Doutorado. Montpellier 2, Université des Sciences et Techniques du Languedoc. 2003. (em francês)

MORAES, D. C. *Influência da Sazonalidade e de Plantas na Redução da Concentração de Poluentes em Sistema de Alagados Construídos de Escoamento Vertical, com Alimentação em Pulso, Empregado para Tratar Esgoto Doméstico Bruto*. 2012. 126f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia, UFMG, Belo Horizonte, 2012.

MORRIS, R.H.; KNOWLES, P. *Measurement Techniques for Wastewater Filtration Systems*. In: EINSCHLAG, F.S.G. Waste Water - Treatment and Reutilization. Intechopen, 2011.

MORVANNOU, A.; FORQUET, N.; TROESCH, S.; MOLLE, P. Treatment performances of French constructed wetlands: results from a database collected over the last 30 years. *Water Science and Technology*, v. 71, n. 9, p. 1333-1339, 2015.

MORVANNOU, A.; FORQUET, N.; VANCLOOSTER, M.; MOLLE, P. *Which Hydraulic Model To Use In Vertical Flow Constructed Wetlands?*. 13th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, Perth, Australia. 9 p., 2012.

MORVANNOU, A.; CHOUBERT, J-M.; VANCLOOSTER, M.; MOLLE, P. Solid respirometry to characterize nitrification kinetics: A better insight for modelling nitrogen conversion in vertical flow constructed wetlands, *Water Research*, v. 45 (16), p. 4995-5004, 2011.

NIVALA, J.; HEADLEY, T.; WALLACE, S.; BERNHARD, K.; BRIX, H.; VAN AFFERDEN, M.; ARNO, M. Comparative analysis of constructed wetlands: The design and construction of the ecotechnology research facility in Langenreichenbach, *Germany. Ecological Engineering*, v. 61, p. 527-543, 2013 (a).

NIVALA, J.; WALLACE, S.; HEADLEY, T.; KASSA, K.; BRIX, H.; VAN AFFERDEN, M.; MÜLLER, R. Oxygen transfer and consumption in subsurface flow treatment wetlands. *Ecological Engineering*, v. 61, p. 544-554, 2013 (b).

OLIVEIRA, S.; VON SPERLING, M. Performance evaluation of different wastewater treatment technologies operating in a developing country. *Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development*, v. 1, n. 1, p. 37-56, 2011.

PAREDES, D., KUSCHK, P.; MBWETTE, T. S. A.; STANGE, F.; MÜLLER, R. A.; KÖSER, H. New aspects of microbial nitrogen transformations in the context of wastewater treatment—a review. *Engineering in Life Sciences*, v. 7 n. 1, 13-25, 2007.

PAUL, U.; KARPFF, C.; SCHALK, T. Hydraulic simulation of perforated pipe systems feeding vertical flow constructed wetlands. *Water Science and Technology*, in press, v. 1, n. 10, 2018. DOI: 10.2166/wst.2018.025.

PELLISSARI, C.; GUIVERNAU, M.; VIÑAS, M.; SOUZA, S. S.; GARCÍA, J.; SEZERINO, P. H.; ÁVILA, C. Unraveling the active microbial populations involved in nitrogen utilization in a vertical subsurface flow constructed wetland treating urban wastewater. *Science of the Total Environment*, v. 584-85, p. 642-650, 2017b.

PERSSON, J.; SOMES, N. L. G.; WONG, T. H. F. Hydraulics efficiency of constructed wetlands and ponds. *Water Science and Technology*, v. 40, n. 3, p. 291-300, 1999.

PETITJEAN, A.; WANKO, A.; FORQUET, N.; MOSÉ, R.; LAWNICZAK, F.; SADOWSKI, ANTOINE. Diphasic transfer of oxygen in vertical flow filters: a modelling approach. *Water Science and Technology*, v. 64, n. 1, p. 109–116, 2011.

PINHEIRO, A.; FAHT, G.; SILVA, M. R. Determinação do coeficiente de reaeração em rios através do uso do traçador gasoso GLP. *ABES: Eng Sanit Ambient*, v. 17, n. 1, p. 107-116, 2012.

PLATZER, C. Design recommendations 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.

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

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.

SCHWAGER, A.; BOLLER, M. Transport phenomena in intermittent filters. *Water Science and Technology*, v. 35, n. 6, p. 13-20, 1997.

SEZERINO, P. H. *Potencialidade dos filtros plantados com macrófitas (constructed wetlands) no pós-tratamento de lagoas de estabilização sob condições de clima subtropical*. 171 f. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) - Escola de Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2006.

SEZERINO, P. H.; PELLIZZARO B. A.; LOBO, M. A.; LAPOLLI, F. R.; PHILIPPI, L. S. Sistemas Naturais Aplicados ao Tratamento Descentralizado de Esgotos: Uso combinado de Lagoas de Estabilização e Filtros Plantados com Macrófitas Aquáticas (wetlands). In: *Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária Ambiental*, 23. 2005. *Anais... Campo Grande: ABES*, 2005.

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. *Revisão. Quim. Nova*, v. 32, n. 6, p. 1576-1585, 2009.

SILVEIRA, D. D. *Potencial de remoção de nitrogênio em um único estágio de filtros plantados com macrófitas para o tratamento de esgoto doméstico bruto: aporte da biologia molecular para a compreensão dos processos*. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental). Universidade Federal de Santa Catarina. Santa Catarina. Florianópolis, 2015.

STEFANAKIS, A.I.; AKRATOS, C.S.; TSIHRINTZIS, V.A. *Vertical Flow Constructed Wetlands: Ecoengineering Systems for Wastewater and Sludge Treatment, 1st ed.*; Elsevier, 2014.

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*, 181-182, p. 416-430, 2012.

STENSTROM, M. K.; GILBERT, R. G. Effects of alpha, beta and theta factor upon the design, specification and operation of aeration systems. *Water Research*, v. 15, p. 643-654, 1981.

STENSTROM, M. K.; LEU, SHAO-YUAN; JIANG, P. *Theory to practice: Oxygen transfer and the New ASCE Standard*. Los Angeles: Water Environment Foundation, 2006.

STOTTMEISTER, U.; WIEBNER A.; KUSCHK, P.; KAPPELMEYER, U.; KÄSTNER, M.; BEDERSKI, O.; MÜLLER, R.A. AND MOORMANN, H. Effects of plants and microorganisms in constructed wetlands for wastewater treatment. *Biotechnology Advances*, v. 22, p. 93-11, 2003.

SUN, G.; AUSTIN, D. A mass balance study on nitrification and deammonification in vertical flow constructed wetlands treating landfill leachate. *Water Science and Technology*, v. 56, n. 3, p. 117–123, 2007a.

SUN, G.; AUSTIN, D. Completely autotrophic nitrogen-removal over nitrite in lab-scale constructed wetlands: Evidence from a mass balance study. *Chemosphere*, v. 68, p. 1120–1128, 2007b.

SUN, G.; ZHAO, Y.; ALLEN, S. Enhanced removal of organic matter and ammoniacal-nitrogen in a column experiment of tidal flow constructed wetland systems. *Journal of Biotechnology*, v. 115, p. 189-197. 2005.

TARICKA, J. R.; CHEN, J. P.; HUNG, YUNG-TSE; WANG, L. K.; ZOU, SHUAI-WEN. Surface and spray aeration. In: WANG, L. K.; NORMAN, C.; HUNG, YUNG-TSE. *Biological treatment process*. v. 8. Handbook Environmental Engineering. New York: Humana Press, 2009b. 805 p.

THENE, J. R., GULLIVER, J. Gas-transfer measurements using headspace analysis of propane. *Journal of Environmental Engineering*, v. 116, p. 1107-1124, 1990.

TOOD, D. K. Ground water hydrology. New York: John Wiley, 1959. 332 p.

TORRENS, A.; MOLLE, P.; BOUTIN, C.; SALGOT, M. Impact of design and operation variables on the performance of vertical-flow constructed wetlands and intermittent filters treating pond effluent. *Water Research*, v. 43, n. 7, p.1851-1858, 2009.

TYROLLER, L.; GARCÍA, J.; SANTA S.; ROUSSEAU D. Application of a tracer gas method for the measurement of oxygen transfer in a subsurface horizontal flow constructed wetland In: International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, 12, 2010. Veneza, Italia. *Proceedings...* Veneza: IWA, 2010

VASEL, J. L.; SCHROBILTGEN, P. Oxygen transfer in trickling filters. *Water Research*, v. 25, n. 1, p. 53-60, 1991.

VIEIRA, P. C. *Estudo do comportamento de um filtro biológico percolador com laterais abertas aplicado ao pós-tratamento de efluente de reator UASB*. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos). Universidade Federal de Minas Gerais. Escola de Engenharia. Belo Horizonte, Minas Gerias, Brasil, 2013.

VON SPERLING, M. Comparison of simple, small, full-scale sewage treatment systems in Brazil: UASB–maturation ponds–coarse filter; UASB–horizontal subsurface-flow wetland;

vertical-flow wetland (first stage of French system). *Water Science and Technology*, v. 71, n. 3, p. 329-337, 2015.

VON SPERLING, M. *Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias: Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. 4ª ed. Belo Horizonte: Editora - UFMG, 2014. 472 p.

VON SPERLING, M. *Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias: Princípios básicos do tratamento de esgotos*. 2ª ed. 8ª impressão. Belo Horizonte: DESA-UFMG, 2011. 211 p.

VON SPERLING, M.; CHERNICHARO, C. A. L. *Biological wastewater treatment in warm climate regions*. Vols. 1-2. London: IWA Publishing, 2005. 1496 p.

VYMAZAL, J. Constructed wetlands for wastewater treatment: five decades of experience. *Environmental Science and Technology*, v. 45, n. 1, p. 61-69, 2010.

VYMAZAL, J. *Removal of nitrogen via harvesting of emergent vegetation in constructed wetlands for wastewater treatment. Natural and constructed wetlands: nutrients, metals and management*. Backhuys, Leiden, p. 209-221, 2005.

VYMAZAL, J.; KRÖPFELOVÁ, L. A three-stage experimental constructed wetland for treatment of domestic sewage: first 2 years of operation. *Ecological Engineering*, v. 37, n. 1, p. 90-98, 2011.

VYMAZAL, J.; KROPFELOVÁ, L. Wastewater treatment in constructed wetlands with horizontal sub-surface flow. *Environmental Pollution*, 14. 2008.

WEEDON, C, M. Compact vertical flow constructed wetland systems – first two years performance. *Water Science and Technology*, 2003.

WOŹNIAK, R.; DITTMER, U.; WELKER, A. Interaction of oxygen concentration and retention of pollutants in vertical flow constructed wetlands for CSO treatment. *Water Science and Technology*, v. 56, n. 3, p. 31-38, 2007.

WU, S.; JESCHKE, C.; DONG, R.; PASCHKE, H.; KUSCHK, P.; KNÖLLER, K. Sulfur transformations in pilot-scale constructed wetland treating high sulfate-containing contaminated groundwater: a stable isotope assessment. *Water research*, v. 45, n. 20, p. 6688-6698, 2011.

WU, M.; FRANZ, E. H.; CHEN, S. Oxygen fluxes and ammonia removal efficiencies in constructed treatment wetlands. *Water Environment Research*, v. 73, n. 6, p. 661-666. 2001.

YE, J.; WANG, L.; LI, D.; HAN, W.; YE, C. Vertical oxygen distribution trend and oxygen source analysis for vertical-flow constructed wetlands treating domestic wastewater. *Ecological Engineering*, v. 41, p. 8-12, 2012.

ZHANG, D.Q.; JINADASA, K.B.; GERSBERG R.M.; LIU, Y.; NG W.J.; TAN S.K. Application of constructed wetlands for wastewater treatment in developing countries. A

review of recent developments (2000 - 2013). *Journal of Environmental Management*.141. 116 – 131, 2014.

ZHANG, L. *ET AL.* XIA, X.; ZHAO, Y.; XI, B.; YAN, Y.; GUO, X.; XIONG, Y.; ZHAN, J. The ammonium nitrogen oxidation process in horizontal subsurface flow constructed wetlands. *Ecological Engineering*, v.37, p.1614-1619, 2011.

ZHI, W.; JI, G. Constructed wetlands, 1991–2011: A review of research development, current trends, and future directions. *Science of the Total Environment*, v. 441, p. 19-27, 2012.

## 9 ANEXOS

**Anexo1.** Balsa desenhada e instalada para determinar vazao efluente no WCEV-SF.

