

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

Camila Maria Trein

**AVALIAÇÃO DA MODIFICAÇÃO DAS CONDIÇÕES OPERACIONAIS NO**  
**COMPORTAMENTO DO PRIMEIRO ESTÁGIO DO SISTEMA FRANCÊS DE**  
***WETLANDS* CONSTRUÍDOS**

Belo Horizonte

2020

Camila Maria Trein

**AVALIAÇÃO DA MODIFICAÇÃO DAS CONDIÇÕES OPERACIONAIS NO  
COMPORTAMENTO DO PRIMEIRO ESTÁGIO DO SISTEMA FRANCÊS DE  
*WETLANDS* CONSTRUÍDOS**

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

Área de concentração: Saneamento

Linha de pesquisa: Tratamento de Águas Residuárias

Orientador: Marcos von Sperling

Belo Horizonte

2020

T787a

Trein, Camila Maria.

Avaliação da modificação das condições operacionais no comportamento do primeiro estágio do sistema francês de *wetlands* construídos [recurso eletrônico] / Camila Maria Trein. - 2020.

1 recurso online (186 f.: il., color.): pdf.

Orientador: Marcos von Sperling.

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

Inclui bibliografia.

Exigências do sistema: Adobe Acrobat Reader.

1. Engenharia sanitária - Teses. 2. Saneamento - Teses. 3. Terras inundáveis - Teses. 4. Esgotos - Teses. 5. Lodo - 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](mailto:posgrad@desa.ufmg.br)  
<http://www.smarh.eng.ufmg.br>

## FOLHA DE APROVAÇÃO

Avaliação da modificação das condições operacionais no comportamento do primeiro estágio do sistema francês de wetlands construídos

**CAMILA MARIA TREIN**

Tese defendida e aprovada pela banca examinadora constituída pelos Senhores:

*Marcos von Sperling*

Prof. MARCOS VON SPERLING - Orientador



Documento assinado digitalmente  
Pablo Heleno Sezerino  
Data: 13/10/2020 19:44:52-0300  
CPF: 952.175.849-04

Prof. PABLO HELENO SEZERINO

*Paula Loureiro Paulo*

Prof.a. PAULA LOUREIRO PAULO

*Ênio Leandro Machado*

Prof. ÊNIO LEANDRO MACHADO



Documento assinado digitalmente  
Maria Elisa Magri  
Data: 15/10/2020 20:28:10-0300  
CPF: 044.011.369-50

Prof.a. MARIA ELISA MAGRI

Aprovada pelo Colegiado do PG SMARH

*Sony Cristina Rezende Borges de Lima*  
**Profª Sony Cristina Rezende Borges de Lima**  
Coordenadora

Versão Final aprovada por

*Marcos von Sperling*  
Prof. Marcos von Sperling  
Orientador

## AGRADECIMENTOS

Agradecimento especial ao orientador professor Marcos von Sperling pelos anos de um rico convívio, por quem guardo um enorme respeito e admiração.

Aos professores (*in memoriam*) Antônio Teixeira Matos e Vinícius Verna Magalhães Ferreira, por terem compartilhado boas ideias, e também, por toda ajuda oferecida ao longo desta pesquisa.

A todos os professores do PPG SMARH pelos ensinamentos transmitidos nas disciplinas ministradas durante o curso. Aos técnicos Gabriel e Érico pelo auxílio com as análises físico-químicas. À Suzi e ao sr. Raimundo, pela ajuda no CePTS.

Aos companheiros do grupo de pesquisa, Jorge García e Mirene Moraes, pela ajuda em campo e laboratório, discussão dos resultados e pela amizade formada.

Aos alunos de iniciação científica Amadinha, Tata, Isa e Álvaro, pelo auxílio na coleta em campo e realização das análises laboratoriais, que foram imprescindíveis para a realização deste trabalho.

A toda equipe do CDTN – UFMG, pela boa vontade de sempre e pelo trabalho desenvolvido. Ao INSA e IRSTEa, em especial ao Mathieu Gautier e Pascal Molle pela parceria no desenvolvimento da pesquisa, e receptividade em Lyon.

Aos professores, Pablo Sezerino, Paula Paulo, Maria Eliza Magri e Ênio Machado pela disponibilidade, pela leitura, e também, por melhorarem este documento.

Eu gostaria de expressar minha infinita gratidão aos meus pais, Leda e Silvério por toda dedicação, amor, carinho, compreensão, motivação, zelo e conselhos. Agradeço aos meus irmãos, Peterson e Carina pelo apoio e incentivo na decisão de continuar os meus estudos. À doce Ana Laura, minha fonte de energia, paz e amor.

Aos bons amigos, que tornaram essa etapa mais fácil e agradável, Brendinha, Ju, Iacy, Paulinha, Lívia, Marise, Alex, Will, Cássia, Bruna, Josi, Rizzieri, Will, Tiago, Fê, Vivi, Erick, Matheus, Nath, por todo apoio em suas diferentes formas, pela excelente convivência, pelas conversas e momentos de descontração.

Às amigas de longa data, Flavita, Fer, Chris, Mari, Daia e Jaque por estarem comigo em todos os momentos e pelo carinho incondicional que sempre demonstraram por mim.

À FAPEMIG, pela bolsa de doutorado concedida. À FAPEMIG, CNPq, CAPES e Fundação Bill e Melinda Gates pelo apoio financeiro essencial para a execução do trabalho.

Agradeço a Deus pela fonte de paz no exercício de minha espiritualidade e pela proteção que me confere.

A todos que direta e indiretamente colaboraram para que chegássemos aqui!

## RESUMO

Este trabalho teve como objetivo contribuir para uma melhor compreensão do desempenho do primeiro estágio do *wetland* construído vertical - Sistema Francês (WCV-SF) operando em condições climáticas mais quentes que as da França. O sistema investigado estava localizado no Centro de Treinamento e Pesquisa em Saneamento (CePTS - UFMG/COPASA), Belo Horizonte/Minas Gerais. Durante todo o período de monitoramento o sistema operou com área reduzida (total de  $0,6 \text{ m}^2 \cdot \text{e} \cdot \text{p}^{-1}$ ). Com apenas duas unidades em paralelo, a caracterização das unidades foi influenciada pela camada de depósito orgânico na superfície, sendo que a unidade I trabalhou com o lodo acumulado desde o início da operação do sistema (altura média  $< 10 \text{ cm}$ ), e a unidade II teve menor altura de lodo (média  $< 5 \text{ cm}$ ), devido à sua remoção antes do início da pesquisa. Recebendo  $24 \text{ pulsos} \cdot \text{dia}^{-1}$ , as unidades operaram com tempo de alimentação prolongado, sendo sete dias de alimentação e sete dias de repouso. Buscou-se avaliar a operação das unidades em três etapas sequenciais: 1) com o meio insaturado (22 meses de operação), 2) com o fundo saturado e interligado (ao longo de 11 meses de operação) e 3) com o fundo saturado, sem interligação (total de 4 meses de operação). A taxa de acúmulo de lodo nas duas unidades foi menor que  $1 \text{ cm} \cdot \text{ano}^{-1}$ , inferior aos valores encontrados em sistemas operados em regiões de clima temperado ( $1,5$  a  $3,0 \text{ cm} \cdot \text{ano}^{-1}$ ) com três unidades em operação (total de  $1,2 \text{ m}^2 \cdot \text{e} \cdot \text{p}^{-1}$ ). A classificação das unidades como maduras (matéria orgânica  $< 60\%$ , índice térmico  $> 0,80$  e índice de humificação  $> 1,0$ ) foi obtida mesmo com os diferentes tempos de acúmulo de lodo (unidade I e II com menos de 10 e 3 anos, respectivamente). Em condições aeróbias predominantes nas unidades com o meio insaturado (etapa 1), o efluente esteve dentro dos padrões de descarga menos rigorosos (eficiências médias de remoção de DQO de 61 – 72%, SST de 85 – 81% e NTK de 59 – 60%, respectivamente para as unidades I e II). Com os dados de monitoramento físico-químico, em condições de meio insaturado foi possível encontrar valores que sustentam a operação das unidades com ciclo de alimentação estendido (sete dias ao invés de três dias e meio, conforme recomendações francesas), objetivando reduzir os requisitos operacionais. A produção de  $\text{N-NO}_3^-$  em ambas as unidades foi maior no primeiro pulso, diminuindo progressivamente à medida que o período de alimentação progrediu, coincidindo com a concentração de oxigênio no efluente das unidades. A configuração do sistema com o fundo saturado e interligado (etapa 2) permitiu eficiências de remoção médias de matéria orgânica para DQO e SST de 79 e 89%, respectivamente para a unidade I e, 74 e 91% respectivamente para a unidade II, e nitrogênio de 53 e 41% para NT na unidade I e II, respectivamente. Com condições mais simples de operação, os resultados do monitoramento das unidades com o fundo saturado, sem a interligação (etapa 3) foram melhores em termos de NTK e  $\text{N-NH}_4^+$  (65 e 58%, respectivamente para a unidade I; 70 e 55%, respectivamente para a unidade II). Nessa última configuração, as eficiências de remoção de NT foram 30 e 29% para as unidades I e II, respectivamente. Desta forma, através dos resultados dos parâmetros físico-químicos foi possível verificar que o potencial de nitrificação e desnitrificação foi sensível às condições operacionais propostas (ao longo do ciclo de alimentação e nas condições com meio insaturado e fundo saturado, com ou sem interligação) do WCV-SF. De maneira geral, os resultados demonstraram que, mesmo com as várias diferenças em termos de concepção, taxas de carregamento hidráulico e orgânico, bem como taxas de acumulação de lodo, o desempenho do tratamento e a característica da fração orgânica da camada superficial de depósito orgânico em sistemas com área reduzida adaptados para a realidade brasileira foram bastante semelhantes às francesas.

Palavras-chave: Esgoto bruto; Fundo saturado; Fundo saturado e interligado; Área reduzida; Depósito orgânico; Condições climáticas subtropicais.

## ABSTRACT

This research, aimed to contribute to a better understanding of the performance in terms of treatment of the first stage of the vertical constructed wetland - French System (VCW-FS) operating in warmer climatic conditions than in France. The investigated system was located at the Centre for Research and Training in Sanitation (CePTS - UFMG / COPASA), Belo Horizonte/Minas Gerais. During the monitoring period, the system operated with a reduced area (total  $0.6 \text{ m}^2 \cdot \text{p.e}^{-1}$ ). With only two units in parallel, the characterization of the units was influenced by the organic deposit layer on the surface, with unit I working with the accumulated sludge since the beginning of the system's operation (average height  $< 10 \text{ cm}$ ), and unit II had lower sludge height (average  $< 5 \text{ cm}$ ), due to its removal before the beginning of the research. Receiving  $24 \text{ pulses} \cdot \text{day}^{-1}$ , the units operated with extended feeding time, with seven days of feeding and seven days of rest. Searched evaluate the operation of the units in three sequential steps: 1) with unsaturated medium (22 months of operation), 2) with saturated bottom and interconnected with the unit next to it (over 11 months of operation) and 3) with saturated bottom, without interconnection (total of 4 months of operation). The rate of sludge accumulation in the two units was less than  $1 \text{ cm} \cdot \text{year}^{-1}$ , lower than the values found in systems operated in regions of temperate climate ( $1.5$  to  $3.0 \text{ cm} \cdot \text{year}^{-1}$ ) with three units in operation ( $1.2 \text{ m}^2 \cdot \text{p.e}^{-1}$  total). The classification of the units as mature (organic matter  $< 60\%$ , thermal index  $> 0.80$  and humification index  $> 1.0$ ) was obtained even with the different sludge accumulation times (units I and II with less than 10 and 3 years, respectively). Under prevailing aerobic conditions in the units with unsaturated medium (step 1), the effluent was within the least stringent discharge standards (average COD removal efficiencies of 61 - 72%, TSS of 85 - 81% and TKN of 59 - 60 %, respectively for units I and II). With the data of physical-chemical monitoring, in conditions of unsaturated medium it was possible to find values that support the operation of the units with extended feeding cycle (seven days instead of three and a half days, according to French recommendations), aiming to reduce the operational. The production of  $\text{NO}_3^- \text{-N}$  in both units was higher in the first pulse, decreasing progressively as the feeding period progressed, coinciding with the oxygen concentration in the units' effluent. The system configuration with the saturated and interconnected bottom (step 2) allowed for average removal efficiencies of organic matter of COD and TSS of 79 and 89%, respectively for unit I and, 74 and 91% respectively for unit II, and nitrogen of 53 and 41% for TN in unit I and II, respectively. With simpler operating conditions, the results of monitoring the units with the saturated bottom, without interconnection (step 3) were better in terms of TKN and  $\text{NH}_4^+ \text{-N}$  (65 and 58%, respectively for unit I; 70 and 55 %, respectively for unit II). In this last configuration, the TN removal efficiencies were 30 and 29% for units I and II, respectively. Thus, through the results of the physical-chemical parameters it was possible to verify that the potential for nitrification and denitrification was sensitive to the proposed operational conditions (throughout the feeding cycle and in conditions with unsaturated medium and saturated bottom, with or without interconnection) of VCW-FS. In general, the results showed that, even with the various differences in terms of design, hydraulic and organic loading rates, as well as sludge accumulation rates, the treatment performance and the organic fraction characteristic of the organic layer surface layer in systems with reduced area adapted to the Brazilian reality they were quite similar to the French.

Keywords: Raw sewage; Saturated bottom; Saturated and interconnected bottom; Reduced area; Organic deposit; Subtropical climatic conditions.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 2.1 - Classificação dos <i>wetlands</i> construídos.	24
Figura 2.2 - Esquema do tradicional <i>wetland</i> construído vertical - Sistema Francês.	26
Figura 2.3 - Resumo das condições operacionais já testadas no sistema em estudo.	30
Figura 2.4 - Resumo das condições operacionais já testadas no sistema em estudo (continuação).	31
Figura 2.5 - Concentrações simuladas de (a) biomassa heterotrófica e (b) biomassa autotrófica de acordo com a profundidade, e em quatro instantes (desde o início do período de alimentação até o final do período de repouso).	37
Figura 2.6 - Ciclo do nitrogênio.	43
Figura 2.7 - Balanço de massa do nitrogênio calculado para (a) o período de alimentação e (b) os períodos de alimentação + repouso.	46
Figura 2.8 - Massas cumulativas de nitrogênio adsorvido ( $N-NH_4^+$ ) e	47
Figura 2.9 - Sessão transversal em 3D do <i>wetland</i> construído vertical – Sistema Francês com fundo saturado.	59
Figura 2.10 - Suposições de vias de remoção de nitrogênio em (a) <i>Wetland</i> construído vertical – Sistema Francês com fundo saturado e (b) <i>Wetland</i> construído vertical – Sistema Francês com fundo saturado seguido de <i>wetland</i> construído horizontal.	64
Figura 3.1 - Localização da ETE experimental na estação de tratamento do Ribeirão Arrudas – COPASA.	66
Figura 3.2 - <i>Wetland</i> construído de escoamento vertical – Sistema Francês - WCV-SF.	67
Figura 3.3 - Registro aéreo da estação de tratamento de efluentes experimental localizada na ETE Arrudas.	68
Figura 3.4 - a) Interior da caixa de armazenamento de esgoto bruto com o sifão em U com dois braços (esquerda); b) croqui do sifão (direita).	69
Figura 3.5 - a) Croqui do perfil do sistema com as bandejas coletoras instaladas em diferentes profundidades.	70
Figura 3.6 - a) Sistema de aquisição de dados (Registrador eletrônico de sinais analógicos – Log Box – AA 64K IP67). b) Báscula – medidor da vazão instalado abaixo da tubulação de saída do efluente na Unidade II.	71
Figura 3.7 - Primeiro estágio do <i>wetland</i> construído vertical - Sistema Francês estudado. Representação esquemática do sistema em condições com o: a) meio insaturado; b) fundo saturado e interligado; c) fundo saturado.	73
Figura 3.8 – Fluxograma geral dos experimentos e principais procedimentos durante o período de estudo.	77
Figura 4.1 - Gráfico tipo <i>boxplot</i> das concentrações afluente e efluente.	83
Figura 4.2 - Gráfico tipo <i>box-plot</i> das concentrações afluente e efluente em termos de OD (à esquerda) e potencial redox (à direita). Unidade I (com lodo acumulado na superfície) e Unidade II (com lodo previamente removido).	86
Figura 4.3 - Mapa de contorno das alturas da camada de lodo nas unidades I e II. Ambas as unidades entraram em operação em 2009, mas a Unidade II teve seu lodo removido em fevereiro de 2017.	90
Figura 4.4 - a) <i>Wetland</i> construído vertical – Sistema Francês – vista em planta. b) Mapa de contorno das alturas da camada de lodo nas unidades I e II. Ambas as unidades entraram em operação em 2009, mas a unidade II teve seu lodo removido em fevereiro de 2017.	98
Figura 4.5 – a) Perfil de perda de massa e b) calorimetria de varredura diferencial registrados nos depósitos de lodo do WCV-SF em operação no Brasil.	104

Figura 4.6 - Biodegradação aeróbia medida nas amostras dos depósitos de lodo coletados no WCV-SF em operação no Brasil.	107
Figura 4.7 – Distribuição das frações orgânicas e taxas de humidificação medidas nas camadas de depósito orgânico na Unidade I (camada de depósito orgânico de 10 anos) e Unidade II (camada de depósito orgânico de 2,5 anos).	109
Figura 4.8 - Relação entre biodegradação aeróbia e taxa de humificação medida nos depósitos orgânicos de superfície (Unidade I: camada de depósito orgânico de 10 anos; Unidade II: camada de depósito orgânico de 2,5 anos, representada na área sombreada). (França): valores encontrados nos clássicos sistemas franceses com diferentes tempos de acumulação de depósitos orgânicos na França (KANIA <i>et al.</i> , 2019).	110
Figura 4.9 - Gráficos <i>boxplot</i> das concentrações afluente e efluente do monitoramento rotineiro: DQO, SST, NT, N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> , N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> e OD. Unidade I (com lodo acumulado na superfície) e unidade II (com lodo previamente removido).	122
Figura 4.10 - Concentrações efluente (mg.L <sup>-1</sup> ) e eficiência de remoção em termos de DQO (%) nos sete dias do ciclo de alimentação. Unidade I (com lodo acumulado na superfície) e unidade II (com lodo previamente removido).	126
Figura 4.11 - Concentração de oxigênio dissolvido no efluente das unidades I e II durante o ciclo de sete dias de alimentação.	128
Figura 4.12 - Comportamento da série nitrogenada no efluente das unidades I (com lodo acumulado na superfície) e II (com lodo previamente removido) durante as campanhas de monitoramento intensivo.	130
Figura 4.13 - Primeiro estágio do <i>wetland</i> construído vertical - Sistema Francês estudado. Dimensões em cm.	141
Figura 4.14 - Oxigênio dissolvido ao longo do ciclo de alimentação de sete dias no ponto de 70 cm de profundidade. Etapa 1 (meio insaturado) e Etapa 2 (fundo saturado e interligado). Esquerda: unidade I (com lodo acumulado na superfície); Direita: unidade II (com lodo previamente removido).	150
Figura 4.15 - Potencial redox ao longo do ciclo de alimentação de sete dias no ponto de 70 cm de profundidade. Etapa 1 (meio insaturado) e Etapa 2 (fundo saturado e interligado). Esquerda: unidade I (com lodo acumulado na superfície). Direita: unidade II (com lodo previamente removido).	151
Figura 4.16 - Carga aplicada e removida de DQO durante a etapa 1 (meio insaturado), etapa 2 (fundo saturado e interligado) e etapa 3 (fundo saturado e não interligado). ER: eficiência de remoção.	154
Figura 4.17 - Etapa 2 (fundo saturado e interligado). Concentrações a) NTK, b) N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> e c) N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> . Unidade I (com lodo acumulado na superfície) e Unidade II (com lodo previamente removido).	157
Figura 4.18 - Etapa 1 (meio insaturado). Concentrações a) NTK, b) N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> e c) N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> . Unidade I (com lodo acumulado na superfície) e Unidade II (com lodo previamente removido).	157
Figura 4.19 - Etapa 3 (fundo saturado). Concentrações a) NTK, b) N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> e c) N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> . Unidade I (com lodo acumulado na superfície) e Unidade II (com lodo previamente removido).	158
Figura 4.20 - Eficiência média de remoção de NT, NTK e N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> na unidade I (com lodo acumulado na superfície) e unidade II (com lodo previamente removido), na etapa 1 (meio insaturado), 2 (fundo saturado e interligado) e 3 (fundo saturado e não interligado).	160
Figura 0.1 – a) Distribuição dos pontos de medição; b) Medição da altura da camada de lodo utilizando régua flexível.	180
Figura 0.2 - Detalhes da interligação do fundo (70 cm) das unidades I e II, durante a	181

Figura 0.3 – a) Adaptação da tela envolta da tubulação de 100 mm. b) Detalhe da tela com sólidos presos nas aberturas – após a retirada. c) Conjunto de três grades (40 cm x 30 cm) formando uma caixa. d) Caixa de grades adaptada na abertura da tubulação. 182

Figura 0.4 – a) Barril de 500 L preenchido com água com uma bomba submersa. b) Mangote da bomba adaptada na tubulação de aeração passiva. c) Detalhes do efluente com desprendimento de sólidos logo após a lavagem das tubulações de drenagem. 183

Figura 0.5 - a) Gerador de  $^{99}\text{Mo}$ - $^{99\text{m}}\text{Tc}$ ; b) Aplicação do  $^{99\text{m}}\text{Tc}$  na caixa de armazenamento de esgoto bruto - equipe CDNT; c) Contador de Geiger-Müller; d) Cintilador dentro da caixa de passagem, recostado na tubulação de coleta de efluente tratado. 186

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1.1 - Premissas e hipóteses que fundamentaram o presente trabalho.	20
Tabela 2.1 - Características específicas do tamanho do grão e altura de cada camada filtrante para o primeiro e segundo estágio do Sistema Francês.	26
Tabela 2.2 - Etapas envolvidas no processo completo de desnitrificação, energia e enzimas.	41
Tabela 2.3 - Capacidade de infiltração influenciada pela altura da camada de depósito orgânico acumulado na superfície.	54
Tabela 3.1 - Resumo das características do material filtrante utilizado no WCV-SF.	66
Tabela 3.2 - Condições operacionais proposta para cada etapa operacional.	72
Tabela 4.1 - Caracterização do afluente e efluente do WCV-SF durante o período de estudo (fevereiro de 2017 a maio de 2018), abrangendo a Unidade I (com lodo acumulado na superfície) e a Unidade II (com lodo previamente removido).	82
Tabela 4.2 - Valores das taxas de carregamento hidráulica e de massa (SST e DQO) da unidade em operação recomendada pela prática francesa e valores medianos obtidos nas unidades I e II.	101
Tabela 4.3 - Matéria orgânica, COT, R <sub>TGA</sub> , E <sub>1</sub> , E <sub>2</sub> e R <sub>DSC</sub> das amostras da camada de depósito orgânico analisadas.	106
Tabela 4.4 - Conteúdo de substâncias húmicas, ácidos fúlvicos e húmicos, e índice de estabilidade.	108
Tabela 4.5 - Caracterização do efluente com base no monitoramento convencional (fevereiro de 2017 a dezembro de 2018), abrangendo a unidade I (com lodo acumulado na superfície) e a unidade II (com lodo previamente removido). Unidades com meio insaturado.	120
Tabela 4.6 - Concentrações do afluente e efluente e eficiências de remoção durante todo o monitoramento intensivo da unidade I (com lodo acumulado na superfície) e da unidade II (com lodo previamente removido).	123
Tabela 4.7 - Tempos de percolação do traçador radioativo <sup>99m</sup> Tc aplicado na caracterização do primeiro pulso e do quarto dia de alimentação nas unidades I (com lodo acumulado na superfície) e II (com lodo previamente removido) durante as etapas 1 (meio insaturado) e 2 (fundo saturado e interligado).	144
Tabela 4.8 - Concentrações médias afluente (esgoto bruto) e efluente nos pontos de 10, 30 e 70 cm de profundidade na unidade I (com lodo acumulado na superfície) e II (com lodo previamente removido) durante as etapas 1, 2 e 3.	147
Tabela 4.9 - Eficiências média de remoção ao longo do perfil vertical da unidade I (com lodo acumulado na superfície) e II (com lodo previamente removido), durante as etapas 1, 2 e 3.	148
Tabela 4.10 – Carga média aplicada e removida de DQO, NT, NTK e N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> durante a etapa 1 (meio insaturado), 2 (fundo saturado e interligado) e 3 (fundo saturado) na Unidade I (com lodo acumulado na superfície) e Unidade II (com lodo previamente removido).	158

## LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS

amoA - ammonia monooxygenase (amônio mono-oxigenase)  
ANAMMOX - ANaerobic AMMonium Oxidation (bactérias anaeróbias oxidantes de amônio)  
AOA - Ammonia-Oxidizing Archaea (arquea oxidadora de amônio)  
APHA - American Public Health Association (Associação Americana de Saúde Pública)  
AOB - Ammonia-Oxidizing Bactéria (BOA - Bactérias Oxidadoras de Amônio)  
NOB - Nitrite Oxidizing Bacteria (BON - Bactérias Oxidadoras de Nitrito)  
CaCO<sub>3</sub> - Carbonato de cálcio  
Cd - Cádmio  
CEMAGREF - Centre national du machinisme agricole du génie rural, des eaux et des forêts (Centro Nacional de Máquinas Agrícolas de Engenharia Rural, Água e Florestas)  
CDTN - Centro de Desenvolvimento da Tecnologia Nuclear  
CePTS - Centro de Pesquisa e Treinamento em Saneamento  
CNEN - Comissão Nacional de Energia Nuclear  
COMAMMOX - COMplete AMMonia Oxidation (Oxidação Completa do Amônio)  
COPASA - Companhia de Saneamento de Minas Gerais  
COT - Carbono Orgânico Total  
Cr - Cromo  
CTC - Capacidade de Troca de Cátions  
CU - Coeficiente de uniformidade  
CV - Coeficiente de Variação  
d<sub>10</sub> - diâmetro correspondente a 10% em peso total das partículas  
d<sub>60</sub> - diâmetro efetivo correspondente a 60% em peso total de todas as partículas  
DBO<sub>5</sub> - Demanda Bioquímica de Oxigênio  
DEEP - Laboratoire Déchets Eaux Environnement Pollutions (Laboratório de Resíduos, Água, Meio Ambiente e Poluição)  
DESA - Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental  
DMSA - Dimercaptosuccinic acid (ácido dimercaptossuccínico)  
DQO - Demanda Química de Oxigênio  
DSC - Differential Scanning Calorimetry (Calorimetria de varredura diferencial)  
e.p. - Equivalente populacional  
Eh - Potencial Redox  
ETE - Estação de Tratamento de Esgoto  
h - Hora  
H - Hidrogênio  
Hg - Mercúrio  
INRAE - National Research Institute for Agriculture, Food and the Environment (Instituto Nacional de Pesquisa em Agricultura, Alimento e Meio Ambiente)  
INSA - Institut National des Sciences Appliquées (Instituto Nacional de Ciências Aplicadas)  
IRSTEA - Institut national de Recherche en Sciences et Technologies pour l'Environnement et l'Agriculture (Instituto Nacional de Pesquisa em Ciência e Tecnologia para o Meio Ambiente e Agricultura)  
min - Minuto  
Mo - Molibdênio  
N<sub>2</sub> - Nitrogênio gasoso  
N<sub>2</sub>O - Óxido nitroso  
N<sub>2</sub>OR - Óxido nitroso redutase  
Nar - Nitrate reductase (nitrato redutase)  
NH<sub>2</sub>OH - Hidroxilamina

NH<sub>3</sub> - Amônia  
Ni - Níquel  
Nir - Nitrite reductase (nitrito redutase)  
N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> - Nitrogênio Amoniacal (íon amônio ou amônia ionizada)  
N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup> - Nitrogênio Nitrito  
N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> - Nitrogênio Nitrato  
Nor - Nitric oxide reductase (óxido nítrico redutase)  
Norg - Nitrogênio orgânico  
Nos - Nitrous oxide reductase (óxido nitroso redutase)  
NO<sub>x</sub> - Óxidos de Nitrogênio  
NTK - Nitrogênio Total Kjeldahl  
O<sub>2</sub> - Oxigênio  
OD - Oxigênio Dissolvido  
Pb - Chumbo  
PCR - Reação em Cadeia da Polimerase  
pH - Potencial Hidrogeniônico  
PVC – Polyvinyl Chloride (Policloreto de Vinila)  
s - Segundo  
SD – Standard Deviation (Desvio Padrão)  
SSF - Sólidos Suspensos Fixos  
SST - Sólidos Suspensos Totais  
SSV - Sólidos Suspensos Voláteis  
TAH - Taxa de Aplicação Hidráulica  
TAH<sub>inst.</sub> - Taxa de Aplicação Hidráulica instantânea  
Tc - Tecnécio  
TDH - Tempo de Detenção Hidráulica  
TGA - Thermogravimetric analysis (Análise Termogravimétrica)  
TTO - Taxa de Transferência de Oxigênio  
UFMG - Universidade Federal de Minas Gerais  
WC - *Wetland* Construído  
WCH - *Wetland* Construído Horizontal  
WCV - *Wetland* Construído vertical  
WCV-SF - *Wetland* Construído Vertical – Sistema Francês  
Zn - Zinco  
ΔH - Entalpia

# SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO.....</b>	<b>17</b>
1.1 PREMISSAS E HIPÓTESES DE INVESTIGAÇÃO.....	19
1.2 OBJETIVOS.....	22
1.2.1 <i>Objetivo geral</i> .....	22
1.2.2 <i>Objetivos específicos</i> .....	22
<b>2 REVISÃO DA LITERATURA.....</b>	<b>23</b>
2.1 WETLANDS CONSTRUÍDOS.....	23
2.2 WETLAND CONSTRUÍDO VERTICAL – SISTEMA FRANCÊS.....	24
2.2.1 <i>Vantagens dos sistemas wetlands construídos em geral e especificamente para o Sistema Francês</i> .....	27
2.2.2 <i>Limitações dos sistemas wetlands construídos em geral e especificamente para o Sistema Francês</i> .....	27
2.3 WETLANDS CONSTRUÍDOS VERTICAL - SISTEMA FRANCÊS EM CONDIÇÕES CLIMÁTICAS TROPICAIS OU SUBTROPICAIS.....	28
2.4 PRINCIPAIS COMPONENTES DOS SISTEMAS WETLANDS CONSTRUÍDOS.....	32
2.4.1 <i>Material filtrante</i> .....	32
2.4.2 <i>Vegetação</i> .....	33
2.4.3 <i>Microrganismos</i> .....	35
2.5 REMOÇÃO DE POLUENTES EM WETLAND CONSTRUÍDO VERTICAL.....	37
2.5.1 <i>Remoção de matéria orgânica</i> .....	37
2.5.2 <i>Remoção de sólidos</i> .....	38
2.5.3 <i>Remoção de nitrogênio</i> .....	38
2.5.3.1 <i>Amonificação</i> .....	39
2.5.3.2 <i>Nitrificação</i> .....	39
2.5.3.3 <i>Desnitrificação convencional</i> .....	41
2.5.3.4 <i>Outras rotas metabólicas – ANAMMOX – COMAMMOX</i> .....	42
2.5.3.5 <i>Remoção pelas plantas</i> .....	44
2.5.3.6 <i>Adsorção</i> .....	44
2.5.3.7 <i>Balanco de massa do nitrogênio</i> .....	45
2.6 CARACTERÍSTICAS OPERACIONAIS EM WETLAND CONSTRUÍDO VERTICAL – SISTEMA FRANCÊS.....	47
2.6.1 <i>Taxa de aplicação hidráulica e Taxa de aplicação hidráulica instantânea</i> .....	47
2.6.2 <i>Transferência de oxigênio</i> .....	49
2.6.3 <i>Período de alimentação, repouso e número de pulsos</i> .....	50
2.6.4 <i>Camada de depósito orgânico acumulada na superfície das unidades</i> .....	52
2.6.5 <i>Estudos hidrodinâmicos em wetlands construídos</i> .....	55
2.7 NOVAS CONFIGURAÇÕES DE WETLAND CONSTRUÍDO VERTICAL – SISTEMA FRANCÊS.....	57
2.7.1 <i>Meio suporte reativo</i> .....	57
2.7.2 <i>Saturação do fundo e altura do material filtrante</i> .....	58
2.7.3 <i>Recirculação</i> .....	61
2.7.4 <i>Combinação com wetland construído horizontal</i> .....	63
<b>3 MATERIAL E MÉTODOS.....</b>	<b>65</b>
3.1 ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO.....	65
3.2 CONDIÇÕES OPERACIONAIS.....	71
3.3 PLANEJAMENTO GERAL DOS EXPERIMENTOS E ESTRUTURAÇÃO DA TESE.....	74

<b>4 RESULTADOS .....</b>	<b>78</b>
4.1 INFLUÊNCIA DA CAMADA DE DEPÓSITO NO DESEMPENHO DO PRIMEIRO ESTÁGIO DE UM WETLAND CONSTRUÍDO VERTICAL – SISTEMA FRANCÊS OPERANDO COM ÁREA REDUZIDA .....	78
4.1.1 <i>Resumo</i> .....	78
4.1.2 <i>Introdução</i> .....	79
4.1.3 <i>Material e métodos</i> .....	80
4.1.3.1 Descrição do local .....	80
4.1.4 <i>Resultados e discussão</i> .....	81
4.1.4.1 Desempenho do tratamento .....	81
4.1.4.2 Matéria orgânica e sólidos suspensos totais .....	83
4.1.4.3 Oxigênio dissolvido.....	85
4.1.4.4 Transformações nitrogenadas.....	86
4.1.4.5 Acúmulo de lodo na camada superficial (depósito orgânico) .....	88
4.1.5 <i>Conclusão</i> .....	91
4.1.6 <i>Referências</i> .....	92
4.2 WETLAND CONSTRUÍDO VERTICAL - SISTEMA FRANCÊS EM CONDIÇÃO CLIMÁTICA SUBTROPICAL: CARACTERIZAÇÃO DA CAMADA DE DEPÓSITO ORGÂNICO E COMPARAÇÃO COM SISTEMAS NA FRANÇA .....	94
4.2.1 <i>Resumo</i> .....	94
4.2.2 <i>Introdução</i> .....	94
4.2.3 <i>Material e Métodos</i> .....	96
4.2.3.1 Descrição do sistema .....	96
4.2.3.2 Amostragem do lodo .....	99
4.2.3.3 Caracterização do depósito orgânico.....	99
4.2.3.4 Caracterização do esgoto bruto .....	100
4.2.4 <i>Resultados e discussão</i> .....	100
4.2.4.1 Características do esgoto bruto.....	100
4.2.4.2 Características do lodo acumulado na superfície das unidades.....	101
4.2.4.2.1 Conteúdo de matéria orgânica.....	101
4.2.4.2.2 Análise termal .....	103
4.2.4.2.3 Biodegradabilidade da matéria orgânica do depósito de lodo .....	106
4.2.4.2.4 Substâncias húmicas .....	107
4.2.5 <i>Conclusão</i> .....	111
4.2.6 <i>Referências</i> .....	112
4.3 DESEMPENHO DO WETLAND CONSTRUÍDO VERTICAL - SISTEMA FRANCÊS (PRIMEIRO ESTÁGIO) OPERANDO COM CICLO DE ALIMENTAÇÃO ESTENDIDO .....	115
4.3.1 <i>Resumo</i> .....	115
4.3.2 <i>Introdução</i> .....	116
4.3.3 <i>Material e métodos</i> .....	118
4.3.3.1 Descrição do local .....	118
4.3.3.2 Monitoramento convencional durante 22 meses .....	118
4.3.3.3 Monitoramento intensivo ao longo dos dias do ciclo de alimentação.....	118
4.3.3.4 Análise estatística.....	119
4.3.4 <i>Resultados e discussão</i> .....	119
4.3.4.1 Desempenho do tratamento com base no monitoramento convencional (22 meses) 119	
4.3.4.2 Resultados do monitoramento intensivo ao longo do ciclo de alimentação.....	122
4.3.5 <i>Conclusão</i> .....	132
4.3.6 <i>Referências</i> .....	133

4.4 DIFERENTES CONFIGURAÇÕES DO PRIMEIRO ESTÁGIO DE UM WETLAND VERTICAL – SISTEMA FRANCÊS COM MEIO INSATURADO E PARCIALMENTE SATURADO .....	136
4.4.1 <i>Resumo</i> .....	136
4.4.2 <i>Introdução</i> .....	137
4.4.3 <i>Material e métodos</i> .....	138
4.4.3.1 Descrição do local .....	138
4.4.3.2 Diferentes configurações do <i>wetland</i> construído vertical – Sistema Francês .....	138
4.4.3.3 Coleta dos dados – parâmetros físico-químicos .....	142
4.4.3.4 Análise estatística .....	142
4.4.4 <i>Resultados e discussão</i> .....	143
4.4.4.1 Monitoramento hidráulico .....	143
4.4.4.2 Monitoramento físico-químico.....	145
4.4.4.3 Oxigênio dissolvido e potencial redox .....	149
4.4.4.4 Remoção de matéria orgânica .....	152
4.4.4.5 Nitrificação .....	155
4.4.4.6 Remoção de nitrogênio total.....	159
4.4.5 <i>Conclusão</i> .....	162
4.4.5.1 Referências .....	163
<b>5 CONCLUSÕES GERAIS.....</b>	<b>167</b>
<b>6 RECOMENDAÇÕES .....</b>	<b>170</b>
<b>7 REFERÊNCIAS.....</b>	<b>171</b>
<b>APÊNDICE .....</b>	<b>179</b>
APÊNDICE 1: DETALHES DA MEDIÇÃO DAS ALTURAS DO DEPÓSITO DE LODO NA SUPERFÍCIE DAS UNIDADES 180	
APÊNDICE 2: DETALHES DA ADAPTAÇÃO DA TUBULAÇÃO DE INTERLIGAÇÃO NO FUNDO DAS UNIDADES I E II.....	181
APÊNDICE 3: DETALHAMENTO DAS ETAPAS DO USO DO TRAÇADOR RADIOATIVO <sup>99m</sup> Tc.....	184

## 1 INTRODUÇÃO

Dentre as várias tecnologias existentes para o tratamento de esgoto sanitário, os sistemas conhecidos mundialmente como *wetlands* construídos (WC) se destacam pelas inúmeras vantagens a eles atribuídos. As principais são: ausência ou baixo requisito de energia elétrica, facilidade de operação e manutenção, capacidade de suportar bem as variações sazonais, promoção de satisfatória eficiência de remoção de matéria orgânica e, dependendo da configuração, também de nitrogênio, além da possibilidade de reciclagem e reutilização do efluente tratado (HABERL *et al.*, 2003; ARIAS LOPEZ, 2013; VON SPERLING, 2015; MORVANNOU *et al.*, 2015; 2017; DOTRO *et al.*, 2017).

Dentre as diferentes configurações e arranjos tecnológicos compostos pela tecnologia *wetlands*, uma das mais promissoras é a configuração desenvolvida pelos franceses, denominado *wetland* construído vertical – Sistema Francês (WCV-SF). Tem como diferencial o tratamento de esgoto bruto, e não tem a necessidade de unidades separadas para o tratamento do lodo, o qual é acumulado na superfície das unidades (MOLLE *et al.*, 2005). Com apenas o primeiro estágio ( $1,2 \text{ m}^2 \cdot \text{e} \cdot \text{p}^{-1}$ , considerando carga *per capita* de  $54 \text{ g DQO} \cdot \text{hab}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ ), que compreende três unidades em paralelo, tem-se satisfatória eficiência de remoção de matéria orgânica (cerca de 80% para DQO e 85% para SST), retenção e mineralização de sólidos, com a necessidade de retirada do depósito de lodo superficial após cerca de 15 anos de operação (MOLLE *et al.*, 2005).

Com relação ao nitrogênio, Molle *et al.* (2005) estimam eficiências de nitrificação em torno de 50%. Para alcançar melhores resultados, o tradicional SF ( $2,0 \text{ m}^2 \cdot \text{e} \cdot \text{p}^{-1}$ ) conta com o segundo estágio com duas unidades em paralelo ( $0,8 \text{ m}^2 \cdot \text{e} \cdot \text{p}^{-1}$ ). Contudo, com o objetivo de diminuir a área requerida, algumas adaptações são apresentadas para intensificar as transformações e promover a remoção do nitrogênio amoniacal ( $\text{N-NH}_4^+$ ) nas unidades do primeiro estágio. Dentre elas, destacam-se o aumento da altura do material filtrante, uso de material filtrante com propriedades para adsorção do  $\text{N-NH}_4^+$  e inserção de aeração forçada e/ou passiva (MOLLE *et al.*, 2008; MALTAIS-LANDRY *et al.*, 2009; PROST-BOUCLE & MOLLE, 2012; MILLOT *et al.*, 2016; MORVANNOU *et al.*, 2017; NAKAMURA *et al.*, 2017).

Como o processo chave do WCV é mediado por condições aeróbias no meio, a etapa da desnitrificação não é usualmente considerada (LOMBARD LATUNE *et al.*, 2018). No entanto, com o objetivo de potencializar a remoção do nitrogênio, alternativas são apresentadas para

promover maior tempo de contato do efluente com os microrganismos, fornecer carbono orgânico e proporcionar condições anóxicas para a redução do nitrogênio nitrato ( $\text{N-NO}_3^-$ ) produzido na etapa da nitrificação. Desta forma, a recirculação do efluente para o afluente (PROST-BOUCLE & MOLLE, 2012; PRIGENT *et al.*, 2013b; WU *et al.*, 2014), saturação do fundo do sistema (DONG & SUN, 2007; MOLLE *et al.*, 2008; SILVEIRA *et al.*, 2015; MORVANNOU *et al.*, 2017) e combinação com o *wetland* de escoamento horizontal (MOLLE *et al.*, 2008; MORVANNOU *et al.*, 2017) são algumas configurações apresentadas pela comunidade científica.

Dentre as adaptações propostas, a mais utilizada no modelo Francês é a operação das unidades com o fundo saturado, que possibilita processos de nitrificação e desnitrificação em ambientes, respectivamente, aeróbio e anóxico na mesma unidade. Essa preferência possivelmente está associada com a ausência de energia elétrica (necessária para a recirculação) e menores requisitos de área (comparado com a utilização do WCH). No entanto, muitas vezes, tem-se a necessidade de aumentar a altura da camada filtrante, obtendo gastos com o material suporte.

Embora amplamente desenvolvido e pesquisado na Europa (MOLLE *et al.*, 2005, MORVANNOU *et al.*, 2011, 2017; MORVANNOU, 2012), algumas lacunas do conhecimento ainda não suficientemente bem esclarecidas em relação a esses sistemas se remetem às condições de contorno em que estão inseridos. A influência das condições operacionais (alternância dos filtros, estratégias de alimentação), as taxas de transferência de oxigênio para o interior do meio filtrante, altura da camada de depósito orgânico, e considerações de projeto (área requerida, altura e características do material filtrante, cargas hidráulicas e orgânicas) ou parâmetros externos (manutenção do sistema e clima) (BOLLER *et al.*, 1993; MOLLE *et al.*, 2006; TORRENS *et al.*, 2009; PROST-BOUCLE & MOLLE, 2012; MOLLE, 2014; MILLOT *et al.*, 2016; NAKAMURA *et al.*, 2017) interferem na remoção conjunta de matéria orgânica e nitrogênio, visto que esse último se mostra mais sensível a essas condições.

Em função das inúmeras variáveis, fica evidente que para projetar e operar um WCV-SF com determinado objetivo, são necessários uma longa série de estudos. Com mais de 30 anos de pesquisa, a equipe do Instituto Nacional de Pesquisa em Ciência, Alimento e Meio Ambiente (atualmente INRAE - *National Research Institute for Agriculture, Food and the Environment*, em inglês) consolidou um banco de dados para a respectiva configuração, principalmente para as condições climáticas temperadas. Para condições climáticas tropicais, já foi relatada a possibilidade de se utilizar somente o primeiro estágio do SF (LOMBARD-

LATUNE & MOLLE, 2017; YADAV *et al.*, 2018), e ter esse estágio composto por apenas duas unidades em paralelo sob diferentes condições operacionais (MANJATE *et al.*, 2015; MOLLE *et al.*, 2015; LOMBARD-LATUNE & MOLLE, 2017; GARCÍA ZUMALACARREGUI & VON SPERLING, 2018). A partir daí, além da variável climática, inúmeras interferências são apresentadas.

Considerando as características favoráveis e resultados satisfatórios dessa tecnologia, mesmo em locais de inverno rigoroso, essa configuração tem potencial para contribuir na superação dos atuais desafios referentes ao tratamento de esgoto de forma eficiente e econômica em países em desenvolvimento, a maioria presente em regiões de clima tropical e subtropical, como o Brasil. E é com esse principal propósito, que desde 2009, pesquisas vêm sendo realizadas no Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (DESA) da Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG) em um sistema do tipo Francês com diferentes estratégias operacionais. Nesse estudo, pretende-se avaliar o desempenho de tratamento de um WCV-SF em condições de área reduzida, operando em condição de meio insaturado e também com fundo saturado (proporcionando diferentes tempos de detenção hidráulica - TDH). Ademais, variáveis como ciclos de alimentação estendido (sete dias de alimentação e sete dias de repouso) com influência da altura da camada de depósito de lodo na superfície foram correlacionadas, procurando entender como tais características interferem na remoção de matéria orgânica e na transformação e remoção do nitrogênio.

A presente pesquisa justificou-se, ao buscar contribuir com estratégias simples para elucidar alguns aspectos dessa tecnologia que ainda não foram amplamente explorados. Na área do conhecimento, a pesquisa fortalece a capacidade técnica e científica da aplicação da tecnologia para o tratamento de esgoto bruto em condições climáticas mais quentes que as da França. Este trabalho teve, por fim, intuito de incrementar a linha de pesquisa já existente no Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos (SMARH) da UFMG.

## 1.1 Premissas e hipóteses de investigação

A Tabela 1.1 apresenta as premissas e as hipóteses que fundamentam este trabalho ligados aos objetivos específicos descritos no subitem 1.2.2 da presente tese.

**Tabela 1.1 - Premissas e hipóteses que fundamentaram o presente trabalho.**

<b>Premissas</b>	<b>Hipóteses</b>	<b>Objetivo específico</b>
O acúmulo de lodo na camada superficial do WCV-SF tem demonstrando ser vantajoso para o processo de tratamento (CHAZARENC & MERLIN, 2005; PRIGENT <i>et al.</i> , 2013a,b; MOLLE, 2014; FU <i>et al.</i> 2015). Contudo, são poucos os estudos que relatam a interferência nos processos de remoção pelos mecanismos físicos, químicos e biológicos com a evolução dessa camada (MOLLE, 2014).	A evolução da camada de lodo superficial acumulado em WCV-SF diminui a transferência de oxigênio, trazendo prejuízos na promoção da nitrificação do nitrogênio amoniacal presente no esgoto afluente.	1
As características do depósito orgânico na superfície do primeiro estágio de um Sistema Francês foram associadas à maturidade do sistema (PRIGENT <i>et al.</i> , 2013a). Por meio da caracterização física, química e biológica do material depositado na superfície das unidades operando em clima temperado, com mais de quatro anos de operação, o sistema é classificado como maduro e com menos de um ano, considerado jovem (KANIA <i>et al.</i> , 2019).	Além da taxa de acúmulo, as características orgânicas da camada de depósito acumulado em unidades de WCV-SF operando em condição climática subtropical são diferentes da caracterização apresentada pelos franceses.	2
As características construtivas e condições operacionais do WCV-SF podem ser adaptadas para maximizar a remoção de poluentes em condições climáticas tropicais (LOMBARD LATUNE & MOLLE, 2017).	Com apenas duas unidades, o primeiro estágio do WCV-SF é capaz de operar com maior tempo de alimentação (sete dias ao invés de três dias e meio, como é tradicional na França) no ciclo operacional, promovendo desempenho satisfatório em termos de remoção de poluentes para as condições climáticas brasileiras.	3

---

A geração das duas zonas (insaturada e saturada) na mesma unidade, tem como objetivo promover não somente a nitrificação, mas também a desnitrificação em uma única unidade, diminuindo os requisitos de área e custos operacionais, além de melhores eficiências de remoção da matéria orgânica dissolvida e particulada (DONG & SUN, 2007; SILVEIRA, 2015; MORVANNOU *et al.*, 2017). De acordo com Prigent *et al.* (2013a), é provável que, nessa configuração, dois parâmetros afetem a redução do nitrogênio, sendo: (i) características do material filtrante (altura e composição) localizado na zona superior do WCV, e (ii) o tempo de detenção hidráulica na camada saturada. Além da quantidade de  $N-NO_3^-$  e da fonte de carbono orgânico biodegradável, Morvannou *et al.* (2017) destacam que a desnitrificação está estatisticamente correlacionada com o TDH.

---

Sem a necessidade de aumentar a altura da camada filtrante, o maior tempo de detenção hidráulica no fundo saturado será alcançado com as unidades interligadas pelo fundo. Esta condição permitirá melhores eficiências de remoção para matéria orgânica (DQO e SST) e nitrogênio total, comparada com as unidades em condição de meio insaturado e com fundo saturado, sem interligação.

4

## 1.2 Objetivos

### 1.2.1 Objetivo geral

O objetivo geral desta pesquisa foi avaliar diferentes estratégias operacionais do primeiro estágio de um *wetland* construído de escoamento vertical – Sistema Francês operando em condições climáticas quentes.

### 1.2.2 Objetivos específicos

- 1) Avaliar a influência do depósito orgânico acumulado na superfície do WCV-SF na remoção de poluentes e na transferência de oxigênio ao longo do período de alimentação.
- 2) Avaliar a característica orgânica da camada de depósito acumulado em duas unidades do primeiro estágio de um Sistema Francês com diferentes tempos de acúmulo, operando em condições climáticas brasileiras, e comparar com os valores obtidos em sistemas operados em território Francês.
- 3) Investigar a influência da área *per capita* reduzida e tempo de alimentação aumentado para sete dias (ao invés de três dias e meio, como recomendado pelos franceses) na remoção de matéria orgânica e na promoção da nitrificação para as condições climáticas brasileiras.
- 4) Investigar a influência da operação com fundo do leito saturado, promovendo condições anóxicas e um maior tempo de detenção hidráulica para maximizar a remoção de poluentes, em especial o nitrogênio total.

## 2 REVISÃO DA LITERATURA

### 2.1 Wetlands construídos

*Wetlands* construídos são sistemas que foram concebidos e construídos para utilizar os processos naturais que envolvem a vegetação e seus meios de interface/manutenção essencialmente, solo e microrganismos para auxiliar no tratamento de águas residuárias em um ambiente controlado (VYMAZAL, 2011).

Esses sistemas desenvolveram-se rapidamente ao longo das últimas décadas, sendo indicados como uma alternativa tecnicamente apropriada para o saneamento de pequenas comunidades (< 2.000 habitantes), embora já tenham sido relatados para o tratamento de esgoto gerado por 20.000 habitantes (MASI *et al.*, 2017a), para efluentes industriais (MATOS *et al.*, 2008), agrícolas (MATOS *et al.*, 2010), águas pluviais (ARIAS LOPEZ, 2013), lodo anaeróbio (MAGRI *et al.*, 2016; MANJATE, 2016; MASI *et al.*, 2017b) e lodo aeróbio (NIELSEN & LARSEN, 2016).

De acordo com a última classificação feita por Fonder & Headley (2013), os *wetlands* construídos são classificados com base em duas características principais (Figura 2.1), sendo: presença das macrófitas (fixas ou flutuantes) e regime hidráulico (posição do líquido, direção do fluxo e saturação do material filtrante).

Este estudo foca em *wetlands* construídos de fluxo subsuperficial, que se baseiam em dois sentidos de escoamento hidráulico, sendo:

- Horizontal: o líquido a ser tratado é disposto continuamente na seção transversal do sistema, fazendo com que a unidade permaneça completamente saturada (promovendo condições anaeróbias e anóxicas) com o auxílio de um controlador de nível na tubulação de saída (localizada na extremidade oposta da zona de entrada). Como este tipo de filtro é mais sensível ao entupimento, o pré-tratamento é necessário para remoção de sólidos.
- Vertical: nessa concepção, o líquido é aplicado de forma intermitente sobre a superfície do filtro, inundando-o e percolando gradativamente na seção vertical, sendo o efluente tratado coletado no fundo por meio de tubulações de drenagem. Com períodos curtos de alimentação seguido de intervalos de repouso, o meio filtrante permanece em condições insaturadas (condições aeróbias).

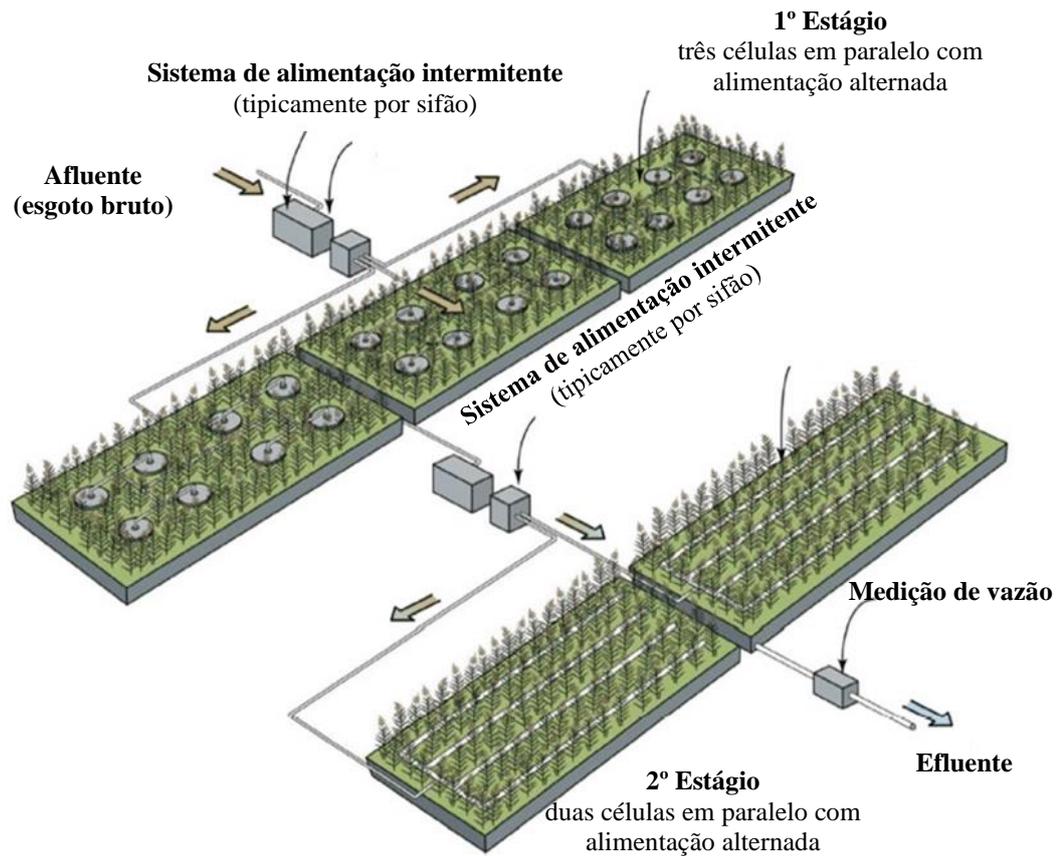


*Recherche pour L'Agriculture, L'Alimentation et L'environnement*, em francês ou *National Research Institute for Agriculture, Food and the Environment*, em inglês), antigo IRSTEA (*French National Research Institute of Science and Technology for Environment and Agriculture*, em inglês) e CEMAGREF (*Centre National du Machinisme Agricole du Génie Rural, des Eaux et Forêts*, em francês), na França, no final da década de 1980 (LOMBARD LATUNE & MOLLE, 2017).

Tecnologia usada para o tratamento de esgoto bruto, ou seja, sem a etapa prévia do tratamento primário (tanque séptico ou tanque *Imhoff*), essa configuração ganhou boa aceitação no tratamento de efluentes e, atualmente, é o sistema mais utilizado na França para o tratamento de esgoto em pequenas localidades (MORVANNOU *et al.*, 2015). Estima-se que mais de 3.500 unidades foram construídas para o tratamento de águas residuárias geradas por um equivalente populacional (e.p.) < 2.000 e cada vez mais, aplicado para comunidades de médio porte (< 5.000 e.p.) (MORVANNOU *et al.*, 2015).

O WCV-SF baseia-se em dois estágios (ver Figura 2.2), apresentando satisfatória remoção de matéria orgânica no primeiro estágio, acompanhada de remoção parcial do nitrogênio amoniacal, demandando, muitas vezes, a segunda etapa para obtenção de melhores resultados em termos de complementação da remoção de matéria orgânica e da nitrificação (MOLLE *et al.*, 2005). Desta forma, tem-se como principal limitação a demanda de grandes áreas de implantação requerida para atender restritos níveis de lançamento (MOLLE *et al.*, 2006; HOFFMANN *et al.*, 2011; MORVANNOU, 2012; MASI *et al.*, 2017a), se comparado a sistemas compactos de tratamento de esgoto.

Preenchido com material graduado (brita e areia no primeiro e segundo estágio, respectivamente) e plantado com plantas emergentes, o sistema opera com carregamento intermitente. Após passar pelo tratamento preliminar (gradeamento), o volume de esgoto é armazenado em um reservatório e em intervalos definidos ou não, é aplicado na parte superior do sistema, percolando através do meio filtrante insaturado e coletado por uma rede de drenagem localizada na parte inferior, para ser encaminhado para o segundo estágio (MORVANNOU, 2012).



**Figura 2.2** - Esquema do tradicional *wetland* construído vertical - Sistema Francês.  
**Fonte:** Epur Nature *apud* Dotro *et al.* (2017).

Na Tabela 2.1, apresentam-se as características do material filtrante conforme recomendação de Molle *et al.* (2005) para o tradicional Sistema Francês.

**Tabela 2.1** - Características específicas do tamanho do grão e altura de cada camada filtrante para o primeiro e segundo estágio do Sistema Francês.

Camada	Primeiro estágio	Segundo estágio
Superior	> 30 cm de brita (2-8 mm)	>30 cm de areia (0,25 mm < d <sub>10</sub> < 40 mm)
Intermediária	10 a 20 cm de brita (5 mm)	10 a 20 cm de brita (3-10 mm)
Inferior	10 a 20 cm de brita (20-40 mm)	10 a 20 cm de brita (20-40 mm)

**Fonte:** Molle *et al.* (2005).

### 2.2.1 Vantagens dos sistemas *wetlands* construídos em geral e especificamente para o Sistema Francês

De maneira geral, *wetlands* são conhecidos pelas seguintes vantagens (HABERL *et al.*, 2003; ARIAS LOPEZ, 2013; MORVANNOU *et al.*, 2015; 2017; DOTRO *et al.*, 2017):

- Ausência ou baixo requisito de energia elétrica;
- Facilidade de operação e manutenção;
- Possibilidade de uso de material local para a construção;
- Suportam muito bem as variações sazonais;
- Capacidade de aceitação das flutuações de cargas hidráulicas e orgânicas;
- Oportunidade para reciclagem e reutilização do efluente tratado;
- Flexibilidade na etapa de construção com base no crescimento demográfico.

Além dessas, a configuração do WCV-SF traz outras vantagens (HABERL *et al.*, 2003; ARIAS LOPEZ, 2013; MORVANNOU *et al.*, 2015; DOTRO *et al.*, 2017; LOMBARD LATUNE & MOLLE, 2017), como:

- Ausência do tratamento primário;
- Capacidade de tratamento do esgoto bruto em conjunto com o lodo acumulado na camada superficial;
- Possibilita a retirada do lodo após intervalos longos de operação (10 - 15 anos);
- Possibilidade de aproveitamento agrícola do lodo retirado da camada superficial do sistema.

### 2.2.2 Limitações dos sistemas *wetlands* construídos em geral e especificamente para o Sistema Francês

Algumas limitações são apontadas (MOLLE *et al.*, 2006; HOFFMANN *et al.*, 2011; MORVANNOU, 2012; MASI *et al.*, 2017a), como por exemplo:

- Grandes requisitos de área para o tratamento de efluentes gerados por populações de cidades de médio e grande porte;
- Necessidade de até duas estações elevatórias (uma para cada estágio), quando não tem diferença suficiente de altura entre os pontos de alimentação para o uso de sifão;

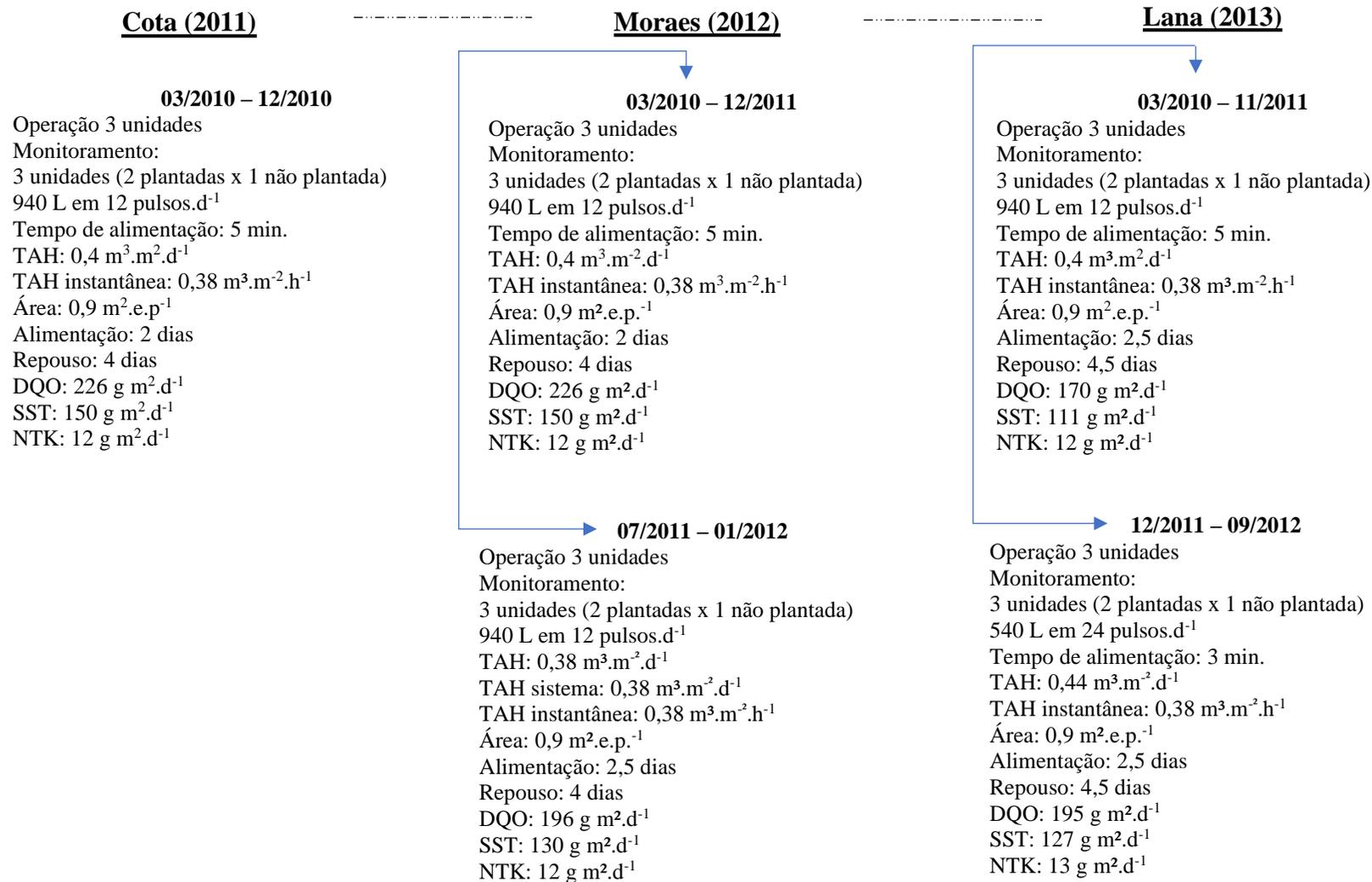
- Em condições de sobrecarga hidráulica, o uso do sifão ficaria comprometido no ajuste dos intervalos entre os pulsos;
- Dificuldade na obtenção de material filtrante com características recomendadas em projeto para o segundo estágio que utiliza areia, limitando a capacidade de infiltração e aumentando a probabilidade de obstrução do filtro;
- Potenciais problemas de contaminação em função do carregamento superficial de esgoto bruto, restringindo a instalação em jardins ou perto de residências.

### 2.3 Wetlands construídos vertical - Sistema Francês em condições climáticas tropicais ou subtropicais

Embora muito pesquisada na França (MORVANNOU *et al.*, 2015), esta tecnologia ainda se encontra em etapa de adaptações para os diferentes objetivos de tratamento, as quais, são influenciadas pelas condições de contorno. Por exemplo, há poucos relatos na literatura sobre a aplicação ou adequação dessa configuração para condições específicas de países de clima tropical, com destaque para os trabalhos de Molle *et al.* (2015), que propõem adaptações para as condições climáticas mais favoráveis aos processos biológicos, Lombard Latune *et al.* (2017), que objetivaram estudar a seleção de plantas que suportem condições de estresse hídrico sob clima tropical e, Lombard Latune & Molle (2017), que contribuem com a publicação de um guia para dimensionamento do sistema para tais condições. O trabalho de Lombard Latune *et al.* (2018) apresenta um estudo sobre resiliência e confiabilidade de WCV-SF para climas tropicais.

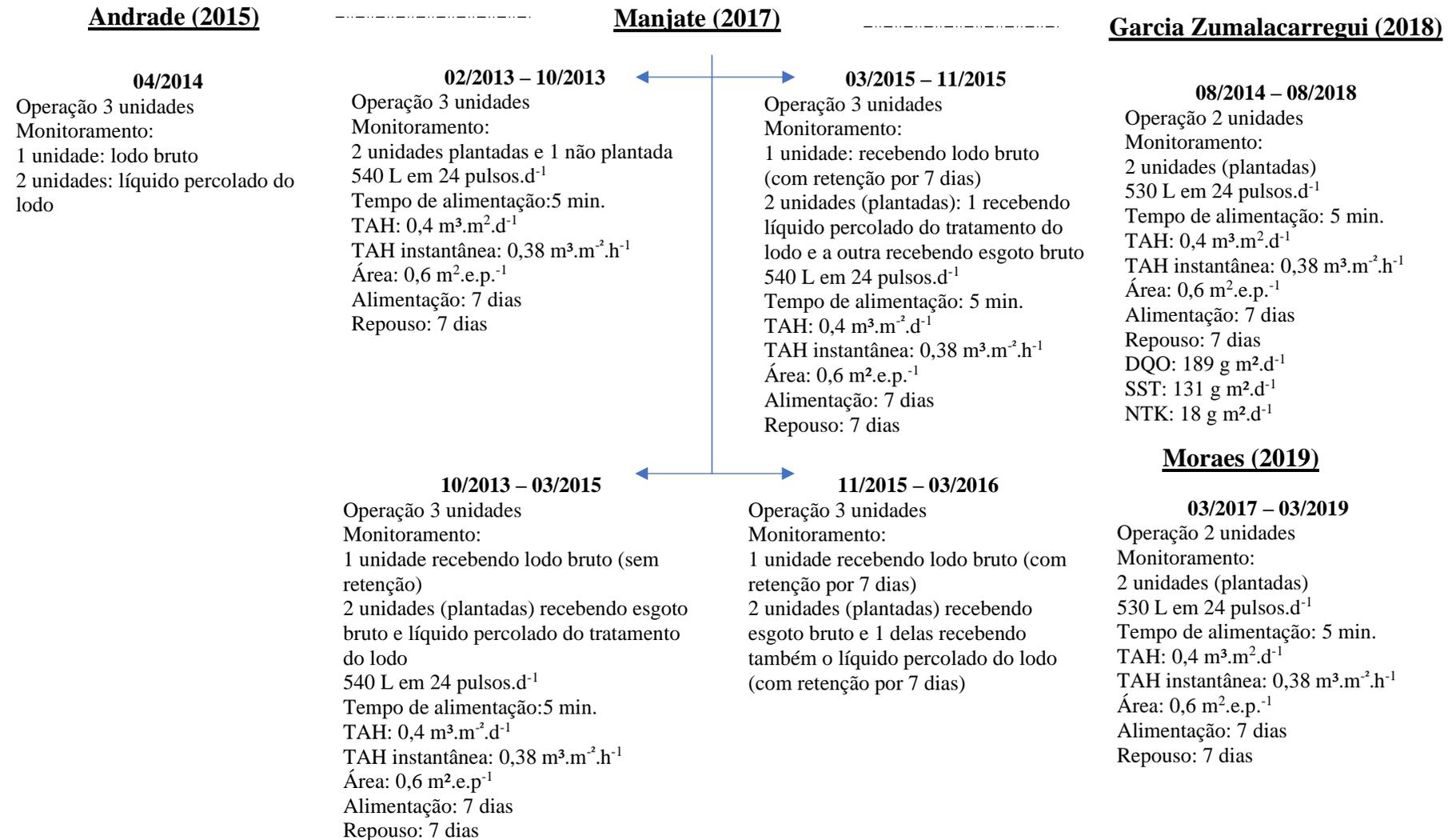
Para as condições climáticas brasileiras (sudeste), destacam-se os trabalhos desenvolvidos desde 2009 na UFMG na unidade da presente pesquisa. Estes trabalhos objetivaram avaliar, além do comportamento hidrodinâmico (COTA, 2011), a influência da sazonalidade e da presença ou ausência de plantas (capim Tifton 85) (MORAES, 2012), do regime de alimentação (LANA, 2013), o tratamento e desaguamento do lodo de tanques sépticos (ANDRADE, 2015; MANJATE, 2016), a influência das condições hidrodinâmicas nos processos de conversão aeróbia (GARCIA ZUMALACARREGUI, 2018) e o comportamento hidráulico do sistema em termos de distribuição do afluente, percolação no meio poroso e saída do efluente (MORAES, 2019). A aplicabilidade, vantagens e desvantagens desses sistemas nas condições ambientais do país foram discutidas por von Sperling (2015). As diferentes condições operacionais utilizadas em cada pesquisa citada acima, estão apresentadas nas Figuras 2.3 e 2.4.

A carência de trabalhos, diversidade de escalas (laboratório, piloto ou real), características dos afluentes (domésticos, industriais e lodo), modalidade de sistemas (escoamento horizontal e vertical) e o retorno científico escasso são elencadas como os principais fatores que dificultam o uso de regras para as adaptações em diferentes condições locais (MOLLE *et al.*, 2015). Questões como a possibilidade de redução de área justificada pelas condições climáticas quentes (MOLLE *et al.*, 2015; LOMBARD LATUNE & MOLLE, 2017), tempo mínimo de repouso, bem como o tempo máximo de alimentação necessários para promover condições adequadas para a comunidade microbiana heterotrófica e autotrófica (STEFANAKIS & TSIHRINTZIS, 2012; PAING *et al.*, 2015; SILVEIRA *et al.*, 2020), influência da altura da camada filtrante insaturada e saturada (SILVEIRA, 2015; MORVANNOU *et al.*, 2017) e impactos do acúmulo de lodo na superfície do sistema (MOLLE, 2014) também são de interesses relevantes, no entanto, foram poucos testados e investigados para as condições climáticas de países de clima tropical e subtropical.



## F

**Figura 2.3** - Resumo das condições operacionais já testadas no sistema em estudo.



**Figura 2.4 -** Resumo das condições operacionais já testadas no sistema em estudo (continuação).

## 2.4 Principais componentes dos sistemas wetlands construídos

### 2.4.1 Material filtrante

Composto usualmente por material mineral, o material filtrante é uma matriz porosa de importante interesse para o funcionamento hidráulico do sistema (MORVANNOU, 2012). A escolha do material filtrante com características que permitem garantir permeabilidade adequada com base no carregamento hidráulico e orgânico é considerado um dos parâmetros mais críticos de projeto (HOFFMANN *et al.*, 2011). Em função da boa permeabilidade, a areia e a brita têm sido os materiais mais comumente utilizados (SEZERINO, 2006). No entanto, as características desses substratos não apresentam capacidade para significativa adsorção de nitrogênio e fósforo (SEZERINO, 2006; VYMAZAL, 2007).

Além de servir como meio suporte para as raízes e rizomas da vegetação, suportar o crescimento microbiano aderido (biofilme), filtrar águas residuárias, o material filtrante pode contribuir para a adsorção de compostos inorgânicos (nitrogênio, fósforo e metais pesados) presentes em águas residuárias (IWA, 2006; VYMAZAL & KRÖPFELOVÁ, 2008).

De maneira geral, os materiais filtrantes devem ter características especiais, isto é, alta condutividade hidráulica e capacidade de troca catiônica, exigências que não são encontradas em um específico material. Dessa forma, Sezerino (2006) destaca que a escolha do tipo do material filtrante deve estar condicionada com às finalidades do tratamento.

Outra informação específica e extremamente importante para o desempenho do tratamento é o Coeficiente de Uniformidade (CU), obtido através do ensaio granulométrico de uma fração do material a ser utilizado, sendo calculado pela Equação 2.1 e o resultado é interpretado da seguinte forma (CAPUTO, 1996):

$$CU = \frac{d_{60}}{d_{10}} \quad (\text{Eq. 2.1})$$

Quando:

CU < 5, o meio é considerado muito uniforme;

5 < CU < 15, a uniformidade do meio é média;

CU > 15, o meio é considerado desuniforme.

- $d_{10}$ : é definido como o diâmetro correspondente a 10% em termos de massa total das partículas menores que ele;

- $d_{60}$ : diâmetro efetivo correspondente a 60% em termos de massa total de todas as partículas menores que este valor.

Material com granulometria desuniforme, afeta negativamente o desempenho do tratamento pelo risco de partículas menores preencherem os interstícios entre as partículas maiores, conduzindo a redução na condutividade hidráulica e a colmatção do meio (HEALY *et al.*, 2007) que, por sua vez, desencadeia menor tempo de permanência do líquido no sistema, promovendo o escoamento superficial (TANNER *et al.*, 1998). Quando o líquido é drenado, o ar penetra novamente nos poros (PÁLFY *et al.*, 2017).

O tamanho do grão define o espaço entre os poros e fornece condições para o crescimento microbiano e adsorção de  $N-NH_4^+$ , sendo que, quanto menor o tamanho do grão, maior é a área superficial específica para o crescimento do biofilme e maior interação entre os poluentes (adsorção de íons e formação de biofilme) (ARIAS LOPEZ, 2013).

Nos sistemas *wetlands*, o crescimento do biofilme, preenchimento pelas raízes das plantas, e a retenção dos sólidos presentes no esgoto reduzem ainda mais a eficácia do volume intersticial e a sustentabilidade funcional do sistema em longo prazo. Com considerável volume de preenchimento, a faixa de espaço vazio intersticial da brita varia de 30 a 45% (TANNER *et al.*, 1998).

Brix & Schierup (1990) destacam que o diâmetro efetivo do grão, porosidade e principalmente a distribuição granulométrica possuem relação com a condutividade hidráulica e são propriedades do meio utilizadas no cálculo da oxigenação do substrato com diferentes regimes de carregamento.

#### 2.4.2 Vegetação

Várias plantas podem ser usadas em *wetlands*, mas a escolha da espécie é uma tarefa delicada. Métodos simplificados são propostos para esta seleção, sendo dada preferência para determinadas espécies, conforme listado abaixo (BRIX, 1997; MALTAIS-LANDRY *et al.*, 2009; MATOS *et al.*, 2008; 2010; LOMBARD LATUNE *et al.*, 2017; MATOS & MATOS, 2017; COELHO *et al.*, 2018):

- serem nativas ou já presentes no território (em função do potencial de invasividade);

- apresentarem resistência às condições ambientais (meio saturado, períodos de seca, altos teores de matéria orgânica e nutrientes, bem como possíveis agentes tóxicos no meio);
- serem perenes e sem espinhos na parte aérea (de forma a facilitar a colheita);
- apresentarem rápido crescimento de raízes e rizomas (maximizando o efeito mecânico);
- não reterem água nas partes aéreas (evitando a propagação de mosquitos);
- baixa fertilidade (limitando a propagação de sementes e crescimento aglomerado);
- capacidade de absorção de macro e micro nutrientes do meio;
- se possível, apresentar valor agregado.

Dentre suas diferentes funções, destacam-se a transferência de oxigênio para o interior do meio filtrante, estabilização da superfície do filtro, prevenção da colmatção, isolamento da superfície no inverno, assimilação de nutrientes, suporte (rizomas e raízes) para o aumento da densidade e diversidade de microrganismos, *habitat* para animais e efeito estético (BRIX, 1997; MATOS *et al.*, 2008; HOFFMANN *et al.*, 2011; STEFANAKIS & TSIHRINTZIS, 2012; ARIAS LOPEZ, 2013; LOMBARD LATUNE *et al.*, 2017).

De acordo com Molle *et al.* (2005), Arias Lopez (2013), Nielsen & Larsen (2016) e Lombard Latune & Molle (2017), em WCV-SF, as plantas cumprem a função primordial de evitar o entupimento da camada superficial do sistema. Tal característica se deve a ação mecânica do vento sobre a parte aérea das plantas, possibilitando fissuras no lodo, permitindo, assim, a entrada de oxigênio e melhor drenagem do líquido para o interior do leito. Quando é realizado o corte da parte aérea, a ausência das hastes limita a transferência do líquido e oxigênio, sendo que o fluxo é governado pela condutividade hidráulica da camada de depósito e pela pressão do líquido em função da altura da lâmina na camada superficial (ARIAS LOPEZ, 2013).

Em função dessa principal característica, a espécie *Phragmites australis* é amplamente utilizada em latitudes do Norte (MOLLE *et al.*, 2005; LOMBARD LATUNE *et al.*, 2017). Já para regiões de clima tropical, Lombard Latune *et al.* (2017) desenvolveram um estudo que comparou 20 diferentes espécies, sendo que, *Zingiberales*, *Heliconiaceae* e *Cannaceae* mostraram boa adaptação às principais adversidades geradas pelos sistemas sob essas condições.

No Brasil, além da *Typha spp.* e *Juncus spp.* o uso da *Pennisetum purpureum schum.*, *Cynodon*, *Eleocharis spp.*, *Brachiaria spp.*, e *Zizaniopsis spp.* são as mais utilizadas pela elevada eficiência na extração de nutrientes presentes nas águas residuárias de diversas origens aplicadas nas diversas configurações de *wetlands* (MATOS *et al.*, 2008; 2010).

Para WCV que operam com o objetivo de desaguamento do lodo, Nielsen & Larsen (2016) propõem que a parte aérea das plantas seja cortada e misturada ao composto, trazendo melhorias na estrutura e facilitando o processo de mineralização. Além disso, os autores propõem que as plantas nunca sejam removidas do sistema. Essa experiência mostrou a ausência da necessidade de replantio após a remoção do lodo, visto que as raízes e rizomas foram capazes de se recuperar totalmente, eliminando os custos desta etapa.

### 2.4.3 Microrganismos

Em WC, os microrganismos são os principais responsáveis pela transformação e mineralização de nutrientes e matéria orgânica (STOTTMEISTER *et al.*, 2003; SKALRZ *et al.*, 2011; MORVANNOU, 2012).

De acordo com Morvannou (2012), a distribuição da biomassa em WCV está diretamente relacionada com regiões que possuem maior quantidade de matéria orgânica e alta concentração de oxigênio, variando espacialmente e verticalmente. Com menor quantidade de matéria orgânica com o aumento da profundidade, o desenvolvimento da biomassa prevalece na camada das raízes (ou rizosfera), considerada a zona mais biologicamente ativa, diversificada e densa do sistema (STOTTMEISTER *et al.*, 2003; MOLLE *et al.*, 2008; MORVANNOU, 2012; PRIGENT *et al.*, 2013b; LOMBARD LATUNE & MOLLE, 2017). Contudo, isso não significa que as camadas mais profundas não sejam importantes no processo de tratamento. O aumento da camada de filtração é uma das estratégias apresentadas para obter ganho no desempenho de filtração com o aumento do tempo de percolação. Isso é comprovado nos trabalhos relatados no item 2.7.2 desse documento.

Morvannou *et al.* (2014) simularam por meio do *software* HYDRUS versão 2.0 a evolução da biomassa heterotrófica e autotrófica em diferentes profundidades do WCV-SF, em diferentes períodos do ciclo de alimentação e repouso. O modelo utilizado pelos autores, previu maior concentração dos microrganismos na camada superior, sendo principalmente até 20 cm (camada 1) para a biomassa heterotrófica e até 50 cm (camada 1, 2 e 3) para a biomassa

autotrófica (ver Figura 2.5). Além disso, os autores observaram aumento nas concentrações da biomassa heterotrófica até o final do período de alimentação (0 - 84 h) para todas as camadas, e então uma diminuição da concentração durante o período de repouso. Desde o início do período de alimentação até o final do período de repouso a concentração da biomassa autotrófica diminuiu continuamente em cada camada.

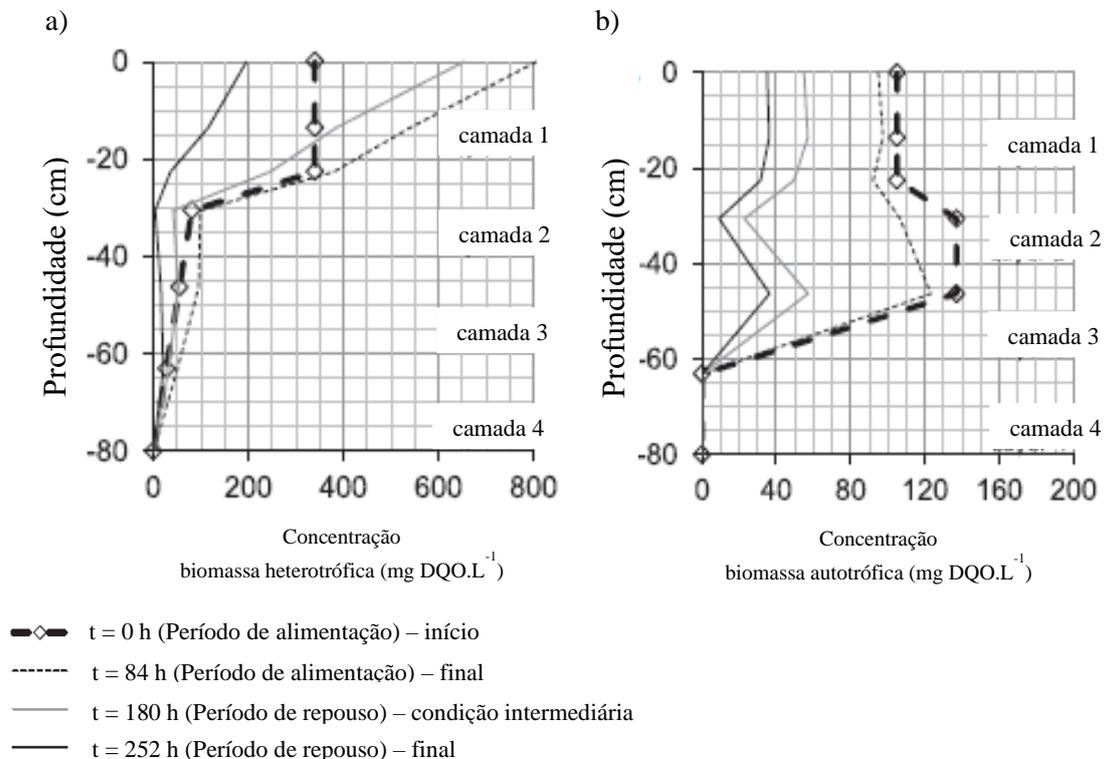
Por se aderirem a superfícies (material de preenchimento, raízes e rizomas) os microrganismos formam biofilmes, que apresentam mudanças nas principais características relacionadas à atividade, morfologia celular, concentração de células, mobilidade e resistência às substâncias tóxicas, trazendo inúmeras vantagens para a vida microbiana (FLEMMING, 1993).

O biofilme é heterogêneo no espaço e no tempo, respondendo às condições ambientais (FLEMMING, 1993; WEBER & LEGGE, 2010). A matriz do biofilme representa um perfil de difusão para o oxigênio e nutrientes, sendo que as camadas mais externas suportam organismos aeróbios e em direção ao centro, tornam-se um *habitat* para microrganismos anaeróbios (COSTERTON *et al.*, 1994; LOMBARD LATUNE & MOLLE, 2017) suportando a nitrificação e também a desnitrificação (SKALRZ *et al.*, 2011). De acordo com Prigent *et al.* (2013b), o desenvolvimento da comunidade microbiana parece estar estabelecido após 20 meses de operação do sistema, com forte influência da sazonalidade e estabelecimento das raízes.

No tratamento de águas residuárias, quanto maior a diversidade da população e dinâmica na comunidade microbiana, maior é a garantia de estabilidade e desempenho do tratamento, além da positiva capacidade de adaptação às mudanças ambientais (SKALRZ *et al.*, 2010; WEBER & LEGGE, 2010) que aumentam também, as chances de que qualquer constituinte seja degradado devido ao aumento funcional (ou metabólico) da diversidade associada à comunidade (WEBER & LEGGE, 2010).

Particularmente em WCV-SF que recebem alto carregamento orgânico (300 g DQO.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>) e operam com sequência de ambientes aeróbios e anóxicos, a dinâmica da população microbiana ao longo do perfil das unidades é considerada alta, principalmente na camada de lodo (MORVANNOU, 2012). Fu *et al.* (2015) comprovaram que a quantidade de microrganismos aumentou significativamente com o aumento da altura de lodo acumulado na superfície das unidades. Além disso, os autores destacam a presença de microrganismos anaeróbios na camada de lodo correlacionados com a capacidade de remoção de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>,

indicando que essa camada pode melhorar a eficiência de remoção de nitrogênio pela presença de bactérias desnitrificantes.



**Figura 2.5** - Concentrações simuladas de (a) biomassa heterotrófica e (b) biomassa autotrófica de acordo com a profundidade, e em quatro instantes (desde o início do período de alimentação até o final do período de repouso).

**Fonte:** Morvannou *et al.* (2014).

## 2.5 Remoção de poluentes em wetland construído vertical

### 2.5.1 Remoção de matéria orgânica

WC recebem matéria orgânica contida na própria água residuária, dita carga externa, e a matéria orgânica produzida no próprio sistema, que constitui carregamento interno (GARCIA *et al.*, 2013). Caselles-Osorio *et al.* (2011) descrevem as plantas como fonte interna de matéria orgânica, em função da excreção de carbono pelos exsudados radiculares que, por sua vez otimizam o processo de remoção de nutrientes via desnitrificação.

O processo de mineralização e remoção de matéria orgânica em *wetlands* pode ocorrer sob condições aeróbias, anóxicas e anaeróbias. Essas vias metabólicas são dinâmicas e podem variar significativamente dependendo de fatores como temperatura, idade e diversidade do

biofilme, interações das plantas, carga orgânica, tempo de detenção hidráulica e profundidade do filtro (KADLEC & KNIGHT, 1996; MILLOT *et al.*, 2016).

### 2.5.2 Remoção de sólidos

De acordo com Lombard Latune & Molle (2017), a camada de lodo acumulada na superfície do WCV-SF consegue reter a fração particulada presente no esgoto bruto, representando remoção de mais de 1/3 da matéria orgânica presente. No entanto, dependendo das características do material filtrante (porosidade), das condições hidráulicas, além do avanço dos anos de operação, as finas partículas do lodo acumulado podem migrar para baixo do sistema (KIM *et al.*, 2013). O emprego de granulometria entre 2 - 6 mm induz a retenção de sólidos dentro dessa primeira camada (MOLLE, 2014).

Com diferentes proporções de material filtrante com granulometria variando ao longo da profundidade do WCV-SF, o aprisionamento dos sólidos na brita porosa torna-se cada vez mais limitado com o aumento da profundidade (MORVANNOU, 2012; MORVANNOU *et al.*, 2014). Millot *et al.* (2016) destacam similaridade nos resultados de eficiência de remoção quando a altura do meio filtrante ultrapassa 60 cm em WCV.

Molle *et al.*, (2005) e Millot *et al.*, (2016) mostram que a eficiência de remoção de SST é linear, mesmo para cargas elevadas. As menores taxas de remoção foram obtidas após o início de operação, quando o depósito de lodo na superfície ainda era fino.

### 2.5.3 Remoção de nitrogênio

Os processos envolvidos na transformação e remoção do nitrogênio durante o tratamento de águas residuárias variam de acordo com as espécies químicas prevalentes (VYMAZAL, 2007). Nitrogênio orgânico e compostos inorgânicos, incluindo nitrogênio amoniacal ( $\text{N-NH}_4^+$ ), nitrogênio nitrito ( $\text{N-NO}_2^-$ ), nitrogênio nitrato ( $\text{N-NO}_3^-$ ), óxido nítrico (NO), óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ ) e nitrogênio gasoso ( $\text{N}_2$ ), são as principais formas envolvidas no ciclo do nitrogênio em *wetlands* (KADLEC & WALLACE, 2009).

Mecanismos de transformação e remoção de nitrogênio incluem amonificação, nitrificação, desnitrificação, assimilação microbiana, absorção pelas plantas, adsorção e dessorção no meio filtrante, além de outras rotas metabólicas tais como oxidação anaeróbia do

nitrogênio amoniacal (ANAMMOX, do inglês *ANAerobic AMMonium Oxidation*) e oxidação completa do nitrogênio amoniacal (COMAMMOX, do inglês *COMplete AMMonia OXidation*) (VYMAZAL, 2007; DONG & SUN, 2009; VAN KESSEL *et al.*, 2015). As várias espécies químicas nitrogenadas estão inter-relacionadas por uma sequência de reações, sendo que algumas rotas são detalhadas a seguir.

#### 2.5.3.1 Amonificação

O processo de amonificação compreende a conversão de compostos orgânicos de nitrogênio tais como, aminoácidos, ureia, ácido úrico, purinas e pirimidinas em nitrogênio inorgânico, através da atividade de enzimas excretadas por microrganismos como parte do metabolismo extracelular (VYMAZAL, 2007; KADLEC & WALLACE, 2009).

Biologicamente, o nitrogênio orgânico pode ser convertido em íon amônio ( $\text{NH}_4^+$ ) em pH próximo ao da neutralidade, sendo altamente solúvel em água, e, nas condições alcalinas, tem-se a conversão do íon amônio em amônia ( $\text{NH}_3$ ), gás que é liberado para a atmosfera. A faixa ótima de pH para o processo de amonificação encontra-se entre 6,5 e 8,5 (IWA, 2006).

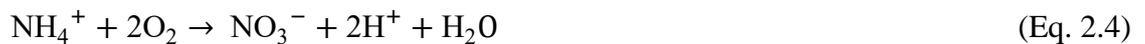
Cineticamente, a amonificação procede mais rapidamente que a nitrificação, contudo, tem-se uma concentração de nitrogênio orgânico que não é degradada (compostos irreduzíveis), fazendo com que esse processo não seja completo nos *wetlands*, ao contrário da remoção do amônio, que pode ser alcançada com um tempo suficientemente longo de retenção (KADLEC & WALLACE, 2009).

#### 2.5.3.2 Nitrificação

A nitrificação convencional se remete à oxidação biológica do  $\text{NH}_4^+$  em  $\text{NO}_3^-$ , tendo o  $\text{NO}_2^-$  como produto intermediário em ambiente aeróbio (KOWALCHUK & STEPHEN, 2001; IWA, 2006).

A primeira etapa (nitritação – Equação 2.2) é mediada por bactérias oxidantes de amônio (AOB – do inglês *ammonia-oxidizing bacteria*) e arqueas oxidadoras de amônio (AOA – do inglês *ammonia-oxidizing archaea*) (VAN KESSEL *et al.*, 2015), ocorrendo na seguinte sequência: (a) oxidação de amônio em hidroxilamina ( $\text{NH}_2\text{OH}$ ) catalisada pela enzima amônio mono-oxigenase (*amoA*); e (b) oxidação de  $\text{NH}_2\text{OH}$  em  $\text{NO}_2^-$ , catalisada pela enzima hidroxilamina oxidoreductase (KOWALCHUK & STEPHEN, 2001).

A reação completa da nitrificação continua com a segunda etapa (nitratação – Equação 2.3) mediadas por bactérias oxidantes de  $\text{NO}_2^-$  (NOB – do inglês *nitrite-oxidizing bacteria*) (BERNET & SPÉRANDIO, 2009). Nessa reação, tem-se o  $\text{NO}_2^-$  como doador de elétrons, enquanto o  $\text{O}_2$  é o aceptor final (BERNET & SPÉRANDIO, 2009). A Equação 2.4 apresenta a estequiometria global da nitrificação.



A reação completa é realizada por microrganismos autotróficos, quimiolitotróficos, que usam carbono inorgânico como o dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ) para sintetizar novas células (USEPA, 1993; IWA, 2006). Esse processo de oxidação do  $\text{NO}_2^-$  gera energia livre padrão ( $\Delta G^\circ$ ) de -275 kJ e para oxidação do  $\text{NO}_3^-$  de -74 kJ, refletindo no baixo crescimento das NOB, quando comparado com AOB (BERNET & SPÉRANDIO, 2009).

A predominância de bactérias de um gênero sobre outro está relacionada com as suas diferentes estratégias de sobrevivência. *Nitrobacter* são consideradas *r*-estrategistas, ou seja, possuem maior taxa de crescimento e menor afinidade pelo  $\text{NO}_2^-$  e  $\text{O}_2$ , enquanto bactérias do gênero *Nitrospira* são *k*-estrategistas (maior afinidade pelo substrato e baixo crescimento). Essas condições proporcionam uma vantagem competitiva em ambientes com altas concentrações de substrato. Contudo, como as concentrações de  $\text{NO}_2^-$  são geralmente baixas, *Nitrobacter* é superado pelas bactérias *Nitrospira* (BERNET & SPÉRANDIO, 2009).

Os principais grupos pertencentes ao domínio bactéria envolvidos nesses processos são as *Nitrosomonas*, *Nitrosococcus* e *Nitrospira* responsáveis pela nitritação e, *Nitrobacter*, *Nitrococcus*, *Nitrospira* e *Nitrospina*, responsáveis pela nitratação (SCHMIDELL *et al.*, 2007).

Para que a reação de nitrificação ocorra, tem-se a necessidade de algumas condições ótimas do meio, sendo (USEPA, 1993; COOPER *et al.*, 1996; PHILIPPI e SEZERINO, 2004; IWA, 2006; BERNET & SPÉRANDIO, 2009; YE & LI, 2009):

- Temperatura: as nitrificantes têm melhor crescimento em temperatura variando de 25 a 35 °C em culturas puras e de 30 a 40 °C em solos. Mas é possível que o processo também ocorra em temperaturas mais baixas, como mínimo de 5 e 4 °C para o crescimento de *Nitrosomonas* e *Nitrobacter*, respectivamente.

- pH: a estreita faixa de pH recomendada está perto da neutralidade, sendo de 7,5 a 8,6.
- Alcalinidade: o processo de nitrificação consome alcalinidade do meio, sendo aproximadamente 7,1 g de carbonato de cálcio (CaCO<sub>3</sub>) por g de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> oxidado.
- Oxigênio dissolvido: nitritação e nitratação só podem prosseguir se o meio contiver O<sub>2</sub> disponível suficiente. Com base na relação estequiométrica, o consumo teórico de O<sub>2</sub> pela nitrificação é cerca de 3,43 g O<sub>2</sub> por g de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> oxidado e de 1,14 g O<sub>2</sub> por g de NO<sub>2</sub><sup>-</sup> oxidado, totalizando consumo real de 4,3 g O<sub>2</sub> por g de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> oxidado, considerando que uma quantidade de nitrogênio é utilizada na síntese celular.

De acordo com Bernet & Spérandio (2009), as variações nas condições do meio resultam, na maioria das vezes, no acúmulo de NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, consequência da maior sensibilidade das NOB em relação as AOB.

### 2.5.3.3 Desnitrificação convencional

A desnitrificação envolve processos bacterianos que reduzem, o NO<sub>3</sub><sup>-</sup> a NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, e, posteriormente, este a N<sub>2</sub> via intermediários NO e N<sub>2</sub>O. Realizado por microrganismos heterotróficos facultativos, este processo acontece somente em condições de depleção de O<sub>2</sub> (condições anóxicas), uma vez que o NO<sub>3</sub><sup>-</sup> será o aceptor final de elétrons (TAVARES *et al.*, 2006).

Cada reação é catalisada por quatro etapas enzimáticas individuais, descritas na Tabela 2.2, juntamente com a enzima específica, sintetizadas quando as condições ambientais se tornam anóxicas (TANDUKAR *et al.*, 2009).

**Tabela 2.2** - Etapas envolvidas no processo completo de desnitrificação, energia e enzimas.

Reação	$\Delta G^{\circ}$ (kJ/reação)	Enzima
$\text{NO}_3^- + 2\text{e}^- + 2\text{H}^+ \rightarrow \text{NO}_2^- + \text{H}_2\text{O}$	-163,2	nitrito redutase (Nar)
$\text{NO}_2^- + \text{e}^- + 2\text{H}^+ \rightarrow \text{NO} + \text{H}_2\text{O}$	-73,2	nitrito redutase (Nir)
$2\text{NO} + 2\text{e}^- + 2\text{H}^+ \rightarrow \text{N}_2\text{O} + \text{H}_2\text{O}$	-306,3	óxido nítrico redutase (Nor)
$\text{N}_2\text{O} + 2\text{e}^- + 2\text{H}^+ \rightarrow \text{N}_2 + \text{H}_2\text{O}$	-341,4	óxido nitroso redutase (N <sub>2</sub> OR)

**Fonte:** Tavares *et al.* (2006); Tandukar *et al.* (2009).

Assim como a nitrificação, a desnitrificação também é dependente de algumas condições ótimas do meio, sendo (USEPA, 1993; IWA, 2006; COOPER *et al.*, 1996; KADLEC & WALLACE, 2009; YE & LI, 2009; GARCIA *et al.*, 2013):

- Temperatura: é recomendável manter temperatura entre 20 e 35 °C para obter uma taxa constante de desnitrificação. Com temperaturas inferiores a 5 °C a desnitrificação prossegue em taxas muito lentas.
- pH: a faixa de pH ótima está entre 6 e 8. Em pH 5, a desnitrificação ocorre mais lentamente e em pH abaixo de 4 é insignificante ou ausente.
- Alcalinidade: a desnitrificação produz alcalinidade que é acompanhado pelo aumento do pH do meio. O rendimento observado deste processo é cerca de 3 g CaCO<sub>3</sub> por g de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> reduzido.
- Oxigênio dissolvido: teoricamente, a desnitrificação não ocorre na presença de oxigênio dissolvido. No entanto, a desnitrificação foi observada em sistemas de tratamento com concentrações não acima de 0,3 - 1,5 mg.L<sup>-1</sup>.
- Fonte de carbono: para que a transformação ocorra é necessário carbono orgânico disponível, ou seja, 2,86 g de DBO<sub>5</sub> para que 1 g NO<sub>3</sub><sup>-</sup> seja transformado em N<sub>2</sub>. Com relação C:N (medida como mg DBO<sub>5</sub> por mg NO<sub>x</sub>) < que 2,3 limitaria as taxas de desnitrificação.

Dentre as bactérias gram-negativas os gêneros mais frequentes são *Paracoccus*, *Alcaligenes*, *Comamonas*, *Hyphomicrobium*, *Pseudomonas*, *Acidovorax*, *Thauera* e *Brachymonas*. Também, são reportados gêneros gram-positivos como *Bacillus* e *Jonesia*, contudo em menor frequência (SCHMIDELL *et al.*, 2007).

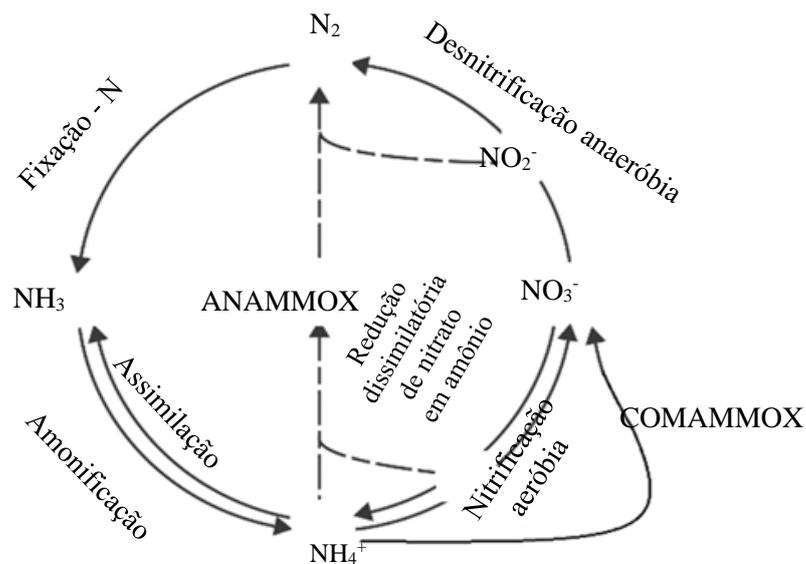
#### 2.5.3.4 Outras rotas metabólicas – ANAMMOX – COMAMMOX

No ciclo do nitrogênio (Figura 2.6), a oxidação de amônio pela via anóxica é um processo microbiológico na qual as bactérias ANAMMOX oxidam NH<sub>4</sub><sup>+</sup> a N<sub>2</sub> usando NO<sub>2</sub><sup>-</sup> comoceptor final de elétrons (MULDER *et al.*, 1995; VAN DE GRAAF *et al.*, 1996).

O NO<sub>2</sub><sup>-</sup> pode ser obtido por nitritação (oxidando NH<sub>4</sub><sup>+</sup> à NO<sub>2</sub><sup>-</sup>) (CAO *et al.*, 2015) e desnitrificação parcial (reduzindo NO<sub>3</sub><sup>-</sup> a NO<sub>2</sub><sup>-</sup>) (DU *et al.*, 2014; 2015). O produto principal da reação é o N<sub>2</sub>, mas cerca de 10% da concentração de nitrogênio inicial são convertidos em NO<sub>3</sub><sup>-</sup> (VAN DE GRAAF *et al.*, 1996).

Comparado ao processo convencional nitrificação/desnitrificação, a demanda de  $O_2$  é reduzida em 60% no processo nitrificação/ANAMMOX (aproximadamente 50% do  $NH_4^+$  deve ser oxidado a  $NO_2^-$  em vez de  $NO_3^-$ ) (KARTAL *et al.*, 2010). Ao mesmo tempo, o material orgânico requerido para a remoção biológica de nitrogênio na desnitrificação parcial/ANAMMOX é reduzido em 79% (MA *et al.*, 2016).

Em *wetlands* construídos, a presença de bactérias do gênero ANAMMOX já foi positivamente relatada, sendo também comprovada a coexistência destas com bactérias heterotróficas, que têm o papel importantíssimo de consumirem o oxigênio para a manutenção da atividade ANAMMOX (DONG & SUN, 2007). Para esse processo, as concentrações de  $O_2$ , temperatura, pH e as concentrações de  $NO_2^-$  são os fatores mais importantes a serem controlados e monitorados no *startup* e operação dos reatores para o sucesso do processo (LIN *et al.*, 2016).



**Figura 2.6** - Ciclo do nitrogênio.  
**Fonte:** Adaptado de Trimer *et al.* (2003).

Além dos processos que já eram conhecidos do ciclo do nitrogênio, foram descobertas bactérias pertencentes ao gênero *Nitrospira* capazes de fazer a oxidação completa do nitrogênio amoniacal, denominado, então, de COMAMMOX (VAN KESSEL *et al.*, 2015; PELISSARI *et al.*, 2018). Segundo van Kessel *et al.* (2015), esse processo é energeticamente viável, pois pode ocorrer em condições que selecionam espécies com menores taxas de crescimento, mas maiores rendimentos de crescimento do que as OAB.

### 2.5.3.5 Remoção pelas plantas

Estudos relataram que as plantas contribuem para a remoção de nitrogênio em WC. De fato, diferentes espécies de plantas podem influenciar na remoção desse nutriente através da variação nas taxas de oxidação do meio filtrante, fonte de carbono pelos exsudados radiculares usado na etapa de desnitrificação (MALTAIS-LANDRY *et al.*, 2009) e absorção com remoção através da colheita da parte aérea (MATOS & MATOS, 2017).

No ciclo vegetativo das plantas, a absorção de macronutrientes (nitrogênio e fósforo) e micronutrientes (incluindo metais) é maior no início do crescimento até atingir o crescimento máximo, porém com o avanço da senescência, a maior parte dos nutrientes é translocada para as raízes e rizomas e as concentrações de nitrogênio assimilado na parte aérea tendem a reduzir (MATOS *et al.*, 2010; STEFANAKIS & TSIHRINTZIS, 2012; PELISSARI, 2017).

Esse nitrogênio armazenado pode ser removido do sistema com a colheita da biomassa acima do material filtrante. Caso isso não seja regularmente feito, o nitrogênio é eventualmente liberado para o sistema durante a decomposição vegetal (DOTRO *et al.*, 2017; MATOS & MATOS, 2017). Como forma de maximizar a remoção deste elemento no sistema, Pelissari *et al.* (2014) recomendam que o corte da parte aérea das macrófitas seja realizada em torno de 60 a 90 dias após o plantio, evitando-se, assim, a liberação de nutrientes novamente no meio.

A melhor época para o corte da parte aérea da planta também pode ser definida em termos de nutrição animal, pois a produção de matéria seca e a qualidade nutricional da forragem variam com a idade da planta (COELHO *et al.*, 2018). Por exemplo, o capim Tifton 85 deve ser cortado em até 60 dias, considerando que sua melhor qualidade nutricional foi alcançada entre 30 e 45 dias.

Em função do alto carregamento orgânico e inorgânico em WCV-SF alimentados com esgoto bruto, a assimilação de nutrientes pelas plantas é considerada um processo minoritário (ARIAS LOPEZ, 2013; LANA, 2013). Com base nas concentrações afluentes de 26 mg N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>.L<sup>-1</sup>, Lana (2013) determinou absorção e remoção de apenas 2,8% do nitrogênio aplicado.

### 2.5.3.6 Adsorção

Por causa da carga positiva no íon amônio, este elemento está sujeito a troca de cátions com detritos e sedimentos orgânicos presentes no material filtrante. Em condições aeróbias, o

$\text{NH}_4^+$  disponível pode ser oxidado a  $\text{NO}_3^-$ , íon de carga negativa que pode movimentar livremente com o líquido no meio poroso (MATOS & MATOS, 2017).

Adsorção e troca iônica são apenas significativos para a remoção de  $\text{NH}_4^+$  se a matriz do material filtrante apresentar características adequadas, tal como não é o caso de alguns dos tipos mais comuns de substratos utilizados em *wetlands* (por exemplo, brita e areia) (VYMAZAL, 2007). Em função disso, a capacidade de adsorção de  $\text{NH}_4^+$  em um WCV pode ser aumentada com o uso de material filtrante com alta capacidade de troca de cátions (MORVANNOU, 2012). No item 2.7.1 deste documento, apresenta-se alguns exemplos de materiais com características que permitem alcançar esse objetivo.

No WCV-SF, o lodo acumulado na camada superior possui substâncias húmicas que são possuidoras de cargas negativas. Quanto maior o conteúdo de matéria orgânica no meio, maior é a capacidade de adsorção de espécies catiônicas ou maior é a capacidade de troca de cátions (CTC) do meio, condição essencial para guardar e fornecer nutrientes para as plantas (MATOS & MATOS, 2017).

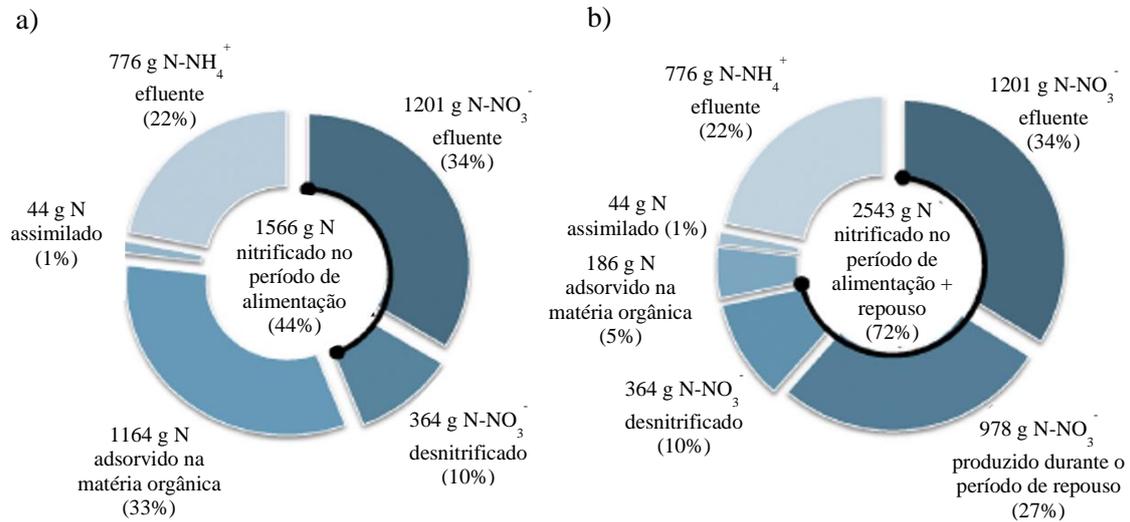
#### 2.5.3.7 Balanço de massa do nitrogênio

Conforme foi apresentado no item acima, são várias as rotas de transformação e remoção do nitrogênio. Dentre esses, a nitrificação é provavelmente o primeiro processo a ser afetado (MOLLE *et al.* 2005). Segundo Morvannou (2012), a eficiência do processo da nitrificação não está correlacionada com a idade do sistema, contudo uma melhoria da remoção de NTK é observada ao longo dos anos. Além disso, variações sazonais são fatores que interferem no desempenho, sendo piores no inverno, devido às baixas temperaturas que diminuem a atividade biológica e a mineralização do lodo na camada superficial.

Molle *et al.* (2008), apontaram dificuldades em avaliar a eficiência real da remoção de nitrogênio devido ao armazenamento no sistema (líquido, planta e biomassa). Segundo os autores, avaliar o balanço de massa do nitrogênio é uma tarefa difícil, principalmente pelo N- $\text{NH}_4^+$  que fica armazenado durante o período de alimentação e é transformado em N- $\text{NO}_3^-$  no período de repouso.

Motivados pela ausência dessas informações em WCV-SF, Morvannou *et al.* (2014) simularam (*software HYDRUS* versão 2.0 – “Modelo de transporte reativo multicomponente para *wetlands*”) os diferentes caminhos do nitrogênio em um sistema preenchido com brita, recebendo esgoto bruto e com lodo acumulado na superfície. Os resultados obtidos remetem-se

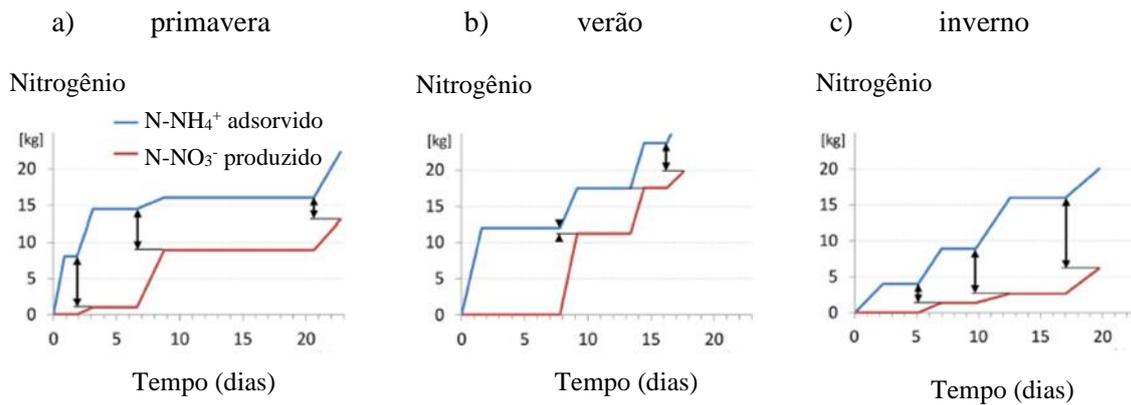
as transformações (assimilação pela biomassa, adsorção, nitrificação e desnitrificação) nos dias de alimentação bem como nos dias de repouso. Como pode ser observado na Figura 2.7, a adsorção é a principal via de transformação de  $\text{N-NH}_4^+$ .



**Figura 2.7** - Balanço de massa do nitrogênio calculado para (a) o período de alimentação e (b) os períodos de alimentação + repouso.

**Fonte:** Morvannou *et al.* (2014).

A taxa de nitrificação também foi determinada por Pálffy *et al.* (2017) com base no balanço de quatro pulsos consecutivos em três diferentes condições: primavera, verão e inverno europeu (Figura 2.8). Esse estudo comprovou que as massas adsorvidas cumulativamente ( $\text{N-NH}_4^+$ ) e liberadas ( $\text{N-NO}_3^-$ ) foram maiores no verão, mostrando rápida regeneração no período de repouso e maior potencial de nitrificação. Em relação a regeneração do sistema, os autores relatam necessidade de meia semana no verão, uma semana na primavera e pelo menos duas semanas no inverno.



**Figura 2.8** - Massas cumulativas de nitrogênio adsorvido (N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) e nitrogênio nitrato liberado (N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) na (a) primavera, b) verão e, c) inverno. Nota: As setas marcam a massa residual no filtro no final do período de alimentação e repouso.

**Fonte:** Pálffy *et al.* (2017).

## 2.6 Características operacionais em wetland construído vertical – Sistema Francês

### 2.6.1 Taxa de aplicação hidráulica e Taxa de aplicação hidráulica instantânea

De modo a proporcionar efetiva oxigenação do meio poroso e melhorar o desempenho do tratamento em WCV, diversos estudos avaliam a influência da taxa de aplicação hidráulica superficial (TAH) (Equação 2.5) e a taxa de aplicação hidráulica superficial instantânea (TAH<sub>inst</sub>), dada pela Equação 2.6 (KADLEC & WALLACE, 2009):

$$TAH = \frac{Q_{afluente}}{A} \quad (\text{Eq. 2.5})$$

$$TAH_{instantânea} = \frac{V_{pulso}}{T_{pulso} \cdot A} \quad (\text{Eq. 2.6})$$

Em que:

TAH = taxa de aplicação hidráulica ( $m^3 \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$ )

TAH<sub>instantânea</sub> = taxa de aplicação hidráulica instantânea ( $L \cdot m^{-2} \cdot min^{-1}$ )

$V_{pulso}$  = volume aplicado em cada pulso (L)

$T_{pulso}$  = tempo de duração de cada pulso (min)

A = área superficial ( $m^2$ )

$Q_{afluente}$  = vazão afluente ( $m^3 \cdot d^{-1}$ )

Taxa de aplicação hidráulica instantânea está associada ao tempo de esvaziamento da caixa de armazenamento, sendo que, de fato, é desejável esvaziar o tanque o mais rápido possível, criando um gradiente hidráulico maior, favorecendo a taxa de infiltração e diminuindo a quantidade de líquido armazenada dentro do sistema (MORAES *et al.*, 2018). Para a configuração francesa, recomenda-se TAH instantânea superior a  $0,5 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$  ou  $0,6 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$  ou, ainda,  $8 \text{ L} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{min}^{-1}$  e  $10 \text{ L} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{min}^{-1}$ , respectivamente (DOTRO *et al.*, 2017; MOLLE *et al.*, 2005). A TAH recomendada por Molle *et al.* (2005) é de  $0,37 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$  para condição de clima temperado. Destaca-se que estes parâmetros foram determinados para regiões de clima temperado, sendo de extrema importância a investigação da aplicação de valores mínimos para regiões de clima subtropical (GARCIA ZUMALACARREGUI, 2018).

Para as condições climáticas do nosso país (Brasil), Lana (2013) estudou o comportamento de um WCV-SF (da presente pesquisa) utilizando dois valores de TAH, sendo  $0,39 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$  e  $0,44 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$  (valores superiores aos recomendados na literatura). A autora observou aumento na variação das concentrações de poluentes no efluentes com maior TAH, o que pode estar relacionado com eventos de desprendimento de material aderido pela maior velocidade de escoamento do líquido no sistema.

Com TAH instantânea de  $6 \text{ L} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{min}^{-1}$  e  $2,3 \text{ L} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{min}^{-1}$  ( $0,36 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$  e  $0,14 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ , respectivamente) (valores inferiores aos da literatura francesa) resultante de tempos de aplicação de 3 e 8 minutos, respectivamente para TAH de  $0,45 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ , Garcia Zumalacarregui (2018) avaliou o comportamento hidráulico do WCV-SF da presente pesquisa. Em ambas as condições, observou-se aumento acentuado e diminuição imediata da vazão efluente, mostrando rápido desaguamento do filtro. Contudo, avaliando o volume do líquido acumulado ao longo do tempo (24 pulsos. $\text{d}^{-1}$ ) o autor mostrou que uma alimentação mais rápida ( $> \text{TAH}_{\text{inst.}}$ ) conduz a picos mais elevados e saídas mais rápidas do efluente, ao passo que uma alimentação mais lenta ( $< \text{TAH}_{\text{inst.}}$ ) conduz a picos menos pronunciados e saídas mais lentas do efluente, ou seja, tem-se maior retenção do líquido no sistema. O autor também mostrou relação direta da vazão efluente com a concentração de SST ao longo do tempo, demonstrando que maiores valores de sólidos são identificados em maiores vazões.

De acordo com Torrens *et al.* (2009), maiores taxas de aplicação ocasionam maiores velocidades de escoamento e, conseqüentemente, menor contato entre a biomassa e o substrato. Além desses parâmetros, os autores destacam que o comportamento hidráulico do sistema está relacionado com outros parâmetros operacionais, como a frequência e o volume dos pulsos.

## 2.6.2 Transferência de oxigênio

Morvannou (2012) descreve a necessidade de manter o sistema em condições aeróbias para garantir os seguintes mecanismos:

- Respiração endógena de biomassa (manutenção dos microrganismos);
- Crescimento heterotrófico (conversão de DQO); e
- Crescimento autotrófico (nitrificação).

A transferência de oxigênio para o interior do leito filtrante pode ser alcançada por diferentes caminhos, sendo que as principais vias são: convecção e difusão (PLATZER, 1999; MOLLE *et al.*, 2006).

O transporte via convecção é resultante da alimentação em pulsos, promovendo o arraste de oxigênio à medida que o líquido infiltra no material filtrante, criando um vácuo que é preenchido pelo ar (PLATZER, 1999). O volume de ar substituído é inferior ao volume de líquido aplicado (MORVANNOU, 2012), mas caso o tempo de aplicação seja curto, a entrada de oxigênio pode ser calculada multiplicando o volume do líquido pela concentração de oxigênio ( $300 \text{ mg O}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ ) presente no ar atmosférico (PLATZER, 1999).

Já a difusão molecular ocorre através da superfície do filtro, no período de repouso da unidade ou pelo fundo do sistema com a instalação de tubos de aeração passiva (MORVANNOU, 2012). Este fenômeno está diretamente relacionado com os parâmetros físicos do material filtrante (diâmetro efetivo e porosidade), umidade e estágio de obstrução (conteúdo de espaço livre para o fluxo de ar), além da temperatura (impedindo as trocas em baixas temperaturas) (PLATZER, 1999; MÉNORET, 2001 *apud* MORVANNOU, 2012).

A aeração passiva pode ser alcançada com a instalação de tubos que permitem a comunicação e transferência do oxigênio para o interior meio poroso (MOLLE *et al.*, 2008; STEFANAKIS & TSIHRINTZIS, 2012; MORVANNOU, 2012; DOTRO *et al.*, 2017). Um estudo desenvolvido por Molle *et al.* (2008) mostrou que a renovação do oxigênio em WCV-SF com 80 cm de material filtrante foi mais rápida (em torno de um dia) com a instalação de tubos na zona de drenagem e intermediária, enquanto que em um sistema com 60 cm e tubos de aeração passiva somente na zona de drenagem levou de três a quatro dias para atingir a mesma condição, durante o inverno europeu. Durante o verão, os autores destacam que a oxigenação do filtro demorou menos tempo para atingir a mesma condição.

O efeito da presença de tubos de aeração passiva também foi testado por Stefanakis & Tsihrintzis (2012). A partir da análise dos resultados, o desempenho da unidade com tubos de

aeração foi claramente melhor, com aumento de 5% na remoção de matéria orgânica e menores concentrações de NTK e  $\text{N-NH}_4^+$  no efluente das unidades, comparadas com as unidades sem os respectivos tubos.

Outro aspecto construtivo importante e que pode ajudar na transferência de oxigênio para o interior do leito é a disposição das tubulações de distribuição de esgoto elevada. Decezaró (2018) e Garcia Zumalacarregui (2018) comprovam a efetiva oxigenação na trajetória do líquido da tubulação até a superfície do sistema (com diferença de altura de 50 e 25 cm, respectivamente) garantindo entrada adicional de oxigênio para o interior do WCV. De acordo com o estudo desenvolvido por Decezaró (2018), as taxas de transferência de oxigênio (TTO) em WCV podem ser superiores às taxas de consumo de oxigênio calculadas por balanços de massa. Contudo, o consumo de oxigênio pode ser limitado pelo curto tempo de contato entre alimento e microrganismo.

Baseados em critérios operacionais, para uma mesma carga hidráulica diária, a aplicação de maiores volumes por pulso é positivo para a difusão de oxigênio, mas negativo para o tempo de percolação do líquido. Ao contrário, alta frequência de alimentação com menores volumes é positiva para o tempo de detenção hidráulica, mas negativo para a oxigenação do sistema (BOLLER *et al.*, 1993).

A oferta de oxigênio via macrófitas e diluído nas águas residuárias é insignificante para oxidação da matéria orgânica e nitrificação do  $\text{N-NH}_4^+$  em WCV-SF que recebem alto carregamento orgânico (MORVANNOU, 2012).

### 2.6.3 Período de alimentação, repouso e número de pulsos

Além dos mecanismos baseados no processo de filtração, sedimentação e degradação por microrganismos que se desenvolvem em um meio suporte (raízes e material filtrante) (COPPER *et al.*, 1996; MORVANNOU, 2012), o desempenho do tratamento é dependente das condições operacionais das unidades ou regime de alimentação.

O período de alimentação e repouso deve ser efetivo para controlar o crescimento bacteriano e manter as condições aeróbias no filtro, permitindo também a mineralização da matéria orgânica presente nos sólidos do esgoto bruto que são retidos e acumulados na superfície das unidades (MOLLE *et al.*, 2005; STEFANAKIS & TSIHRINTZIS, 2012).

A duração do período de alimentação e repouso influencia no desempenho hidráulico e na eficiência de remoção, refletindo diretamente na durabilidade e confiabilidade do sistema durante todo o período de operação (TORRENS *et al.*, 2009). Com três unidades no primeiro estágio, a recomendação é alternar as unidades com três dias e meio de alimentação e repouso por sete dias (MOLLE *et al.*, 2005). Para condições climáticas tropicais, Lombard Latune & Molle (2017) recomendam menores tempos de alimentação e repouso, sendo três dias e meio para cada etapa do ciclo com apenas duas unidades operando paralelamente.

A alternância das unidades é considerada critério mínimo de operação para garantir o adequado funcionamento do filtro. A ausência de alternância, ou alternância sem controle durante um ano de operação, resultou no colapso de um WCV-SF instalado na ilha de Mayotte. Porém, após a remoção do lodo e com o controle da operação, as unidades mostraram rápida resiliência, recuperando a nitrificação em poucos dias para condições climáticas tropicais do país (MOLLE *et al.*, 2015).

Com o objetivo de facilitar a operação, em plantas de tratamento de grande escala, a alternância das unidades é geralmente realizada uma vez por semana, sendo sete dias de alimentação e 14 dias de repouso (PRIGENT *et al.*, 2013a). Contudo, os autores destacam que a taxa de nitrificação eventualmente decresce a partir do terceiro dia de alimentação, em função do decaimento do oxigênio no meio, sendo indicado alternância das unidades duas vezes por semana, ou seja, três dias e meio de alimentação e sete dias de repouso.

Além da alternância das unidades, outro critério operacional a ser considerado é o intervalo entre os pulsos. Boller *et al.* (1993), Molle *et al.* (2006) e Torrens *et al.*, (2009) relatam condições opostas de operação (número de pulsos.dia<sup>-1</sup>) para o melhor desempenho dos sistemas em termos de remoção de matéria orgânica e transformação do nitrogênio. Segundo os autores, para obter melhores resultados na formação de nitrato, a estratégia indicada é a aplicação de maiores volumes em baixa frequência. Esse procedimento promove melhor oxigenação do filtro, refletindo em maior potencial de nitrificação na unidade. Contudo, deve-se considerar que grande parte do líquido aplicado passa rapidamente pelo sistema (TORRENS *et al.*, 2009). Além disso, outro detalhe que deve ser considerado é o maior volume de esgoto bruto armazenado, que aumentam as chances de emanação de maus odores pela degradação anaeróbia na caixa de armazenamento.

Millot *et al.* (2016) reportaram redução significativa da remoção de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> com o aumento de 18 para 32 pulsos.dia<sup>-1</sup> (representando taxa hidráulica de 0,36 cm.d<sup>-1</sup> e 0,64 cm.d<sup>-1</sup>). O desempenho caiu de 62% para 44%, respectivamente, justificado pela menor capacidade

de transferência de oxigênio do sistema e maior saturação dos locais de adsorção de nitrogênio amoniacal, devido ao baixo intervalo de tempo de tolerância para a nitrificação entre os pulsos.

Opostamente, menores volumes em intervalos curtos conduzem a um maior teor de água no meio, prejudicando a nitrificação, porém contribuindo para a remoção da matéria orgânica (BOLLER *et al.*, 1993; MOLLE *et al.*, 2006). De forma geral, enquanto a remoção de SST e DQO é relativamente estacionária, a nitrificação é variável e se mostra mais sensível as diversas condições de operação (MORVANNOU, 2012).

Quando o período de alimentação é maior que três ou quatro dias, Torrens *et al.* (2009) recomendam menores números de pulsos.dia<sup>-1</sup>. Contudo, os autores destacam que essas condições devem ser estudadas com base na característica do sistema (granulometria, profundidade do meio filtrante, TAH). As condições de operação (tempo de alimentação e repouso, intervalo entre os pulsos) devem ser escolhidas a fim de evitar o estresse hídrico na comunidade microbiana presente nos sistemas, já que o leito pode secar entre os períodos de repouso extremamente longos e quentes. A regeneração no período de repouso deve permitir tratar a próxima carga orgânica e hidráulica com rapidez e eficiência (PÀLFY *et al.*, 2017).

#### 2.6.4 Camada de depósito orgânico acumulada na superfície das unidades

A taxa de acúmulo de lodo armazenado na superfície das unidades do primeiro estágio do SF varia de 1,5 cm.ano<sup>-1</sup> a 3,0 cm.ano<sup>-1</sup> (MOLLE *et al.*, 2005; MOLLE, 2014; DOTRO *et al.*, 2017), com possibilidades de maior taxa de mineralização da matéria orgânica ou menor acúmulo de lodo em locais de clima quente (LOMBARD LATUNE & MOLLE, 2017). A estabilização da matéria orgânica se dá pelo efeito sinérgico dos processos bioquímicos entre plantas e microrganismos no período de repouso das unidades (PRIGENT *et al.*, 2013a; MASI *et al.*, 2017a). Efeito positivo sobre o desempenho do tratamento em termos de matéria orgânica é observado à medida que o sistema se torna mais antigo, em função do desenvolvimento dessa camada (CHAZARENC & MERLIN, 2005), considerada por Molle (2014) um fator chave para melhorar a eficiência do tratamento.

O acúmulo de depósito orgânico na superfície do primeiro estágio do Sistema Francês é frequentemente associado com a maturidade do sistema (PRIGENT *et al.*, 2013a). De acordo com Kania *et al.* (2019), a caracterização de um sistema maduro pode ser dada pelo conteúdo de matéria orgânica estável (> 60% da massa seca) e pela taxa de humificação (> 20%),

usualmente encontrado em sistemas com mais de três anos de operação. Fu *et al.* (2015), mostraram que ao espalhar lodo retirado de um sistema maduro sobre a superfície de um sistema recém construído, tem-se uma melhora considerável no desempenho de remoção de matéria orgânica. Os benefícios foram atribuídos à presença de microrganismos ativos e da matéria orgânica que contribuiu para a formação de uma camada de estrutura porosa. As concentrações de  $\text{N-NH}_4^+$  flutuaram e a remoção desse nutriente foi instável no sistema tido como controle (sem a camada de depósito orgânico) ao contrário do sistema que recebeu o lodo, que manteve uma remoção constante. Em relação ao nitrato, a concentração no efluente diminuiu com o aumento da camada de lodo adicionada ao sistema.

Investigando o desempenho de remoção de DQO ao longo da profundidade de WCV-SF, Millot *et al.* (2016) destacaram remoção de até 60% na camada superior. O mesmo acontece para  $\text{N-NH}_4^+$ . Segundo Morvannou *et al.* (2014), o efeito positivo de melhor remoção está atribuído à maior quantidade de bactérias autotróficas e heterotróficas localizadas na camada de lodo e principalmente, pelo potencial de adsorção do íon amônio na matéria orgânica durante o período de alimentação. Mc Bride & Tanner (2000), descreveram que o decréscimo inicial de  $\text{N-NH}_4^+$  é causado principalmente pela adsorção desse elemento na matéria orgânica. Cerca de 1/3 do  $\text{N-NH}_4^+$  aplicado é adsorvido durante o período de alimentação em WCV-SF. Contudo, essa capacidade de adsorção é limitada com a saturação dos sítios de troca de cargas (MORVANNOU, 2012).

Alguns estudos revelaram que a camada de depósito orgânico também ajuda na etapa da remoção de nitrogênio através da liberação de compostos orgânicos solúveis provenientes da hidrólise da matéria orgânica que são lixiviados para o fundo da unidade, fornecendo carbono para a etapa da desnitrificação (FU *et al.*, 2015) que pode ser promovida pelo fundo saturado.

Contudo, com o passar dos anos de operação, a altura da camada de depósito na superfície influencia na renovação do oxigênio e conseqüentemente na taxa de infiltração, pois quanto maior é a altura, maior será o volume de água imobilizada (MOLLE *et al.*, 2006; MOLLE, 2014). A matéria orgânica acumulada no topo do sistema desempenha papel de efeito "esponja" (CHAZARENC & MERLIN, 2005) pela constante liberação de água durante o período de repouso (PRIGENT *et al.*, 2013a).

Molle *et al.* (2006) destacam que a camada de depósito não mineralizada é mais limitante hidraulicamente do que a altura desse material. Desta forma, Molle (2014) reforça que as cargas hidráulicas e orgânicas devem ser bem controladas a fim de favorecer a mineralização

do composto. Caso contrário, tem-se limitações dos processos de transferência de oxigênio (convecção e difusão) pelo excesso de água na superfície, influenciando na performance do sistema.

Desencadeado por uma sobrecarga orgânica, a maior altura da camada de depósito e maior quantidade de matéria orgânica depositada em uma das unidades do WCV-SF investigados por Prigent *et al.* (2013a) resultou na taxa de mineralização incompleta do composto, reduzindo a permeabilidade do líquido através do sistema. Com base na altura medida e taxa de acúmulo do depósito proposto por Molle *et al.* (2005), os autores estimaram que a idade do sistema foi de cinco anos e três meses, enquanto o mesmo estava sendo operado há menos de dois anos.

A camada de depósito orgânico na superfície do primeiro estágio do WCV-SF governa a taxa de infiltração nessa etapa, sendo que maiores velocidades de escoamento do líquido são registradas nos primeiros dias de alimentação, em função das fissuras formadas no lodo durante o período de repouso, através da qual o esgoto drena facilmente. Com o avanço do período de alimentação, tem-se maior retenção de líquido e sólidos (ARIAS LOPEZ, 2013). A relação da altura da camada de lodo com a taxa de infiltração foi estudada por Molle *et al.* (2006) em diferentes estações de tratamento em escala real na França. Além de comprovar maiores taxas de infiltração em unidades com menor acúmulo de lodo, os autores reportaram que o desempenho do tratamento também foi afetado negativamente nas respectivas unidades, justificado pelo curto tempo de detenção hidráulica. A comparação da taxa de infiltração em função da altura da camada de lodo em três unidades (Evieu: 1 ano de operação; Colomieu: 8 anos de operação e Gensac la Pallue: 14 anos de operação) avaliadas pelos autores está apresentada na Tabela 2.3.

**Tabela 2.3** - Capacidade de infiltração influenciada pela altura da camada de depósito orgânico acumulado na superfície.

Unidade	Altura do lodo acumulado	Taxa de infiltração
Evieu	1,0 cm	$> 3,6 \times 10^{-4} \text{ m.s}^{-1}$
Colomieu	7,0 cm	$> 0,5 \times 10^{-4} \text{ m.s}^{-1}$
Gensac la Pallue	22,5 cm	$> 0,3 \times 10^{-4} \text{ m.s}^{-1}$

Fonte: Molle *et al.* (2006)

De acordo com Morvannou (2012), quando o sistema acumula em torno de 20 cm de depósito de lodo, a infiltração e renovação de oxigênio tornam-se limitados, sendo necessária à sua remoção. Para as condições apresentadas por Molle *et al.* (2005), com taxa de acúmulo de

1,5 cm.ano<sup>-1</sup> o intervalo de retirada pode ser após 10 ou 15 anos de operação. Contudo, eventuais casos de remoção com período menores a esses podem ser necessários. Um exemplo dessa situação foi relatado por Molle *et al.* (2005). Com aproximadamente 13 cm de lodo acumulado ao longo de nove anos de operação, a remoção do depósito foi necessária pela formação de uma altura desigual (mínimo de 6 cm e máximo de 27 cm) que estava interferindo na má distribuição do esgoto sobre a superfície do sistema, além de riscos de transbordamento no período de inverno. Os autores enfatizam que esse procedimento não foi decorrente da deterioração da qualidade do efluente.

O lodo removido pode se tornar um condicionador do solo e ser reutilizado na agricultura (MOLLE *et al.*, 2005). Caso o sistema tenha sido alimentado com esgoto doméstico, um período de repouso antes da sua retirada é necessário, de modo a permitir o decaimento de patógenos (MORVANNOU, 2012). Considerando a aplicação na agricultura, preocupação adicional deve ser direcionada ao acúmulo de metais pesados. Dependente da natureza da água residuária a ser tratada (doméstica, industrial, água pluvial), Kania *et al.* (2019), enfatizam acúmulo progressivo de metais pesados na camada de lodo com o avanço dos anos de operação, sendo explicado pela adsorção na matéria orgânica particulada e nas frações minerais do lodo.

Como um informativo de referência, Kania *et al.* (2019) apresentaram resultados da concentração de metais pesados no depósito de lodo de 14 sistemas em operação na França. De acordo com esse estudo, as concentrações de cádmio (Cd), mercúrio (Hg), cromo (Cr), cobre (Cu), níquel (Ni), chumbo (Pb) e zinco (Zn) estavam próximos do limite superior da concentração de metais exigidos pela regulamentação francesa para disposição no solo. Outro estudo relacionado com a caracterização do lodo foi apresentado por Pálffy *et al.* (2017). Os autores verificaram os valores limites impostos pela regulamentação francesa em termos de hidrocarbonetos aromáticos policíclicos e metais. Destacaram que o composto poderia ser usado para adubação ou compostagem, porém a segurança agrícola era questionável. Além de esgoto doméstico, o sistema recebia contribuição de efluente industrial e água pluvial.

#### 2.6.5 Estudos hidrodinâmicos em *wetlands* construídos

As características hidráulicas de um reator estão diretamente relacionadas com o desempenho do tratamento (HEADLEY & KADLEC, 2007), pois o tempo de percolação do líquido significa tempo de contato entre poluentes e microrganismos (GIRALDI *et al.*, 2009).

Estudar tais condições tem como objetivo fornecer respostas para diversas interações físico-químicas, além de apontar as imperfeições hidráulicas existentes dentro do meio filtrante, como a presença de zonas mortas e curtos circuitos, diminuição da porosidade do material filtrante, determinação do volume recuperado ou retido, tempo de percolação ou tempo de detenção do líquido aplicado e grau de mistura dentro do reator (LEVENSPIEL, 2000; HEADLEY & KADLEC, 2007; GIRALDI *et al.*, 2009).

A dinâmica hidráulica dentro do sistema é influenciada por diferentes fatores, entre eles: (1) material filtrante, distribuição de tamanho de grão e profundidade; (2) localização e características da distribuição e sistemas de drenagem (MORAES *et al.*, 2018); (3) desenvolvimento de plantas (MOLLE *et al.* 2006); (4) carregamento de sólidos orgânicos e em suspensão (XU *et al.*, 2013); (5) carregamento hidráulico (XU *et al.*, 2013); (6) condição do meio filtrante durante o ciclo de alimentação; (7) duração do pulso, que está relacionada à taxa de aplicação hidráulica instantânea ( $TAH_{inst.}$ ) (GARCÍA ZUMALACARREGUI & VON SPERLING, 2018); (8) sazonalidade e clima (ARIAS *et al.*, 2014); (9) altura da camada de depósito de lodo (MOLLE *et al.*, 2006).

O comportamento hidráulico pode ser analisado com uso de traçadores que devem apresentar algumas características ideais, como: fácil detecção, procedimento de análise de baixo custo, baixa toxicidade, alta solubilidade e baixa concentração de detecção que as diferencie das propriedades do líquido de interesse (METCALF & EDDY, 2003). Contudo, Matos *et al.* (2015), descreve que não há um traçador ideal.

Em *wetlands* já foi reportada a utilização de algumas substâncias, tais como: traçadores salinos (cloreto de sódio, bromo, lítio, iodeto, fluoreto) (KADLEC & WALLACE, 2009; MATOS *et al.*, 2015; GARCIA ZUMALACARREGUI, 2018), corantes (rodamina, fluoresceína) (KADLEC & WALLACE, 2009; GIRALDI *et al.*, 2009; ARIAS LOPEZ, 2013; MORAES, 2019) e isótopos (tecnécio) (ALVARENGA, 2012; MORAES, 2019). Além desses, evidencia-se que o próprio esgoto aplicado na forma de pulsos pode ser adequadamente utilizado como traçador para representar o comportamento do líquido e seus tempos de passagem no sistema (MORAES, 2019). Dentre os métodos existentes, testes via estímulo-resposta do tipo pulso, descrito por Levenspiel (1999), são os mais utilizados.

Com base na diferença do volume aplicado na superfície e recuperado na saída, Moraes *et al.* (2019) mostraram que o armazenamento máximo e mínimo de líquido dentro do sistema da presente pesquisa, ocorreu logo antes da interrupção da aplicação do esgoto e instantes antes do novo pulso de alimentação, respectivamente. Além disso, os autores destacam que, com o

avanço dos dias de alimentação, o volume armazenado dentro do sistema continuou aumentando, uma vez que a variação do volume dentro do filtro foi cumulativa e positiva. Essa condição não foi observada por Foladori *et al.* (2014) em WCV com meio insaturado durante todo o ciclo. Por outro lado, em condição com fundo saturado, os autores observaram aumento do nível do líquido dentro do sistema imediatamente após a alimentação e flutuação durante o período de drenagem.

## 2.7 Novas configurações de wetland construído vertical – Sistema Francês

Apesar das boas performances de tratamento obtidas em WCV-SF tratando esgoto bruto, avanços importantes têm sido propostos nos últimos anos para intensificar a remoção de matéria orgânica, aprimorar a nitrificação completa e promover a desnitrificação. As investigações se concentram no meio suporte reativo, fluxo hidráulico, suprimento de oxigênio externo, redução de área, carga orgânica aplicada e tempo de percolação. A seguir, serão abordadas diferentes configurações, descritas por Dotro *et al.* (2017) como sistemas modificados e intensivos.

### 2.7.1 Meio suporte reativo

Em função do reduzido tempo de percolação do líquido aplicado intermitentemente em WCV, muitas pesquisas estão sendo direcionadas para ajudar na escolha de materiais com características que promovam a rápida adsorção e imobilização do nitrogênio no interior das unidades, com o objetivo de promover a nitrificação durante o período de repouso (COTA, 2011).

Dentre os materiais, o uso de xisto expandido foi investigado por Prigent *et al.* (2013b) que chegaram a resultados satisfatórios em termos de matéria orgânica. Entretanto, avaliando a remoção de nitrogênio, os autores destacam que o preenchimento do filtro com esse material não conseguiu garantir material orgânico suficiente para a etapa de desnitrificação, que nesse caso foi por meio da saturação do fundo.

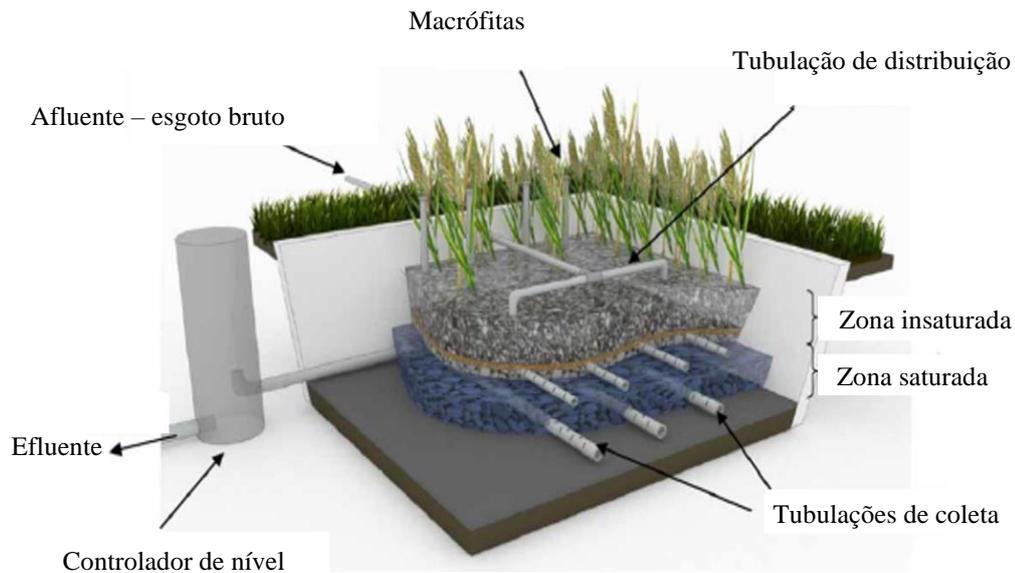
Avaliando comparativamente o desempenho das unidades do primeiro estágio preenchidos com material filtrante constituído apenas com brita e outra com camadas alternadas de brita e xisto expandido, Prigent *et al.* (2013a) relataram melhores resultados em termos de

NTK nas unidades com o uso do material alternativo. O melhor desempenho com xisto foi justificado pela macro porosidade interna (37%) maior que a brita (15%), implicando no melhor desenvolvimento dos microrganismos devido ao aumento da área superficial, maior capacidade de retenção de líquido tanto no período de alimentação quanto no período de repouso, que por sua vez aumenta o tempo de percolação do líquido no sistema (PRIGENT *et al.*, 2013a).

Outro material de grande interesse para essa finalidade é a zeólita, que possui alta capacidade de sorção do N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> com influência do tempo de contato até que o equilíbrio seja atingido (STEFANAKIS & TSIHRINTZIS, 2012; MILLOT *et al.* 2016). Conhecendo a capacidade de troca iônica da zeólita, muitos estudos estão sendo desenvolvidos para apontar a profundidade ideal desse material, pois traz como desvantagem o alto valor atribuído ao produto, comparado com brita ou areia (MILLOT *et al.*, 2016; PUCHER *et al.*, 2017).

### 2.7.2 Saturação do fundo e altura do material filtrante

Esta configuração envolve duas camadas sobrepostas, e tem como objetivo promover a existência de ambientes aeróbios na camada próxima da superfície e ambientes anóxicos próximo ao fundo do sistema, por meio da saturação da camada filtrante (PRIGENT *et al.*, 2013a; SILVEIRA *et al.*, 2015). Essa condição é controlada por meio de um dispositivo de nível instalado na tubulação de drenagem que coleta o efluente (ver Figura 2.9).



**Figura 2.9** - Sessão transversal em 3D do *wetland* construído vertical – Sistema Francês com fundo saturado.

**Fonte:** Morvannou *et al.* (2017).

A geração das duas zonas na mesma unidade, tem como objetivo promover não somente a nitrificação, mas também a desnitrificação em uma única unidade, diminuindo os requisitos de área e custos operacionais, além de melhores eficiências de remoção da matéria orgânica dissolvida e particulada. O efeito da saturação do fundo foi enfatizado pelas taxas de remoção reportadas nos seguintes trabalhos:

- Dong e Sun (2007) verificaram maior eficiência de remoção em termos de nitrogênio total nessa configuração em comparação com um WCV insaturado. De acordo com os dados reportados, a carga removida na unidade com saturação do fundo foi de 37,1% e na unidade insaturada de 25,3%. Além disso, os autores também mostraram que na unidade modificada o nitrogênio foi positivamente removido como  $N-NH_4^+$ , evidenciando outras vias metabólicas de remoção, que se baseiam na nitrificação parcial do  $N-NH_4^+$  e atividade ANAMMOX na interface da camada saturada e insaturada.

- A influência de diferentes alturas de saturação sobre o desempenho de um WCV-SF em operação na França para remoção de poluentes foi estudada por Silveira (2015). De acordo com a autora, com 25 cm de fundo saturado a eficiência de remoção foi melhor quando comparado com altura de 15 cm. As eficiências de remoção média com 15 e 25 cm de fundo saturado foram de 75 e 84% para SST, 36 e 50% para DQO dissolvida, 45 e 58% para a nitrificação e 65 e 85% para a desnitrificação, respectivamente. Embora com uma taxa de

remoção satisfatória, a influência negativa com a redução do nível saturado foi justificada pelo menor tempo de detenção hidráulica, maior escoamento de água dentro dos meios porosos inicialmente saturados, fragilizando a comunidade bacteriana, vindo a provocar maior liberação da biomassa.

- Dubois & Molle (2018), também verificaram a influência da altura de saturação no fundo. Com maior altura de saturação, sendo de 40 cm, os autores verificaram melhor desempenho do tratamento com baixa variação nas concentrações efluentes, mesmo com alta variação afluente. Com 22 cm de saturação, a remoção de nitrogênio total foi de 45% e com 40 cm a remoção alcançou 70%. Os autores destacam que a remoção completa não aconteceu, possivelmente correlacionada com a falta de carbono orgânico.

- Operando um sistema em condições insaturadas, Kim *et al.* (2015) obtiveram boas eficiências de remoções de SST (71%) e DQO dissolvida (70%), além da satisfatória produção de nitrato. Sob condição de saturação de fundo (30 cm) excelente remoção de SST foi observada (95%) explicado pelo efeito de sedimentação dentro da zona saturada do líquido. A taxa de remoção de nitrogênio aumentou 45%, indicando a instalação de condições anóxicas para o processo de desnitrificação.

- A promoção de maiores chances para a nitrificação com posterior desnitrificação no fundo saturado foi testada no primeiro estágio do WCV-SF operando com uma camada mais profunda do leito filtrante, sendo 100 cm de meio insaturado e 40-60 cm de fundo saturado com tubos de aeração passiva na interface entre as zonas (TROESCH *et al.*, 2014). Com esse *design*, a alta eficiência de remoção para DQO, DBO<sub>5</sub> e NT garantiu respectivamente, concentrações máximas na saída de 70, 15 e 40 mg.L<sup>-1</sup>.

- Morvannou *et al.* (2017), operando um sistema com as mesmas características construtivas detalhadas por Troesch *et al.* (2014), identificaram desempenho de remoção de 96, 97 e 92% para DQO, SST e NTK, respectivamente. Resultados melhores quando comparado com o clássico WCV-SF com 70 cm de meio insaturado (77, 83 e 59% para DQO, SST e NTK, respectivamente).

- Ao testar essa configuração, porém com diferentes alturas de material filtrante em condições saturadas, Morvannou *et al.* (2017) confirmam que, quanto maior a profundidade livre, maior é o potencial de nitrificação. De acordo com o estudo de Millot *et al.* (2016), a eficiência de remoção de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> aumentou de 62% para 81% em filtros de 40 e 100 cm de profundidade livre, respectivamente. Para essas condições, os autores destacam aumento da produção de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> e consumo de alcalinidade, confirmando o processo de nitrificação.

Contudo, Molle *et al.* (2008) destacam que a eficiência de nitrificação dos filtros verticais está mais relacionada com o tempo de retenção do  $N-NH_4^+$  no sistema, regulada pela velocidade do fluxo hidráulico do que com o aumento da profundidade do leito.

- O fundo saturado permite que as variações hidráulicas e orgânicas não afetem significativamente a remoção de sólidos, observada acima de 90% por Dong e Sun (2007) e Morvannou *et al.* (2017). Aprisionados no fundo do sistema, uma fração desses sólidos é mineralizada e outra parte acaba ocupando os espaços porosos do meio, desencadeando o entupimento dessa região. Desta forma, recomenda-se descargas na zona de fundo que devem ser recirculadas para a superfície do sistema uma vez por ano, não sendo necessário a descarga completa, já que a maior parte dos sólidos saem nos primeiros cinco minutos de drenagem, além de interferir no ambiente favorável já estabelecido pelas bactérias desnitrificantes (MORVANNOU *et al.*, 2017).

- Com o objetivo de reduzir ainda mais os requisitos de área, o uso da camada saturada e insaturada com aeração forçada pode ser uma solução. Contudo, além do ajuste do nível de saturação e insaturação, questões como definição da posição e da quantidade de tubulações de distribuição de ar, frequência e duração da aeração, influência da aeração na hidrodinâmica do sistema são parâmetros que interferem no desempenho do tratamento, e ainda foram poucos testados neste respectivo *design* (BOOG *et al.*, 2014).

### 2.7.3 Recirculação

De acordo com Platzer (1999) e Wu *et al.* (2014), o principal objetivo da recirculação do efluente é promover tempo de contato suficiente para interações dos microrganismos e os poluentes contidos na água residuária. A recirculação também permite a mistura do efluente nitrificado com a matéria orgânica rica em carbono presente no esgoto bruto a ser aplicado no sistema, promovendo a desnitrificação (SKLARZ *et al.*, 2011; DOTRO *et al.*, 2017).

A constante recirculação traz como vantagens para o WCV a diluição do esgoto bruto, reduzindo o risco de sobrecarga orgânica, o leito permanece constantemente molhado, garantindo a hidratação adequada das plantas na estação seca (SKLARZ *et al.*, 2011; LOMBARD LATUNE & MOLLE, 2017) ou em condições de oscilação da vazão afluente – típico de pequenas ETE (SKLARZ *et al.*, 2011), além de promover entrada de oxigênio

adicional por convecção, devido ao aumento da taxa de aplicação hidráulica superficial (PLATZER, 1999).

As razões de recirculação variam de 50 a 300% da vazão afluyente (MORVANNOU *et al.*, 2017). Quando maiores volumes são retornados, maiores concentrações de  $\text{N-NO}_3^-$  podem ser desnitrificadas, contudo, recircular alta taxa hidráulica compromete a capacidade de nitrificação do WCV, podendo causar um colapso na remoção do nitrogênio provocado pela diluição do afluyente (PROST-BOUCLE & MOLLE, 2012; PRIGENT *et al.*, 2013a; WU *et al.*, 2014; DOTRO *et al.*, 2017). Além disso, afeta a renovação do oxigênio e reduz o tempo de drenagem entre cada lote (PROST-BOUCLE & MOLLE, 2012; MILLOT *et al.*, 2016).

Segundo Sklarz *et al.* (2011) e Prost-Boucle & Molle (2012), essa estratégia também é interessante para reduzir os requisitos de área necessário para atingir qualidade específica de lançamento quando comparado com os dois estágios do Sistema Francês que requerem  $2 \text{ m}^2.\text{e.p.}^{-1}$ . No entanto, essa proposta operacional traz como inconveniente a necessidade de instalação de bombas, que levam ao consumo de energia elétrica e custos com operação e manutenção (STEFANAKIS & TSIHRINTZIS, 2009).

Investigando o uso da recirculação no primeiro estágio do WCV-SF com  $1,1 - 1,6 \text{ m}^2.\text{e.p.}^{-1}$ , Prost-Boucle & Molle (2012) mostraram que o desempenho em termos de remoção de SST,  $\text{DBO}_5$  e DQO foi acima de 80% para os três parâmetros, semelhante ao tradicional Sistema Francês (com dois estágios, representando  $2 \text{ m}^2.\text{e.p.}^{-1}$ ). Dentre as estratégias testadas, a taxa de recirculação de 100% mostrou ser a melhor condição para atingir baixas concentrações na saída, enquanto as concentrações afluentes variaram significativamente ao longo do dia.

A combinação do fundo saturado com recirculação foi estudada por Prigent *et al.* (2013a). De acordo com os autores, com 40 cm de fundo saturado a melhor condição reportada para remoção de nitrogênio também foi com taxa de recirculação de 100% (representando taxa hidráulica de  $0,48 \text{ m}^3.\text{m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ ). Com limitações, a taxa de recirculação de 150% foi associada a sobrecarga hidráulica além do decréscimo na concentração de oxigênio observada a 50 cm de profundidade.

O efeito da recirculação também foi testada com uma camada mais profunda e com o fundo saturado, e conforme os dados apresentados por Morvannou *et al.* (2017), com carregamentos de  $12 \text{ g NTK}.\text{m}^{-2}.\text{d}^{-1}$  aplicados em uma camada aeróbia de 100 cm de profundidade, a nitrificação alcançou 95% para taxa de recirculação de 100%. Para a mesma configuração, porém com taxa de recirculação de 300%, a nitrificação diminuiu para 77%, também com a justificativa do alto carregamento hidráulico ( $0,7 \text{ m}^3.\text{m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ ).

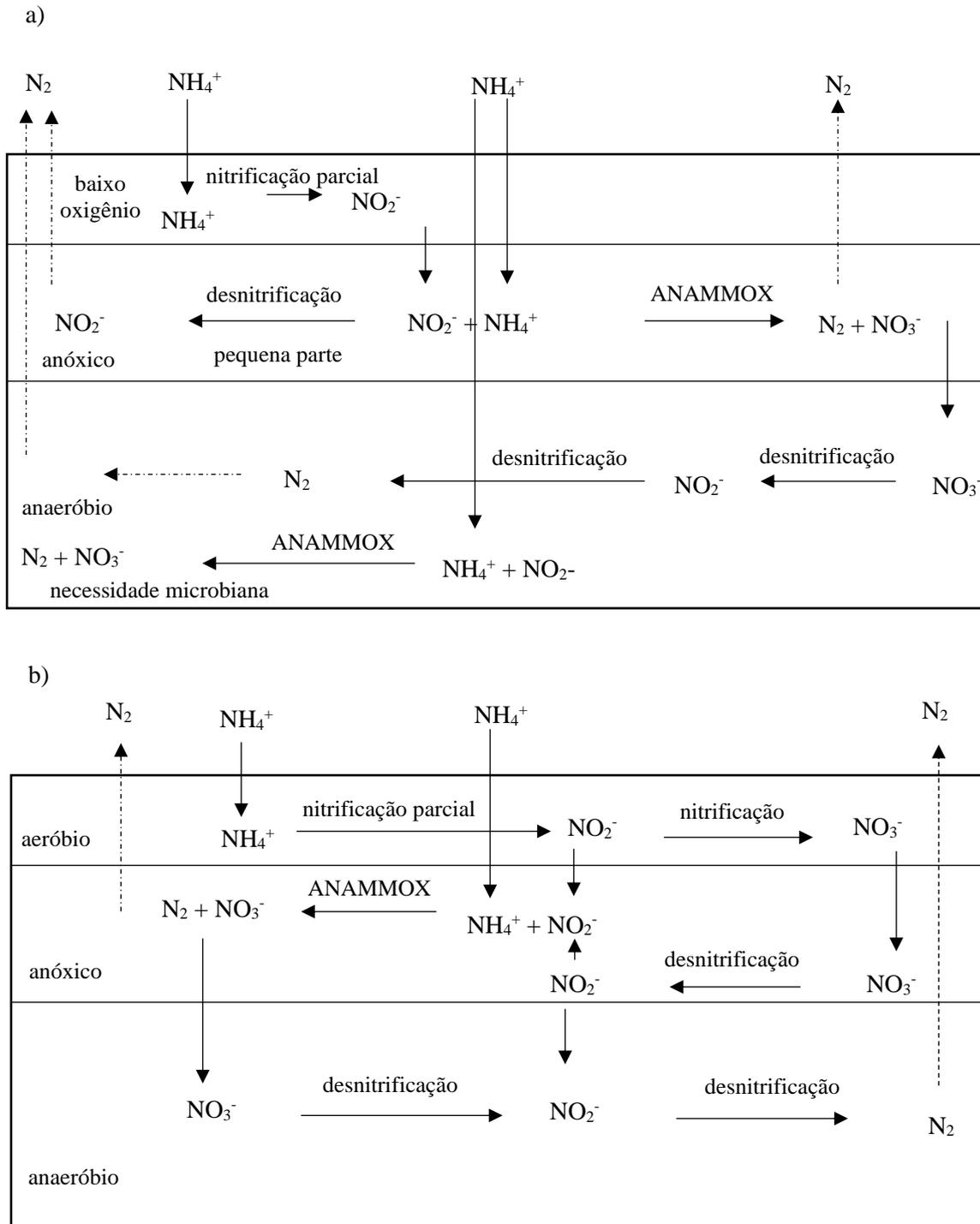
Fortemente dependente da taxa de recirculação, área superficial e da estação do ano, as condições para manutenção da concentração de  $\text{N-NH}_4^+$  abaixo de  $30 \text{ mg.L}^{-1}$  foi estimada com área de  $1,5 \text{ m}^2.\text{e.p.}^{-1}$  e taxa de recirculação de 100% (PROST-BOUCLE & MOLLE, 2012).

#### 2.7.4 Combinação com *wetland* construído horizontal

A inclusão de um WCH na sequência do tratamento pode garantir satisfatória eficiência de remoção de nitrogênio a partir do efluente nitrificado do WCV e o potencial de desnitrificação do WCH (MOLLE *et al.*, 2008; MORVANNOU, 2012).

O estudo desenvolvido por Molle *et al.* (2008) destacou que, mesmo com limitação da nitrificação na primeira etapa, a sequência com um sistema de escoamento horizontal garantiu aceitável eficiência de remoção em termos de NT (83%). Para maiores taxas de nitrificação, os autores sugerem a implantação do WCH como uma terceira etapa (após o segundo estágio do WCV-SF), porém enfatizam que essa configuração aumentaria os requisitos de área (na França, o WCH é geralmente projetado com área de  $2 \text{ m}^2.\text{e.p.}^{-1}$ ), além dos custos com manutenção e energia elétrica para o bombeamento (MORVANNOU, 2012).

Resultados da análise de remoção de nitrogênio comparando a sequência de WCV-SF + WCH com WCV-SF com fundo saturado foram discutidos por Dong & Sun (2007). Com dois arranjos propostos, a eficiência de remoção de nitrogênio foi similar em ambos os sistemas, porém duas vias de remoção foram encontradas. Segundo os autores, com um WCV-SF com fundo saturado seguido de WCH a remoção de  $\text{N-NH}_4^+$  prevaleceu sobre a remoção total de nitrogênio, indicando que a via de remoção foi nitrificação parcial e ANAMMOX. Já com o WCV-SF insaturado seguido do WCH, a via convencional de nitrificação e desnitrificação foi apontada. A Figura 2.10a apresenta os mecanismos de reação de um WCV com fundo saturado e a Figura 2.10b com fundo saturado seguido de WCH:



**Figura 2.10** - Suposições de vias de remoção de nitrogênio em (a) *Wetland* construído vertical – Sistema Francês com fundo saturado e (b) *Wetland* construído vertical – Sistema Francês com fundo saturado seguido de *wetland* construído horizontal.

**Fonte:** Dong & Sun (2007).

### 3 MATERIAL E MÉTODOS

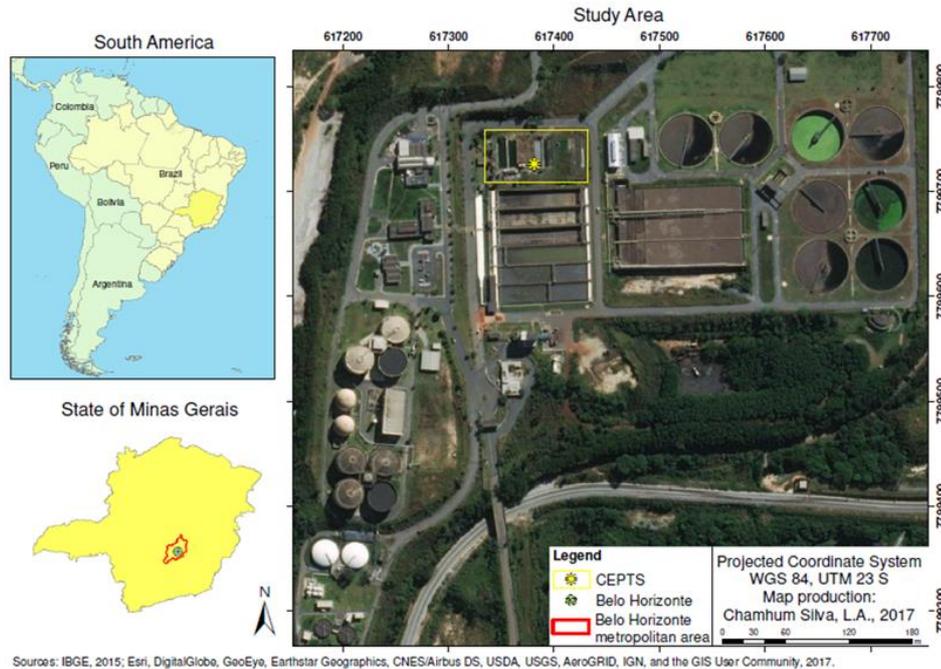
#### 3.1 Estação de tratamento de esgoto

A estação de tratamento de esgoto (ETE) avaliada está localizada na cidade de Belo Horizonte, Minas Gerais, no Centro de Pesquisa e Treinamento em Saneamento (CePTS) da Universidade Federal de Minas Gerais, dentro das dependências da ETE Arrudas, pertencente à Companhia de Saneamento de Minas Gerais (COPASA) (19°53'42" S, 43°52'42" W) (Figura 3.1). Belo Horizonte está localizado em clima subtropical úmido Cfa ou Cwa, de acordo com a classificação Köppen-Geiger, com temperatura média anual de 21,8°C, sendo fevereiro o mês mais quente (23,8°C) e julho o mês mais frio (19,1°C), e a precipitação média anual é de 1.602 mm.ano<sup>-1</sup>, sendo caracterizado por um período seco que se estende de abril a setembro e um chuvoso que vai de outubro a março (INMET, 2018). No período seco a temperatura média é de 20,2 °C e a precipitação média de 31,8 mm/mês, já durante o período chuvoso as temperaturas médias são de 23,1 °C e a precipitação média de 235,3 mm/mês.

O esgoto enviado para o CePTS passa pelo tratamento preliminar da ETE Arrudas, (gradeamento grosseiro de 15 cm, gradeamento fino de 10 mm e peneira de 6 mm). Em seguida o esgoto é encaminhado aos desarenadores, constituídos por quatro unidades dispostas em paralelo. O material retido no tratamento preliminar é colocado em caçambas e posteriormente encaminhado para aterro sanitário.

Em escala de demonstração, o sistema avaliado na presente pesquisa, um WCV-SF destina-se a tratar uma parcela de esgoto bruto preliminarmente tratado, desviado da ETE Arrudas.

O WCV-SF, construído em 2007 com início de operação em 2009, foi dimensionado para tratar águas residuárias geradas por uma população equivalente de 100 habitantes (vazão média de 13 m<sup>3</sup>.d<sup>-1</sup>). Com pequenas modificações, o primeiro estágio foi concebido de acordo com as recomendações e especificações do Instituto CEMAGREF, antigo IRSTEPA, atualmente chamado de INRAE. Com três unidades em paralelo, cada uma com área superficial de 29,4 m<sup>2</sup> (largura de 3,1 m e comprimento de 9,4 m), o sistema ocupa área de 88,2 m<sup>2</sup> (0,9 m<sup>2</sup>.e.p.<sup>-1</sup>). Na Tabela 3.1 estão resumidas as características do material filtrante utilizado nas unidades, conforme classificação da ABNT 7211 (2005).



**Figura 3.1** - Localização da ETE experimental na estação de tratamento do Ribeirão Arrudas – COPASA.

Fonte: Chamhum Silva (2017).

**Tabela 3.1** - Resumo das características do material filtrante utilizado no WCV-SF.

Camada	Profundidade	Características do material filtrante*	Análise da curva granulométrica**	CU ( $d_{60}/d_{10}$ )**
Superficial	0,40 m	Brita #0 (2,4 – 12,5 mm)	$d_{10} = 0,8$ mm $d_{60} = 7$ mm	8,75
Transição	0,15 m	Brita #1 (4,8 - 25 mm)	$d_{10} = 7$ mm $d_{60} = 19$ mm	2,71
Drenagem	0,15 m	Brita #3 (19 - 50 mm)	Não efetuado	-

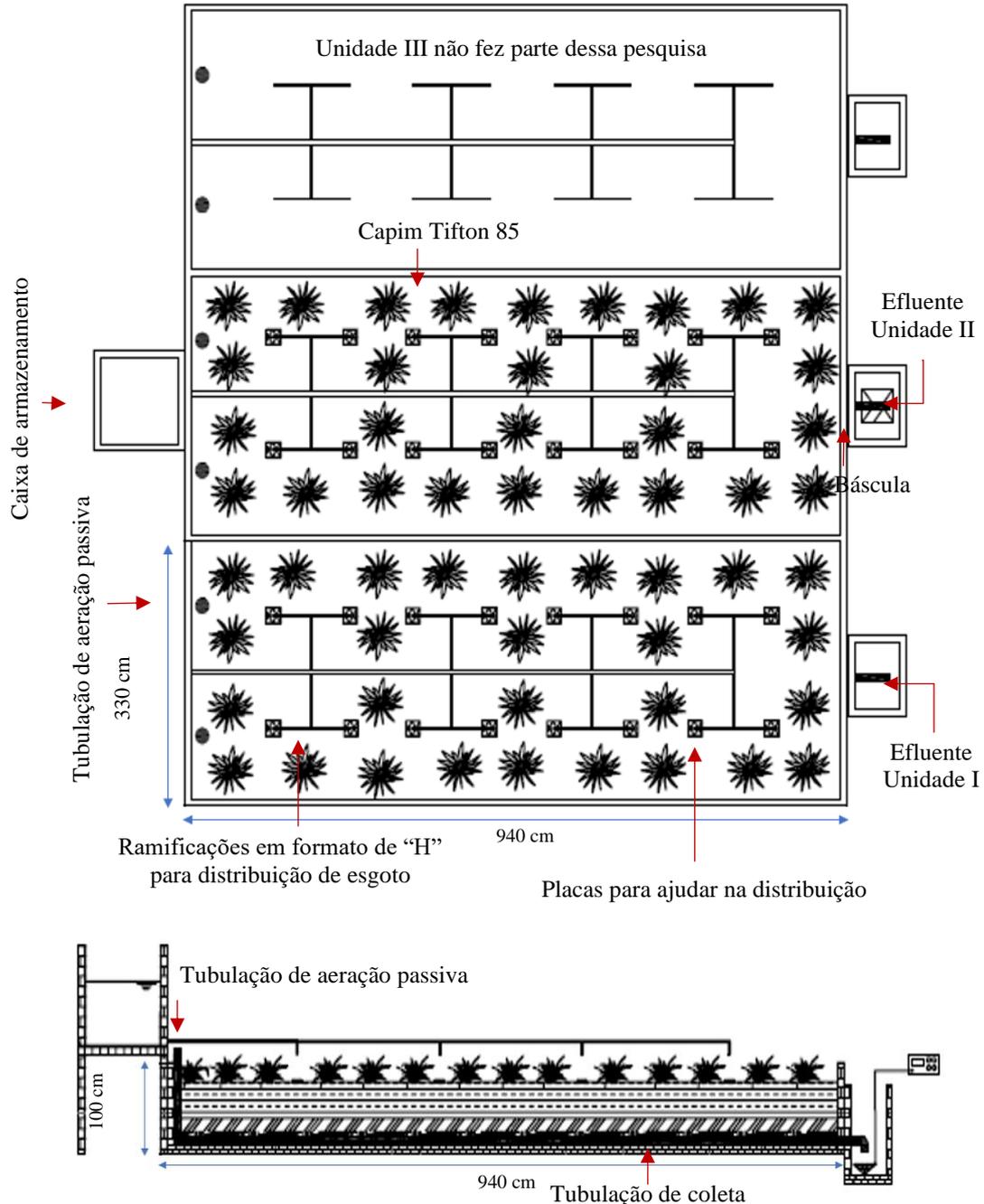
Nota: Material utilizado não correspondeu às especificações francesas.

Fonte: \*Classificação ABNT 7211 (2005); \*\*Cota (2011).

A Figura 3.2 apresenta esquematicamente o sistema em estudo, destacando a caixa de armazenamento de esgoto bruto, juntamente com os pontos em que foram realizadas as amostragens no efluente das unidades. Na presente pesquisa, apenas duas unidades (I e II) estavam em operação (representando área total de  $0,6 \text{ m}^2 \cdot \text{e} \cdot \text{p}^{-1}$ ), condição que vem sendo testada desde 2014 com o trabalho de Garcia Zumalacarregui (2018) que apresentou resultados satisfatórios em termos de remoção dos poluentes.

Em todas as unidades, o capim Tifton 85 (*Cynodon dactylon* Pers.) foi cultivado. A escolha desse capim se deu em função do seu potencial de aproveitamento destinado à alimentação animal (bovinos e equinos) com os devidos cuidados e à sua resistência à seca

(MATOS *et al.*, 2008; 2010; COTA, 2011; COELHO *et al.*, 2018). O corte da parte aérea do capim foi realizado rotineiramente em intervalos de 45 a 60 dias.



**Figura 3.2** - Wetland construído de escoamento vertical – Sistema Francês - WCV-SF.  
 a) Representação esquemática da vista em planta;  
 b) Representação esquemática da seção vertical.

O sistema de drenagem de fundo é composto por duas tubulações de 100 mm de diâmetro dispostas em paralelo, espaçadas (um metro) e conectadas para uma única saída. Ambas são perfuradas com orifícios de 10 mm a cada 12 cm. Na tubulação de drenagem foram

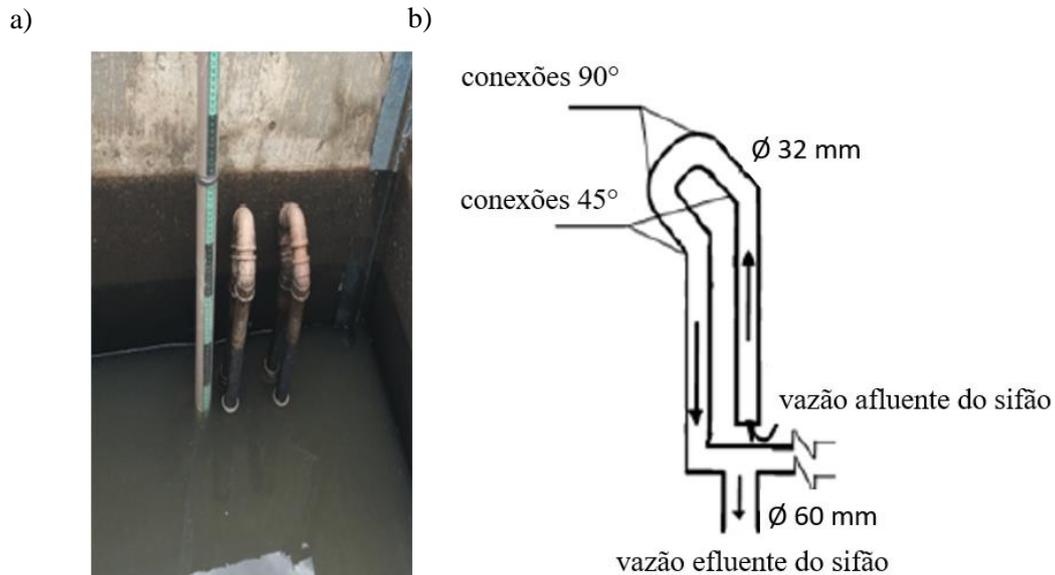
conectados tubos de ventilação, um para cada linha de drenagem. Maiores detalhes construtivos, podem ser encontrados no trabalho de Cota (2011). A Figura 3.3 mostra uma foto aérea do sistema estudado.



**Figura 3.3** - Registro aéreo da estação de tratamento de efluentes experimental localizada na ETE Arrudas.

**Fonte:** Salim (2017).

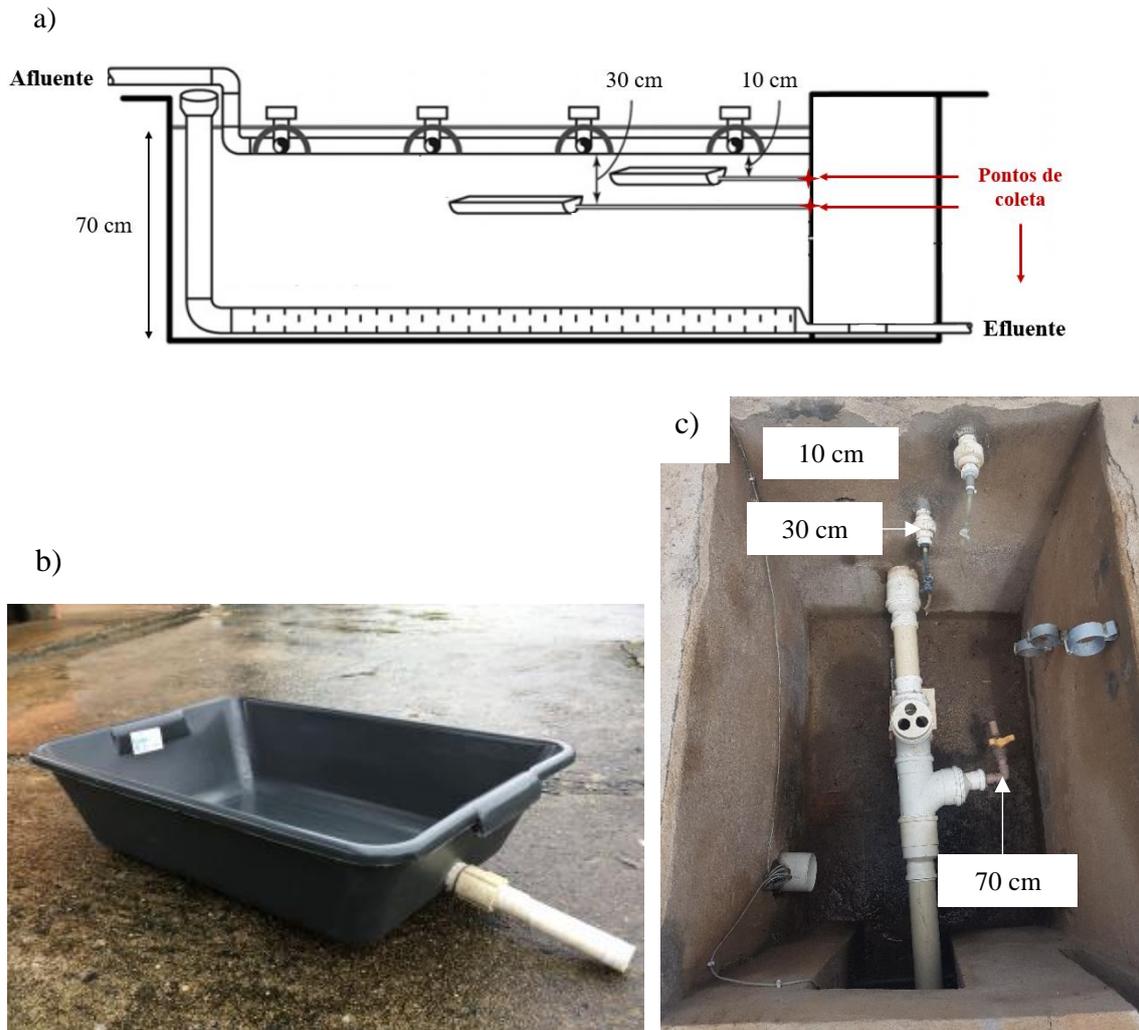
O dispositivo de descarga do esgoto armazenado no tanque de acúmulo é constituído por um sifão de dosagem U, construído com tubos de PVC e conexões de diâmetro nominal de 32 mm (Figura 3.4). A tubulação de distribuição de esgoto está posicionada a 25 cm acima da superfície do sistema, apoiada em tubos de PVC. A distribuição ocorre por meio de uma linha principal (60 mm) que distribui em quatro ramificações em formato de “H” com diâmetro de 32 mm. O esgoto bruto chega até a superfície do sistema por meio de 16 pontos de distribuição, cada um com diâmetro de 25 mm, representando densidade de 1,8 pontos.m<sup>-2</sup>. Placas de ardósia (40 x 40 cm) foram posicionadas abaixo de cada ponto de distribuição.



**Figura 3.4** - a) Interior da caixa de armazenamento de esgoto bruto com o sifão em U com dois braços (esquerda); b) croqui do sifão (direita).

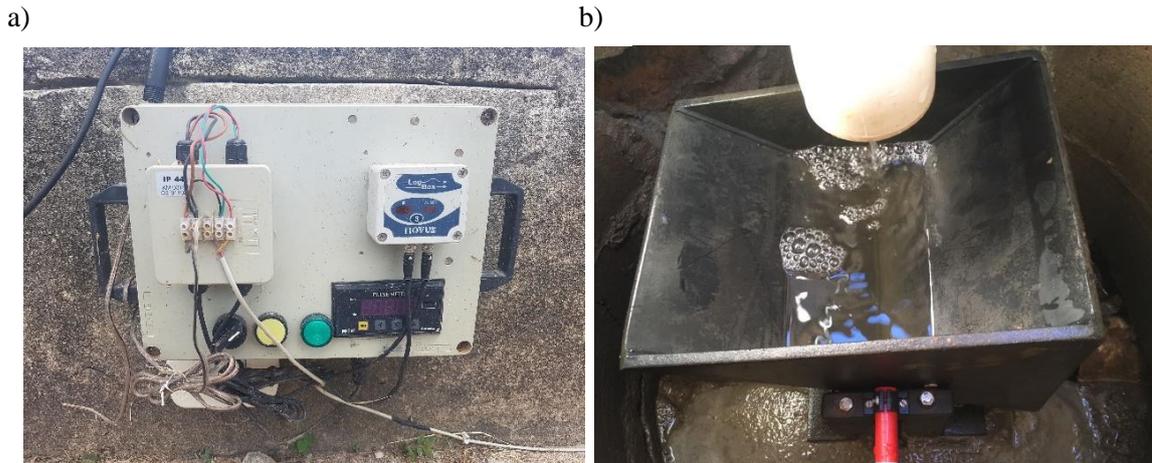
**Fonte:** Moraes, (2019).

Na área da última ramificação das tubulações de alimentação, bandejas de plástico (dimensão de 40 cm de comprimento x 30 cm de largura) foram instaladas no interior das unidades, conforme representado pela Figura 3.5. Preenchidas com material filtrante da respectiva camada filtrante, as bandejas foram conectadas com tubos flexíveis de polipropileno (diâmetro de 32 mm) para permitir a passagem do efluente nas diferentes alturas para o exterior das unidades, permitindo a coleta de alíquotas, conforme detalhado na Figura 3.5a, b.



**Figura 3.5** - a) Croqui do perfil do sistema com as bandejas coletoras instaladas em diferentes profundidades. b) Bandeja de plástico adaptada para ser instalada no interior das unidades. c) Pontos de amostragem ao longo do perfil vertical (10, 30 e 70 cm) das unidades.  
**Fonte:** adaptado de Nivala *et al.* (2013) e García Zumalagarregui (2018).

Um sistema de automação, utilizando um registrador eletrônico de sinais analógicos da marca Novus, foi instalado na saída da tubulação da unidade II. Este dispositivo permite contar e armazenar os dados de quantas vezes a balsa (com volume graduado) posicionada abaixo da tubulação de saída alterna o lado à medida que o volume definido é preenchido ao longo do tempo. Com o número de vezes e volume já conhecido (2,65 L), tem-se a variação da vazão ao longo do tempo. A Figura 3.6a apresenta o *datalogger* e a Figura 3.6b a balsa produzida em prolipileno.



**Figura 3.6** - a) Sistema de aquisição de dados (Registrador eletrônico de sinais analógicos – Log Box – AA 64K IP67). b) Báscula – medidor da vazão instalado abaixo da tubulação de saída do efluente na Unidade II.

### 3.2 Condições operacionais

Ao longo do período de estudo, foram desenvolvidas estratégias de trabalho, divididas em três etapas. A Tabela 3.2 apresenta resumidamente as diferenças operacionais propostas para cada etapa.

- Etapa 1. De fevereiro de 2017 a dezembro de 2018 (22 meses) as duas unidades operaram com o meio filtrante insaturado. Essa configuração está apresentada na Figura 3.7a. O esgoto aplicado na superfície percolava pelo meio filtrante até o fundo do sistema, onde então era drenado. O líquido entrava e saía da mesma unidade.
- Etapa 2. De janeiro a novembro de 2019 (11 meses) o sistema operou com fundo saturado e interligado entre as duas unidades. Nessa condição, o esgoto aplicado na superfície de uma das unidades percolava pela camada filtrante e, por meio de uma conexão que interligada as duas unidades pelo fundo, o efluente era conduzido para a outra unidade. Para que isso fosse possível, a tubulação de saída da unidade que recebia a alimentação permanecia fechada (ver detalhes Figura 3.7b). Ambas as unidades possuíam fundo saturado proporcionado pela elevação do nível da tubulação de saída. Com 20 cm de fundo saturado, o tempo de detenção hidráulica teórico na zona saturada foi calculado com base na área superficial ( $58,8 \text{ m}^2$ ), porosidade do material filtrante (40%) e vazão diária aplicada ( $13 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ ). Assim, teoricamente, o líquido permaneceria 0,36 dias ou 8,9 horas dentro do reator. O objetivo dessa configuração foi promover aumento do TDH sem que fosse preciso aumentar a altura da camada filtrante (em condições insaturadas ou saturadas). Vale salientar que o aumento do TDH foi

proporcionado utilizando-se o volume de reator apenas da camada inferior saturada de ambas as unidades (isto é, 20 cm), sendo que a camada insaturada da unidade não alimentada permanecia em repouso (ou seja, os primeiros 50 cm do filtro).

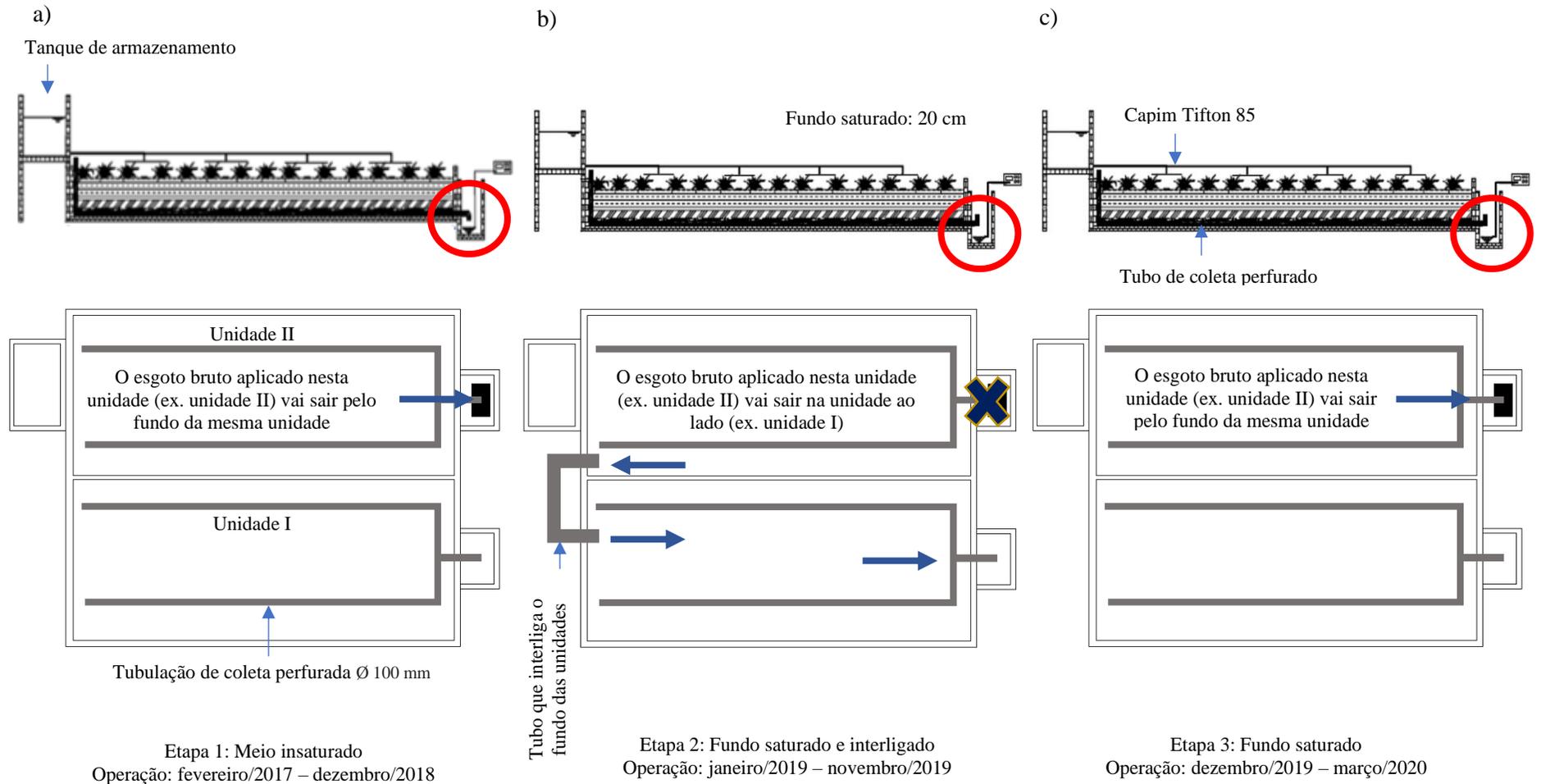
- Etapa 3. De dezembro de 2019 a março de 2020 (4 meses) o fundo permaneceu saturado em 20 cm, porém sem a interligação do fundo entre as unidades (Figura 3.7c). A tubulação que permitia a passagem do líquido pelo fundo das unidades adaptada para a etapa 2, foi retirada. Nessa condição, o esgoto aplicado na superfície escoava pela mesma unidade. O TDH teórico dessa etapa foi com base na área superficial de apenas uma unidade (29,4 m<sup>2</sup>), garantindo 0,18 dias ou 4,3 horas.

A Equação 3.1 foi utilizada para calcular o tempo de detenção hidráulica teórico do líquido na etapa 2 e 3. A Figura 3.7a, b e c apresenta esquematicamente as diferentes configurações desenvolvidas nas etapas: 1 (meio insaturado), 2 (fundo saturado e interligado) e 3 (fundo saturado), respectivamente.

**Tabela 3.2** - Condições operacionais proposta para cada etapa operacional.

Parâmetro	Etapa 1 (meio insaturado)	Etapa 2 (fundo saturado e interligado)	Etapa 3 (fundo saturado)
Período de monitoramento	02/2017-12/2018	01/2019-11/2020	12/2019-03/2020
Tempo de operação (meses)	22	11	4
Unidades em operação	2	2	2
Unidades com fundo saturado	0	2	2
Área total per capita (m <sup>2</sup> .e.p. <sup>-1</sup> )	0,6	0,6	0,6
Ciclo de alimentação (dias)	7	7	7
Ciclo de repouso (dias)	7	7	7
Altura do fundo saturado (cm)	0	20	20
Volume de cada pulso (L)	530	530	530
Duração de cada pulso (min)	5,5	5,5	5,5
Frequência de pulsos (pulsos.d <sup>-1</sup> )	24	24	24
Intervalo entre os pulsos (h)	1	1	1
Vazão diária (m <sup>3</sup> .d <sup>-1</sup> )	13	13	13
Tempo de detenção hidráulica teórico no fundo saturado (d)	-	0,36	0,18
Tempo de detenção hidráulica teórico no fundo saturado (h)	-	8,64	4,32
TAH média na unidade em alimentação (m <sup>3</sup> .m <sup>-2</sup> .d <sup>-1</sup> )	0,43	0,43	0,43
TAH instantânea (L.m <sup>-2</sup> .min <sup>-1</sup> )	3,28	3,28	3,28
Altura da lâmina de água formada sobre o leito em cada pulso (cm)	1,8	1,8	1,8

TAH: taxa de aplicação hidráulica



**Figura 3.7** - Primeiro estágio do *wetland* construído vertical - Sistema Francês estudado. Representação esquemática do sistema em condições com o: a) meio insaturado; b) fundo saturado e interligado; c) fundo saturado. Unidade I (com lodo acumulado na superfície) e Unidade II (com lodo previamente removido).

$$TDH_{teórico} = \frac{A \cdot V \cdot \eta}{Q} \quad \text{Eq. 3.1}$$

Em que:

$TDH_{teórico}$  = tempo de permanência do líquido (d)

$A$  = área superficial ( $m^2$ )

$V$  = volume saturado do leito (m)

$\eta$  = porosidade (adotado 40%)

$Q$  = vazão ( $m^3 \cdot d^{-1}$ )

**Etapa 2:**

$$\begin{aligned} (29,4 \text{ m}^2 \times 2) \times 0,20 \text{ m} \times 0,4 &= 4,70 \text{ m}^3 \\ \frac{4,70 \text{ m}^3}{13 \frac{\text{m}^3}{\text{d}}} &= 0,36 \text{ d ou } 8,68 \text{ h} \end{aligned}$$

**Etapa 3:**

$$\begin{aligned} 29,4 \text{ m}^2 \times 0,20 \text{ m} \times 0,4 &= 2,35 \text{ m}^3 \\ \frac{2,35 \text{ m}^3}{13 \frac{\text{m}^3}{\text{d}}} &= 0,18 \text{ d ou } 4,34 \text{ h} \end{aligned}$$

### 3.3 Planejamento geral dos experimentos e estruturação da tese

A presente pesquisa de doutorado foi conduzida por uma série de experimentos a partir dos quais os resultados foram produzidos pela avaliação dos dados coletados de origem primária. Os experimentos foram realizados em sequência temporal durante os quatro anos de pesquisa e estão apresentados no fluxograma da Figura 3.8.

Cada experimento foi conduzido com objetivos específicos pré-determinados, apresentados no capítulo 1. Neste mesmo capítulo, apresenta-se a introdução, juntamente com a justificativa do presente trabalho. O capítulo 2 refere-se à revisão bibliográfica.

Detalhes das características construtivas e operacionais do sistema estudado foram abordados no subitem 3.11 (Características construtivas do *wetland* construído vertical - Sistema Francês) do capítulo 3, destinado aos Materiais e Métodos. O mesmo será utilizado como base e indicação na descrição do sistema nos subitens do capítulo 4, referente aos resultados, os quais foram agrupados em um conjunto de artigos científicos (publicados e em elaboração) traduzidos e adaptados para português nesta tese, e divididos em quatro seções:

**4.1 Artigo publicado:** TREIN, C. M., GARCÍA ZUMALACARREGUI, J. A., MORAES, M. A. A. & VON SPERLING, M., Reduction of area and influence of the deposit layer in the first stage of a full-scale French system of vertical flow constructed wetlands in a tropical area. *Water Science & Technology*, n. 80.2, v. 10, p. 347-356, 2019.

**4.2 Artigo publicado:** TREIN, C. M., BANC, C., MACIEJEWSKI, K., MOTTA, A. M., GOURDON, R., MOLLE, P., GAUTIER, M. & VON SPERLING, M. French vertical flow treatment wetlands in a subtropical climate: Characterization of the organic deposit layer and comparison with systems in France. *Science of Total Environmental*, n. 742, 140608, 2020.

**4.3 Artigo publicado:** TREIN, C. M., GARCÍA ZUMALACARREGUI, J. A., MORAES, M. A. A. & VON SPERLING, M., Performance of a French system of vertical flow wetlands (first stage) operating with an extended feeding cycle. *Water Science Technology*, v. 80, n. 8, p. 1443-1455, 2019.

**4.4 Artigo em construção:** TREIN, C. M., GOMES, I. T., CAMPOS MAIA, T. F. B. de., FREITAS, N. J., MORAES, M. A. A., GARCÍA ZUMALACARREGUI, J. A., PASSOS, R. G., FERREIRA, V. V. M. & VON SPERLING, M., Different configurations of the first stage of a vertical constructed wetland - French system with unsaturated and partially saturated medium.

Por se tratar do mesmo sistema, todos os experimentos e resultados estão conectados pelo tema e questão geral da tese, ocorrendo repetições de dados e informações entre os trabalhos. Os resultados da avaliação físico-química do afluente e efluente no terceiro dia de alimentação da configuração apresentada na etapa 1 foram apresentados nos itens 4.1 (com 15 meses de monitoramento), 4.3 e 4.4 (com 22 meses de monitoramento). O enfoque da discussão do trabalho apresentado no item 4.1 está na influência da altura do acúmulo de lodo na camada superficial. Este tópico também foi abordado no item 4.3, mas com a diferença de também comparar os dados da caracterização ao longo dos sete dias de alimentação. O trabalho do item 4.4 compara todas as etapas. No item 4.2, além da caracterização do lodo removido durante a configuração da etapa 2, o item 4.2.4.1 apresenta um detalhamento das diferenças entre as cargas hidráulicas e orgânicas, bem como o número de unidades adotado, e compara com a proposta apresentada pelos franceses. Esta discussão vale para todas as etapas do presente trabalho. O material apresentado em cada documento publicado no item 4 foi o mesmo do material original, que foi escrito em inglês.

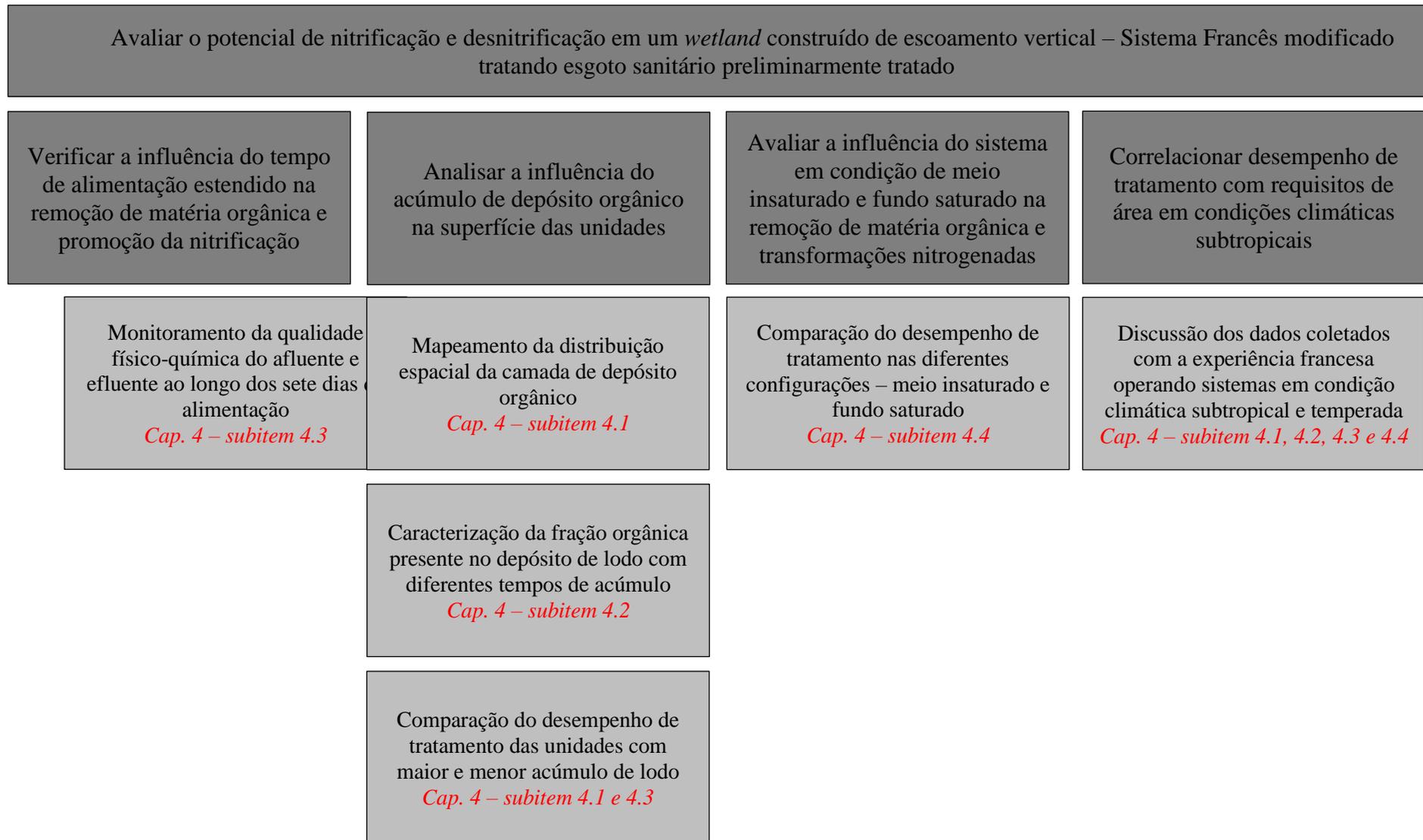
Por fim, o capítulo 5 destina-se às conclusões gerais e o capítulo 6 às recomendações para trabalhos futuros. As peculiaridades metodológicas de cada trabalho foram apresentadas no item de apêndices:

Apêndice 1: Detalhes da medição das alturas do depósito de lodo na superfície das unidades.

Apêndice 2: Detalhes da adaptação da tubulação de interligação no fundo das unidades I e II.

Apêndice 3: Detalhamento das etapas do uso do traçador radioativo  $^{99m}\text{Tc}$ .

A Figura 3.8 apresenta resumidamente os diferentes procedimentos para atender os objetivos definidos na presente pesquisa.



**Figura 3.8** – Fluxograma geral dos experimentos e principais procedimentos durante o período de estudo. (Legenda de cores: em cinza escuro – objetivos traçados; em cinza claro – experimento/trabalho prático).

## 4 RESULTADOS

### 4.1 Influência da camada de depósito no desempenho do primeiro estágio de um wetland construído vertical – Sistema Francês operando com área reduzida

---

**Artigo publicado:** TREIN, C. M., GARCÍA ZUMALACARREGUI, J. A., MORAES, M. A. A. & VON SPERLING, M., Reduction of area and influence of the deposit layer in the first stage of a full-scale French system of vertical flow constructed wetlands in a tropical area. *Water Science & Technology*, n. 80.2, v. 10, p. 347-356, 2019.

---

#### 4.1.1 Resumo

A utilização do *wetland* construído vertical - Sistema Francês para o tratamento de esgoto bruto continua aumentando, mas ainda há limitadas informações consolidadas sobre seu uso a longo prazo em países de clima mais quente que o europeu. Sob essas condições, há indicações de que os requisitos de área podem diminuir, mantendo um desempenho satisfatório. No entanto, variações no modo operacional e sobre o papel da camada de depósito orgânico na superfície sob condições climáticas subtropicais foram pouco investigadas. O objetivo deste trabalho foi avaliar o desempenho de um sistema composto apenas pelo primeiro estágio do Sistema Francês, com uma redução de 1/3 da área (utilizando apenas duas unidades em paralelo, em vez de três) em termos de remoção de matéria orgânica e conversão de nitrogênio, com uma unidade contendo uma camada de depósito de lodo acumulada em nove anos de operação e a outra unidade sem a camada de lodo. O sistema foi originalmente projetado de acordo com as recomendações do Instituto CEMAGREF / IRSTEA / INRAE para o primeiro estágio tratando esgoto bruto gerado por uma população equivalente de 100 habitantes. No entanto, mais tarde foi alterado e operado com apenas duas unidades, usando apenas 0,6 m<sup>2</sup>.e.p.<sup>-1</sup>. Os períodos de alimentação e repouso foram de sete dias cada. Para avaliar a influência da camada de depósito orgânico, o lodo foi removido em uma das unidades e o desempenho foi comparado pelo teste U de *Mann-Whitney*. O banco de dados compreendeu os valores de desempenho do *wetland* em termos de oxigênio dissolvido (OD), potencial redox (Eh), demanda química de oxigênio (DQO), demanda bioquímica de oxigênio (DBO<sub>5</sub>), sólidos suspensos totais (SST), nitrogênio total *Kjeldahl* (NTK), nitrogênio amoniacal (N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) e nitrogênio nitrato (N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>), cobrindo um período de monitoramento de 15 meses. Embora houvesse algumas variações entre as duas unidades, as concentrações dos principais poluentes no efluente não foram significativamente diferentes e as eficiências de remoção baseadas em valores medianos foram consideradas boas, dada a área reduzida do sistema: DBO<sub>5</sub> (80 e 79%), SST (85 e 82%), NTK (60 e 63%) para as unidades com depósito de lodo e com o lodo previamente removido, respectivamente. As concentrações de OD no efluente foram significativamente menores na unidade com mais lodo na

camada superior, mas ainda suficientemente alta nas duas unidades. Nas condições climáticas brasileiras, com a área reduzida e empregando ciclos de alimentação mais longo (sete dias), a taxa de acúmulo de lodo (menos que  $1 \text{ cm.ano}^{-1}$ ) foi menor em comparação com os valores médios franceses.

**Palavras-chave:** Acúmulo de depósito orgânico; Esgoto bruto; Tratamento de esgoto.

#### 4.1.2 Introdução

A configuração de *wetland* construído vertical - Sistema Francês (WCV-SF) elimina a necessidade de pré-tratamento (por exemplo, fossas sépticas) e é composta de dois estágios em série. Nas regiões onde os padrões de descarga de efluentes não são rigorosos, apenas o primeiro estágio pode ser suficiente. Com apenas o primeiro estágio, composto por três unidades em paralelo (representando área de  $1,2 \text{ m}^2.\text{e.p.}^{-1}$ ), a remoção de sólidos em suspensão e matéria orgânica pode ser satisfatória, como indicado pelo amplo levantamento realizado por Morvannou *et al.* (2015) em sistemas operados na França, com valores médios de eficiência de remoção de 83% e 77% para SST e DQO, respectivamente. Isso pode ser alcançado com cargas superficiais de aproximadamente  $300 \text{ g de DQO.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$  e  $150 \text{ g de SST.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ , conforme recomendado por Molle *et al.* (2005). Espera-se que a nitrificação seja em torno de 50% para cargas que variam de  $25 \text{ a } 30 \text{ g NTK.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$  (MOLLE *et al.*, 2005).

Sob condições climáticas tropicais, Molle *et al.* (2015) destacam a possibilidade de reduzir a área ( $0,9 \text{ m}^2.\text{e.p.}^{-1}$ ) e aumentar a altura da camada filtrante (para 80 cm) nas unidades do primeiro estágio do SF, mantendo bons desempenhos de remoção de matéria orgânica (91% para DQO,  $\text{DBO}_5$  e SST) e NTK (90%). A possibilidade de trabalhar com apenas duas unidades foi investigada por Manjate *et al.* (2015) e endossada por um guia francês para aplicações nas regiões tropicais (LOMBARD LATUNE & MOLLE, 2017). O processo de nitrificação no WCV é fortemente dependente da área superficial, condições operacionais e estação climática do ano (BOLLER *et al.*, 1993; MOLLE *et al.*, 2006; TORRENS *et al.*, 2009; PROST-BOUCLE & MOLLE, 2012; MOLLE, 2014; MOLLE *et al.*, 2015; MILLOT *et al.*, 2016; NAKAMURA *et al.*, 2017). Ocorre principalmente depois que o  $\text{N-NH}_4^+$  é adsorvido nas camadas de biofilme e matéria orgânica durante o período de alimentação, sendo então transformado em  $\text{N-NO}_3^-$  no período de repouso, liberado em altas concentrações no próximo pulso/ciclo, conforme relatado por Boutin *et al.* (1997), Molle *et al.* (2006), Morvannou (2012) e Paing *et al.* (2015). A nitrificação está associada à operação e estrutura física do sistema e é influenciada pela rápida

passagem do esgoto pelo material filtrante, com tempo de detenção hidráulica limitado para permitir o contato com as bactérias responsáveis pela oxidação do  $\text{N-NH}_4^+$  (KANTAWANICHKUL *et al.*, 2009). A fim de aumentar a retenção de compostos dissolvidos, a adsorção desempenha um papel muito importante. Um componente do modelo francês que melhora a eficiência do tratamento em termos de adsorção de nitrogênio amoniacal, tempo de percolação e distribuição de líquidos, é a formação da camada de depósito de lodo na superfície das unidades (MOLLE *et al.*, 2005; 2006; MOLLE, 2014). A capacidade de adsorção é proporcional ao conteúdo de matéria orgânica na camada de lodo (MOLLE, 2014), e a taxa de acúmulo é cerca de  $1,5 \text{ cm.ano}^{-1}$  a  $3,0 \text{ cm.ano}^{-1}$  para as condições climáticas francesas (MOLLE *et al.*, 2005; MOLLE, 2014; MOLLE *et al.*, 2015; DOTRO *et al.*, 2017).

Além da capacidade de adsorção, essa camada de lodo exerce papel de efeito “esponja” (CHAZARENC & MERLIN, 2005) que permite a liberação de água durante o período de repouso (PRIGENT *et al.*, 2013) e mantêm a comunidade microbiana ativa durante esse período (MOLLE *et al.*, 2015). No entanto, com o passar dos anos de operação, a altura dessa camada reduz a renovação do oxigênio (por convecção e difusão), dificulta a infiltração devido ao maior acúmulo de líquido na superfície (quanto maior a altura, maior o volume de água imobilizada) e traz uma diminuição na taxa de mineralização do material orgânico (MOLLE *et al.*, 2006; MOLLE, 2014).

Embora a configuração francesa tenha sido extensivamente investigada nas últimas décadas, observa-se uma escassez de estudos mostrando a influência da altura da camada de lodo na remoção de matéria orgânica e na promoção da nitrificação, especialmente em condições de clima quente. As adaptações construtivas e operacionais do WCV-SF implementadas em condições diferentes das europeias são pouco relatadas. Portanto, o objetivo deste trabalho foi obter um melhor entendimento da influência da camada de depósito de lodo na remoção de matéria orgânica e na transformação de nitrogênio em WCV-SF operando com área superficial reduzida (apenas o primeiro estágio com duas unidades em operação), nas condições climáticas brasileiras.

#### 4.1.3 Material e métodos

##### 4.1.3.1 Descrição do local

Ver item 3.1.1.

Desde o início da operação, as unidades acumulavam lodo na superfície do sistema. Com o objetivo de avaliar a influência dessa camada, em fevereiro de 2017, o lodo depositado na superfície da unidade II foi removido. A partir de então, foi realizado o monitoramento da altura do lodo, com medições em intervalos de aproximadamente seis meses (abril de 2017, outubro de 2017 e maio de 2018). A primeira caracterização foi realizada em 15 pontos fixos (a cada 2 m<sup>2</sup>). Para as demais campanhas, foram adicionados novos 16 pontos próximos às paredes do sistema, totalizando 31 pontos de medição, cobrindo com mais detalhes a altura do depósito (a cada 0,9 m<sup>2</sup>). As alturas do lodo foram interpoladas em toda a superfície da unidade usando o software *Surfer 12*, ponderando a distância inversa entre os pontos.

As amostras do afluente e efluente foram monitoradas durante 15 meses (de fevereiro de 2017 a maio de 2018) e analisadas quanto ao potencial hidrogeniônico (pH), temperatura, oxigênio dissolvido (OD), potencial redox (Eh), demanda química de oxigênio (DQO), demanda bioquímica de oxigênio - 5 dias (DBO<sub>5</sub>), sólidos suspensos totais (SST), nitrogênio total *Kjeldahl* (NTK), nitrogênio amoniacal (N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>), nitrogênio nitrito (N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>) e nitrogênio nitrato (N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>), seguindo as recomendações do *Standard Methods* (AWWA/APHA/WEF, 2012). As amostras foram coletadas no terceiro dia do ciclo de alimentação, que era de sete dias. Para avaliar a influência da camada de lodo, os resultados dos parâmetros físico-químicos nos efluentes das duas unidades foram comparados pelo teste de U de *Mann-Whitney*, com nível de confiabilidade de 95% ( $p = 0,05$ ), pelo *software Statistica 10.0*.

#### 4.1.4 Resultados e discussão

##### 4.1.4.1 Desempenho do tratamento

As principais características (número de amostras, medianas das concentrações do afluente e efluente, coeficiente de variação e eficiência de remoção) dos parâmetros analisados durante o período de monitoramento estão resumidas na Tabela 4.1 e na Figura 4.1, interpretadas nas seções subsequentes.

**Tabela 4.1** - Caracterização do afluente e efluente do WCV-SF durante o período de estudo (fevereiro de 2017 a maio de 2018), abrangendo a Unidade I (com lodo acumulado na superfície) e a Unidade II (com lodo previamente removido).

Unidade	Parâmetro	Afluente (esgoto bruto)			Efluente			Eficiência de remoção (%)
		n	Mediana	CV	n	Mediana	CV	
Unidade I (com lodo acumulado na superfície)	pH	21	7,38	0,05	21	7,05	0,32	-
	Temperatura (°C)	18	25,4	0,06	18	26,0	0,30	-
	OD (mg.L <sup>-1</sup> )	21	0,56	0,67	21	3,41	0,39	-
	Eh (mV)	11	72	0,86	11	241	0,25	-
	DQO (mg.L <sup>-1</sup> )	18	467	0,52	18	129	0,39	72
	DBO <sub>5</sub> (mg.L <sup>-1</sup> )	17	286	0,34	17	57	0,61	80
	SST (mg.L <sup>-1</sup> )	15	415	0,91	15	64	1,48	85
	NTK (mg.L <sup>-1</sup> )	22	42	0,24	22	17	0,66	60
	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	22	31	0,24	22	14	0,63	55
	N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	21	0,04	0,48	21	0,14	3,77	-
	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	-	-	-	17	15	1,12	-
Unidade II (com lodo previamente removido)	pH	18	7,36	0,06	18	7,01	0,03	-
	Temperatura (°C)	18	25,3	0,05	18	25,9	0,34	-
	OD (mg.L <sup>-1</sup> )	18	0,43	1,09	18	4,40	0,22	-
	Eh (mV)	12	56	0,56	12	260	0,25	-
	DQO (mg.L <sup>-1</sup> )	25	397	0,49	25	157	0,29	60
	DBO <sub>5</sub> (mg.L <sup>-1</sup> )	12	275	0,35	12	57	0,27	79
	SST (mg.L <sup>-1</sup> )	12	352	0,57	12	62	0,89	82
	NTK (mg.L <sup>-1</sup> )	18	46	0,40	18	17	0,44	63
	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	18	33	0,55	18	15	0,35	54
	N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	15	0,03	0,36	15	0,16	1,48	-
	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	-	-	-	16	14	1,18	-
<i>p-value</i> (comparando unidade I x unidade II)			<i>p-value</i> para concentrações afluentes			<i>p-value</i> para concentrações efluentes		
		OD (mg.L <sup>-1</sup> )		0,64			0,006 (*)	
		Eh (mV)		0,87			0,25	
		DQO (mg.L <sup>-1</sup> )		0,47			0,17	
		DBO <sub>5</sub> (mg.L <sup>-1</sup> )		0,85			0,81	
		SST (mg.L <sup>-1</sup> )		0,90			0,98	
		NTK (mg.L <sup>-1</sup> )		0,27			0,74	
	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )		0,15			0,80		
	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )		-			0,62		

Eh: Eletrodo padrão de hidrogênio

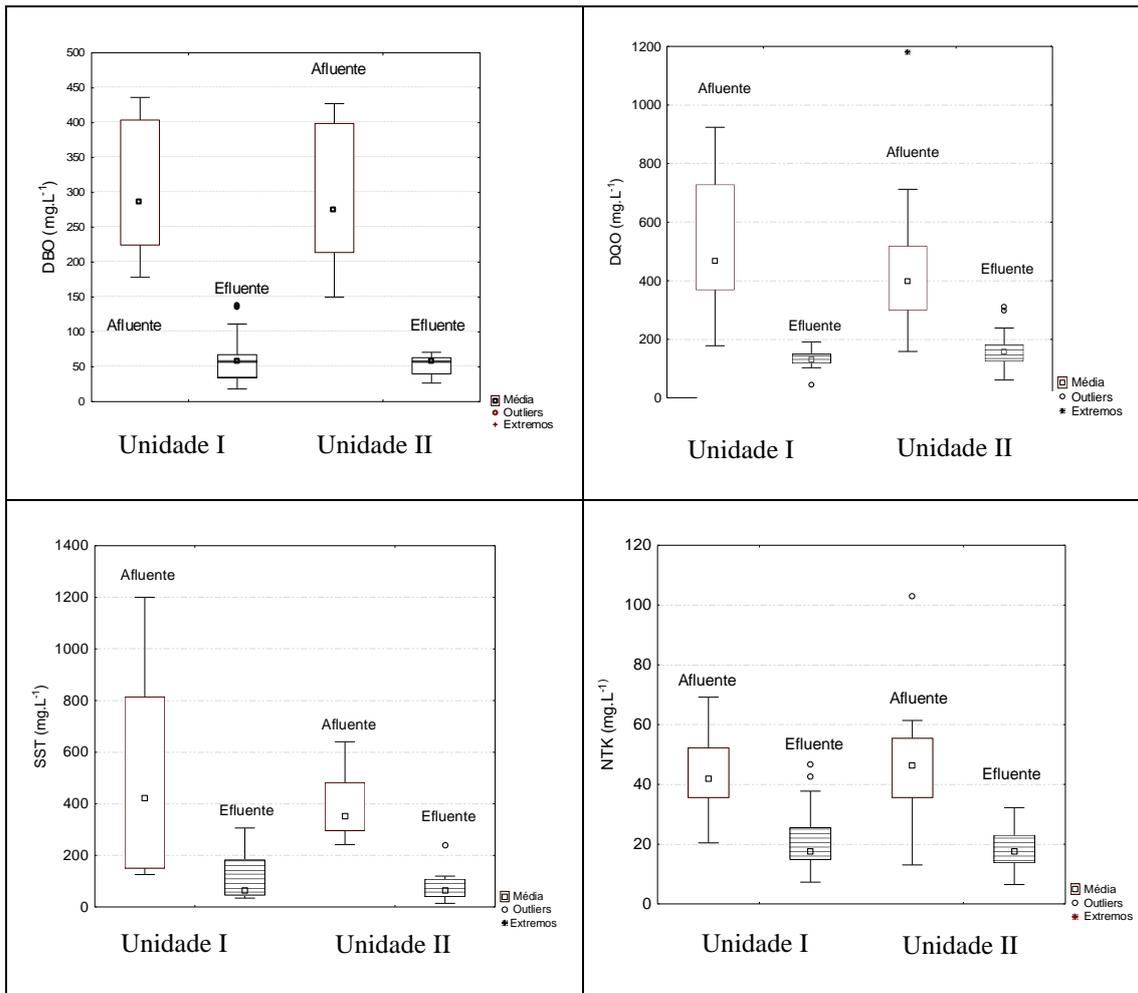
n: número de amostras

Coefficiente de variação (CV) = desvio padrão ÷ média

Eficiência de remoção (%) =  $100 \times (\text{mediana afluente} - \text{mediana efluente}) \div \text{mediana afluente}$

(\*) Diferença significativa ( $p < 0,05$ ) pelo teste U de *Mann-Whitney*

As coletas no afluente das unidades I e II foram realizadas em dias diferentes



**Figura 4.1** - Gráfico tipo *boxplot* das concentrações afluente e efluente.

Canto superior esquerdo: DBO<sub>5</sub>; Canto superior direito: DQO;

Embaixo à esquerda: SST; Embaixo à direita: NTK.

Unidade I (com lodo acumulado na superfície) e Unidade II (com lodo previamente removido).

#### 4.1.4.2 Matéria orgânica e sólidos suspensos totais

A remoção de DQO, DBO<sub>5</sub> e SST no primeiro estágio do Sistema Francês, compreendendo apenas duas unidades, mostrou eficiências de remoção relativamente boas, 72 e 60% para DQO, 80 e 79% para DBO<sub>5</sub> e 85 e 82% para SST, para as unidades I (com lodo acumulado na superfície) e II (com lodo previamente removido), respectivamente. No entanto, são menores quando comparados aos relatados para o conceito tradicional de três unidades paralelas no primeiro estágio, conforme encontrado nas pesquisas realizadas por Molle *et al.* (2005) e Morvannou *et al.* (2015) na França, com valores médios de 79 e 77% para DQO e 86 e 83% para SST, respectivamente. Deve-se considerar que a comparação apresentada acima foi apenas com base nas eficiências de remoção em termos de concentração.

Durante o período de estudo, as cargas orgânicas aplicadas nas duas unidades em operação foram semelhantes: Unidade I, faixa mínima-máxima entre 77 e 400 g DQO.m<sup>2</sup>.d<sup>-1</sup> e mediana de 202 g DQO.m<sup>2</sup>.d<sup>-1</sup>; Unidade II, intervalo mínimo-máximo entre 69 e 510 g DQO.m<sup>2</sup>.d<sup>-1</sup> e mediana de 172 g DQO.m<sup>2</sup>.d<sup>-1</sup>. Os valores medianos estão dentro das recomendações de projeto de 300 g DQO.m<sup>2</sup>.d<sup>-1</sup> para condições climáticas temperadas (MOLLE *et al.*, 2005) ou 350 g DQO.m<sup>2</sup>.d<sup>-1</sup> para condições climáticas tropicais (DOTRO *et al.*, 2017; LOMBARD LATUNE & MOLLE, 2017). A carga hidráulica aplicada na unidade em operação foi de 0,43 m<sup>3</sup>.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>. Vale lembrar que, além do volume aplicado, que interfere no carregamento em massa, o número de unidades em operação é diferente da prática francesa. Para não ficar repetitivo, além de manter as informações na íntegra do trabalho original, o item 4.2.4.1 foi destinado para essa discussão.

Os resultados apresentados neste estudo estão associados com as concentrações do esgoto bruto diluído, que podem alterar a relação entre as cargas orgânicas e hidráulicas aplicadas. No presente caso, no qual as águas residuárias foram geradas em uma cidade grande, com valores médios de altos de consumo de água, as concentrações afluentes não foram altas. No entanto, em pequenas comunidades, no Brasil ou em outros países em desenvolvimento, o consumo de água pode ser menor, levando a um esgoto bruto mais concentrado (VON SPERLING, 2007). Portanto, ao projetar e avaliar *wetlands*, é sempre importante considerar as cargas hidráulicas e orgânicas. Lombard Latune *et al.* (2018), avaliando sistemas franceses que receberam cargas variáveis em condições climáticas tropicais, não observaram limitações do processo em termos de DQO e SST, uma vez que os desempenhos permaneceram estáveis, mesmo quando operando acima da carga definida em projeto.

As eficiências de remoção foram semelhantes em ambas as unidades, e não houve diferenças significativas entre as concentrações de DQO, DBO<sub>5</sub> e SST efluentes de ambas as unidades, diferentemente do postulado por Chazarenc & Merlin (2005), que destacaram efeito positivo no desempenho do tratamento em termos de remoção de matéria orgânica quando o depósito de lodo foi acumulado na superfície das unidades, considerado por Molle (2014) como um elemento-chave para melhorar a eficiência do tratamento.

Com concentrações semelhantes, a unidade com lodo previamente removido reteve menos sólidos, provavelmente justificado pela condição de interceptação menos favorável no processo de filtração ou pelas maiores taxas de infiltração do líquido pelo sistema. Além de confirmar maiores taxas de infiltração em unidades com menor acúmulo de lodo, Molle *et al.* (2006) relataram que o desempenho do tratamento foi afetado negativamente pelo curto tempo

de detenção hidráulica. Com uma altura média de um (1) cm de lodo acumulado, Molle *et al.* (2006) relataram taxa de infiltração de  $3,6 \times 10^{-4} \text{ m.s}^{-1}$  e com uma altura de sete (7) cm de lodo, valores mais baixos ( $0,5 \times 10^{-4} \text{ m.s}^{-1}$ ) foram encontrados.

Infiltração mais rápida também é identificada nos primeiros dias de alimentação (MORVANNOU, 2012; ARIAS LOPEZ, 2013). Devido ao período de repouso, o lodo acumulado durante o período de alimentação é submetido à secagem natural, causando rachaduras nessa camada, pela qual o esgoto é facilmente drenado, a velocidade do fluxo diminui à medida que o período de alimentação avança, promovendo maior capacidade de detenção de água e retenção de sólidos nos poros do meio filtrante (ARIAS LOPEZ, 2013). No presente estudo, as amostras foram coletadas no terceiro dia de operação, ainda nos estágios iniciais do ciclo de alimentação de sete dias.

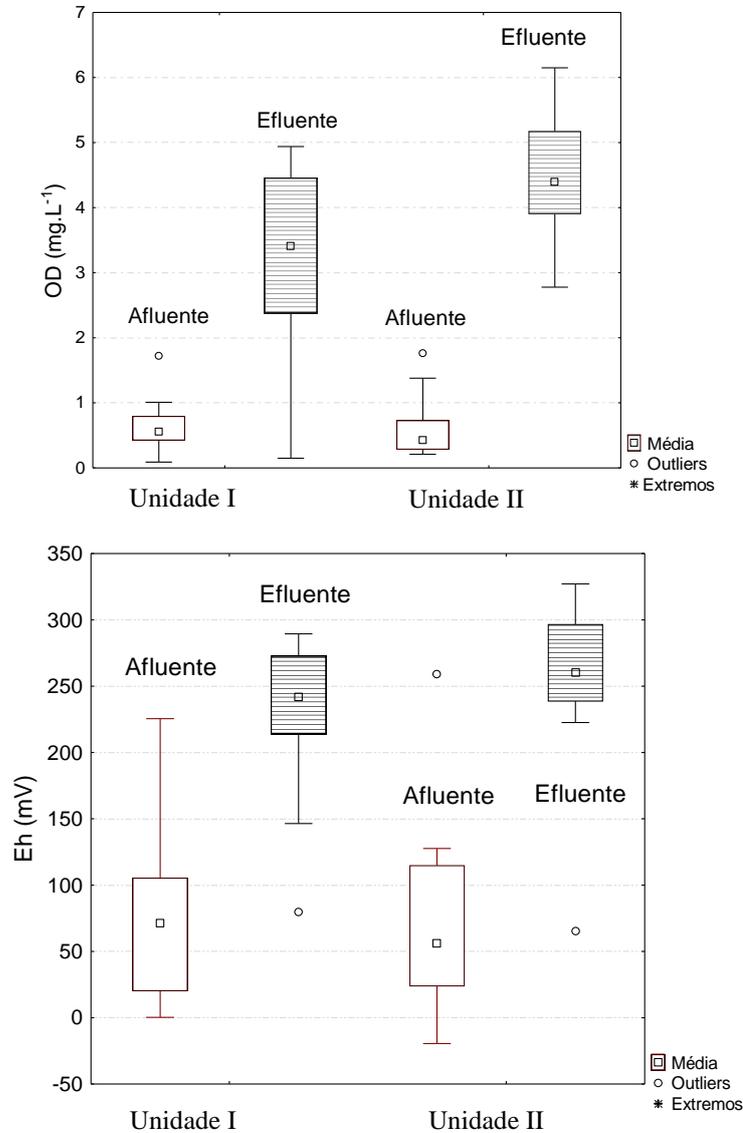
#### 4.1.4.3 Oxigênio dissolvido

Como esperado e mostrado na Figura 4.2, as concentrações de oxigênio dissolvido no efluente foram menores na unidade I (com lodo acumulado na superfície, altura média do lodo entre 6,6 e 7,2 cm) em comparação com a Unidade II (com lodo previamente removido, altura média do lodo entre 0 e 0,5 cm). Neste estudo, esse foi o único parâmetro que apresentou diferença significativa entre as unidades, e esses resultados foram justificados pela maior camada de lodo que dificulta a passagem do ar para o interior do sistema. Além da barreira mais espessa, a maior quantidade de lodo possuía maior capacidade de detenção de líquidos, obstruindo os espaços livres que permitem o fluxo de ar para dentro da camada filtrante. No entanto, apesar das diferenças, ambas as unidades foram caracterizadas com um efluente muito bem oxigenado, indicando as condições aeróbias predominantes no interior do meio.

A configuração vertical de *wetlands* é caracterizada pelas condições aeróbias na remoção de poluentes, promovida pela alimentação intermitente (transporte por convecção) e pelo período de repouso que garante superfície livre para a difusão de oxigênio (PLATZER, 1999). Para melhorar a transferência de ar, as unidades possuem tubos de aeração passiva instalados no fundo das unidades (70 cm de profundidade).

Sob condições insaturadas, o potencial redox medido no efluente variou entre 150 e 350 mV (Figura 4.2), indicando que as condições aeróbias prevaleceram no meio, de acordo com a faixa de potencial oxidativo, promovendo processos oxidativos como degradação da matéria orgânica e nitrificação (+100 a +500 mV) (VON SPERLING, 2007). Os valores de potencial

redox foram ligeiramente menores na unidade I, embora não houvesse diferença significativa entre as unidades.



**Figura 4.2** - Gráfico tipo *box-plot* das concentrações afluente e efluente em termos de OD (à esquerda) e potencial redox (à direita). Unidade I (com lodo acumulado na superfície) e Unidade II (com lodo previamente removido).

#### 4.1.4.4 Transformações nitrogenadas

A remoção de NTK e a formação de  $\text{N-NO}_3^-$  por nitrificação foram realizadas em ambas as unidades, sem diferença significativa entre elas. Embora a camada de lodo possa ter influenciado nos mecanismos de remoção, ela não mostrou influência direta. O período de repouso deve permitir que o  $\text{N-NH}_4^+$  adsorvido durante o período de alimentação seja

nitrificado, sendo liberado no próximo ciclo, conforme relatado por Boutin *et al.* (1997), Molle *et al.* (2006) e Paing *et al.* (2015). No entanto, a menor capacidade de adsorção em unidades com lodo removido pode ser compensada pelas condições mais aeróbias mantidas no sistema, suficiente para a oxidação da matéria orgânica e nitrificação.

Comparando a influência do acúmulo de lodo em WCV-SF em operação na França, Silveira (2015) observou que essa camada influenciou na estrutura espacial da comunidade microbiana do ciclo de nitrogênio, induzindo maior crescimento de bactérias nitrificantes na camada de 15 cm de profundidade em uma unidade sem lodo e em 30 cm em uma unidade com acúmulo de lodo depositado na camada superficial. A interpretação desses resultados foi relacionada às condições seletivas proporcionadas pela concentração de oxigênio ao longo do perfil vertical dos sistemas, que foi bloqueado pela camada de lodo na superfície, porém intensificado com tubos de aeração passiva na zona de drenagem.

Com base nas concentrações de NTK, a eficiência de remoção na unidade I foi de 60% e na unidade II de 63%. Essas eficiências podem ser consideradas boas, dadas as condições de área reduzida nesse sistema, provocadas pela operação de apenas duas unidades em paralelo. Vale ressaltar que as duas unidades estão em operação há nove anos, condição que provavelmente garantiu a manutenção da comunidade microbiana dentro do meio filtrante, apesar de não haver biomassa no lodo na camada superficial da unidade II, uma vez que foi removida anteriormente. De acordo com Prigent *et al.* (2013) o desenvolvimento da comunidade microbiana parece se estabelecer após 20 meses de operação do sistema, com forte influência da sazonalidade e formação de raízes.

A ausência da camada de lodo não influenciou significativamente o bom desempenho em termos de remoção de NTK e produção de  $\text{N-NO}_3^-$  esperada para o primeiro estágio, os quais, segundo Molle *et al.* (2006), podem ser influenciados principalmente pelas condições operacionais (frequência de pulso, taxa de aplicação hidráulica, taxa de aplicação hidráulica instantânea e intervalos entre alimentação e repouso).

A duração do período de alimentação e repouso influencia no desempenho hidráulico e na eficiência de remoção (TORRENS *et al.*, 2009). Stefanakis & Tsihrintzis (2012), ao compararem tempos de repouso de quatro, seis e oito dias, sugeriram que, para a decomposição da matéria orgânica, um período de quatro dias de repouso é suficiente. No entanto, quando o objetivo é melhorar a etapa de nitrificação, são obtidas melhores eficiências de remoção do  $\text{N-NH}_4^+$  com um período de repouso mais longo.

Além da alternância de unidades, outro critério operacional importante é o intervalo entre os pulsos. De acordo com Boller *et al.* (1993) e Molle *et al.* (2006), para obter melhores resultados em termos de formação de nitrato, uma estratégia adequada é a aplicação de volumes mais altos em frequências mais baixas. Este procedimento promove melhor oxigenação do meio filtrante, contribuindo para o potencial de nitrificação na unidade. No entanto, deve-se considerar que, quando o esgoto bruto é armazenado por períodos mais longos, as chances de liberação de maus odores por degradação anaeróbia na caixa de armazenamento são maiores.

Deve-se mencionar que a taxa de aplicação hidráulica instantânea usada neste sistema foi de apenas  $0,20 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ , bem abaixo das recomendações mínimas francesas de  $0,60 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$  (MOLLE *et al.*, 2006). Esses valores mais baixos foram devidos à longa duração do pulso (5,5 minutos com o sifão de dosagem) e a alta frequência de pulsos ( $24 \text{ pulsos} \cdot \text{d}^{-1}$ , com volumes menores em cada batelada, em comparação com os sistemas franceses, nos quais há menos pulsos por dia, e cada um com volume mais elevado). Embora a taxa de aplicação hidráulica instantânea possa afetar a hidrodinâmica do líquido e a transferência de oxigênio, bem como o contato dos microrganismos responsáveis pela transformação do nitrogênio, um bom desempenho ainda foi observado.

#### 4.1.4.5 Acúmulo de lodo na camada superficial (depósito orgânico)

As três campanhas de medição realizadas nas unidades I e II resultaram nas seguintes alturas médias da camada de lodo:

- (i) 20/04/2017: - unidade I: 6,6 cm e unidade II: 0 cm;
- (ii) 24/10/2017 - unidade I: 7,0 cm e unidade II: 0,3 cm;
- (iii) 05/05/2018 - unidade I: 7,2 cm e unidade II: 0,5 cm.

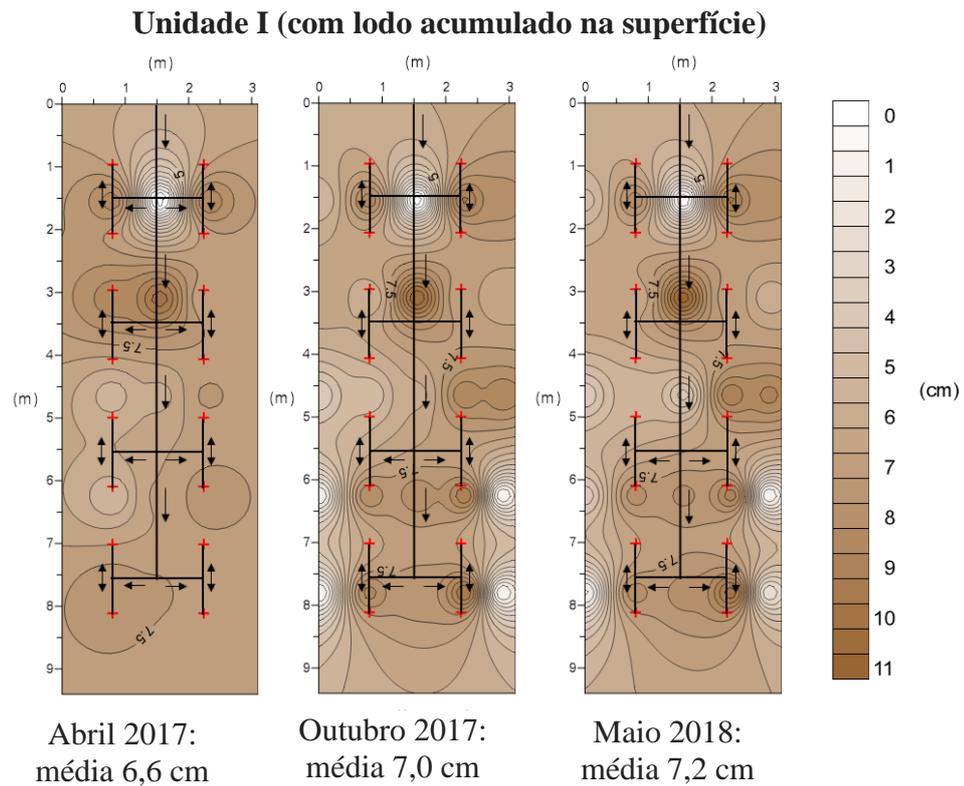
Na Unidade II, o lodo havia sido removido em fevereiro de 2017. Com base nos valores individuais medidos em cada ponto, foi possível fazer um mapa de contorno mostrando a distribuição espacial do lodo depositado na camada superior das unidades (Figura 4.3).

Especialmente, as unidades acumularam mais lodo próximo à caixa de armazenamento e na extremidade de saída dos tubos de distribuição, que fica na parte superior das unidades apresentadas na Figura 4.3. Esse fato se deve à perda de carga nos tubos de distribuição e aos atrasos na ativação do sifão resultantes de variações da vazão afluente. Também houve maior acúmulo de lodo próximo aos 16 pontos de distribuição, promovendo heterogeneidade na distribuição do líquido disposto na superfície das unidades, não cobrindo toda a área do sistema,

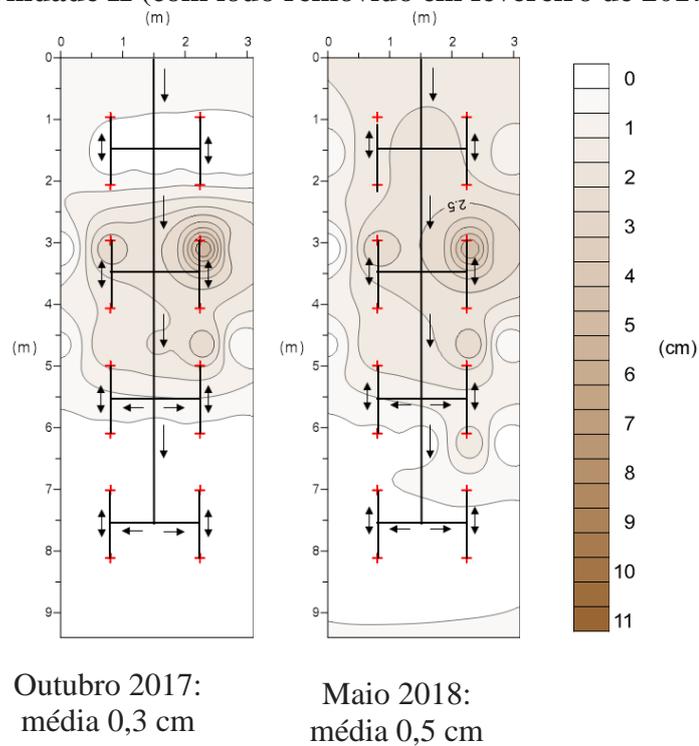
principalmente nos primeiros dias do ciclo de alimentação. A menor altura (0,5 cm) registrada na unidade I estava no meio da primeira ramificação, exatamente abaixo da tubulação principal de distribuição. A maior altura registrada na unidade I foi de 11,3 cm. Morvannou *et al.* (2017) apontaram essa interferência como consequência da rápida passagem do líquido através do meio filtrante nos primeiros pulsos, revelando a presença de fluxo preferencial na unidade. No entanto, a densidade de pontos de alimentação aqui é considerada muito boa (16 pontos por 29,4 m<sup>2</sup>, ou um ponto a cada 1,8 m<sup>2</sup>), cumprindo com segurança as recomendações francesas de um ponto em 50 m<sup>2</sup> (LOMBARD LATUNE & MOLLE, 2017). O carregamento desproporcional na superfície pode ser melhorado com a instalação de válvulas de ajuste de vazão (uma em cada interseção principal) (MORAES, 2019).

As unidades em estudo receberam afluentes com remoção prévia de areia, realizada para todos os sistemas de tratamento localizados na estação experimental. Considerando a remoção de 23 g de areia por m<sup>3</sup> de esgoto tratado (valores médios do ano de 2017, disponibilizados pela COPASA), isso equivaleria a um acúmulo estimado de apenas 0,12 cm.ano<sup>-1</sup> em cada unidade, caso a areia não tivesse sido removida, como é habitual na prática francesa.

As taxas médias de acúmulo de lodo nas unidades estudadas foram de 0,80 cm.ano<sup>-1</sup> na Unidade I e 0,30 cm.ano<sup>-1</sup> na Unidade II. Se o acúmulo de areia fosse levado em consideração, os valores totais seriam 0,92 cm.ano<sup>-1</sup> e 0,42 cm.ano<sup>-1</sup> nas unidades I e II, respectivamente. Esses valores são mais baixos, em comparação com a faixa relatada na literatura internacional, que varia de 1,5 cm.ano<sup>-1</sup> a 3,0 cm.ano<sup>-1</sup> (MOLLE *et al.*, 2005; DOTRO *et al.*, 2017). Isso pode ser devido às condições climáticas mais quentes que favoreceram os processos mais rápidos de desidratação e mineralização, além das características do esgoto afluente, que apresentaram menores concentrações de matéria orgânica, quando comparadas às geradas pela população das pequenas comunidades da Europa. De acordo com Prigent *et al.* (2013), Molle (2014), Molle *et al.* (2015) e Dotro *et al.* (2017), essa diferença também pode estar relacionada à sobrecargas ocasionais durante os períodos operacionais, levando a maiores taxas de acúmulo, além da utilização de diferentes condições operacionais (intervalo entre os pulsos e tempos de alimentação e repouso). A descrição da metodologia de medição da altura do lodo acumulado especialmente na superfície das unidades pode ser encontrada no Apêndice 1.



**Unidade II (com lodo removido em fevereiro de 2017)**



**Figura 4.3** - Mapa de contorno das alturas da camada de lodo nas unidades I e II. Ambas as unidades entraram em operação em 2009, mas a Unidade II teve seu lodo removido em fevereiro de 2017.

A taxa de acúmulo de lodo foi maior na unidade I ( $0,92 \text{ cm.ano}^{-1}$ ), com nove anos de operação em comparação à unidade II ( $0,42 \text{ cm.ano}^{-1}$ ), que possuía apenas um ano e três meses de acúmulo, após a remoção em fevereiro de 2017. Assim, pode-se inferir que o início do acúmulo de lodo pode ser retardado pela taxa mais rápida de desidratação e mineralização alcançada por uma camada mais fina. Além disso, à medida que o tempo avança e a camada de lodo se acumula, a capacidade de filtração aumenta, promovendo maior retenção de sólidos na camada superior. Diante dos resultados obtidos, nota-se que a área reduzida e o ciclo de alimentação mais longo adotados nas condições climáticas brasileiras foram capazes de obter condições favoráveis para a desidratação e mineralização do lodo.

#### 4.1.5 Conclusão

O WCV- SF já demonstrou sua ampla aplicabilidade em vários países. No entanto, o presente estudo endossa essa aplicabilidade nas condições favoráveis encontradas em condições de clima subtropical, com a utilização de apenas o primeiro estágio, composta por apenas duas unidades em paralelo (total de  $0,6 \text{ m}^2.\text{e.p.}^{-1}$ ).

Não houve diferença significativa entre as concentrações efluentes da unidade com uma camada de lodo acumulada ao longo de nove anos de operação e da unidade em que a camada de lodo havia sido removida anteriormente. A única diferença significativa foi em termos da concentração de oxigênio dissolvido, mas mesmo assim, em ambas as unidades, as concentrações nos efluentes foram altas e indicaram prevalência de condições aeróbias. A camada de lodo influenciou o transporte de oxigênio para o interior da unidade, mas não afetou a eficiência do tratamento em termos de matéria orgânica, sólidos em suspensão e remoção de nitrogênio amoniacal.

Considerando os menores requisitos de área do sistema investigado, composto por apenas duas unidades, em comparação com o típico Sistema Francês, com três unidades em paralelo, as eficiências de remoção de DQO,  $\text{DBO}_5$  e SST podem ser consideradas boas e capazes de produzir um efluente que possa estar em conformidade com padrões de descarga menos rigorosos. A remoção de NTK e  $\text{N-NH}_4^+$  também foi boa, beneficiando-se das condições aeróbias que prevaleciam em ambas as unidades.

Observou-se que as taxas anuais de acúmulo de lodo são inferiores aos valores típicos relatados na literatura, baseados principalmente em climas temperados.

#### 4.1.6 Referências

- APHA/AWWA/WEF, *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 22<sup>nd</sup> ed. (Rice, E. W., Baird, R. B., Eaton, A. D. and Clesceri, L. S., eds). American Public Health Association (APHA), American Water Works Association (AWWA) and Water Environment Federation (WEF), Washington, DC, USA., 2012.
- ARIAS LOPEZ, J. L., Vertical-flow constructed wetlands for the treatment of wastewater and stormwater from combined sewer systems. *Thesis*. Institut National de Recherche en Sciences et Technologies pour l'Environnement et Agriculture (IRSTEA). 234 p., 2013.
- BOLLER, M., SCHWAGER, A., EUGSTER, J. & MOTTIER, V., Dynamic behavior of intermittent buried filters. *Water Science & Technology*, v. 28, n. 10, p. 99-107, 1993.
- BOUTIN, C.; LIENARD, A. & ESSER, D., Development of a new generation of reed-bed filters in France: First results. *Water Science & Technology*, v. 35, n. 5, p. 315-322, 1997.
- CHAZARENC, F. & MERLIN, G., Influence of surface layer on hydrology and biology of gravel bed vertical flow constructed wetlands. *Water Science & Technology*, v. 51, n. 9, p. 91-97, 2005.
- DOTRO, G., LANGERGRABER, G., MOLLE, P., NIVALA, J., PUIGAGUT, J., STEIN, O. & VON SPERLING, M., *Treatment Wetlands*, v. 7. Biological Wastewater Treatment series. IWA Publishing, London, UK, 172 p., 2017.
- 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.
- LOMBARD LATUNE, R. & MOLLE, P., Les filtres plantés de végétaux pour le traitement des eaux usées domestiques en milieu tropical. Guide de dimensionnement de la filière tropicalisée. Agence française pour la biodiversité, collection *Guides et protocoles*, 72 p., 2017.
- LOMBARD LATUNE, R., PELUS L., FINA, N., L'ETANGD, F., LE GUENNEC, B. & MOLLE, P., Resilience and reliability of compact vertical-flow treatment wetlands designed for tropical climates. *Science of the Total Environment*, v. 642, p. 208-215, 2018.
- MANJATE, E. S., LANA, L. C. O., MORAES, D. C., VASCONCELLOS, G. R., MACIEL, G. R. M. & 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.
- MILLOT, Y., TROESCH, S., ESSER, D., MOLLE, P., MORVANNOU, A., GOURDON, R. & ROUSSEAU, D., Effects of design and operational parameters on ammonium removal by single-stage French vertical flow filters treating raw domestic wastewater. *Ecological Engineering*, v. 97, p. 516-523, 2016.
- MOLLE, P., LIÉNARD, A., BOUTIN, C., MERLIN, G. & IWEMA, A., How to treat raw sewage with constructed wetlands: an overview of the French systems. *Water Science & Technology*, v. 51, n. 9, p. 11-21, 2005.
- 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., French vertical flow constructed wetlands: a need of a better understanding of the role of the deposit layer. *Water Science & Technology*, v. 69.1, p. 106-112, 2014.

MOLLE, P., LOMBARD LATUNE, R., RIEGEL, C., LACOMBE, G., ESSER, D. & MANGEOT, L., French vertical-flow constructed wetland design: adaptations for tropical climates. *Water Science & Technology*, v. 71.10, p. 1516-1523, 2015.

MORVANNOU, A., Dynamic modelling of nitrification in vertical flow constructed wetlands. *Thesis*. Université Catholique de Louvain, Faculté d'Ingenierie Biologique, Agronomique et Environnementale, Earth and Life Institute – Environmental Sciences, 202 p., 2012.

MORVANNOU, A., FORQUET, N., MICHEL, S., TROESCH, S. & MOLLE, P., Treatment performances of French constructed wetlands: results from a database collected over the last 30 years. *Water Science & Technology*, v. 71, n. 9, p. 1333-1339, 2015.

MORVANNOU, A., TROESCH, S., ESSER, D., FORQUET, N., MOLLE, P. & PETITJEAN, A., Using one filter stage of unsaturated/saturated vertical flow filters for nitrogen removal and footprint reduction of constructed wetlands. *Water Science & Technology*, v. 76, n. 1-2, 124-133, 2017.

NAKAMURA, K., HATAKEYAMA, R., TANAKA, N., TAKISAWA, K., TADA, C. & NAKANO, K., A novel design for a compact constructed wetland introducing multi-filtration layers coupled with subsurface superficial space. *Ecological Engineering*, v. 100, p. 99-106, 2017.

PAING, J., GUILBERT, A., GAGNON, V. & CHAZARENC, F., Effect of climate, wastewater composition, loading rates, system age and design on performances of French vertical flow constructed wetlands: A survey based on 169 full scale systems. *Ecological Engineering*, v. 80, p. 46-52, 2015.

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

PRIGENT, S., BELBEZE, G., PAING, J., ANDRES, Y. VOISIN, J. & CHAZARENC, F., Biological characterization and treatment performances of a compact vertical flow constructed wetland with the use of expanded schist. *Ecological Engineering*, v. 52, p. 12-18, 2013.

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.

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 - Escola de Engenharia, Santa Catarina, 251 p., 2015.

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

TORRENS, A., MOLLE, P., BOUTIN, C. & SALGOT, M., Impact of design and operation variables on the performance of vertical-flow constructed wetlands and intermittent sand filters treating pond effluent. *Water Research*, v. 43, p. 1851-1858, 2009.

VON SPERLING, M., Wastewater Characteristics, Treatment and Disposal, Department of Sanitary and Environmental Engineering, Federal University of Minas Gerais, Brazil, v. 1. *Biological Wastewater Treatment Series*. IWA Publishing, p. 296, 2007.

## 4.2 Wetland construído vertical - Sistema Francês em condição climática subtropical: Caracterização da camada de depósito orgânico e comparação com sistemas na França

---

**Artigo publicado:** TREIN, C. M., BANC, C., MACIEJEWSKI, K., MOTTA, A. M., GOURDON, R., MOLLE, P., GAUTIER, M. & VON SPERLING, M. French vertical flow treatment wetlands in a subtropical climate: Characterization of the organic deposit layer and comparison with systems in France. *Science of Total Environmental*, n. 742, 140608, 2020.

---

### 4.2.1 Resumo

Este trabalho apresenta uma caracterização da fração orgânica da camada de depósito coletada em um *wetland* construído de escoamento vertical - Sistema Francês (primeiro estágio) em operação no Brasil (duas unidades com tempos diferentes de acúmulo de depósito orgânico) e compara os resultados com os obtidos em estudos na França. Os constituintes orgânicos e inorgânicos das amostras coletadas foram analisados por métodos biológicos, químicos e termoquímicos. A unidade com maior tempo de acúmulo de depósito orgânico (quase 10 anos) foi caracterizada como madura (Matéria Orgânica - MO: 51,3 e 52,7%, Índice Térmico -  $R_{TGA}$ : 0,79 e 0,85, Índice de Humificação - IH: 0,61 e 1,16, respectivamente para as profundidades de 0 - 5 cm e 5 - 10 cm). A unidade com menos de três anos de acúmulo também apresentou características de depósito maduro (MO: 61,2%,  $R_{TGA}$ : 0,79, IH: 1,01 para a profundidade de 0 - 5 cm), indicando rápida mineralização do depósito sob o ambiente subtropical existente. Apesar das várias diferenças em termos de concepção, taxas de carregamento hidráulica e orgânico, bem como as taxas de acumulação, a característica da fração orgânica da camada superficial de depósito orgânico em sistemas brasileiros foram bastante semelhantes às francesas.

**Palavras-chave:** Depósito de lodo; Lodo maduro; Mineralização; Esgoto bruto; *Wetland* construído de escoamento vertical.

### 4.2.2 Introdução

*Wetland* construído vertical - Sistema Francês (WCV-SF) provou ser uma tecnologia adequada para o tratamento de esgoto bruto (MOLLE *et al.*, 2005; MORVANNOU *et al.*, 2017). Sem o estágio anterior do tratamento primário (tanque séptico ou tanque *Imhoff*), os sólidos contidos no esgoto bruto, com o tempo, são retidos na superfície do sistema, formando uma camada de depósito orgânico, considerada por Kim *et al.* (2013) e Molle (2014) como fator

chave associado à eficiência do tratamento. Essa camada de depósito tem muitos impactos no comportamento do filtro relacionado à transferência de oxigênio, características hidráulicas e atividade biológica. Alguns impactos podem ser positivos, como melhora na distribuição do líquido, promoção da retenção do fósforo, aumento da adsorção do nitrogênio amoniacal e remoção do nitrogênio total (CHAZARENC & MERLIN, 2005; KIM *et al.*, 2013; MORVANNOU *et al.*, 2014; FU *et al.*, 2015; KIM *et al.*, 2015; KANIA *et al.*, 2019). No entanto, se não for bem mineralizada, a camada de depósito atua como uma camada de baixa permeabilidade que pode acumular líquido e levar a colmatção da superfície. Conhecer a evolução e as características da camada de depósito é de grande importância para os modos precisos de projeto e operação. Além da umidade, a temperatura é uma condição ambiental que influencia na humificação e mineralização da matéria orgânica (MO) (HARTENSTEIN, 1981; LARIONOVA *et al.*, 2017). Adaptação do Sistema Francês para o clima tropical tem sido conduzida usando apenas dois filtros em paralelos no primeiro estágio (MOLLE *et al.*, 2015), mas nenhuma caracterização da camada de depósito foi feita para confirmar esse aspecto.

Uma parte desse composto é formada por componentes biodegradáveis que são hidrolisados e mineralizados com o tempo, e outra parte por constituintes complexos chamados de substâncias húmicas e fúlvicas (KANIA *et al.*, 2019). A biodegradabilidade dos compostos pode ser explicada pelo efeito sinérgico de processos bioquímicos entre plantas e microrganismos durante o período de repouso do ciclo operacional (PRIGENT *et al.*, 2013; MASI *et al.*, 2017). Nesse período de repouso, ocorre a digestão da camada de depósito superficial, auxiliando também na prevenção da colmatção (MOLLE, 2014). Molle *et al.* (2006) apontam que a camada de lodo não mineralizada é mais hidraulicamente limitadora do que a altura desse depósito. Assim, Molle (2014) destaca que as cargas hidráulicas e orgânicas devem ser bem controladas a fim de favorecer a mineralização do depósito. Caso contrário, pode haver limitações nos processos de transferência de oxigênio (convecção e difusão) pelo excesso de água superficial, influenciando o desempenho do sistema.

O acúmulo de depósito orgânico na superfície do primeiro estágio de um Sistema Francês foi associado à maturidade do sistema (PRIGENT *et al.*, 2013). De acordo com Kania *et al.* (2019), a caracterização de um sistema maduro pode ser obtida a partir de matéria orgânica estável (< 60% de massa seca) e taxa de humificação (> 20%). Em clima temperado, a taxa de acúmulo de depósito em unidades do primeiro estágio varia de 1,5 a 3,0 cm.ano<sup>-1</sup> (MOLLE *et al.*, 2005; MOLLE, 2014; DOTRO *et al.*, 2017) de acordo com a carga recebida. Essa taxa de acumulação não é linear ao longo das estações, sendo maior no inverno, quando a baixa

temperatura não favorece a mineralização biológica. Em áreas onde as temperaturas são mais quentes ao longo do ano, existe a possibilidade de uma maior taxa de mineralização de matéria orgânica ou menor acúmulo de lodo (TREIN *et al.*, 2019). Para condições climáticas subtropicais (Sudeste do Brasil), Trein *et al.* (2019) relataram uma taxa de acumulação inferior a  $1,0 \text{ cm.ano}^{-1}$ , operando com altas cargas orgânicas aplicadas. Trein *et al.* (2019) também relataram diferentes taxas de acúmulo de lodo em função do tempo de operação da unidade, observando formação mais lenta após a remoção do depósito na camada superficial.

Ainda são poucos os estudos que relacionam as características dessa camada superficial de depósito orgânico (composição e taxa de acumulação) com os critérios de projeto (número de unidades em operação, características do material filtrante e tubos de distribuição), condições de operação (tempo de alimentação/repouso e tempo de aplicação do esgoto) e condições de contorno (condições climáticas e espécies vegetais) (MOLLE, 2014; PÁLFY *et al.*, 2017; KANIA *et al.*, 2018a,b; 2019). Além da escassez de estudos, todos foram realizados sob as condições climáticas e operacionais francesas.

Assim, este estudo teve como objetivo realizar uma avaliação avançada das características orgânicas do depósito acumulado em duas unidades de primeiro estágio de um Sistema Francês com diferentes tempos de acúmulo de lodo, operando nas condições climáticas brasileiras, e compará-las com os valores obtidos em sistemas operados na França, relatada em uma ampla avaliação por Kania *et al.* (2019).

#### 4.2.3 Material e Métodos

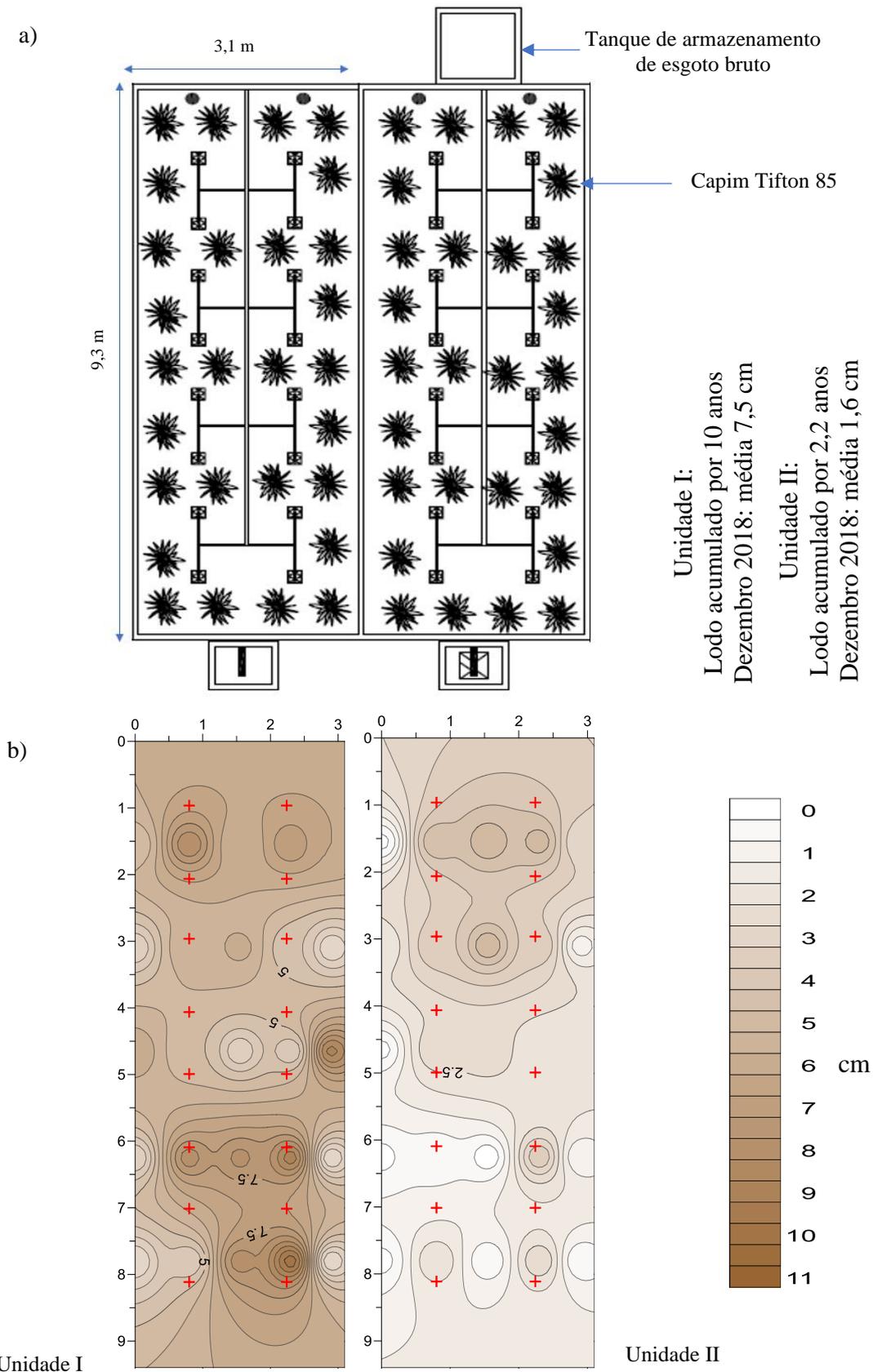
##### 4.2.3.1 Descrição do sistema

Ver item 3.1.1.

Desde o início da operação (2009), as unidades do primeiro estágio acumulam lodo na superfície do sistema. Com o objetivo de avaliar a influência dessa camada, em fevereiro de 2017, o lodo acumulado na superfície da unidade II foi removido (não foram realizados estudos de caracterização do lodo removido). O sistema radicular do capim Tifton 85 não foi removido com essa interferência, sendo necessário apenas, cortar a parte aérea em intervalos entre 45 e 60 dias.

Ao amostrar a camada de depósito para o presente estudo, a altura média do lodo na unidade I foi de aproximadamente 7,5 cm após aproximadamente 10 anos de operação (Figura

4.4). Na unidade II, que teve a camada de depósito orgânico removida 2,2 anos anteriores, a altura média foi de 1,6 cm. Detalhes adicionais sobre a metodologia de medição espacial da altura do lodo acumulado na superfície das unidades podem ser encontrados em Trein *et al.* (2019) e no Apêndice 1.



**Figura 4.4** - a) *Wetland* construído vertical – Sistema Francês – vista em planta. b) Mapa de contorno das alturas da camada de lodo nas unidades I e II. Ambas as unidades entraram em operação em 2009, mas a unidade II teve seu lodo removido em fevereiro de 2017.

#### 4.2.3.2 Amostragem do lodo

As amostras de lodo foram coletadas em abril de 2019 no terceiro dia do período de alimentação em cada unidade. Em dois pontos aleatórios, o material foi coletado em duas profundidades da camada de lodo na unidade I (0 - 5 cm e 5 - 10 cm) e apenas uma profundidade na unidade II (0 - 5 cm).

As amostras foram coletadas com a ajuda de uma colher de aço inoxidável e dispostas em uma bandeja plástica para serem manuseadas no local: remoção de rizomas, vestígios de vegetação e brita, homogeneizados e misturados. Aproximadamente 20 gramas de peso úmido de material foram coletados em cada ponto. No prazo máximo de quatro horas, as amostras foram levadas ao laboratório do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (DESA) da UFMG em uma caixa refrigerada.

Secas em estufa a 60 °C durante 24 horas, as amostras foram preservadas sob refrigeração até serem enviadas (em maio de 2019) para o Laboratório de Poluição Ambiental de Águas Residuárias (DEEP - *Déchets Eaux Environnement Pollutions*, em francês) do Instituto Nacional de Ciências Aplicadas (INSA - *Institut National des Sciences Appliquées*, em francês) em Lyon, na França. Os constituintes orgânicos e inorgânicos das amostras foram analisados por caracterização biológica, química e termoquímica. Três repetições de cada amostra de lodo foram analisadas para cada metodologia descrita abaixo.

#### 4.2.3.3 Caracterização do depósito orgânico

- Termoquímica: A análise termogravimétrica (TGA - *Thermogravimetric Analysis*, em inglês) consistiu na medição da massa da amostra, dependendo da temperatura. Fluxos de calor também foram registrados durante o processo por calorimetria de varredura diferencial (DSC - *differential scanning calorimetry*, em inglês). A análise DSC é uma medida quantitativa, que correlaciona as propriedades físicas de uma substância com seus produtos de reação, medidas a uma programação controlada de temperatura e sob uma atmosfera específica.
- Biológica: O teste foi realizado medindo o consumo de oxigênio em condições controladas (30°C) durante 28 dias de incubação. Como inóculo, foi utilizado lodo biológico obtido de uma estação de tratamento de lodo ativado localizada em Villeurbanne (França). Os procedimentos acima estão detalhados em Kania *et al.* (2019).

- Química: O método de extração ácido-alcálico foi utilizado para quantificar substâncias húmicas pelo conteúdo de carbono orgânico total medido nas soluções de ácido húmico e ácido fúlvico. Este procedimento foi adaptado de Serra-Wittling *et al.* (1986) e descrito em Kania *et al.* (2019).
- Carbono orgânico total (COT) foi analisado pelo equipamento de Carbono Orgânico Total – Shimadzu modelo TOC-VCPH e equipado com a unidade de medição TNM-1 e injetor automático ASI-V. Com exceção do COT, analisado no laboratório Instrumental do DESA – UFMG (Brasil), as demais análises foram realizadas no laboratório DEEP – INSA Lyon (França).

#### 4.2.3.4 Caracterização do esgoto bruto

A caracterização do esgoto bruto foi realizada com base em amostras coletadas em 26 meses (fev. 2017 / abr. 2019) do período de monitoramento. Neste trabalho, apenas os parâmetros de demanda química de oxigênio (DQO) e sólidos suspensos totais (SST) foram apresentados, analisados conforme as recomendações do *Standard Methods* (APHA/AWWA/WEF, 2012).

#### 4.2.4 Resultados e discussão

##### 4.2.4.1 Características do esgoto bruto

A Tabela 4.2 mostra os valores médios das taxas de carregamento hidráulica e de massa aplicadas às unidades I e II nos 26 meses anteriores. A maneira tradicional de relatar taxas de carregamento é baseada em valores diários. No entanto, se usarmos as taxas diárias de carregamento deste estudo, em comparação com as recomendadas para a França, parece que as taxas de carregamento hidráulica estão um pouco acima das recomendações francesas e as taxas de carregamento em massa estão abaixo. No entanto, para fazer uma comparação adequada, deve-se entender que o sistema em estudo possui apenas duas unidades, enquanto os sistemas franceses possuem três unidades. Portanto, a carga total anual nos sistemas franceses é distribuída por uma área total maior (3 unidades -  $1,2 \text{ m}^2 \cdot \text{e} \cdot \text{p}^{-1}$ ), enquanto que neste estudo a área total é menor (apenas duas unidades -  $0,6 \text{ m}^2 \cdot \text{e} \cdot \text{p}^{-1}$ ). É por isso que a tabela também apresenta as taxas de carregamento aplicadas em termos de valores anuais. Ao fazer isso, pode-

se observar que a taxa de carregamento hidráulica aplicada está muito acima das recomendações francesas ( $45 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{ano}^{-1}$ ), a taxa de carregamento de sólidos está um ligeiramente acima de  $15.817 \text{ g SST} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{ano}^{-1}$  e a taxa de carregamento orgânico está abaixo de  $36.500 \text{ g DQO} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{ano}^{-1}$ . A falta de proporcionalidade entre as taxas de carga hidráulica e de massa deve-se ao fato de que as águas residuárias deste estudo são mais diluídas que as da França, conforme dados encontrados nas pesquisas de Molle *et al.* (2005) e Morvannou *et al.* (2017), levando a uma taxa de carregamento hidráulica aplicada maior ( $78 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{ano}^{-1}$ ).

**Tabela 4.2** - Valores das taxas de carregamento hidráulica e de massa (SST e DQO) da unidade em operação recomendada pela prática francesa e valores medianos obtidos nas unidades I e II.

	Molle <i>et al.</i>	<i>Este estudo</i>	
	(2005)	Unidade I	Unidade II
Número de unidades em operação	3	2	2
<i>Valores diários</i>			
Carregamento hidráulico ( $\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ )	0,37	0,43	0,43
Carregamento de sólidos ( $\text{g SST} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ )	130	107	117
Carregamento orgânico ( $\text{g DQO} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ )	300	164	186
<i>Valores anuais</i>			
Carregamento hidráulico ( $\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{ano}^{-1}$ )	45	78	78
Carregamento de sólidos ( $\text{g SST} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{ano}^{-1}$ )	15.817	19.528	21.353
Carregamento orgânico ( $\text{g DQO} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{ano}^{-1}$ )	36.500	29.930	33.945

Nota: Valores anuais para cada unidade em operação = (valores diários  $\times$  365 d.ano<sup>-1</sup>)  $\div$  número de unidades em operação.

A partir da Tabela 4.2, considerando que as taxas de carga em massa de longo prazo aplicadas em cada unidade são comparáveis às da França, pode-se enfatizar que as taxas de acumulação neste estudo (clima subtropical) são muito inferiores às observadas em ambientes com clima temperado. Com base no tempo de acumulação e na altura medida da camada de depósito orgânico, a unidade I apresentou uma taxa de acumulação de lodo de apenas  $0,75 \text{ cm} \cdot \text{ano}^{-1}$  e a unidade II de  $0,64 \text{ cm} \cdot \text{ano}^{-1}$ .

#### 4.2.4.2 Características do lodo acumulado na superfície das unidades

##### 4.2.4.2.1 Conteúdo de matéria orgânica

A mineralização do lodo é governada pelo conteúdo de matéria orgânica (MOLLE, 2014). O conteúdo de matéria orgânica foi de 61% da matéria seca total (% MS) na camada de 0 - 5 cm na unidade II (depósito orgânico com 2,5 anos de idade). Na unidade I (depósito orgânico de 10 anos), o teor de MO foi encontrado em 52 e 53% de MS para as profundidades

de 0 - 5 cm e 5 - 10 cm, respectivamente. A unidade I apresentou porcentagens mais baixas de matéria orgânica em comparação à unidade II, justificada pelo processo de hidrólise e mineralização do conteúdo orgânico que ocorreu ao longo do tempo de acúmulo de lodo (KANIA *et al.*, 2018a).

Molle *et al.* (2005) realizaram caracterização em três profundidades diferentes de uma camada de depósito de 22,5 cm em um filtro com 15 anos de operação na França. O teor de MO na camada superior, intermediária e inferior foi de 54, 48 e 41% (% MS), respectivamente. De acordo com Stefanakis *et al.* (2011), esta condição é influenciada pelo sistema radicular das plantas mais denso na camada mais profunda do lodo acumulado comparada com o topo, contribuindo para a absorção de água e nutrientes através das raízes. Além disso, os autores destacam que o período de repouso contribuiu para a redução da matéria orgânica. A mineralização que ocorre ao longo do tempo induz a variações no conteúdo de MS e MO ao longo da altura do lodo (MOLLE *et al.*, 2005), sendo que a maior parte da degradação ocorre nos primeiros estágios, devido a presença de matéria orgânica facilmente biodegradável e que são influenciadas pelas altas temperaturas (STEFANAKIS *et al.*, 2011).

O valor relatado do conteúdo de MO na camada de depósito de 2,5 anos da unidade II (61% MS), estava na mesma ordem de magnitude que as encontradas por Kania *et al.* (2019) em sistemas com mais de quatro anos de operação na França. Analisando o tempo de operação de sete unidades na França, Kania *et al.* (2019) relataram teores de MO entre 50,3 e 60,9% do peso seco total em unidades entre quatro e 11 anos de operação. Unidades consideradas jovens, com menos de um ano de operação, podem apresentar conteúdo de matéria orgânica superior a 80%.

Os valores de MO encontrados na unidade I (camada de depósito orgânico de 10 anos), bem como o tempo de operação ou o tempo de acumulação de lodo na camada superficial, revelam a mineralização do lodo e classificam a unidade como madura, de acordo com a classificação descrita em Kania *et al.* (2019). Na unidade II (camada de depósito orgânico de 2,5 anos), devido à menor altura de acúmulo de lodo (< 2 cm), o percentual de material orgânico foi muito próximo ao encontrado em sistemas com mais de quatro anos de operação na França. Este resultado interessante completa as informações de Kania *et al.* (2019) para lodo amostrado em estação de tratamento com tempo de operação na faixa de um a quatro anos. O alto grau de mineralização observado em lodos relativamente jovens (camada de depósito orgânico de 2,5 anos) pode ser explicado por condições provocadas pelas condições climáticas favoráveis do Brasil para processos de degradação e mineralização.

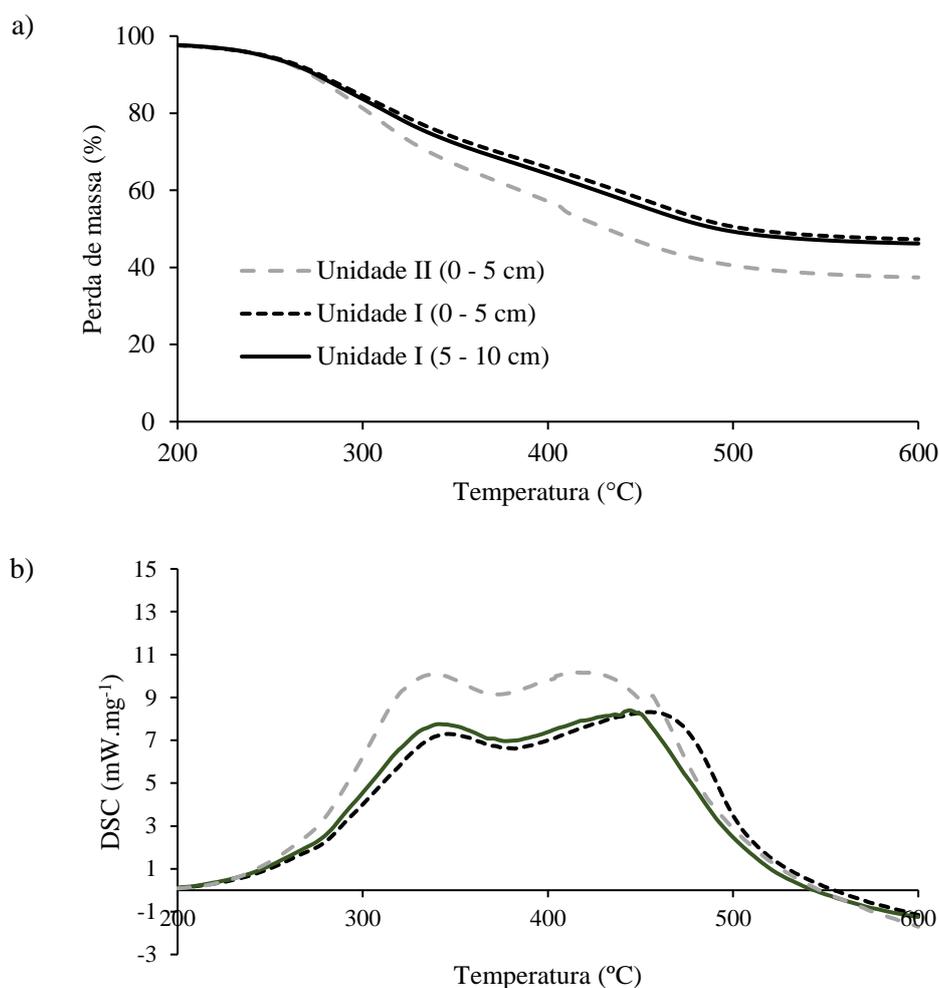
Com 61% de MO, a amostra da unidade II (camada de depósito orgânico de 2,5 anos) apresentou 32,6% de COT. Na unidade I, o COT na profundidade de 0 - 5 cm foi de 29,3% e de 5 - 10 cm foi de 31,2%. A porcentagem de COT encontrada nas amostras do presente estudo foi maior que a relatada nos clássicos Sistemas Franceses com mais de quatro anos de operação (variação de 18 a 24%). Para a mesma configuração (clássico Sistema Francês), mas com menos de dois anos de acumulação de lodo, a MO foi de 84 a 86% com 32 a 36% de COT (KANIA *et al.*, 2019).

#### 4.2.4.2.2 Análise termal

A Figura 4.5 apresenta o gráfico da análise termogravimétrica das amostras de lodo coletadas nas unidades I (0 - 5 e 5 - 10 cm; camada de depósito orgânico de 10 anos) e II (0 - 5 cm; camada de depósito orgânico de 2,5 anos).

Com base na Figura 4.5a, pode-se observar que as propriedades dos materiais contidos nas amostras avaliadas mudam com o aumento da temperatura. Sob condições atmosféricas controladas, é possível verificar a perda de massa na primeira parte do gráfico, considerando as temperaturas entre 200 - 400°C, e na segunda parte, entre 400 - 600°C. Entre 25 - 150°C, ocorre perda de massa relacionada a reações de desidratação e não foi demonstrada.

As amostras coletadas mostraram que cerca de um terço da massa seca inicial estava degradada entre 200 - 400°C (29,1 e 26,7% do peso total de MS para as camadas respectivas de 0 - 5 cm e 5 - 10 cm da unidade I, camada de depósito orgânico de 10 anos e 35,4% do peso do MS para a camada de 0 - 5 cm da unidade II, camada de depósito orgânico de 2,5 anos). Os resultados da segunda parte da curva (400 - 600°C) para as amostras coletadas na unidade I nas camadas de 0 - 5 cm e 5 - 10 cm foram 21,4 e 23,0% do peso total do MS, respectivamente, e 21,6% do peso total de MS na camada de 0 - 5 cm da unidade II. A perda de massa nas diferentes amostras refere-se ao baixo nível de matéria orgânica biodegradável, confirmando a observação anterior sobre a boa mineralização da MO. A estabilização é acompanhada pela diminuição da matéria orgânica após a biodegradação e aumento da matéria mineral (ACHOUR, 2008). Esses resultados foram semelhantes aos relatados por Kania *et al.* (2019) para sistemas com um tempo de operação superior a quatro anos.



**Figura 4.5** – a) Perfil de perda de massa e b) calorimetria de varredura diferencial registrados nos depósitos de lodo do WCV-SF em operação no Brasil.

A Figura 4.5b mostra o processo de degradação térmica exotérmica para a primeira e a segunda parte do gráfico, isto é, 200 - 400°C e 400 - 600°C, respectivamente. O gasto de energia por unidade de massa oxidada ( $E$ ) das amostras da unidade I (camada de depósito orgânico de 10 anos) (5 - 10 cm) foi ligeiramente menor na primeira parte ( $E_1$ ) em comparação com a segunda parte ( $E_2$ ) do gráfico. O aumento de energia associado aos picos se deve à evolução da natureza da matéria orgânica decomposta nessa faixa de temperatura (ACHOUR, 2008). Os constituintes da matéria orgânica particulada (abaixo de 400°C) são compostos de moléculas com baixa energia de ativação, onde ocorre intensa ruptura das cadeias poliméricas da hemicelulose, celulose e carboidratos.

Na Figura 4.5 e Tabela 4.3, observa-se que as amostras analisadas na unidade I (camada de depósito orgânico de 10 anos) apresentaram comportamento semelhante em relação à perda de massa total nas duas profundidades avaliadas (0 - 5 cm e 5 - 10 cm). Geralmente, o teor de

carbono lábil diminui com a profundidade, fato não observado neste experimento. Tal situação pode ser justificada pela estratégia de coleta do material na superfície das unidades, associada a um acúmulo desigual de sólidos relacionados ao sistema de distribuição de esgoto. Com alturas de lodo maiores que 5 cm próximo à extremidade de entrada do tubo de distribuição principal (mais próximo da caixa de acumulação) e próximo aos pontos de alimentação (ver detalhes na Figura 4.4b), a amostra de material coletada aleatoriamente na camada superficial de 0 - 5 cm da unidade I pode ter sido formado por um lodo mais novo (próximo à caixa de alimentação) e um lodo mais antigo (mais distante do tubo de alimentação), pois a coleta foi realizada em dois pontos diferentes. Porém, comparando com os valores do depósito orgânico da unidade II (0 - 5 cm), essa diferença não deve ter sido acentuada, mostrando que todas as amostras apresentaram boa mineralização. A coleta na profundidade de 5 - 10 cm foi realizada apenas na região com maior acúmulo (próximo aos pontos de alimentação), levando, por sua vez, a um lodo mais antigo.

Devido à remoção do lodo da camada superficial em fevereiro de 2017 na unidade II, a caracterização do material coletado foi realizada com tempo de acumulação inferior a dois anos e meio, independentemente do ponto de coleta.

Os índices térmicos  $R_{TGA}$  e  $R_{DSC}$  foram calculados e os resultados são apresentados na Tabela 4.3. O índice  $R_{TGA}$  indica a quantidade relativa da fração termicamente mais estável em relação à fração menos estável de constituintes orgânicos. Som *et al.* (2009) propõem como indicativo para compostos maduros o valor de 0,8 e destacam que esse índice apresenta alta sensibilidade a alterações químicas na matéria orgânica que ocorrem durante o processo de mineralização ao longo do tempo.

A amostragem do material mais antigo da unidade I (5 - 10 cm) levou a um índice  $R_{TGA}$  de 0,86. O índice de 0,79, próximo ao limite definido por Som *et al.* (2009), foi encontrado na camada de depósito orgânico (0 - 5 cm) das unidades I e II. Esses resultados confirmam a presença de uma fração orgânica lábil inferior, ou seja, um composto que já passou pelo processo de decomposição. Kania *et al.* (2019) reportaram valores acima de 0,8 para sistemas com mais de quatro anos de operação e 0,2 e 0,3 para sistemas considerados jovens (entre seis meses e um ano de operação).

Como visto na Figura 4.5b, o aumento da temperatura gerou dois picos exotérmicos. Em ambas as situações, a maior altura foi na unidade II, o primeiro pico certamente associado à maior quantidade de matéria orgânica facilmente biodegradável. Nas três amostras, o primeiro pico foi observado a uma temperatura entre 330 - 350°C. O segundo pico ocorreu em diferentes

faixas de temperatura (unidade 400 - 430°C na unidade II, 430 - 470°C e 420 - 450°C para as profundidades de 0 - 5 cm e 5 - 10 cm, respectivamente, para a unidade I). Essas diferenças podem atribuir diretamente à maturidade da MO (ACHOUR, 2008). Segundo Siewert (2001), a perda de massa em temperaturas entre 460 - 650°C está possivelmente relacionada à transformação da matéria orgânica em substâncias húmicas. À medida que a temperatura aumenta (400 - 600°C), ocorre degradação de compostos mais pesados, como lignina e substâncias poliaromáticas, exigindo mais energia para a ativação (MAGDZIARZ & WILK, 2013).

**Tabela 4.3** - Matéria orgânica, COT,  $R_{TGA}$ ,  $E_1$ ,  $E_2$  e  $R_{DSC}$  das amostras da camada de depósito orgânico analisadas.

Unidade	Profundidade (cm)	MO (%)	COT (%)	$R_{TGA}$	$E_1$ (J.m <sup>-1</sup> )	$E_2$ (J.m <sup>-1</sup> )	$R_{DSC}$
II	0 - 5	61.2	32.6	0.79	12.4	12.1	0.9
I	0 - 5	51.3	29.3	0.79	13.2	15.1	1.2
I	5 - 10	52.7	31.2	0.85	13.9	11.4	0.9

Unidade I: camada de depósito orgânico de 10 anos; Unidade II: camada de depósito orgânico com 2,5 anos de idade.

MO: teor de matéria orgânica; COT: carbono orgânico total;  $R_{TGA}$  e  $R_{DSC}$ : Índices térmicos;  $E_1$  e  $E_2$ : energia

A MO foi calculada com base na matéria seca total.

O índice  $R_{TGA}$  foi calculado com os dados de massa perdida entre 200 - 400°C ( $\Delta m_1$ ) e entre 400 - 600°C ( $\Delta m_2$ ).  $R_{TGA} = \Delta m_2 / \Delta m_1$ .

O gasto de energia por unidade de massa (J.mg<sup>-1</sup>)  $E_1$  e  $E_2$  foi calculado com base na quantidade de energia gasta referente à área de superfície da primeira (200 - 400°C) e da segunda (400 - 600°C) parte do gráfico, respectivamente.

O índice  $R_{DSC}$  foi calculado com base no consumo de energia da primeira e da segunda parte do gráfico.  $R_{DSC} = E_2 / E_1$  (ACHOUR, 2008).

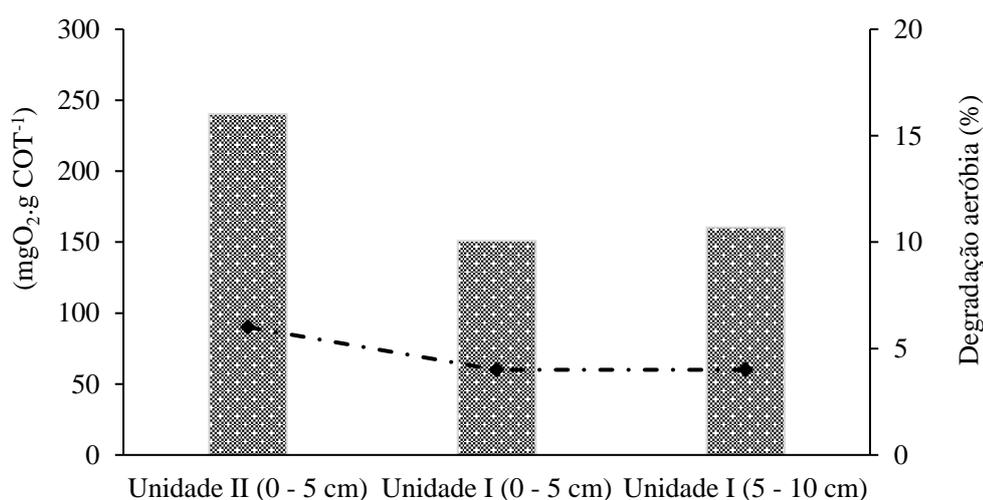
Os valores do índice  $R_{DSC}$  das amostras coletadas na unidade I (camada de depósito orgânico de 10 anos) nas profundidades de 0 - 5 e 5 - 10 cm foram 1,2 e 0,9, respectivamente, e 0,9 para a camada superficial da unidade II (2,5 - camada de depósito orgânico de anos). Kania *et al.* (2019) obtiveram valores mais altos para o índice  $R_{DSC}$  nos sistemas estudados.

#### 4.2.4.2.3 Biodegradabilidade da matéria orgânica do depósito de lodo

A porcentagem de biodegradabilidade do depósito de lodo coletado nas unidades I e II é apresentada na Figura 4.6. Os resultados referem-se ao acúmulo de oxigênio consumido após

28 dias de incubação a 30°C. Mais uma vez, foi observada a similaridade dos resultados obtidos nas camadas superficial (0 - 5 cm) e profunda (5 - 10 cm) da unidade I (camada orgânica de depósito de 10 anos), que apresentaram valores de 121 e 135 mgO<sub>2</sub>.gCOT<sup>-1</sup>, respectivamente. Maior consumo de oxigênio foi medida na amostra de 0 - 5 cm da unidade II (camada de depósito orgânico de 2,5 anos), com valores de 214 mgO<sub>2</sub>.gCOT<sup>-1</sup>. Estes resultados revelaram biodegradabilidade relativamente baixa e/ou baixa disponibilidade de matéria orgânica biodegradável.

Para sistemas considerados maduros, Kania *et al.* (2019) relataram valores entre 200 e 500 mgO<sub>2</sub>.gCOT<sup>-1</sup> com 14 dias de incubação. Amostras de sistemas considerados jovens exibiram alto nível de respiração (entre 1.700 e 2.500 mg O<sub>2</sub>.gCOT<sup>-1</sup>), indicando matéria orgânica facilmente biodegradável e disponível (KANIA *et al.*, 2019). Os resultados observados nas amostras brasileiras foram muito baixos comparados aos das amostras francesas. Isso parece confirmar o alto processo de mineralização nas condições brasileiras.



**Figura 4.6** - Biodegradação aeróbia medida nas amostras dos depósitos de lodo coletados no WCV-SF em operação no Brasil.

#### 4.2.4.2.4 Substâncias húmicas

As substâncias húmicas são compostas de ácido húmico, ácido fúlvico e huminas. Os ácidos húmicos constituem a maior fração de substâncias húmicas e têm alto peso molecular, originário da lignina. Os ácidos fúlvicos têm menor peso molecular, mais compostos fenólicos e grupos carboxílicos e menos estruturas aromáticas (ACHOUR, 2008).

A concentração de substâncias húmicas foi ligeiramente maior na unidade II (camada de depósito orgânico de 2,5 anos) (1.130 mg.kg<sup>-1</sup> de MS) do que nos dois pontos amostrados na

unidade I (camada de depósito orgânico de 10 anos) (729 e 921 mg.kg<sup>-1</sup> de MS), de acordo com o teste termogravimétrico (Figura 4.5). O conteúdo de ácidos fúlvicos e húmicos (chamados FULIS e HULIS, respectivamente, de acordo com Kania *et al.* (2019)) analisados em diferentes amostras é mostrado na Tabela 4.4. Quase a mesma quantidade de substâncias fúlvicas e húmicas foi encontrada na amostra da unidade II. Na unidade I, a maior quantidade (54%) foi de ácidos húmicos na camada de 5 - 10 cm, indicando maior grau de decomposição do material em comparação com a camada superior de 0 - 5 cm (38%).

O teor de ácido fúlvico mais facilmente assimilável diminui com o tempo de acumulação (ACHOUR, 2008). A relação  $C_{AH}/C_{AF}$  aumenta com a quantidade de material orgânico e, portanto, atesta a estabilidade da matéria orgânica. Francou (2003) propõe uma escala de maturidade dos compostos de acordo com o Índice de Humificação (IH) =  $C_{AH}/C_{AF}$ , indicando que um valor maior que 1,0 indica um composto maduro. Com base nesses dados, sugere-se que a matéria orgânica do lodo de profundidade de 5 - 10 cm da unidade I (camada de depósito orgânico de 10 anos) fosse estável e madura (com IH de 1,16). Por outro lado, a amostra de 0 - 5 cm da mesma unidade mostrou que o composto orgânico era menos estável (0,61), justificado pela camada que recebe esgoto bruto.

**Tabela 4.4** - Conteúdo de substâncias húmicas, ácidos fúlvicos e húmicos, e índice de estabilidade.

Unidade	Substâncias húmicas (mg.kg <sup>-1</sup> de MS)	Ácidos fúlvicos (% de COT)	Ácidos húmicos (% de COT)	IH
II (0 - 5 cm)	1130	49,7	50,3	1,01
I (0 - 5 cm)	729	62,3	37,7	0,61
I (5 - 10 cm)	921	46,3	53,7	1,16

Unidade I: camada de depósito orgânico de 10 anos; Unidade II: camada de depósito orgânico com 2,5 anos de idade.

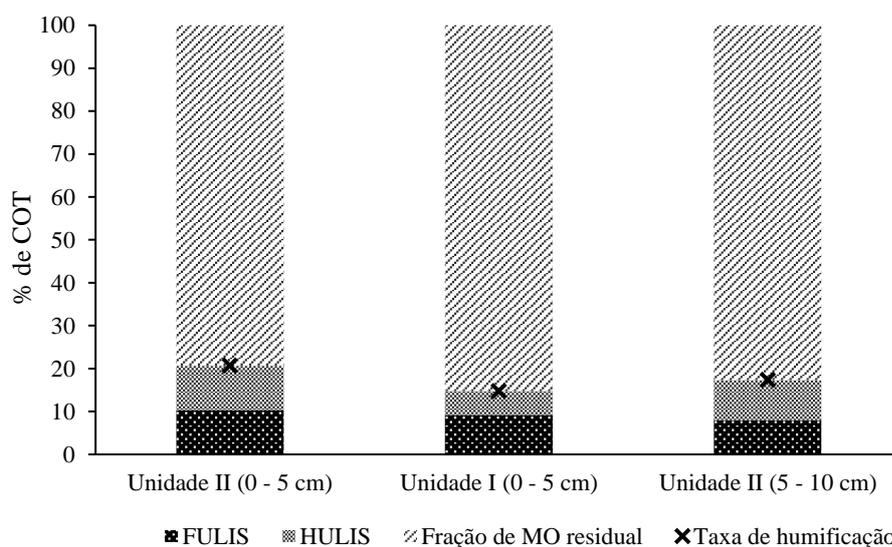
Cada valor é a média de três amostras replicadas (n = 3).

Índice de humificação (IH) = razão  $C_{HA}/C_{FA}$  (carbono relacionado a ácidos húmicos/carbono relacionado a ácidos fúlvicos).

Essa relação é sustentada pela composição química de grupos funcionais de ácidos húmicos que apresentam maior estabilidade (ACHOUR, 2008). O valor de 1,01 para a unidade II (camada de depósito orgânico de 2,5 anos) pode ser justificado pelo menor acúmulo de lodo na superfície, influenciando positivamente na rápida estabilização da matéria orgânica. A capacidade de filtração é menor e, conseqüentemente, a retenção de sólidos acaba sendo menor. Outra possibilidade é a secagem mais rápida por evapotranspiração da planta (influenciada pela

necessidade de reserva hídrica) na fina camada superior do lodo mais fresco, permitindo uma oxigenação mais rápida do depósito, contribuindo para intensa atividade biológica aeróbia.

A Figura 4.7 mostra a taxa de humificação (FULIS + HULIS) das amostras coletadas. Os valores encontrados de porcentagem de COT neste trabalho foram intermediários (15 e 17% para as profundidades de 0 - 5 cm e 5 - 10 cm, respectivamente, para a unidade I e 21% para a unidade II), comparados aos apresentados por Kania *et al.* (2019) para sistemas considerados jovens (12,5 e 10,3% de COT) e maduros (variando de 27,9 a 33,8% de COT). Essa classificação pode estar associada a maior porcentagem de COT das amostras coletadas no presente estudo. As taxas de carregamento por área de SST aplicadas (Tabela 4.2) revelam valores superiores às recomendações francesas, que pode explicar as diferenças nesses resultados.

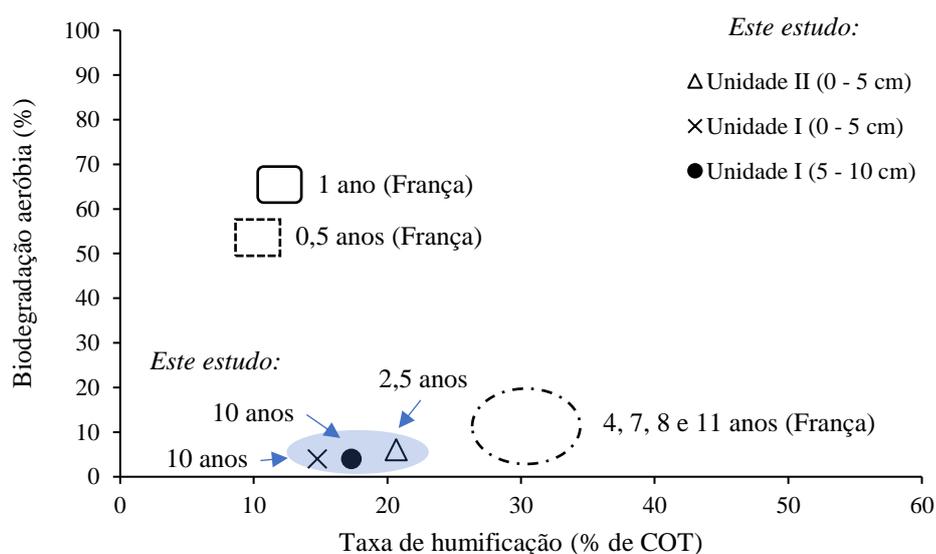


**Figura 4.7** – Distribuição das frações orgânicas e taxas de humificação medidas nas camadas de depósito orgânico na Unidade I (camada de depósito orgânico de 10 anos) e Unidade II (camada de depósito orgânico de 2,5 anos).

A Figura 4.8 correlaciona a biodegradabilidade com a taxa de humificação do material amostrado. Os resultados obtidos neste estudo são comparados com os encontrados por Kania *et al.* (2019) com depósito orgânico amostrado em sete estações de tratamento de esgoto (mesma configuração do presente estudo). Primeiro, é importante enfatizar que os resultados obtidos em amostras brasileiras são muito consistentes com os obtidos em sistemas operados na França. As amostras brasileiras eram realmente muito próximas das características dos depósitos de lodo maduro apresentados em Kania *et al.* (2019). Ao comparar 14 sistemas operando com uma ampla gama de configurações na França, esses autores mostraram que a

MO evoluiu rapidamente nos três primeiros anos de operação. Entre um a três anos de operação, um estado de equilíbrio muito semelhante foi alcançado, independentemente da implementação de tratamentos adicionais, condições locais e tempo de operação.

Considerando esta classificação, o depósito orgânico com 10 anos de idade, mas também a camada de depósito orgânico com 2,5 anos de idade, pode ser considerado um lodo maduro. É realmente uma novidade importante observar que o sistema brasileiro leva à mesma evolução e ao mesmo estado final para o depósito de lodo, apesar da diferença de condições climáticas, carga orgânica aplicada, área superficial e modos operacionais. Além disso, Kania *et al.* (2019) não investigaram lodo entre um e quatro anos de idade. A característica da camada de depósito orgânico com 2,5 anos de idade é mais próxima do lodo maduro do que o grupo de depósito de lodo jovem, confirmando claramente a rápida evolução do lodo no primeiro ano. No entanto, o clima brasileiro específico comparado ao francês (ou seja, temperatura mais alta) também pode ter contribuído para favorecimento da mineralização da MO.



**Figura 4.8** - Relação entre biodegradação aeróbia e taxa de humificação medida nos depósitos orgânicos de superfície (Unidade I: camada de depósito orgânico de 10 anos; Unidade II: camada de depósito orgânico de 2,5 anos, representada na área sombreada). (França): valores encontrados nos clássicos sistemas franceses com diferentes tempos de acumulação de depósitos orgânicos na França (KANIA *et al.*, 2019).

Governada por microrganismos, a estabilização do lodo por humificação depende da proporção de carbono em nitrogênio ou carbono em enxofre que pode ser melhorada com a incorporação da vegetação da planta na camada de depósito orgânico, tendendo a aumentar a decomposição desses materiais (HARTENSTEIN, 1981). Nesse caso, considerando que os franceses costumam usar a espécie *Phragmites australis*, vale ressaltar que as diferenças na

menor taxa de humificação podem estar relacionadas ao tipo de vegetação utilizada. Kania *et al.* (2019) não especificaram o tempo de colheita dos sistemas investigados, no entanto, se devido à morte ou ação do vento parte da planta atingir a camada de lodo, as espécies utilizadas pelos franceses têm maior altura e biomassa em comparação com o capim Tifton 85 (usado neste trabalho). Em *wetlands* construídos para tratamento de lodo, Nielsen & Larsen (2016) descrevem que a mistura da planta (*Phragmites australis* (Cav.) Trin. Ex Steudcom) com o lodo melhorou a estrutura e o processo de mineralização do composto.

Outra possível influência na humificação é devido ao número de aplicações no ciclo de alimentação. Os franceses geralmente aplicam menores números de pulsos na superfície do sistema (oito lotes por dia), em contraste com a presente pesquisa, que leva a pequenos intervalos de descanso entre os 24 lotes por dia. Essa condição permite que a camada de depósito permaneça em condições úmidas por mais tempo, o que, dependendo da porcentagem de umidade, pode reduzir significativamente a humificação (LARIONOVA *et al.*, 2017). Para entender melhor o processo de humificação, é necessário determinar os elementos que compõem o material orgânico por meio de análise elementar, não realizada para este trabalho.

#### 4.2.5 Conclusão

Com quase 10 anos de operação e tempo de acumulação, os resultados de MO: 51,3 e 52,7%,  $R_{TGA}$ : 0,79 e 0,85, IH: 0,61 e 1,16, respectivamente para as profundidades de 0 - 5 cm e 5 - 10 cm da camada de depósito, caracterizaram o sistema como maduro em termos de estabilização da matéria orgânica. Na unidade em que a camada de depósito orgânico havia sido removida anteriormente e apresentava apenas 2,5 anos de tempo de acumulação subsequente, o lodo indicou mineralização rápida, com resultados de MO: 61,2%,  $R_{TGA}$ : 0,79, IH: 1,01 para profundidade de 0 - 5 cm.

Apesar das diferenças nas idades da camada de depósito orgânico e nas condições climáticas entre o Brasil e a França, os lodos convergiram para características semelhantes à medida que os anos evoluíram, como atestado pelo lodo brasileiro de 10 anos e pelos diversos resultados de sistemas maduros na França. Até o lodo recente (acúmulo de 2,5 anos) tinha características semelhantes aos sistemas maduros da França.

A caracterização termoquímica, química e biológica destacou que a camada de depósito orgânico foi estabilizada pelo processo de mineralização e a natureza mutável da MO prova humificação.

Com base no tempo de acumulação e na altura da camada de depósito orgânico, a unidade I apresentou uma taxa de acumulação de lodo de  $0,75 \text{ cm.ano}^{-1}$  e a unidade II de  $0,64 \text{ cm.ano}^{-1}$ . Considerando a carga aplicada, essa taxa de acumulação é inferior à metade dos valores médios observados no clima temperado da França.

Essas conclusões foram baseadas em apenas um sistema de tratamento no Brasil, em comparação com os vários sistemas pesquisados na França. No entanto, os resultados obtidos, embora limitados em sua capacidade de generalização, ainda podem ser considerados como reveladores de uma direção importante para pesquisas futuras em sistemas de maior escala. A possibilidade de operar com área reduzida em regiões de clima quente, em comparação com o convencional Sistema Francês, é apoiada por essa pesquisa e publicações anteriores. No entanto, resultados consolidados a longo prazo são necessários antes que diretrizes de projeto específicas sejam desenvolvidas.

#### 4.2.6 Referências

ACHOUR, F., Caractérisation de la matière organique dans les ordures ménagères. Recherche d'indicateurs de stabilité (Characterization of organic matter in household rubbish – Search for stability indicators), *Thesis*, In.: Industrial and urban environmental Science, The National Institute of Applied Sciences of Lyon, Lyon, France, 173 p., 2008.

APHA/AWWA/WEF, *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 22nd ed. (Rice, E. W., Baird, R. B., Eaton, A. D. and Clesceri, L. S., eds). American Public Health Association (APHA), American Water Works Association (AWWA) and Water Environment Federation (WEF), Washington, DC, USA, 2012.

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

DOTRO, G., LANGERGRABER, G., MOLLE, P., NIVALA, J., PUIGAGUT, J., STEIN, O. & VON SPERLING, M., *Treatment Wetlands. Biological Wastewater Treatment Series*. IWA Publishing. Department of Sanitary and Environmental Engineering, v. 7, 172 p., 2017.

FRANCOU, C., Stabilisation de la matière organique au cours du compostage de déchets urbains: influence de la nature des déchets et du procédé de compostage - recherche d'indicateurs pertinents (Stabilization of organic matter during the composting of urban waste: influence of the nature of the waste and the composting process - search for relevant indicators), *Thesis*, In.: Institut National Agronomique Paris-Grignon Ecole Doctorale Abies, Paris, France, 288 p., 2003.

FU, G., GUO, Z., ZHANG, J., CHEN, Z. & WONG, M. H., Organic matter transplant improved purification performance of newly built constructed wetlands. *Ecological Engineering*, v. 83, p. 338-342, 2015.

HARTENSTEIN, R., Sludge Decomposition and Stabilization. *Science*, v. 212, n. 4496, p. 743-749, 1981.

- KANIA, M., GAUTIER, M., IMIG, A., MICHEL, P. & GOURDON, R., Comparative characterization of surface sludge deposits from fourteen French Vertical Flow Constructed Wetlands sewage treatment plants using biological, chemical and thermal indices. *Science of the Total Environment*, 647, p. 464-473, 2019.
- KANIA, M., GAUTIER, M., NI, Z., BONJOUR, E., GUÉGAN, R., MICHEL, P., JAME, P., LIU, J. & GOURDON, R., Analytical indicators to characterize Particulate Organic Matter (POM) and its evolution in French Vertical flow constructed wetlands (VFCWs), *Science of the Total Environment*, v. 622 - 623, p. 801-813, 2018a.
- 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 & Technology*, v. 77.1, p. 79-90, 2018b.
- KIM, B., GAUTIER, M., MICHEL, P. & GOURDON, R., Physical–chemical characterization of sludge and granular materials from a vertical low constructed wetland for municipal wastewater treatment. *Water Science & Technology*, v. 68, n. 10, 2257-2262, 2013.
- KIM, B., GAUTIER, M., RIVARD, C., SANGLAR, C., MICHEL, P. & GOURDON, R., Effect of aging on phosphorus speciation in surface deposit of a vertical flow constructed wetland. *Environmental Science & Technology*, v. 49, n. 8, p. 4903-4910, 2015.
- LARIONOVA, A. A., MALTSEVA, A. N., LOPES DE GERENYU, V. O., KVITKINA, A. K., BYKHOVETS, S. S., ZOLOTAREVA, B. N. & KUDEYAROV, V. N., Effect of Temperature and Moisture on the Mineralization and Humification of Leaf Litter in a Model Incubation Experiment. *Eurasian Soil Science*, v. 50, n. 4, p. 422-431, 2017.
- MAGDZIARZ, A. & WILK, M., Thermal characteristics of the combustion process of biomass and sewage sludge, *Journal of Thermal Analysis and Calorimetry*, v. 114, p. 519-529, 2013.
- MASI, F., BRESCIANI, R., MARTINUZZI, N., CIGARINI, G. & RIZZO, A., Large scale application of French reed beds: municipal wastewater treatment for a 20.000 inhabitant's town in Moldova. *Water Science & Technology*, v. 76.1, p. 134-146, 2017.
- MOLLE, P., French vertical flow constructed wetlands: a need of a better understanding of the role of the deposit layer. *Water Science & Technology*, v. 69.1, p. 106-112, 2014.
- MOLLE, P., LIÉNARD, A., BOUTIN, C., MERLIN, G. & IWEMA, A., How to treat raw sewage with constructed wetlands: an overview of the French systems. *Water Science & Technology*, v. 51, n. 9, p.11-21, 2006.
- 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.
- MORVANNOU, A., CHOUBER, J. M., VANCLOOSTER, M. & MOLLE, P., Modeling nitrogen removal in a vertical flow constructed wetland treating directly domestic wastewater. *Ecological Engineering*, v. 70, p. 379-386, 2014.
- MORVANNOU, A., TROESCH, S., ESSER, D., FORQUET, N., MOLLE, P. & PETITJEAN, A., Using one filter stage of unsaturated/saturated vertical flow filters for nitrogen removal and footprint reduction of constructed wetlands. *Water Science & Technology*, v. 76, n. 1-2, p. 124-133, 2017.
- NIELSEN, S. & LARSEN, J. D. Operational strategy, economic and environmental performance of sludge treatment reed bed systems – based on 28 years of experience. *Water Science & Technology*, v. 74.8, p. 1793-1799, 2016.
- PÁLFY, T. G., GERODOLLE, M., GOURDON, R., MEYER, D., TROESCH, S. & MOLLE, P., Performance assessment of a vertical flow constructed wetland treating unsettled combined sewer overflow. *Water Science & Technology*, v. 75, p. 2586-2597, 2017.

PRIGENT, S., BELBEZE, G., PAING, J., ANDRES, Y., VOISIN, J. & CHAZARENC, F., Biological characterization and treatment performances of a compact vertical flow constructed wetland with the use of expanded schist. *Ecological Engineering*, v. 52, p. 12-18, 2013.

SERRA-WITTLING, C., BARRIUSO, E. & HOUOT, S., Impact of composting type on composts organic matter characteristics. *The Science of composting*, Bertoldi edition, Bologne, p. 262-273, 1996.

SIEWERT, C., Investigation of the thermal and biological stability of soil organic matter. Technical University Berlin Institute of Ecology Soil Science Department, 127 p., 2001.

SOM, M. P., LEMEE, L. & AMBLES, A., Stability and maturity of a green waste and biowaste compost assessed on the basis of a molecular study using spectroscopy, thermal analysis, thermodesorption and thermochemolysis. *Bioresource Technology*, v. 100, ed. 19, p. 4404-4416, 2009.

STEFANAKIS, A. I., KOMILIS, D. P., TSIHRINTZIS, V. A., Stability and maturity of thickened wastewater sludge treated in pilot-scale sludge treatment wetlands, *Water Research*, v. 45, p. 6441-6452, 2011.

TREIN, C. M., GARCÍA ZUMALACARREGUI, J. A., MORAES, M. A. A. & VON SPERLING, M., Reduction of area and influence of the deposit layer in the first stage of a full-scale French system of vertical flow constructed wetlands in a tropical area. *Water Science & Technology*, v. 80.2, p. 347-356, 2019.

#### 4.3 Desempenho do wetland construído vertical - Sistema Francês (primeiro estágio) operando com ciclo de alimentação estendido

---

**Artigo publicado:** TREIN, C. M., GARCÍA ZUMALACARREGUI, J. A., MORAES, M. A. A. & VON SPERLING, M., Performance of a French system of vertical flow wetlands (first stage) operating with an extended feeding cycle. *Water Science Technology*, v. 80, n. 8, p. 1443-1455, 2019.

---

##### 4.3.1 Resumo

O objetivo deste trabalho foi avaliar o desempenho do tratamento do primeiro estágio de um *wetland* construído vertical – Sistema Francês (WCV-SF) durante um período prolongado de alimentação (sete dias), em duas unidades paralelas, para um equivalente populacional (e.p.) de 100 habitantes (total de  $0,6 \text{ m}^2 \cdot \text{e.p.}^{-1}$ ), nas condições climáticas subtropicais brasileiras. Uma das unidades possuía maior acúmulo de lodo na superfície, depositada ao longo de nove anos de operação, enquanto a outra unidade teve seu lodo removido antes dos experimentos. Ambas as unidades funcionaram com o meio insaturado. Foram realizadas quatro campanhas intensivas de monitoramento, cobrindo todos os dias do ciclo de alimentação, e os resultados foram comparados com os obtidos no monitoramento convencional (realizado no terceiro dia de alimentação). Os resultados indicaram que, durante os dias do ciclo de alimentação, as concentrações de oxigênio dissolvido diminuíram, mas ainda eram mantidas em valores suficientemente altos para a remoção da matéria orgânica. Portanto, a remoção da demanda química de oxigênio (DQO), embora não seja alta, permaneceu aceitável para o cumprimento dos padrões locais de descarga durante todo o período. A eficiência de remoção de  $\text{N-NH}_4^+$  e a produção de  $\text{N-NO}_3^-$  foram maiores no início do ciclo de alimentação, como resultado das condições aeróbias mais bem estabelecidas, com a taxa de nitrificação diminuindo a partir do terceiro dia de alimentação. O depósito de lodo parecia dificultar a percolação do líquido, principalmente no final do ciclo de alimentação, afetando a transferência de oxigênio. Devido à variabilidade dos resultados ao longo do ciclo de alimentação, se a amostragem for realizada uma vez por semana, é importante identificar o dia de amostragem que melhor representa o desempenho do sistema.

**Palavras-chave:** Países em desenvolvimento; Camada de depósito orgânico; Transferência de oxigênio; Esgoto bruto.

### 4.3.2 Introdução

Dentre as variantes do *wetland* construído de escoamento vertical descendente, uma das principais é representada pelo chamado Sistema Francês (WCV-SF), que tem como principal característica o tratamento de esgoto bruto (FONDER & HEADLEY, 2013). A configuração tradicional do WCV-SF compreende dois estágios de tratamento. O primeiro estágio possui três unidades em paralelo ( $1,2 \text{ m}^2.\text{e.p.}^{-1}$ ) com ciclos alternados de alimentação e repouso, e tem como objetivo principal a remoção de matéria orgânica e sólidos em suspensão. O segundo estágio compreende duas unidades ( $0,8 \text{ m}^2.\text{e.p.}^{-1}$ ), complementando o tratamento, visando principalmente a remoção de nitrogênio amoniacal (MOLLE *et al.*, 2005). Em países que não possuem padrões de descarga muito rigorosos, apenas o primeiro estágio do WCV-SF pode ser suficiente (LOMBARD LATUNE & MOLLE, 2017). Os requisitos de área podem ser ainda mais baixos em condições climáticas tropicais favoráveis aos processos biológicos. Segundo Lombard Latune & Molle (2017), uma boa capacidade de tratamento pode ser mantida com apenas duas unidades em paralelo no primeiro estágio.

Vários mecanismos ocorrem nesse tipo de sistema, como filtração, sedimentação e degradação microbiana (COOPER *et al.*, 1996). Esses processos ocorrem em um ciclo operacional de alimentação e repouso. Os períodos de alimentação e repouso devem ser eficazes no controle do crescimento bacteriano e na manutenção das condições aeróbias no meio filtrante. Devem ser efetivos para permitir a mineralização da matéria orgânica presente nos sólidos do esgoto bruto, que são retidos e acumulados na superfície das unidades, formando uma camada superficial de depósitos (MOLLE *et al.*, 2005). Com três unidades no primeiro estágio, a recomendação tradicional é alternar as unidades com três dias e meio de alimentação e sete dias de repouso (MOLLE *et al.*, 2005). Com apenas duas unidades em paralelo, as recomendações francesas, baseadas em um número limitado de sistemas tropicais pesquisados, são de três dias e meio de alimentação e o mesmo tempo para repouso (LOMBARD LATUNE & MOLLE, 2017).

A duração do período de alimentação e repouso influencia no desempenho hidráulico e na eficiência de remoção dos poluentes, refletindo diretamente na durabilidade e confiabilidade do sistema ao longo da vida operacional (TORRENS *et al.*, 2009). A alternância das unidades é considerada um requisito operacional mínimo para garantir a operação adequada do filtro. A ausência de alternância, ou alternância não controlada durante um ano de operação, resultou no colapso de um WCV-SF instalado na ilha de Mayotte. Após a remoção do lodo e retomada do

controle operacional, as unidades mostraram rápida resiliência, recuperando a nitrificação em poucos dias, devido às condições climáticas tropicais do país (MOLLE *et al.*, 2015).

De acordo com Torrens *et al.* (2009), embora suas investigações tenham sido com uma configuração ligeiramente diferente (sistemas de escoamento vertical - segundo estágio, alimentados com efluente de lagoa e usando areia como material filtrante), um período de alimentação superior a oito dias e / ou com curto período de repouso (três ou quatro dias) foi reconhecida como uma das principais causas de colmatação de um WCV-SF na França. Em seus estudos, a colmatação não foi observada quando o critério tradicional de três dias e meio de alimentação e sete dias de repouso foi seguido. Períodos de alimentação mais curtos podem ser aceitáveis sob condições de sobrecarga hidráulica, como em períodos de chuva. Para essa condição, Arias Lopez (2013) recomenda alimentação alternada das unidades a cada 100 pulsos, como forma de evitar inundações que prejudiquem a renovação de oxigênio.

Stefanakis & Tsihrintzis (2012), ao compararem períodos de repouso de quatro, seis e oito dias, mencionam que, para a decomposição da matéria orgânica, um período de quatro dias de repouso pode ser suficiente. No entanto, quando o objetivo é melhorar o processo de nitrificação, melhores eficiências de remoção do  $N-NH_4^+$  são obtidas com um período de repouso mais longo.

Para facilitar a operação em estações de tratamento de grande escala, a alternância da alimentação das unidades pode ser realizada uma vez por semana, com sete dias de alimentação e 14 dias de repouso (PRIGENT *et al.*, 2013). No entanto, os autores apontam que a taxa de nitrificação diminui a partir do terceiro dia de alimentação, devido à diminuição de oxigênio no meio, indicando a necessidade de alternância das unidades duas vezes por semana, ou seja, três dias e meio de alimentação e sete dias de repouso.

Considerando a diversidade de experiências encontradas na literatura, juntamente com estudos relativamente escassos que cobrem a duração do período de alimentação, especialmente em condições climáticas subtropicais, o objetivo deste estudo foi avaliar a dinâmica do sistema durante um ciclo de alimentação prolongado (sete dias) usando apenas duas unidades em paralelo. Nesta pesquisa específica, as alturas do depósito de lodo foram diferentes nas duas unidades, o que auxiliou na avaliação de sua influência no desempenho. Por fim, com base no desempenho ao longo dos sete dias, também foi incluída uma discussão sobre qual o melhor dia para coletar amostras representativas em programas de monitoramento baseados em amostragens semanais.

### 4.3.3 Material e métodos

#### 4.3.3.1 Descrição do local

Ver item 3.1.1.

#### 4.3.3.2 Monitoramento convencional durante 22 meses

Um monitoramento convencional de longo prazo, compreendendo quase dois anos (fevereiro de 2017 a dezembro de 2018), foi realizado semanalmente. Amostras do afluente e efluente das duas unidades foram coletadas no terceiro dia do ciclo operacional de alimentação. A seleção do terceiro dia ocorreu devido aos aspectos logísticos práticos, a fim de combinar a amostragem com outros sistemas de tratamento localizados no mesmo centro de pesquisa (CePTS). Além disso, essa medida também poderia permitir a comparação com a maioria dos outros sistemas que operam com ciclos de alimentação de três dias e meio, usualmente utilizado pelos franceses. As amostras foram analisadas em termos de pH, temperatura, oxigênio dissolvido (OD), demanda química de oxigênio (DQO), sólidos suspensos totais (SST), nitrogênio total *Kjeldahl* (NTK), nitrogênio amoniacal (N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>), nitrogênio nitrito (N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>) e nitrogênio nitrato (N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>), seguindo as recomendações *Standard Methods* (APHA/AWWA/WEF, 2012).

#### 4.3.3.3 Monitoramento intensivo ao longo dos dias do ciclo de alimentação

Além do monitoramento convencional, o monitoramento intensivo da qualidade do afluente e efluente foi realizado durante todos os dias de operação durante o período de alimentação (sete dias) em quatro campanhas de amostragem específicas (duas na unidade I e duas na unidade II). Todas as amostragens foram realizadas pela manhã, com amostras compostas no efluente, coletadas a cada cinco minutos. As campanhas foram realizadas da seguinte forma: unidade I (com lodo depositado na superfície): Ia) 16/03/2017 até 22/03/2017 e Ib) 26/06/2018 até 03/07/2018; unidade II (com lodo previamente removido): IIa) 25/07/2017 até 01/08/2017 e IIb) 29/08/2017 até 05/09/2017.

Nenhuma chuva ocorreu nos dias de monitoramento e as temperaturas médias mensais do ar variaram de 18 a 23°C. Devido aos problemas não contabilizados, não foi possível coletar

amostras nos dois dias da última campanha de monitoramento na unidade I (com lodo acumulado na superfície). No entanto, supõe-se que esses dados ausentes não afetaram a avaliação do comportamento do sistema. Por motivos logísticos, não foi possível realizar mais campanhas de monitoramento intensivo. No entanto, com base no longo tempo de operação das unidades (mais de nove anos), acredita-se que o sistema já estava maduro e não apresentaria variações substanciais durante o período de estudo de dois anos desta pesquisa específica.

#### 4.3.3.4 Análise estatística

As análises estatísticas para a comparação entre as unidades 'com lodo acumulado na superfície' e 'com lodo previamente removido' com os resultados do monitoramento intensivo foram realizadas usando o teste U não paramétrico de *Mann-Whitney* para amostras independentes com nível de significância de 0,05, usando o *software Statistica* 10.0.

#### 4.3.4 Resultados e discussão

##### 4.3.4.1 Desempenho do tratamento com base no monitoramento convencional (22 meses)

Essa caracterização abrangeu um conjunto com maior número de dados (22 meses) do que os apresentados no item 4.1.4.1 (tempo de monitoramento de 15 meses) desse trabalho.

O monitoramento a longo prazo permite obter uma boa compreensão do comportamento de um sistema de tratamento. A capacidade de tratamento muda com o aumento do número de anos de operação, influenciada pelos processos físicos, químicos e biológicos, com ênfase na camada de depósito de lodo acumulada na superfície das unidades. A evolução da espessura da camada de lodo leva a uma melhor eficiência de filtração e retenção dos sólidos e melhor distribuição do líquido na superfície, favorece a adsorção de matéria orgânica e outros constituintes, além de promover uma condição mais favorável para a atividade biológica (MOLLE, 2014).

O tempo de operação influencia nas características do depósito de lodo e WCV-SF com mais de três anos de operação podem ser classificadas como sistemas maduros (KANIA *et al.*, 2019). De acordo com Paing *et al.* (2015), um sistema requer de um a dois anos de operação para acumular lodo, para que funcione como uma matriz de filtração, levando ao melhor desempenho em termos de remoção de poluentes. O sistema deste estudo teve quase nove anos

de operação, o que levou à ideia de remover o depósito de lodo da superfície de uma das unidades (unidade II) para permitir uma comparação da influência dessa camada de depósito no desempenho do tratamento.

As principais características (número de amostras, medianas das concentrações efluente, coeficientes de variação e eficiência de remoção) dos parâmetros analisados durante o período de monitoramento convencional (fevereiro de 2017 a dezembro de 2018 - total de 22 meses) estão resumidas na Tabela 4.4. A Figura 4.9 apresenta os gráficos das concentrações afluente e efluente e a interpretação geral dos resultados é feita nas subseções seguintes. Deve-se lembrar que o monitoramento convencional foi realizado semanalmente, com as amostras coletadas no terceiro dia do período de alimentação, também no período da manhã.

**Tabela 4.5** - Caracterização do efluente com base no monitoramento convencional (fevereiro de 2017 a dezembro de 2018), abrangendo a unidade I (com lodo acumulado na superfície) e a unidade II (com lodo previamente removido). Unidades com meio insaturado.

Parâmetro	Unidade I (com lodo acumulado na superfície)			Eficiência de remoção (%)	Unidade II (com lodo previamente removido)			Eficiência de remoção (%)
	n	Mediana	CV		n	Mediana	CV	
Temperatura (°C)	26	26,0	0,30	-	26	25,9	0,34	-
pH	29	7,0	0,08	-	25	7,1	0,32	-
OD (mg.L <sup>-1</sup> )*	21	3,4	0,40	-	24	4,60	0,22	-
DQO (mg.L <sup>-1</sup> )	28	157	0,41	60	19	130	0,33	63
SST (mg.L <sup>-1</sup> )*	24	58	0,77	84	21	69	0,38	76
NTK (mg.L <sup>-1</sup> )	28	17,6	0,52	60	24	17,2	0,41	54
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	28	14,6	0,44	54	24	15,2	0,38	59
N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	26	0,1	0,86	-	21	0,1	0,90	-
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	23	17,4	0,74	-	21	14,1	0,85	-
NT (mg.L <sup>-1</sup> )	21	35,7	0,40	-	20	31,5	0,50	-

n: número de amostras

CV = coeficiente de variação = desvio padrão ÷ média

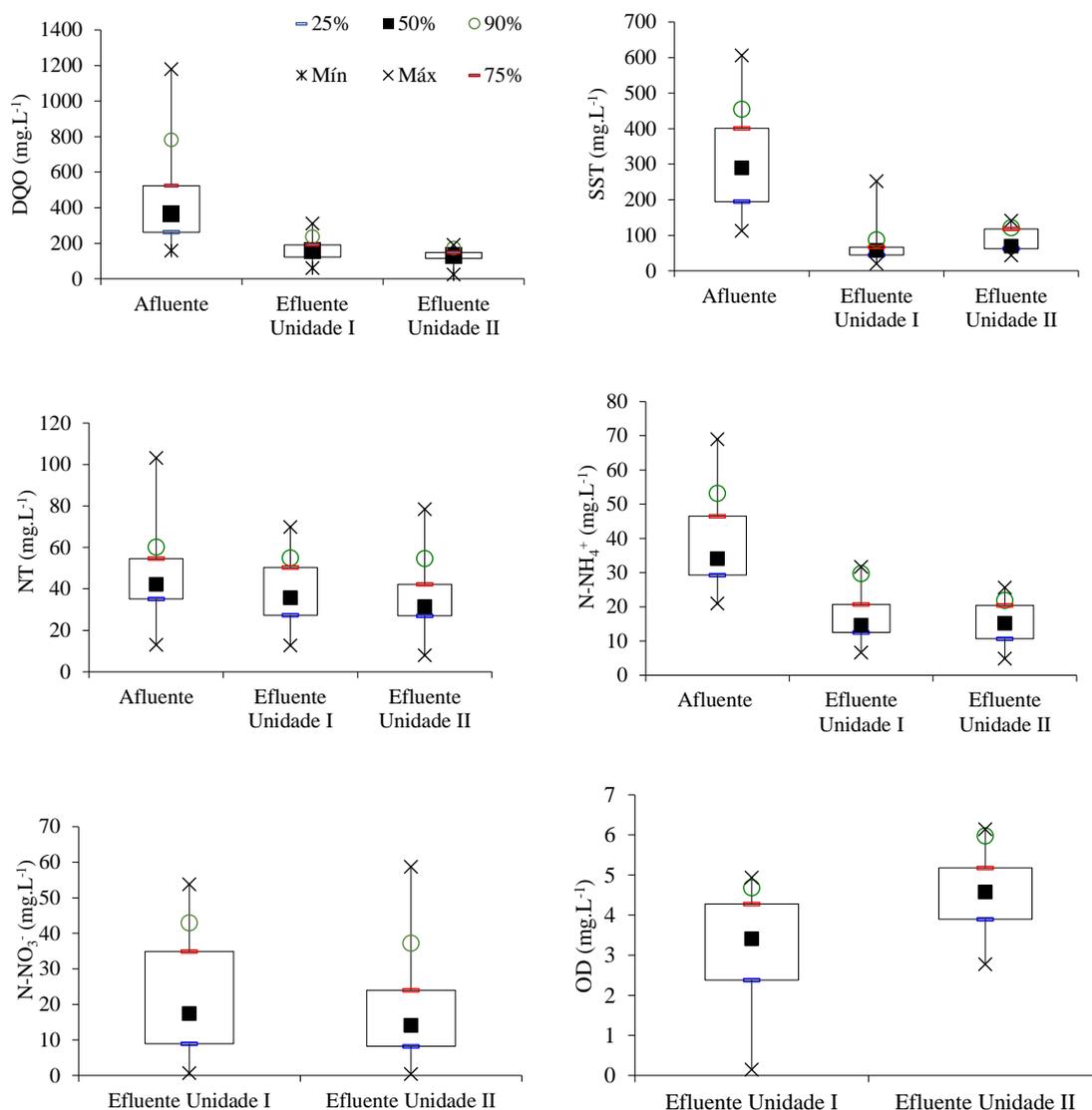
Eficiência de remoção (%) =  $100 \times (\text{mediana afluente} - \text{mediana efluente}) \div \text{mediana afluente}$

(\*) Diferença significativa ( $p < 0,05$ ) pelo teste U de *Mann-Whitney*

As concentrações do afluente (ver Figura 4.9) estão dentro da faixa típica indicada por von Sperling (2007) para as condições brasileiras. Comparado à europeia (MOLLE *et al.*, 2005; MORVANNOU *et al.*, 2017), o esgoto bruto neste estudo é mais diluído, com menores concentrações de matéria orgânica e NTK. No Brasil, concentrações mais baixas são geralmente encontradas em grandes cidades (como é o caso de Belo Horizonte), em comparação com pequenas cidades nas áreas rurais (VON SPERLING, 2007).

A alta temperatura do líquido predominante (26°C) indicou condições favoráveis ao tratamento biológico. Os valores médios do pH afluente das unidades I e II foram 7,3 e 7,2, respectivamente. No efluente, o pH diminuiu ligeiramente, possivelmente associado à nitrificação que ocorreu. O oxigênio dissolvido aumentou em ambas as unidades, com valores significativamente mais altos encontrados na unidade com a camada de depósito mais fina (unidade II), indicando que essa camada é responsável por uma diminuição na transferência de oxigênio e/ou um aumento na atividade biológica, o que levou para um maior consumo de oxigênio. Durante esses 22 meses de monitoramento, o desempenho em termos de remoção de matéria orgânica não foi muito bom, mas ainda suficiente para permitir a conformidade com os regulamentos locais (DQO máximo de 180 mg.L<sup>-1</sup> ou eficiência mínima de remoção de 55% - DN COPAM / CERH 01/2008).

Em termos de SST e NTK, o desempenho pode ser considerado bom, levando em consideração que o sistema era composto por apenas duas unidades em paralelo. Dentre esses parâmetros, os SST apresentaram diferença significativa quando comparado aos valores de concentração efluente nas duas unidades, apresentando melhores resultados na unidade com maior acúmulo de lodo na superfície. Essa condição se deve à melhor interceptação e filtração resultante da menor porosidade dessa camada em comparação com o material filtrante do sistema, conforme destacado por Molle (2014). Como esperado, devido à ausência de mecanismos específicos, a remoção total de nitrogênio não foi alta, mas houve uma conversão substancial na forma oxidada de nitrato como resultado da nitrificação.



**Figura 4.9** - Gráficos *boxplot* das concentrações afluente e efluente do monitoramento rotineiro: DQO, SST, NT, N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> e OD. Unidade I (com lodo acumulado na superfície) e unidade II (com lodo previamente removido).

#### 4.3.4.2 Resultados do monitoramento intensivo ao longo do ciclo de alimentação

Os valores obtidos a partir da caracterização do esgoto bruto (afluente) e efluente das unidades I (com lodo acumulado na superfície) e II (com lodo previamente removido) nos sete dias que compuseram o período de alimentação nas quatro campanhas de monitoramento intensivo são apresentados na Tabela 4.4. A seguir, são apresentados e discutidos os principais resultados das campanhas intensivas de monitoramento.

**Tabela 4.6 - Concentrações do afluente e efluente e eficiências de remoção durante todo o monitoramento intensivo da unidade I (com lodo acumulado na superfície) e da unidade II (com lodo previamente removido).**

Tempo acumulado durante o período de alimentação (d)	Unidade I (com lodo acumulado na superfície) (monitoramento Ia)								Unidade I (com lodo acumulado na superfície) (monitoramento Ib)							
	0	1	2	3	4	5	6	7	0	1	2	3	4	5	6	7
Número acumulado de pulsos durante o período de alimentação	(*)	24	48	72	96	120	144	168 (**)	(*)	24	48	72	96	120	144	168 (**)
Temperatura afluente (°C)	25,8	27,2	27,8	27,8	24,7	26,4	25,0	-	24,1	20,3	23,1	20,7	-	-	22,5	23,5
pH afluente	6,8	7,0	7,2	7,3	7,3	7,4	7,3	-	7,3	7,3	7,7	7,3	-	-	7,4	7,1
pH efluente	6,5	6,9	6,9	6,9	6,9	7,0	7,1	-	7,1	6,9	6,9	6,8	-	-	6,8	7,1
DQO afluente (mg.L <sup>-1</sup> )	-	417	493	713	299	427	618	-	423	429	425	312	-	-	577	432
DQO efluente (mg.L <sup>-1</sup> )	320	192	163	141	138	147	123	-	134	94	94	109	-	-	148	89
NTK afluente (mg.L <sup>-1</sup> )	63,4	40,2	37,8	46,3	48,9	57,3	47,6	-	36,6	39,0	24,4	50,6	-	-	48,8	39,6
NTK efluente (mg.L <sup>-1</sup> )	10,5	11,6	17,6	15,3	21,0	18,8	20,5	-	18,3	15,3	9,8	13,4	-	-	21,3	18,3
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> afluente (mg.L <sup>-1</sup> )	61,0	33,5	27,4	36,6	40,6	34,2	26,5	-	34,8	33,5	22,0	40,9	-	-	36,6	31,1
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> efluente (mg.L <sup>-1</sup> )	9,9	11,4	16,5	14,2	16,1	12,8	15,6	-	15,9	12,2	7,3	11,0	-	-	18,3	14,6
N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> efluente (mg.L <sup>-1</sup> )	0,3	0,6	0,2	0,8	0,2	3,1	0,1	-	0,1	0,01	0,02	0,01	-	-	0,06	0,09
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> efluente (mg.L <sup>-1</sup> )	-	19,7	17,3	11,8	9,3	6,0	11,5	-	48,1	13,3	6,8	6,0	-	-	6,6	7,2
Tempo acumulado durante o período de alimentação (d)	Unidade II (com lodo previamente removido) (monitoramento IIa)								Unidade II (com lodo previamente removido) (monitoramento IIb)							
	0	1	2	3	4	5	6	7	0	1	2	3	4	5	6	7
Número acumulado de pulsos durante o período de alimentação	(*)	24	48	72	96	120	144	168 (**)	(*)	24	48	72	96	120	144	168 (**)
Temperatura afluente (°C)	25,2	23,0	22,0	18,1	21,1	17,0	17,9	20,3	21,6	25,6	26,4	22,7	20,8	20,6	19,9	22,3
pH afluente	8,2	7,0	7,5	7,3	7,5	7,5	7,4	7,1	7,6	7,3	7,5	7,5	7,2	6,9	7,1	7,1
pH efluente	7,8	6,9	7,4	7,2	7,1	7,4	7,4	7,1	7,2	6,8	7,2	7,1	7,2	7,0	7,0	7,0
DQO afluente (mg.L <sup>-1</sup> )	386	654	265	327	369	335	265	616	406	404	540	158	256	259	413	782
DQO efluente (mg.L <sup>-1</sup> )	222	101	129	113	80	80	102	429	208	86	177	67	51	194	79	39
NTK afluente (mg.L <sup>-1</sup> )	84,2	72,6	63,4	60,4	50,6	54,9	53,1	86,0	75,0	92,1	54,9	64,6	63,4	49,4	56,7	46,3
NTK efluente (mg.L <sup>-1</sup> )	25,6	19,5	32,9	27,4	36,6	36,0	37,2	48,8	34,2	29,9	10,4	22,6	26,9	22,0	22,6	11,6
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> afluente (mg.L <sup>-1</sup> )	72,6	51,8	52,5	56,1	42,7	42,7	43,9	58,5	51,2	59,1	46,0	61,6	56,1	44,5	43,3	45,1
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> efluente (mg.L <sup>-1</sup> )	23,8	18,3	25,6	27,4	23,2	31,7	33,0	38,4	25,6	22,0	20,1	21,3	23,2	19,0	23,2	12,2
N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> efluente (mg.L <sup>-1</sup> )	0,4	0,3	0,2	0,1	0,1	0,1	0,1	1,5	1,7	0,1	0,1	0,1	0,1	0,4	0,4	0,3
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> efluente (mg.L <sup>-1</sup> )	48,7	35,2	14,0	14,8		9,8	8,4	5,5	41,2	19,7	16,6	13,6	16,0	10,3	26,4	19,0
Eficiência de remoção (%)	Unidade I (com lodo acumulado superfície) (monitoramento Ia)								Unidade I (com lodo acumulado na superfície) (monitoramento Ib)							
DQO	-	54	67	80	54	66	80	-	68	78	78	65	-	-	74	79
NTK	83	71	53	67	57	67	57	-	50	61	60	73	-	-	56	54
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	84	66	40	61	60	62	41	-	54	64	67	73	-	-	50	53
Eficiência de remoção (%)	Unidade II (com lodo previamente removido) (monitoramento IIa)								Unidade II (com lodo previamente removido) (monitoramento IIb)							
DQO	43	85	51	66	78	76	61	30	49	79	67	57	80	25	81	95
NTK	70	73	48	55	28	34	30	43	54	68	78	65	58	56	60	75
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	67	65	51	51	46	26	25	34	50	63	63	65	59	58	46	73

Campanhas de monitoramento: Unidade I: Ia) 16/03 a 22/03/2017 e Ib) 26/06 a 07/07/2018; Unidade II: IIa) 25/07 a 08/08/2017 e IIb) 29/08 a 05/09/2017

(\*) primeiro pulso do ciclo de alimentação (\*\*) último pulso do ciclo de alimentação. -: dados ausentes (devido a razões logísticas ou problemas inesperados). As concentrações de NOx (N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup> e N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) não foram analisadas no afluente.

### a) Remoção de matéria orgânica

Os valores das concentrações afluentes no monitoramento intensivo em termos de DQO variaram de 158 a 782 mg.L<sup>-1</sup>. Com base nas concentrações medianas de 427 e 379 mg de DQO.L<sup>-1</sup> e vazão de 12,7 m<sup>3</sup>.d<sup>-1</sup>, as unidades I e II receberam, durante a alimentação, um carregamento orgânico médio de 184 g DQO.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup> (61% da carga de projeto) e 164 g DQO.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup> (55% da carga de projeto), respectivamente. O valor de referência para o carregamento do projeto foi de 300 g DQO.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup> para três unidades em paralelo, de acordo com as recomendações de Molle et al. (2005).

Embora em alguns dias de alimentação, durante as campanhas intensivas de monitoramento, a carga orgânica aplicada estivesse acima das recomendações de Molle *et al.* (2005), a eficiência de remoção em termos de concentração de DQO, dia a dia, foi suficiente para atender às regulamentações locais. As concentrações médias de DQO no efluente de ambas as unidades (unidade I: 147 e 101 mg.L<sup>-1</sup>, campanhas intensivas Ia e Ib, respectivamente; unidade II: 107 e 82 mg.L<sup>-1</sup>, as campanhas IIa e IIb, respectivamente) foram semelhantes às relatadas por Lombard Latune & Molle (2017). Esses pesquisadores, investigando sistemas em regiões tropicais com duas unidades em paralelo (0,8 m<sup>2</sup>.e.p.<sup>-1</sup>), relataram eficiência de remoção consistente, conforme exigido na legislação dos países investigados. Obtiveram eficiência de remoção consistente de DQO em 75% e uma concentração no efluente de 125 mg.L<sup>-1</sup> (com uma carga de 284 g DQO m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>) em um sistema com 30 cm de profundidade total. Os autores também obtiveram eficiência de remoção de 90% e concentração efluente de 100 mg.L<sup>-1</sup> (com 186 g DQO m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>), com profundidade das unidades de 80 cm e com tubulação de aeração passiva localizado na camada intermediária - 40 cm. Operados em condições climáticas tropicais, ambos os sistemas alternavam unidades com três dias e meio de alimentação e o mesmo tempo para repouso.

Nas campanhas de monitoramento intensiva, a unidade I obteve eficiência de remoção ligeiramente melhor em termos de DQO do que a unidade II (com lodo previamente removido), com valores medianos dos sete dias de 71 e 68%, respectivamente. No entanto, as diferenças não foram estatisticamente significantes ( $p = 0,561$ ). No monitoramento convencional, a eficiência de remoção foi de 60 e 63%, respectivamente, para as unidades I e II. A menor eficiência de remoção obtida nesse monitoramento pode estar relacionada a fatores como diluição do afluente durante eventos de chuva (todas as campanhas de monitoramento intensivo foram realizadas com o tempo seco), cargas orgânicas variáveis que prevaleceram no período

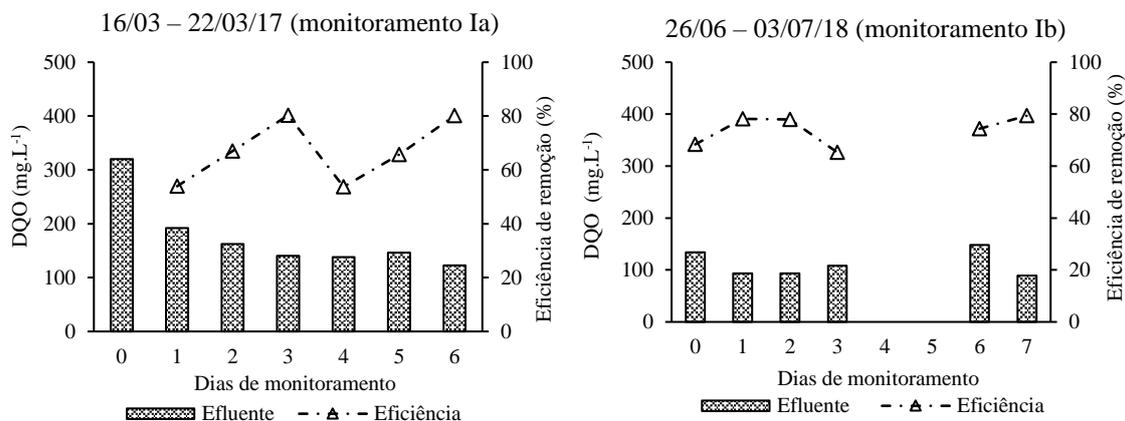
mais longo de 22 meses e diferentes alturas da camada de lodo presente na superfície das unidades. As taxas médias de acúmulo de lodo nas unidades estudadas foram de  $0,92 \text{ cm.ano}^{-1}$  na unidade I e  $0,42 \text{ cm.ano}^{-1}$  na unidade II (TREIN *et al.*, 2019).

As concentrações de DQO no efluente também variaram ao longo do tempo de alimentação. Uma concentração mais alta de DQO no efluente no dia 0 foi observada em todas as campanhas (Figura 4.10). Provavelmente, isso ocorreu devido à liberação de sólidos e biofilme do interior do leito ou do tubo de drenagem quando o primeiro pulso foi aplicado. O pico de concentração de DQO ( $429 \text{ mg.L}^{-1}$ ) no último dia de monitoramento IIa não seguiu os outros padrões, e uma possível explicação para esse evento poderia ser o desprendimento do biofilme causado por alterações nas características da biomassa ao longo do período de alimentação. Ao interpretar os gráficos, devemos lembrar que, por uma questão de simplicidade, eles exibem apenas concentrações efluentes e eficiências de remoção, o que às vezes é insuficiente para caracterizar toda a dinâmica que ocorre nas unidades de tratamento e nas cargas afluentes.

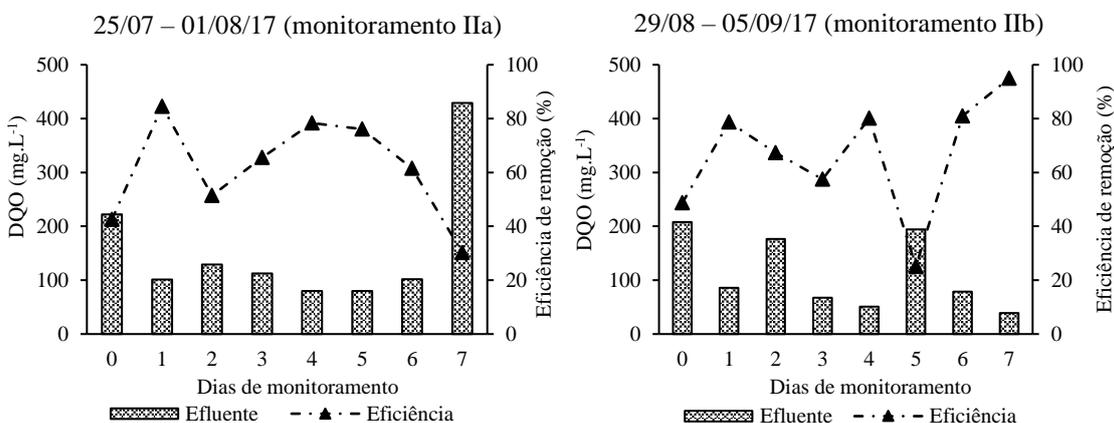
À medida que as concentrações afluente e efluente variavam, a eficiência de remoção de DQO variava diariamente durante os ciclos de alimentação. Isso pode estar relacionado à carga orgânica aplicada e ao potencial de filtração das unidades. A unidade II apresentou maior variação dos resultados, justificada pela menor capacidade de retenção e filtração de sólidos devido à menor altura da camada de depósito, também associada a menor atividade microbiana na camada superficial presente no lodo. Os valores de concentração no efluente das unidades I e II estavam de acordo com os objetivos de tratamento do primeiro estágio do Sistema Francês, demonstrando a adequação desse sistema, mesmo que operando com apenas duas unidades.

Comparando as duas estratégias de monitoramento (intensivo e convencional), pode-se observar que o terceiro dia do monitoramento convencional pode representar o comportamento das unidades nos sete dias do ciclo de alimentação, excluindo o primeiro pulso (dia 0) e o último dia de alimentação do ciclo prolongado de sete dias. Isso foi endossado pelos resultados apresentados por Moraes *et al.* (2019), que indicaram um comportamento hidráulico diferente no primeiro e no sétimo dia do ciclo de alimentação no sistema da presente pesquisa.

### Unidade I (com lodo acumulado na superfície)



### Unidade II (com lodo previamente removido)



**Figura 4.10** - Concentrações efluente (mg.L<sup>-1</sup>) e eficiência de remoção em termos de DQO (%) nos sete dias do ciclo de alimentação. Unidade I (com lodo acumulado na superfície) e unidade II (com lodo previamente removido).

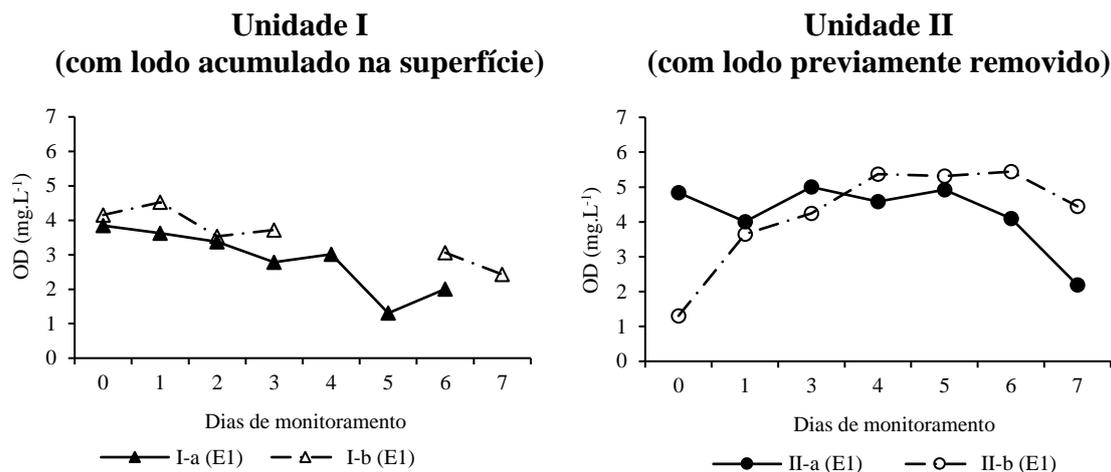
#### b) Oxigênio dissolvido

Como esperado, à medida que o líquido penetrava no meio filtrante, as concentrações de oxigênio dissolvido do efluente aumentavam (Figura 4.11), considerando que o esgoto bruto apresentava concentrações típicas de OD nulo (dados não apresentados). Durante todo esse período prolongado de sete dias de alimentação, os valores medianos das concentrações de OD nos efluentes foram 3,0 e 3,6 mg O<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup> nas campanhas Ia e Ib, respectivamente, na unidade I e 4,7 mg O<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup> em ambas as campanhas na unidade II. Esses valores foram semelhantes aos obtidos no monitoramento convencional (3,4 e 4,6 mg.L<sup>-1</sup>, respectivamente, nas unidades I e II).

A transferência de oxigênio para o meio filtrante pode ser obtida por convecção devido à aplicação em pulso, difusão e aeração passiva (PLATZER, 1999; MOLLE *et al.*, 2006). Como as duas unidades trabalharam com as mesmas condições operacionais (número de pulsos, taxa de aplicação hidráulica instantânea) e nenhuma chuva foi registrada durante as campanhas de monitoramento, as menores concentrações de OD medidas na unidade I (com diferença significativa  $p < 0,005$ ) provavelmente foram influenciadas principalmente pelo maior acúmulo do depósito de lodo na superfície (altura média de 7,2 cm), em comparação com a unidade II (altura média do lodo de apenas 0,5 cm no final de todas as campanhas) (resultados apresentados em Trein *et al.* (2019)) - ver Figura 4.3 e Tabela 4.4.

De acordo com Molle *et al.* (2006) e Molle (2014), quanto maior a altura da camada de lodo, maior a quantidade de água imobilizada, o que, por sua vez, influencia negativamente na taxa de infiltração e a renovação de oxigênio no meio filtrante. Desse modo, Molle (2014) enfatiza que as cargas hidráulicas e orgânicas devem ser bem controladas a fim de favorecer a mineralização da camada de depósito, caso contrário, podem ocorrer limitações na transferência de oxigênio (convecção e difusão) devido ao excesso de água superficial, influenciando no desempenho do sistema. Garcia Zumalacarregui (2018), pesquisando o mesmo sistema investigado nesta tese, demonstrou com uso de traçador gasoso (propano), que a taxa de transferência de oxigênio na unidade I foi de  $194 \text{ g O}_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$  e na unidade II foi de  $230 \text{ g O}_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ , sugerindo a influência negativa do acúmulo de lodo na camada superficial. Além da menor altura da camada de lodo, Garcia Zumalacarregui (2018) apontou que a posição elevada do tubo de distribuição (0,25 m acima da superfície do meio filtrante) desempenhou papel importante na transferência de oxigênio devido à aeração por gravidade.

Em geral, o regime de alimentação prolongado de sete dias foi associado a uma diminuição na concentração de oxigênio com o passar do tempo. Para todas as campanhas de monitoramento realizadas, a concentração diminuiu substancialmente do quarto para o sétimo dia de alimentação. É importante notar que, no último dia de alimentação, a camada superior das unidades apresentou sinais de saturação hidráulica. Essa condição pode dificultar a transferência de oxigênio para o leito e a remoção de poluentes. As menores concentrações de OD no efluente da unidade I também podem estar relacionadas ao maior desenvolvimento e metabolismo das bactérias que oxidam a matéria orgânica presente na camada de lodo.



**Figura 4.11** - Concentração de oxigênio dissolvido no efluente das unidades I e II durante o ciclo de sete dias de alimentação.

Em um estudo realizado na mesma estação de tratamento, após apenas dois anos do início de operação, foram identificadas concentrações médias de  $5,1 \text{ mg O}_2.\text{L}^{-1}$  no efluente, mas com estratégia operacional de dois dias e meio de alimentação e quatro dias e meio de repouso, utilizando três unidades em operação ( $0,9 \text{ m}^2.\text{e.p}^{-1}$ ) (LANA *et al.*, 2013). Vale ressaltar que, com o passar do tempo (sete anos de operação), as condições de transferência de oxigênio no meio filtrante podem ter sido afetadas, principalmente influenciadas pelo maior acúmulo de sólidos na parte superior das unidades, duração do tempo de alimentação mais longo (sete dias, em oposição aos dois dias e meio utilizados anteriores) e a utilização de apenas duas unidades (em oposição as três unidades em paralelo utilizadas por Lana *et al.* (2013)). No entanto, mesmo com essas modificações, as concentrações de OD no efluente permaneceram altas durante todos esses anos.

### c) Transformações nas frações nitrogenadas

Em termos de remoção de nitrogênio, espera-se que a utilização de apenas o primeiro estágio do Sistema Francês apresente limitações para obter nitrificação total, com eficiência de nitrificação estimada em cerca de 50%, para cargas aplicadas variando de  $25$  a  $30 \text{ g NTK.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ , nas condições francesas (MOLLE *et al.*, 2005). Vários fatores podem ser influentes, como condições operacionais (alternância das unidades, estratégias de alimentação, cargas hidráulicas e orgânicas aplicadas), taxa de transferência de oxigênio para o interior do filtro, composição das águas residuárias afluentes, considerações de projeto (altura e características da material

filtrante) ou parâmetros externos (nível de manutenção e condições climáticas) (BOLLER *et al.*, 1993; MOLLE *et al.*, 2006; TORRENS *et al.*, 2009; MOLLE, 2014; MILLOT *et al.*, 2016; NAKAMURA *et al.*, 2016).

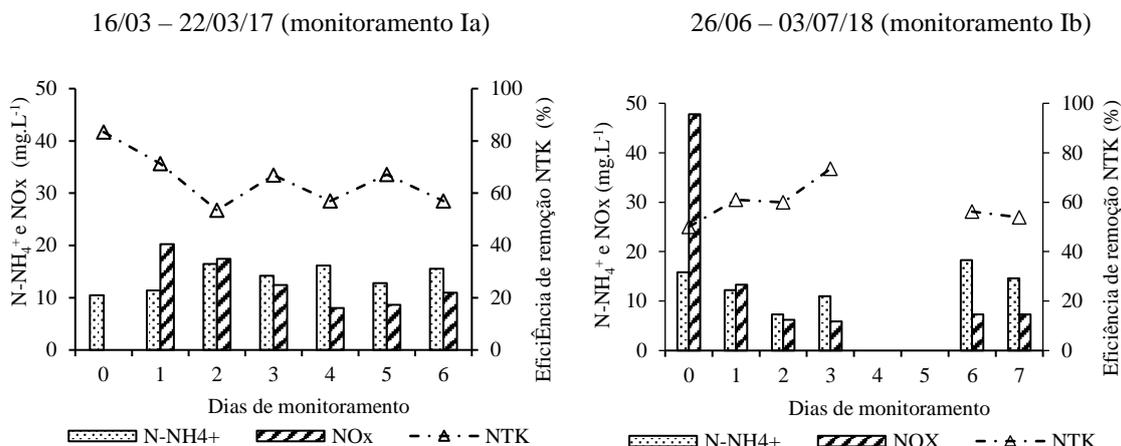
No sistema estudado, a remoção de NTK, bem como a produção de nitrogênio oxidado ( $\text{NO}_x = \text{N-NO}_3^- + \text{N-NO}_2^-$ ), variaram ao longo dos sete dias do período de alimentação em todas as campanhas, como mostra a Figura 4.12.

Com as cargas aplicadas dentro dos limites recomendados na literatura, as eficiências médias de remoção de NTK nas duas campanhas intensivas realizadas em cada unidade foram de 67 e 58% para a unidade I e 46 e 63% para a unidade II. Em todas as campanhas, a taxa de nitrificação variou, com tendência de aumentar as concentrações de  $\text{N-NH}_4^+$  no efluente e diminuir as concentrações de  $\text{N-NO}_3^-$  ao longo do ciclo de alimentação. Os possíveis fatores que podem explicar isso:

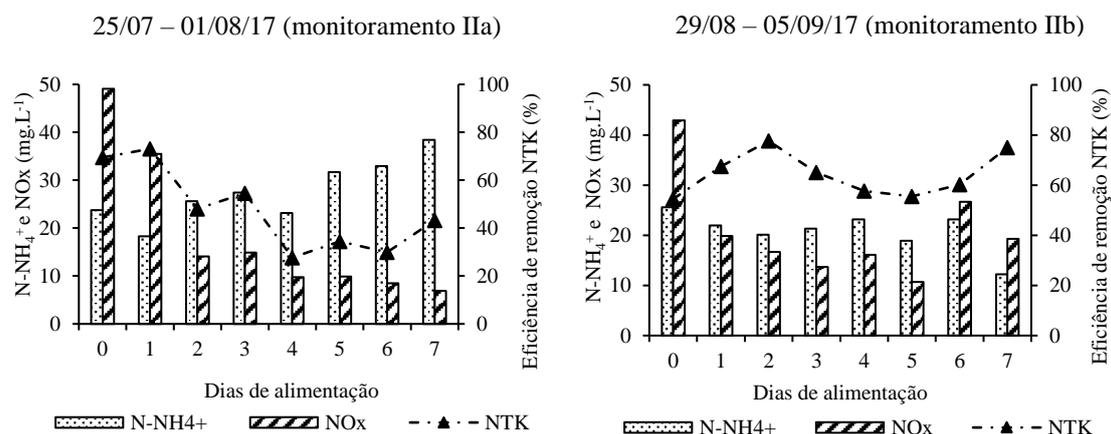
- O  $\text{N-NH}_4^+$  adsorvido pode ser nitrificado entre os períodos de alimentação e repouso, sendo então liberado no primeiro pulso do novo ciclo, conforme relatado por Boutin *et al.* (1997) e Paing *et al.* (2015). Como resultado, após o período de repouso de uma semana, sem receber esgoto bruto, as concentrações de  $\text{N-NO}_3^-$  foram altas. Morvannou (2012) relatou redução de 84% do  $\text{N-NH}_4^+$  adsorvido durante o período de repouso e mediu aumento de 62,4% nas concentrações de  $\text{N-NO}_3^-$  no efluente do ciclo subsequente. Essas observações explicam e confirmam a quantidade substancial de nitrato geralmente medido no efluente do WCV durante o primeiro pulso (MOLLE *et al.*, 2006).

- Outra explicação possível é a ocorrência de condições aeróbias mais elevadas dentro do meio filtrante no início do período de alimentação, o que não limitaria a nitrificação. À medida que o tempo de alimentação avança, há maior acúmulo de líquido na camada superior, dificultando a drenagem e o potencial de difusão de oxigênio. A conversão do  $\text{N-NH}_4^+$  ao longo do ciclo de alimentação difere dos resultados obtidos por Arias Lopez (2013), que estudou o comportamento de um WCV-SF recebendo alimentação por 11,5 dias, com um carregamento hidráulico superficial de  $0,38 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ . O autor relatou eficiência progressiva da conversão de nitrogênio amoniacal, iniciando com 65% no primeiro dia, atingindo 80% no final do ciclo. Arias Lopez (2013) afirmou que essa condição dependia do período de repouso que precedeu os primeiros dias de alimentação, responsável pela menor atividade das bactérias nitrificantes no início do ciclo. Além disso, o autor enfatizou a melhor distribuição do esgoto bruto na superfície do sistema com a formação de uma camada de lodo mais espessa com o avanço dos dias de alimentação, ocupando maior volume reativo do reator (ARIAS LOPEZ, 2013).

### Unidade I (com lodo acumulado na superfície)



### Unidade II (com lodo previamente removido)



**Figura 4.12** - Comportamento da série nitrogenada no efluente das unidades I (com lodo acumulado na superfície) e II (com lodo previamente removido) durante as campanhas de monitoramento intensivo.

O período de repouso é uma condição de deficiência energética para as bactérias, que precisam reconstruir suas reservas nutricionais durante o período de alimentação (BOUTIN *et al.*, 1997). Segundo Silveira (2015), ao investigar um WCV-SF durante os sete dias de repouso, a quantidade de microrganismos de diferentes espécies responsáveis pelo tratamento diminuiu progressivamente e aumentou posteriormente com o avanço dos dias de alimentação. Segundo a autora, o período de repouso de sete dias foi recomendado como sendo o suficiente para evitar uma deterioração excessiva da comunidade bacteriana para as condições climáticas francesas.

Além da melhor flexibilidade operacional, períodos de alimentação mais longo (sete dias) podem proporcionar melhores condições de sobrevivência para organismos específicos

durante o período de repouso das unidades, devido à maior capacidade de retenção de água no sistema causada pelo crescimento de biofilme na camada de lodo mais espessa. Para as condições operacionais desta pesquisa, a recuperação do líquido aplicado nas unidades não foi completa entre um pulso e outro (MORAES *et al.*, 2019). Observou-se que o líquido retido no interior das unidades era liberado no período de repouso. A capacidade de adsorção no biofilme aderido ao meio filtrante e na camada de depósito tem um efeito “esponjoso” (CHAZARENC & MERLIN, 2005) que permite a liberação de água durante o período de repouso (PRIGENT *et al.*, 2013), mantendo a comunidade microbiana ativa durante esse período (MOLLE *et al.*, 2015).

Com base nas concentrações de NTK, a eficiência de remoção no monitoramento intensivo na unidade I foi de 62% e na unidade II de 64%. Essas eficiências podem ser consideradas boas, dada a área reduzida desse sistema. Esses valores de desempenho são próximos aos observados em sistemas operados em regiões de clima temperado (MOLLE *et al.*, 2008). Com três unidades, Morvannou *et al.* (2015) descrevem eficiências de remoção de 59% e Molle *et al.* (2005) de 58 e 60%.

Similar ao observado por Paing *et al.* (2015), a remoção de NTK não foi impactada pelo aumento da carga orgânica. As maiores eficiências de remoção de NTK relatadas na unidade II (73 e 75% para as campanhas IIa e IIb, respectivamente) ocorreram durante as cargas mais altas de DQO (283 e 338 g DQO.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup> respectivamente) e 67% para carregamentos maiores que 300 g DQO.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup> (recomendações de projeto feitas por Molle *et al.*, 2005 para sistemas com três unidades em paralelo) aplicados na unidade I. O potencial para promover a nitrificação está associado à operação e estrutura física dos sistemas de tratamento, que não fornecem tempo de retenção suficiente para permitir o contato com as bactérias responsáveis pela oxidação do N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (KANTAWANICHKUL *et al.*, 2009). Portanto, períodos de contato e repouso devem ser otimizados de acordo com a cinética de adsorção e nitrificação, respectivamente. No WCV, a nitrificação direta parece ser limitada pelo tempo de retenção de nitrogênio amoniacal no meio, causada pela rápida velocidade do líquido, limitando a adsorção N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> no biofilme, na matéria orgânica e nos minerais do solo (MOLLE *et al.*, 2006; 2008; HU *et al.*, 2014). Nas unidades do presente estudo, o pico da vazão no efluente ocorreu dentro de 10 minutos depois da aplicação na superfície. A diferença no tempo de percolação líquida foi maior na unidade com lodo acumulado, indicando efeito positivo pelo aumento do tempo para biodegradação, mas também uma maior dificuldade de infiltração em comparação com a unidade com menor acúmulo de lodo (MORAES *et al.*, 2019).

Comparando os resultados das duas unidades, não foi observada diferença significativa em termos de eficiência de remoção para NTK e  $\text{N-NH}_4^+$  ( $p = 0,417$  e  $0,272$ ). A ausência de lodo não influenciou o bom desempenho em termos de produção de nitrato esperado para o primeiro estágio, o que, segundo Molle *et al.* (2006), podem ser influenciados principalmente pelas condições operacionais (frequência de pulso, taxa de aplicação hidráulica instantânea, intervalos entre alimentação e repouso).

Na Figura 4.9 (monitoramento convencional por 22 meses), os gráficos de nitrogênio mostraram valores medianos semelhantes aos do monitoramento intensivo. No entanto, deve-se chamar atenção para a variação nos dados de NTK afluente e na produção de  $\text{N-NO}_3^-$  em ambas as unidades. Essas variações podem ser explicadas por vários motivos, como carregamento orgânico e hidráulico, influência externa, estágio de crescimento do capim Tifton 85, precipitação e temperatura. É importante destacar que os valores apresentados neste trabalho não foram separados de acordo com as diferentes estações do ano, condição relatada por Pálffy *et al.* (2017) como sendo influenciadora na taxa de nitrificação. Segundo esses autores, o potencial de adsorção e regeneração do meio foi maior no verão, indicando diferentes períodos de repouso ao longo do ano, sendo meia semana no verão, uma semana na primavera e pelo menos duas semanas no inverno. No entanto, deve-se notar que as variações sazonais em condições climáticas subtropicais, como na atual pesquisa, são muito menos pronunciadas do que em climas temperados. Os dados das concentrações efluentes e eficiências de remoção em termos de  $\text{N-NH}_4^+$  e NTK durante os dias do ciclo de alimentação, como obtidos nas campanhas de monitoramento intensivo, podem ser úteis para avaliar a dinâmica do nitrogênio ao longo do período de alimentação. Portanto, estudos aprofundados sobre o comportamento das formas de nitrogênio ( $\text{N-NH}_4^+$  e  $\text{NO}_x$ ) requerem mais monitoramento intensivo ao longo do ciclo de alimentação.

#### 4.3.5 Conclusão

Este estudo analisou a operação e discutiu o comportamento, limitações e aplicabilidade da alimentação prolongada de sete dias (em vez de três dias e meio, geralmente recomendado na França) em um WCV-SF composto apenas pelo primeiro estágio, que operava com apenas duas unidades em paralelo. Algumas conclusões importantes derivadas do estudo são apresentadas abaixo.

Um período prolongado de alimentação pode ser aceitável em sistemas instalados em regiões de clima subtropical. Essa condição reduziu os requisitos operacionais, mas teve implicações em termos de desempenho nos últimos dias do período de alimentação.

A remoção de matéria orgânica (DQO) nos sete dias que compuseram o ciclo de alimentação estava dentro do esperado para o primeiro estágio do WCV-SF operando com área reduzida.

As concentrações de  $\text{N-NH}_4^+$  variaram ao longo dos dias de alimentação. Em todas as campanhas de monitoramento intensivo, a produção de  $\text{N-NO}_3^-$  em ambas as unidades foi maior no primeiro pulso, diminuindo progressivamente à medida que o período de alimentação progrediu, coincidindo com a concentração de oxigênio no efluente da unidade.

Para campanhas de monitoramento convencional baseadas em amostragens semanais, o monitoramento no terceiro dia do ciclo de alimentação, em seu ponto médio, pareceu ser uma boa representação das principais condições típicas prevalentes ao longo dos dias de um ciclo de alimentação prolongado de sete dias. No entanto, essa afirmação se limita ao sistema em estudo e também ao número limitado de campanhas intensivas realizadas.

Com base no monitoramento intensivo, observou-se que o desempenho do sistema era o esperado, começando com eficiências aceitáveis de remoção de DQO, altas concentrações de OD e  $\text{N-NO}_3^-$  no efluente, boa eficiência de remoção de  $\text{N-NH}_4^+$  e finalizando o ciclo com condições de saturação líquida do meio e uma diminuição na eficiência da conversão associada a processos oxidativos.

#### 4.3.6 Referências

APHA/AWWA/WEF, *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 22<sup>nd</sup> ed. (Rice, E. W., Baird, R. B., Eaton, A. D. and Clesceri, L. S., eds). American Public Health Association (APHA), American Water Works Association (AWWA) and Water Environment Federation (WEF), Washington, DC, USA, 2012.

ARIAS LOPEZ, J. L., Vertical-flow constructed wetlands for the treatment of wastewater and stormwater from combined sewer systems. *These*. Institut National de Recherche en Sciences et Technologies pour l'Environnement et Agriculture (IRSTEA), 234 p., 2013.

BOLLER, M., SCHWAGER, A., EUGSTER, J. & MOTTIER, V., Dynamic behavior of intermittent buried filters. *Water Science & Technology*, v. 28, n. 10, p. 99-107, 1993.

BOUTIN, C., LIENARD, A. & ESSER, D., Development of a new generation of reed-bed filters in France: First results. *Water Science & Technology*, v. 35, n. 5, p. 315-322, 1997.

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

COOPER, P. F., JOB, G. D., GREEN, M. B. & SHUTES, R. B. E., *Reed Beds and Constructed Wetlands for Wastewater Treatment*. Swindon: WRC plc. 184 p., 1996.

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

GARCIA ZUMALACARREGUI, J., Influência das condições hidrodinâmicas nos processos de conversão aeróbia em wetlands construídos de escoamento vertical no tratamento de esgoto doméstico bruto. *Tese*. Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais - Escola de Engenharia, Belo Horizonte, 201 p., 2018.

HU, Y., ZHAO, Y. & RYMSZEWICZ, A., Robust biological nitrogen removal by creating multiple tides in a single bed tidal flow constructed wetland. *Science of the Total Environment*, v. 470-471, p. 1197-1204, 2014.

KANIA, M., GAUTIER, M., IMIG, A., MICHEL, P. & GOURDON, R., Comparative characterization of surface sludge deposits from fourteen French Vertical Flow Constructed Wetlands sewage treatment plants using biological, chemical and thermal indices. *Science of the Total Environment*, v. 647, p. 464-473, 2019.

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.

LANA, L. C. O., MORAES, D. C., VON SPERLING, M., MORATO, M. L., VASCONCELLOS, G. R., PARAENSE, M. O. & MOREIRA, T. P. A., Performance of single stage vertical flow constructed wetland system treating raw domestic sewage in Brazil. *Water Science & Technology*, v. 68, 1599 p., 2013.

LOMBARD LATUNE, R. & MOLLE, P., Les filters plantés de végétaux pour le traitement des eaux usées domestiques en milieu tropical. Guide de dimensionnement de la filière tropicalisée. Agence française pour la biodiversité, collection *Guides et protocoles*, 72 p., 2017.

MILLOT, Y., TROESCH, S., ESSER, D., MOLLE, P., MORVANNOU, A., GOURDON, R. & ROUSSEAU, D., Effects of design and operational parameters on ammonium removal by single-stage French vertical flow filters treating raw domestic wastewater. *Ecological Engineering*, v. 97, p. 516-523, 2016.

MINAS GERAIS - Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG n. 01, Diário executivo Minas Gerais de 17 de mar. 2008. Diário Oficial de Minas Gerais, Poder executivo, Belo Horizonte, MG, 13 de maio 2008.

MOLLE, P., LIÉNARD, A., BOUTIN, C., MERLIN, G. & IWEMA, A., How to treat raw sewage with constructed wetlands: an overview of the French systems. *Water Science & Technology*, v. 51, n. 9, p. 11-21, 2005.

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., PROST-BOUCLE, S. & LIÉNARD, A., Potential for total nitrogen removal by combining vertical flow and horizontal flow constructed wetlands: A full-scale experiment study. *Ecological Engineering*, v. 34, p. 23-29, 2008.

MOLLE, P., French vertical flow constructed wetlands: a need of a better understanding of the role of the deposit layer. *Water Science & Technology*, v. 69.1, p. 106-112, 2014.

MOLLE, P., LOMBARD LATUNE, R., RIEGEL, C., LACOMBE, G., ESSER, D. & MANGEOT, L., French vertical-flow constructed wetland design: adaptations for tropical climates. *Water Science & Technology*, v. 71.10, p. 1516- 1523, 2015.

MORAES, M. A. A., GARCÍA ZUMALACARREGUI, J. A., TREIN, C. M., FERREIRA, V. V. M. & VON SPERLING, M., Outflow dynamics in a French system of vertical wetlands operating with an extended feeding cycle. *Water Science Technology*, v. 79.4, p. 699-708, 2019.

- MORVANNOU, A., Dynamic modelling of nitrification in vertical flow constructed wetlands. *These*, Université Catholique de Louvain Faculté d'Ingénierie Biologique, Agronomique et Environnementale. Earth and Life Institute – Environmental Sciences, 202 p., 2012.
- MORVANNOU, A., FORQUET, N., MICHEL, S., TROESCH, S. & MOLLE, P., Treatment performances of French constructed wetlands: results from a database collected over the last 30 years. *Water Science & Technology*, v. 71.9, p. 1333-1339, 2015.
- MORVANNOU, A., TROESCH, S., ESSER, D., FORQUET, N., MOLLE, P. & PETITJEAN, A., Using one filter stage of unsaturated/saturated vertical flow filters for nitrogen removal and footprint reduction of constructed wetlands. *Water Science & Technology*, v. 76, n. 1-2, p. 124-133, 2017.
- NAKAMURA, K., HATAKEYAMA, R., TANAKA, N., TAKISAWA, K., TADA, C. & NAKANO, K., A novel design for a compact constructed wetland introducing multi-filtration layers coupled with subsurface superficial space. *Ecological Engineering*, v. 100, p. 99-106, 2016.
- PAING, J., GUILBERT, A., GAGNON, V. & CHAZARENCO, F., Effect of climate, wastewater composition, loading rates, system age and design on performances of French vertical flow constructed wetlands: A survey based on 169 full scale systems. *Ecological Engineering*, v. 80, p. 46-52, 2015.
- PÁLFY, T. G., GERODOLLE, M., GOURDON, R., MEYER, D., TROESCH, S. & MOLLE, P., Performance assessment of a vertical flow constructed wetland treating unsettled combined sewer overflow. *Water Science & Technology*, v. 75, p. 2586-2597, 2017.
- PLATZER, C., Design recommendation for subsurface flow constructed wetlands for nitrification and denitrification. *Water Science & Technology*, 40, (3), p. 257-263, 2013, 1999.
- PRIGENT, S., PAING, J., ANDRES, Y. & CHAZARENCO, F., Effects of a saturated layer and recirculation on nitrogen treatment performances of a single stage Vertical Flow Constructed Wetland. *Water Science & Technology*, v. 68, n. 7, p. 1461-1467, 2013.
- 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 - Escola de Engenharia, Santa Catarina, 251 p., 2015.
- STEFANAKIS, A. I. & TSIHRINTZIS, V. A., Effects of loading, resting period, temperature, porous media, vegetation and aeration on performance of pilot-scale vertical flow constructed wetlands. *Chemical Engineering Journal*, v. 181-182, p. 416-430, 2012.
- TORRENS, A., MOLLE, P., BOUTIN, C. & SALGOT, M., Impact of design and operation variables on the performance of vertical-flow constructed wetlands and intermittent sand filters treating pond effluent. *Water Research*, v. 43, p. 1851-1858, 2009.
- TREIN, C. M., GARCÍA ZUMALACARREGUI, J. A., MORAES, M. A. M. & VON SPERLING, M., Reduction of area and influence of the deposit layer in the first stage of a full-scale French System of Vertical Flow Constructed Wetlands in a tropical area. In: *16<sup>th</sup> International Conference of the IWA Specialist Group on Wetland Systems for Water Pollution Control*, Valencia, 2018.
- VON SPERLING, M., Wastewater Characteristics, Treatment and Disposal. *Biological Wastewater Treatment Series*. IWA Publishing, London, p. 296, 2007.

#### 4.4 Diferentes configurações do primeiro estágio de um wetland vertical – Sistema Francês com meio insaturado e parcialmente saturado

---

**Artigo em elaboração:** TREIN, C. M., GOMES, I. T., CAMPOS MAIA, T. F. B. de., FREITAS, N. J., MORAES, M. A. A., GARCÍA ZUMALACARREGUI, J. A., PASSOS, R. G., FERREIRA, V. V. M. & VON SPERLING, M., Different configurations of the first stage of a French vertical wetland with unsaturated and partially saturated medium.

---

##### 4.4.1 Resumo

O objetivo desse trabalho foi avaliar o desempenho de remoção de matéria orgânica e nitrogênio em duas unidades no primeiro estágio de um *wetland* vertical – Sistema Francês. A investigação em três diferentes configurações - com o meio insaturado (1), fundo saturado e interligado entre as unidades (2) e fundo saturado, sem interligação (3) foi conduzida em um sistema com área superficial de  $0,6 \text{ m}^2 \cdot \text{e} \cdot \text{p}^{-1}$  em condições climáticas subtropicais brasileiras. Considerável remoção média de DQO ( $201$  e  $186 \text{ g m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ ) e NT ( $12,0$  e  $8,9 \text{ g m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ ) foi observada na etapa 2, comparada com a 1 (médias de  $114$  e  $147 \text{ g m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$  para DQO e  $2,4$  e  $2,7 \text{ g m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$  para NT), respectivamente nas unidades I e II. Para as mesmas unidades, as cargas médias removidas com o fundo saturado (3) foram de  $174$  e  $175 \text{ g DQO} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$  e  $7,0$  e  $6,1 \text{ g NT} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ , respectivamente. As maiores eficiências de remoção para DQO, SST, NTK e  $\text{N-NH}_4^+$  foram obtidas na camada superficial (até  $10 \text{ cm}$ ) das unidades. As vias de remoção de nitrogênio total nas diferentes configurações apresentadas foram diferentes umas das outras, conduzindo a eficiências médias de  $9 - 5\%$ ,  $53 - 41\%$  e  $29 - 30\%$  nas condições de meio insaturado, fundo saturado e interligado e fundo saturado, respectivamente. Mesmo com problemas na drenagem do líquido que desencadearam a saturação completa das unidades (condição não documentada na literatura), a proposta de operar as unidades com o fundo saturado e interligado apresentou resultados interessantes, principalmente para o nitrogênio.

**Palavras-chave:** Meio insaturado; Fundo saturado e interligado; WCV-SF saturado, Volume anóxico; traçador radioativo.

#### 4.4.2 Introdução

Na França, os *wetlands* construídos vertical – Sistema Francês (WCV-SF) vêm sendo cada vez mais empregados como alternativa para o tratamento de esgoto de pequenas comunidades, sendo contabilizados mais de 3.500 sistemas em operação, atendendo até 2.000 e.p, conforme o último levantamento realizado por Morvannou *et al.* (2015). Contaminantes que são degradados pela via aeróbia (DBO<sub>5</sub>, DQO e N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) são facilmente removidos por *wetlands* verticais em função da alta taxa de oxigenação do meio fornecida pela alimentação por bateladas (PLATZER & MAUCH, 1997). Segundo Dotro *et al.* (2017), a principal vantagem do WCV-SF é ter a capacidade de nitrificar, ainda que o efluente possa ter altas concentrações de nitrato.

Na França, a configuração tradicional do WCV-SF conta com três unidades no primeiro estágio (1,2 m<sup>2</sup>.e.p<sup>-1</sup>) seguido de duas unidades no segundo estágio (0,8 m<sup>2</sup>.e.p<sup>-1</sup>), com objetivo de remover matéria orgânica e nitrogênio amoniacal, respectivamente. Recentemente, novas concepções e condições operacionais têm sido apresentadas com o objetivo de reduzir a área superficial (eliminando as unidades do segundo estágio) e melhorar o tratamento para atender aos padrões de lançamento, principalmente em relação ao nitrogênio. Essas estratégias classificam os sistemas como intensivos e podem demandar energia externa (DOTRO *et al.*, 2017; NIVALA *et al.*, 2019). Dentro desta categoria, estão a recirculação do efluente para o afluente e a aeração forçada (NIVALA *et al.*, 2014; NIVALA *et al.*, 2019). Destaca-se ainda a combinação de duas zonas, sendo uma em condição insaturada (na parte superior) e a outra saturada (no fundo), como uma alternativa para otimizar o processo de remoção de nitrogênio total sem o adicional custo de operação ou instalação de bombas (MOLLE, 2014; PAING *et al.*, 2015; MORVANNOU *et al.*, 2017). A criação de uma camada saturada na parte inferior (60 cm) do filtro é capaz de aumentar o tempo de detenção hidráulica (TDH) e criar uma zona anóxica, atingindo eficiências de remoção médias para DQO, SST e NT de 89, 90 e 53%, respectivamente (MORVANNOU *et al.*, 2017). Assim, essa configuração simples demonstra ser interessante para países em desenvolvimento, como o Brasil.

Na última década, seguindo as diretrizes apresentadas pelos franceses (MOLLE *et al.*, 2005), o WCV-SF vem sendo adaptado para a realidade brasileira com a utilização de apenas o primeiro estágio composto por duas unidades em paralelo. Essa redução de área é em virtude das condições climáticas mais favoráveis aos processos biológicos em relação aos locais de

clima temperado. No entanto, assim como já observado pelos franceses, com o meio insaturado as condições não são favoráveis para a remoção do nitrogênio total. Diante disso, este estudo teve como objetivo avaliar adaptações das unidades para buscar intensificar a remoção de nitrogênio e subsidiariamente, polir a matéria orgânica. A investigação foi conduzida comparando os resultados das unidades com o meio insaturado (1), zona inferior saturada com fundo interligado entre as duas unidades (2) e zona inferior saturada, sem interligação entre unidades (3).

#### 4.4.3 Material e métodos

##### 4.4.3.1 Descrição do local

Ver item 3.1.1.

##### 4.4.3.2 Diferentes configurações do *wetland* construído vertical – Sistema Francês

###### 1) **Meio insaturado**

De fevereiro de 2017 a dezembro de 2018 (22 meses) as duas unidades operaram com o meio filtrante insaturado – etapa 1. Essa configuração está apresentada na Figura 4.13a. O esgoto bruto, aplicado na superfície, percolava pelo meio filtrante até o fundo do sistema, onde então era drenado. O líquido entrava e saía da mesma unidade.

###### 2) **Fundo saturado e interligado**

De janeiro a novembro de 2019 (11 meses) o sistema operou com fundo saturado e interligado entre as duas unidades – etapa 2. Nessa condição, o esgoto aplicado na superfície de uma das unidades percolava pela camada filtrante e, por meio de uma tubulação de policloreto de vinila (PVC) que interligada as duas unidades pelo fundo, pela parte externa do sistema, o efluente era conduzido para a unidade ao lado. Para que isso fosse possível, a tubulação de saída da unidade que recebia a alimentação permanecia fechada (ver detalhes na Figura 4.13b). Ambas as unidades possuíam fundo saturado proporcionado pela elevação do nível da tubulação de saída. Com 20 cm de fundo saturado, o TDH teórico na zona saturada foi calculado com base na área superficial ( $58,8 \text{ m}^2$ ), porosidade do material filtrante (considerada igual a 40%) e vazão diária aplicada ( $13 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ ). Assim, teoricamente, o líquido permaneceria

0,36 dias ou 8,9 horas dentro do reator. O objetivo dessa configuração foi promover aumento do TDH sem que fosse preciso aumentar a altura da camada filtrante (em condições insaturadas ou saturadas) e criação de uma zona anóxica potencializando a desnitrificação. Vale salientar que o aumento do TDH foi proporcionado utilizando-se o volume de reator apenas da camada inferior saturada de ambas as unidades (isto é, 20 cm), sendo que a camada insaturada da unidade não alimentada permanecia em repouso (ou seja, os primeiros 50 cm do filtro).

### 3) Fundo saturado

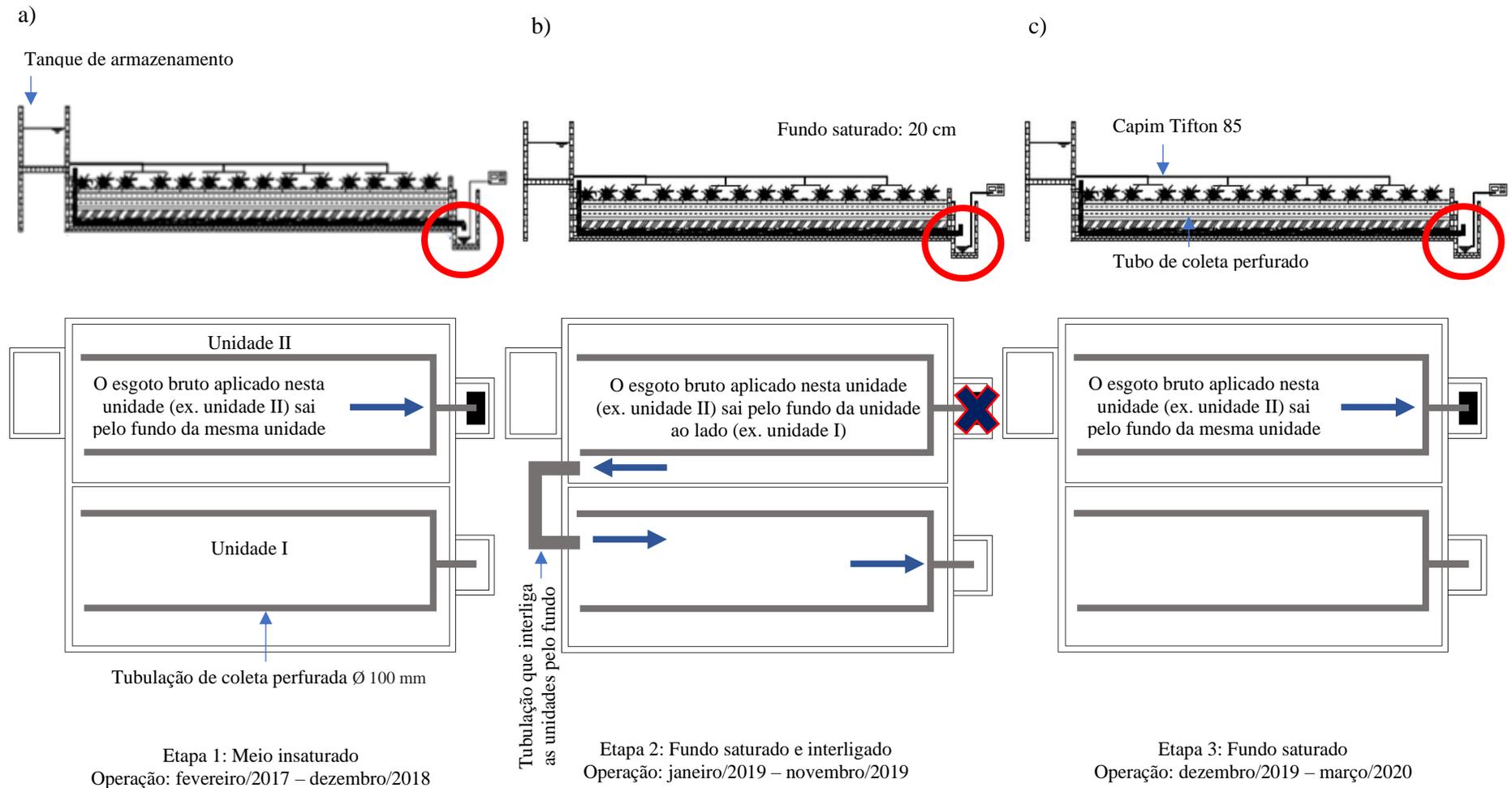
De dezembro de 2019 a março de 2020 (4 meses) o fundo permaneceu saturado em 20 cm produzindo uma zona anóxica, porém sem a interligação do fundo entre as unidades – etapa 3 (Figura 4.13c). A tubulação que permitia a passagem do líquido pelo fundo das unidades, adaptada para a etapa 2, foi retirada. Nessa condição, o esgoto aplicado na superfície efluía pela mesma unidade. O TDH teórico dessa etapa foi com base na área superficial de apenas uma unidade ( $29,4 \text{ m}^2$ ), garantindo 0,18 dias ou 4,3 horas.

Nas unidades com o fundo saturado, o nível do líquido era medido com ajuda de um piezômetro instalado na tubulação de drenagem. A Figura 4.13 apresenta as diferentes configurações do WCV-SF modificado para as três etapas avaliadas na presente pesquisa.

O tempo de percolação e o tempo de detenção hidráulica real nas etapas 1 e 2, respectivamente, foram obtidos por meio de ensaios com traçadores que permitiram o rastreamento do líquido. O traçador utilizado foi o isótopo radioativo tecnécio 99 meta estável ( $^{99\text{m}}\text{Tc}$ ). A fim de impedir a ligação ou interação com a matéria orgânica presente no esgoto bruto e na camada de depósito de lodo na superfície das unidades, o ácido dimercaptossuccínico (DMSA – *Dimercaptosuccinic Acid*, em inglês) foi misturado com o  $^{99\text{m}}\text{Tc}$  depois de eluído, agindo assim como complexante. Não foi possível realizar o teste com traçador na etapa 3 pela ausência da autorização emitida pela Comissão Nacional de Energia Nuclear (CNEN) para a manipulação e transporte de material radioativo no prazo determinado da presente pesquisa. Essa metodologia foi realizada sob a coordenação da equipe do Centro de Desenvolvimento da Tecnologia Nuclear (CDTN) e encontra-se detalhada em Moraes (2019) e no Apêndice 3.

Na etapa 1, os testes foram realizados ao longo dos meses de novembro e dezembro de 2018, ou seja, no final do período de avaliação da configuração apresentada. Na etapa 2, os testes procederam no início da nova configuração, em janeiro de 2019. Nas duas etapas, foram

realizadas injeções no esgoto bruto para caracterização de um pulso, sendo então o primeiro pulso e o quarto dia do ciclo de alimentação, tanto na unidade I quanto na unidade II.



**Figura 4.13** - Primeiro estágio do *wetland* construído vertical - Sistema Francês estudado. Dimensões em cm.

a) meio insaturado; b) fundo saturado e interligado; c) fundo saturado.  
Unidade I (com lodo acumulado na superfície); Unidade II (com lodo previamente removido).

É importante ressaltar que o efluente marcado com o traçador radioativo foi lançado para tratamento na ETE Arrudas. A ETE Arrudas possui uma vazão média superior a  $2 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  ( $172.800 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ ) e um TDH acima de 5 h. Logo, o fator de diluição do efluente com o isótopo radioativo com o afluente da ETE foi superior a 10.000 vezes. Além disso, quando o efluente final da ETE foi lançado no corpo receptor (Ribeirão Arrudas), nova diluição ocorreu, não representando, portanto, um perigo para o corpo hídrico. Durante o período de testes com o traçador radioativo, não foram realizadas coletas de amostras para análises físico-químicas, evitando assim a exposição e contaminação dos participantes do grupo de pesquisa em campo e laboratório com radiação gama.

#### 4.4.3.3 Coleta dos dados – parâmetros físico-químicos

O monitoramento rotineiro da qualidade do afluente e efluente do WCV-SF foi realizado no terceiro dia do período de alimentação em cada unidade. Todas as amostragens foram realizadas no período da manhã, com amostras simples no afluente e composta no efluente final (coletadas a cada cinco minutos durante uma hora). Ao longo do perfil vertical, alíquotas do efluente também foram coletadas em pontos de amostragem nas profundidades de 10 e 30 cm.

As amostras foram aferidas *in situ* em termos de pH, oxigênio dissolvido (OD) e potencial redox (Eh) (sonda modelo HACH HQ40D) e analisadas para demanda química de oxigênio (DQO), demanda bioquímica de oxigênio ( $\text{DBO}_5$ ), sólidos suspensos totais (SST), nitrogênio total *Kjeldahl* (NTK), nitrogênio amoniacal ( $\text{N-NH}_4^+$ ), nitrogênio nitrito ( $\text{N-NO}_2^-$ ) e nitrogênio nitrato ( $\text{N-NO}_3^-$ ), seguindo as recomendações do *Standard Methods* (APHA/AWWA/WEF, 2012).

Ao longo dos sete dias do ciclo de alimentação, dados de OD e potencial redox foram coletados do efluente final nas duas unidades durante as etapas 1 e 2 com a sonda multiparamétrica YSI 6600 v2, programada para coletar e armazenar dados a cada 20 segundos. Por problemas que independeram da equipe de trabalho, não foi possível obter esse conjunto de dados para a etapa 3.

#### 4.4.3.4 Análise estatística

Análises estatísticas foram realizadas para comparar os resultados da etapa 1 (meio insaturado), etapa 2 (fundo saturado e interligado) e etapa 3 (fundo saturado). Os dados avaliados em termos de concentração efluente, eficiência de remoção, carga aplicada e removida foram apresentados para a unidade I (com lodo acumulado na superfície) e II (com lodo previamente removido). Para comparação de múltiplas amostras independentes, foi utilizado o teste não paramétrico de *Kruskal Wallis* em nível de significância igual a 5%. Os testes estatísticos foram feitos empregando o *software Statistica 10.0*.

#### 4.4.4 Resultados e discussão

##### 4.4.4.1 Monitoramento hidráulico

De modo geral, o tempo de percolação do líquido aplicado na superfície da unidade II apresentou valores menores que na unidade I, durante a etapa 1. Após a aplicação do primeiro pulso, 50% do líquido escoou com 6,2 e 5,9 minutos, respectivamente para a unidade I e II (MORAES, 2019). Segundo Moraes (2019), nota-se que 90% da carga radioativa sai do sistema em tempo inferior a 12 e 18 minutos quando o pulso é aplicado no início do ciclo e no quarto dia de alimentação, respectivamente.

Na Etapa 2, o tempo para que 90% da carga radioativa saísse da unidade I foi menor comparado com a unidade II, sendo 7,6 e 9,2 horas, respectivamente. Essa diferença pode estar relacionada com o armazenamento do líquido dentro da unidade I após sete dias de alimentação, advinda do ciclo de alimentação anterior, que atrasava a saída do líquido marcado com o traçador aplicado na unidade II. Essa condição certamente resultou no TDH real superior ao TDH teórico (8,9 horas), obtido na unidade II. O mesmo comportamento não foi verificado quando aplicado na unidade I, pois foi a unidade que iniciou os testes. No quarto dia de alimentação, 90% do líquido saiu com 8,5 e 8,0 horas, respectivamente para as unidades I e II. O TDH real ficou próximo do teórico na segunda aplicação (quarto dia de alimentação) do traçador para ambas as unidades. O distanciamento do valor teórico e real no início do ciclo de alimentação pode estar relacionado com a presença de zonas mortas ou caminhos preferenciais (MORVANNOU *et al.*, 2017).

O tempo de percolação do fluido cresceu com o passar dos dias do ciclo de alimentação nas duas unidades durante a etapa 1 e apenas na unidade I, durante a etapa 2. Assim como observado por Moraes (2019), o sistema necessitou de certo tempo para encharcar e reter a

umidade, implicando no aumento do armazenamento interno do volume de líquido, provavelmente devido a uma redução da permeabilidade do filtro. O mesmo não aconteceu com a unidade II, conforme já explicado anteriormente pela condição atípica do primeiro pulso. Contudo, percebe-se que os valores das duas unidades foram próximos no quarto dia de alimentação, mostrando um comportamento parecido com o passar do tempo de alimentação. A Tabela 4.7 apresenta um resumo do tempo de percolação do traçador radioativo aplicado nas duas unidades, nas duas etapas.

**Tabela 4.7** - Tempos de percolação do traçador radioativo  $^{99m}\text{Tc}$  aplicado na caracterização do primeiro pulso e do quarto dia de alimentação nas unidades I (com lodo acumulado na superfície) e II (com lodo previamente removido) durante as etapas 1 (meio insaturado) e 2 (fundo saturado e interligado).

Etapa	Unidade	Caracterização	$\bar{t}$	$t_{50}$	$t_{90}$
			min / h	min / h	min / h
1	I	1º pulso	7,5 / 0,3	6,2 / 0,3	11,0 / 0,5
		4º dia	9,5 / 0,4	7,4 / 0,3	18,0 / 0,8
	II	1º pulso	7,2 / 0,3	5,9 / 0,3	11,6 / 0,5
		4º dia	9,0 / 0,4	7,0 / 0,3	17,0 / 0,7
2	I	1º pulso	240,5 / 4,0	200,8 / 3,4	455,1 / 7,6
		4º dia	276,1 / 4,6	241,6 / 4,0	508,0 / 8,5
	II	1º pulso	300,2 / 5,0	264,2 / 4,4	550,4 / 9,2
		4º dia	227,2 / 3,8	181,4 / 3,0	480,9 / 8,0

$\bar{t}$  = tempo médio de passagem ou percolação;

$t_{50}$  tempo em que 50% da carga da atividade radioativa efluente percola pelo sistema;  $t_{90}$  = tempo em que 90% da carga da atividade radioativa efluente percola pelo sistema.

Após a etapa 1, as unidades foram saturadas em 20 cm e conectadas pelo fundo, constituindo a etapa 2. Contudo, verificou-se que a disposição da tubulação possivelmente intensificou as perdas de carga localizadas, dificultando a drenagem do líquido e, conseqüentemente, promovendo a retenção no interior das unidades que recebiam a alimentação. Essa conclusão foi obtida após a troca do diâmetro da tubulação que ligava as unidades pelo fundo, inicialmente de 100 mm, alterada para 200 mm. Para impedir o arraste do material filtrante para o interior da tubulação, inicialmente uma tela foi adaptada e após a troca de diâmetro, uma grade foi inserida. Ao longo do período de monitoramento, foi possível verificar através do piezômetro que as unidades que recebiam esgoto bruto permaneceram, de forma indesejada, completamente saturadas (o desejável seria uma saturação de apenas 20 cm no fundo). Destaca-se que durante o experimento com traçador, não foi observada saturação completa da unidade, possivelmente influenciado pelo início de operação da etapa 2, mas constatou-se retenção do líquido dentro das unidades (altura não medida). Os detalhes das

modificações estão apresentados no Apêndice 1. A unidade ao lado (em repouso) permanecia com 20 cm de saturação.

A saturação completa das unidades foi observada logo após os primeiros pulsos do período de alimentação. Após sete dias de operação, a alternância de alimentação entre as unidades permitia que o volume do líquido armazenado acima dos 20 cm de saturação fosse eliminado do reator, durante o período de repouso. O tempo de drenagem atrasou a percolação do líquido, que contribuiu para a rápida saturação do meio filtrante. A constatação de que a drenagem do líquido foi negativamente afetada pela disposição da tubulação que interligava o fundo das unidades ficou mais evidente quando o sistema operou com o fundo saturado, porém sem a interligação do fundo, conferindo a etapa 3. Nessa última etapa, relata-se que as unidades não ficaram completamente saturadas ao longo do período de alimentação.

O aumento do armazenamento de líquido dentro do sistema após a alimentação de um WCV com fundo saturado também foi observado por Foladori *et al.* (2014). Com 16,2 cm de fundo saturado, os autores descreveram aumento do nível de saturação, atingindo altura de 26 cm devido às sobrecargas hidráulicas e até 31,4 cm nas condições de sobrecarga orgânica. Além disso, para essa última condição, efeito visível de colmatção na superfície das unidades ocasionou decréscimo no processo de nitrificação, condição esta não observada pelos mesmos autores operando o WCV em condições insaturadas. Na presente pesquisa, durante a etapa 1 (meio insaturado), o líquido aplicado nas unidades da presente pesquisa não era totalmente recuperado entre um pulso e outro (MORAES *et al.* 2019).

WCV não são concebidos para trabalhar com o meio filtrante completamente saturado. O elemento chave no funcionamento dessa configuração é a qualidade da aeração que permite biodegradação aeróbia dos poluentes entre os períodos de alimentação e repouso (MORVANNOU, 2012; DOTRO *et al.*, 2017). A etapa 2 permitiu, portanto, explorar o comportamento de um WCV-SF em condição saturada e com o fundo interligado, configuração não documentada na literatura.

#### 4.4.4.2 Monitoramento físico-químico

A Tabela 4.8 apresenta os valores das concentrações médias afluente e efluente (nos pontos de 10, 30 e 70 cm de profundidade, este o próprio efluente final) e eficiências de remoção ao longo do perfil vertical das unidades durante a operação do sistema em condições insaturadas

(Etapa 1), saturadas e com fundo interligado entre as unidades (Etapa 2) e fundo saturado sem interligação (Etapa 3). Deve-se notar que na configuração com fundo saturado e interligado, os valores apresentados nos pontos de 10 e 30 cm de profundidade referem-se ao monitoramento da unidade que recebeu o esgoto bruto. O ponto de 70 cm, na Etapa 2, corresponde ao efluente coletado na unidade ao lado da unidade que recebeu a aplicação de esgoto bruto. Para as etapas 1 e 3, o esgoto coletado nos pontos de 10, 30 e 70 cm de profundidade refere-se ao perfil da unidade que recebeu a alimentação.

O número de amostras variou entre as etapas e pontos avaliados. A distribuição desigual do lodo na camada superficial em ambas as unidades (ver TREIN *et al.*, 2019), perda de carga hidráulica nos tubos de distribuição e o posicionamento das caixas coletoras enterradas no interior das unidades foram alguns dos motivos observados em campo que contribuíram para as limitações da saída de líquido nos pontos de 10 e 30 cm de profundidade. A etapa 3 foi avaliada com o tempo mais curto de monitoramento (4 meses).

A Tabela 4.9 apresenta os resultados das eficiências médias de remoção nos pontos de 10, 30 e 70 cm de profundidade de cada unidade, correlacionados com a caracterização do esgoto bruto.

**Tabela 4.8** - Concentrações médias afluente (esgoto bruto) e efluente nos pontos de 10, 30 e 70 cm de profundidade na unidade I (com lodo acumulado na superfície) e II (com lodo previamente removido) durante as etapas 1, 2 e 3.

Unidade	Parâmetros	Etapa 1				Etapa 2				Etapa 3			
		Afluente	10 cm*	30 cm*	70 cm*	Afluente	10 cm*	30 cm*	70 cm**	Afluente	10 cm*	30 cm*	70 cm*
I	pH	7,3 (0,02) <u>24</u>	7,1 (0,05) <u>8</u>	7,0 (0,03) <u>8</u>	7,0 (0,02) <u>24</u>	7,1 (0,03) <u>14</u>	7,3 (0,01) <u>9</u>	7,3 (0,02) <u>11</u>	7,2 (0,02) <u>14</u>	7,7 (0,01) <u>5</u>	7,3 (0,01) <u>4</u>	7,3 (0,01) <u>4</u>	7,4 (0,03) <u>5</u>
	OD (mg.L <sup>-1</sup> )	0,6 (0,62) <u>24</u>	-	-	3,3 (0,41) <u>24</u>	0,33 (0,87) <u>14</u>	2,9 (0,67) <u>9</u>	2,0 (0,82) <u>10</u>	1,0 (0,46) <u>16</u>	0,4 (1,30) <u>5</u>	2,8 (0,44) <u>4</u>	2,6 (0,70) <u>4</u>	3,5 (0,29) <u>5</u>
	Eh (mV)	-209 (0,41) <u>25</u>	-	-	235 (1,40) <u>25</u>	-191 (0,63) <u>15</u>	33 (3,38) <u>10</u>	12 (0,40) <u>11</u>	- 52 (0,98) <u>16</u>	-100 (1,34) <u>5</u>	22 (0,43) <u>4</u>	40 (0,34) <u>4</u>	61 (0,86) <u>5</u>
	DBO <sub>5</sub> (mg.L <sup>-1</sup> )	307 (0,03) <u>15</u>	-	-	57 (0,58) <u>19</u>	345 (0,25) <u>10</u>	-	-	63 (0,57) <u>10</u>	262 (0,25) <u>4</u>	-	-	46 (0,44) <u>4</u>
	DQO (mg.L <sup>-1</sup> )	420 (0,53) <u>27</u>	212 (0,25) <u>14</u>	169 (0,25) <u>14</u>	164 (0,42) <u>25</u>	574 (0,21) <u>15</u>	150 (0,37) <u>10</u>	152 (0,35) <u>9</u>	119 (0,35) <u>14</u>	455 (0,24) <u>5</u>	99 (0,33) <u>4</u>	98 (0,07) <u>3</u>	61 (0,39) <u>5</u>
	SST (mg.L <sup>-1</sup> )	386 (0,32) <u>24</u>	-	-	58 (0,41) <u>24</u>	341 (0,47) <u>14</u>	41 (0,36) <u>6</u>	38 (0,56) <u>6</u>	37 (0,46) <u>11</u>	336 (0,50) <u>3</u>	41 (0,56) <u>3</u>	49 (0,09) <u>2</u>	22 (0,47) <u>3</u>
	NT (mg.L <sup>-1</sup> )	44 (0,28) <u>18</u>	-	-	38 (0,36) <u>18</u>	52 (0,18) <u>10</u>	-	-	24 (0,30) <u>10</u>	46 (0,10) <u>4</u>	-	-	32 (0,36) <u>4</u>
	NTK (mg.L <sup>-1</sup> )	43 (0,27) <u>27</u>	22 (0,13) <u>11</u>	19 (0,18) <u>11</u>	18 (0,36) <u>24</u>	51 (0,18) <u>12</u>	30 (0,25) <u>10</u>	28 (0,27) <u>11</u>	26 (0,37) <u>16</u>	46 (0,10) <u>4</u>	23 (0,22) <u>4</u>	25 (0,25) <u>4</u>	16 (0,45) <u>4</u>
	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	35 (0,28) <u>37</u>	19 (0,13) <u>9</u>	16 (0,17) <u>9</u>	16 (0,41) <u>25</u>	42 (0,17) <u>14</u>	28 (0,28) <u>12</u>	27 (0,36) <u>11</u>	25 (0,31) <u>16</u>	29 (0,22) <u>4</u>	19 (0,36) <u>4</u>	20 (0,31) <u>4</u>	9 (0,34) <u>4</u>
	N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	-	0,1 (0,31) <u>9</u>	0,1 (0,21) <u>9</u>	0,1 (0,16) <u>24</u>	-	0,4 (0,21) <u>7</u>	0,6 (0,44) <u>9</u>	0,6 (0,32) <u>13</u>	-	0,2 (0,01) <u>4</u>	0,2 (0,01) <u>4</u>	0,2 (0,01) <u>5</u>
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	-	3,4 (0,24) <u>12</u>	5,7 (0,17) <u>12</u>	19,0 (0,60) <u>9</u>	-	1,8 (0,29) <u>9</u>	2,0 (0,49) <u>9</u>	2,1 (0,39) <u>15</u>	-	6,8 (0,76) <u>4</u>	6,0 (0,47) <u>4</u>	13,0 (0,59) <u>5</u>	
II	pH	7,4 (0,05) <u>25</u>	7,2 (0,02) <u>10</u>	7,1 (0,14) <u>10</u>	7,0 (0,03) <u>25</u>	7,7 (0,02) <u>16</u>	7,2 (0,02) <u>10</u>	7,2 (0,01) <u>12</u>	7,2 (0,03) <u>16</u>	7,6 (0,03) <u>5</u>	7,1 (0,01) <u>4</u>	7,0 (0,01) <u>4</u>	7,2 (0,02) <u>5</u>
	OD (mg.L <sup>-1</sup> )	0,6 (0,73) <u>24</u>	-	-	4,7 (0,22) <u>24</u>	0,3 (0,60) <u>15</u>	3,0 (0,52) <u>8</u>	1,5 (0,89) <u>9</u>	1,5 (0,63) <u>12</u>	0,8 (0,44) <u>5</u>	3,0 (0,45) <u>4</u>	3,0 (0,51) <u>4</u>	3,6 (0,42) <u>5</u>
	Eh (mV)	-204 (0,45) <u>25</u>	-	-	259 (2,12) <u>25</u>	-196 (0,60) <u>13</u>	10 (0,98) <u>9</u>	-25 (0,59) <u>10</u>	-79 (1,50) <u>13</u>	-107 (0,48) <u>5</u>	57 (1,06) <u>4</u>	62 (1,13) <u>4</u>	120 (0,26) <u>5</u>
	DBO <sub>5</sub> (mg.L <sup>-1</sup> )	309 (0,31) <u>13</u>	-	-	48 (0,59) <u>18</u>	346 (0,16) <u>14</u>	-	-	55 (0,25) <u>14</u>	326 (0,19) <u>4</u>	-	-	55 (0,43) <u>4</u>
	DQO (mg.L <sup>-1</sup> )	459 (0,56) <u>19</u>	223 (0,29) <u>10</u>	175 (0,34) <u>10</u>	126 (0,33) <u>19</u>	569 (0,23) <u>10</u>	171 (0,34) <u>9</u>	292 (0,32) <u>10</u>	149 (0,36) <u>12</u>	469 (0,25) <u>5</u>	85 (0,21) <u>4</u>	140 (0,53) <u>4</u>	73 (0,40) <u>5</u>
	SST (mg.L <sup>-1</sup> )	365 (0,61) <u>18</u>	-	-	69 (0,38) <u>21</u>	362 (0,60) <u>15</u>	47 (0,47) <u>7</u>	36 (0,69) <u>6</u>	34 (0,55) <u>13</u>	330 (0,44) <u>5</u>	29 (0,45) <u>4</u>	68 (0,73) <u>3</u>	14 (0,92) <u>5</u>
	NT (mg.L <sup>-1</sup> )	47 (0,25) <u>19</u>	-	-	40 (0,40) <u>19</u>	50 (0,16) <u>12</u>	-	-	30 (0,36) <u>12</u>	44 (0,16) <u>5</u>	-	-	30 (0,15) <u>5</u>
	NTK (mg.L <sup>-1</sup> )	46 (0,24) <u>21</u>	26 (0,26) <u>6</u>	20 (0,28) <u>6</u>	19 (0,34) <u>21</u>	50 (0,15) <u>13</u>	28 (0,52) <u>8</u>	30 (0,31) <u>10</u>	29 (0,33) <u>15</u>	44 (0,16) <u>5</u>	21 (0,24) <u>4</u>	18 (0,34) <u>4</u>	18 (0,28) <u>5</u>
	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	38 (0,28) <u>19</u>	25 (0,19) <u>7</u>	20 (0,16) <u>7</u>	16 (0,38) <u>19</u>	41 (0,12) <u>12</u>	26 (0,32) <u>8</u>	29 (0,23) <u>9</u>	27 (0,31) <u>13</u>	28 (0,22) <u>5</u>	14 (0,42) <u>4</u>	13 (0,49) <u>4</u>	13 (0,34) <u>5</u>
	N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	-	0,1 (0,50) <u>8</u>	0,1 (0,35) <u>8</u>	0,1 (0,11) <u>21</u>	-	0,4 (0,31) <u>10</u>	0,4 (0,51) <u>9</u>	0,7 (0,31) <u>16</u>	-	0,2 (0,00) <u>4</u>	0,2 (0,00) <u>4</u>	0,2 (0,01) <u>5</u>
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	-	3,3 (0,27) <u>6</u>	4,3 (0,24) <u>6</u>	15,5 (0,70) <u>20</u>	-	3,6 (0,83) <u>8</u>	2,0 (1,18) <u>9</u>	2,7 (0,79) <u>14</u>	-	6,9 (0,85) <u>4</u>	6,6 (0,62) <u>4</u>	11,8 (0,80) <u>5</u>	

Etapa 1: meio insaturado; Etapa 2: fundo saturado e interligado; Etapa 3: fundo saturado e não interligado.

Unidade I: com lodo acumulado na superfície; Unidade II: com lodo previamente removido.

\*ponto monitorado na unidade que recebeu a alimentação; \*\*ponto monitorado na unidade ao lado da unidade que recebeu a alimentação. 70 cm: efluente final.

NO<sub>x</sub> (N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup> e N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) não foram analisados no afluente. Medição de pH, OD e Eh: sonda modelo HACH HQ40D.

( ) coeficiente de variação (CV= desvio padrão ÷ média). \_ número de amostras.

**Tabela 4.9** - Eficiências média de remoção ao longo do perfil vertical da unidade I (com lodo acumulado na superfície) e II (com lodo previamente removido), durante as etapas 1, 2 e 3.

Afluente	Parâmetro	Etapa 1			Etapa 2			Etapa 3		
		Eficiência de remoção (%)								
		10 cm*	30 cm*	70 cm*	10 cm*	30 cm*	70 cm**	10 cm*	30 cm*	70 cm*
I	DBO <sub>5</sub>	-	-	78	-	-	80	-	-	82
	DQO	50	60	61	74	74	79	78	79	87
	SST	-	-	85	88	89	89	88	85	93
	NT	-	-	9	-	-	53	-	-	29
	NTK	50	57	59	42	45	50	49	46	65
	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	46	54	53	35	36	42	35	31	70
II	DBO <sub>5</sub>	-	-	82	-	-	83	-	-	83
	DQO	52	62	72	70	49	74	82	70	84
	SST	-	-	81	87	90	91	91	79	96
	NT	-	-	5	-	-	41	-	-	30
	NTK	45	56	60	45	39	42	53	60	58
	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	35	43	59	38	30	36	50	52	55

Etapa 1: meio insaturado; Etapa 2: fundo saturado e interligado; Etapa 3: fundo saturado e não interligado.

Unidade I: com lodo acumulado na superfície; Unidade II: com lodo previamente removido.

\*ponto monitorado na unidade que recebeu a alimentação; \*\*ponto monitorado na unidade ao lado da unidade que recebeu a alimentação.

Eficiência de remoção (%) =  $100 \times (\text{média do afluente} - \text{média do efluente}) \div \text{média do afluente}$ . (afluente = esgoto bruto).

#### 4.4.4.3 Oxigênio dissolvido e potencial redox

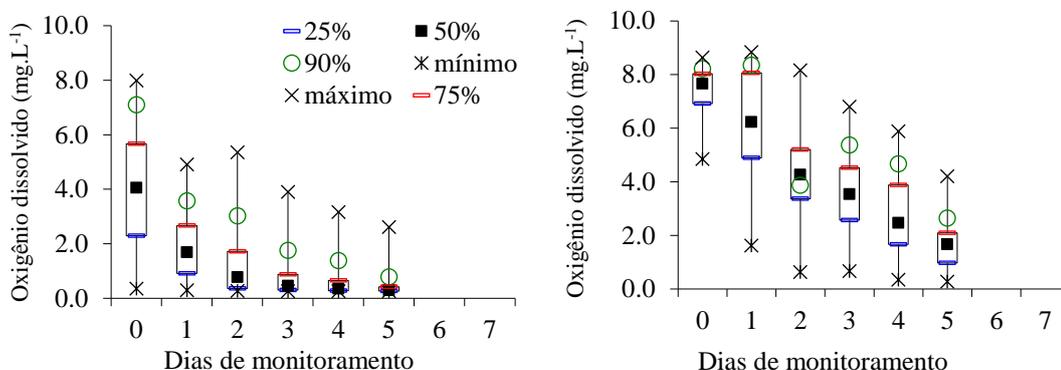
Na etapa 1, as concentrações médias iniciais de OD foram de 4,0 e 7,4 mg.L<sup>-1</sup>, no efluente da unidade I e II, respectivamente. Nessa ordem, após sete dias de alimentação, os valores medidos foram de 0,4 e 1,6 mg.L<sup>-1</sup>, respectivamente. O OD caiu gradativamente a cada dia (Figura 4.14). Foram observadas mudanças nas concentrações efluentes de oxigênio dissolvido e potencial redox após a saturação e interligação do fundo das unidades (etapa 2). Concentrações abaixo de 1,0 e 1,5 mg.L<sup>-1</sup> foram medidas no efluente quando o líquido era aplicado na unidade I e II, respectivamente, ao longo de todo o ciclo de alimentação. Ao contrário da etapa 2, que permaneceu com valores constantes, as concentrações de oxigênio dissolvido na etapa 1 variaram ao longo dos dias (Figura 4.14). A menor variação dos dados de oxigênio observada em todos os dias de monitoramento na etapa 2 pode estar relacionada com o maior TDH, condição que permitiu esse consumo e também pela pouca transferência para o interior do meio filtrante que esteve em condições saturadas. O leve aumento das concentrações de OD do primeiro para o quarto dia de alimentação na unidade II durante a etapa 2 pode ter sido decorrente da calibração da sonda realizada após a troca da bateria. Contudo, percebe-se que a diferença na escala de valores não passou de 0,5 mg.O<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup> e os valores permaneceram constantes até o final do ciclo de alimentação. Na etapa 3, o OD do terceiro dia de alimentação foi de 3,5 e 3,6 mg.L<sup>-1</sup> na unidade I e II, respectivamente.

Em todas as etapas, as menores concentrações de OD no efluente foram medidas quando o esgoto era aplicado na superfície da unidade I. Essa condição, possivelmente foi decorrente da dificuldade de entrada de oxigênio no interior do meio filtrante impedido pela barreira física da camada de depósito orgânico ou pelo consumo microbiano mais ativo nessa camada superficial. Molle (2014) e Moraes (2019) concluíram que a maior altura da camada de lodo influencia negativamente a aeração do meio filtrante.

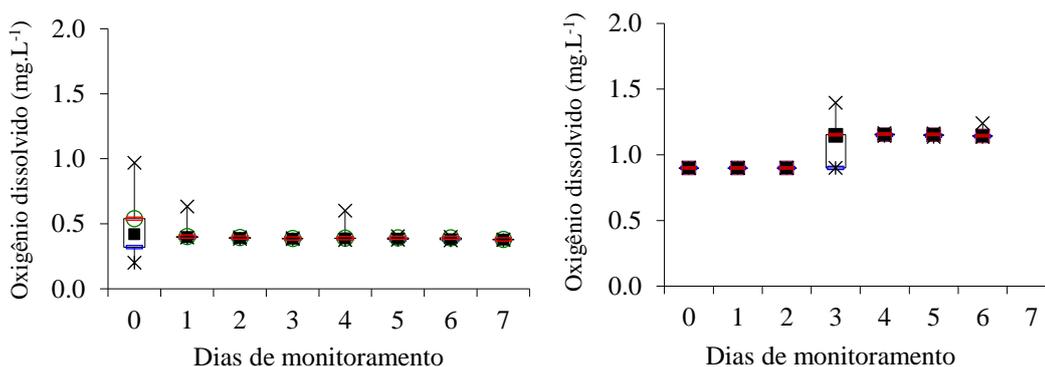
Além das condições insaturadas, as tubulações de aeração passiva certamente também influenciaram para as condições mais oxidativas na profundidade de 70 cm durante a etapa 1. Molle *et al.* (2008) enfatizaram a importância do uso dessas tubulações para ajudar na renovação de oxigênio no interior das unidades durante o período de repouso. Segundo os autores, a renovação completa de oxigênio no interior das unidades com tubulações de aeração passiva instaladas em posição intermediária e fundo foi após um dia de repouso e quando instaladas apenas na tubulação de coleta, de três a quatro dias. Em condição de fundo saturado,

os autores destacaram que a renovação de oxigênio na camada superior não foi completa após sete dias de repouso.

### Etapa 1: meio insaturado



### Etapa 2: fundo saturado e interligado

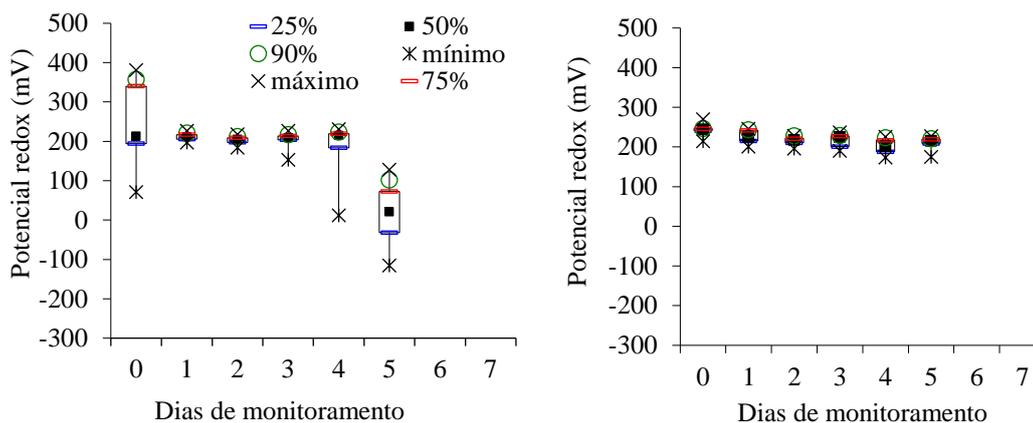


**Figura 4.14** - Oxigênio dissolvido ao longo do ciclo de alimentação de sete dias no ponto de 70 cm de profundidade. Etapa 1 (meio insaturado) e Etapa 2 (fundo saturado e interligado). Esquerda: unidade I (com lodo acumulado na superfície); Direita: unidade II (com lodo previamente removido).

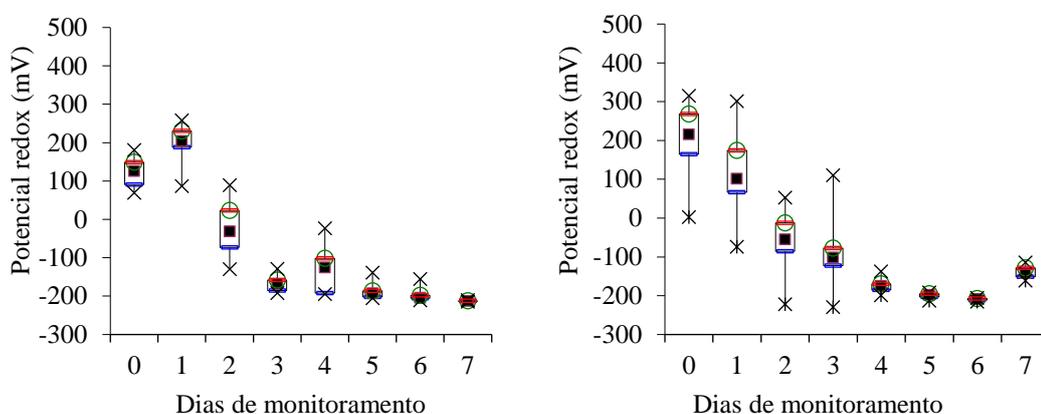
Ainda na etapa 1, o potencial redox do efluente da unidade I foi inferior ao efluente da unidade II, destacando valores positivos nas duas unidades. Valores positivos, indicam que de fato, o sistema manteve suas características aeróbias ( $> +200$  mV conforme Dong & Sun, (2007)), importante requisito para a degradação da matéria orgânica e nitrificação (TORRENS et al., 2009). Em condições saturadas, o potencial redox do efluente das unidades na etapa 2 variou ao longo dos dias de monitoramento, passando da condição aeróbia ( $> +200$  mV) para anóxica (entre  $+200$  e  $-200$  mV) e anaeróbia ( $< -200$  mV) (DONG & SUN, 2007) do início ao fim do período de alimentação (Figura 4.15). As condições oxidativas logo no início do ciclo, possivelmente devem estar associadas com o aumento da vazão no efluente durante a drenagem

do líquido retido acima dos 20 cm na unidade que inicia o período de repouso (completamente saturada no período de alimentação). A condição redutora acaba prevalecendo com o avanço dos dias de alimentação que satura o meio e impede a entrada de oxigênio. A sonda foi instalada na tubulação de drenagem da unidade de saída do líquido do sistema

### Etapa 1: meio insaturado



### Etapa 2: fundo saturado e interligado



**Figura 4.15** - Potencial redox ao longo do ciclo de alimentação de sete dias no ponto de 70 cm de profundidade. Etapa 1 (meio insaturado) e Etapa 2 (fundo saturado e interligado). Esquerda: unidade I (com lodo acumulado na superfície). Direita: unidade II (com lodo previamente removido).

Silveira *et al.* (2015) também descrevem condições anóxicas em WCV-SF operando com 15 e 25 cm de fundo saturado, sem observar influência do período de alimentação e repouso. Segundo os autores, a região insaturada fica menos oxidante durante o período de alimentação devido ao aumento do consumo de oxigênio pela biomassa, retomando as

condições oxidadas durante o período de repouso. Com as medições no período de alimentação, as concentrações efluentes no ponto de 10 e 30 cm de profundidade analisado em ambas as unidades nas três etapas mostraram que a região estava em condições anóxicas. O tempo de percolação na região aeróbia e tempo de detenção na região saturada influenciam nas condições oxidativas, pois quanto mais rápido o líquido infiltra pelo meio poroso, menor o tempo para promover a degradação da matéria orgânica e, portanto, menor o consumo de oxigênio pelos microrganismos (MORAES, 2019). Logo, os maiores valores de OD e POR foram apresentados na etapa 1 e os valores mais reduzidos na etapa 2.

#### 4.4.4.4 Remoção de matéria orgânica

Assim como observado por Prigent *et al.* (2013), Silveira *et al.* (2015) e Morvannou *et al.* (2017), a configuração com o fundo saturado apresentou melhores resultados em termos de matéria orgânica quando comparado com as unidades em condição de meio insaturado, conforme dados apresentados na Tabela 4.8. A mudança de configuração, interferiu diretamente no desempenho do sistema, sendo que a etapa 1 gerou um efluente final com maiores concentrações descarregadas no ambiente correspondendo a menores eficiências médias de remoção (61 e 72% para DQO e 78 e 82%, DBO<sub>5</sub>, respectivamente para as unidades I e II). Com o fundo saturado e interligado, as eficiências médias de remoção de DQO foram de 79 e 74% e DBO<sub>5</sub> de 80 e 83%, respectivamente para a unidade I e II. Os melhores resultados em termos de eficiência média de remoção para concentração foram observados na etapa 3, com 87 e 84% para DQO e 82 e 83% para DBO<sub>5</sub>, respectivamente para as unidades I e II. Esses valores foram menores quando comparados com Morvannou *et al.* (2017) operando WCV-SF com área superficial de 1,3 e 2,1 m<sup>2</sup>.e.p<sup>-1</sup> e fundo saturado. No entanto, os valores da DQO na última etapa se aproximaram de Morvannou *et al.* (2015), avaliando dois estágios da configuração francesa (representando 2,0 m<sup>2</sup>.e.p<sup>-1</sup>). Vale lembrar que a última etapa teve o tempo mais curto de monitoramento (4 meses) da presente pesquisa.

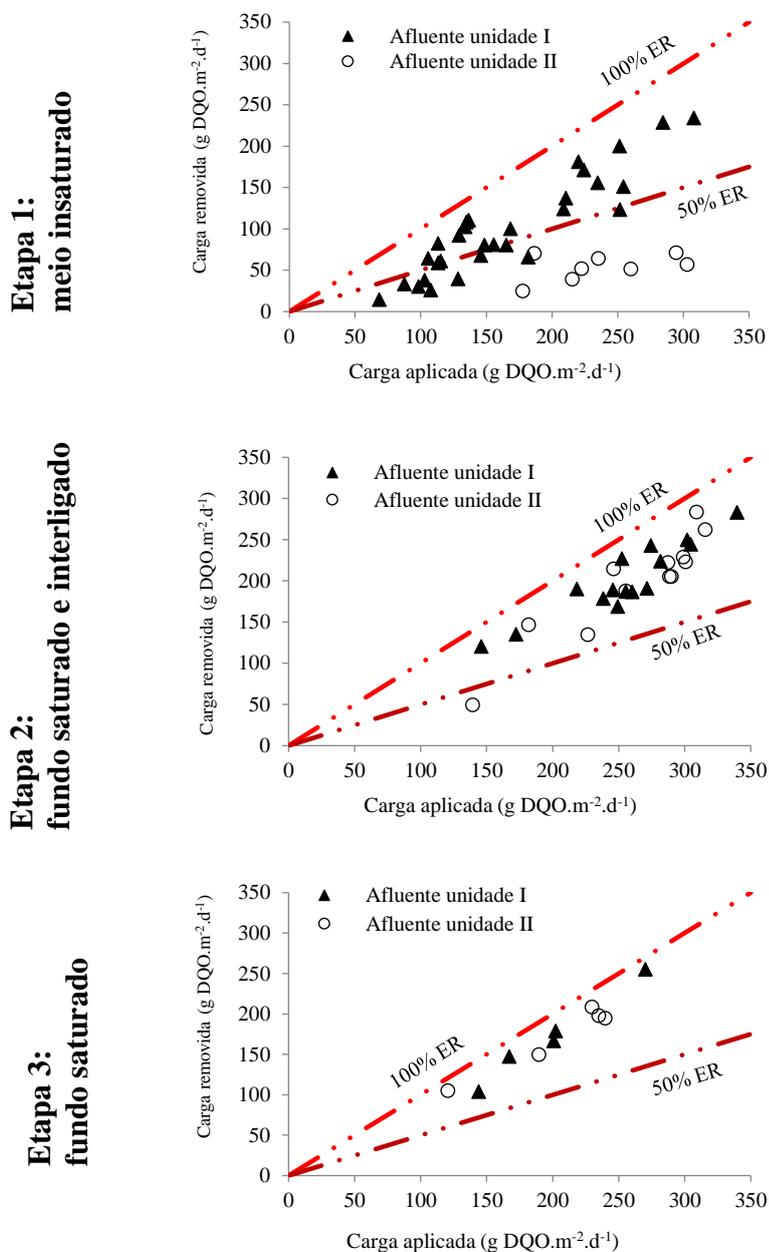
Nas etapas em que as unidades estavam operando com o fundo saturado, as eficiências de remoção de SST foram maiores (> 89%) quando comparado com os valores da etapa 1, que operava com meio insaturado (85 e 81%, respectivamente para a unidade I e II). Essa melhora se remete ao aprisionamento dos sólidos dentro do sistema, provocada pela elevação do nível da tubulação de saída (MORVANNOU *et al.*, 2017). Considerando que a fração sólida estava

bloqueando os furos das tubulações de drenagem e impedindo a coleta do líquido (etapa 2), descargas de água limpa foram utilizadas como meio de desprender os sólidos aderidos nas tubulações. O procedimento encontra-se detalhado no Apêndice 2. Para sistemas com fundo saturado, Morvannou *et al.* (2017) recomendam descargas na zona de fundo uma vez por ano, não sendo necessário descarga completa, já que a maior parte dos sólidos saem nos primeiros cinco minutos de drenagem.

O monitoramento ao longo do perfil confirmou diminuição da concentração de matéria orgânica com o aumento da profundidade. No entanto, a maior eficiência de remoção prevaleceu na camada superior, considerada a zona mais biologicamente ativa, diversificada e densa do sistema (STOTTMEISTER *et al.*, 2003; MOLLE *et al.*, 2008; MORVANNOU, 2012; PRIGENT *et al.*, 2013; MORVANNOU *et al.*, 2014; LOMBARD LATUNE & MOLLE, 2018). Em WCV-SF, a maior concentração de biomassa heterotrófica foi identificada em profundidade de até 20 cm (MORVANNOU *et al.*, 2014).

A camada de lodo em WCV-SF também desempenha papel importante no tratamento. Além da acumulação de sólidos por interceptação e filtração na superfície, Molle *et al.* (2005) destacam que as características do material filtrante (granulometria de 2 – 6 mm) da primeira camada induzem o aprisionamento dessas partículas. Com 40 cm de material filtrante de tamanho maior (2,4 – 12,5 mm) que a recomendada pelas diretrizes francesas, os sólidos podem ser carreados para as camadas mais profundas das unidades da presente pesquisa. Conforme apresentado na Tabela 4.8, é possível verificar leve aumento nas concentrações de DQO e SST no ponto de 30 cm em ambas as unidades nas diferentes etapas. Essa condição é decorrente da estratificação dos sólidos para as camadas mais profundas observada em sistemas de escoamento vertical, conforme documentado por Molle *et al.* (2005) e Chazarenc & Merlin (2018). O posicionamento da caixa coletora e a desigual altura da camada de lodo podem ter interferido nesses resultados.

A carga hidráulica aplicada nas diferentes etapas foi fixa e, se comparada com os franceses, é mais alta. As variações nas concentrações afluentes de DQO refletiram nas cargas aplicadas e removidas ao longo do período de estudo (Figura 4.16 e Tabela 4.10). Percebe-se que na condição em que o meio filtrante estava insaturado, o sistema teve menor capacidade de apresentar estabilidade nas concentrações efluentes. Já na etapa 2 e 3, a remoção ficou acima de 50% de eficiência de remoção para as variáveis cargas aplicadas. Essa condição foi decorrente do fundo saturado que permitiu o amortecimento da vazão, reduzindo assim o arraste de sólidos para fora do sistema, além do maior TDH comparado com etapa 1.



**Figura 4.16** - Carga aplicada e removida de DQO durante a etapa 1 (meio insaturado), etapa 2 (fundo saturado e interligado) e etapa 3 (fundo saturado e não interligado). ER: eficiência de remoção.

O maior carregamento orgânico aplicado na etapa 2 pode ter contribuído para o aumento do nível do líquido dentro do meio filtrante, assim como documentado por Foladori *et al.* (2014). Diferença significativa foi observada entre as etapas 1 e 2 para os valores médios de maior (253 g DQO.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>) e menor (186 g DQO.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>) carga orgânica aplicada ( $p = 0.002621$ ) e removida ( $p = 0.000937$ ) (201 e 114 g DQO.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>, respectivamente), referentes a unidade I. Com cargas orgânicas superiores a 300 g DQO.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup> recomendadas por Molle *et*

*al.* (2005), a remoção de DQO foi aceitável. Para condições climáticas tropicais, Lombard Latune & Molle (2018) consideram carregamento de até 350 g DQO.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup> com duas unidades em operação.

#### 4.4.4.5 Nitrificação

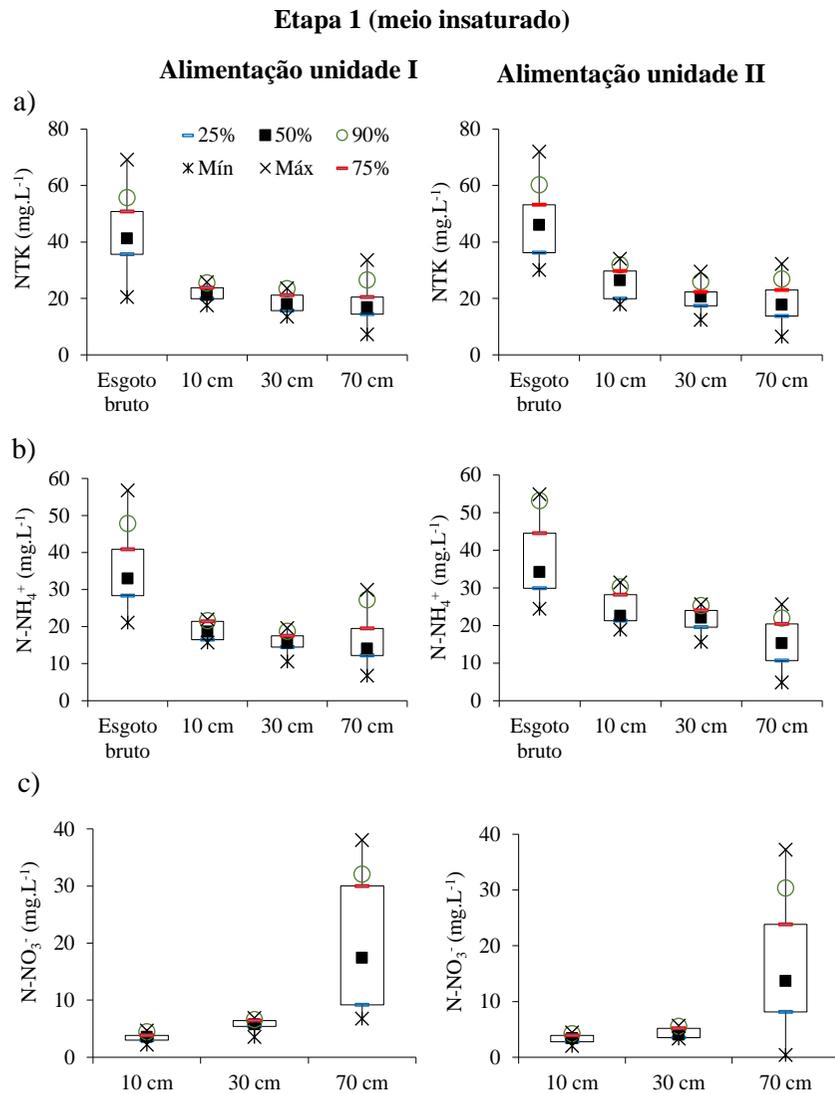
Como pode ser observado na Tabela 4.8, a condição em que as unidades operavam com maior profundidade livre proporcionou melhores condições para a nitrificação com produção de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>. As concentrações de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> medidas no ponto de 70 cm de profundidade durante a etapa 1 foram de 19,0 e 15,5 mg.L<sup>-1</sup>, respectivamente nas unidades I e II. Já na etapa 2, as concentrações no mesmo ponto foram baixas (2,1 e 2,7 mg N- NO<sub>3</sub><sup>-</sup>.L<sup>-1</sup>, quando a alimentação era feita nas unidades I e II, respectivamente). Essa condição pode estar relacionada com a desnitrificação do nitrato já formado ou com a baixa transformação do NTK na unidade que recebeu a alimentação, desencadeada pela saturação do meio. As concentrações de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> no efluente das unidades I e II apresentaram diferença significativa ( $p = 0.000094$  e  $p = 0.000378$ , respectivamente) entre essas duas etapas, que se justifica pelas diferentes transformações de nitrogênio que ocorrem em WCV-SF em condição de meio insaturado e completamente saturado. Levando em consideração o tempo de percolação do líquido na etapa 1, é possível observar rápida remoção de NTK e formação de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, com maiores variações nos dados de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> no efluente. Já na configuração em que as unidades estavam completamente saturadas, a capacidade de nitrificação na camada superior tornava-se limitada pela ausência de um meio insaturado (altura total = altura saturada = 70 cm). Considerando os valores de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> obtidos nos pontos de 10 e 30 cm de profundidade, destaca-se que na etapa 2 a produção de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> foi afetada drasticamente.

Na etapa 3 (altura saturada = 20 cm), as concentrações médias de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> no efluente foram de 13,0 e 11,8 mg.L<sup>-1</sup> na unidade I e II, respectivamente. Apenas a unidade I teve diferença significativa entre as etapas 2 e 3 ( $p = 0.01134$ ). Com 50 cm de meio insaturado e 20 cm de fundo saturado, as respectivas condições menos oxidativas e mais redutoras resultaram em menores concentrações de nitrogênio oxidado no ponto de 70 cm comparado com a condição de meio insaturado, e maiores quando comparado com saturação completa.

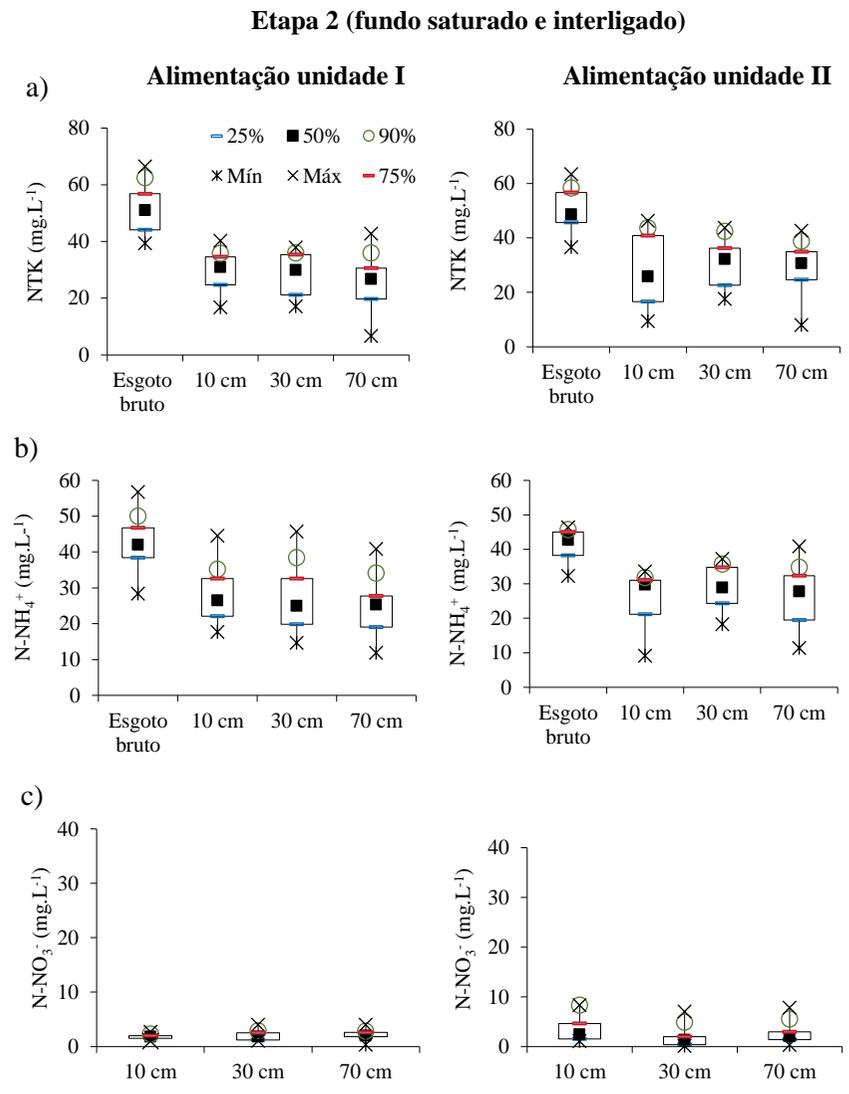
Em todas as etapas a maior eficiência de remoção de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> aconteceu principalmente na camada superior (ver Tabela 4.9), como também observado por Molle *et al.* (2008) e Millot

*et al.* (2016). Morvannou *et al.* (2014) consideram que a adsorção na camada de depósito orgânico é responsável por 1/3 dessa transformação entre os períodos de alimentação e repouso. As Figuras 4.17, 4.18 e 4.19 apresentam as formas nitrogenadas ao longo do perfil vertical da unidade I e II durante as etapas 1, 2 e 3, respectivamente. As concentrações médias de  $\text{N-NO}_2^-$  no efluente de 0,1, 0,7 e 0,2  $\text{mg.L}^{-1}$  durante as etapas 1, 2 e 3, respectivamente, foram consistentemente baixas.

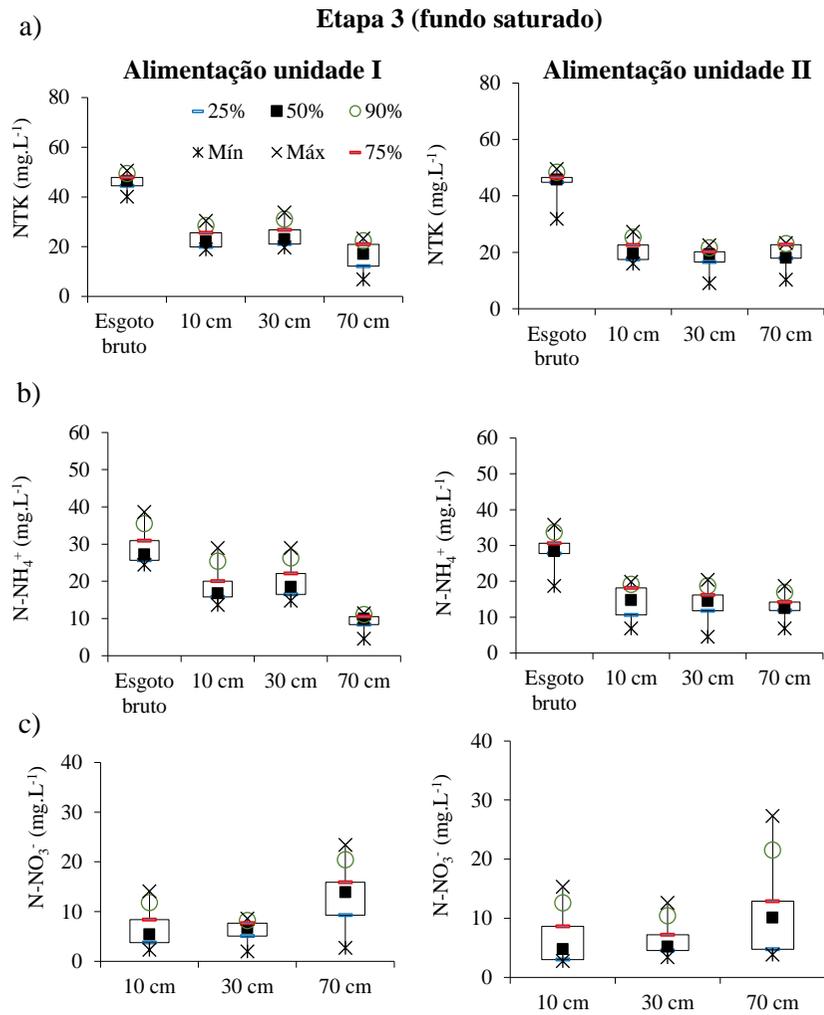
A Tabela 4.10 apresenta a carga aplicada e removida em termos de NTK,  $\text{N-NH}_4^+$  e NT nas duas unidades ao longo das três etapas. Durante a etapa 1, a carga removida de NTK nas duas unidades foi próxima a 50% de eficiência de remoção, coerente com os valores apresentados por Molle *et al.* (2005) para o primeiro estágio do Sistema Francês em condição de meio insaturado. Com poucos valores, a etapa 3 apresentou os melhores resultados. As variações das concentrações afluentes de  $\text{N-NH}_4^+$  diferiram significativamente nas cargas aplicadas entre as etapas 2 e 3 para as unidades I ( $p = 0.040253$ ) e II ( $p = 0.019228$ ). O maior carregamento aplicado na etapa 2 também foi significativamente diferente da etapa 1, quando aplicado na unidade II ( $p = 0.041028$ ). Curiosamente, as cargas removidas de  $\text{N-NH}_4^+$  nas duas unidades não foram significativamente diferentes ( $p > 0.05$ ) comparando as diferentes etapas, indicando que a remoção aconteceu por diferentes vias.



**Figura 4.18** - Etapa 1 (meio insaturado). Concentrações a) NTK, b) N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> e c) N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>. Unidade I (com lodo acumulado na superfície) e Unidade II (com lodo previamente removido).



**Figura 4.17** - Etapa 2 (fundo saturado e interligado). Concentrações a) NTK, b) N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> e c) N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>. Unidade I (com lodo acumulado na superfície) e Unidade II (com lodo previamente removido).



**Figura 4.19** - Etapa 3 (fundo saturado). Concentrações a) NTK, b) N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> e c) N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>. Unidade I (com lodo acumulado na superfície) e Unidade II (com lodo previamente removido).

**Tabela 4.10** – Carga média aplicada e removida de DQO, NT, NTK e N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> durante a etapa I (meio insaturado), 2 (fundo saturado e interligado) e 3 (fundo saturado) na Unidade I (com lodo acumulado na superfície) e Unidade II (com lodo previamente removido).

	Unidade		I	II	I	II
	I	II				
g.DQO.m <sup>-2</sup> .d <sup>-1</sup>	Aplicada	186	203	254	201	207
	Removida	114	147	201	174	175
g.NT.m <sup>-2</sup> .d <sup>-1</sup>	Aplicada	19,3	20,6	22,7	20,3	19,3
	Removida	2,4	2,7	12,0	6,3	6,0
g.NTK.m <sup>-2</sup> .d <sup>-1</sup>	Aplicada	19,1	20,5	22,6	20,3	20,6
	Removida	11,1	12,3	12,5	13,2	12,4
g.NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> .m <sup>-2</sup> .d <sup>-1</sup>	Aplicada	15,4	16,8	18,8	13,0	13,6
	Removida	8,2	9,9	8,3	6,8	7,8

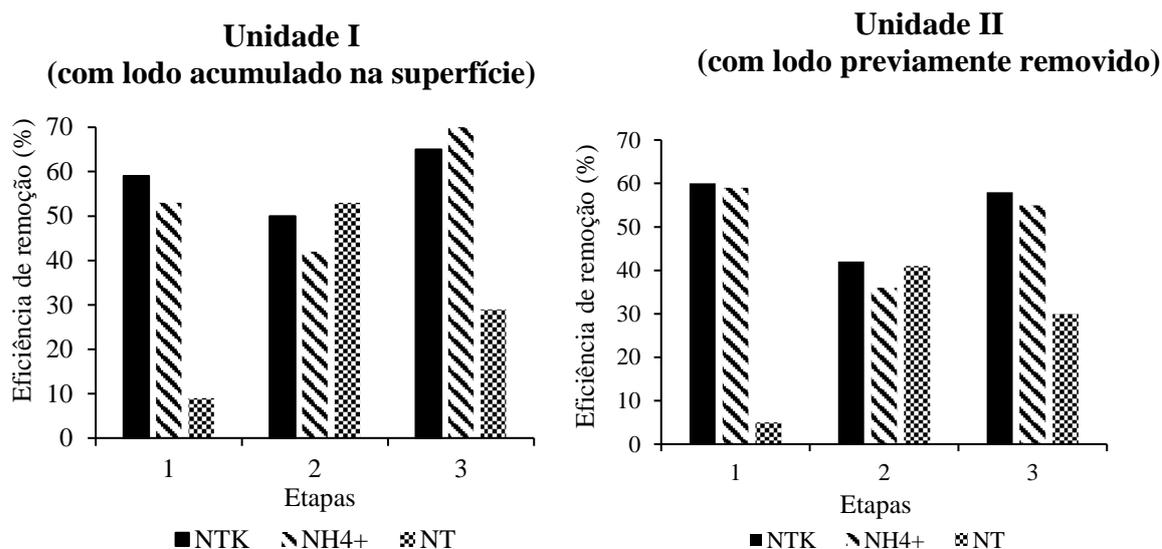
Carga aplicada: (concentração afluente x vazão) / área superficial  
 Carga saída: (concentração efluente x vazão) / área superficial  
 Carga removida: carga aplicada – carga saída

#### 4.4.4.6 Remoção de nitrogênio total

Uma melhor eficiência de remoção de NT foi documentada na etapa 2, que operou com TDH teórico de 8,6 h. Mesmo com problemas hidráulicos, o NT foi reduzido de concentrações médias de 51 para 24 mg.L<sup>-1</sup> quando o esgoto era aplicado na unidade I, e 50 para 30 mg.L<sup>-1</sup> quando aplicado na unidade II, representando eficiências de remoção de 53 e 41% respectivamente. Na etapa 3 (TDH teórico de 4,3 h), a redução foi de 46 para 29 mg.L<sup>-1</sup> e de 44 para 30 mg.L<sup>-1</sup>, para as unidades I e II, respectivamente (representando eficiências de remoção de 29 e 30%, respectivamente). Em termos de carga, um aumento considerável na remoção média de NT foi observado na etapa 2 (12,0 e 8,9 g NT.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>) comparada com a etapa 1 (2,4 e 2,7 g NT.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>, respectivamente nas unidades I e II). Diferença significativa foi observada entre as etapas 1 e 2 para eficiência de remoção ( $p = 0.001144$ ) e carga removida ( $p = 0.001239$ ) na unidade I (com lodo acumulado na superfície).

Foladori *et al.* (2014), Santos *et al.* (2016) e Dubois & Molle (2018) também reportaram maior remoção de NT quando o nível de líquido dentro das unidades em operação aumentava. Nas condições de meio insaturado (etapa 1), a remoção de NT foi inferior quando comparado com as outras etapas, nas duas unidades. As condições predominantemente aeróbias, que promovem a nitrificação, oferecem limitações para o processo de desnitrificação de qualquer nitrato gerado (MORVANNON *et al.*, 2014; NIVALA *et al.*, 2019). A Figura 4.20 apresenta as eficiências médias de remoção de NTK, N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> e NT no ponto de 70 cm de profundidade nas unidades I e II, nas três diferentes etapas.

Com base nos valores obtidos na presente pesquisa, infere-se que as vias de remoção de nitrogênio nas diferentes configurações aqui apresentadas também foram completamente diferentes umas das outras. Mais da metade do NTK removido na etapa 1 foi transformado em N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, que não foi removido. Considerando que, durante a etapa 2, a nitrificação foi afetada pela saturação completa das unidades que recebiam a alimentação do esgoto bruto, a remoção de nitrogênio nessa etapa não se deveu somente à desnitrificação convencional, que também não foi completa, considerando as concentrações, mesmo que baixas de NO<sub>x</sub> no efluente. A etapa 3 apresentou a melhor eficiência de remoção de NTK comparada com as etapas anteriores, indicando que a remoção de nitrogênio total foi incompleta e limitada pela desnitrificação.



**Figura 4.20** - Eficiência média de remoção de NT, NTK e N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> na unidade I (com lodo acumulado na superfície) e unidade II (com lodo previamente removido), na etapa 1 (meio insaturado), 2 (fundo saturado e interligado) e 3 (fundo saturado e não interligado).

Esses valores seguem a mesma condição observada por Dong & Sun (2008). Com 80 cm de meio insaturado os autores alcançaram remoção de 25% e com 55 cm de fundo saturado, a eficiência de remoção de NT foi de 37%. Quando enviado para pós-tratamento em WCH, a eficiência de remoção respectivamente subiu para 55 e 54%, indicando remoção de N-NO<sub>3</sub>-pela desnitrificação convencional e remoção de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> por processos não convencionais, dominantes na primeira e segunda combinação (WCV-SF + WCH e WCV-SF + WCH, respectivamente).

A combinação da zona insaturada e saturada em WCV-SF e completamente saturada como em *wetland* construído de escoamento horizontal (condição também verificada nas unidades do WCV-SF da etapa 2) garante regiões com baixo teor de oxigênio que, segundo Dong & Sun (2007), promove a remoção do NT através da nitrificação parcial e do processo ANAMMOX. Conforme observado na Figura 4.15, os valores de potencial redox medidos no efluente das duas unidades durante a etapa 2 foram favoráveis a esse respectivo processo, assim como nos valores do terceiro dia de alimentação das duas unidades, na etapa 3 (Tabela 4.8). Além disso, Dong & Sun (2007) correlacionam o processo ANAMMOX com o aumento da eficiência de remoção de DQO, destacando a coexistência dessas respectivas bactérias com as heterotróficas na remoção conjunta de poluentes. Essa condição é importante, visto que WCV-SF recebem concentração apreciável de matéria orgânica. Um aumento na remoção de NT e DQO foi documentado na etapa 2.

Diferentes reações em série mediadas por bactérias aeróbias-ANAMMOX ou bactérias anaeróbias podem acontecer em regiões de *wetlands* de diferentes configurações (DONG & SUN, 2007). De fato, inúmeras possibilidades de transformação de nitrogênio em *wetlands* já foram relatadas na literatura. Segundo Truu *et al.* (2005), a diversidade microbiana no ciclo do nitrogênio envolve arqueas nitrificantes, fungos desnitrificantes, bactérias desnitrificantes aeróbias e microrganismos nitrificantes heterotróficos. Essa complexidade da comunidade desnitrificante pode ser influenciada pelo longo tempo de permanência do líquido no interior dos *wetlands*, condição que diminui as concentrações de nitrogênio e fontes de carbono (KJELLIN *et al.*, 2007). Além desses fatores, a remoção de nitrogênio é facilmente influenciada pelo *design*, formas de operação, carregamento hidráulico e orgânico, além das condições climáticas (DONG & SUN, 2007; KJELLIN *et al.*, 2007, DUBOIS & MOLLE, 2018; PELISSARI *et al.*, 2018; SILVEIRA *et al.*, 2020). Essas condições promovem adaptação de microrganismos específicos responsáveis pelo tratamento (PELISSARI *et al.*, 2018; SILVEIRA *et al.*, 2020). Em WCV-SF, Silveira *et al.* (2020) destacam a influência da camada de depósito orgânico na superfície e tubulações de aeração passiva instaladas no fundo do sistema como sendo influenciadores na disponibilidade de oxigênio dentro do meio filtrante, responsável pela mudança nas comunidades nitrificantes metabolicamente ativas ao longo da profundidade.

Santos *et al.* (2016) reiteram que diferenças de 20, 30 e 40 cm do meio em condições saturadas promovem o estabelecimento de comunidades bacterianas diferentes assegurando desempenhos de tratamento distintos. Segundo os autores, a maior diversidade bacteriana foi encontrada na condição de maior altura saturada, neste caso de 40 cm, confirmando outras vias de remoção de nitrogênio, inclusive por meio de bactérias ANAMMOX (ainda que em pequena proporção).

Mesmo considerando que temperaturas mais quentes podem melhorar a cinética da desnitrificação (LOMBARD LATUNE *et al.*, 2018), infere-se que uma melhor remoção do  $\text{N-NO}_3^-$  formado na etapa 3 não aconteceu, possivelmente influenciado pelo TDH (teórico de 0,18 dias ou 4,3 horas) na zona saturada, abaixo do recomendado na literatura. Um fluxo lento nessa região aumenta o tempo de contato entre os microrganismos desnitrificantes e substratos (matéria orgânica e nitrato), que é necessário para bons resultados na remoção de nitrogênio (LANGERGRABER *et al.*, 2009; MALTAIS-LANDRY *et al.*, 2009; FOLADORI *et al.*, 2014). Para Prigent *et al.* (2013), a saturação deve promover TDH mínimo de 0,40 dias (9,6 h). Já Morvannou *et al.* (2017) destacam que, com 0,75 dias (18 h), a eficiência de remoção de nitrato foi de 60%, não sendo o suficiente para uma relação  $\text{DQO/N-NO}_3^- < 3$ . Lombard Latune *et al.*

(2018) descreveram que, independentemente do TDH, a relação DQO/N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> próxima de 2 afeta fortemente a desnitrificação. Isso foi confirmado no trabalho de Dubois & Molle (2017) operando um WCV-SF com TDH de 1,30 dias, apresentando limitações na etapa da desnitrificação pela falta de carbono orgânico. Fu *et al.* (2015) revelaram que a camada de depósito orgânico ajuda na etapa da remoção de nitrogênio através da liberação de compostos orgânicos solúveis provenientes da hidrólise da matéria orgânica, fornecendo carbono para a etapa da desnitrificação. Além disso, os autores também descreveram aumento das bactérias associadas à remoção de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> e N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup> com o aumento do acúmulo de lodo na camada superficial. Considerando as concentrações afluentes e efluentes de DQO, infere-se que em todas as etapas a fonte de carbono orgânico foi suficiente para suportar o processo de desnitrificação (DQO/N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> > 3).

A amostragem do biofilme aderido no material filtrante, combinada com análises da estrutura e funcionalidade dos microrganismos específicos que influenciam no tratamento, são apresentadas na literatura como forma de ajudar a entender as diferentes vias de remoção e transformação de nitrogênio (DONG & SUN, 2007; PELISSARI *et al.*, 2018; SILVEIRA *et al.*, 2020). Ciente disso, para uma melhor discussão dos dados, o material filtrante foi coletado em três profundidades em diferentes dias do ciclo de operação (período de alimentação e repouso), objetivando-se que possa ser analisado futuramente.

Outro mecanismo de remoção de nitrogênio em *wetlands* documentado na literatura é através das plantas, sendo que diferentes taxas de remoção podem variar entre os sistemas insaturados e saturados ou estado da vegetação (NIVALA *et al.*, 2019). A absorção de nutrientes pelo capim Tifton 85 é um processo de remoção minoritário, alcançando apenas 2,8% (53 g N.m<sup>-2</sup>.ano<sup>-1</sup>) (LANA, 2013).

#### 4.4.5 Conclusão

Este estudo investigou um WCV-SF constituído pelo primeiro estágio, com apenas duas unidades em paralelo, com um ciclo de alimentação de sete dias, seguido por repouso de mais sete dias, e operando em condições de meio filtrante insaturado (etapa 1), fundo saturado e interligado (etapa 2) e fundo saturado sem interligação (etapa 3).

Em todas as configurações, as maiores eficiências de remoção de DQO, SST, NTK e N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> foram na camada superior do sistema e as menores concentrações de DQO e SST foram

obtidas no efluente das unidades com o fundo em condições saturadas (etapas 2 e 3). A melhor eficiência de remoção de NT na condição de fundo saturado e interligado permitiu garantir o repouso das unidades na camada superior, minimizando os problemas de colmatação.

Despropositadamente, o aumento no nível do líquido na unidade recebedora do esgoto bruto ofereceu a possibilidade de investigação de um WCV-SF em condições saturadas. Considerável remoção média de DQO (201 e 186 g m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>) e NT (12,0 e 8,9 g m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>) foi observada com essa configuração, comparada com a carga média removida em meio insaturado (114 e 147 g DQO.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup> e 2,4 e 2,7 g NT.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>), respectivamente nas unidades I e II. O aumento do tempo de percolação do líquido pelo material filtrante insaturado e saturado com o avanço dos dias de alimentação comprova a retenção do líquido dentro das unidades.

As vias de transformação e renovação de nitrogênio foram diferentes entre as configurações estudadas. Uma maior concentração de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> no efluente das unidades foi obtida em condições insaturadas, comprovando o processo de nitrificação (etapa 1), remoção do nitrogênio total supostamente pelo N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> em condições de saturação completa das unidades (etapa 2) e por fim, nitrificação e remoção incompleta do nitrogênio total, limitada pela etapa da desnitrificação em 20 cm de fundo saturado (etapa 3). A zona de saturação completa do meio acima dos 20 cm pretendidos promoveu deficiência na nitrificação, contudo os resultados sugerem outras vias de remoção de nitrogênio. Em relação à zona de saturação na etapa 3, esta mostrou que a desnitrificação não foi completa, provavelmente devido ao menor tempo de detenção hidráulica real.

As vias de remoção e transformação de nitrogênio sugeridas nas diferentes configurações apresentadas neste trabalho foram baseadas em comparações com outros estudos que se aproximaram da condição operacional ou do comportamento do sistema. Os resultados devem ser apoiados com análise de microbiologia.

Ademais, sugere-se a realização de novos estudos com mudanças construtivas e/ou operacionais, sem que haja imperativo de aumento de área requerida ou custos de implantação, para que se possa tornar mais efetiva a remoção de nitrogênio total.

#### 4.4.5.1 Referências

APHA/AWWA/WEF, *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 22nd ed (E. W. Rice, R. B. Baird, A. D. Eaton & L. S. Clesceri, eds.). American Public Health Association (APHA), American Water Works Association (AWWA) and Water Environment Federation (WEF), Washington, DC, USA, 2012.

- CHAZARENC, F. & MERLIN, G., Influence of surface layer on hydrology and biology of gravel bed vertical flow constructed wetlands. *Water Science & Technology*, v. 51, n. 9, p. 91-97, 2005.
- CNEN (Comissão Nacional de Energia Nuclear). *Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares*. Gerador IPEN-TEC, 2015.
- 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.
- DUBOIS, V. & MOLLE, P., On-site single-stage constructed wetland fed by raw wastewater: performances and resilience of the system. *Water Science & Technology*, v. 78, n. 2, p. 459-465, 2018.
- FOLADORI, P., RUABEN, J., ORTIGARA, A. R. C. & ANDREOTTOLA, G., Batch feed and intermittent recirculation to increase removed loads in a vertical subsurface flow filter. *Ecological Engineering*, v. 70, p. 124-132, 2014.
- FU, G., GUO, Z., ZHANG, J., CHEN, Z. & WONG, M. H., Organic matter transplant improved purification performance of newly built constructed wetlands. *Ecological Engineering*, v. 83, p. 338-342, 2015.
- KJELLIN, J., WORMAN, A., JOHANSSON, H. & LINDAHL, A., Controlling factors for water residence time and flow patterns in Ekeby treatment wetland, Sweden. *Water Resources*, v. 30, p. 838-850, 2007.
- LANGERGRABER, G., LEROCH, K., PRESSL, A., SLEYTR, K., ROHRHOFER, R. & HABERL, R., High-rate nitrogen removal in a two-stage subsurface vertical flow constructed wetland. *Desalination*, v. 246, n. 1-3, p. 55-68, 2009.
- LOMBARD LATUNE, R. & MOLLE, P., Les filtres plantés de végétaux pour le traitement des eaux usées domestiques en milieu tropical. Guide de dimensionnement de la filière tropicalisée. *IRSTEA*, 38 p., 2018.
- MALTAIS-LANDRY, G., MARANGER, R., BRISSON, J. & CHAZARENC, F., Nitrogen transformation and retention in planted and artificially aerated constructed wetlands. *Water Research*, v. 43, p. 535-545, 2009.
- MILLOT, Y., TROESCH, S., ESSER, D., MOLLE, P., MORVANNOU, A., GOURDON, R. & ROUSSEAU, D., Effects of design and operational parameters on ammonium removal by single-stage French vertical flow filters treating raw domestic wastewater. *Ecological Engineering*, v. 97, p. 516-523, 2016.
- MOLLE, P., LIÉNARD, A., BOUTIN, C., MERLIN, G. & IWEMA, A., How to treat raw sewage with constructed wetlands: an overview of the French systems. *Water Science & Technology*, v. 51, n. 9, p. 11-21, 2005.
- MOLLE, P., PROST-BOUCLE, S. & LIÉNARD, A., Potential for total nitrogen removal by combining vertical flow and horizontal flow constructed wetlands: A full-scale experiment study. *Ecological Engineering*, v. 34, p. 23-29, 2008.
- MOLLE, P., French vertical flow constructed wetlands: A need of a better understanding of the role of the deposit layer. *Water Science and Technology*, v. 69, n. 1, p. 106-12, 2014.
- MORAES, M. A de A., Comportamento hidráulico de um sistema de wetlands construídos de escoamento vertical (primeiro estágio do Sistema Francês). *Dissertação - Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos*, Universidade Federal de Minas Gerais - Escola de Engenharia, Belo Horizonte, 166 p., 2019.
- MORAES, M. A. A., GARCÍA ZUMALACARREGUI, J. A., TREIN, C. M., FERREIRA, V. V. M. & VON SPERLING, M., Outflow dynamics in a French system of vertical wetlands operating with an extended feeding cycle. *Water Science Technology*, v. 79, n. 4, p. 699-708, 2019.
- MORVANNOU, A., CHOUBER, J. M., VANCLOOSTER, M. & MOLLE, P., Modeling nitrogen removal in a vertical flow constructed wetland treating directly domestic wastewater. *Ecological Engineering*, v. 70, p. 379-386, 2014.

- MORVANNOU, A., Dynamic modelling of nitrification in vertical flow constructed wetlands. *These*. Université Catholique de Louvain Faculté d'Ingenierie Biologique, Agronomique et Environnementale Earth and Life Institute – Environmental Sciences, 202 p., 2012.
- MORVANNOU, A., FORQUET, N., MICHEL, S., TROESCH, S. & MOLLE, P., Treatment performances of French constructed wetlands: results from a database collected over the last 30 years. *Water Science & Technology*, v. 71.9, 2015.
- MORVANNOU, A., TROESCH, S., ESSER, D., FORQUET, N., MOLLE, P. & PETITJEAN, A., Using one filter stage of unsaturated/saturated vertical flow filters for nitrogen removal and footprint reduction of constructed wetlands. *Water Science & Technology*, v. 76, n. 1-2, p. 124-133, 2017.
- NIVALA, J., MURPHY, C., TROESCH, S., WALLACE, S. & ESSER, D., Intensified and modified wetland designs. *Sustainable Sanitation Practice Journal*, v. 18, p. 15-20, 2014.
- NIVALA, J., BOOG, J., HEADLEY, T., AUBRON, T., WALLACE, S., BRIX, H., MOTHE, S., VAN AFFERDEN, M. & MÜLLER, H., Side-by-side comparison of 15 pilot-scale conventional and intensified subsurface flow wetlands for treatment of domestic wastewater. *Science of Total Environment*, v. 658, p. 1500-1513, 2019.
- PAING, J., GUILBERT, A., GAGNON, V. & CHAZARENCO, F., Effect of climate, wastewater composition, loading rates, system age and design on performances of French vertical flow constructed wetlands: A survey based on 169 full scale systems. *Ecological Engineering*, v. 80, p. 46-52, 2015.
- PELISSARI, C., GUIVERNAU, M., VIÑAS, M., GARCIA, J., VELASCO, M., SOUZA, S. S., SEZERINO, P. H. & ÁVILA, C., Effects of partially saturated conditions on the metabolically active microbiome and on nitrogen removal in vertical subsurface flow constructed wetlands. *Water Research*, v. 141, p. 185-195, 2018.
- 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. 175-181, 1997.
- PRIGENT, S., PAING, J., ANDRES, Y. & CHAZARENCO, F., Effects of a saturated layer and recirculation on nitrogen treatment performances of a single stage vertical flow constructed wetland. *Water Science & Technology*, v. 68.7, p. 1461-1467, 2013.
- SANTOS, M. O., PELISSARI, C., ROUSSO, B. Z. & SEZERINO, P. H., Influência da saturação de fundo de maciços filtrantes componentes de wetlands construídos verticais aplicados no tratamento de esgoto sanitário. *Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales: Investigación, desarrollo y práctica*, v. 9, n. 3, p. 303-316, 2016.
- SILVEIRA, D. D., BELLI FILHO, P., PHILIPPI, L. S., KIM, B. & MOLLE, P., Influence of partial saturation on total nitrogen removal in a single-stage French constructed wetland treating raw domestic wastewater. *Ecological Engineering*, v. 77, p. 257-264, 2015.
- SILVEIRA, D. D., BELLI FILHO, P. B., PHILIPPI, L. S., CANTÃO, M. E., FOULQUIER, A., BAYLE, S., DELFORNO, T. P. & MOLLE, P., In-depth assessment of microbial communities in the full-scale vertical flow treatment wetlands fed with raw domestic wastewater. *Environmental Technology*, 2020.
- STOTTMEISTER, U., WIEBNER, A., KUSCHK, P., KAPPELMEYER, U., KASTNER, M., BEDERSKI, O., MULLER, R. A. & MOORMANN, H., Effects of plants and microorganisms in constructed wetlands for wastewater treatment. *Biotechnology Advances*, v. 22, p. 97-117, 2003.
- TORRENS, A., MOLLE, P., BOUTIN, C. & SALGOT, M., Impact of design and operation variables on the performance of vertical-flow constructed wetlands and intermittent sand filters treating pond effluent. *Water Research*, v. 43, p. 1851-1858, 2009.
- TREIN, C. M., GARCÍA ZUMALACARREGUI, J. A., MORAES, M. A. A. & VON SPERLING, M., Performance of a French system of vertical flow wetlands (first stage) operating with an extended feeding cycle. *Water Science Technology*, v. 80, n. 8, p. 1443-1455, 2019.

TRUU, J., NURK, K., JUHANSON, J. & MANDER, U., Variation of microbiological parameters within planted soil filter for domestic wastewater treatment. *Journal of Environmental Science and Health, Part A: Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering*, v. 40, p. 1191-1200, 2005.

## 5 CONCLUSÕES GERAIS

Este trabalho teve como objetivo contribuir para uma melhor compreensão do desempenho em termos de tratamento de um sistema de *wetland* vertical constituído pelo primeiro estágio do Sistema Francês operando em condições climáticas mais quentes do que as da França. Durante todo o período de monitoramento o sistema operou com área reduzida ( $0,6 \text{ m}^2 \cdot \text{e} \cdot \text{p}^{-1}$ ). Com apenas duas unidades em paralelo, a caracterização das unidades foi efetuada na perspectiva da influência da camada de depósito orgânico na superfície, sendo que a unidade I trabalhou com o lodo acumulado desde o início da operação do sistema, e a unidade II teve menor altura de lodo, devido à sua remoção antes do início da pesquisa. Recebendo  $24 \text{ pulsos} \cdot \text{dia}^{-1}$ , as unidades operaram com tempo de alimentação prolongado, sendo sete dias de alimentação e sete dias de repouso. A partir dessas condições operacionais, os seguintes aspectos foram concluídos:

**Em relação ao primeiro objetivo específico:** Operando com área superficial reduzida, as alturas médias da camada de depósito de lodo nas unidades I e II foram respectivamente, 7,2 e 0,5 cm. Com valores medianos, a eficiência de remoção de DQO em 72 e 60% e SST em 85 e 82%, respectivamente para as unidades I e II, um efluente em conformidades com padrões de descarga menos rigorosos foi produzido. A maior altura da camada de lodo pareceu dificultar a transferência de oxigênio para o interior do meio filtrante, com mediana das concentrações de OD em  $3,41$  e  $4,40 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ , respectivamente nas unidades I e II. No entanto, ambas as unidades foram caracterizadas com um efluente muito bem oxigenado, indicando as condições aeróbias predominantes no interior do meio. A remoção de NTK nas unidades I e II (60 e 63%, respectivamente) pode ser considerada boa e a camada de depósito orgânico acumulado na superfície do WCV-SF parece não trazer prejuízos na promoção da nitrificação do nitrogênio amoniacal presente no esgoto afluente. Dessa forma, a hipótese postulada não pode ser confirmada totalmente, pois apenas ficou comprovado que o aumento da camada de lodo diminui a entrada de oxigênio, porém não trouxe prejuízos na etapa da nitrificação.

**Em relação ao segundo objetivo específico:** A taxa de acúmulo de lodo foi maior na unidade I ( $0,75 \text{ cm} \cdot \text{ano}^{-1}$ ) em comparação à unidade II ( $0,64 \text{ cm} \cdot \text{ano}^{-1}$ ), inferindo que o início da formação da camada de lodo pode ser retardado pela taxa mais rápida de desidratação e mineralização alcançada por uma camada mais fina. Nota-se que a taxa de acúmulo de lodo foi menor, comparada com os valores apresentados pelos franceses ( $1,5 - 3,0 \text{ cm} \cdot \text{ano}^{-1}$ ). Com maior

tempo de acúmulo de depósito orgânico (quase 10 anos), a unidade I foi caracterizada como madura (Matéria Orgânica - MO: 51,3 e 52,7%, Índice Térmico -  $R_{TGA}$ : 0,79 e 0,85, Índice de Humificação - IH: 0,61 e 1,16, respectivamente para as profundidades de 0 - 5 cm e 5 - 10 cm). A unidade II, com menos de três anos de acúmulo, também apresentou características de depósito maduro (MO: 61,2%,  $R_{TGA}$ : 0,79, IH: 1,01 para a profundidade de 0 - 5 cm), indicando rápida mineralização do depósito sob o ambiente subtropical existente. De maneira geral, os resultados deste trabalho demonstraram que, apesar das várias diferenças em termos de concepção, taxas de carregamento hidráulica e orgânico, bem como as taxas de acumulação de lodo, as características principais da fração orgânica da camada superficial de depósito orgânico em sistemas brasileiros foram bastante semelhantes às francesas. Diante do exposto, a hipótese formulada também não pode ser totalmente confirmada. As características da fração orgânica do depósito de lodo são semelhantes aos sistemas avaliados na França, portanto a hipótese é refutada. Já para a diferença na taxa de acúmulo de lodo, a hipótese é confirmada.

**Em relação ao terceiro objetivo específico:** Foi observado que, em unidades com o meio insaturado operando com ciclo de alimentação de sete dias, o início do ciclo iniciou com aceitáveis eficiências de remoção de DQO, altas concentrações de OD e produção de  $N-NO_3^-$  no efluente, além da boa eficiência de remoção de  $N-NH_4^+$ . O primeiro pulso liberou picos de concentrações de sólidos que foram desprendidos do material filtrante ou das tubulações de drenagem. Ao final do ciclo, foi observada diminuição na eficiência da conversão associada aos processos oxidativos. No último dia do ciclo de alimentação, foi possível visualizar empoçamento na camada superior, provavelmente devido à retenção de líquido no interior das unidades e redução da permeabilidade do filtro. Um período prolongado de alimentação reduz os requisitos operacionais e pode ser aceitável em sistemas instalados em regiões de clima subtropical. Esses resultados confirmam a hipótese de que a alimentação estendida é aplicável ao tratamento de esgoto bruto em WCV-SF operando em condições climáticas subtropicais.

**Em relação ao quarto objetivo específico:** Acredita-se que durante as três estratégias operacionais testadas, as vias de remoção de nitrogênio foram diferentes. Mais da metade do NTK removido na etapa 1 (meio insaturado) foi transformado em  $N-NO_3^-$ , que não foi removido. Considerando que durante a etapa 2 (fundo saturado e interligado) a nitrificação foi afetada pela saturação completa da unidade que recebia a alimentação, a remoção de nitrogênio nessa etapa não se deve somente à desnitrificação convencional, que também não foi completa, considerando as concentrações, mesmo que baixas de  $NO_x$  no efluente. Com curto tempo de monitoramento e menos dados coletados, a etapa 3 (fundo saturado e sem interligação)

apresentou a melhor eficiência de remoção de NTK comparada com as etapas anteriores. No entanto, a remoção de nitrogênio total foi incompleta, limitada pela desnitrificação. Quando diferentes estratégias de operação foram comparadas, observou-se que não houve diferença significativa entre as cargas de  $\text{N-NH}_4^+$  removidas.

Considerável remoção média de DQO ( $201$  e  $186 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ ) e NT ( $12,0$  e  $8,9 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ ) foi observada na etapa 2, comparada com a 1 (médias de  $114$  e  $147 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$  para DQO e  $2,4$  e  $2,7 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$  para NT), respectivamente nas unidades I e II. Para as mesmas unidades, as cargas médias removidas na etapa 3 foram de  $174$  e  $175 \text{ g DQO.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$  e  $6,3$  e  $6,0 \text{ g NT.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ , respectivamente. As maiores eficiências de remoção para DQO, SST, NTK e  $\text{N-NH}_4^+$  foram obtidas na camada superficial das unidades. As vias de remoção de nitrogênio nas diferentes configurações apresentadas foram diferentes umas das outras, alcançando eficiências médias de  $9 - 5\%$ ,  $53 - 41\%$  e  $29 - 30\%$  nas condições de meio insaturado, fundo saturado e interligado e fundo saturado, respectivamente para as unidades I (com lodo acumulado na superfície) e II (com lodo previamente removido). As diferentes configurações de tratamento utilizadas neste trabalho, combinando processos de remoção em condições insaturadas (meio aeróbio) e com diferentes níveis de saturação (meio anóxico), são muito interessantes para entender e melhorar a capacidade de tratamento dos WCV-SF. Os resultados obtidos mostraram, para as condições operacionais testadas na pesquisa, que a hipótese formulada foi confirmada apenas para a remoção de nitrogênio total, entretanto, não foi obtida maior remoção de DQO e SST na unidade com fundo saturado e interligado.

Em relação objetivo geral: Foi possível verificar que as transformações do nitrogênio foram sensíveis às condições operacionais propostas (ao longo do ciclo de alimentação estendido e na configuração com meio insaturado e fundo saturado, com ou sem interligação), que influenciaram no potencial de nitrificação e desnitrificação do WCV-SF. Com área reduzida ( $0,6 \text{ m}^2.\text{e.p}^{-1}$ ), os resultados foram semelhantes aos sistemas com maior área superficial ( $1,2$  ou  $2,0 \text{ m}^2.\text{e.p}^{-1}$ ) em operação na França e distintas formas de operação e construção.

Por fim, este trabalho pôde contribuir para melhor definição dos limites de operação do WCV-SF com área reduzida. Contudo, as condições operacionais aqui testadas foram referentes às características específicas de esgoto bruto produzido em grandes cidades e em região de clima subtropical no sudeste brasileiro.

## 6 RECOMENDAÇÕES

Tendo em vista os resultados da presente pesquisa, sugere-se para futuros trabalhos:

- Aprofundar a discussão com a investigação das comunidades bacterianas envolvidas no tratamento, com destaque para as envolvidas no ciclo do nitrogênio. Seria interessante que essa caracterização fosse realizada em diferentes profundidades e dias do ciclo de operação (alimentação e repouso) para a configuração testada (meio insaturado, fundo saturado e interligado e fundo saturado) de modo a entender o comportamento do sistema com tais interferências;
- Uma vez que foram encontrados problemas com a disposição das tubulações de interligação, recomenda-se investigar a melhor forma de interligação do fundo e de preferência, aprimorar na etapa de projeto e construção;
- Aumentar gradativamente a altura de fundo saturado, a fim de investigar diferentes alturas de saturação do meio filtrante para melhor remoção dos poluentes;
- Estudar o processo de mineralização da fração orgânica no depósito de lodo na camada superficial influenciada pelas condições climáticas, como temperatura, umidade e pluviosidade;
- Investigar a evolução do processo de mineralização do depósito de lodo na camada superficial em sistemas com menos de um ano de operação, sendo possível a comparação com os resultados de sistemas considerados jovens pelos franceses;
- Caracterizar os compostos elementares e acrescentar a análise de indicadores e microrganismos patogênicos nas amostras do depósito de lodo coletadas na superfície das unidades, a fim de avaliar a aplicação na agricultura.

## 7 REFERÊNCIAS

- ALVARENGA, G. L. S., Traçadores ativáveis de índio e terras raras para estudos do desempenho de instalações de tratamento de efluente. *Dissertação* - Mestrado em Ciência e Tecnologia das Radiações, Minerais e Materiais. Centro de Desenvolvimento da Tecnologia Nuclear, Belo Horizonte, 166 p., 2012.
- ANDRADE, C. F., Avaliação do tratamento de lodo de tanques sépticos em sistemas alagados construídos de escoamento vertical. *Dissertação* - Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais - Escola de Engenharia, Belo Horizonte, 122 p., 2015.
- ARIAS LOPEZ, J. L., Vertical-flow constructed wetlands for the treatment of wastewater and stormwater from combined sewer systems. *These*. Institut national de Recherche en Sciences et Technologies pour l'Environnement et 'Agriculture (IRSTEA), 234 p., 2013.
- ARIAS, L., BERTRAND-KRAJEWSKI, J. L. & MOLLE, P., Simplified hydraulic model of French vertical-flow constructed wetlands, *Water Science and Technology*, v. 70, n. 5, p. 909-916, 2014.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT 7211 (2005). Agregados para concreto – Especificação. 11 p., 2005.
- BERNET, N. & SPÉRANDIO, M., Principles of nitrifying processes. In.: Environmental technologies to treat nitrogen pollution. *International Water Association – IWA Publishing*, 428 p., 2009.
- BOLLER, M., SCHWAGER, A., EUGSTER, J. & MOTTIER, V., Dynamic behavior of intermittent buried filters. *Water Science & Technology*, v. 28, n. 10, p. 99-107, 1993.
- BOOG, J., NIVALA, J., AUBRON, T., WALLACE, S., VAN AFFERDEN, M. & MULLER, R. A., Hydraulic characterization and optimization of total nitrogen removal in an aerated vertical subsurface flow treatment wetland. *Bioresouce Technology*, 162, p. 166-174, 2014.
- BRIX, H. & SCHIERUP, H. H., *Soil Oxygenation in Constructed Reed Beds - the role of macrophyte and soil-atmosphere interface oxygen-transport*, p. 53-66, 1990.
- BRIX, H., Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands? *Water Science & Technology*, v. 35, n. 5, p. 11-17, 1997.
- CAO, Y., HONG, K. B., ZHOU, Y., LIU, Y., JIANZHONG, H., CHYE, C. S., LONG, W. Y. & GHANI, Y., The mainstream partial nitrification/anammox nitrogen removal process in the largest water reclamation plant in Singapore. *Journal of Beijing University of Technology*, v. 41, n. 10. 2015.
- CAPUTO, H. P., *Mecânica dos solos e suas aplicações: Fundamentos*. 6ª ed., v. 1. Rio de Janeiro: LTC Editora, 233 p., 1996.
- CASELLES-OSORIO, A., VILLAFANE, P., CABALLERO, V. & MANZANO, Y., Efficiency of Mesocosm-Scale Constructed Wetland Systems for Treatment of Sanitary Wastewater Under Tropical Conditions. *Water Air Soil pollut*, 220, p. 161-171, 2011.
- CHAMHUM SILVA, L. A., *Planta de situação do Centro Pesquisa e Treinamento em Saneamento (CePTS)*. Belo Horizonte, 2017. 1 planta.
- CHAZARENC, F. & MERLIN, G., Influence of surface layer on hydrology and biology of gravel bed vertical flow constructed wetlands. *Water Science & Technology*, v. 51, n. 9, p. 91-97, 2005.
- COELHO, B. L., GARCÍA ZUMALACARREGUI, J. A., MATOS, M. P., MATOS, A. T. & VON SPERLING, M., Tifton 85 grass (*Cynodon Dactylon* Pers.) yield and quality in the first stage of Vertical Flow Constructed

Wetlands (French System) for domestic wastewater treatment. *16<sup>th</sup> International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control*. IWA. Valencia, Spain, 30 September – 04 October 2018.

COOPER, P. F., JOB, G. D. & GREEN, M. B., Reed beds and constructed wetlands for wastewater treatment. *European Water Pollution Control*, v. 6, n. 7, p. 49, 1996.

COSTERTON, J. W., LEWANDOWSKI, Z., DEBBER, D., CALDWELL, D., KORBER, D. & JAMES, G., Biofilms, the customized microniche. *Journal of Bacteriology*, v. 176, n. 8, p. 2137-2142, 1994.

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 – Escola de Engenharia, Belo Horizonte. 215 p., 2011.

DECEZARO, S. T., Sistema de tanque séptico e *wetland* construído vertical com recirculação para remoção de matéria orgânica e nitrogênio de esgoto doméstico. *Tese - Doutorado em Engenharia Civil*, Universidade Federal de Santa Maria - Escola de Engenharia, Rio Grande do Sul, 215 p., 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*. biological wastewater treatment series. IWA Publishing, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 7, 172 p., 2017.

DU, R., PENG, Y. Z., CAO, S. B., WANG, S. Y. & WU, C. C., Advanced nitrogen removal from wastewater by combining anammox with partial denitrification. *Bioresource Technology*, v. 179, p. 497-504, 2015.

DU, R., PENG, Y., CAO, S., WU, C., WENG, D., WANG, S. & HE, J., Advanced nitrogen removal with simultaneous anammox and denitrification in sequencing batch reactor. *Bioresource Technology*, v. 162, p. 316-322, 2014.

DUBOIS, V. & MOLLE, P., On-site single-stage constructed wetland fed by raw wastewater: performances and resilience of the system. *Water Science & Technology*, v. 78, n. 2, p. 459-465, 2018.

FLEMMING, H. C., Biofilms and environmental protection. *Water Science & Technology*, v. 27, n. 7-8, p. 1-10, 1993.

FOLADORI, P., RUABEN, J., ORTIGARA, A. R. C. & ANDREOTTOLA, G., Batch feed and intermittent recirculation to increase removed loads in a vertical subsurface flow filter. *Ecological Engineering*, v. 70, p. 124-132, 2014.

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

FU, G., GUO, Z., ZHANG, J., CHEN, Z. & WONG, M. H., Organic matter transplant improved purification performance of newly built constructed wetlands. *Ecological Engineering*, v. 83, p. 338-342, 2015.

GARCIA ZUMALACARREGUI, J. A. & VON SPERLING, M., Performance of the first stage of the French system of vertical flow constructed wetlands with only two units in parallel: influence of pulse time and instantaneous hydraulic loading rate. *Water Science & Technology*, v. 78.4, p. 848-859, 2018.

GARCIA ZUMALACARREGUI, J. A. Influência das condições hidrodinâmicas nos processos de conversão aeróbia em wetlands construídos de escoamento vertical no tratamento de esgoto doméstico bruto. *Tese - Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos*, Universidade Federal de Minas Gerais – Escola de Engenharia, Belo Horizonte, 201 p., 2018.

- GARCÍA, J., ROSSEAU, D. P. L., MORATÓ, J., LESAGE, E., MATAMOROS, V. & BAYONA, J. M., Contaminant removal processes in subsurface-flow constructed wetlands: A review. *Environmental Science & Technology*, 40, p. 561-661, 2013.
- GIRALDI, D., VITTURI M. de'M., ZARAMELLA, M., MARION, A. & IANNELLI, R., Hydrodynamics of vertical subsurface flow constructed wetlands: Tracer tests with rhodamine WT and numerical modelling, *Ecological Engineering*, v. 35, p. 265-273, 2009.
- HABERL, R., GREGO, S., LANGERGRABER, G., KADLEC, R. H., CICALINI, A. R., DIAS, S. M., NOVAIS, J. M., AUBERT, S., GERTH, A., THOMAS, H. & HEBNER, A., *Constructed wetlands for the treatment of organic pollutants. Journal Soils & Sediments*, v. 3, n. 2, p. 109-124, 2003.
- HEADLEY, T. R. & KADLEC, R. H., Conducting hydraulic tracer studies of constructed wetlands: a practical guide. *Ecology and Hydrobiology*, Warsaw, v. 7, n. 3-4, p. 269-282, 2007.
- HEALY, M. G., RODGERS, M. & MULQUEEN, J., Treatment of dairy wastewater using constructed wetlands and intermittent sand filters. *Bioresource Technology*, v. 98, p. 2268-2281, 2007.
- HOFFMANN, H., PLATZER, C., WINKER, M. & VON MUENCH, E., *Technology review of constructed wetlands: Subsurface flow constructed flow constructed wetlands for greywater and domestic wastewater treatment*. Deutsch Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GIZ) GmbH, Eschborn, 35 p. 2011.
- INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA - INMET. Normas climatológicas do Brasil (1981 – 2010). Disponível em: <http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=clima/graficosClimaticos>.
- INTERNATIONAL WATER ASSOCIATION – IWA. Constructed wetlands for pollution control: processes, performance, design and operation. Scientific and Technical. Report n. 8. London, England: IWA Publishing, 156 p. 2006.
- KADLEC, R. H. & KNIGHT, R. L., *Treatment wetlands*. Florida: CRC Press, 893 p. 1996.
- KADLEC, R. H. & WALLACE, S. D., *Treatment wetlands*. Boca Raton: CRC, Press 2<sup>th</sup> ed, Taylor & Francis Group, 1016 p., 2009.
- KANIA, M., GAUTIER, M., IMIG, A., MICHEL, P. & GOURDON, R., Comparative characterization of surface sludge deposits from fourteen French vertical flow constructed wetlands sewage treatment plants using biological, chemical and thermal indices. *Science of the Total Environment*, 647, p. 464-473, 2019.
- KARTAL, B., KUENEN, J. G. & VAN LOOSDRECHT, M. C. M., Sewage treatment with anammox. *Science*, v. 328, p. 702-703, 2010.
- KIM, B., GAUTIER, M., MICHEL, P. & GOURDON, R., Physical-chemical characterization of sludge and granular materials from a vertical flow constructed wetland for municipal wastewater treatment. *Water Science Technology*, v. 68.10, p. 2257-2263, 2013.
- KIM, B., GAUTIER, M., MOLLE, P., MICHEL, P. & GOURDON, R., Influence of the water saturation level on phosphorus retention and treatment performances of vertical flow constructed wetland combined with trickling filter and FeCl<sub>3</sub> injection. *Ecological Engineering*, v. 80, p. 53-61, 2015.
- KOWALCHUK, G. & STEPHEN, J. R., Ammonia-oxidizing bacteria: A model for molecular microbial ecology. *Annu. Rev. Microbiol*, v. 55 p. 485-529. 2001.
- LANA, L. C. O., MORAES, D. C., VON SPERLING, M., MORATO, M. L. N., VASCONCELLOS, G. R., PARAENSE, M. O. & MOREIRA, P. A., Performance of a single stage vertical flow constructed wetland system treating raw domestic sewage in Brazil. *Water Science & Technology*. v. 68.7, p. 1599-1606, 2013.
- 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, 125 p., 2013.

- LEVENSPIEL, O., *Engenharia das reações químicas cálculo de reatores*. 3. ed. São Paulo: Edgard Blücher, 2000. 563 p.
- LIN, J., DAVEREY, A., DUTTA, K., GUO, W. & NGO, H., Anammox: A sustainable technology for nitrogen removal and water recycling. *Green Technologies for Sustainable Water Management*, p. 419-453, 2016.
- LOMBARD LATUNE, R. & MOLLE, P., Les filtres plantés de végétaux pour le traitement des eaux usées domestiques en milieu tropical. Guide de dimensionnement de la filière tropicalisée. IRSTEA, 38 p. 2017.
- LOMBARD LATUNE, R., LAPORTE-DAUBE, O., FINA, N., PEYRAT, S., PELUS, L. & MOLLE, P., Which plants are needed for a French vertical-flow constructed wetland under a tropical climate? *Water Science & Technology*, v. 75.8, p. 1873-1881, 2017.
- LOMBARD LATUNE, R., PELUS L., FINA, N., L'ETANGD, F., LE GUENNEC, B. & MOLLE, P., Resilience and reliability of compact vertical-flow treatment wetlands designed for tropical climates. *Science of the Total Environment*, v. 642, p. 208-215, 2018.
- MA, B., WANG, S., CAO, S., MIAO, Y., JIA, F., DU, R. & PENG, Y., Biological nitrogen removal from sewage via anammox: Recent advances. *Bioresource Technology*, v. 200, p. 981-990, 2016.
- MC BRIDE, G. B. & TANNER, C. C., Modelling biofilm nitrogen transformations in constructed wetland mesocosms with fluctuating water levels, *Ecological Engineering*, v. 14, n. 1-2, p. 93-106, 2000.
- MAGRI, M. E., ZAQUINI FRANCISCO, J. G., SEZERINO, P. H. & PHILIPPI, L. S., Constructed wetlands for sludge dewatering with high solids load in grate and effluent recirculation: Characteristics of effluent produced and accumulated sludge. *Ecological Engineering*, v. 95, p. 316-323, 2016.
- MALTAIS-LANDRY, G., MARANGER, R., BRISSON, J. & CHAZARENC, F., Nitrogen transformation and retention in planted and artificially aerated constructed wetlands. *Water Research*, v. 43, p. 535-545, 2009.
- MANJATE, E. S., *Behavior 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, 158 p., 2016.
- MANJATE, E. S.; ZUMALACARREGUI, J. A. G.; VON SPERLING, M., Estudo do comportamento hidráulico e de balanço de massa dos sólidos em *wetlands* construídos de escoamento vertical tratando esgotos domésticos. *2º Simpósio Brasileiro sobre Wetlands Construídos*, Curitiba, 2015.
- MASI, F., BRESCIANI, R., MARTINUZZI, N., CIGARINI, G. & RIZZO, A., Large scale application of French reed beds: municipal wastewater treatment for a 20.000 inhabitant's town in Moldova. *Water Science & Technology*, v. 76.1, 2017a.
- MASI, F., RIZZO, A., MARTINUZZI, N., WALLACE, S. D., VAN OIRSCHOT, D., SALAZZARI, P., MEERS, E. & BRESCIANI, R., Upflow anaerobic sludge blanket and aerated constructed wetlands for swine wastewater treatment: a pilot study. *Water Science & Technology*, v. 76.1, p. 68-78, 2017b.
- MATOS, A. T. & MATOS, M. P., *Disposição de águas residuárias no solo e em sistemas alagados construídos*. Ed. UFV, ed. 1, 371 p., 2017.
- MATOS, A. T., ABRAHÃO, S. S. & PEREIRA, O. G., Desempenho agrônômico de Capim Tifton 85 (*Cynodon spp*) cultivado em sistemas alagados construídos utilizados no tratamento de água residuária de laticínios. *Revista Ambi-Água*, Taubaté, v. 3, n. 1, p. 43-53, 2008.
- MATOS, A. T., ABRHÃO, S. S., MONACO, P. L. V. A., SARMENTO, A. P. & MATOS, M. P., Capacidade extratora de plantas em sistemas alagados utilizadas no tratamento de águas residuárias de laticínios. *Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 14, n. 12, p. 1311-1317, 2010.

MATOS, M. P., VON SPERLING, M., MATOS, A. T. & PASSOS, R. G., Uso de traçador salino para avaliação da colmatção e das condições hidrodinâmicas em sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial. *Engenharia Agrícola*, Jaboticabal, v. 35, n. 6, 2015.

MÉNORET, C., Traitement d'effluents concentrés par cultures fixées sur gravier ou pouzzolane, Université Louis Pasteur, Strasbourg, 2001. In.: MORVANNOU, A. *Dynamic modelling of nitrification in vertical flow constructed wetlands. These*. Université catholique de Louvain Faculté d'Ingénierie Biologique, Agronomique et Environnementale Earth and Life Institute – Environmental Sciences, 202 p., 2012.

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

MILLOT, Y., TROESCH, S., ESSER, D., MOLLE, P., MORVANNOU, A., GOURDON, R. & ROUSSEAU, D., Effects of design and operational parameters on ammonium removal by single-stage French vertical flow filters treating raw domestic wastewater. *Ecological Engineering*, v. 97, p. 516-523, 2016.

MOLLE, P. French vertical flow constructed wetlands: a need of a better understanding of the role of the deposit layer. *Water Science & Technology*, v. 69.1, p. 106-112, 2014.

MOLLE, P., PROST-BOUCLE, S.; LIÉNARD, A., Potential for total nitrogen removal by combining vertical flow and horizontal flow constructed wetlands: A full-scale experiment study. *Ecological Engineering*, v. 34, p. 23-29, 2008.

MOLLE, P., LIÉNARD, A., BOUTIN, C., MERLIN, G. & IWEMA, A., How to treat raw sewage with constructed wetlands: an overview of the French systems. *Water Science & Technology*, v. 51, n. 9, p. 11-21, 2005.

MOLLE, P., LIÉNARD, A., GRASMICK, A. & IWEMA, A., Effect of reeds and feeding operations on hydraulic behavior of vertical flow constructed wetlands under hydraulic overloads. *Water Research*, v. 40, n. 3, p. 606-612, 2006.

MOLLE, P.; LOMBARD LATUNE, R.; RIEGEL, C.; LACOMBE, G.; ESSER, D.; MANGEOT, L. French vertical-flow constructed wetland design: adaptations for tropical climates. *Water Science & Technology*, v. 71.10, p. 1516-1523, 2015.

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. *Dissertação - Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos*, Universidade Federal de Minas Gerais - Escola de Engenharia, Belo Horizonte, 127 p., 2012.

MORAES, M. A de A., Comportamento hidráulico de um sistema de wetlands construídos de escoamento vertical (primeiro estágio do Sistema Francês). *Dissertação - Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos*, Universidade Federal de Minas Gerais - Escola de Engenharia, Belo Horizonte, 166 p., 2019.

MORAES, M. A de A., GARCIA ZUMALACARREGUI, J., TREIN, C. M. & VON SPERLING, M., Dynamics of outflow hydrograph in a vertical wetland (first stage of French system) as a response to pulse loading of raw sewage during a seven-day feeding period. In: *IWA Specialist Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control*. Valencia, Spain, 2018.

MORVANNOU, A., Dynamic modelling of nitrification in vertical flow constructed wetlands. *These*. Université Catholique de Louvain Faculté d'Ingénierie Biologique, Agronomique et Environnementale Earth and Life Institute – Environmental Sciences, 202 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, p. 4995-5004, 2011.

MORVANNOU, A., FORQUET, N., MICHEL, S., TROESCH, S. & MOLLE, P., Treatment performances of French constructed wetlands: results from a database collected over the last 30 years. *Water Science & Technology*, v. 71.9, 2015.

MORVANNOU, A., TROESCH, S., ESSER, D., FORQUET, N., MOLLE, P. & PETITJEAN, A. Using one filter stage of unsaturated/saturated vertical flow filters for nitrogen removal and footprint reduction of constructed wetlands. *Water Science & Technology*, v. 76, n. 1-2, p. 124-133, 2017.

MORVANNOU, A., CHOUBER, J. M., VANCLOOSTER, M. & MOLLE, P., Modeling nitrogen removal in a vertical flow constructed wetland treating directly domestic wastewater. *Ecological Engineering*, v. 70, p. 379-386, 2014.

MULDER, A., VAN DE GRAAF, A. A., ROBERTSON, L. A. & KUENEN, J. G., Anaerobic ammonium oxidation discovered in a denitrifying fluidized bed reactor, FEMS. *Microbial Ecology* 16, 177-184, 1995.

NAKAMURA, K., HATAKEYAMA, R., TANAKA, N., TAKISAWA, K., TADA, C. & NAKANO, K., A novel design for a compact constructed wetland introducing multi-filtration layers coupled with subsurface superficial space. *Ecological Engineering*, v. 100, p. 99-106, 2017.

NIELSEN, S. & LARSEN, J. D., Operational strategy, economic and environmental performance of sludge treatment reed bed systems – based on 28 years of experience. *Water Science & Technology*, v. 74.8, p. 1793-1799, 2016.

NIVALA, J., HEADLEY, T., WALLACE, S., BERNHARD, K., BRIX, H., VAN AFFERDEN, M. & MÜLLER, R. A., Comparative analysis of constructed wetlands: The design and construction of the ecotechnology research facility in Langenreichenbach, Germany. *Ecological Engineering*, v. 61, p. 544-554, 2013.

PAING, J., GUILBERT, A., GAGNON, V. & CHAZARENC, F., Effect of climate, wastewater composition, loading rates, system age and design on performances of French vertical flow constructed wetlands: A survey based on 169 full scale systems. *Ecological Engineering*, v. 80, p. 46-52, 2015.

PÁLFY, T. G., GERODOLLE, M., GOURDON, R., MEYER, D., TROESCH, S. & MOLLE, P., Performance assessment of a vertical flow constructed wetland treating unsettled combined sewer overflow. *Water Science & Technology*, v. 75, p. 2586-2597, 2017.

PELISSARI, C., GUIVERNAU, M., VIÑAS, M., GARCIA, J., VELASCO, M., SOUZA, S. S., SEZERINO, P. H. & ÁVILA, C., Effects of partially saturated conditions on the metabolically active microbiome and on nitrogen removal in vertical subsurface flow constructed wetlands. *Water Research*, v. 141, p. 185-195, 2018.

PELISSARI, 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, 2017.

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

PHILIPPI, L. S. & SEZERINO, P. H., *Aplicação de sistemas tipo wetlands no tratamento de águas residuárias: utilização de filtros plantados com macrófitas*. 1º ed. Florianópolis. 144 p., 2004.

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

PRIGENT, S., BELBEZE, G., PAING, J., ANDRES, Y., VOISIN, J. & CHAZARENC, F., Biological characterization and treatment performances of a compact vertical flow constructed wetland with the use of expanded schist. *Ecological Engineering*, v. 52, p. 12-18, 2013a.

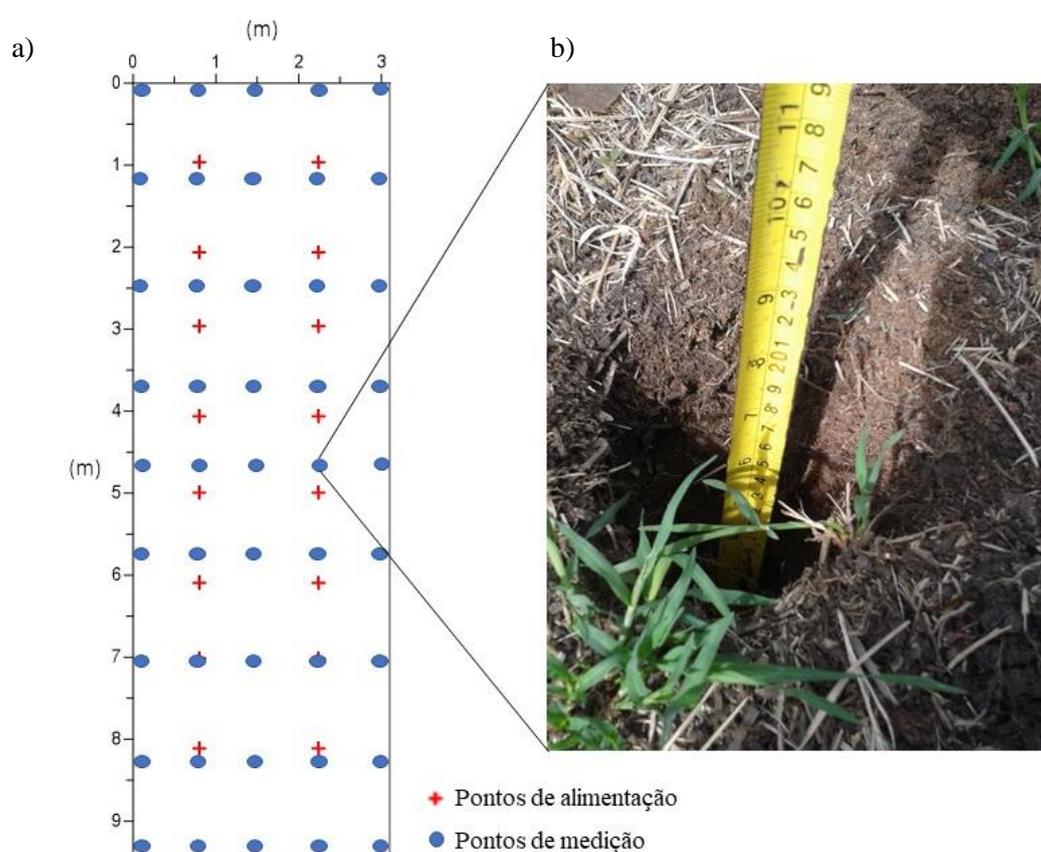
- PRIGENT, S., PAING, J., ANDRES, Y. & CHAZARENC, F., Effects of a saturated layer and recirculation on nitrogen treatment performances of a single stage vertical flow constructed wetland (VFCW). *Water Science & Technology*, v. 68.7, p. 1461-1467, 2013b.
- PROST-BOUCLE, S. & MOLLE, P., Recirculation on a single stage of vertical flow constructed wetland: Treatment limits and operation modes. *Ecological Engineering*, v. 43, p. 81-84, 2012.
- PUCHER, B., RUIZ, H., PAING, J., CHAZARENC, F., MOLLE, P. & LANGERGRABER, G., Using numerical simulation of a one stage vertical flow wetland to optimize the depth of a zeolite layer. *Water Science & Technology*, v. 75 p. 650-658, 2017.
- SALIM, D. H. C., *Imagem área obtida por drone do wetland construído vertical – Sistema Francês instalado no Centro Pesquisa e Treinamento em Saneamento (CePTS)*, 2017. 1 Figura.
- SCHMIDELL, W. & REGINATTO, V., Processos de eliminação de nitrogênio in tratamento biológico de águas residuárias. In: SCHMIDELL, W.; SOARES, H.M.; ETCHEBEHERE, C.; MENES, R. J.; BERTOLA, N. C.; CONTRERAS, E. M. *Tratamento biológico de águas residuárias*. Florianópolis: Gráfica Paper Print, p. 449-508, 2007.
- SEZERINO, P. H., Potencialidade dos filtros plantados com macrófitas (constructed wetlands) no pós-tratamento de lagoas de estabilização sob condições de clima subtropical. *Tese - Doutorado em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina - Escola de Engenharia, Santa Catarina, 171 p., 2006.*
- 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 - Escola de Engenharia, Santa Catarina, 251 p., 2015.*
- SILVEIRA, D. D., BELLI FILHO, P., PHILIPPI, L. S., CANTÃO, M. E., FOULQUIER, A., BAYLE, S., DELFORNO, T. P & MOLLE, P., In-depth assessment of microbial communities in the full-scale vertical flow treatment wetlands fed with raw domestic wastewater. *Environmental Technology*, 2020.
- SILVEIRA, D. D., BELLI FILHO, P., PHILIPPI, L. S., KIM, B. & MOLLE, P., Influence of partial saturation on total nitrogen removal in a single-stage French constructed wetland treating raw domestic wastewater. *Ecological Engineering*, v. 77, p. 257-264, 2015.
- SKLARZ, M. Y., GILLOR, O., GROSS, A., YAKIREVICH, A. & SOARES, M. I. M., Microbial diversity and community composition in recirculating vertical flow constructed wetlands. *Water Science & Technology*, v. 64.11, p. 2036-2315, 2011.
- 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*, p. 416-430, 2012.
- STEFANAKIS, A. I. & TSIHRINTZIS, V. A. T., Effect of outlet water level raising and effluent recirculation on removal efficiency of pilot-scale horizontal subsurface flow constructed wetlands. *Science Direct*, v. 248, p. 961-976, 2009.
- STOTTMEISTER, U., WIEBNER, A., KUSCHK, P., KAPPELMEYER, U., KASTNER, M., BEDERSKI, O., MULLER, R. A. & MOORMANN, H., Effects of plants and microorganisms in constructed wetlands for wastewater treatment. *Biotechnology Advances*, v. 22, p. 97-117, 2003.
- TANDUKAR, M., PAVLOSTATHIS, S. G. & CERVANTES, F. J. Autotrophic denitrification for the removal of nitrogenous and sulphur contaminants from wastewaters. In.: Environmental technologies to treat nitrogen pollution. *International Water Association – IWA Publishing*, 428 p., 2009.
- TANNER, C. C., SUKIAS, J. P. S. & UPSDELL, M. P., Relationships between loading rates and pollutant removal during maturation of gravel-bed constructed wetlands. *Journal of Environmental Quality*, v. 27, n. 2, 1998.

- TAVARES, P., PEREIRA, A. S., MOURA, J. J. G. & MOURA, I., Metalloenzymes of the denitrification pathway. *Journal of Inorganic Biochemistry*, v. 100, p. 2087-2100, 2006.
- TORRENS, A., MOLLE, P., BOUTIN, C. & SALGOT, M., Impact of design and operation variables on the performance of vertical-flow constructed wetlands and intermittent sand filters treating pond effluent. *Water Research*, v. 43, p. 1851-1858, 2009.
- TRIMMER, M., NICHOLLS, J. C. & DEFLANDRE, B., Anaerobic ammonium oxidation measured in sediments along the Thames Estuary, United Kingdom. *Applied and Environmental Microbiology*, v. 69, p. 6447-6454, 2003.
- TROESCH, S., SALMA, F. & ESSER, D., Constructed wetlands for the treatment of raw wastewater: the French experience. *Water Practice & Technology*, v. 9, n. 3, p. 430-439, 2014.
- UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - USEPA. Nitrogen control manual. EPA/625/R-93/010, Office of Water, US Environmental Protection Agency, Washington, DC. 311 p., 1993.
- VAN DE GRAAF, A. A., BRUIJN, P., ROBERTSON, L. A., JETTEN, M. S. M. & KUENEN, J. G., Autotrophic growth anaerobic ammonium-oxidation micro-organisms in a fluidized bed reactor. *Microbiology*, v. 142, p. 2187-2196, 1996.
- VAN KESSEL, M. A., SPETH, D. R., ALBERTSEN, M., NIELSEN, P. H., OP DEN CAMP, H. J., KARTAL, B., JETTEN, M. S. & LÜCKER, S., Complete nitrification by a single microorganism. *Nature*. v. 24, v. 528, p. 555-559, 2015.
- 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 & Technology*, v. 71.3, p. 329-337, 2015.
- VYMAZAL, J. & KROPFLOVA, L., *Wastewater treatment in constructed wetlands with horizontal subsurface flow*. Springer, Dordrecht. 2008.
- VYMAZAL, J., Constructed wetlands for wastewater treatment: Five decades of experience. *Environmental Science & Technology*, v. 45, p. 61-69, 2011.
- VYMAZAL, J., Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. *Science of the Total Environment*, v. 380, p. 48-65, 2007.
- WEBER, K. P. & LEGGE, R. L., Method for the detachment of culturable bacteria from wetland gravel. *Journal of Microbiological Methods*, v. 80, p. 242-250, 2010.
- WU, S., KUSCHK, P., BRIX, H., VYMAZAL, J. & DONG, R., Development of constructed wetlands in performance intensifications for wastewater treatment: a nitrogen and organic matter targeted review. *Water Research*, v. 57, p. 40-55, 2014.
- XU, Q., CUI, L., ZHANG, L., LI, Z. & YU, G., Effect of two factor combination of three kinds of loading on the soil clogging in vertical flow constructed wetland. *Frontier of Environmental Science*, v. 2, n. 4, p. 56-63, 2013.
- YADAV, A., FLORENT CHAZARENC, F. & SRIKANTH MUTNURIA, S., Development of the “French system” vertical flow constructed wetland to treat raw domestic wastewater in India. *Ecological Engineering*, v. 113, p. 88-93, 2018.
- YE, F. & LI, Y., Enhancement of nitrogen removal in towery hybrid constructed wetland to treat domestic wastewater for small rural communities. *Ecological Engineering*, v. 35, p. 1043-1050, 2009.

## **APÊNDICE**

## APÊNDICE 1: Detalhes da medição das alturas do depósito de lodo na superfície das unidades

Em 35 pontos fixos dispostos na superfície das unidades (com densidade de detalhamento a cada  $0,84 \text{ m}^2$ ), as alturas do lodo foram medidas com uma régua flexível e registradas com intervalos de meses (Figura 8.1), sendo: - 20/04/2017; - 24/10/2017; - 25/04/2018; - 12/11/2018. Os valores das alturas do lodo foram interpolados para toda a superfície do filtro usando o *software Surfer*, ponderando a distância inversa entre os pontos, conforme desenvolvido por Pálffy *et al.* (2017).



**Figura 0.1** – a) Distribuição dos pontos de medição; b) Medição da altura da camada de lodo utilizando régua flexível.

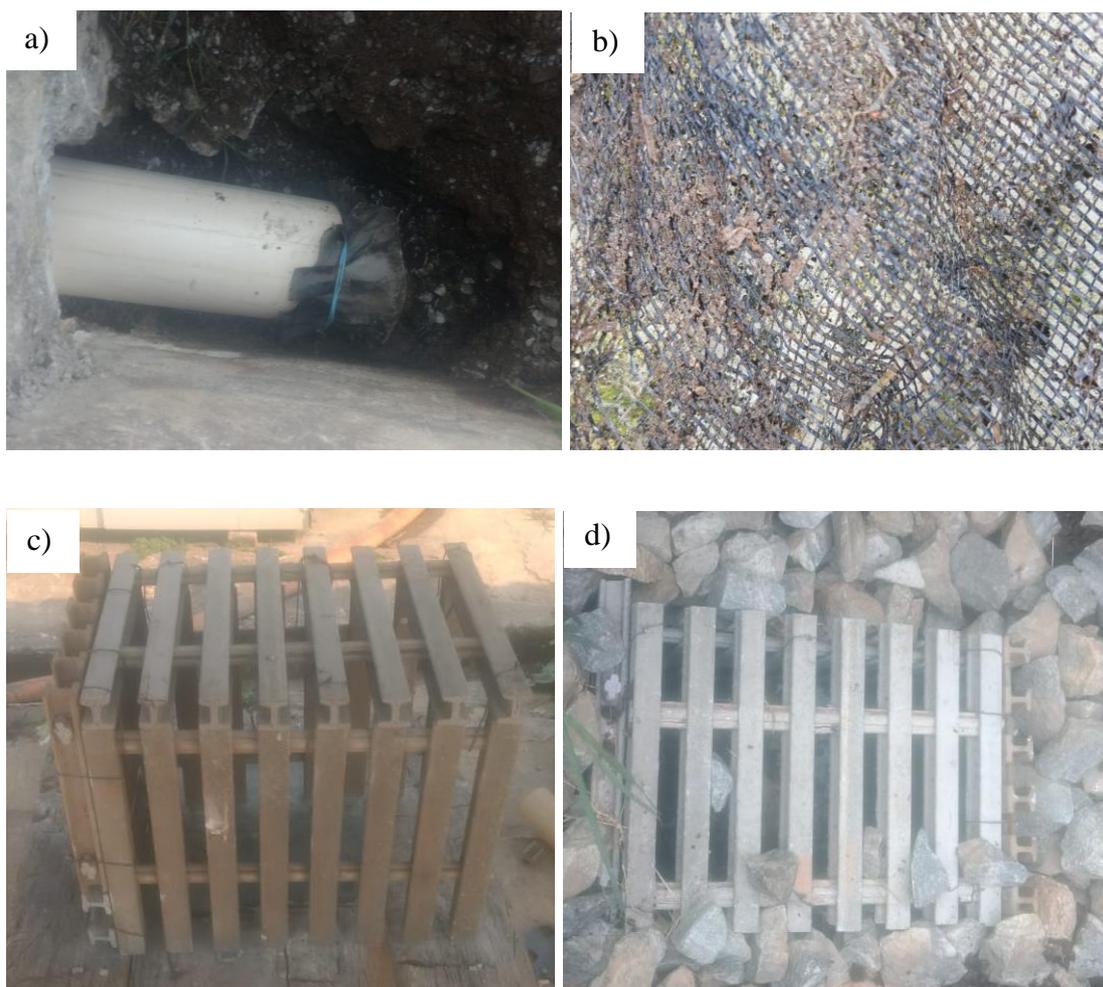
## Apêndice 2: Detalhes da adaptação da tubulação de interligação no fundo das unidades I e II

A Figura 8.2, apresenta detalhes da adaptação da tubulação envolta com brita comunicando o fundo das duas unidades. Inicialmente (dezembro/2018), a tubulação de interligação possuía diâmetro de 100 mm e posteriormente (junho/2019), o diâmetro foi alterado para 200 mm.



**Figura 0.2** - Detalhes da interligação do fundo (70 cm) das unidades I e II, durante a Etapa 2. Na foto, tubulação de 200 mm.

Para impedir a entrada de material filtrante no interior da tubulação, uma tela foi envolvida nas aberturas (Figura 8.3a). Sem observar melhoria na drenagem do líquido, a tela foi retirada e substituída por grades (Figura 8.3c, d). A imagem apresentada na Figura 8.3b, refere-se a momentos posterior da retirada da tela. É possível identificar que a abertura da malha estava preenchida com muito sólidos. Nos dois casos, a tela e a grade foram posicionadas na abertura da tubulação localizada no fundo das unidades. Para isso, foi necessário interferir no material filtrante. Destaca-se que essa interferência foi realizada depois das medições das alturas da camada de lodo.



**Figura 0.3** – a) Adaptação da tela envolta da tubulação de 100 mm. b) Detalhe da tela com sólidos presos nas aberturas – após a retirada. c) Conjunto de três grades (40 cm x 30 cm) formando uma caixa. d) Caixa de grades adaptada na abertura da tubulação.

Com persistência dos problemas relacionados a drenagem do líquido, todas as tubulações de drenagem foram limpas em outubro. Para isso, utilizou-se de um barril de 500 L preenchido com água e uma bomba submersa. A bomba transportava todo o líquido do barril para o interior das tubulações de aeração passiva, que se comunicam com a tubulação de drenagem (localizada a 70 cm). Durante o procedimento, as saídas das tubulações (de ambas unidades) foram fechadas, com o objetivo de garantir maior pressão no local e desprender os sólidos aderidos na tubulação. Tal procedimento foi realizado nas duas unidades. Detalhes do arraste de sólidos no efluente logo depois da descarga do líquido pode ser observado na Figura 8.4.



**Figura 0.4** – a) Barril de 500 L preenchido com água com uma bomba submersa. b) Mangote da bomba adaptada na tubulação de aeração passiva. c) Detalhes do efluente com desprendimento de sólidos logo após a lavagem das tubulações de drenagem.

### Apêndice 3: Detalhamento das etapas do uso do traçador radioativo $^{99m}\text{Tc}$

Testes com traçador radioativo  $^{99m}\text{Tc}$  via estímulo-resposta do tipo pulso foram realizados sob a coordenação da equipe do Centro de Desenvolvimento da Tecnologia Nuclear (CDTN) (Figura 8.5b). Para a proteção radiológica, Resoluções e Normas da Comissão Nacional de Energia Nuclear (CNEN) foram seguidas, a saber:

- Resolução CNEN 112/11- Licenciamento de instalações radiativas;
- Resolução CNEN 27/04 - Diretrizes básicas de proteção radiológica;
- Resolução CNEN 013/88 - Transporte de materiais radioativos;
- Norma CNEN NE 6/05 - Gerência de rejeitos radioativos de baixo e médio níveis de radiação.

As condições do sistema e o procedimento foi realizado da seguinte forma:

- Antes da realização dos testes, o corte da parte aérea do capim Tifton 85 foi garantido nas duas unidades em todas as etapas;
- Durante todo período de experimento, o WCV-SF foi isolado com faixas zebreadas e com a identificação de alerta;
- Um gerador de  $^{99}\text{Mo}$ - $^{99m}\text{Tc}$  (Figura 8.5a) de terceira semana foi transportado de uma clínica médica devidamente autorizada para o CePTS. Em posse do gerador, fez-se a eluição, isto é, adição de 6 mL de solução salina no gerador para lavar o  $^{99m}\text{Tc}$ ;
- Após a eluição, a solução contendo  $^{99m}\text{Tc}$  era adicionada ao frasco contendo ácido dimercaptossuccínico (DMSA, do inglês *Dimercaptosuccinic acid*), com objetivo de complexação/quelação do  $^{99m}\text{Tc}$ . Eram necessários 15 minutos de espera antes da aplicação no tanque de acumulação com esgoto bruto. O DMSA foi adquirido junto ao Laboratório de Radioisótopos da Faculdade de Farmácia da UFMG;
- A solução contendo  $^{99m}\text{Tc}$  e DMSA era então coletada com a ajuda de uma seringa e aplicada no tanque de armazenamento com esgoto bruto e então homogeneizado constantemente;
- O procedimento foi realizado no primeiro pulso e repetido após 72 horas (do quarto para o quinto dia) na Etapa 1 e 2. O gerador utilizado no primeiro pulso era o mesmo da segunda aplicação;
- Um cintilador de detecção de radiação  $\gamma$  foi posto próximo ao canal de coleta de efluente (70 cm) para leitura da taxa de contagem da radiação no meio (Figura 8.5d). Os

cintiladores usados em diferentes dias foram previamente calibrados pela equipe do CDTN. Sua extremidade é conectada a um dispositivo analógico que recebe o sinal do cintilador e o transforma em  $C.s^{-1}$ , mais conhecido como contador de Geiger-Müller (Figura 8.5c). As leituras foram efetuadas e anotadas de modo manual a cada 10 s na Etapa 1, e 60 s na Etapa 2. As leituras foram encerradas após medições com duração de 3,0 a 4,5 h na Etapa 1 e 5,0 a 6,0 h na Etapa 2;

- É importante ressaltar que o efluente marcado com o traçador radioativo foi lançado para tratamento na ETE Arrudas. A ETE Arrudas possui uma vazão média da ordem de  $2 m^3.s^{-1}$  ( $172.800 m^3.d^{-1}$ ) e um tempo de detenção hidráulica em torno de 5 h. Logo o fator de diluição do efluente com o isótopo radioativo com o afluente da ETE foi superior a 10.000 vezes. Além disso, quando o efluente final da ETE foi lançado no corpo receptor (Ribeirão Arrudas), nova diluição ocorreu, não representando, portanto, um perigo para o corpo hídrico;
- Durante o período de testes com o traçador radioativo, não foram realizadas coletas de amostras para análises físico-químicas, evitando assim a exposição e contaminação dos participantes do grupo de pesquisa em campo e laboratório;
- Detalhes das etapas de geração do  $^{99m}Tc$ , uso do complexante e reação com o DMSA podem ser encontrados em Moraes (2019).

Durante a pesquisa, foram realizadas 12 injeções envolvendo material radioativo com a aplicação do quelante DMSA:

**Etapa 1: Meio insaturado (ciclo operacional: 7 dias de alimentação x 7 dias de repouso).**

- Duas na unidade I no 1º dia do ciclo de alimentação (03/12/2018 e 17/12/2018);
- Duas na unidade I no 4º dia do ciclo de alimentação (06/12/2018 e 20/12/2018);
- Uma na unidade II no 1º dia do ciclo de alimentação (10/12/2018);
- Duas na unidade II no 4º dia do ciclo de alimentação (29/11/2018 e 13/12/2018).

**Etapa 2: Fundo saturado e interligado (ciclo operacional: 7 dias de alimentação x 7 dias de repouso).**

- Duas na unidade I no 1º dia do ciclo de alimentação (15/01/2019 e 29/01/2019);
- Uma na unidade I no 4º dia do ciclo de alimentação (01/02/2019);

- Uma na unidade II no 1º dia do ciclo de alimentação (05/02/2019);
- Uma na unidade II no 4º dia do ciclo de alimentação (08/02/2019).



**Figura 0.5** - a) Gerador de  $^{99}\text{Mo}$ - $^{99\text{m}}\text{Tc}$ ; b) Aplicação do  $^{99\text{m}}\text{Tc}$  na caixa de armazenamento de esgoto bruto - equipe CDNT; c) Contador de Geiger-Müller; d) Cintilador dentro da caixa de passagem, recostado na tubulação de coleta de efluente tratado.