

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

**AVALIAÇÃO DO IMPACTO DA COLMATAÇÃO  
E DE MÉTODOS DE DESCOLMATAÇÃO EM  
WETLANDS CONSTRUÍDOS DE  
ESCOAMENTO HORIZONTAL  
SUBSUPERFICIAL**

**Gabriel Rodrigues Vasconcellos**

**Belo Horizonte**

**2020**

**Gabriel Rodrigues Vasconcellos**

**AVALIAÇÃO DO IMPACTO DA COLMATAÇÃO  
E DE MÉTODOS DE DESCOLMATAÇÃO EM  
WETLANDS CONSTRUÍDOS DE  
ESCOAMENTO HORIZONTAL  
SUBSUPERFICIAL**

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

**Área de concentração:** Saneamento

**Linha de pesquisa:** Tratamento de Águas Residuárias

**Orientador:** Marcos von Sperling

Belo Horizonte

Escola de Engenharia da UFMG

2020

V331a	<p>Vasconcellos, Gabriel Rodrigues. Avaliação do impacto da colmatação e de métodos de descolmatação em wetlands construídos de escoamento horizontal subsuperficial [recurso eletrônico] / Gabriel Rodrigues Vasconcellos - 2020. 1 recurso online (286 f.: il., color.): pdf.</p> <p>Orientador: Marcos von Sperling.</p> <p>Tese (doutorado) - Universidade Federal de Minas Gerais, Escola de Engenharia.</p> <p>Anexo: f. 286.</p> <p>Bibliografia: f. 263-285. Exigências do sistema: Adobe Acrobat Reader.</p> <p>1. Engenharia sanitária - Teses. 2. Saneamento - Teses. 3. Terras inundáveis - Teses. 4. Escoamento - Teses. 5. Peróxido de hidrogênio - Teses. I. Von Sperling, Marcos. II. Universidade Federal de Minas Gerais. Escola de Engenharia. IV. Título.</p> <p style="text-align: right;">CDU: 628(043)</p>
-------	---



UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS

Escola de Engenharia

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

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

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

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

## FOLHA DE APROVAÇÃO

Avaliação do Impacto da Colmatação e de Métodos de Descolmatação em Wetlands  
Construídos de Escoamento Horizontal Subsuperficial

**GABRIEL RODRIGUES VASCONCELLOS**

Tese defendida e aprovada pela banca examinadora constituída pelos Senhores:

Prof. MARCOS VON SPERLING

Prof. ANTÔNIO TEIXEIRA DE MATOS

Prof. MATEUS PIMENTEL DE MATOS

Prof. ALISSON CARRARO BORGES

Prof. PABLO HELENO SEZERINO



Documento assinado digitalmente

Pablo Heleno Sezerino

Data: 28/07/2020 19:41:39-0300

CPF: 952.175.848-04

Aprovada pelo Colegiado do PG SMARH

**Prof. Sonaly Cristina Rezende Borges de Lima**

Coordenadora

Versão Final aprovada por

Prof. Marcos von Sperling  
Orientador

Belo Horizonte, 28 de julho de 2020.



## **DEDICATÓRIA**

Dedico este trabalho ao Prof. Marcos von Sperling, que muito contribuiu para o meu aprendizado e de muitos estudantes e profissionais da área sanitária.

Ele, que se dedica a ensinar, pesquisar, escrever e publicar, merece ser homenageado.

## AGRADECIMENTOS

Primeiramente agradeço ao meu orientador, Prof. Marcos, quem mais me ajudou na construção deste trabalho, não apenas com preciosas dicas e orientações, mas também pelo exemplo profissional, ser ajuda, humildade, compromisso, entrega, e por todo amor à profissão.

Aos meus pais Rodrigo e Marlene, minha irmã Elisa, por todo apoio e construção da base da minha vida. À toda minha família paterna e materna pelo apoio e momentos de diversão e amorosidade.

À Jôse Lorena, por toda ajuda, amor, carinho, compreensão, momentos de alegria e cumplicidade.

Aos grandes amigos e companheiros da Missão Rama, incluindo os Guias Confederados, em especial ao meu grupo BH1, composto por Cris, Jacques, Paulo, Luiz, Lourdinha, Emy, Renata e Tércia. Ao meu grupo TOP por toda ajuda, em especial a Bia e Erika pelo apoio na etapa final.

Aos membros da banca examinadora, Prof. Antônio Matos, Prof. Mateus Matos, Prof. Alisson Borges e Prof. Pablo Sezerino, por aceitarem o convite e pelas preciosas contribuições.

Aos meus amigos e parceiros da empresa Wetlands Construídos, André Baxter, Breno Cota, Luciano Santos, Felipe Araújo, Jackson Leão, Débora Boratto e aos que passaram pela empresa e permaneceram como amigos, Luiza Rocha, Renata Andries, Alessandra Santos e Calebe Rodrigues.

Aos grandes amigos e companheiros, Thiago Bressani, Bernardo Ornelas, Guilherme Tavares, Cynthia Franco e Luciana Pombo, pelos momentos de diversão e discussões, sem deixar de citar Lucas Mattos, Nayara Lage e Luiza Sena, que participaram de momentos inesquecíveis.

Ao amigo Gabriel Tadeu por toda ajuda e companheirismo, deixando o trabalho mais fácil e divertido.

Aos grandes guerreiros, Sr. Raimundo, Jujú e Ronaldo, que fizeram todo o serviço pesado no CePTS e tiveram importante participação no desenvolvimento desta pesquisa e em minha vida pessoal.

À Giovanna Calazans, pela amizade e grande ajuda.

À Suzane Inácio, por todo apoio, organização e compra de materiais.

Aos colegas e amigos de pesquisa, Camila Trein, Jorge Zumalacarregui, Mirene Moraes, Rodrigo López, Elias Manjate, Ricardo Cocó Passos, Fábio Bianchetti, Erick Mora, Guilherme Espescht, Marcus Marques, Deborah Melo, Priscilla Neves, Ayana Emrich, Marise Daniele, Tiago Borges, Fernanda Espinosa, Larissa Martins e todos os outros colegas do PPG-SMARH.

Aos queridos professores do PPG-SMARH, Prof. Carlos Chernicharo, Prof. Cláudio Souza, Prof<sup>ª</sup>. Fabiana Passos, Prof<sup>ª</sup>. Juliana Calábria, Prof<sup>ª</sup>. Sílvia Oliveira, Prof. Eduardo Coutinho, Prof. Cesar Mota, Prof<sup>ª</sup>. Uende Gomes, Prof. Thiago Neves e Prof<sup>ª</sup>. Sonaly Lima, meu muito obrigado.

Aos técnicos do laboratório, Cíntia Leal, Gabriel Souza, Érico Soares e Lucilaine Santos, por toda ajuda e organização no laboratório.

Às alunas de Iniciação Científica Amanda Motta, Mariane Meneses, Roberta Ocampos, Larissa Brant, Marilane Souza, Taciana Santos e Ana Flávia, por todo o trabalho desenvolvido no laboratório e no CePTS, de muita importância para a geração dos resultados desta pesquisa.

Aos funcionários do PPG-SMARH, em especial Júlio Esteves e Lucas Oliveira.

À Francisca Macelma e a Manchester Chemical, pelo apoio na aplicação do peróxido de hidrogênio.

Ao CNPq pela bolsa, e às instituições CAPES, FAPEMIG e COPASA que de alguma forma contribuíram para o desenvolvimento desta pesquisa.

## RESUMO

A colmatção em wetlands construídos provoca problemas hidrodinâmicos, estéticos e até mesmo no desempenho do sistema. Existem milhares de unidades implementadas em todo o mundo e a principal preocupação deste tipo de sistema é em relação à colmatção do leito, que é um processo inevitável, ao longo do tempo. Os wetlands construídos de escoamento horizontal subsuperficial (WHSS), entre as variantes dos wetlands, são os que mais enfrentam problemas de colmatção. Este tipo de sistema é projetado, principalmente, para remover matéria orgânica e sólidos suspensos em águas residuárias. Muitas unidades, apesar de possuírem sérios problemas de colmatção, ainda apresentam desempenho satisfatório em termos de remoção de matéria orgânica e sólidos, mesmo operando em condições críticas, com escoamento superficial e próximos a uma severa deterioração, aqui caracterizada como um “colapso” operacional (em termos hidrodinâmicos e na capacidade de depuração). À vista disso, neste trabalho objetivou-se avaliar o impacto da colmatção e inferindo sobre um possível “colapso” no desempenho, e de métodos de descolmatção em dois wetlands construídos de escoamento horizontal subsuperficial, sendo uma unidade plantada com taboa (*Typha latifolia*) e outra não plantada. As duas unidades operaram em paralelo, cada uma com um equivalente populacional de aproximadamente 50 habitantes, recebendo uma vazão contínua de cerca de  $7,5 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ , durante a maior parte do tempo. Cada unidade possui 25 m de comprimento e 3,0 m de largura e ambas foram preenchidas com 0,40 m de escória de alto forno. Neste estudo, foram avaliados dados gerados em aproximadamente 12 anos e 8 meses de monitoramento, desde o início da operação até o elevado grau de colmatção do sistema, além da implantação de dois tipos de métodos de descolmatção nos leitos. Na maior parte do tempo, desde junho de 2007, o sistema recebeu esgoto municipal previamente tratado em reator tipo UASB e, durante um período específico, recebeu efluente de filtro biológico percolador operando como pós-tratamento de efluente de reator UASB. Além da mudança no tipo de pré-tratamento, também foi avaliado o aumento da carga afluyente no desempenho do sistema. O afluyente das unidades possuiu mediana, para todo o período avaliado, de  $59 \text{ mgDBO L}^{-1}$ ,  $139 \text{ mgDQO L}^{-1}$  e  $45 \text{ mgSST L}^{-1}$ , resultando em taxas de aplicação na seção transversal de 373 e 408  $\text{gDBO m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ , 982 e 1020  $\text{gDQO m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ , 269 e 237  $\text{gSST m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ , para as unidades plantada e não plantada, respectivamente. Durante a maior parte do período operacional, o desempenho de ambas unidades foi satisfatório, em termos de DBO, DQO e SST, com concentrações medianas efluentes de 20/19, 48/54 e 12/8  $\text{mg L}^{-1}$  (unidade plantada/não plantada), apesar de evidências da colmatção (escoamento superficial) ter sido observadas já no segundo ano de operação. A colmatção dos leitos foi observada a partir do

segundo ano de operação, levando ao escoamento superficial e acúmulo de lodo na superfície. O impacto no desempenho do sistema foi avaliado por meio do Controle Estatístico do Processo (CEP). O resultado do CEP indicou que o colapso do sistema, em termos de desempenho, ou seja, quando a qualidade do efluente já não se encontrava nas condições normais de operação, se iniciou nos primeiros anos de operação e foi resultado do avanço da colmatção nos leitos. Apesar disso, a qualidade do efluente, em ambas unidades, atendia aos padrões de emissão local. O tratamento a montante dos wetlands e a carga aplicada no leito influenciaram mais no desempenho do sistema do que o próprio período de operação, evidenciando a robustez dos WHSS. Diante dessa condição, métodos de descolmatção foram avaliados em amostras indeformadas dos leitos e diretamente nas unidades plantada e não plantada em escala plena. Em amostras indeformadas foram avaliados período de repouso de 7, 14 e 30 dias, lavagem do meio suporte e aplicação de peróxido de hidrogênio em doses de 172, 1039 e 1847 mL H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> a 35%. Os resultados dos testes com amostras indeformadas indicaram que todos os métodos avaliados foram promissores para aplicação em escala plena. Por uma questão de simplicidade, o período de repouso e aplicação de peróxido de hidrogênio foram escolhidos para serem aplicados nos leitos. Na unidade plantada foram aplicados 2.000 litros de peróxido de hidrogênio, a uma concentração de 50%, e na unidade não plantada foi aplicado o período de repouso de 30 dias. As eficiências dos métodos de descolmatção foram avaliadas por meio de análises de sólidos, ensaios de condutividade hidráulica, porosidade drenável e testes com traçadores. Os métodos de descolmatção aplicados nos leitos não foram efetivos para retornar com às condições hidráulicas, hidrodinâmicas e de desempenho iniciais do sistema. O volume de peróxido de hidrogênio aplicado na unidade plantada surtiu pouco efeito, sendo que a maior parcela do produto foi consumida pelo lodo acumulado na superfície do leito. Na unidade não plantada, o período de repouso empregado também não foi efetivo. O elevado grau de colmatção das unidades exigiria o emprego de métodos mais invasivos ou maiores volumes de produtos químicos oxidantes.

**Palavras-chave:** wetlands construídos; escoamento horizontal, descolmatção, peróxido de hidrogênio.

## ABSTRACT

Clogging in constructed wetlands causes hydrodynamic, aesthetic, and even system's performance problems. There are thousands of units implemented around the world and the main concern of this type of system is related to clogging the bed, which is an inevitable process over the time. The horizontal subsurface-flow constructed wetlands (HSCW), among wetland variants, are the ones that most face clogging problems. This type of system is mainly designed to remove organic matter and solids suspended in wastewater. Many units, despite of having serious clogging problems, still perform satisfactorily in terms of removal of organic matter and solids, even though operating in critical conditions, with surface-flow and close to a severe deterioration, here characterized as an operational "collapse" (in hydrodynamic terms and in the purification capacity). Based on it, this work aims to evaluate the impact of the clogging and inferring about a possible "collapse" in performance, and of unclogging methods in two constructed wetlands with horizontal subsurface-flow, being one unit planted with cattail (*Typha latifolia*) and the other one unplanted. The two units operate in parallel, each one with a population equivalent of, approximately, 50 inhabitants, receiving a continuous flow of about  $7.5 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ , most of the time. Each unit is 25 m long and 3 m wide and both were filled with 0.40 m of blast furnace slag. At this study were evaluated data generated in, approximately, 12 years and 8 months of monitoring, from the beginning of the operation to the high degree of the system's clogging, in addition to the implementation of two types of bed unclogging methods. Most of the time, since June 2007, the system received municipal sewage previously treated in a UASB type reactor and, during a specific period, received effluent from a percolator biological filter operating as a post-treatment of UASB reactor effluent. In addition to the change in the type of pre-treatment, the increase in the influent load on the system's performance was also evaluated. The influent of the units has a median, for the entire period evaluated, of  $59 \text{ mgBOD L}^{-1}$ ,  $139 \text{ mgCOD L}^{-1}$  and  $45 \text{ mgTSS L}^{-1}$ , resulting in application rates in the cross section of  $373$  and  $408 \text{ gDBO m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ,  $982$  and  $1020 \text{ gDQO m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ,  $269$  and  $237 \text{ gTSS m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ , for the planted and unplanted units, respectively. During most of the operational period, the performance of both units was satisfactory with median effluent concentrations of  $20$  and  $19 \text{ mgBOD L}^{-1}$ ,  $48$  and  $54 \text{ mgCOD L}^{-1}$  and  $12$  and  $8 \text{ mgTSS L}^{-1}$  (planted unit and unplanted unit, respectively), although evidence of clogging (surface flow) was observed in the second year of operation. The clogging of the beds was observed from the second year of operation, leading to surface flow and accumulation of sludge on the surface. The impact on system's performance was assessed using Statistical Process Control (SPC). The result of the SPC indicated that the system's

collapse, in terms of performance, that is when the quality of the effluent was no longer in normal operating conditions, started in the first years of operation and was the result of the advance of the clogging in the beds. Nevertheless, the quality of the effluent in both units was according to the local discharge standards. The upstream treatment of the wetlands and the load applied to the bed influenced the system's performance, more than the period of operation itself, showing the robustness of the HSCW. Based on it, unclogging methods were evaluated in undisturbed samples of the beds and in real scale of the planted and unplanted units. In undisturbed samples the resting period of 7, 14 and 30 days were evaluated, washing of the support medium and application of hydrogen peroxide in doses of 172, 1039 and 1847 mL of 35% H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>. The results of the tests with undisturbed samples indicated that all the evaluated methods were promising for application in real scale. For simplicity reasons, the rest period of and application of hydrogen peroxide were chosen to be applied to the beds. In the planted unit, 2,000 liters of hydrogen peroxide were applied, at a concentration of 50%, and in the unplanted unit, the rest period of 30 days was applied. The efficiencies of the unclogging methods were evaluated by solids analysis, hydraulic conductivity tests, drainable porosity and tests with tracers. The unclogging methods applied in the beds were not effective to return with the hydraulic, hydrodynamic and performance conditions of the system. The volume of hydrogen peroxide applied to the planted unit had little effect, with the largest portion of the product being consumed by the sludge accumulated on the bed surface. In the unplanted unit, the rest period was also not effective. The high degree of clogging of the units requires more invasive methods or higher volumes of oxidizing chemicals.

**Keywords:** constructed wetlands; horizontal flow, unclogging, hydrogen peroxide.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 3-1: Estágio de surgimento do escoamento superficial em wetlands construídos de escoamento horizontal subsuperficial com distribuição acima do leito. ....	37
Figura 3-2: Etapas de progressão de acúmulo de sólidos e colmatção wetlands construídos de escoamento horizontal subsuperficial. Fonte: Matos <i>et al.</i> (2018). ....	38
Figura 3-3: Fatores que contribuem para a colmatção. ....	39
Figura 3-4: Layout proposto na organização do meio suporte visando aumentar os requisitos de aeração no interior do leito em wetlands de escoamento horizontal subsuperficial. ....	58
Figura 3-5: Equipamento para lavagem de rocha. ....	69
Figura 3-6: Equipamento para lavagem de meio suporte em wetlands. ....	69
Figura 3-7: Relação entre sólidos fixos e sólidos voláteis em função da dosagem de peróxido de hidrogênio para cada 50 gramas de lodo úmido com teor de água de 82%. ....	72
Figura 3-8: Aplicação de peróxido de hidrogênio em wetlands verticais. Nota-se um borbulhamento na superfície do leito em virtude da reação de oxidação. Fonte: Behrends (2006b). ....	73
Figura 3-9: Aplicação de peróxido de hidrogênio em wetlands horizontais. A) Utilização do <i>tree jetter</i> para injeção do peróxido de hidrogênio no leito e utilização de equipamento de proteção individual. Observe a produção de vapor no momento de aplicação; B) detalhe da superfície do leito durante a reação, gerando bolhas em função da reação de oxidação. Fonte: Nivala e Rousseau (2009). ....	75
Figura 3-10: Exemplo de um gráfico de controle para médias. ....	84
Figura 3-11: Gráfico de controle para médias com os intervalos de previsão (valores $\sigma$ ) utilizados para monitorar a porcentagem de pontos que ficarão dentro de um intervalo específico, assumindo uma distribuição normal. Fonte: adaptado de von Sperling <i>et al.</i> (2020). ....	85
Figura 3-12: Proposta de classificação das zonas operacionais para as características dos efluentes de uma estação de tratamento. Fonte: adaptado de von Sperling <i>et al.</i> (2020). ....	86
Figura 4-1: Wetlands horizontais em etapa de construção. Fonte: Dornelas (2008). ....	93
Figura 4-2: Vegetação após plantio e em estágio de crescimento. Fonte: Dornelas (2008). ....	94
Figura 4-3: Vegetação desenvolvida e primeiro corte da parte aérea. Fonte: Dornelas (2008). ....	94
Figura 4-4: Relação entre a concentração efluente de DQO e a taxa de aplicação orgânica superficial ( $\text{kg DQO m}^{-2} \text{d}^{-1}$ ), sendo (a) unidade plantada e (b) unidade não plantada. Fonte: Dornelas <i>et al.</i> (2009). ....	97
Figura 4-5: Decaimento da concentração média de DQO filtrada ao longo do comprimento das unidades plantada e não plantada, considerando as perdas por evapotranspiração. ....	99
Figura 4-6: Surgimento do escoamento superficial no início das unidades plantada (esquerda) e não plantada (direita). Fonte: De Paoli (2010). ....	100
Figura 4-7: Distribuição de sólidos totais no meio filtrante ao longo da unidade plantada. ....	100
Figura 4-8: Distribuição de sólidos totais no meio filtrante ao longo da unidade não plantada. ....	100
Figura 4-9: Distribuição da condutividade hidráulica no meio filtrante ao longo da unidade plantada. ....	101
Figura 4-10: Distribuição da condutividade hidráulica no meio filtrante ao longo da unidade não plantada. E = lado esquerdo; D = lado direito. Fonte: De Paoli (2010). ....	101
Figura 4-11: Porcentagem do comprimento do leito ocupado com escoamento superficial nas unidades plantada e não plantada nas duas fases operacionais. Fonte: Costa (2013). ....	106
Figura 4-12: Balanço hídrico na unidade plantada durante a Fase 2, no período de um ano, de maio de 2012 a maio de 2013. Fonte: Costa (2013). ....	107
Figura 4-13: Balanço de massa de nitrogênio (esquerda) e fósforo (direita) da unidade plantada durante a Fase 2, no período de um ano, de julho de 2012 a julho de 2013. Fonte: Costa (2013). ....	108
Figura 4-14: Evolução do escoamento superficial nas unidades plantada e não plantada ao longo do tempo. Fonte: Vasconcellos (2015). ....	109
Figura 4-15: Médias das concentrações afluente e efluente em termos de DBO, DQO, SST e NTK das unidades plantada e não plantada nas três fases operacionais. Legenda: SAC P e: entrada da unidade plantada; SAC C e: entrada da unidade não plantada; SAC P s: saída da unidade plantada; SAC C s: saída da unidade não plantada. Fonte: Matos (2015). ....	113

Figura 4-16: Resultado do monitoramento do escoamento superficial nas unidades plantada e não plantada, dado em porcentagem do comprimento das unidades. Fonte: Matos <i>et al.</i> (2018a). .....	114
Figura 4-17: Curva de concentração do traçador salino em função do tempo. Legenda: SAC P AP: unidade plantada antes do corte da parte aérea das plantas; SAC C: unidade não plantada e SAC DP: unidade plantada depois do corte. Fonte: Matos (2015). .....	115
Figura 4-18: Condutividade hidráulica da unidade plantada medida em outubro de 2013. ....	118
Figura 4-19: Condutividade hidráulica da unidade não plantada medida em outubro de 2013. ....	118
Figura 4-20: Analogia entre poços de bombeamento em aquíferos livres (esquerda) e determinação da condutividade hidráulica utilizando o Reator de Leito Fixo (direita). Fonte: Matos (2015). ....	120
Figura 5-1: Imagem aérea da ETE Arrudas com destaque para a área do Centro de Pesquisa e Treinamento em Saneamento da UFMG/COPASA. Fonte: Google Earth (2020). ....	124
Figura 5-2: Imagem aérea do Centro de Pesquisa e Treinamento em Saneamento (CePTS) da UFMG/COPASA, com destaque para os wetlands horizontais. Fonte: Google Earth (2020). ....	125
Figura 5-3: Reator UASB retangular (esquerda), reator UASB cilíndrico (centro) e filtro biológico percolador aberto (direita). ....	127
Figura 5-4: Wetlands de escoamento horizontal subsuperficial, unidade plantada e não plantada, no início do período operacional (esquerda) e após 12 anos de operação (direita). Nota-se a proliferação de lemnáceas sobre a lâmina d'água da unidade não plantada. ....	128
Figura 5-5: Planta baixa dos wetlands com detalhes construtivos. Fonte: Matos (2015). ....	129
Figura 5-6: Corte longitudinal da unidade plantada. Fonte: Matos (2015). ....	130
Figura 5-7: Corte transversal das unidades. Fonte: Matos (2015). ....	130
Figura 5-8: Gráfico de controle para classificação do impacto em termos de concentração efluente. ....	134
Figura 5-9: Desenho esquemático do funcionamento hidráulico do reator de leito fixo. ....	138
Figura 5-10: Reator de leito fixo, com e sem a cesta interna. ....	138
Figura 5-11: Cesta do reator do leito fixo inseridas nas unidades plantada (esquerda) e não plantada (direita) para ambientação/colmatação. Obs.: Foto tirada com o leito drenado na unidade não plantada. ....	139
Figura 5-12: Materiais e equipamentos utilizados para a realização dos testes com o traçador. A) vista geral do sistema, B) caixa utilizada para aplicação da solução traçadora, C) solução preparada e medição da condutividade elétrica antes do teste, D) sondas de medição na saída das unidades. ....	143
Figura 5-13: Procedimento de lavagem do material suporte. A) retirada da cesta do leito; B) retirada do material suporte da cesta; C) jateamento de água; D) devolução do material já limpo para a cesta. ....	146
Figura 5-14: Teste do período de repouso em amostras indeformadas. A) reator de leito fixo em repouso próximo a unidade plantada; B) realização dos ensaios de porosidade drenável; C) reator de leito fixo após 30 dias de repouso. ....	147
Figura 5-15: Buracos na parede de divisão entre a unidade plantada e não plantada, causado pelo desgaste do cimento ao longo do tempo e pela ação da água residuária. ....	148
Figura 5-16: Tanque IBC de peróxido de hidrogênio posicionado ao lado do sistema (esquerda) e ficha de segurança com informações importantes colada no tanque IBC (direita). ....	152
Figura 6-1: Box-plot das concentrações efluentes (esquerda) e eficiências de remoção (direita) de DBO, DQO e SST nas wetlands plantada (WHP) e não plantada (WHNP) durante as cinco fases operacionais. Comparação entre as unidades através do teste estatístico de Wilcoxon com 95% de confiança. DS indica diferença significativa e DNS diferença não significativa. COPAM/CERH 01 indica o padrão de lançamento para o Estado de Minas Gerais (MINAS GERAIS, 2008). Para SST, todos os dados cumpriram com o padrão de lançamento, ou seja, os dados encontra-se abaixo dos limites, por isso não foram incluídos nos gráficos. ....	162
Figura 6-2: Série temporal das concentrações efluentes (esquerda) e eficiências de remoção (direita) de DBO, DQO e SST nas wetlands plantada (WHP) e não plantada (WHNP) durante as cinco fases operacionais. COPAM/CERH 01 indica o padrão de lançamento para o Estado de Minas Gerais (MINAS GERAIS, 2008). Para SST, todos os dados cumpriram com o padrão de lançamento, ou seja, os dados encontram-se abaixo dos limites, por isso não foram incluídos nos gráficos. ....	168
Figura 6-3: Box-plot das concentrações efluentes (esquerda) e eficiências de remoção (direita) de DBO, DQO e SST nas wetlands plantada (WHP) e não plantada (WHNP) durante as cinco fases	



operacionais. Comparação entre as fases de cada unidade. COPAM/CERH 01 indica o padrão de lançamento para o Estado de Minas Gerais (MINAS GERAIS, 2008). Para SST, todos os dados cumpriram com o padrão de lançamento, ou seja, os dados encontram-se abaixo dos limites, por isso não foram incluídos nos gráficos. ....	171
Figura 6-4: Gráfico de controle das concentrações efluentes de DBO do wetland plantado durante todo o período operacional. LIC: limite inferior de controle; LIA: limite inferior de atenção; LC: linha central; LSA: limite superior de atenção; LSC: limite superior de controle; COPAM/CERH 01: padrão de lançamento para o Estado de Minas Gerais (MINAS GERAIS, 2008). ....	181
Figura 6-5: Gráfico de controle das concentrações efluentes de DBO do wetland não plantado durante todo o período operacional. LIC: limite inferior de controle; LIA: limite inferior de atenção; LC: linha central; LSA: limite superior de atenção; LSC: limite superior de controle; COPAM/CERH 01: padrão de lançamento para o Estado de Minas Gerais (MINAS GERAIS, 2008). ....	181
Figura 6-6: Gráfico de controle das concentrações efluentes de DQO do wetland plantado durante todo o período operacional. LIC: limite inferior de controle; LIA: limite inferior de atenção; LC: linha central; LSA: limite superior de atenção; LSC: limite superior de controle; COPAM/CERH 01: padrão de lançamento para o Estado de Minas Gerais (MINAS GERAIS, 2008). ....	185
Figura 6-7: Gráfico de controle das concentrações efluentes de DQO do wetland não plantado durante todo o período operacional. LIC: limite inferior de controle; LIA: limite inferior de atenção; LC: linha central; LSA: limite superior de atenção; LSC: limite superior de controle; COPAM/CERH 01: padrão de lançamento para o Estado de Minas Gerais (MINAS GERAIS, 2008). ....	185
Figura 6-8: Gráfico de controle das concentrações efluentes de SST do wetland plantado durante todo o período operacional. LIC: limite inferior de controle; LIA: limite inferior de atenção; LC: linha central; LSA: limite superior de atenção; LSC: limite superior de controle. Para SST, todos os dados cumpriram com o padrão de lançamento, ou seja, os dados encontram-se abaixo dos limites, por isso não foram incluídos nos gráficos. ....	189
Figura 6-9: Gráfico de controle das concentrações efluentes de SST do wetland não plantado durante todo o período operacional. LIC: limite inferior de controle; LIA: limite inferior de atenção; LC: linha central; LSA: limite superior de atenção; LSC: limite superior de controle. Para SST, todos os dados cumpriram com o padrão de lançamento, ou seja, os dados encontram-se abaixo dos limites, por isso não foram incluídos nos gráficos. ....	189
Figura 6-10: Resultado das medições do escoamento superficial nas unidades plantada (WHP) e não plantada (WHNP) ao longo de todo período operacional. Os valores foram calculados com a média entre o lado direito e esquerdo, quando existente. A seta vermelha indica o período de implantação dos métodos de descolmatação. ....	195
Figura 6-11: Imagem das unidade plantada e não plantada, mostrando o escoamento superficial ao longo de todo o comprimento da unidade não plantada. Foto tirada em agosto de 2019. ....	197
Figura 6-12: Condutividade hidráulica em meio saturado medida nas amostras indeformadas após o teste de lavagem. ....	203
Figura 6-13: Porosidade drenável em meio saturado medida nas amostras indeformadas após o teste de lavagem. ....	204
Figura 6-14: Amostras indeformadas da unidade não plantada antes (A) e após (B) o procedimento de lavagem 1 do meio suporte. ....	205
Figura 6-15: Amostra do material suporte antes (esquerda) e depois (direita) da lavagem 1. ....	206
Figura 6-16: Porcentagem de sólidos fixos e voláteis antes e após a lavagem do material suporte. ...	206
Figura 6-17: Condutividade hidráulica em meio saturado medida nas amostras indeformadas após o período de repouso. ....	208
Figura 6-18: Porosidade drenável em meio saturado medida nas amostras indeformadas após o período de repouso. ....	208
Figura 6-19: Amostra indeformada antes e após o período de repouso de 30 dias. ....	209
Figura 6-20: Concentração de sólidos antes e após o período de repouso de 7, 14 e 30 dias. ....	210
Figura 6-21: Unidade não plantada durante o período de repouso de 30 dias. Fotos tiradas em: A) 21/10/2019, 7 dias após interrupção da alimentação; B e F) 29/10/2019, 15 dias em repouso; C) 04/11/2019, 21 dias de repouso; D e E) 07/11/2019, 24 dias de repouso, sendo o dia da retirada .....	212

Figura 6-22: Condutividade hidráulica em meio saturado, determinada pelo método do permeâmetro de carga variável, em diversos pontos ao longo do comprimento e largura da unidade não plantada antes da implantação do período de repouso. ....	213
Figura 6-23: Condutividade hidráulica em meio saturado, determinada pelo método do permeâmetro de carga variável, em diversos pontos ao longo do comprimento e largura da unidade não plantada após implantação do período de repouso. ....	213
Figura 6-24: Curvas de concentração do traçador salino em função do tempo, obtidas na unidade não plantada durante as Fases 4 e 5.....	215
Figura 6-25: Curva de concentração do traçador salino em função do tempo, obtido em uma lagoa de polimento. Fonte: Passos (2017).....	218
Figura 6-26: Amostras do leito reagindo com o peróxido de hidrogênio a 35%. ....	221
Figura 6-27: Porcentagem entre sólidos fixos e voláteis no ensaio para definição da dose de peróxido de hidrogênio a 35%. Fonte: Rosa (2018). ....	222
Figura 6-28: Realização do ensaio com 172 e 1039 mL de peróxido de hidrogênio (35%) em amostras indeformadas da unidade plantada. A) amostras antes do ensaio; B) durante o ensaio; ....	223
Figura 6-29: Antes (A), durante (B) e após (C) a realização do ensaio com 1.847 mL de peróxido de hidrogênio (35%) na amostra indeformada da unidade não plantada. ....	224
Figura 6-30: Condutividade hidráulica em meio saturado medida nas amostras indeformadas após o teste com o peróxido de hidrogênio. ....	225
Figura 6-31: Porosidade drenável em meio saturado medida nas amostras indeformadas após o teste com o peróxido de hidrogênio. ....	226
Figura 6-32: Porcentagem de sólidos fixos e voláteis antes e após a aplicação de.....	227
Figura 6-33: Amostra do material suporte antes (esquerda) e depois (direita) da aplicação de .....	227
Figura 6-34: Monitoramento da temperatura da unidade plantada durante a aplicação do peróxido de hidrogênio.....	228
Figura 6-35: Aplicação de peróxido de hidrogênio na unidade plantada realizado no dia 12/11/2019. Fotos de A a H mostram o peróxido de hidrogênio sendo aplicado, a roupa de proteção utilizada e a formação de bolhas e fumaça no leito. ....	229
Figura 6-36: Unidade plantada antes e após aplicação do peróxido de hidrogênio. Fotos tiradas em: A) 29/10/2019 (14 dias antes), B) 10/11/2019 (2 dias antes), C) 12/11/2019 (no dia, após aplicação), D) 13/11/2019 (1 dia após), E) 18/11/2019 (6 dias após), F) 12/12/2019 (1 mês após), G) 13/01/2020 (2 meses após), H) 06/02/2020 (3 meses após).....	233
Figura 6-37: Trecho inicial do leito após a aplicação do peróxido de hidrogênio indicando o meio suporte limpo. ....	235
Figura 6-38: Lodo da unidade plantada. A) Lodo da superfície, a 3 m da entrada, antes (esquerda) e após (direita) a aplicação do peróxido de hidrogênio; B) Camadas de lodo na entrada da unidade. ....	235
Figura 6-39: Relação entre sólidos voláteis (SV) e sólidos totais (ST) ao longo do comprimento e largura e vários pontos da unidade plantada, antes a após a aplicação do peróxido de hidrogênio. ....	237
Figura 6-40: Concentração mediana entre o lado direito e esquerdo em vários pontos ao longo do comprimento da unidade plantada em termos de sólidos totais, fixos e voláteis e a relação entre sólidos voláteis e totais (SV/ST), antes e após aplicação do peróxido de hidrogênio. ....	238
Figura 6-41: Porcentagem entre sólidos voláteis e fixos da mediana entre o lado direito e esquerdo ao longo do comprimento da unidade plantada, antes e após a aplicação do peróxido de hidrogênio. ....	239
Figura 6-42: Condutividade hidráulica em meio saturado, determinada pelo método do permeâmetro de carga variável, em diversos pontos ao longo do comprimento e largura da unidade plantada antes da aplicação do peróxido de hidrogênio. ....	240
Figura 6-43: Condutividade hidráulica em meio saturado, determinada pelo método do permeâmetro de carga variável, em diversos pontos ao longo do comprimento e largura da unidade plantada após a aplicação do peróxido de hidrogênio. ....	240
Figura 6-44: Condutividade hidráulica medida nas amostras indeformadas antes e após a aplicação do peróxido de hidrogênio. ....	242
Figura 6-45: Porosidade drenável medida nas amostras indeformadas antes e após a aplicação do peróxido de hidrogênio. ....	242

Figura 6-46: Amostras indeformadas provenientes da unidade plantada. A) amostra da região final do leito, antes da aplicação; B) amostra da região de entrada, após aplicação; C) amostra no interior do leito, na região de entrada, após aplicação; D) amostra da região final, após aplicação. ....	243
Figura 6-47: Curvas de concentração do traçador salino em função do tempo, obtidas na unidade plantada durante as Fases 4 e 5, antes e após a aplicação do peróxido de hidrogênio. ....	244
Figura 6-48: Tempos de detenção hidráulica e eficiência volumétrica em alguns testes realizados na unidade plantada. No ano de 2009 os valores foram determinados por De Paoli (2010) e no ano de 2014 por Matos (2015).....	246
Figura 6-49: Curvas de concentração do traçador salino em função do tempo, obtidas na unidade plantada (WHP) e não plantada (WHNP) durante a Fases 4. ....	251
Figura 6-50: Curvas de concentração do traçador salino em função do tempo, obtidas na unidade plantada (WHP) e não plantada (WHNP) durante a Fases 5. ....	252
Figura 6-51: Curva granulométrica geral do meio suporte coletado nas unidades plantada e não plantada, em 2014 e na unidade plantada, antes e após a aplicação do peróxido de hidrogênio. Os resultados de 2014 foram obtidos por Matos (2015). ....	255

## LISTA DE TABELAS

Tabela 3-1: Principal função da vegetação em vários tipos e arranjos de wetlands construídos. ....	29
Tabela 3-2: Métodos de descolmatação aplicados em wetlands construídos de escoamento subsuperficial horizontal (WH) e vertical (WV). ....	61
Tabela 4-1: Trabalhos desenvolvidos nos wetlands horizontais da UFMG (listados em ordem cronológica).....	89
Tabela 4-2: Valores médios da concentração efluente e eficiência de remoção das unidades plantada (WHP) e não plantada (WHNP) nos 8 primeiros meses de operação. Fonte: Dornelas (2008). ....	94
Tabela 4-3: Composição de macro e micronutrientes do tecido vegetal da <i>Typha latifolia</i> . ....	95
Tabela 4-4: Resultados dos ensaios hidrodinâmicos nas unidades plantada (WHP) e não plantada (WHNP). Fonte: De Paoli (2010). ....	102
Tabela 4-5: Resultado dos coeficientes de decaimento (k) e dos coeficientes de determinação ( $R^2$ ) de cada modelo hidráulico-cinético testado para as unidades plantada (WHP) e não plantada (WHNP), considerando duas situações, com e sem evapotranspiração. Fonte: De Paoli (2010). ....	103
Tabela 4-6: Concentração efluente e eficiência de remoção das unidades plantada (WHP) e não plantada (WHNP) durante as Fases 1 e 2, nos quatro primeiros anos de operação. Fonte: Costa (2013). ....	105
Tabela 4-7: Mediana das eficiências de remoção com base na carga removida das unidades plantada (WHP) e não plantada (WHNP), nas Fases 1, 2 e 3, durante 8 anos de operação. Fonte: Matos (2015). ....	112
Tabela 5-1: Aspectos construtivos e operacionais para cada unidade. ....	131
Tabela 5-2: Subdivisão da Fase 1. ....	132
Tabela 5-3: Níveis de impacto nas condições hidráulicas e critérios para enquadramento. ....	136
Tabela 5-4: Data de realização das medições de condutividade hidráulica nos leitos. ....	140
Tabela 5-5: Resumo das condições com os testes com traçador nas unidades plantada e não plantada. ....	142
Tabela 5-6: Características dos ensaios com o peróxido de hidrogênio aplicado nas amostras indeformadas. ....	150
Tabela 5-7: Métodos analíticos utilizados para as análises físico-químicas. ....	153
Tabela 6-1: Mediana das taxas de aplicação hidráulica, orgânica e de sólidos nas unidades plantada (WHP) e não plantada (WHNP) nas cinco fases operacionais. ....	157
Tabela 6-2: Estatística descritiva das concentrações efluentes das unidades plantada e não plantada, nas cinco fases operacionais. ....	159
Tabela 6-3: Estatística descritiva das eficiências de remoção das unidades plantada e não plantada, nas cinco fases operacionais. ....	160
Tabela 6-4: Valor de p do teste estatístico de Wilcoxon, com 95% de confiança, para as concentrações efluentes e as eficiências de remoção de DBO, DQO e SST durante as cinco fases operacionais. Comparação entre a unidade plantada e não plantada. ....	161
Tabela 6-5: Valor de p do teste estatístico de Kruskal-Wallis, com 95% de confiança, para as concentrações efluentes e as eficiências de remoção de .....	172
Tabela 6-6: Classificação da qualidade efluente em função da faixa predominante. ....	176
Tabela 6-7: Valores de concentração efluente de DBO utilizados para construção dos limites de referência no presente estudo. ....	176
Tabela 6-8: Valores de concentração efluente de DQO utilizados para construção dos limites de referência no presente estudo. ....	177
Tabela 6-9: Valores de concentração efluente de SST utilizados para construção dos limites de referência no presente estudo. ....	178
Tabela 6-10: Porcentagem de dados dentro de cada faixa para classificação do desempenho das .....	180
Tabela 6-11: Porcentagem de dados dentro de cada faixa para classificação do desempenho das .....	184
Tabela 6-12: Porcentagem de dados dentro de cada faixa para classificação do desempenho das .....	188
Tabela 6-13: Resumo da interpretação dos resultados de desempenho. ....	190
Tabela 6-14: Monitoramento da extensão do escoamento superficial nas unidades plantada (WHP) e não plantada (WHNP) e a interpretação do impacto da colmatação em termos hidráulicos. ....	193

Tabela 6-15: Custos relativos para troca, lavagem e descolmatação do meio suporte para um wetland do CePTS/UFMG. ....	199
Tabela 6-16: Estimativa de custo para descolmatação e troca do material suporte. ....	201
Tabela 6-17: Precipitações observadas nos meses de outubro e novembro de 2019 no local de estudo. ....	211
Tabela 6-18: Variáveis hidrodinâmicas obtidas através da realização de ensaios com traçador na unidade não plantada durante as Fases 1, 3, 4 e 5.....	216
Tabela 6-19: Porcentagens de sólidos fixos e voláteis na unidade plantada, antes e após a aplicação do peróxido de hidrogênio. ....	236
Tabela 6-20: Variáveis hidrodinâmicas obtidas através da realização de ensaios com traçador salino na unidade plantada durante as Fases 1, 3, 4 e 5. ....	244
Tabela 6-21: Variáveis hidrodinâmicas obtidas através da realização de ensaios com traçador salino na unidade plantada e não plantada durante as Fases 4 e 5.....	250
Tabela 6-22: Índice de colmatação nas unidades plantada (WHP) e não plantada (WHNP) e as variáveis utilizadas para determinação.....	253
Tabela 6-23: Índices de colmatação em alguns estudos. Adaptado de Lancheros <i>et al.</i> (2017).....	254
Tabela 6-24: Variáveis granulométricas obtidas na unidade plantada nos anos de 2014 e 2019, antes e após a aplicação do peróxido de hidrogênio.....	255
Tabela 6-25: Porosidade medidas em amostras da unidade plantada e não plantada. ....	256

## LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS

$^{82}\text{Br}$	Isótopo 82 do bromo
$C_c$	Coefficiente de Curvatura
CEP	Controle Estatístico do Processo
CePTS	Centro de Pesquisa e Treinamento em Saneamento
CERH-MG	Conselho Estadual de Recursos Hídricos do Estado de Minas Gerais
COPAM	Conselho Estadual de Política Ambiental
COPASA	Companhia de Saneamento de Minas Gerais
$C_u$	Coefficiente de Desuniformidade
$d_{10}$	Diâmetro que permite a passagem de 10% da massa da amostra
$d_{30}$	Diâmetro que permite a passagem de 30% da massa da amostra
$d_{60}$	Diâmetro que permite a passagem de 60% da massa da amostra
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
$E_H$	Potencial Redox reportado em eletrodo de hidrogênio
EPI	Equipamento de Proteção Individual
ETE	Estação de Tratamento de Esgotos
$\varepsilon$	Porosidade
FBPA	Filtro Biológico Percolador Aberto
$\text{H}_2\text{O}_2$	Peróxido de Hidrogênio
HUSB	<i>Hydrolyticup-flowsludge blanket reactors</i>
$k_s$	Condutividade hidráulica em meio saturado
LC	Linha Central
LIA	Limite Inferior de Atenção
LIC	Limite Inferior de Controle
LSA	Limite Superior de Atenção
LSC	Limite Superior de Controle
NaCl	Cloreto de sódio
NTK	Nitrogênio Total Kjeldahl
PT	Fósforo Total
RLF	Reator de Leito Fixo
SF	Sólidos Fixos

SSF	Sólidos Suspensos Fixos
SST	Sólidos Suspensos Totais
SSV	Sólidos Suspensos Voláteis
ST	Sólidos Totais
SV	Sólidos Voláteis
TAH	Taxa de Aplicação Hidráulica
TDH	Tempo de Detenção Hidráulica
UASB	<i>Upflow Anaerobic Sludge Blanket</i>
UFMG	Universidade Federal de Minas Gerais
WC	Wetlands Construídos
WHNP	Wetland Horizontal Não Plantada
WHP	Wetland Horizontal Plantada
WHS	Wetland Horizontal de Escoamento Superficial
WHSS	Wetland Horizontal de Escoamento Subsuperficial
WV	Wetland Vertical

# SUMÁRIO

<b>LISTA DE FIGURAS.....</b>	<b>30</b>
<b>LISTA DE TABELAS .....</b>	<b>35</b>
<b>1 INTRODUÇÃO.....</b>	<b>21</b>
<b>2 OBJETIVOS.....</b>	<b>25</b>
2.1 OBJETIVO GERAL.....	25
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	25
<b>3 REVISÃO DA LITERATURA .....</b>	<b>27</b>
3.1 OS WETLANDS CONSTRUÍDOS .....	27
3.1.1 <i>Características gerais</i> .....	27
3.1.2 <i>A função da vegetação no sistema</i> .....	28
3.1.3 <i>Taxas de carregamento</i> .....	32
3.2 COLMATAÇÃO EM WETLANDS CONSTRUÍDOS DE ESCOAMENTO HORIZONTAL.....	34
3.3 MÉTODOS DE AVALIAÇÃO DA COLMATAÇÃO.....	41
3.3.1 <i>Condutividade hidráulica</i> .....	42
3.3.2 <i>Tempo de detenção hidráulica</i> .....	46
3.3.3 <i>Sólidos</i> .....	50
3.4 MÉTODOS DE ATENUAR A COLMATAÇÃO .....	55
3.5 MÉTODOS DE DESCOLMATAÇÃO.....	59
3.5.1 <i>Mudanças nas condições operacionais</i> .....	62
3.5.1.1 <i>Inversão do sentido de escoamento</i> .....	62
3.5.1.2 <i>Período de repouso</i> .....	62
3.5.1.3 <i>Retrolavagem</i> .....	66
3.5.2 <i>Aeração artificial</i> .....	66
3.5.3 <i>Substituição do meio suporte</i> .....	67
3.5.4 <i>Lavagem do meio suporte</i> .....	68
3.5.5 <i>Produtos químicos</i> .....	70
3.5.5.1 <i>Peróxido de hidrogênio</i> .....	70
3.5.5.2 <i>Outros produtos</i> .....	77
3.5.6 <i>Minhocas</i> .....	79
3.5.7 <i>Outros métodos</i> .....	80
3.6 CONTROLE ESTATÍSTICO DO PROCESSO .....	81
<b>4 HISTÓRICO DO SISTEMA EM ESTUDO .....</b>	<b>88</b>
4.1 CONSTRUÇÃO DO SISTEMA E INÍCIO DA OPERAÇÃO .....	93
4.2 AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO E COMPORTAMENTO HIDRODINÂMICO .....	97
4.3 REMOÇÃO DE POLUENTES .....	104
4.4 AVALIAÇÃO DAS CONDIÇÕES AMBIENTAIS .....	108
4.5 AVALIAÇÃO DA COLMATAÇÃO .....	111
4.6 AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO DA VEGETAÇÃO.....	122
<b>5 MATERIAL E MÉTODOS.....</b>	<b>124</b>
5.1 CARACTERÍSTICAS DA ÁREA DE ESTUDO .....	124
5.2 CARACTERÍSTICAS DO SISTEMA EM ESTUDO .....	125
5.3 ANÁLISE DO IMPACTO NO DESEMPENHO DO SISTEMA.....	131
5.4 ANÁLISE DO IMPACTO NAS CONDIÇÕES HIDRÁULICAS DO SISTEMA.....	136
5.5 CARACTERÍSTICAS DO REATOR DE LEITO FIXO E DAS AMOSTRAS INDEFORMADAS .....	137
5.6 MÉTODOS DE AVALIAÇÃO DO GRAU DE COLMATAÇÃO .....	139
5.6.1 <i>Determinação da condutividade hidráulica e porosidade drenável no reator de leito fixo</i> .....	139
5.6.2 <i>Determinação da condutividade hidráulica nos leitos</i> .....	140
5.6.3 <i>Determinação do tempo de detenção hidráulica real</i> .....	141
5.6.4 <i>Análise de sólidos nas amostras indeformadas e nos leitos</i> .....	143
5.7 ANÁLISE GRANULOMÉTRICA EM AMOSTRAS DO LEITO.....	144
5.8 DETERMINAÇÃO DA POROSIDADE DRENÁVEL EM AMOSTRAS DO LEITO.....	144
5.9 TESTES DE DESCOLMATAÇÃO .....	144



5.9.1	<i>Lavagem do meio suporte em amostras indeformadas</i> .....	144
5.9.2	<i>Período de repouso em amostras indeformadas</i> .....	146
5.9.3	<i>Período de repouso no leito</i> .....	147
5.9.4	<i>Ensaio preliminares para definição da dose de peróxido de hidrogênio</i> .....	148
5.9.5	<i>Aplicação de peróxido de hidrogênio em amostras indeformadas</i> .....	149
5.9.6	<i>Aplicação de peróxido de hidrogênio no leito</i> .....	150
5.10	ANÁLISE COMPARATIVA ENTRE OS CUSTOS COM A APLICAÇÃO DOS MÉTODOS DE DESCOLMATAÇÃO COM A TROCA DO MEIO SUPORTE .....	152
5.11	PARÂMETROS DE MONITORAMENTO.....	152
5.12	COMPARAÇÃO ESTATÍSTICA ENTRE AS UNIDADES E AS FASES OPERACIONAIS .....	153
<b>6</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÃO</b> .....	<b>154</b>
6.1	ANÁLISE DO COMPORTAMENTO OPERACIONAL.....	154
6.1.1	<i>Análise das taxas aplicadas</i> .....	154
6.1.1	<i>Estatística descritiva dos dados de monitoramento</i> .....	158
6.1.1	<i>Análise comparativa entre as unidades e análise de atendimento aos padrões de lançamento da Legislação Estadual</i> .....	161
6.1.2	<i>Análise comparativa entre as fases operacionais</i> .....	170
6.2	ANÁLISE DO IMPACTO DA COLMATAÇÃO NO DESEMPENHO DO SISTEMA USANDO O CONTROLE ESTATÍSTICO DO PROCESSO.....	175
6.2.1	<i>Construção dos gráficos de controle</i> .....	175
6.2.2	<i>Análise do impacto da colmatação no desempenho do sistema utilizando os gráficos de controle</i> 178	
6.2.3	<i>Resumo do impacto da colmatação no desempenho do sistema</i> .....	190
6.3	ANÁLISE DAS CONDIÇÕES HIDRÁULICAS DO SISTEMA .....	191
6.4	TESTES DE DESCOLMATAÇÃO .....	197
6.4.1	<i>Análise de custos</i> .....	197
6.4.2	<i>Lavagem aplicada em amostras indeformadas</i> .....	202
6.4.3	<i>Período de repouso aplicado em amostras indeformadas</i> .....	207
6.4.1	<i>Período de repouso aplicado da unidade não plantada</i> .....	210
6.4.1.1	Condutividade hidráulica .....	213
6.4.1.2	Testes com traçador.....	215
6.4.1.3	Síntese conclusiva e pontos relevantes sobre o período de repouso .....	218
6.4.2	<i>Aplicação de peróxido de hidrogênio</i> .....	219
6.4.2.1	Ensaio para definição da dose de aplicação.....	219
6.4.2.2	Aplicação do peróxido de hidrogênio em amostras indeformadas .....	222
6.4.2.3	Aplicação de peróxido de hidrogênio na unidade plantada.....	227
6.5	COMPARAÇÃO ENTRE A UNIDADE PLANTADA E NÃO PLANTADA.....	249
6.6	ANÁLISE GRANULOMÉTRICA DA UNIDADE PLANTADA .....	254
<b>7</b>	<b>CONCLUSÕES</b> .....	<b>257</b>
<b>8</b>	<b>SUGESTÕES</b> .....	<b>261</b>
	<b>REFERÊNCIAS</b> .....	<b>263</b>
	<b>ANEXO 01</b> .....	<b>286</b>

# 1 INTRODUÇÃO

Wetlands construídos (WC) são sistemas de tratamento que possuem elevada eficiência na remoção da carga poluidora, desde que os afluentes sejam biodegradáveis e as unidades sigam critérios recomendáveis de dimensionamento, construção, operação e manutenção. É uma tecnologia que possui várias denominações, e os wetlands são também conhecidos como sistemas alagados construídos, sistema de zona de raízes, filtro com plantas, leito com macrófitas, jardins filtrantes, alagados artificiais, dentre outros. Neste trabalho será utilizada a denominação “wetlands construídos” ou simplesmente “wetlands”, uma vez que é o termo mais conhecido e utilizado na literatura nacional e internacional.

A tecnologia wetlands tem sido aplicada para o tratamento de águas residuárias e lodos em todas as regiões do mundo, exceto na Antártida, onde os sistemas de tratamento biológicos possuem limitações em função da baixa temperatura. Os primeiros estudos sobre wetlands construídos foram desenvolvidos no Instituto Max Planck na cidade de Krefeld, na Alemanha, em meados dos anos 1950 (VYMAZAL, 2011a). As primeiras pesquisas brasileiras foram desenvolvidas na década de 1980, por Salati *et al.* (1999), no entanto, foi a partir do ano 2000 que as experiências brasileiras se intensificaram, principalmente dentro das universidades. Neste contexto, vários grupos de pesquisa sobre o tema surgiram, com a formação de uma rede nacional representada pelo Grupo de Estudos em Sistemas Wetlands Construídos Aplicados ao Tratamento de Águas Residuárias, ou simplesmente, Grupo Wetlands Brasil, que iniciou suas atividades em 2011 (GESAD, 2018).

Os wetlands construídos podem ser classificados em função do regime de escoamento, em dois tipos: superficial e subsuperficial. O regime subsuperficial, por sua vez, pode ser subdividido de acordo com a direção de escoamento horizontal e vertical (FONDER e HEADLEY, 2013). A escolha da configuração a ser utilizada depende, basicamente, dos objetivos do tratamento, da área disponível para implantação e dos recursos disponibilizados para a construção e operação. Cada tipo de wetland, seja de escoamento vertical ou horizontal, possui suas vantagens e desvantagens. Enquanto os wetlands de escoamento vertical necessitam de menores requisitos de área e podem receber efluente bruto (sistema francês), os de escoamento horizontal necessitam de uma etapa de pré-tratamento, mas, no entanto, produzem um efluente com menor concentração de matéria orgânica, sólidos e nutrientes, em função de seu maior tempo de detenção hidráulica (YALCUK e UGURLU, 2009; KANTAWANICHKUL e WANNASRI, 2013). Independentemente do tipo do sistema, a colmatação, ou entupimento do meio poroso

do leito filtrante é um dos principais problemas operacionais em wetlands construídos, podendo causar perdas nas eficiências de remoção dos poluentes, implicações estéticas e custos com a troca ou remediação do meio suporte (YU *et al.*, 2006; KADLEC e WALLACE, 2009; VYMAZAL, 2018).

Em wetlands de escoamento horizontal subsuperficial (WHSS) a alimentação é contínua e o sistema opera com o leito saturado durante todo o período operacional. Estas particularidades favorecem a predominância de um biofilme espesso e de condições anaeróbias e/ou anóxicas em maior parte no interior do sistema, as quais contribuem para a lenta degradação e mineralização dos sólidos e matéria orgânica. No entanto, a presença de um biofilme espesso é que proporciona maior eficiência na retenção e degradação de sólidos, promovendo uma maior eficiência do sistema (KNOWLES *et al.*; 2011). Por estes motivos, os WHSS são mais propícios à colmatção que os sistemas verticais e carecem de mais atenção neste quesito.

Os WHSS são mais utilizados como etapa de pós-tratamento de águas residuárias, pois caso recebam afluente bruto, que de fato possui uma concentração elevada de sólidos, colmatam prematuramente. Mesmo recebendo afluente com uma baixa concentração de sólidos, no decorrer do tempo, a porosidade do leito vai sendo obstruída e o líquido encontra dificuldade para permear. O escoamento, que foi projetado para manter-se subsuperficial, pode tornar-se superficial, o que é um claro indício da colmatção (ROUSSEAU *et al.*, 2004). Com o surgimento do escoamento superficial, é necessário intervir com medidas corretivas, com o intuito de prevenir possíveis perdas nas eficiências, prolongando o tempo de operação do sistema (FU *et al.*, 2013). Além da perda na eficiência do tratamento, o sistema torna-se esteticamente desagradável e pode ocorrer proliferação de insetos e produção de odor.

A medida comumente adotada para remediar a colmatção é a substituição de todo ou parte do material suporte. Entretanto, este é um método oneroso e que causa transtornos na rotina operacional da estação de tratamento (KADLEC e WALLACE, 2009; XU *et al.*, 2013). Neste contexto, na presente pesquisa objetiva-se avaliar métodos de descolmatção *in situ*, ou seja, sem a necessidade da troca do meio suporte, buscando eficiência, baixo custo e execução simples. Os métodos de descolmatção avaliados foram de natureza física e química, constituindo-se por: período de repouso, lavagem do meio suporte, aplicação de peróxido de hidrogênio e hipoclorito de sódio. Os métodos químicos necessitam de estudos preliminares para definição das doses de aplicação, que variam em função do estado de colmatção do leito e da característica do material colmatante.

Os métodos de descolmatação foram previamente avaliados em amostras indeformadas de um WHSS, que apresentava elevado grau de colmatação e está em operação desde 2007 recebendo esgoto sanitário previamente tratado em um reator tipo UASB. Durante um período específico (de agosto de 2011 a novembro de 2013), o sistema recebeu efluente de um filtro biológico percolador aberto (FBPA) operando após reator UASB. As amostras indeformadas foram retiradas do leito e, posteriormente, inseridas em um reator de leito fixo (RLF) para serem submetidas aos métodos de descolmatação. O RLF permite reproduzir as condições de um WHSS e avaliar, por meio da condutividade hidráulica e porosidade drenável, a eficiência dos métodos empregados (BARRETO *et al.*, 2015c; VASCONCELLOS, 2015; MATOS *et al.*, 2017a). Dois métodos de descolmatação foram selecionados, levando em consideração a melhor relação custo-benefício, para serem aplicados no leito, que possui duas unidades operando em paralelo, sendo uma unidade plantada e outra não plantada.

Antes de realizar a descolmatação das unidades, buscou-se obter mais informações sobre o desempenho do sistema, principalmente no que diz respeito à possível redução de sua eficiência e à capacidade de suportar elevadas cargas. Quando há uma redução brusca na eficiência de um sistema de tratamento de águas residuárias, entende-se que o sistema entrou em fase de “colapso”. Esse conceito de “colapso”, utilizado neste trabalho, representa condições de severo comprometimento ou deterioração, não significando necessariamente que o sistema se encontra em total falha e incapacidade de receber afluente e prosseguir em operação. Antes de o sistema entrar em fase de “colapso”, o monitoramento pode indicar “deterioração” da qualidade do efluente e, ao ser detectada, é recomendado que haja intervenção antes que o “colapso” aconteça. Diante disso, nesse trabalho também objetivou-se identificar em qual nível de impacto o sistema se encontrava, em termos hidráulicos e no desempenho de remoção de matéria orgânica e sólidos.

Compreender quando e como a deterioração e o colapso de uma unidade ocorrem permite manter a qualidade do efluente, mantendo-o dentro de limites preestabelecidos, evitando perdas nas eficiências e danos ambientais. Outra questão relevante é que medidas de correção e melhorias podem ser tomadas no tempo adequado, seguindo um planejamento sem ocasionar imprevistos.

Uma ferramenta promissora para identificar o estágio de desempenho do sistema e realizar o controle da qualidade de seu efluente é o controle estatístico do processo (CEP). Muito utilizada na indústria, o CEP ajuda a identificar falhas em um sistema e auxiliar em tomadas de decisões.

É uma ferramenta estatística pouco utilizada em estações de tratamento de água e efluentes, uma vez que os fatores ambientais podem influenciar no comportamento dos resultados. No entanto, von Sperling *et al.* (2020) mencionam que, quando as incertezas e a variabilidade dos dados são apropriadamente caracterizadas, o CEP pode ser aplicado para monitorar as estações de tratamento, sendo assim, possível identificar as fases de deterioração e colapso de um sistema.

Um modelo de prevenção do colapso em WHSS, reportado por Nivala *et al.* (2012), leva em consideração o colapso quando o sistema está inteiramente colmatado. Entretanto, como observado neste trabalho, a colmatção pode não ser indicativo de que o sistema estivesse em colapso. O colapso foi avaliado em relação ao desempenho, por meio do CEP, e em relação às condições hidráulicas, por meio do monitoramento do escoamento superficial.

Matos *et al.* (2018a), computando dados de 8 anos de monitoramento do WHSS do presente estudo, observaram que, apesar do estágio avançado de colmatção, o desempenho permaneceu satisfatório, não sendo observada tendência de decréscimo acentuado na capacidade de remoção de poluentes. Diante disso, na presente pesquisa, o sistema foi submetido ao dobro da carga de projeto objetivando induzir à ocorrência do colapso, em termos de remoção de matéria orgânica e sólidos, e permitir avaliar seu desempenho operando em elevadas cargas.

Apesar de a colmatção ser um fenômeno amplamente discutido na literatura, existem poucos estudos a respeito dos métodos de descolmatção e sobre avaliação do colapso, em termos hidráulicos e no desempenho de WHSS operando por um longo período e sob condições brasileiras.

Para tal, foram realizadas avaliações em WHSS instalados no Centro de Pesquisa e Treinamento em Saneamento (CePTS) da UFMG/UFMG, em Belo Horizonte, visando avaliar o impacto da colmatção e métodos de descolmatção.

## 2 OBJETIVOS

### 2.1 *Objetivo geral*

O objetivo geral desta pesquisa é avaliar o impacto da colmatção, em termos de desempenho (na remoção de matéria orgânica e sólidos suspensos) e nas condições hidrodinâmicas, assim como avaliar métodos de descolmatção em duas unidades (plantada e não plantada) de wetlands construídos de escoamento horizontal subsuperficial, operando como pós-tratamento de efluente de reator tipo UASB no tratamento de esgoto sanitário.

### 2.2 *Objetivos específicos*

- 1) Realizar uma revisão detalhada do histórico das pesquisas desenvolvidas nos wetlands deste estudo, buscando compreender as fases de funcionamento, as intervenções realizadas, os métodos utilizados para uma completa avaliação do impacto da colmatção no desempenho do sistema;
- 2) Identificar possíveis alterações no desempenho das unidades plantada e não plantada, sob regime de carga de projeto e com duplicação da carga, buscando detectar o impacto da colmatção no sistema em termos hidráulicos e no desempenho, para os parâmetros DBO, DQO e SST, após 12 anos e 8 meses de operação;
- 3) Estabelecer critérios para caracterização do impacto no sistema em termos hidráulicos e no desempenho;
- 4) Avaliar a eficácia do emprego do peróxido de hidrogênio e definir a dose ideal, por meio de ensaios laboratoriais preliminares, para os ensaios de descolmatção;
- 5) Empregar as técnicas (peróxido de hidrogênio, período de repouso e lavagem do meio suporte) como métodos de descolmatção em amostras indeformadas retiradas dos leitos colmatados e inferir sobre a capacidade das metodologias na redução do material colmatante;
- 6) Estimar os custos de aplicação dos métodos de descolmatção nos leitos e comparar com os custos associados com a troca do meio suporte;
- 7) Selecionar dois métodos com o melhor custo-benefício e aplicar nas unidades plantada e não plantada em escala real;

- 8) Avaliar, em amostras indeformadas dos leitos, a eficiência dos métodos de descolmatação aplicados por meio de ensaios de condutividade hidráulica, porosidade drenável e análises dos sólidos intersticiais;
- 9) Avaliar a eficiência dos métodos de descolmatação empregados, nas unidades plantada e não plantada, por meio de análise de sólidos intersticiais, testes hidrodinâmicos com traçador e ensaios de condutividade hidráulica nos leitos.

### 3 REVISÃO DA LITERATURA

#### 3.1 Os wetlands construídos

##### 3.1.1 Características gerais

Os wetlands construídos (WC) são uma tecnologia natural para tratamento de diversos tipos de águas poluídas, como efluente doméstico e industrial, incluindo indústria têxtil, abatedouro, curtume, suinocultura, piscicultura, laticínios, vinícolas, no processamento dos frutos do cafeeiro, no tratamento de lixiviado de aterro sanitário, drenagem urbana, drenagem de mineração, refinarias de petróleo, indústrias de processamento de alimentos, entre outros (SOROKO, 2007; VYMAZAL e KROPFLOVA, 2008; MONTEIRO *et al.*, 2008; FIA *et al.*, 2008; MATOS *et al.*, 2008; KADLEC e WALLACE, 2009; VYMAZAL, 2009; KADLEC *et al.*, 2000; MATOS *et al.*, 2011; FIA *et al.*, 2011; SAEED e SUN, 2013; OGATA, *et al.* 2018). Dada essa flexibilidade de operação, podem ser usados tanto para o tratamento de esgoto bruto, efluente primário, secundário ou terciário, entretanto, para cada aplicação existe um tipo de sistema mais recomendado (DOTRO *et al.*, 2017).

A concepção dos wetlands construídos foi inspirada nos wetlands naturais, ou pântanos, e concebidos de maneira a otimizar os processos encontrados nesses ambientes. Nos wetlands ocorrem simultaneamente processos físicos (sedimentação, filtração e/ou volatilização), químicos (oxidação, redução, adsorção, precipitação e/ou quelação) e biológicos (absorção e degradação pelos microrganismos, extração pelas plantas, competição microbiana, decaimento de patógenos, entre outros) (KADLEC e WALLACE, 2009; VYMAZAL, 2011a).

De acordo com Fonder e Headley (2013), a classificação dos wetlands pode ser realizada com base em duas características: hidrologia e vegetação. Estas características podem ser subdivididas de acordo com a posição do nível d'água (escoamento superficial ou subsuperficial), direção do escoamento (horizontal ou vertical), saturação do meio suporte (drenagem livre, intermitente ou constante), tipo de alimentação (pela superfície, subsuperfície ou básica), sessilidade da vegetação (ancorada ou flutuante) e forma de crescimento da vegetação (submersa, folhas flutuantes ou de livre flutuação). Todas estas características originam sete tipos de wetlands para o tratamento de efluentes: i) WC de escoamento superficial, que possuem macrófitas herbáceas emergentes; ii) WC de macrófita flutuante livre, que possuem plantas aquáticas vasculares flutuantes que se desenvolvem na superfície da água; iii) WC de macrófita emergente flutuante, que possuem macrófitas emergentes crescendo em



uma estrutura flutuante; iv) WC de escoamento horizontal subsuperficial, com escoamento abaixo da superfície (sem escoamento superficial intencional); v) WC de escoamento vertical descendente, que apresenta drenagem livre e alimentação subterrânea (sem inundação na superfície); vi) WC de escoamento vertical ascendente, que possui leito saturado; vii) WC *fill and drain*, na qual o sentido do escoamento é misto, alternando periodicamente para cima e para baixo, com dois leitos operando em paralelo.

Os diferentes tipos de wetlands podem ser combinados entre si, com o objetivo de aproveitar as vantagens específicas de cada unidade, gerando sistemas híbridos e otimizando o tratamento (VYMAZAL, 2011a). Embora existam muitas variações de wetlands, neste trabalho, serão avaliados às wetlands de escoamento horizontal subsuperficial, operando como pós-tratamento de efluente sanitário.

Os wetlands são sistemas robustos e apresentando elevadas eficiências na remoção de matéria orgânica, sólidos em suspensão e, dependendo da tipologia, na remoção de nutrientes. São menos suscetíveis às variações de carga afluente, possuem baixos requisitos de operação, manutenção e simplicidade construtiva. Não há necessidade de mão de obra qualificada para operar o sistema, possui flexibilidade operacional, não há necessidade de equipamentos mecânicos, o que gera um baixo requisito energético, independe de produtos químicos, possui baixa produção de lodo e possibilidade de reaproveitamento da biomassa vegetal, além do mais, possui beleza estética e harmonia paisagística. O elevado requisito de área e a possibilidade de colmatação são os principais fatores que limitam a aplicação da tecnologia (VYMAZAL, 2005; GARCÍA *et al.* 2005; NIVALA e ROUSSEAU, 2009; KADLEC e WALLACE, 2009; MATOS *et al.*, 2010; DOTRO *et al.*, 2017).

### **3.1.2 A função da vegetação no sistema**

A harmonia paisagística, assim como a beleza estética proporcionada pela vegetação, são destaques neste sistema, tornando a tecnologia mais atraente. Além disso, as plantas também desempenham outras funções, tais como: aumento da capacidade de filtração, aumento da superfície de contato para o crescimento de biomassa, aumento da capacidade de extração de nutrientes e elementos-traço, aumento da diversidade, densidade e atividade microbológica, liberação de oxigênio e aumento do potencial redox no meio, liberação de exsudatos e atração de biodiversidade para área de implantação do sistema (BRIX, 1997; KADLEC e WALLACE,

2009; FIA *et al.*, 2011). Vymazal (2011b) descreve mais algumas funções da vegetação, separadas pela estrutura física vegetal. Estas funções são detalhadas na Tabela 3-1.

Tabela 3-1: Principal função da vegetação em vários tipos e arranjos de wetlands construídos.

<b>Propriedade da planta</b>	<b>Papel no processo de tratamento</b>
Tecido da parte aérea da planta	Atenuação de luz - redução do crescimento da fotossíntese Influência no microclima - isolamento térmico durante o inverno* Redução da velocidade do vento - redução do risco de ressuspensão Aparência estética do sistema* Armazenamento de nutrientes*
Tecido vegetal na água	Efeito na filtração - filtrar detritos grandes Redução na velocidade - aumento nas taxas de sedimentação e redução do risco de ressuspensão Emissão de oxigênio pela fotossíntese - aumento da degradação aeróbica Absorção de nutrientes Fornecimento de superfície para fixação de perifíton
Raízes e rizomas no sedimento	Estabilização da superfície do sedimento - menor erosão hídrica Prevenção da colmatação em sistemas de escoamento vertical Fornecimento de superfície para crescimento bacteriano* Liberação de oxigênio aumentando a degradação (e nitrificação)* Absorção de nutrientes* Liberação de antibióticos, fitometalóforos e fitoquelatinas*

\*Funções importantes em wetlands horizontais. Fonte: adaptado de Vymazal (2011b).

A vegetação remove apenas uma pequena parcela dos nutrientes contidos na água residuária, pois a carga disponibilizada pelos esgotos é muito superior ao da sua capacidade de extração. Além disso as plantas não removem a matéria orgânica dos esgotos, pois são organismos autotróficos, ou seja, sintetizam a própria matéria orgânica através da fotossíntese. A escolha da espécie, no entanto, pode maximizar a capacidade de extração e melhorar as condições para a degradação da matéria orgânica e influenciar no desenvolvimento da comunidade microbiana, principalmente em sistemas extensivos, pois a capacidade de extração e de incorporação de oxigênio pelo sistema radicular varia em função da espécie adotada. Além disso, espécies com elevada produção de biomassa estão associadas a uma maior remoção de nutrientes (BRIX, 1997; VYMAZAL, 2011b).

Segundo Vymazal (2011b), antes de escolher a espécie a ser utilizada no sistema, é necessário selecionar espécies que são tolerantes às cargas orgânicas e de nutrientes aplicadas no sistema; que sejam tolerantes às condições alagáveis ou drenadas do leito; devem possuir ou desenvolver um órgão subterrâneo (raízes ou rizomas) que seja favorável no fornecimento de oxigênio e exsudatos; precisam possuir um sistema radicular com bom desenvolvimento; e apresentar

elevada produção de biomassa. Além do mais, não se deve escolher uma espécie que seja invasora na região de implantação do sistema, pois há possibilidade de difundir-se pela região. Embora a vegetação apresente vários benefícios nas wetlands, o melhor desempenho do sistema está relacionado com a comunidade microbiana desenvolvida no interior do leito.

Várias espécies de vegetação podem ser utilizadas em wetlands construídos, desde espécies paisagísticas até as que possuem um valor associado para aproveitamento da biomassa vegetal ou para alimentação de bovinos e equinos. Entre as espécies mais utilizadas em wetlands, destacam-se: *Phragmites* spp., *Pennisetum* spp., *Typha* spp., *Scirpus* spp., *Canna* spp., *Eleocharis* spp., *Zizaniopsis* spp., *Cyperus* spp., *Brachiaria* spp., *Alternanthera* spp., *Juncus* spp., *Cynodon* spp., *Phalaris* spp., *Glyceria* spp., *Urtica* spp., *Epilobium* spp., entre outras (FIA *et al.*, 2011; VYMAZAL, 2011b; VYMAZAL, 2013, SEZERINO *et al.*, 2015). No Brasil, a espécie mais utilizada em wetlands horizontais é a *Typha* spp., seguida da *Eleocharis* spp. e *Zizaniopsis* spp. (SEZERINO *et al.*, 2015). A maior parte destas espécies são favoráveis na remoção de nutrientes, sendo que há outras que ainda podem proporcionar melhor desempenho na remoção de organismos patogênicos, como, por exemplo, a *Mentha citrata*, dada a liberação de fitoalexinas (AVELAR *et al.*, 2014).

Na literatura, há contradições a respeito do desempenho da vegetação no tratamento de águas residuárias. Alguns autores não encontraram indícios de que a planta contribui para a remoção de matéria orgânica, nutrientes e bactérias (LANGERGRABER *et al.*, 2003; VACCA *et al.*, 2005; KEFFALA e GHRABI, 2005; TORRENS *et al.*, 2009). Por outro lado, outros autores afirmam que as plantas têm um efeito positivo no tratamento (KARATHANASIS *et al.*, 2003; AKRATOS e TSIHRINTZIS, 2007; EL HAMOURI *et al.* 2007; MALTAIS-LANDRY *et al.*, 2009; TAYLOR *et al.*, 2011). Muitos trabalhos não avaliaram a eficiência de remoção com base na carga removida, sendo que esse aspecto pode ser um fator fundamental para as conclusões sobre o desempenho da vegetação. As condições climáticas, as cargas aplicadas e a frequência de corte da parte aérea da vegetação também são fatores que podem interferir nesta avaliação, já que as plantas possuem capacidade limite na absorção de nutrientes.

Vymazal (2011b) apresentou uma revisão da literatura com vários trabalhos sobre avaliação de desempenho da vegetação em WHSS, sendo que a maioria deles concluíram que os sistemas plantados tiveram um efeito positivo quando comparados com sistemas não plantados. Na maior parte dos trabalhos a eficiência foi maior em termos de remoção de matéria orgânica (DBO e DQO), sólidos, nitrogênio (nas formas de nitrogênio total e nitrogênio amoniacal) e

fósforo, inclusive de pesquisa desenvolvida nas unidades deste estudo (DORNELAS *et al.*, 2009). Alguns trabalhos citados por Vymazal (2011b) mostraram um efeito positivo da vegetação na remoção de coliformes termotolerantes (RIVERA *et al.*, 1995; SOTO *et al.*, 1999). As plantas podem absorver o nitrogênio na forma de nitrogênio amoniacal ou nitrato, sendo que a forma com que o nitrogênio estará disponível dependerá das condições do meio. Vymazal (2011b) concluiu que as plantas são essenciais no tratamento em wetlands horizontais e recomenda o uso misto de espécies, pois cada tipo de planta tem uma necessidade diferente. Algumas espécies preferem zonas com maiores concentrações de matéria orgânica e nutrientes, enquanto que outras espécies não suportam viver em ambientes carregados.

O desempenho da vegetação também pode variar em função da temperatura. Taylor *et al.* (2011) avaliaram 19 espécies de plantas sob temperaturas entre 4 a 24 °C na remoção de DQO e sulfato em WHSS de pequena escala. A remoção média de DQO durante o estudo foi de 70% para o sistema não plantado e de 70 a 97% para os sistemas plantados com diferentes espécies. A maior parte das espécies demonstrou melhor desempenho sob baixas temperaturas, entre 4 e 8 °C. Sob 24 °C a remoção foi significativamente maior em duas espécies (*Panicum virgatum* e *Leymus cinereus*), significativamente menor em duas espécies (*Carex utriculata* e *Phalaris arundinacea*) e sem diferença significativa nas 15 espécies restantes. Segundo os autores, a elevada remoção de DQO esteve associada a altas concentrações de sulfato quando os sistemas estavam operando sob baixas temperaturas, sugerindo que o desempenho da vegetação está relacionado com a oxidação na zona das raízes e as habilidades das espécies em promover processos microbianos aeróbios e anaeróbios, principalmente no inverno. Outros estudos também mostraram que o clima interfere no desempenho de wetlands, especialmente na remoção de nitrogênio (CEREZO *et al.*, 2001; KADLEC e WALLACE, 2009; TAYLOR *et al.*, 2011). Regiões tropicais são mais favoráveis para no tratamento de águas residuárias por wetlands construídos, pois o clima favorece o crescimento da vegetação durante todo o ano e também aumenta a atividade microbiana (KHISA e MWAKIO, 2011; GARFÍ *et al.* 2012).

Brix (1997) afirma que a vegetação é um componente essencial em projetos de WHSS, possuindo várias propriedades de grande importância para o desempenho do sistema. Vymazal (2011a) destaca os wetlands como uma tecnologia confiável e demonstra ser uma solução adequada para vários tipos de águas residuárias e em diferentes condições climáticas, o que em parte se deve à influência das plantas como apresentado na Tabela 3-1.

### 3.1.3 Taxas de carregamento

Na literatura, os WHSS são descritos como sendo muito eficientes na remoção de matéria orgânica e sólidos suspensos, desde que dimensionados e operados de forma adequada. A remoção de amônio é limitada pela falta de oxigênio no meio, mas, no entanto, há boas condições para ocorrer a desnitrificação. Com as taxas de aplicação usuais, a remoção de fósforo é baixa, mas pode ser intensificada se utilizado um material filtrante com alta capacidade de sorção e se aumentar a área superficial do sistema. As escórias de alto-forno e aciaria são materiais promissores na remoção de fósforo (VOHLA *et al.*, 2010; BARCA *et al.*, 2013; BARCA *et al.*, 2014; VYMAZAL, 2018). Barca *et al.* (2014) investigaram o potencial de dois tipos de escórias (alto forno e aciaria) para retenção de fósforo em WHSS. Os resultados mostraram elevadas capacidades na sorção do fósforo, obtendo remoções maiores que 90%. No entanto, os precipitados de fósforos podem contribuir com a colmatação, diminuindo o volume de poros do leito (KHADHRAOUI *et al.*, 2002).

Vários modelos podem ser utilizados no dimensionamento de WHSS, desde simples modelos empíricos até complexos modelos compartimentados. Os mais utilizados são os modelos de primeira ordem e equação de Monod. No entanto, não importando qual o modelo utilizado, a área do WHSS operando como sistema de pós-tratamento para esgoto sanitário, tem, comumente, na experiência europeia, requisitos entre 3 a 5 m<sup>2</sup> hab<sup>-1</sup> (ROUSSEAU *et al.*, 2004; VYMAZAL e KROPFLOVA, 2008; LANGERGRABER *et al.*, 2009; DOTRO *et al.*, 2017).

O dimensionamento incorreto pode levar a falhas no desempenho do sistema, enquanto que as cargas aplicadas, assim como a granulometria do meio suporte utilizado, influenciam na colmatação do leito. Independente do dimensionamento, do meio suporte e das cargas aplicadas, a colmatação irá ocorrer, podendo aparecer seus efeitos em curto ou médio prazo, dependendo das condições de operação (VYMAZAL, 2018). Quanto menores as taxas de aplicação orgânica e de sólidos adotadas, principalmente no que diz respeito à seção transversal, mais tempo de vida útil o sistema terá, ou seja, a colmatação chegará tardiamente. Dotro *et al.* (2017) recomendam adotar uma taxa de aplicação orgânica superficial máxima de 4 a 8 gDBO m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> para WHSS, operando no tratamento secundário de esgoto doméstico. Von Sperling e Sezerino (2018), refletindo um consenso entre pesquisadores brasileiros, sugerem adotar uma faixa um pouco maior, de 6 a 15 gDBO m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>, sob condições especificamente brasileiras. Os maiores valores das taxas de aplicação orgânica superficial estão associados às condições climáticas mais favoráveis (temperaturas mais quentes). Se o projetista optar por valores mais

conservadores, ou seja, valores mais reduzidos da taxa de aplicação orgânica superficial, o sistema terá maiores áreas superficiais. No entanto, a expectativa é de que o sistema tenha melhor desempenho e maior tempo de vida útil. De acordo com Pozo-Morales *et al.* (2013), leitos com cargas na área superficial menores que  $20 \text{ gDQO m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  e  $5 \text{ gSST m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  possuem menores problemas de colmatação.

Em relação à taxa de aplicação orgânica máxima na seção transversal, Dotro *et al.* (2017) e von Sperling e Sezerino (2018) recomendam adotar o valor de  $250 \text{ gDBO m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ . Por outro lado, Wallace (2014) recomenda taxas mais conservadoras de  $100 \text{ gDBO m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ . Atendendo a estes critérios, os sistemas tendem a apresentar maiores larguras que comprimentos. A taxa de aplicação orgânica máxima na seção transversal tem como objetivo evitar excessivas cargas aplicadas no leito, as quais podem implicar no maior acúmulo de sólidos e numa colmatação mais rápida.

Devido ao problema de colmatação, os WHSS têm sido mais indicados para o tratamento terciário de águas residuárias. A Associação Alemã de Água, Efluentes e Resíduos, do alemão *Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft (DWA)*, possui a norma DWA-A 262E (DWA, 2017), que aborda “Princípios para Dimensionamento, Construção e Operação de Estações de Tratamento de Efluentes com Filtros Plantados e Não Plantados para Tratamento de Efluentes Domésticos e Municipais”. Essa norma passou por uma revisão nos últimos anos e foi publicada em 2017. Após a revisão, a norma deixou de descrever as WHSS para o tratamento secundário de águas residuárias, uma vez que os outros tipos de wetlands demonstram fornecer efluente de melhor qualidade. Mas isso, no entanto, não exclui sua aplicação. É dada uma orientação para utilizar os sistemas horizontais no tratamento terciário de efluentes. Ainda, de acordo com a norma, os sistemas já existentes na Alemanha podem continuar operando, desde que cumpram com os padrões mínimos de lançamento e que realizem uma operação e manutenção adequada no sistema. Segundo Nivala *et al.* (2018), esta é uma norma específica para as condições climáticas da Europa Central e devem ser adaptadas para regiões com outro clima. Em condições especificamente brasileiras, as condições para degradação da matéria orgânica e sólidos são maiores do que em regiões de clima temperado, favorecendo a aplicação dos WHSS. Contudo, os critérios de dimensionamentos, operação, manutenção e monitoramento devem ser realizados de maneira adequada, seguindo os critérios descritos pelas instituições competentes.

### **3.2 Colmatção em wetlands construídos de escoamento horizontal**

A colmatção é definida pelo entupimento dos poros de um determinado meio filtrante. No caso de wetlands é a redução dos espaços vazios por onde a água residuária escoar. Este fenômeno causa a diminuição da porosidade drenável e da condutividade hidráulica no leito, podendo resultar em escoamento superficial, no caso de WHSS, e empoçamento, no caso de unidades de WV. Alguns autores alegam que a colmatção causa perdas na eficiência em wetlands (TANNER *et al.*, 1998; COOPER *et al.*, 2005; ROUSSEAU *et al.*, 2005; CASELLES-OSORIO e GARCÍA, 2007; KADLEC e WALLACE, 2009; NIVALA e ROUSSEAU, 2009), enquanto que outros autores justificam que a colmatção aumenta a eficiência devido ao aumento da capacidade de filtração e degradação de sólidos (SULIMAN *et al.*, 2006; GARFÍ *et al.*, 2012; XU *et al.*, 2013). Tanner *et al.* (1998) atribuem a perda da eficiência em wetlands devido ao escoamento superficial e ao aumento da velocidade de escoamento nos interstícios, parcialmente obstruídos, que levam a uma ressuspensão de sólidos e degradação do efluente.

Os wetlands, assim como outros sistemas de tratamento de esgoto, são projetados para operar durante um longo período de tempo. No caso de WHSS, objeto deste estudo, inicialmente esperava-se que a longevidade dos sistemas fosse, de forma geral, da ordem de 50 a 100 anos (CONLEY *et al.*, 1991). Esta estimativa foi progressivamente reduzida para 15 anos (BAVOR e SCHULZ, 1993), e, posteriormente, para 10 anos (WALLACE e KNIGHT, 2006). Mais recentemente, a expectativa de longevidade dos WHSS foi reduzida para 8 anos (GRIFFIN *et al.*, 2008) e 4 anos (CASELLES-OSORIO *et al.*, 2007). De acordo com pesquisas em mais de 100 wetlands nos EUA, quase metade dos sistemas colmataram após cinco anos do início da operação (XU *et al.*, 2013).

De Paoli (2010) observou o surgimento de escoamento superficial após 2 anos de operação nos WHSS avaliados neste trabalho. O autor atribuiu a colmatção prematura a problemas no separador trifásico do reator UASB, que se encontrava a montante do sistema, aumentando a concentração de sólidos aportados nos leitos. Grismer *et al.* (2003) também observaram o surgimento do escoamento superficial após 2 anos de operação em um WHSS e atribuíram a uma falha na instalação de um sistema de pré-tratamento para remoção de sólidos suspensos. Grismer *et al.* (2001) relataram experiência que, após 4 meses de operação de um WHSS, a colmatção começou a influenciar na hidrodinâmica do sistema. Todos estes estudos mostram que os problemas que ocorrem em sistemas a montante dos WHSS antecipam a colmatção,

mas outros fatores também contribuem para redução do tempo de vida útil do leito, principalmente os aspectos construtivos e operacionais.

Os WHSS do tipo Kickuth são sistemas que utilizam solo como meio filtrante. O primeiro sistema deste tipo foi construído em grande escala para tratamento de esgotos em 1974, na comunidade Liebenburg-Othfresen, na Alemanha (KICKUTH, 1977). O material utilizado neste sistema foi um solo coesivo com alto teor de argila, mas outros tipos de solos também podem ser utilizados, como solos franco-argilosos ou argilo-arenosos. O solo é um material reativo, e quando há concentrações de cálcio, ferro e alumínio, sua capacidade de sorção de fósforo é aumentada, por isso sua utilização. Este tipo de sistema começou a ser construído, na Alemanha e na Dinamarca, no início da década de 1980, e utilizou-se o *Phragmites australis* como vegetação. Acreditava-se que as raízes das plantas iriam se desenvolver no sistema aumentando a condutividade hidráulica do meio ao longo do período operacional. Entretanto, a colmatação prematura ocorreu mesmo após poucos anos de operação (VYMAZAL *et al*, 1998). Neste tipo de sistema havia um cuidado extremo na hora da construção, evitando ao máximo a compactação do solo. Utilizar pedaços de madeira para distribuir o peso do corpo era uma prática comum entre os trabalhadores, mas isso não foi suficiente para evitar que a colmatação ocorresse (KADLEC e WALLACE, 2009). Utilizar solo como meio filtrante passou a ser menos praticado devido à redução da vida útil do sistema. Estas experiências ajudaram a construir o conceito de que o principal fator para retardar a colmatação é utilizar um material com alta condutividade hidráulica (COOPER *et al*, 2005). Mesmo utilizando um meio filtrante adequado, com uma porosidade maior, a colmatação ocorrerá, pois é um fenômeno inevitável em wetlands construídos, sobretudo em WHSS (VYMAZAL, 2018).

A característica do material filtrante está diretamente relacionada com a colmatação do leito. Utilizar meios reativos pode levar à formação de precipitados de cálcio, magnésio, silicatos, carbonatos, ferro, alumínio, entre outros compostos. A formação destes precipitados é governada pelo pH e potencial redox do meio, que, sob condições anaeróbias ( $E_H < -100$  mV), leva a combinação de componentes, formando precipitados químicos insolúveis. A formação destes precipitados, concomitantemente com a deposição de sólidos e acumulação de material inerte, está relacionada com a colmatação em longo prazo, enquanto que o desenvolvimento de raízes e o crescimento do biofilme relaciona-se à colmatação de curto prazo (KADLEC e WALLACE, 2009; ALCABAR, 2010).



A deposição e a formação de material, podendo ser orgânico ou inorgânico, causam obstrução da porosidade efetiva do leito, dificultando a passagem do líquido e de substâncias poluentes. Isso diminui, a princípio, o tempo de detenção hidráulica (TDH) e a eficiência do sistema, proporcionando melhores remoções em termos físicos, químicos e bioquímicos (SULIMAN *et al.*, 2006; XU *et al.*, 2013). Kadlec e Wallace (2009) afirmam também que a colmatação reduz o TDH e que as condições hidráulicas no interior do leito são influenciadas pelo grau de obstrução que o sistema se encontra. Quando os níveis de obstrução estão em estágio avançado, geram inconvenientes e podem causar perda no desempenho do sistema (XU *et al.* 2013).

A colmatação causa alterações nas condições hidrodinâmicas, pois a água residuária seguirá pelo caminho de menor resistência, formando curtos-circuitos hidráulicos, regiões de zona morta e escoamento superficial, que por sua vez leva a uma redução no TDH. Desse modo, a água residuária passa a ter menor contato com a microbiota, diminuindo a eficiência do sistema (NIVALA e ROUSSEAU, 2009; PEDESCOLL *et al.*, 2009). Knowles *et al.* (2010) exploraram as consequências da colmatação em um WHSS operando durante 15 anos e descobriram um curto-circuito hidráulico acima do leito com 80% da vazão afluyente e uma condutividade hidráulica na região de entrada na ordem de apenas  $1 \text{ m d}^{-1}$ , valor bem abaixo da região de saída do leito, que possuía valores da ordem de  $1.550 \text{ m d}^{-1}$ . Estes resultados mostraram que a parte inicial do leito estava em elevado grau de colmatação devido à má distribuição afluyente. Os autores sugeriram projetar leitos com uma baixa relação comprimento/largura, de modo que a água residuária seja distribuída por uma largura mais ampla, retardando os efeitos da colmatação.

O trecho inicial dos WHSS, o qual recebe a maior carga orgânica, é a região mais crítica para a ocorrência da colmatação. García *et al.* (2003) e Tietz *et al.* (2007) afirmam que, no trecho inicial, é onde se têm a maior formação de biofilme, por conta da maior concentração de matéria orgânica e degradação de sólidos. Segundo Pozo-Morales *et al.* (2013), a sedimentação é o principal processo na remoção dos sólidos e ocorre nos primeiros metros da entrada da água residuária. Os autores também alegaram que as condições saturadas do leito, aliadas ao escoamento subsuperficial dos WHSS, desfavoreceram a incorporação de oxigênio pela troca gasosa com a atmosfera, resultando em condições anóxicas/anaeróbicas, que degradavam a matéria orgânica e sólidos em velocidades mais lentas que os processos aeróbios. Todos estes fatores contribuíam para a intensa colmatação no trecho inicial do leito, levando ao surgimento do escoamento superficial.

A formação do escoamento superficial acontece após a porosidade do leito estar substancialmente preenchida com material colmatante. A Figura 3-1 ilustra um WHSS com distribuição da água residuária acima do leito e a formação do escoamento superficial devido a colmatção. No estágio avançado de colmatção, o leito encontra-se em condições anaeróbias, possibilitando a geração de maus odores e proliferação de vetores (FU *et al.*, 2013). Com o avanço da colmatção a estética do sistema também fica comprometida, pois formam-se condições sépticas, acúmulo de sólidos na superfície, podendo inclusive ser prejudicial à vegetação.

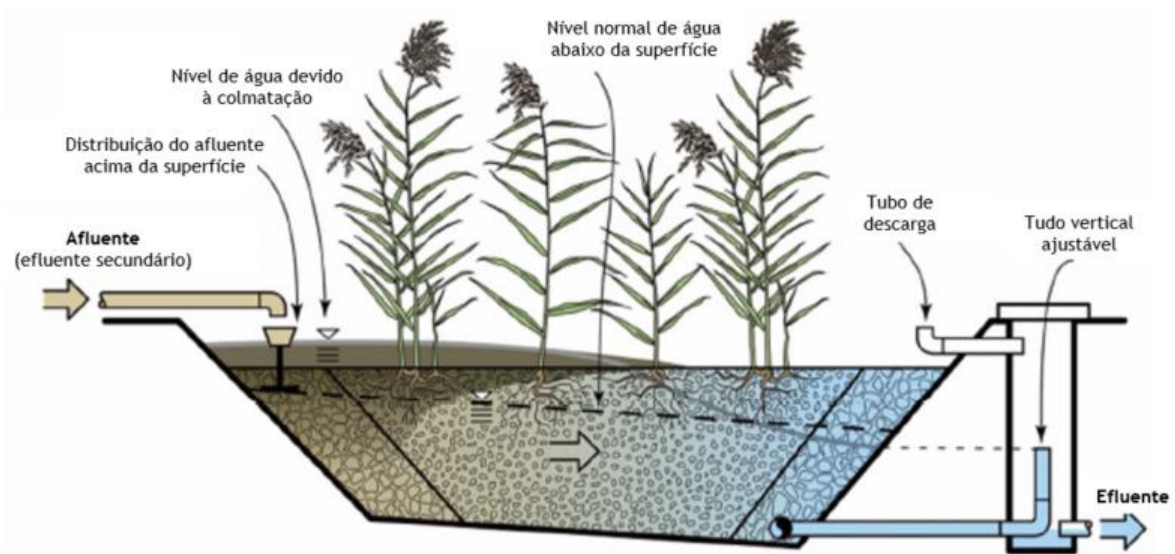


Figura 3-1: Estágio de surgimento do escoamento superficial em wetlands construídos de escoamento horizontal subsuperficial com distribuição acima do leito.

Fonte: Adaptado de Dotro *et al.* (2017).

Knowles *et al.* (2011) descreveram o processo de colmatção em etapas, ocorrendo durante o período operacional do sistema. À medida em que a água residuária escoava no leito, formam-se núcleos, provocando uma maior atração e adesão de partículas, restringindo a passagem do líquido e favorecendo mais choques entre particulados. A colmatção é um processo gradual e a situação é mais crítica na zona de entrada da água residuária, onde a carga orgânica é aplicada (como representado na Figura 3-1). Matos *et al.* (2018) ilustraram as etapas da colmatção, em um WHSS, como um processo gradual, ilustrado na Figura 3-2.

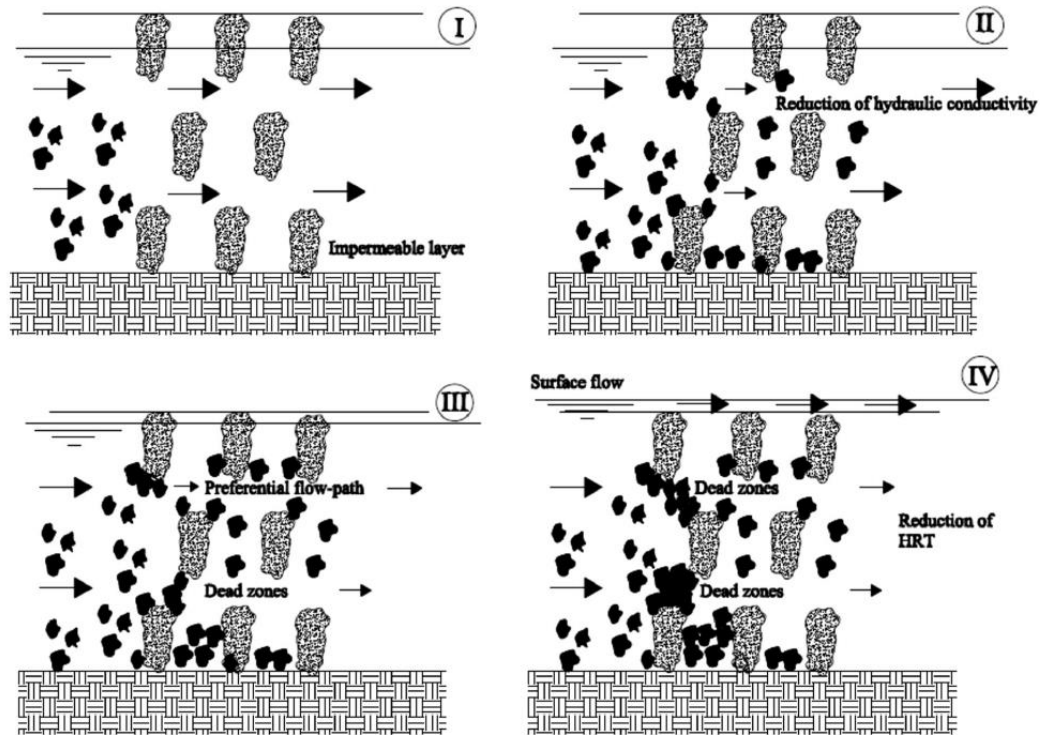


Figura 3-2: Etapas de progressão de acúmulo de sólidos e colmatção wetlands construídos de escoamento horizontal subsuperficial. Fonte: Matos *et al.* (2018).

Na Figura 3-2 I o WHSS encontra-se em operação normal com o escoamento abaixo da superfície. Com o tempo, Figura II, os sólidos bloqueiam a passagem do líquido e causa redução na condutividade hidráulica. Na Figura III, onde a colmatção já se encontra em estágio mais avançado, zonas mortas e caminhos preferenciais começam a surgir e o escoamento se aproxima da superfície. Neste estágio é provável que o escoamento aflore no trecho inicial do leito. Na Figura IV, as zonas mortas predominam, causando uma redução no TDH e escoamento superficial, o que pode levar a uma menor remoção física, química e bioquímica dos poluentes, resultando na redução da eficiência do sistema (MATOS *et al.*, 2018).

Vários são os fatores que interferem na intensidade e na natureza da colmatção. Zhao *et al.* (2009) afirmam que a colmatção está relacionada com as características do afluente e que os sólidos suspensos, provenientes da água residuária, são os principais causadores da colmatção. Por outro lado, Knowles *et al.* (2011) afirmam que a alta carga hidráulica é o fator mais importante para o desenvolvimento da colmatção. Xu *et al.* (2013) alegam que o que causa a colmatção é o somatório das altas cargas hidráulica e orgânica aplicadas no leito. Em estudo mais recente, Matos *et al.* (2018) afirmam que os fatores da colmatção ainda não são bem conhecidos e citam um conjunto de fatores que proporcionam a colmatção, que são: sólidos suspensos, biofilme, precipitados, acúmulo de gases, desgaste do material suporte, raízes, rizomas

e detritos vegetais. Todos estes fatores também foram citados nos trabalhos de Kadlec e Wallace (2008), Knowles *et al.* (2011), De Paoli e von Sperling (2013c), Miranda *et al.* (2016); Miranda *et al.* (2017).

Matos *et al.* (2018) reproduziram, em uma ilustração, todos os fatores que contribuem para a colmatção, conforme mostrado na Figura 3-3. Os sólidos em suspensão nas águas residuárias podem ser removidos por sedimentação e adsorção no meio suporte, sendo estes os principais mecanismos no trecho inicial do leito e contribuintes para a colmatção. A formação de biofilme e precipitados, junto com os sólidos desprendidos pelo desgaste do meio suporte, também são fatores contribuintes importantes. A remoção física, através da filtração, ocorre quando os poros do leito estão obstruídos e com diâmetros inferiores aos dos sólidos suspensos. A formação de gases também pode contribuir para a redução da porosidade drenável, uma vez que ficam presos no leito ocupando volume. Além disso, as condições de pH, potencial redox e constituição química do meio suporte podem auxiliar no desgaste do material, aumentando a colmatção (MATOS *et al.*, 2018).

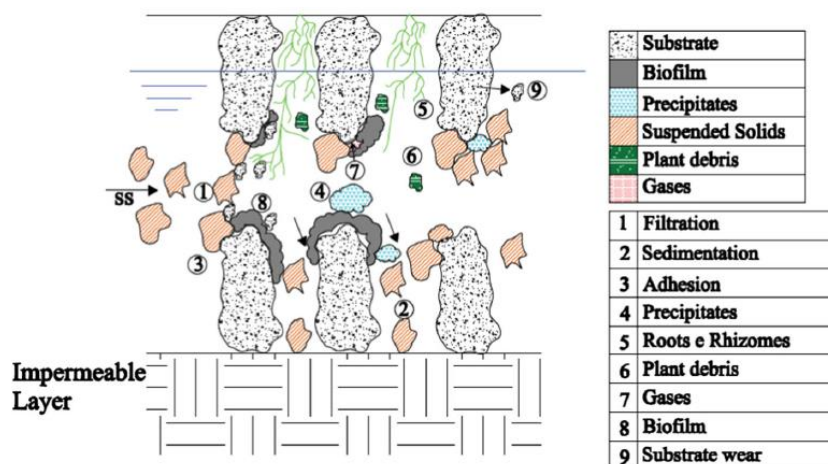


Figura 3-3: Fatores que contribuem para a colmatção.

Fonte: Matos *et al.* (2018).

As plantas também contribuem para a colmatção, conforme apresentado na Figura 3-3, seja pelo crescimento das raízes e rizomas ou pelo depósito de detritos vegetais. Matos (2015) recomenda que o corte da parte aérea da vegetação e a limpeza do material vegetal deve ser realizado nos períodos adequados, para evitar a senescência da planta, queda de folhas e morte de outras partes constituintes, evitando o acúmulo de material sobre a superfície do leito e a translocação de sólidos para seu interior. Kadlec e Wallace (2009) citam que cerca de 5 a 15% do material orgânico vegetal é recalcitrante, podendo acumular e contribuir para a colmatção

do leito. Em contrapartida, Cooper *et al.* (2008), Brasil e Matos (2008) e Baptestini (2014) afirmam que as raízes das plantas favorecem o escoamento da água residuária, abrindo espaços e reduzindo a colmatção. Outros autores afirmam que a morte e posterior degradação das raízes e rizomas abrem caminhos para o escoamento da água residuária (STOTTMEISTER *et al.*, 2003; WHITNEY *et al.*, 2003; TURON *et al.*, 2009). A zona radicular das plantas é um ambiente propício para o crescimento do biofilme, pois aumenta a diversidade, atividade e densidade de microrganismos, propiciando melhores condições para a degradação e transformação do material orgânico, o que promove uma desobstrução dos poros (MÜNCH *et al.*, 2005; WIESSNER *et al.*, 2005; GAGNON *et al.*, 2007; RUIZ-RUEDA *et al.*, 2009; ROSSMANN, 2011). Apesar de a vegetação contribuir com a colmatção, é um elemento essencial no tratamento, trazendo muitos benefícios para o sistema (VYMAZAL, 2011b).

Com o objetivo de tentar modelar o crescimento do biofilme em WHSS, Samsó e García (2014) desenvolveram a Teoria do Cartucho, através de um modelo matemático chamado BIO\_PORE. Os autores observaram, através dos resultados do modelo, que no início da operação do sistema ocorre a maior formação de biofilme, na região de entrada do esgoto. Com o tempo, o metabolismo microbiano acumula sólidos inorgânicos no biofilme, resultando em um deslocamento da zona ativa microbiana para um trecho mais a jusante, onde passa a haver maior transformação e degradação de poluentes. Com o passar do tempo, a mudança da zona ativa microbiana chega próxima à região de saída do sistema. Estes resultados mostram que o leito possui um tempo de vida útil, correspondendo ao tempo em que as comunidades microbianas são empurradas em direção à saída. Devido à presença de sólidos inertes, o biofilme torna-se incapaz de degradar poluentes e o sistema perde eficiência.

O biofilme tem grande participação no tratamento de esgotos, sobretudo em wetlands. É composto por um conjunto de microrganismos capazes de remover matéria orgânica, compostos nitrogenados e constituintes inorgânicos. No entanto, à medida em que esses biofilmes crescem, envelhecem e morrem, também se tornam parte do material colmatante. De maneira geral, a parede celular das bactérias, algas e outros microrganismos, são muito complexas, refratárias e de difícil degradação (BEHRENDTS, 2006a). Speece (1996) afirma que apenas 25 a 40% do biofilme é passível de ser biodegradado, sendo que o restante, 60 a 75%, é composto por material recalcitrante, sendo dificilmente destruído por processos naturais. A combustão ou a hidrólise química são algumas maneiras de destruir o biofilme, sendo a combustão uma alternativa considerada impraticável em wetlands.

Nguyen (2001) avaliou a matéria orgânica particulada em um WHSS piloto, ao longo de 5 anos de operação no tratamento de águas residuárias de laticínio, e constatou que até 90% da fração acumulada era composta por material recalcitrante, confirmando que os sólidos que causam colmatação são, em maior parte, de natureza inerte. Caselles-Osorio *et al.* (2007) também avaliaram a composição de sólidos em seis leitos de WHSS, tratando esgoto sanitário, e observaram que a maior parte dos sólidos acumulados são de natureza recalcitrante. De Paoli e von Sperling (2013) realizaram uma amostragem dos wetlands avaliados neste trabalho e verificaram que, na unidade plantada, 78% eram compostos de sólidos fixos e na unidade não plantada, 80%. Matos (2015) também verificou que os sólidos colmatantes, das unidades deste trabalho, constituíam-se em sua maioria por sólidos inorgânicos e eram originados do desgaste do material suporte. Apesar de a maior parte dos sólidos das unidades avaliadas neste trabalho serem fixos, Matos (2015) verificou que os sólidos orgânicos eram os que mais influenciavam nas condições hidrodinâmicas do sistema, conforme já discutido.

No trabalho de Miranda *et al.* (2019) foi realizada uma comparação entre seis WHSS no tratamento de águas residuárias de um tanque de resfriamento de leite. Três unidades foram preenchidas com brita gnaisse e três unidades com garrafas PET amassadas. Os autores observaram que as unidades preenchidas com garrafas PET apresentaram, ao longo de 9 meses de monitoramento, menor extensão comprimentos de escoamento superficial, quando comparados com as unidades preenchidas com brita gnaisse. Neste estudo, foi inferido que o desgaste da brita gnaisse contribuiu para o avanço da colmatação no leito, já que as garrafas PET são materiais inertes e de difícil degradação.

### **3.3 Métodos de avaliação da colmatação**

Para mensurar o grau da colmatação e a característica do material colmatante, podem-se utilizar diferentes métodos. Nivala *et al.* (2012) recomendam utilizar os seguintes métodos: i) medições da condutividade hidráulica, para indicar a magnitude da obstrução da colmatação; ii) teste com traçadores, para entender a influência da obstrução do meio poroso no escoamento, e; iii) caracterização do material colmatante, para elucidar o grau e a natureza da obstrução. Os mesmos autores classificam os modelos de prevenção da colmatação em dois grupos: o primeiro baseado apenas na carga de sólidos afluente e o segundo incluindo outros fatores, tais como formação de biofilme e precipitados químicos.

Matos *et al.* (2018b) realizaram uma revisão da literatura sobre os métodos disponíveis para avaliação e obtenção do grau de colmatção em wetlands, sendo eles: permeâmetros de bancada (com carga variável ou constante); permeâmetro de carga constante de campo; permeâmetro de carga variável de campo; *slug test*; teste de bombeamento; teste de estado estacionário; *unlined auger hole*; método de cubo modificado; infiltrômetro de anel; amostragem de sólidos; teste com traçadores; sonda de capacitância; reflectometria no domínio do tempo; eletrorresistividade; ressonância magnética e georadar (*groundwater penetrating radar*). As determinações com permeâmetros, amostragem de sólidos e testes com traçadores são métodos comumente utilizados para avaliar o grau de colmatção. Os métodos menos convencionais de avaliação do grau da colmatção, como ressonância magnética nuclear, célula combustível microbiana, método de eletrorresistividade e utilização de georadar, foram avaliadas e apresentaram resultados consistentes (COOPER *et al.*, 2005; CORBELLA *et al.*, 2016; LIU *et al.*, 2018; MARZO *et al.*, 2018; MATOS *et al.*, 2019).

Entre todos os métodos utilizados para identificar e mensurar o grau de colmatção, nenhum é capaz de garantir a caracterização fidedigna das condições reais do leito, contudo, ajudam a compreender o entendimento dos processos que ocorrem no sistema, permitindo ter uma ideia do estado e da natureza da obstrução (MORRIS e KNOWLES, 2011). Liu *et al.* (2018) recomendam adotar um método que seja de alta precisão, não-destrutivo, de simples realização e, de preferência, de baixo custo.

Nos itens a seguir serão discutidas as principais variáveis de avaliação da colmatção que são importantes para o presente estudo.

### 3.3.1 Condutividade hidráulica

De acordo com Matos *et al.* (2018b), o Permeâmetro de Carga Constante (PCC), do inglês *Constant Head Method* (CHM) e o Permeâmetro de Carga Variável (PCV), do inglês *Falling Head Method* (FHM), são as técnicas mais empregadas para determinar a condutividade hidráulica do leito, sendo que, entre eles, o PCV é mais utilizado para caracterizar o grau da colmatção em wetlands. O PCV foi uma técnica muito utilizada por vários autores (CASELLES-OSORIO *et al.*, 2007; PEDESCOLL *et al.*, 2009; KNOWLES *et al.*, 2010; PEDESCOLL *et al.*, 2011b; DE PAOLI e VON SPERLING, 2013a; MATOS *et al.*, 2017a), no entanto, os resultados não devem ser comparados entre sistemas distintos, em função das características de cada leito e das condições operacionais de cada unidade. Apesar disso,

comparações entre valores de literatura são comumente realizadas, no intuito, apenas, de se ter uma ideia das condições de escoamento do leito. Comparações entre valores de condutividade hidráulica podem ser realizadas no mesmo sistema, desde que utilizando a mesma técnica de medição, sem variações, e as mesmas condições operacionais.

A determinação da condutividade hidráulica é considerada simples, e pode ser determinada em campo ou em laboratório. Em ambos os casos é considerado um processo invasivo. Em campo causa distúrbios no meio poroso e para determinação em laboratório é necessário retirar uma amostra do leito, descaracterizando a amostra e o próprio leito. Além do mais, para retirar uma amostra é recomendado interrupção da operação do sistema para sua drenagem, com objetivo de obter uma amostra sem grandes perdas de sólidos (MATOS, 2018b).

A condutividade hidráulica é uma medida indireta para avaliar o grau da colmatção e é uma variável que mede a facilidade em que a água se movimenta através de um meio. Foi desenvolvida por Henry Darcy, em 1856, em um experimento de filtros de areia saturados de água. É uma variável que estabelece a quantidade de água que passa por unidade de tempo e de área, através de um meio poroso e saturado, sendo proporcional ao gradiente de potencial da água nesse meio (GONÇALVES e LIBARDI, 2013). Darcy desenvolveu empiricamente a Equação 4.8, que relaciona o fluxo de água em meios porosos, chamando-a de condutividade hidráulica em meio saturado ( $k_s$ ).

$$q = - k_s \cdot \frac{dh}{ds} \quad \text{Equação 4.8}$$

Em que  $q$  é o fluxo da água no ambiente saturado ( $m^3 m^{-2} d^{-1}$ );  $k_s$  é a condutividade hidráulica em meio saturado ( $m d^{-1}$ );  $dh/ds$  é o gradiente hidráulico ( $m m^{-1}$ ). O sinal negativo da equação indica que o escoamento ocorre no sentido do maior potencial hídrico para o menor. A equação se aplica a qualquer fluido incompressível sob condições isotérmicas e de escoamento laminar (CARVALHO, 2002).

A partir desta equação, Navfac (1986) desenvolveu uma equação para determinar a condutividade hidráulica saturada através do método PVC, sendo um dos métodos mais utilizados em WHSS. A equação é mostrada a seguir.

$$k_s = \frac{d^2 \ln(2L/d)}{8Lt} \cdot \ln \frac{h_1}{h_2} \quad \text{Equação 4.9}$$



Em que  $k_s$  é a condutividade hidráulica do meio ( $m\ s^{-1}$ );  $d$  é o diâmetro do tubo (m);  $L$  é o comprimento do tubo que está submerso (m);  $h_1$  é a altura do nível d'água no interior do tubo no tempo zero (m);  $h_2$  é a altura do nível d'água no interior do tubo no tempo  $t$  (m); e  $t$  é o tempo (s).

A condutividade hidráulica em wetlands é uma variável importante, pois retrata a capacidade em que a água escoar através do meio suporte, sendo, tipicamente, um valor alto no início da operação e que diminui ao longo do tempo, devido ao acúmulo de sólidos no leito (KADLEC e WALLACE, 2009). Quanto maior a resistência à passagem da água, menores serão os valores de condutividade hidráulica e maior será o grau da colmatação. Esta variável depende de várias características do meio filtrante, como porosidade, granulometria, forma e arranjo com o que o material está disposto, assim como também das propriedades do fluido, como viscosidade e massa específica (FEITOSA *et al.*, 2008). Nivala *et al.* (2012) citam que a presença de raízes, restos vegetais, sólidos orgânicos, inorgânicos e microrganismos também são fatores que interferem nos resultados de condutividade hidráulica.

Medições de condutividade hidráulica em WHSS podem ser difíceis de realizar, principalmente quando fatores como a colmatação e a formação de caminhos preferenciais e curtos-circuitos hidráulicos estão presentes em maior intensidade. De acordo com USEPA (2000), quanto mais avançado o grau da colmatação, mais difícil é sua determinação.

Caselles-Osorio *et al.* (2007) realizaram ensaios de condutividade hidráulica utilizando o método PCV, em seis WHSS em escala real e no tratamento de esgoto municipal com cerca de 4 anos de operação. Os autores observaram uma grande diferença entre os valores de entrada e saída dos sistemas. Na região de entrada, onde a água residuária era distribuída, foram encontrados valores entre 0 a 4  $m\ d^{-1}$  e na região da saída entre 12 a 200  $m\ d^{-1}$ . Era esperado que a condutividade hidráulica reduzisse com o aumento da concentração de sólidos no meio poroso, entretanto, os autores não observaram esta tendência.

De la Varga *et al.* (2013) realizaram um estudo em duas wetlands na Espanha, sendo um sistema piloto, composto por reator UASB seguido de WHS e WHSS no tratamento de esgoto municipal. O outro sistema, em escala real, era composto por um digestor anaeróbico, seguido de WV e três WHSS (operando em paralelo) no tratamento de águas residuárias de vinícola e águas residuárias de turismo. Na entrada do WHSS piloto, após 4,7 anos de operação, os autores encontraram uma condutividade hidráulica de cerca de 56  $m\ d^{-1}$  e, na saída do sistema, de

67 m d<sup>-1</sup>. No sistema em escala real os valores na região de entrada foram de cerca de 137 m d<sup>-1</sup> e de 131 m d<sup>-1</sup> na região de saída. Neste estudo os valores de condutividade hidráulica estão próximos entre as regiões de entrada e saída, devido a WHSS operar como sistema de tratamento terciário, não recebendo uma carga elevada de sólidos.

Em outro estudo, Tang *et al.* (2017) observaram uma redução significativa na condutividade hidráulica, de 17.000 m d<sup>-1</sup> para 10.000 m d<sup>-1</sup>, do 20º para o 75º dias de operação em um ponto de monitoramento localizado na superfície de um WHSS no tratamento de águas pluviais. Em outro ponto de monitoramento, na região mais profunda do leito, a redução foi ainda maior, de 15.000 m d<sup>-1</sup> para 20 m d<sup>-1</sup>, do 20º para o 140º dias de operação. A condutividade hidráulica, neste estudo, foi mensurada utilizando um piezômetro. Os autores atribuíram à colmatção na região da superfície devido à deposição de sólidos. Na região mais profunda, a colmatção foi menos intensa e sua causa foi atribuída ao crescimento de raízes e biofilme. Um ponto observado pelos autores é que a condutividade hidráulica reduziu exponencialmente acompanhando o acúmulo de sólidos. Resultados semelhantes de condutividade hidráulica também foram observados por Knowles *et al.* (2010), quando mediram valores entre 0,1 a 1550 m d<sup>-1</sup>, considerando toda a coluna do leito e ao realizar o teste em camadas, observaram valores de 0,5 m d<sup>-1</sup> próximo à superfície e de 100 a 1000 m d<sup>-1</sup> nas regiões mais profundas.

Brasil e Matos (2008) observaram uma redução na condutividade hidráulica ao longo da operação de quatro WHSS operando como tratamento secundário/terciário de esgoto doméstico. Os autores aplicaram o método direto, que consiste no aumento da vazão afluyente do sistema de modo a elevar o nível d'água no interior das unidades. Após a estabilização no nível e das vazões efluentes, foi utilizada a Equação 4.10 (que se baseia na equação de Darcy) para determinar a condutividade hidráulica do leito.

$$k_s = \frac{Q}{A_s \cdot S} \quad \text{Equação 4.10}$$

Em que Q é a vazão efluente do sistema (m<sup>3</sup> d<sup>-1</sup>); A<sub>s</sub> é a área da seção transversal do leito (m<sup>2</sup>); S é o gradiente hidráulico (m m<sup>-1</sup>).

Os autores observaram que a condutividade hidráulica dos leitos reduziu com o tempo de operação. No início da operação, quando o meio suporte estava “limpo”, a condutividade hidráulica era de 7.970 m d<sup>-1</sup>. Após 2 anos de operação o valor reduziu para 900 m d<sup>-1</sup>.

Após uma revisão da literatura sobre os métodos de medição da condutividade hidráulica, Matos (2015) chegou à conclusão que, quando a água é aplicada nos testes com permeâmetros, irá escoar por caminhos menos obstruídos e de maiores diâmetros, sendo que a condutividade hidráulica estará sendo medida apenas nestas regiões. Portanto, este método não é capaz de caracterizar a condição do espaço poroso de menores diâmetros, podendo subestimar os resultados. Além disso, ao realizar a medição, as condições de escoamento do leito podem ser alteradas pelo próprio escoamento da água adicionada no teste. O autor também concluiu que a medição da condutividade hidráulica não reproduz bem as condições hidráulicas (sentido do escoamento) dos WHSS, sendo melhor aplicado em WV.

Na tentativa de avaliar o grau de colmatção de WHSS utilizando a condutividade hidráulica como uma variável, surge o índice de colmatção, do inglês *Clogging index* ( $C_i$ ). O índice de colmatção foi proposto por Lancheros *et al.* (2017) e leva em consideração a avaliação da condutividade hidráulica, o TDH teórico (nominal ou de projeto) e o comprimento do leito. Este índice foi desenvolvido com base no teorema de  $\pi$ -Buckingham, que é um método para encontrar grupos sem dimensão para descrever uma situação envolvendo diferentes variáveis significativas para um dado problema ou fenômeno (WELTY *et al.*, 2014). Através da Equação 4.11 é possível calcular o índice de colmatção do leito.

$$C_i = \frac{K \cdot TDH}{L} \quad \text{Equação 4.11}$$

Em que  $C_i$  representa o índice de colmatção (adimensional); K a condutividade hidráulica do meio poroso ( $m \cdot d^{-1}$ ); TDH o tempo de detenção hidráulica teórico (d) e L é o comprimento do leito (m). Segundo os autores, quanto menor o valor do índice, maior é o grau de colmatção. Os valores de  $C_i$  entre 0 a 50 são considerados colmatção grave, entre 50 a 100 colmatção alta, entre 100 a 200 colmatção moderada e acima de 200 baixa colmatção.

### 3.3.2 Tempo de detenção hidráulica

O tempo de detenção hidráulica (TDH) também é uma variável muito utilizada para avaliar o grau de colmatção do leito e está diretamente associada a condutividade hidráulica. Sua obtenção, através de ensaios hidrodinâmicos com o uso de traçadores, é considerada um método *in situ* e pouco invasivo. No entanto, avalia o sistema como um todo, não sendo possível medir o grau da colmatção em um determinado ponto ou trecho. Além disso, dependendo da

substância escolhida, pode demandar grande aparato e equipe especializada (MATOS *et al.*, 2018b).

O traçador possui a capacidade de descrever o comportamento hidrodinâmico do sistema e consiste na aplicação de substâncias que possam ter suas concentrações aferidas, ao longo de um determinado período, obtendo-se, assim, o tempo de detenção hidráulica real. O TDH tem efeito significativo na eficiência de remoção do sistema e é utilizado como variável no dimensionamento de diversos sistemas de tratamento de águas residuárias. De acordo com Sun *et al.* (2016), o regime hidráulico em WHSS é bastante complexo, o que foi confirmado também pelas pesquisas de Birkigt *et al.* (2018), devido às grandes áreas (quando se trata de sistemas em escala real), densidade de plantas, presença das raízes e dispositivos de entrada e saída das águas residuárias. A combinação destes fatores leva a diferentes condições hidráulicas e padrões de escoamento no interior do leito. Imfeld *et al.* (2009) acrescentam que os wetlands são sistemas únicos e complexos, não apenas pelos diferentes processos de remoção, como processos aeróbios, anaeróbios e anóxicos que ocorrem simultaneamente, como também devido às mudanças no escoamento, evapotranspiração, sazonalidade, precipitação, distribuição heterogênea da vegetação, variação de cargas, entre outros, os quais são fatores que interferem no funcionamento do sistema e no TDH do leito. Apesar disso, Dotro *et al.* (2017), consideram que os ensaios com traçadores são uma importante ferramenta para análise do comportamento hidrodinâmico em wetlands.

Birkigt *et al.* (2018) afirmam que o tempo de permanência de um contaminante no interior do leito precisa ser maior que o tempo para ocorrer sua degradação e completa remoção. Por isso, os estudos de comportamento hidrodinâmico, principalmente para determinação do TDH, se tornam importantes. Ranieri *et al.* (2011) recomendam, não apenas obter o TDH real de todo o leito, mas também estudar o comportamento hidráulico em diferentes profundidades, procurando caminhos preferenciais e zonas mortas, que influenciarão diretamente no TDH real.

É possível relacionar o TDH com a colmatagem do leito. Quanto menor o valor do TDH real, em relação ao TDH teórico, maior é o grau de obstrução do leito, desde que mantidas as condições operacionais do sistema, principalmente em relação à vazão. Quando o TDH real reduz, é muito provável que a condição hidráulica do sistema esteja comprometida, pois, provavelmente, o leito possui caminhos preferenciais e zonas mortas. O ensaio com traçador irá determinar, além do TDH real, outros indicadores, como a eficiência volumétrica, índice de zonas mortas, número equivalente de tanques em série, número de dispersão, índice de curto-

circuito hidráulico, eficiência hidráulica, porosidade estimada, entre outras variáveis. Com estes resultados também é possível concluir se o sistema se aproxima mais de um reator de fluxo em pistão ou de mistura completa (LEVENSPIEL, 2000; KADLEC e WALLACE, 2009).

Os ensaios com traçadores são fundamentados na técnica de estímulo-resposta, onde, inicialmente, é injetada uma certa quantidade de substância traçadora na entrada do reator, denominado como estímulo, e na sequência a concentração efluente do traçador é medida, resultando na resposta que o traçador irá fornecer. É necessário, portanto, medir continuamente a concentração efluente, conhecer a massa total adicionada e a concentração de *background* (LEVENSPIEL, 2000).

A fim de obter bons resultados no ensaio hidrodinâmico, o traçador ideal deve apresentar algumas características para ser empregado com precisão. Segundo Levenspiel (2000), com contribuições de Metcalf e Eddy (2003) e Silva *et al.* (2009), as características ideais que um traçador deve ter são: apresentar um comportamento hidrodinâmico idêntico ao do fluido estudado; apresentar característica adicional que permita diferenciá-lo do fluido em estudo; não deve existir no meio em que o traçador será empregado e, caso exista, deve ser em baixas concentrações; o método de detecção e de medição do traçador deve ser fácil, de alta eficiência e passível de ser realizado através de equipamento simples e de baixo custo; deve ser conservativo, sem apresentar perdas indesejáveis durante o trânsito entre o local de injeção e o de coleta, ou ainda, entre o local de coleta e o de medição; ter composição química não tóxica aos seres vivos; estar disponível no mercado nacional e com baixo custo; ser facilmente misturável no líquido e não alterar significativamente as características do escoamento do fluido, nem suas propriedades, tais como densidade, viscosidade e temperatura; deve apresentar boa solubilidade em água limpa e em águas residuárias, não reagir com os poluentes ou com os constituintes do sistema, incluindo deixar resíduos; não ser adsorvido pela biomassa do reator, apresentando baixa difusividade molecular; e, finalmente, deve apresentar facilidade de injeção no reator e não ser adsorvido em bolhas de gás.

Diversos tipos de substâncias podem ser utilizados como traçadores, como o cloreto de sódio, brometo de potássio, brometo de sódio, cloreto de lítio, trítio, tecnécio ( $^{99m}\text{Tc}$ ), bromo radioativo ( $^{82}\text{Br}$ ), fluoresceína sódica, uranina, óxido de deutério, fluoresceína, rodamina-WT, rodamina-B, isótopos estáveis de oxigênio e hidrogênio, entre outros (LEVENSPIEL, 2000; METCALF e EDDY, 2003; BORGES *et al.*, 2009; COTA, 2011; ALVARENGA, 2012; DE PAOLI e VON SPERLING, 2013b; POSSMOSER-NASCIMENTO, 2014; MATOS *et al.*,

2015c; SUN *et al.*, 2016; PASSOS *et al.*, 2018; BIRKIGT *et al.*, 2018; MORAES, 2019; MIRANDA *et al.*, 2019; FREITAS *et al.*, 2019). Entre estas substâncias, a mais utilizada é o cloreto de sódio, devido ao seu baixo custo, resultados aceitáveis, boa solubilidade, fácil detecção e injeção. Matos *et al.* (2015c) afirmam que o traçador salino pode ser utilizado em estudos de avaliação do grau de colmatção em wetlands, já que a porcentagem de recuperação do traçador não influencia nos resultados, além do mais não é uma substância que causa danos à vegetação. Kadlec e Wallace (2009) afirmam que o cloreto de sódio possui remoções relativamente baixas em wetlands, contribuindo para a melhor recuperação do traçador. Além disso, o sódio possui baixa associação com o material orgânico do leito e pouca absorção pelas plantas, sendo, desta forma, pouco retido pelo sistema.

Lange *et al.* (2011) utilizaram traçadores salinos (cloreto de sódio e brometo de sódio) e fluorescentes (uranina e sulforodamina-B) para avaliar seis diferentes WHSS. Os traçadores salinos tiveram porcentagem de recuperação superiores aos fluorescentes, com 100% de recuperação para o cloreto de sódio e 81 a 93% para o brometo de sódio. Chazarenc *et al.* (2003) encontraram valores de recuperação parecidos, na ordem de 78 a 96%, aplicando o cloreto de sódio como traçador.

Um multi-traçador (uma mistura de brometo, uranina e óxido de deutério) combinado com um modelo matemático para avaliar o comportamento hidráulico de um sistema piloto composto de um WHSS seguido de lagoa, operando na Alemanha, foi utilizado por Birkigt *et al.* (2018). Os três tipos de traçadores foram escolhidos devido a seus diferentes coeficientes de difusão, permitindo identificar zonas mortas e processos de difusão no interior do leito. O brometo e o óxido de deutério se comportaram de maneira semelhante, diferente da uranina, entretanto o óxido de deutério se mostrou o melhor traçador para reproduzir o comportamento hidrodinâmico do sistema. Os resultados mostraram um caminho preferencial no fundo do leito, com transporte de 68% da massa dos traçadores, indicando que nesta região é onde ocorre a zona mais ativa com maiores taxas de remoção de poluentes. O comportamento hidrodinâmico do sistema foi considerado como complexo e heterogêneo, tanto no sentido vertical quanto horizontal. O TDH real encontrado pelos traçadores foi entre 22,0 a 32,5 dias, menor quando comparado com o modelo matemático, que foi de 34,2 dias.

O cloreto de lítio foi utilizado com traçador por Miranda *et al.* (2019) em seis WHSS no tratamento de águas residuárias de um tanque de resfriamento de leite. Em todas as unidades a porcentagem de recuperação do traçador foi maior que 85%, cumprindo com as recomendações

de Headley e Kadlec (2007). Nos estudos de Miranda *et al.* (2019), foi observado uma contradição entre os resultados de traçador com os resultados do monitoramento do escoamento superficial com a amostragem de sólidos. Era esperada uma correlação entre os resultados, o que não foi observado. Os autores desenvolveram uma hipótese de que a característica do material colmatante é mais importante para o fenômeno da colmatação do que a massa de material, em função da diferença de volume ocupado, reforçando a hipótese desenvolvida por Matos (2015). Apesar de os sólidos inorgânicos estarem em maior quantidade que os sólidos orgânicos, eles ocupavam um menor volume do leito, pois, de acordo com Fu *et al.* (2013) e Matos *et al.* (2017b), os sólidos orgânicos possuem uma massa específica menor que os sólidos inorgânicos, por isso contribuem mais para a colmatação do leito.

Em estudos realizados na Alemanha, Fernández-Pascual *et al.* (2020) utilizaram o brometo, uranina e sulforodamina-B com traçadores em um único sistema piloto de WHSS dividido em duas zonas, sendo a zona inicial plantada com *Typha latifolia* e *Phragmites australis* e a zona final mantida sem plantas. O monitoramento do traçador ocorreu em diferentes profundidades. Diferentemente dos resultados de Birkigt *et al.* (2018), o resultado do traçador indicou que a maior massa foi distribuída na parte superior do leito. Os autores atribuíram isso a um efeito causado pelas raízes das plantas. A recuperação do brometo foi mais elevada, sendo igual a 98%, enquanto que a recuperação da uranina e sulforodamina-B foi de 32% e 76%, respectivamente. O balanço de massa do traçador indicou três vias de dissipação: sorção, transformação e absorção pelas plantas. Os autores atribuíram a baixa recuperação devido à sorção da sulforodamina-B e transformação da uranina. Neste estudo, os autores reforçaram a importância dos estudos hidrodinâmicos e também da função da vegetação no sistema, não apenas no favorecimento das condições hidráulicas, mas também pela capacidade de eliminação, degradação e retenção de poluentes.

### 3.3.3 Sólidos

É imprescindível conhecer as características do material colmatante antes de escolher e aplicar uma técnica de descolmatação e, por meio de análise de sólidos, é possível conhecer a natureza do material colmatante. Os sólidos podem ser constituídos de material orgânico ou inorgânico, dependendo de sua origem, sendo que a escolha do método de descolmatação estará diretamente dependente desse fator. Uma amostragem do material suporte, além de simples, proporcionará uma quantificação direta da natureza e do grau da colmatação.

Nivala *et al.* (2012) sugerem determinar a massa de sólidos acumulados no meio poroso como maneira de quantificar a colmatção. Os autores afirmam que a quantidade de material acumulado depende dos critérios adotados no projeto, como taxa de aplicação de sólidos, idade e condições operacionais do sistema. Para uma melhor caracterização, Caselles-Osorio *et al.* (2007) recomendam realizar uma separação e quantificação dos sólidos aderidos e intersticiais, após amostragem no leito. Os autores avaliaram a acumulação de sólidos em seis WHSS de escala real na Espanha. Nesta pesquisa, encontraram taxas de acumulação de sólidos variando entre 0,6 a 14,3 kg de matéria seca por m<sup>2</sup> ano<sup>-1</sup>, dependendo de onde a amostra foi extraída. Obtiveram também baixos níveis de matéria orgânica do material, sendo a maior fração inorgânica. Era de se esperar que os sólidos acumulados, tanto intersticial quanto aderido, tivessem um valor elevado. Entretanto, os resultados indicaram que a fração orgânica, expressa como porcentagem de SSV/SST, variou de 10% a 20%, na maioria dos casos. Os autores afirmam que é difícil encontrar uma relação entre sólidos e condutividade hidráulica. Pela lógica, quanto maior for a acumulação de sólidos, menores seriam os valores de condutividade hidráulica. No entanto, o que foi observado por Matos (2015) é que as características dos sólidos, como densidade e retenção de água, podem afetar o volume disponível para o escoamento do líquido. Este volume pode ser determinado através da porosidade drenável, sendo um método capaz de medir diretamente o volume livre disponível para o escoamento. Suliman *et al.* (2006) afirmam que a porosidade drenável é outro parâmetro importante de ser medido para avaliar o grau de colmatção em wetlands.

De la Varga *et al.* (2013) afirmam que é possível correlacionar a condutividade hidráulica com os sólidos acumulados no leito. Após uma revisão da literatura com 13 estudos, os autores observaram uma tendência indicando que altas densidades de sólidos levam a menores valores de condutividade hidráulica. A partir desta observação, os autores desenvolveram a Equação 4.12, que obteve um coeficiente de determinação, R<sup>2</sup> igual a 0,70.

$$k_s = 215,8 \cdot (SST)^{-1,14} \quad \text{Equação 4.12}$$

Em que,  $k_s$  é a condutividade hidráulica no meio saturado (m d<sup>-1</sup>) e SST os sólidos acumulados expressos em massa seca por área superficial (kg m<sup>-2</sup>). Os valores abaixo de 20 m d<sup>-1</sup> de condutividade hidráulica indicam uma massa de cerca de 5 a 15 kg SST m<sup>-2</sup>, demonstrando que o leito se encontra no início da colmatção. Esta equação se aplica apenas às regiões próximas à entrada da água residuária em WHSS, onde o acúmulo de sólidos é superior às outras regiões



do leito. Vários autores relatam uma maior acumulação de sólidos da região da entrada dos WHSS (TANNER e SUKIAS, 1995; TANNER *et al.*, 1998; CASELLES-OSORIO *et al.*, 2007; KNOWLES *et al.*, 2011).

De la Varga *et al.* (2013) realizaram amostragem de sólidos em um WHSS piloto após 4,7 anos de operação e encontraram concentração de 4,31 kg SST m<sup>-2</sup> na região de entrada e 3,28 kg SST m<sup>-2</sup> na região de saída. Em outro WHSS, em escala real operando há 2,2 anos, foi encontrado 5,42 kg SST m<sup>-2</sup> na região de entrada e 3,81 kg SST m<sup>-2</sup> na região de saída. Ambos os sistemas operaram como sistemas de tratamento terciário e receberam baixas taxas de aplicação de sólidos, de cerca de 5,0 g SST m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> no sistema piloto e 1,5 g SST m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> no sistema em escala real. Estes valores estão bem abaixo dos recomendados pela literatura. Grismer *et al.* (2003), por exemplo, utilizaram taxas de 14 g SST m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> e observaram sinais de colmatção no leito.

De acordo com Matos (2015), a quantidade de sólidos, aparentemente, não é o fator mais importante, e sim, o espaço que a massa ocupa no leito. O autor ainda cita que, entre as vantagens da amostragem de sólidos estão a possibilidade de comparar os resultados com outros sistemas, além de ser um método de simples execução e de obtenção direta do grau da colmatção. Sobre as desvantagens estão: a necessidade de interrupção da alimentação do leito, para drenagem do sistema; é considerado um método sujeito a perdas de sólidos pela lavagem no momento da amostragem; é um método bastante invasivo, e; a massa específica parece ser mais importante do que a própria massa dos sólidos.

Segundo Kadlec e Wallace (2009) e Knowles *et al.* (2011), a deposição de sólidos orgânicos e inorgânicos na superfície dos wetlands é o fator que mais contribui para a colmatção do leito. A formação de precipitados químicos, crescimento de biofilme e desenvolvimento de raízes e rizomas são itens secundários no processo de obstrução dos poros.

Miranda *et al.* (2017) realizaram a caracterização do material colmatante em seis WHSS em escala piloto e no tratamento de águas residuárias de suinocultura. Os seis sistemas foram distribuídos em três diferentes grupos de tratamentos: dois não vegetados, denominados SAC-C; dois cultivados com capim tifton 85 (*Cynodon* spp.), denominados SAC-T; e dois cultivados com alternanthera (*Alternanthera philoxeroides*), denominados SAC-A. Entre os sólidos acumulados no leito, foi encontrada a maior parcela composta por sólidos fixos. A fração de sólidos fixos foi de 95%, 84% e 82%, para os SAC-C, SAC-T e SAC-A, respectivamente. Os valores estão acima dos encontrados por Tanner e Sukias (1995), Caselles-osório *et al.* (2007)

e Pedescoll *et al.* (2009), que encontraram fração de sólidos fixos de 90%, 85% e 75%, respectivamente.

Embora os sólidos fixos tenham sido maiores nas unidades sem plantas, Miranda *et al.* (2017), observaram maiores extensões de escoamento superficial nos leitos plantados. Os autores observaram que os sólidos fixos não são indicativos do grau de colmatação e sugerem associar a colmatação por meio dos sólidos voláteis. O teor de sólidos voláteis nos sistemas cultivados foi de 2,6 a 3,1 vezes maior que nos sistemas sem plantas no que se refere ao material fino, e de 5,2 a 5,5 vezes maior quando diz respeito ao material grosseiro. O estudo concluiu que a contribuição dos depósitos de material orgânico produzidos pela vegetação foi mais importante que a contribuição externa proporcionada pela água residuária, e, portanto, pode ter sido a principal fonte da colmatação nos leitos. Também foi observada uma diminuição dos sólidos voláteis ao longo do comprimento dos leitos e uma maior fração de matéria orgânica de fácil degradação na região de entrada da água residuária, quando comparado com os trechos finais dos sistemas. Miranda *et al.* (2017) acreditavam que os sólidos inorgânicos seriam os responsáveis pela colmatação do leito, no entanto, os autores concluíram que a colmatação ocorreu, principalmente, pelo acúmulo de matéria orgânica de fácil degradação, composto pela biomassa foliar e acúmulo de raízes e rizomas.

No trabalho de Miranda *et al.* (2017), foi desenvolvida uma metodologia para amostragem de sólidos no leito, que constitui nas seguintes etapas:

- 1º) Drenagem prévia de toda a água presente no sistema, para evitar a lavagem dos sólidos no momento da coleta;
- 2º) Coleta de amostras de material suporte juntamente com sólidos retidos nos seus interstícios. Os autores recomendam realizar a amostragem em triplicata. Para a coleta, crava-se manualmente um tubo de PVC de 100 mm de diâmetro com 60 cm de altura. Quando o tubo for retirado, o material ficará contido em seu interior. O material coletado deve ser disposto, de forma espalhada, sobre uma bancada, por 48h, a fim de realizar sua secagem ao ar;
- 3º) Após a secagem, passar o material em peneiras com malhas de diferentes tamanhos (19,1; 12,7; 9,25; 6,35; 4,76 e 2,38 mm), com o intuito de efetuar sua separação por granulometria, possibilitando a remoção da maior parte dos sólidos intersticiais e

- aderidos ao meio suporte. Os sólidos aderidos ao meio suporte que se soltaram durante a agitação e peneiramento devem ser coletados na bandeja de fundo;
- 4º) Passar o material da bandeja de fundo em outras duas peneiras com aberturas de 1, mm e 0,212 mm. O material retido, e que passar na peneira de abertura 0,212 mm, deve ser acondicionado em recipientes diferentes;
  - 5º) Lavar o restante do material suporte, utilizando-se no máximo 1,5 L de água destilada, de forma a proporcionar a maior remoção possível do material aderido;
  - 6º) As suspensões geradas na lavagem de cada amostra devem ser colocadas em béqueres de 2 L e secadas em chapa aquecida sob temperatura de 60 °C. Após secagem, manter o resíduo em estufa com ventilação forçada, sob temperatura de 65 °C, por 24 h. Todas as amostras, após serem secas em estufa, devem ser destorroadas, com auxílio de um almofariz, e passadas, novamente, na peneira de malha 0,212 mm;
  - 7º) Analisar o material que passou na peneira de malha 0,212 mm como “material fino” e o que passou na peneira de malha 1 mm, mas que ficou retido na peneira de malha 0,212 mm como “material grosseiro”. O motivo da separação é que, pós a lavagem, ainda há presença de material orgânico aderido às partículas de menor dimensão do material suporte;
  - 8º) Após realizar os procedimentos acima, realizar as seguintes análises: teor de sólidos totais, através do método gravimétrico; teor de sólidos voláteis totais e sólidos fixos totais, após a calcinação do material em mufla, sob temperatura de 550 °C, por 2 h; conforme descrito em MATOS (2012) e *Standard Methods for the Examination of Water and Wasterwater* (APHA *et al.*, 2017).

No trabalho de Cooper *et al.* (2005) é descrita outra metodologia para avaliação da deposição de sólidos no leito em wetlands. A metodologia foi desenvolvida pela ARM Reedbeds, uma empresa do Reino Unido que trabalha com projeto, construção, manutenção e operação de wetlands desde a década de 1980 e possui mais de 700 unidades já implantadas (BRITISH WATER, 2019). Na pesquisa de Cooper *et al.* (2005), foram estudadas mais de 350 wetlands, sendo 348 unidades de escoamento horizontal e duas de escoamento vertical. Durante a operação dos sistemas, a ARM recomendou não cortar a vegetação e deixar as folhas mortas na superfície do leito de maneira a formar uma serapilheira, criando um isolamento térmico para

preservação dos microrganismos em época de inverno. Na maior parte dos wetlands deste estudo empregou-se a espécie *Phragmites australis* como vegetação, uma espécie muito utilizada em países de clima frio, pois resiste ao inverno. Neste estudo, foi realizada uma medição na camada de lodo depositado na superfície das unidades e, com base nos resultados, adotaram duas medidas: a remediação da colmatação ou simplesmente dar continuidade ao monitoramento da camada de lodo. As premissas adotadas foram:

- 1) Sem necessidade de adotar nenhuma ação corretiva: se a camada de lodo depositada na zona de entrada da unidade for inferior a 150 mm de altura em relação à superfície do leito; e se na zona de saída não houver depósito de lodo significativo, ou seja, uma camada menor que 40 mm acima do leito (uma camada de até 40 mm foi considerada como serapilheira). Apesar de não haver nenhuma medida corretiva estas unidades devem ser monitoradas com frequência;
- 2) Remediação imediata: se os sólidos depositados na região da entrada estiverem acima de 150 mm de altura em relação à superfície do leito; e se na região de saída o depósito de lodo estiver maior que 40 mm;
- 3) A profundidade de penetração do lodo, abaixo da superfície do meio suporte, varia amplamente e precisa ser avaliada em cada situação antes da remediação.

O método de remediação recomendado pela ARM Reedbeds é a remoção do meio suporte colmatado e substituição por um material limpo, realizando o replantio da vegetação em seguida. No estudo de Cooper *et al.* (2005) foram identificadas 13 unidades para serem remediadas, com base nas premissas adotadas acima, e outras 5 já teriam sido reformadas.

### **3.4 Métodos de atenuar a colmatação**

De acordo com Kadlec e Wallace (2009), a colmatação poderá ser adiada reduzindo a carga orgânica na seção transversal para  $100 \text{ g DBO m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ , valor abaixo dos recomendados por Steiner e Watson (1993) que recomendam adotar uma carga entre 244 a  $488 \text{ g DBO m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  e Wallace e Knight (2006), que sugerem adotar  $250 \text{ g DBO m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ , para um meio suporte com  $d_{10}$  maior que 4 mm. Von Sperling e Sezerino (2018) também recomendam adotar uma taxa de aplicação orgânica máxima na seção transversal de  $250 \text{ g DBO m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ , e, além disso, recomendam utilizar um material suporte de maior granulometria na região de entrada das unidades. Nivala *et al.* (2012) afirmam que a adoção de cargas conservadoras é uma ação

limitada e simplificada, pois considera que todos os sólidos são de natureza orgânica, não levando em consideração a formação de precipitados químicos e acúmulo de sólidos inorgânicos. Kadlec e Wallace (2009) afirmam que, apesar da adoção de cargas conservativas em sistemas horizontais, operando com uma vazão contínua, não é possível evitar a colmatação, pois a sedimentação de sólidos, especialmente na região de entrada, se acumula ao longo do tempo. Os autores também recomendam realizar uma manutenção preventiva na região de entrada dos sistemas a cada 10 anos, para evitar o avanço da colmatação. Segundo os autores, uma forma de reduzir o escoamento superficial devido à colmatação, é reduzir o nível d'água no interior do sistema, através de estruturas de controle de nível na saída dos leitos, quando existente.

Utilizar uma linha de distribuição afluyente em formato de "T" ou "H" contribuiu para aumentar a área de aplicação, favorecendo a distribuição dos sólidos (WALLACE e KNIGHT, 2006). Segundo Muñoz *et al.* (2006), esses layouts diminuem a área de carregamento na seção transversal, minimizando a colmatação, mas não são um método eficiente para evitar a colmatação.

A relação comprimento/largura ( $L/B$ ) também é um fator importante para o avanço da colmatação. Sistemas que possuem elevada  $L/B$  são mais propícios à colmatação, pois receberão uma maior carga em uma menor área de seção transversal. A adoção da elevada relação  $L/B$  em WHSS está associada a uma maior eficiência de remoção de poluentes, seguindo uma cinética de primeira ordem e proporcionando o escoamento mais próximo ao fluxo em pistão (VON SPERLING, 1996). No entanto, os WHSS estão longe de possuir um comportamento do tipo pistão ideal, devido à ocorrência de zonas mortas e curtos-circuitos hidráulicos que aumenta o grau de dispersão do sistema (BODIN *et al.*, 2013). Com o avanço da colmatação, o número de dispersão poderá aumentar ainda mais, distanciando os reatores do modelo pistão. Vários estudos mostram que WHSS possuem dispersão moderada, com valores do número de dispersão entre 0,05 e 0,25 (KADLEC e WALLACE, 2009; VILLASEÑOR *et al.*, 2011; MATOS *et al.*, 2015c).

Costa *et al.* (2019) avaliaram três WHSS com diferentes relações  $L/B$  e concluíram que a relação geométrica proporciona pouca influência nas condições hidrodinâmicas do sistema. Deste modo, é possível dimensionar sistemas com maior área na seção transversal, sem perdas em seu desempenho e proporcionando maior vida útil dos leitos com menores propensão à colmatação.

Utilizar um sistema de pré-tratamento com maiores eficiências de remoção de sólidos também é uma medida para retardar a colmatção em WHSS. Em sua revisão, De la Varga *et al.* (2013) observaram que os sistemas pré-tratados em digestores anaeróbios apresentam menores taxas de acúmulo de sólidos (0,9 a 2,2 kg SST m<sup>-2</sup> ano<sup>-1</sup>) quando comparados com sistemas que recebem efluentes de tanques sépticos e tanques Imhoff (1,2 a 6,8 kg SST m<sup>-2</sup> ano<sup>-1</sup>). Este fato também foi observado por Pedescoll *et al.* (2011b), que encontrou 30% menos sólidos oriundos de reatores hidrolíticos de manta de lodo e fluxo ascendente (HUSB), quando comparado com tanques de sedimentação. Segundo os autores, os reatores tipo HUSB são muito eficientes para a retenção de sólidos, pois operam com elevado tempo de retenção de biomassa, superior a 15 dias, por isso os autores recomendam sua utilização como unidade de pré-tratamento em WHSS, como maneira de retardar a colmatção do leito. Vymazal (2018) também recomenda a utilização de unidades de pré-tratamento em WHSS, no entanto não importa qual tipo de sistema seja utilizado, uma certa quantidade de sólidos não será retida. O mesmo autor cita que em 28 WHSS avaliadas a eficiência média de remoção de SST nos sistemas de pré-tratamento foi de aproximadamente 44% e nos wetlands a eficiência foi de 91%, sendo que cerca de 80 a 90% dos SST são degradados nos wetlands e cerca de 10 a 20% ficam acumulados no leito.

Bonner *et al.* (2018) desenvolveram uma estratégia de manutenção para atenuar a colmatção em WHSS e propuseram uma alteração na etapa de projeto. Os autores estudaram a colmatção em vários pontos ao longo de três diferentes profundidades de um WHSS em escala piloto. Através de perfis de velocidade, os autores desenvolveram um modelo hidráulico tridimensional para identificar zonas mortas e curto-circuito hidráulico no interior do sistema. Das 13 regiões investigadas, 11 possuíam zonas-mortas devido à obstrução dos poros. A recomendação deste estudo foi de modular o sistema, de forma a permitir o isolamento de algumas zonas, para posterior remoção, limpeza ou substituição do meio suporte, enquanto outras seções do sistema continuariam em operação. A construção de várias células, operando em série e em paralelo, foi a solução encontrada pelos autores para atenuar a colmatção, sem trazer grandes prejuízos à operação do sistema.

De acordo com Suliman *et al.* (2006), a granulometria do meio filtrante é de grande importância para a porosidade e interfere diretamente no processo de colmatção do leito. Os autores afirmam que, quanto maior o tamanho do poro, mais lento será o processo de obstrução. Não só o tamanho das partículas influencia na vida útil do leito, mas também o coeficiente de uniformidade, pois este influencia no desempenho hidráulico do sistema. Mancl e Rector

(1999), citados por Suliman *et al.* (2006), afirmam que quando o coeficiente de uniformidade for menor que 3,0, ou seja, granulometria muito uniforme, maior será a vida útil do leito. Citam ainda que o diâmetro efetivo ( $d_{ef}$  ou  $d_{10}$ ) também é uma variável importante de ser analisada, pois fornece informações sobre a permeabilidade do material, sendo utilizada, inclusive, para estimar a condutividade hidráulica do leito. Os autores sugerem adotar meios suportes com  $d_{10}$  entre 0,3 e 1,0 mm para sistemas que operam com alimentação intermitente, enquanto que  $d_{10}$  entre 1,0 e 1,5 mm são mais recomendados para sistemas de alimentação contínua, onde o processo de colmatção será mais intensa. Quando o  $d_{10}$  estiver entre 0,3 e 0,5 mm, provavelmente o leito estará em estágio avançado de colmatção.

O formato e a textura das partículas também parecem ser características importantes para o avanço da colmatção. Tang *et al.* (2020) afirmam que, quanto menos esférico for o meio suporte, ou seja, mais pontiagudo e maior for sua textura, maior será a redução na permeabilidade do meio. Knowles *et al.* (2011) afirmam que materiais angulares, ou não esféricos, aceleram o acúmulo de sólidos, pois há uma maior aproximação entre as partículas e, como resultado, uma diminuição dos poros no leito. Por outro lado, Pozo-Morales *et al.* (2013) acreditam que rochas pontiagudas são capazes de aumentar a porosidade do leito. Como forma de prorrogar a colmatção em WHSS, os autores utilizaram rochas pontiagudas e propuseram uma solução na configuração e na montagem do meio suporte, com disposição diagonal longitudinal de acordo com a granulometria decrescente, conforme mostrado na Figura 3-4. Os autores também realizaram aberturas para entrada de ar com o objetivo de aumentar as trocas gasosas. Estas características aumentaram ligeiramente os requisitos de aeração no interior do leito, mesmo se tratando de um sistema sem aeração artificial, resultando em um acréscimo de cerca de 200 mV no potencial redox da água residuária. Segundo os autores, o aumento do potencial redox previne a colmatção e melhora o desempenho das unidades, devido às condições ficarem mais oxidantes. Pozo-Morales (2010) operou um WHSS, com estas configurações, durante dois anos e não observou sinais de colmatção.

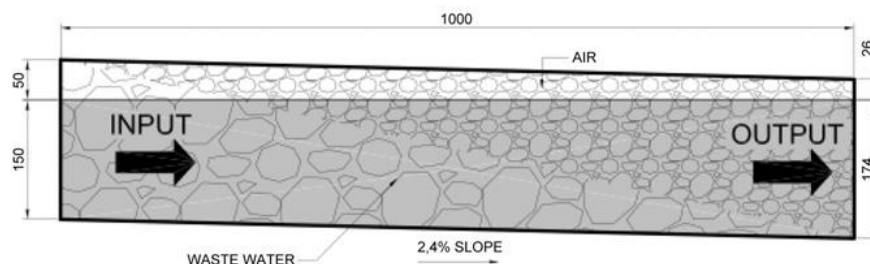


Figura 3-4: Layout proposto na organização do meio suporte visando aumentar os requisitos de aeração no interior do leito em wetlands de escoamento horizontal subsuperficial.

Fonte: Pozo-Morales *et al.* (2013).

Como Pozo-Morales *et al.* (2013) realizaram outras intervenções no leito, não foi possível concluir se a utilização de material pontiagudo contribuiu para o retardo da colmatção. No entanto, a utilização de meio suporte com uma maior granulometria, especialmente na entrada das unidades, evita a colmatção prematura dos leitos e favorece a distribuição da água residuária, sendo demonstrado por vários autores (KADLEC e WALLACE, 2009; ALBUQUERQUE *et al.*, 2010; HUA *et al.*, 2010; HUDCOVÁ *et al.*, 2013; TANG *et al.*, 2020, entre outros).

### **3.5 Métodos de descolmatção**

A colmatção é um processo inevitável e um dos maiores problemas dos wetlands construídos, principalmente dos WHSS. No entanto, é um fenômeno que pode ser minimizado através de aperfeiçoamento de projetos (KNOWLES *et al.*, 2010), modificando ou aprimorando a operação dos sistemas (KADLEC; WALLACE, 2009) e investindo em técnicas de manutenção e/ou remediação (NIVALA e ROUSSEAU, 2009; KNOWLES *et al.*, 2011).

As práticas para gerenciamento da colmatção em wetlands podem ser divididas quanto à forma de aplicação (*ex situ* ou *in situ*), quanto à natureza do agente de descolmatção (físico, químico ou biológico) ou quanto ao nível de atuação (prorrogar, atenuar ou remediar a colmatção). Pedescoll *et al.* (2011a) dividiram os métodos de descolmatção em dois grupos: um grupo envolve medidas preventivas, como período de repouso, mudança no sentido do escoamento e redução das taxas de aplicação, que atuam no objetivo de retardar a colmatção, e o outro grupo atua como medidas restaurativas, como aplicação de produtos químicos, lavagem e substituição do meio suporte. No entanto, algumas dessas medidas são mais bem aplicadas quando há informação sobre o grau (baixo, médio ou elevado) e a natureza (orgânica ou inorgânica) da colmatção.

Os métodos de descolmatção *ex situ* são considerados invasivos, exigindo a retirada do meio suporte. Nos métodos *in situ*, medidas de restauração são aplicadas no próprio leito, sem necessidade de grandes intervenções, como por exemplo, aplicação de produtos químicos ou mudanças nas condições operacionais. Segundo Guofen *et al.* (2010), os métodos *in situ* são mais vantajosos, pois possibilitam melhor recuperação do biofilme em menor período de tempo, além de serem menos onerosos. Por outro lado, os métodos *ex situ* são mais eficientes, pois removem todo o material colmatante, restabelecendo as condições hidráulicas de escoamento.



Os métodos *in situ* são recomendados quando a colmatção está em estágio inicial, enquanto que os métodos *ex situ* são adotados quando o leito encontra-se em avançado estágio de colmatção.

Algumas medidas também podem ser adotadas na fase de projeto ou antes da construção do sistema para prorrogar a colmatção do leito, como, por exemplo, utilizar um material suporte com maior granulometria, adotar leitos operando em paralelo, prever reversão no sentido de escoamento, adotar dispositivos para aeração, utilizar uma taxa conservativa de aplicação orgânica na seção transversal, entre outros. Todas estas medidas precisam ser estudadas antes da implantação do sistema, necessitando de alterações no dimensionamento, na relação comprimento/largura e nas instalações hidráulicas.

Liu *et al.* (2018) recomendam realizar a caracterização dos sólidos colmatantes e identificar o grau de colmatção do leito antes de se adotar uma medida de descolmatção. Feito isso, procede-se com a escolha do método e sua aplicação, objetivando melhorar as condições de escoamento do sistema.

Turon (2005) desenvolveu uma ferramenta de diagnóstico para WHSS que analisa a relação entre os componentes, as funções do sistema e os problemas resultantes. Em seguida, Turon *et al.* (2007) realizaram uma revisão da literatura sobre a experiência dos operadores para fazer associações entre cada tipo de problema e ações corretivas e preventivas. No trabalho de Turon *et al.* (2009), foi realizada uma integração dos trabalhos anteriores com o objetivo de desenvolver uma ferramenta para os operadores, que sugere quais medidas preventivas ou corretivas deve ser tomada em resposta a um problema identificado. Dependendo da especificação do sistema, a ferramenta sugere até 17 ações para gerenciamento de sistemas colmatados, que inclui ajustes no controle de nível na saída, limpeza nas tubulações de distribuição, melhorias no sistema de distribuição, ajustes nas taxas de aplicação, melhorias ou implantação de um sistema de pré-tratamento, recirculação do efluente, remoção do lodo, remoção de detritos vegetais acumulados e substituição do meio suporte.

Em unidades pequenas, de difícil acesso ou que tenham pouco recurso, recomenda-se optar por processos mais simplificados de descolmatção, mesmo que não sejam os mais eficientes. Em sistemas que venham a ser operados por grandes companhias de saneamento, que tenham maiores dimensões e facilidade de acesso e de recursos, pode-se optar pela aplicação de métodos mais sofisticados, como máquinas de limpeza ou aplicações de produtos químicos, que

exijam maior complexidade na aplicação. A escolha do método de descolmatção está relacionada com vários fatores, não só com as características do material colmatante e com o grau de colmatção, mas também com a configuração do sistema, acessibilidade, recursos financeiros, entre outros.

Na Tabela 3-2 os principais métodos de descolmatção foram classificados de acordo com a natureza do agente de descolmatção (físico, químico ou biológico) e citados alguns trabalhos como referência. Os métodos apresentados se aplicam em wetlands construídos de escoamento subsuperficial horizontal e vertical.

Tabela 3-2: Métodos de descolmatção aplicados em wetlands construídos de escoamento subsuperficial horizontal (WH) e vertical (WV).

<b>Tipo</b>	<b>Método</b>	<b>Aplicabilidade</b>	<b>Referência</b>
Físicos	Inversão do sentido de escoamento	WH	Baptestini <i>et al.</i> (2016) <sup>1,3</sup>
	Período de repouso	WH e WV	Pedescoll <i>et al.</i> (2011a) <sup>1,3</sup> Hua <i>et al.</i> (2014) <sup>1</sup> Hua <i>et al.</i> (2017) <sup>1</sup> Teixeira <i>et al.</i> (2018) <sup>1,3</sup>
	Retrolavagem	WH e WV	Fei <i>et al.</i> (2010) <sup>1</sup>
	Aeração artificial	WH	Ouellet-Plamondon <i>et al.</i> (2006) <sup>1,4</sup>
	Substituição do meio suporte	WH e WV	Kadlec e Wallace (2009) <sup>2,3</sup>
	Lavagem do meio suporte	WH e WV	Cooper <i>et al.</i> (2008) <sup>2</sup> Kadlec e Wallace (2009) <sup>2</sup> Murphy <i>et al.</i> (2009) <sup>1,3</sup>
Químicos	Peróxido de hidrogênio	WH e WV	Hanson <i>et al.</i> (2002) <sup>1,3</sup> Behrends <i>et al.</i> (2006a, 2006b) <sup>1</sup> Nivala e Rousseau (2009) <sup>1,3</sup>
	Combinação de nutrientes nitrogenados, microrganismos secos e peróxido de hidrogênio	WH e WV	Behrends <i>et al.</i> (2006a, 2006b) <sup>1</sup>
	Hipoclorito de sódio, hidróxido de sódio, ácido clorídrico e detergente	WH e WV	Guofen <i>et al.</i> (2010) <sup>1</sup>
	Solução nutritiva	WH e WV	Miranda (2014) <sup>1,3</sup>
Biológicos	Minhocas	WV	Davison <i>et al.</i> (2005) <sup>1</sup> Wang <i>et al.</i> (2010) <sup>1</sup> Li <i>et al.</i> (2011) <sup>1</sup> Atalla <i>et al.</i> (2020) <sup>1</sup>
	Biossurfactante ramnolipídeo	WH e WV	Du <i>et al.</i> (2016) <sup>1</sup>

<sup>1</sup>Referência de trabalhos que aplicaram o método. <sup>2</sup>Referência de trabalhos que citaram o método. <sup>3</sup>Referência de trabalhos realizados em wetlands horizontais. <sup>4</sup>Referência de trabalhos que aplicaram o método sem avaliar a eficiência na descolmatção.

Outros métodos com utilização de ozônio, enzimas, solução sulfocrômica, permanganato de potássio, solventes e sistema fenton, também foram consideradas como possíveis métodos de descolmatção, no entanto, foram descartados pela complexidade de aplicação, geração de

subprodutos ou efluentes com elevada periculosidade. Os trabalhos citados na tabela são discutidos nos itens a seguir.

### **3.5.1 Mudanças nas condições operacionais**

#### **3.5.1.1 Inversão do sentido de escoamento**

Baptestini *et al.* (2016) recomendam inversão do sentido de escoamento para atenuar a colmatção dos WHSS. Os autores afirmam que os próprios microrganismos e as plantas poderiam atuar como agentes descolmatantes. O aporte de nutrientes, mineralizados na região colmatada, pode facilitar a atuação dos microrganismos no material orgânico que está retido no leito. Contudo, este método deve ser previsto na etapa de projeto, pois pode haver necessidade de alteração de tubulações, declividades, dispositivos de distribuição e coleta, entre outros aspectos. Baptestini *et al.* (2016) recomendam que a mudança no sentido do escoamento deve ser realizada antes de o leito atingir elevado grau de colmatção, pois quanto mais colmatado o leito, maior a dificuldade para o líquido escoar e haver desobstrução do meio poroso.

Os autores implementaram a reversão no sentido do escoamento em seis WHSS, sendo duas unidades não plantadas, duas plantadas com capim Tifon 85 (*Cynodon* spp.) e duas plantadas com *Alternanthera* (*Alternanthera philoxeroides*). O monitoramento do escoamento superficial foi o critério adotado para avaliar a eficiência do método. Quando atingido 50% do comprimento do leito, foi realizada uma única reversão e em datas distintas para cada leito. Segundo os autores, a reversão no sentido do escoamento promoveu mudanças no comportamento do sistema, como extinção do escoamento superficial em todas as unidades, aumento da porosidade do leito, maior grau de degradação de matéria orgânica e aumento da disponibilidade de nutrientes no meio. Entretanto, os autores concluíram que a espera pelo avanço de 50% do escoamento superficial não foi a melhor escolha como critério operacional, pois esta variável não reflete o grau de colmatção em todo o perfil do leito, apenas a colmatção na superfície.

#### **3.5.1.2 Período de repouso**

O período de repouso é um procedimento aplicado rotineiramente em WV, com o objetivo de promover a oxidação do material orgânico acumulado na superfície do leito. Os sistemas verticais operam sempre com duas ou três unidades em paralelo e com alimentação alternada, ou seja, enquanto uma unidade está em alimentação, outras estão em repouso. Zhao *et al.* (2009) estudaram sistemas verticais em escala de laboratório e concluíram que a aplicação intermitente

do esgoto, com períodos suficientes, aumenta a vida útil do leito, devido à maior degradação dos sólidos voláteis. Leverenz *et al.* (2009) afirmam que este procedimento permite uma aceleração do metabolismo endógeno, além de contribuir para a remoção de patógenos. Como os sistemas horizontais possuem maiores requisitos de área, o período de repouso é menos aplicado.

As recomendações para o período de repouso em wetlands verticais diferem entre autores. Segundo Cooper *et al.* (1996) e Lahav *et al.* (2001), o repouso deve ocorrer entre 4 a 8 dias. Admon *et al.* (2005) recomendam interrupção na alimentação por 16 horas. Morvannou *et al.* (2015) afirmam que o período de repouso tradicional em sistemas verticais do tipo Francês é de 7 dias, para o primeiro estágio, e 7 dias para o segundo estágio. O período de repouso de 7 dias também foi utilizado em wetlands verticais, operando como primeiro estágio no tratamento de esgoto sanitário bruto, em condições especificamente brasileiras, por Zumalacarregui (2018). O autor observou maior remoção de matéria orgânica do que o tempo de repouso tradicional utilizado na França, reduzindo ainda mais os requisitos de área em sistemas verticais. Um período de repouso de 14 dias foi utilizado por Langergraber *et al.* (2003) em um WV em escala piloto. Os autores observaram que, após este período, o sistema voltou a operar normalmente.

Hua *et al.* (2017), dando continuidade ao trabalho desenvolvido em 2014 (HUA *et al.*, 2014), avaliaram o período de repouso em três WV em escala de laboratório, com o objetivo de aliviar a colmatação no leito. A duração do período de repouso foi determinada com base no tempo necessário para o ar atmosférico preencher completamente os poros do sistema. Os autores afirmaram que a evapotranspiração e intrusão de oxigênio eram os dois principais processos contribuintes para aliviar a colmatação durante o período de repouso. No entanto, o sistema precisava permanecer insaturado. Foi avaliado um período de repouso de 5 a 10 dias e os resultados de condutividade hidráulica aumentaram cerca de 1,4 vezes em 5 dias e 3 vezes em 10 dias. A evapotranspiração não foi o fator chave no processo, mas foi considerado como a força motriz para aliviar a colmatação do leito, além disso a taxa de difusão de oxigênio nos poros foi suficiente para oxidar e dispersar o biofilme, sendo essencial para aliviar a colmatação. Segundo os autores, três processos principais dominaram o período de descanso: 1) os microorganismos não conseguiram extrair nutrientes de fora da célula e, portanto, entraram em estado de respiração endógena, levando a uma diminuição da biomassa ativa e da substância polimérica extracelular; 2) o oxigênio difundiu-se nos poros do substrato, contribuindo para a

redução da massa de biofilme; 3) a redução do teor de água nos poros foi resultado da evapotranspiração. Segundo os autores, uma pequena redução no conteúdo de água dos poros levou a uma grande redução no volume de biofilme, devido a sua estrutura ser majoritariamente composta por água (cerca de 90%). Os autores afirmaram que o período de repouso é um método *in situ*, relativamente eficiente e não invasivo, podendo ser utilizado para retardar a colmatação do leito.

Períodos de repouso também são aplicados em wetlands para tratamento de lodo, no entanto, como as taxas de aplicação de sólidos nestes sistemas são bem maiores, quando comparado com os WV, os períodos de repouso em wetlands de lodo também precisam corresponder a este aumento. Larsen *et al.* (2017) avaliaram um período de 32 dias de repouso em uma unidade recebendo lodo excedente de uma estação de tratamento de esgotos por lodos ativados na Dinamarca. A estação possuía 14 leitos para tratamento de lodo, sendo que os períodos de repouso tradicionais aplicados variavam entre 44 a 75 dias. A redução no período de repouso de 32 dias, não foi informada, mas possivelmente foi utilizada para reduzir os requisitos de área. De acordo com os autores, à medida que o período de descanso prosseguia, o ar atmosférico adentrou no espaço poroso em todos os níveis de profundidade, contribuindo para a secagem e mineralização do lodo. Os autores não avaliaram a influência do período de repouso nas condições hidráulicas do leito, pois o objetivo do trabalho era avaliação da composição do gás produzido.

Uma metodologia de alimentação alternada foi avaliada por Pedescoll *et al.* (2011a) em WHSS. Neste estudo, nove unidades piloto operaram durante três anos, em paralelo, após tratamento primário (com decantador convencional) recebendo águas residuárias domésticas. Três unidades possuíam pré-tratamento com reator tipo HUSB e alimentação contínua, três unidades sem o reator HUSB e alimentação contínua, servindo como linha controle, e três unidades operando com ciclos de alimentação e repouso. Estas últimas três unidades foram alimentadas alternadamente em fases saturadas e insaturadas de um ciclo de quatro dias, sendo dois dias com o leito saturado, um dia com o leito permanecendo em repouso, sem receber alimentação e mais um dia com o leito drenado e em repouso. Em cada linha, duas unidades foram plantadas com *Phragmites australis* e uma mantida sem plantas. Através de análises de sólidos, foi possível perceber que as unidades que operaram com ciclos alternados de alimentação e repouso apresentaram um ligeiro maior acúmulo de sólidos do que as unidades que operaram com alimentação contínua. Os autores atribuíram que as condições drenadas do leito favoreceram

condições aeróbias e estimularam um maior crescimento do biofilme, que é menor quando as condições estão saturadas e com pouco oxigênio. No entanto, o regime de alimentação intermitente, causou um estresse hídrico na vegetação, resultando em menor desenvolvimento do sistema radicular. Os resultados mostraram que a diferença entre a acumulação dos sólidos não foi significativa entre os leitos que operaram com alimentação contínua e intermitente, em um período de três anos em operação. Em comparação com as unidades não plantadas, foi observado que a vegetação contribuiu para a colmatação do sistema, aumentando de 35 a 70% no total de sólidos, relacionado ao crescimento do sistema radicular. A condutividade hidráulica e a porosidade drenável, monitoradas neste estudo, se correlacionaram bem com os sólidos acumulados, com 74,5 e 89,2%, respectivamente. Os autores, consideraram que a condutividade hidráulica e a porosidade drenável são técnicas confiáveis para identificação da colmatação em WHSS e que a alimentação alternada não trouxe grande contribuição para o avanço da colmatação no leito.

Estudos sobre períodos de repouso em WHSS foram também realizados por Teixeira *et al.* (2018), na Universidade Federal de Viçosa, MG. Foram avaliados períodos de repouso de 7, 13, 24 e 40 dias, com o leito drenado e em três unidades piloto, sendo uma cultivada com capim Vetiver (*Chrysopogon zizanioides*), outra com Tifton 85 (*Cynodon spp.*) e outra mantida sem plantas. Os sistemas operaram no tratamento de esgoto municipal e possuíam o meio poroso parcialmente colmatado. Para avaliação da eficiência do método foram utilizados como variáveis a porosidade drenável, quantificação e caracterização dos sólidos, além do monitoramento da extensão do escoamento superficial. Foi observado um aumento exponencial na porosidade drenável com o período de repouso. Apenas no sistema sem plantas que a porosidade drenável se estabilizou após o 10º dia de repouso, não apresentando crescimento. Os autores observaram um aumento na porosidade drenável de 18, 19 e 39% em relação à porosidade inicial para o sistema sem plantas, plantado com Tifton 85 e Vertiver, respectivamente. Nos três leitos, não foram observados alteração no teor de sólidos voláteis com o período de repouso de 40 dias, indicando que a taxa de degradação da matéria orgânica pelos microrganismos é baixa.

Teixeira *et al.* (2018) ressaltaram que os sistemas não plantados permitiam maior incidência da radiação solar no leito, aumentando a desidratação dos sólidos acumulados, por conta disso os sistemas plantados necessitaram de maiores períodos de tempo para alcançar os mesmos resultados. Os resultados indicaram que o período de repouso foi mais efetivo na redução do

escoamento superficial do leito do que na redução da porosidade drenável. De acordo com os autores, o período de repouso é uma técnica de descolmatação de fácil aplicação, operacionalmente simples e que aumenta a vida útil do leito, no entanto, deve ser determinado para cada tipo sistema, levando em consideração o tipo de água recebida, a profundidade do leito, o tipo de meio suporte utilizado e as espécies de plantas cultivadas.

Knowles *et al.* (2011) destacam que sistemas operando em condições de clima frio e alta umidade relativa do ar podem requer um período de repouso mais longo do que sistemas localizados em climas quentes e secos. O regime de vento da região também contribui para a secagem do leito (HUA *et al.*, 2017). Hua *et al.* (2014) enfatizaram que o período de repouso deve favorecer a recuperação do leito e, ao mesmo tempo, ser favorável à sobrevivência da vegetação.

### 3.5.1.3 Retrolavagem

Outra técnica possível para promover a descolmatação é a retrolavagem, procedimento que é muito utilizado em Estações de Tratamento de Água. Esta técnica foi avaliada por Fei *et al.* (2010) em WV em escala de bancada. Os autores obtiveram resultados positivos e observaram aumento na condutividade hidráulica do leito, assim como aumento de 75% nas eficiências de remoção de DQO. Para WHSS, essa alternativa, no entanto, parece ser viável apenas para unidades de pequenos comprimentos, pois as perdas de carga geradas em sistemas maiores podem levar à necessidade de uma pressão elevada no momento da aplicação do método.

Todos os métodos discutidos até aqui possuem capacidade, apenas, de atenuar ou retardar o avanço da colmatação, não impedindo seu desenvolvimento. Nos próximos itens serão discutidos os métodos mais invasivos, que possuem o objetivo de restaurar as condições iniciais de escoamento previstas na etapa de projeto.

## **3.5.2 Aeração artificial**

Ouellet-Plamondon *et al.* (2006) utilizaram a aeração artificial em um WHSS em escala de mesocosmo para melhorar o desempenho do sistema durante o inverno. Os autores observaram que a aeração artificial aumentou a eficiência de remoção de sólidos e outros poluentes, como NTK e DQO e acreditam que a aeração artificial também atuou de forma física, aumentando os espaços vazios no interior do meio suporte com a movimentação das bolhas de ar. No estudo não foram avaliados os efeitos da aeração artificial na colmatação do leito. Embora sabe-se que

a aeração artificial aumenta a taxa de transferência de oxigênio, contribuindo para a degradação dos sólidos, ainda não é possível concluir sobre os efeitos na descolmatação do leito. Nivala *et al.* (2007) acreditam que a aeração artificial possa ser prejudicial para a colmatação, pois estimula a formação de subprodutos recalcitrantes e de precipitados de ferro.

### 3.5.3 Substituição do meio suporte

A medida comumente adotada para remediar a colmatação é a substituição de todo ou parte do meio suporte, porém, este é um método oneroso e implica interrupções na estação de tratamento (XU *et al.*, 2013), ou nas unidades envolvidas. Kadlec e Wallace (2009) calculam que, para a substituição do meio suporte de WHSS em Minnesota, EUA, gastou cerca de 10 a 19% do custo inicial da construção, além dos custos com a disposição do material retirado. Os autores afirmam que a substituição é uma opção onerosa e estimaram os custos com base na escavação do material colmatado, substituição por um material limpo, estabilização com cal do material sujo para eliminação de patógenos e reconfiguração da zona de entrada, visando reduzir a carga orgânica na seção transversal.

Pedescoll *et al.* (2009) afirmam que no início de 2008, a substituição parcial do meio suporte de um dos dois leitos, de 1.600 m<sup>2</sup>, de uma estação de tratamento de águas residuárias localizada no município de Gualba, Espanha, custou aproximadamente 130.000 euros, valor correspondente a mais de quatro vezes o valor anual de operação e manutenção para tais instalações, que é de cerca de 30.000 euros. UKWIR (2011), que é uma empresa sem fins lucrativos para pesquisas no setor de água do Reino Unido, recomenda que as concessionárias que utilizam wetlands para tratamento de águas residuárias domésticas reservem anualmente 3,75 libras por cada m<sup>2</sup> de unidade construída, para financiar a reforma do leito, estimando a vida útil dos sistemas em média de 8 anos.

Existem muitos inconvenientes na substituição do meio suporte. Além de ser uma obra onerosa e duradoura, a retirada do material no interior do leito pode levar a danos na impermeabilização do leito. Outro inconveniente é o longo período necessário para o desenvolvimento do biofilme e crescimento da vegetação no novo substrato, além da necessidade de replantio do leito (KADLEC e WALLACE, 2009; HUA *et al.*, 2014; MIRANDA *et al.*, 2016).

Caso este método seja adotado, recomenda-se avaliar a necessidade de substituição do meio suporte por um que tenha maior granulometria que o material anteriormente utilizado, a fim de



proporcionar um aumento da condutividade hidráulica, redução de caminhos preferenciais e zonas mortas, prologando a vida útil do sistema.

### 3.5.4 Lavagem do meio suporte

Na operação de lavagem, o meio suporte é removido, submetido a lavagem e recolocado no leito. Essa técnica é mais aconselhável do que a substituição do meio suporte, por ser mais sustentável e menos onerosa. Murphy *et al.* (2009) relatam uma economia de aproximadamente 55% ao utilizarem a lavagem e recolocação no leito, em comparação com a retirada, substituição e descarte do meio suporte de um WHSS de 300 m<sup>2</sup>. Pode ser empregada em todo o leito ou apenas em regiões onde a colmatação esteja em estágio mais avançado, que geralmente situam-se na zona de entrada. O procedimento de lavagem é indicado quando o sistema está em elevado grau de colmatação. Neste caso, técnicas como a aplicação de produtos químicos podem tornar-se onerosas, devido ao elevado consumo de reagentes. Pedescoll *et al.* (2009) recomendam realizar uma avaliação prévia do grau de colmatação do sistema, para que seja possível planejar antecipadamente a quantidade de meio suporte que necessariamente precisará ser lavado. Amostragem dos sólidos acumulados no leito poderá auxiliar na tomada de decisão sobre o procedimento de lavagem. Além de indicar o grau de colmatação do leito, permite inferir se são os sólidos fixos ou voláteis que estão em maiores quantidades. Se os sólidos fixos estiverem em maior proporção que os sólidos voláteis e se for constatado que essa maior parcela é a que mais contribui para a colmatação, então o método de lavagem é fortemente indicado.

O procedimento de lavagem é considerado sustentável, pois elimina a necessidade de enviar o meio suporte colmatado para aterro sanitário. Além do mais, há também economia com transporte para envio do material sujo ao aterro sanitário e economia com a aquisição de um novo material. Entre as desvantagens, estão os custos com o tratamento ou disposição dos biossólidos gerados no processo (KNOWLES e DAVIES, 2009; NIVALA *et al.*, 2012). Uma alternativa para a disposição dos biossólidos, oriundos do procedimento de lavagem, é o retorno ao sistema de pré-tratamento, quando for o caso. Outra desvantagem é que, após lavagem, pode ocorrer uma redução na granulometria do leito, pois com o atrito o material sofre desgaste e redução no tamanho efetivo. Se a redução do tamanho das partículas resultar em granulometria inferior à recomendada, pode haver comprometimento do sistema e redução da sua vida útil.

Para realização da lavagem é necessário interromper a operação do sistema por um longo período de tempo, podendo causar transtornos na rotina operacional da estação de tratamento.

Pode-se realizar a lavagem manualmente ou utilizando máquinas. No mercado existem vários equipamentos para lavagem de rochas e materiais britados, com tamanhos e configurações variados. Entre eles estão as peneiras vibratórias e rolos giratórios. São equipamentos utilizados em mineração, para lavagem de minérios e metais preciosos. A Figura 3-5 mostra, como exemplo, um equipamento utilizado na mineração, o qual pode ser empregado para limpeza de material filtrante em wetlands.

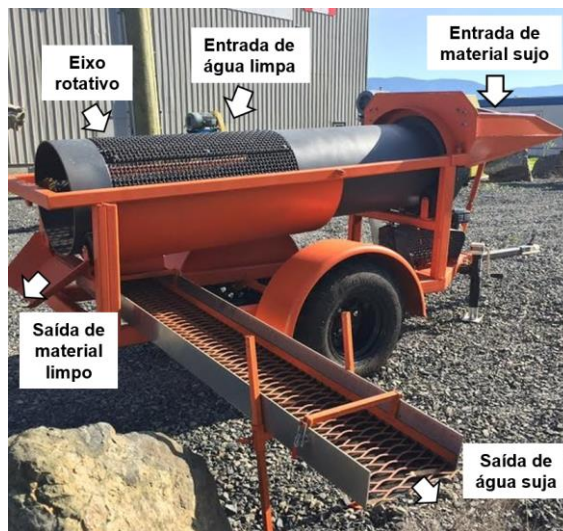


Figura 3-5: Equipamento para lavagem de rocha.  
Fonte: adaptado de Savona Equipment (2018).

Para aplicação em wetlands construídos, a empresa britânica ARM Reedbeds desenvolveu uma máquina de limpeza de meio suporte, evitando que o material seja encaminhado para aterro sanitário. A Figura 3-6 mostra uma destas máquinas, entretanto, não foi encontrado informação sobre seu funcionamento.



Figura 3-6: Equipamento para lavagem de meio suporte em wetlands.  
Fonte: ARM Group (2018).

### 3.5.5 Produtos químicos

Medidas econômicas e simplificadas vêm sendo estudadas para reduzir a colmatção e aumentar a vida útil dos leitos, sem que haja destruição ou paralisação do sistema por longos períodos. A aplicação de produtos químicos, principalmente os oxidativos, é uma destas medidas, e está descrita na literatura como uma técnica promissora na descolmatção de wetlands. São conhecidas como técnicas de solubilização, pois utilizam um agente químico, em sua forma líquida, para dissolver o agente colmatante, que se encontra na forma sólida. Uma variedade de produtos pode ser utilizada, como por exemplo: peróxido de hidrogênio, hipoclorito de sódio, hidróxido de sódio, ácido clorídrico, detergente, solução nutritiva, solução sulfocrômica, permanganato de potássio, entre outros. Eles podem ser utilizados separadamente ou combinados, inclusive com outros métodos de descolmatção (HANSON *et al.*, 2002; BEHRENDTS *et al.*, 2006a, 2006b; NIVALA e ROUSSEAU, 2009; HUA *et al.*, 2010; GUOFEN *et al.*, 2010). O peróxido de hidrogênio é o produto mais utilizado, devida à sua alta capacidade de oxidação e baixa geração de subprodutos.

#### 3.5.5.1 Peróxido de hidrogênio

O peróxido de hidrogênio é um poderoso agente oxidante que atua na degradação da matéria orgânica colmatante, sendo promissor na descolmatção de wetlands, tanto as de escoamento horizontal quanto vertical, pois não agride o meio suporte. A aplicação de pequenas doses de peróxido de hidrogênio já é suficiente para proporcionar a oxidação das substâncias colmatantes. No entanto, é necessário caracterizar os sólidos colmatantes antes de sua aplicação, pois, assim como qualquer outro agente oxidante, não irá atuar na fração de sólidos inorgânicos. Embora não seja inflamável, o peróxido de hidrogênio pode sofrer combustão espontânea, quando entra em contato com matéria orgânica e/ou alguns metais.

Hanson *et al.* (2002) foram os pioneiros na aplicação de peróxido de hidrogênio (H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>) concentrado, com o objetivo de restaurar o leito de algumas WHSS, tratando esgoto sanitário nos EUA. Os autores aplicaram 189 litros de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> (a 35%), na entrada de um sistema e adicionaram mais 200 litros de água para evitar o acúmulo de produto nesta zona. A aplicação foi realizada utilizando a tubulação de entrada do sistema. Antes da aplicação, os tubos foram limpos com o objetivo de remover o excesso de lodo e evitar o acúmulo excessivo de gases nas tubulações oriundos da reação. Segundo os autores, a aplicação do peróxido de hidrogênio foi um sucesso, pois observaram aumento da condutividade hidráulica do leito. Entretanto, houve

um transporte de sólidos para a região de saída do sistema. Os autores afirmam que a aplicação do peróxido de hidrogênio é uma solução mais econômica do que a troca do meio suporte e, na época, pagaram 0,92 dólares no litro do  $H_2O_2$  vendido a granel, resultando em um custo de cerca de 173 dólares para remediação de cada unidade.

Behrends *et al.* (2006a, 2006b) realizaram estudos em escala de laboratório e em escala de mesocosmo no Tennessee Valley Authority's, localizado em Muscle Shoals, EUA. O trabalho foi desenvolvido em um sistema de escoamento vertical do tipo *fill and drain* para o tratamento de efluente de aquacultura misturado com efluente sanitário, com aproximadamente 7 anos de operação e apresentando elevado grau de colmatção. O estudo em escala de laboratório, foi realizado em ambiente controlado de temperatura e agitação. Várias amostras foram coletadas de diferentes regiões do leito em escala de mesocosmo, compondo uma amostra de 20 litros de material colmatado. As amostras foram misturadas com 10 litros de água limpa e agitadas em uma betoneira. Após etapa de agitação, o líquido ficou em sedimentação por 24 h, para separação da parte sólida da líquida. O lodo semi-úmido foi utilizado para testes com diferentes doses de peróxido de hidrogênio, apresentados em Behrends *et al.* (2006a). O estudo em escala de mesocosmo está detalhado em Behrends *et al.* (2006b).

Behrends *et al.* (2006a) utilizaram o peróxido de hidrogênio concentrado (a 30%) no lodo e avaliaram sua mineralização, liberação de nutrientes, redução de volume e destruição da fração volátil. Doses de 0, 5, 10, 15, 20 e 25 mL de  $H_2O_2$  para cada 50 g de lodo úmido foram utilizadas em um experimento preliminar. Um segundo estudo, ainda em laboratório, foi realizado com o objetivo de comparar a eficiência de várias substâncias como métodos de descolmatção. As substâncias analisadas foram nutrientes nitrogenados ( $200\text{ mg L}^{-1}$  de N- $NH_4$  mais  $200\text{ mg L}^{-1}$  de N- $NO_3$ ) (N), uma formulação comercial de microrganismos secos (B), uma dose de peróxido de hidrogênio concentrado a 30% (P) e todas as combinações possíveis (NP, NB, PB e NPB).

No estudo preliminar de laboratório para avaliação das doses, foram utilizadas amostras de 50 gramas de lodo úmido com um teor de umidade de 82%. Os autores observaram uma rápida fluidização das amostras, com formação de bolhas, que durou cerca de 60 minutos. Ao analisar a relação entre sólidos fixos e sólidos voláteis, em função da dosagem de peróxido de hidrogênio, foi observado que o aumento da dose de  $H_2O_2$  foi proporcional à redução no teor de sólidos voláteis na amostra, seguindo uma remoção linear entre as doses de 5 e 20 mL de  $H_2O_2$ . Entre as dosagens de 20 e 25 mL de  $H_2O_2$  não foi observada diferença na redução de sólidos voláteis. A Figura 3-7 mostra os resultados deste ensaio.

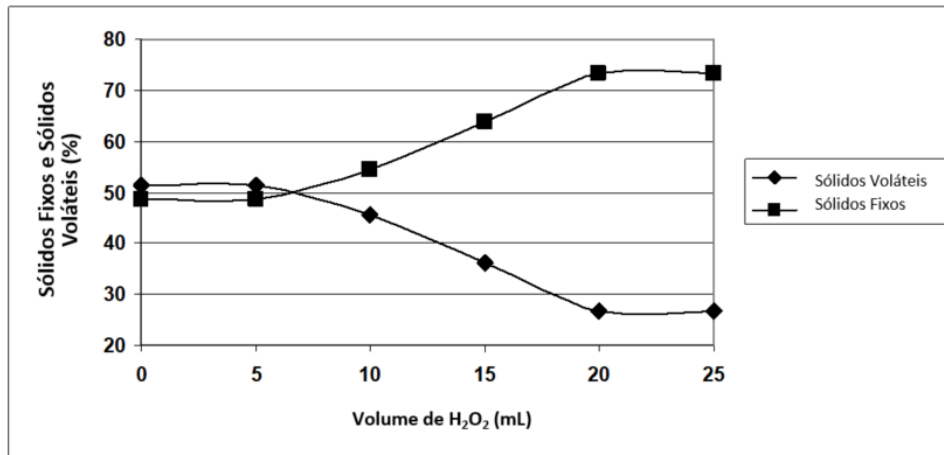


Figura 3-7: Relação entre sólidos fixos e sólidos voláteis em função da dosagem de peróxido de hidrogênio para cada 50 gramas de lodo úmido com teor de água de 82%.

Fonte: Adaptado de Behrends *et al.* (2006b).

Após aplicação das doses de peróxido de hidrogênio, foi realizado um monitoramento da concentração de DQO (da parte líquida apenas e da parte líquida contendo lodo), fósforo, série de nitrogênio (N-NO<sub>3</sub>, N-NH<sub>4</sub> e NTK) e alcalinidade durante 64 dias. O resultado com a dose de 25 mL H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> apresentou uma redução de 64% na DQO da fração líquida contendo lodo. Quando observada apenas a fração líquida, ou seja, o sobrenadante, foi identificado um aumento na DQO em relação à amostra controle (sem H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>). Os autores afirmam que o aumento da concentração de DQO no sobrenadante foi devido à solubilização do lodo. Houve também uma liberação de nutrientes e geração de alcalinidade no líquido, contribuindo para a nitrificação e desnitrificação da amostra.

Uma dose de 25 mL H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> foi escolhida para comparação com outros métodos de descolmatação, incluindo os nutrientes nitrogenados e um composto de microrganismos secos. Também foi utilizada uma amostra de 50 g lodo e distribuídas em 64 frascos de DBO para, posteriormente, serem adicionados os nutrientes, microrganismos e o peróxido de hidrogênio, nas devidas proporções. Os frascos foram colocados dentro de uma incubadora a 20 °C e agitados a 100 rotações por minuto. O teste durou um total de 64 dias. Após o início do teste, com adição das substâncias, houve elevação do potencial redox e das concentrações de oxigênio dissolvido, ultrapassando valores de 35 mg O<sub>2</sub> L<sup>-1</sup>. Neste experimento, também foi observada uma fluidização do lodo, seguida pela liberação de nutrientes e matéria orgânica lábil, a qual foi oxidado por processos químicos e biológicos. Os frascos que receberam o peróxido de hidrogênio tiveram reduções significativas nos sólidos voláteis, sendo maiores nos testes combinados com a solução nutritiva nitrogenada.

Após a conclusão dos estudos de laboratório, Behrends *et al.* (2006b) realizaram um estudo em escala de mesocosmo. Os autores aplicaram aproximadamente 35 litros de  $H_2O_2$  (30%) na célula que estava drenada e, em seguida, a água da célula saturada foi bombeada para a célula que possuía o  $H_2O_2$ , seguindo o processo *fill and drain*. Depois que a célula foi saturada, permaneceu por 45 minutos para ocorrência da reação. Em seguida, mais 35 litros de  $H_2O_2$  (30%) foram adicionados na célula que estava drenada, e a água tratada foi novamente bombeada para esta célula dando sequência ao ciclo de preenchimento e drenagem tradicional (o qual não foi informado).

Os autores observaram que o peróxido de hidrogênio reagiu com a matéria orgânica acumulada no leito, produzindo borbulhamento e uma intensa fluidização do lodo. Essa atividade foi facilmente observada quando a mistura água-peróxido atingiu a superfície do sistema, sendo mostrada na Figura 3-8.



Figura 3-8: Aplicação de peróxido de hidrogênio em wetlands verticais. Nota-se um borbulhamento na superfície do leito em virtude da reação de oxidação. Fonte: Behrends (2006b).

Segundo Behrends *et al.* (2006b), após 15 min de aplicação do peróxido de hidrogênio, iniciou-se a reação no leito com a produção de bolhas na superfície. A reação foi mais intensa no início do teste e diminuiu rapidamente após aproximadamente 2 horas. A fluidização do lodo ajudou a redistribuir o lodo do fundo para o topo do leito, contribuindo para melhoria do escoamento e nos sistemas de distribuição e drenagem. O monitoramento da qualidade da água foi realizado após 15 minutos da aplicação, na superfície e na região de fundo do leito (a 40 cm de profundidade), utilizando uma sonda portátil multiparamétrica YSI 600. A leitura do equipamento na região de fundo mostrou uma temperatura de 31,9 °C, condutividade elétrica



de  $891 \mu\text{S cm}^{-1}$ , pH de 6,81 e oxigênio dissolvido de  $30,7 \text{ mg L}^{-1}$ . Na parte superior do leito a temperatura estava em  $28 \text{ }^\circ\text{C}$ , condutividade elétrica de  $902 \mu\text{S cm}^{-1}$ , pH de 7,11 e oxigênio dissolvido de  $2,4 \text{ mg L}^{-1}$ . Durante os próximos 4 a 5 dias, o sistema apresentou forte odor de esgoto, indicando condições anaeróbias do leito. Não foi observada mortalidade das plantas após aplicação do peróxido de hidrogênio.

Behrends *et al.* (2006b) concluíram que o peróxido de hidrogênio é um potencial agente oxidante para restauração de wetlands, sendo um método não invasivo que reduz a concentração de sólidos voláteis e aumenta a condutividade hidráulica do leito. Segundo os autores, a fluidização do lodo contribuiu para deslocar o lodo de fundo para a superfície do leito e o lodo poderia ser bombeado para sistemas de tratamento, como leitos de secagem ou tubos geotêxtil. A combinação de nutrientes e microrganismos não proporcionaram redução no volume de lodo e nos sólidos voláteis.

Com base nos estudos de Behrends *et al.* (2006a, 2006b), foi possível obter uma equação para determinar o volume de peróxido de hidrogênio (30%) necessário para desobstruir o leito, em relação ao volume do material suporte e em relação à massa de sólidos voláteis. As equações são descritas a seguir:

$$9,30 \text{ L H}_2\text{O}_2 (30\%) \text{ por m}^3 \text{ de material suporte} \quad \text{Equação 4.13}$$

$$0,40 \text{ L H}_2\text{O}_2 (30\%) \text{ por kg de sólidos voláteis} \quad \text{Equação 4.14}$$

Dois estudos de aplicação do peróxido de hidrogênio para remediação de wetlands construídos em escala real foram apresentados por Nivala e Rousseau (2009), sendo um WHSS localizado em Minnesota, EUA, tratando águas residuárias municipais e outro WV localizado em Geel, na Bélgica, tratando águas residuárias de laticínios e águas residuárias domésticas. O WHSS possuía  $670 \text{ m}^2$ , enquanto que o WV possuía  $75 \text{ m}^2$ .

O WHSS encontrava-se em operação desde os anos 2000, apresentando grandes extensões de escoamento superficial e precisou de intervenção devido a desvios no padrão de lançamento de efluentes. Na época, foi realizada uma estimativa de custo para a troca do meio suporte no WHSS e para remediação com o peróxido de hidrogênio. A substituição do material suporte ficou com um orçamento muito elevado, em torno de 25 mil dólares, enquanto que para aplicação de peróxido de hidrogênio apenas na região de entrada do leito, onde a colmatação

era mais intensa, eram necessários 5 mil dólares. O WV iniciou sua operação em 1996, apresentando elevado grau de colmatção e problemas para infiltração da água residuária. O sistema apresentava um desempenho insatisfatório, apresentando maus odores e seria substituído por outro maior, dado o aumento da carga afluyente. Por conta disso seria objeto de estudo para a aplicação do peróxido de hidrogênio.

Nivala e Rousseau (2009) reforçaram que, antes e após o procedimento de aplicação do peróxido de hidrogênio, deve-se tomar medidas de segurança, pois o  $H_2O_2$  é um oxidante extremamente potente, principalmente em concentrações elevadas. Embora o sistema fosse pequeno, os autores decidiram ter duas pessoas totalmente equipadas com roupas de segurança para proceder a aplicação (conforme mostrado na Figura 3-9A). Enquanto uma pessoa aplicava o produto, a outra estava disponível para auxiliar em possíveis problemas. Os equipamentos de segurança utilizados no experimento foram: macacão de proteção do corpo inteiro, botas, luvas, óculos de segurança e escudo facial, sendo todos resistente a produtos químicos. As botas e luvas foram seladas para evitar que o produto penetrasse na roupa e entrasse em contato com a pele.



Figura 3-9: Aplicação de peróxido de hidrogênio em wetlands horizontais. A) Utilização do *tree jetter* para injeção do peróxido de hidrogênio no leito e utilização de equipamento de proteção individual. Observe a produção de vapor no momento de aplicação; B) detalhe da superfície do leito durante a reação, gerando bolhas em função da reação de oxidação. Fonte: Nivala e Rousseau (2009).

Os autores afirmaram que a reação do peróxido de hidrogênio com a matéria orgânica era imprevisível, podendo derreter as tubulações de entrada do sistema, por isso optaram por aplicar o peróxido de hidrogênio direto no leito. A aplicação no WHSS ocorreu quando o sistema possuía 7 anos de operação e foi realizada intervenção com o peróxido de hidrogênio apenas na zona de entrada do sistema, que possuía uma área de 160 m<sup>2</sup>, com profundidade de 0,45 m, totalizando um volume de 72 m<sup>3</sup>. Para a aplicação neste leito foi utilizando um *tree jetter*, visando ajudar na difusão do produto. O peróxido de hidrogênio chegou ao local em um



caminhão e a empresa fornecedora do produto disponibilizou uma bomba submersa, válvulas, mangueiras flexíveis de PVC e conexões para aplicar o produto no leito. A aplicação ocorreu com uma vazão de cerca de  $8 \text{ L min}^{-1}$ . Antes da aplicação, foi realizado o corte da parte aérea da vegetação, objetivando facilitar o acesso.

Nivala e Rousseau (2009) utilizaram a Equação 4.13 para determinar o volume necessário de peróxido de hidrogênio a ser aplicado no WHSS e adicionaram um fator de segurança de 2,5, resultando em um volume de 1.660 litros de  $\text{H}_2\text{O}_2$  (35%). No WV foi utilizada a Equação 4.14 para estimar o volume necessário, chegando a um volume de 100 litros de  $\text{H}_2\text{O}_2$  (35%) a um custo de 570 euros. Como o WV possuía uma área relativamente menor, o peróxido de hidrogênio foi aplicado manualmente utilizando um simples aspersor de jardim. As medidas de segurança também foram utilizadas nesta aplicação. Inicialmente, o produto foi diluído para evitar a forte reação que ocorreu no WHSS, mas como esta não foi observada, passou-se a aplicar o produto puro a 35%, no entanto, o processo oxidativo não foi forte.

De acordo com os autores, no WHSS a reação foi exotérmica, produzindo bolhas, vapor e um resíduo espumoso, que migrou em direção à saída do sistema. As nuvens de vapor apresentaram um odor distinto e extremamente pungente. O operador local observou que, dias após a aplicação, o efluente apresentou uma ligeira coloração de cor marrom-alaranjado, que destoava do efluente claro que foi amostrado no dia do experimento. Os autores atribuíram a mudança de coloração devido ao resultado da oxidação do material presente no leito. Foi observado um aumento na concentração de SST, atribuído ao resultado da liberação de biomassa particulada, não apenas através da oxidação química, mas também devido ao desgaste físico gerado pelo calor e bolhas liberadas durante o processo. No entanto, o desempenho do sistema não ficou comprometido depois da aplicação. O custo total com a aplicação de peróxido de hidrogênio no WHSS foi de 4.600 dólares, próximo dos valores estimados, que incluiu aquisição do produto, frete, equipamentos de segurança, mão-de-obra (duas horas do entregador mais 8 horas de trabalho de campo, a 75 dólares a hora) e acompanhamento da amostragem.

A aplicação no WV ocorreu após 12 anos do início de operação do sistema, sendo utilizados 100 litros de peróxido de hidrogênio (35%), que resultou em uma ligeira redução do lodo acumulado na superfície, em torno de 1 a 2 cm. Este resultado indicou que a dose utilizada foi baixa para a quantidade de lodo existente. Como consequência, ainda havia empoçamento de água na superfície do leito. Os resultados do monitoramento não mostraram perda na qualidade do efluente após a aplicação do peróxido de hidrogênio. Como a aplicação não foi satisfatória,

uma amostra (de 2 a 10 g) de lodo foi levada ao laboratório para posterior ensaio com 10 mL de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> (30%). Os resultados mostraram, que em média, 4,47 g de material orgânico foi oxidado, ou seja, seriam necessários 2,2 L H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> (30%) para cada kg de sólidos voláteis, valor muito superior aos reportados por Behrends *et al.* (2006b), que foram de 0,45 L H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> (30%) por kg de sólidos voláteis. Nivala e Rousseau (2009) atribuíram que as plantas e detritos vegetais contribuíram para o maior consumo de reagente e recomendam retirar o máximo de material antes da aplicação.

Nivala e Rousseau (2009) concluíram o trabalho afirmando que o peróxido de hidrogênio é um método promissor para remediar a colmatção em wetlands, no entanto, recomendam adotar medidas cautelosas no momento da aplicação. Os autores relatam que a aplicação do produto no WHSS foi realizada sob o ponto de vista de um engenheiro consultor, onde um fator de segurança foi utilizado para calcular o volume de produto, garantindo um alto nível de oxidação. Embora os resultados tenham sido bem-sucedidos, os autores afirmaram que resultados semelhantes poderiam ser obtidos utilizando um volume menor de peróxido de hidrogênio. A aplicação no WV seguiu uma abordagem acadêmica, buscando determinar as doses necessárias para oxidação da matéria orgânica no leito. O volume de peróxido de hidrogênio reagiu apenas com uma parcela do lodo acumulado na superfície, não atuando na camada subsuperficial, como resultado, pouca mudança foi observada. Os autores reforçaram a necessidade de contabilizar toda a biomassa acumulada na superfície e recomendaram investir em pesquisas para definição das doses de aplicação.

#### 3.5.5.2 Outros produtos

Guofen *et al.* (2010) estudaram a aplicação de quatro tipos de produtos que são capazes de dissolver ou dispersar materiais acumulados nos poros do leito. Reações de oxidação, redução e de propriedades ácidas/alcalinas são as reações envolvidas neste processo. Os produtos avaliados neste trabalho foram: hidróxido de sódio (NaOH), de propriedade alcalina em concentração de 5,0 g L<sup>-1</sup>, ácido clorídrico (HCl), de propriedade ácida em concentração de 5,0 mL L<sup>-1</sup>, hipoclorito de sódio (NaClO), como agente oxidante na concentração de 5,0 mL L<sup>-1</sup> e detergente da marca Diao, fabricado na China, com concentração de 5,0 g L<sup>-1</sup>. A função de adicionar NaOH e NaClO foi dissolver a proteína e os polissacarídeos da matéria orgânica colmatante e a função de adicionar HCl foi de liberar o gás anaeróbico que envolve os sólidos colmatantes. Os solventes foram adicionados sobre o leito de um WV plantado com *Typha latifolia*, em escala de laboratório, e deixados em reação por aproximadamente 8 horas. Após o

período de reação, o líquido do sistema foi drenado e descartado. Esse procedimento foi realizado diariamente até que o volume efetivo de poros e a taxa de infiltração permanecessem constantes. Os resultados mostraram que a taxa de infiltração e a porosidade do leito aumentaram em função do aumento das doses em todos os produtos. Foram levantadas duas hipóteses para a ocorrência da solubilização: ou a estrutura dos sólidos foi quebrada ou parte foi dissolvida. O detergente apresentou um resultado negativo, gerando grande quantidade de espuma na água de dissolução e foi descartado como um produto de remediação. Na adição de HCl foi observada uma grande produção de bolhas e geração de H<sub>2</sub>S, resultando em um forte odor. Os autores afirmaram que os três solventes testados eram promissores (NaOH, HCl e NaClO), mas destacaram o NaClO com o melhor desempenho, apesar de ter sido prejudicial às raízes das plantas. O NaClO foi o produto que apresentou a maior redução nos níveis de colmatação, com aumento na taxa de infiltração do leito e aumento da porosidade em 69%, quando comparado com a condição original. Na pesquisa não foram evidenciados efeitos negativos nas plantas e no biofilme a longo prazo.

Miranda (2014) avaliou a aplicação de uma solução nutritiva à base de nitrogênio em seis WHSS em escala piloto, totalmente colmatados, após terem sido utilizados no tratamento de águas residuárias de suinocultura. A autora preparou uma solução à base de nitrogênio, misturando-se 8 kg de fertilizante ureia (45% de N) em 3,5 L de água destilada. A solução foi preparada semanalmente e armazenada em reservatórios e, em seguida, foi bombeada de forma contínua, durante 24 h, para o interior das unidades a uma vazão de 46 mL min<sup>-1</sup>. Entre as seis unidades de estudo, duas foram plantadas com capim Tifton 85 (*Cynodon* spp.), duas plantadas com alternantera (*Alternanthera philoxeroides*) e duas mantidas sem plantas, servindo como unidades controle. A caracterização do material colmatante do meio poroso das unidades experimentais indicou que a maior parcela era constituída por sólidos fixos, com porcentagens de 95, 84 e 82%, nas unidades não plantada, plantada com tifton 85 e plantada com alternantera, respectivamente. A autora observou que os sistemas plantados acumulavam/produziam mais sólidos voláteis e que estavam mais colmatados, quando comparado com os sistemas não plantados, sendo que a contribuição do tecido vegetal morto pode ter sido a principal fonte de colmatação. Para avaliar o efeito da aplicação da solução nutritiva como método de descolmatação, Miranda (2014) realizou uma comparação entre a série de sólidos (sólidos totais, fixos totais e voláteis totais) e carbono facilmente oxidável, antes e após a aplicação da solução. A autora também efetuou testes de condutividade hidráulica e acompanhou o escoamento superficial.

Os resultados da pesquisa indicaram que a passagem da solução nutritiva, durante 55 dias, proporcionou reduções entre 11 a 33%, no teor de sólidos voláteis totais nas unidades plantadas. A condutividade hidráulica em meio saturado foi determinada ao longo do comprimento dos leitos, em frações de 1º, 2º e 3º terços, antes e depois da utilização da solução nutritiva. Os resultados indicaram, respectivamente, aumentos de 7%, 13% e 0,1% no sistema não plantado e de 21%, 11% e 7% no sistema plantado com Tifton 85. No sistema plantado com alternantera foi evidenciado aumento apenas no 1º terço de 52%, e no 2º terço de 6%, enquanto no 3º terço houve diminuição na condutividade hidráulica. O escoamento superficial foi reduzindo gradativamente ao longo do tempo e, a partir da quarta semana de aplicação da solução nutritiva, não foi observado escoamento superficial na unidade não plantada. Nas unidades plantadas com alternantera e Tifton 85, o escoamento superficial desapareceu a partir da quinta semana de passagem da solução nutritiva. Não foi observado desaparecimento do escoamento superficial no leito plantado com alternantera, sendo que o maior valor de redução foi durante a sétima semana (49 dias de aplicação de solução nutritiva), com 72%. A conclusão do trabalho de Miranda (2014) foi que a aplicação da solução nutritiva à base de nitrogênio contribuiu para redução no escoamento superficial nos leitos, redução na concentração de sólidos voláteis do material colmatante, assim como um aumento na condutividade hidráulica das unidades estudadas.

### 3.5.6 Minhocas

As minhocas atuam abrindo caminhos e galerias no solo e podem realizar a mesma atividade no leito de wetlands, favorecendo o escoamento da água residuária. Davison *et al.* (2005) parecem ter sido os pioneiros da utilização de minhocas para descolmatar WHSS. Os autores observaram minhocas presentes no lodo acumulado em várias wetlands em escala real no norte da Austrália e decidiram estudar o comportamento das minhocas em escala de mesocosmo. No estudo, os autores relataram que as minhocas revolveram a colmatação do leito e contribuíram para a redução da matéria orgânica em 56%, no entanto, não foi informado sobre a sobrevivência das minhocas em meio saturado. Wang *et al.* (2010) também utilizaram minhocas para reduzir a colmatação em WV em escala piloto, utilizando areia como meio suporte, e obtiveram resultados satisfatórios. Atalla *et al.* (2020) observaram que sistemas WV em escala piloto com a presença de minhocas possuíam maiores valores de condutividade hidráulica (0,11 a 0,14 m h<sup>-1</sup>), quando comparados com um sistema sem minhocas (0,07 a 0,09 m h<sup>-1</sup>). Os autores utilizaram 0,526 kg de minhocas m<sup>-2</sup> e afirmam que a presença destes organismos era uma

medida preventiva da colmatção e que contribuam para a transformação dos sólidos orgânicos e inorgânicos em partículas mais finas, através dos mecanismos de ingestão.

Li *et al.* (2011) introduziram minhocas em seis WV totalmente colmatadas e concluíram que a adição de 0,5 kg de minhocas m<sup>-2</sup> pôde contribuir para a redução da colmatção em 10 dias, sem afetar a qualidade do efluente. Neste estudo ficou evidenciado que as minhocas reduziram pela metade os sólidos acumulados no leito, transformando as partículas orgânicas não dissolvidas em matérias dissolvidas, além de contribuir para a remoção de nitrogênio e fósforo. Os autores afirmaram que utilizar minhocas foi uma solução de baixo custo para descolmatção e que é método aplicado somente em WV, pois os sistemas operam de forma intermitente e em meio não saturado, apresentando umidade e circulação de ar, condição fundamental para a sobrevivência e reprodução das minhocas. O meio saturado dos WHSS é desfavorável para a sobrevivência das minhocas.

### 3.5.7 Outros métodos

Outro método para reverter a colmatção em wetlands é utilizar o biossurfactante ramnolipídeo (RL). Os biossurfactantes são moléculas produzidas por microrganismos, facilitando a emulsão de hidrocarbonetos em água e são uma alternativa aos surfactantes químicos, porém com elevada biodegradabilidade, baixo custo e baixa toxicidade (DAS e MUKHERJEE, 2007). Os RL são uma classe de glicolipídios produzidos por bactérias *Pseudomonas aeruginosa* que possuem alto rendimento produtivo, além serem um solvente (RIKALOVIC *et al.*, 2012). A RL também tem leves efeitos estimuladores nas populações microbianas e aumenta a atividade de decomposição, sendo muito utilizado na compostagem (SHI *et al.*, 2006).

Du *et al.* (2016) utilizaram o biossurfactante ramnolipídeo como maneira de reduzir a colmatção em WV em escala de laboratório. Segundo os autores, o RL é um tratamento novo de solubilização utilizando substâncias poliméricas extracelulares (EPS), combinando segurança e eficiência. Os resultados do trabalho mostraram uma melhora significativa na solubilização e dispersão do material colmatado após a aplicação. Os autores observaram que a dose de 0,09 a 0,15 g L<sup>-1</sup> de RL foi capaz de alterar a composição microbiana do leito e teve um efeito positivo no crescimento de microrganismos. Além disso, verificou-se que a dose aplicada aumentou a dissolução e dispersão do EPS, sendo benéfica para a liberação de enzimas, resultando em um aumento na eficiência de remoção. Neste estudo não foi observado um efeito prejudicial na vegetação. Os resultados indicaram que a dosagem ideal de RL foi de 0,12 g L<sup>-1</sup>

para reverter a colmatção em WV. O RL foi capaz de solubilizar o material colmatante, favorecendo as condições de escoamento no leito. Os autores classificaram o RL como uma técnica promissora para descolmatção em wetlands.

### **3.6 Controle estatístico do processo**

O controle estatístico do processo (CEP) é uma ferramenta estatística que permite, caso aplicada com sucesso, a redução sistemática da variabilidade nas características do produto de interesse, contribuindo para a melhoria da qualidade de um determinado processo (RIBEIRO e CATEN, 2002). O CEP tem como principal objetivo realizar o controle eficaz da qualidade, assegurando que as características de interesse se mantenham dentro de limites preestabelecidos. Caso ocorra falha no sistema, medidas de correção e melhorias devem ser tomadas, visando manter o produto, ou objeto avaliado, dentro dos limites aceitáveis.

O CEP começou a ser utilizado na indústria na década de 1920 e apenas nos anos 2.000 começou a ser aplicado em estações de tratamento de água, uma vez que a água é um produto que precisa permanecer dentro dos limites de qualidade para a promoção da saúde pública (MONTGOMERY e RUNGER, 2003; SMETI *et al.*, 2007; ARAUJO *et al.*, 2011).

De acordo com Aizenchtadt *et al.* (2008), a aplicação do CEP em ETE possui algumas deficiências, como: a ferramenta só é eficiente em processos que tenham dados de entrada estatisticamente estáveis (o esgoto possui variabilidade alta); os processos biológicos são complexos e não podem ser baseados apenas na análise dos dados de saída. Dificilmente os valores efluentes de uma ETE irão se comportar como os de um processo industrial. Na indústria não há mudanças dos parâmetros de entrada e saída, a menos que exista um problema no processo produtivo ou na matéria prima, desta forma os valores possuem um maior controle e menor variabilidade.

Em todo processo produtivo existe variabilidade e, na maior parte dos casos, é uma condição inevitável de ocorrer, sendo um fator natural do processo, conhecido como “ruído de fundo”, resultado de um efeito acumulativo de um conjunto de causas. O processo apresenta-se como aceitável quando o ruído de fundo é relativamente pequeno. Um processo que apresenta elevada variabilidade, em relação ao ruído de fundo, pode ser considerado como fora de controle ou inaceitável. O CEP é uma excelente ferramenta estatística para identificar e eliminar a variabilidade indesejada do processo (MONTGOMERY e RUNGER, 2003). A variabilidade é um desvio inerente, mas pode ser controlada pelo CEP através do gráfico de controle. Shewhart

(1981) afirma que um processo é dito como controlado quando, através do uso de experiências passadas, pode-se prever a probabilidade em que os valores observados estarão dentro dos limites indicados. No caso de tratamento de esgotos, Aizenchtadt *et al.* (2008) classificaram os desvios em duas categorias: desvios de entrada (fatores externos) e desvios do sistema (fatores internos). Os desvios externos são suavizados pelo próprio sistema de tratamento. De acordo com von Sperling *et al.* (2020) a variabilidade dos dados, no contexto das estações de tratamento, pode estar relacionada a duas possíveis causas: i) causas não atribuíveis (também chamadas causas aleatórias ou comuns), são causas inerentes ao processo, como variações das vazões, concentrações, características dos afluentes e das condições ambientais. Sua ocorrência é típica de um processo operando sob controle estatístico; ii) causas atribuíveis (também chamadas causas especiais), são as causas que surgem de maneira repentina ou anormal e podem ser identificadas e potencialmente eliminadas do sistema, como falhas mecânicas e problemas operacionais. Em geral, apenas as causas atribuíveis são suscetíveis à intervenção.

No entanto, von Sperling *et al.* (2020) afirmam que, desde que adequadamente caracterizadas as incertezas e a variabilidade dos dados, os gráficos de controle podem, de fato, ser utilizados para monitorar a qualidade das estações de tratamento de água e esgoto. Os dados de monitoramento de ETE são dinâmicos, passando por turnos (dia/noite) e também possuem mudanças a longo prazo, em função da colmatção, por exemplo.

Segundo Ribeiro e Caten (2002), existem dois tipos de erros no monitoramento de um gráfico de controle. O erro tipo I é quando há probabilidade de se considerar um processo fora de controle, quando, na verdade, ele está sob controle. O erro tipo II é a probabilidade de se considerar o processo sob controle, quando, na verdade, ele está fora de controle e depende do deslocamento da média e dos limites de controle adotados.

O CEP clássico da indústria depende da característica univariada (quando cada variável é estudada isoladamente e de forma descritiva). Em muitas aplicações, no entanto, a qualidade dos produtos deve ser caracterizada por alguma relação funcional entre uma variável de resposta e suas variáveis explicativas. Nesta modalidade, presume-se que a qualidade do produto seja caracterizada por características univariadas, ou seja, relativo a apenas uma variável independente. O CEP assume ainda uma associação linear entre uma resposta  $Y$  e sua covariável  $X$ , assim é possível construir um gráfico de controle. Quando a linearidade não é uma opção, os modelos não lineares são geralmente introduzidos (WEI *et al.*, 2012).

Segundo Montgomery (2009), existem sete ferramentas utilizadas no CEP: histograma, planilha de verificação, diagrama de Pareto, diagrama de causa e efeito, diagrama de concentração de defeitos, diagrama de dispersão e gráfico de controle. Os gráficos de controle são construídos por meio dos dados de monitoramento de um determinado processo, e têm a função de identificar/detectar qualquer evidência de que a média do processo e sua dispersão não estejam operando a níveis estáveis (PORTAL ACTION, 2019). Entre as variantes dos gráficos de controle, podem-se citar: gráficos de controle para médias (gráfico  $\bar{X}$ ); gráficos de controle para variação de processo (gráfico R); gráfico de controle para proporção de falha (gráfico-p) e gráfico de controle para o número de defeitos por item (gráfico c) (VON SPERLING *et al.*, 2020). O gráfico de controle para médias, que também é conhecido como carta de controle, é a ferramenta mais utilizada do CEP e será melhor abordado neste trabalho. É aplicado para diferenciar as variações no processo e auxiliar na necessidade de intervenção no sistema (JARVIS, 2008). No eixo das ordenadas tem-se a característica do produto ou daquilo que está sendo analisado. No eixo das abscissas é mostrado o número de amostras ou tempo. Basicamente, existem três linhas paralelas ao eixo da abscissa que são denominadas por linha central (LC), definida a partir do valor médio das amostras, o limite superior de controle (LSC) e limite inferior de controle (LIC). Os limites de controle também são conhecidos como limites de especificação, limites de confiança ou de previsão. São calculados com base em um número múltiplo do desvio-padrão ( $\sigma$ ), que também são comumente denominados como “sigma”.

De acordo com o Portal Action (2019), um processo está fora de controle se um ou mais dos critérios listados abaixo forem encontrados nos gráficos de controle. Os critérios, baseados no Teste de Nelson, são listados abaixo:

- 1 ponto mais do que 3 desvios padrão a partir da linha central;
- 7 pontos consecutivos no mesmo lado da linha central;
- 6 pontos consecutivos, todos aumentando ou diminuindo;
- 14 pontos consecutivos, alternando acima e abaixo;
- 2 de 3 pontos consecutivos maior que 2 desvios padrão a partir da linha central (mesmo lado);
- 4 de 5 pontos consecutivos maior que 1 desvio padrão a partir da linha central (mesmo lado);
- 15 pontos consecutivos dentro de 1 desvio padrão da linha central (qualquer lado);
- 8 pontos consecutivos maior que 1 desvio padrão a partir da linha central (qualquer lado).



O Teste de Nelson é utilizado para detecção de causas especiais, aplicáveis em gráficos de controle da média de dados e de medidas individuais. Ao total são oito critérios, sendo que uma única falha evidencia a presença de causas especiais.

O objetivo do gráfico de controle para médias é auxiliar na visualização, buscando detectar as causas de variação e identificar se o sistema está dentro ou fora de controle. Quando os pontos estão dentro dos limites nenhuma ação é necessária, ou seja, o processo está estável. No entanto, se algum ponto se posicionar fora dos limites há evidências de que o processo está fora de controle, necessitando de investigações (SHEWHART, 1981; FOLLADOR, 2010). A Figura 3-10 apresenta, como exemplo, um gráfico de controle.

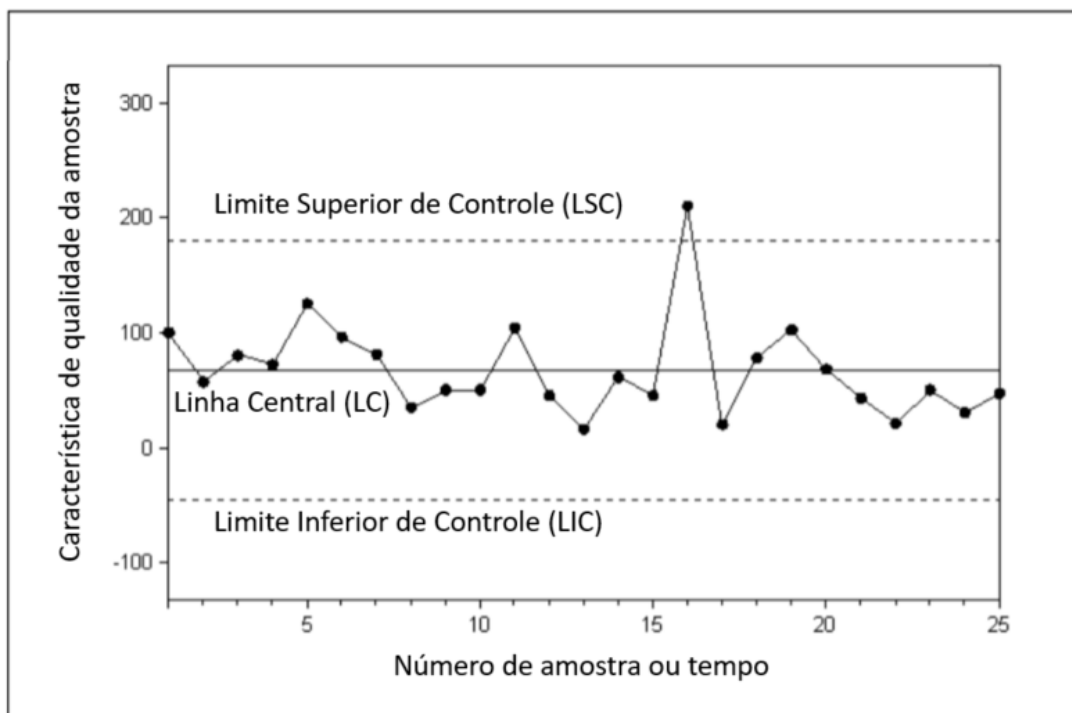


Figura 3-10: Exemplo de um gráfico de controle para médias.  
Fonte: adaptado de Hart e Hart (2007).

Os limites de controle são usualmente calculados com base em 3-sigma, no entanto, para situações de alerta, pode ser utilizado o 2-sigma ou até o 1-sigma. Quando os limites de especificação são calculados com base em 3-sigma, possuem a probabilidade de um ponto estar 99,73% dentro dos limites e 0,27% fora dos limites (GILBERT, 1987; RIBEIRO e CATEN, 2002). Na Figura 3-11 é mostrado um gráfico de controle com os intervalos de previsão utilizando vários valores da variável normal padrão ( $Z$ ), onde  $Z$  está diretamente associado ao desvio padrão ( $\sigma$ ), a média da população ( $\mu$ ) e a variável ( $X$ ). Nota-se que, quanto mais afastado na média (linha central), maior a probabilidade de ocorrência de dados.

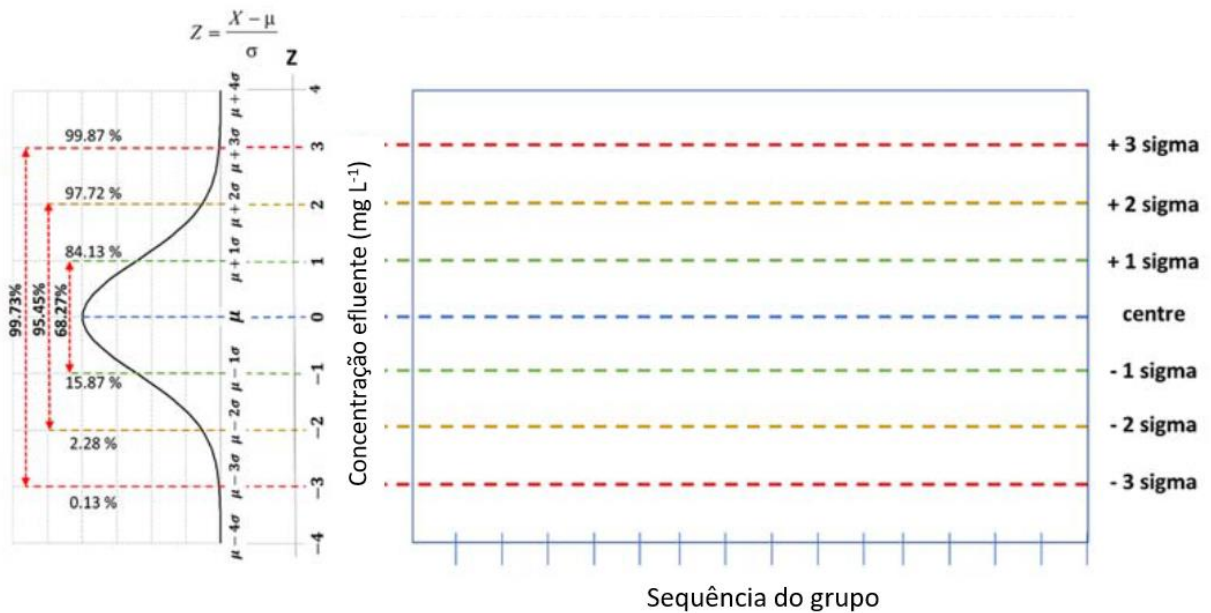
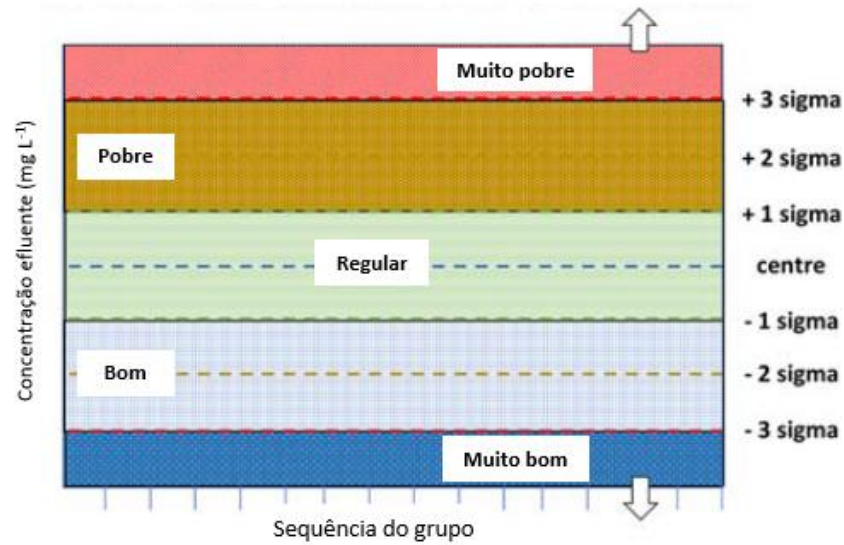


Figura 3-11: Gráfico de controle para médias com os intervalos de previsão (valores  $\sigma$ ) utilizados para monitorar a porcentagem de pontos que ficarão dentro de um intervalo específico, assumindo uma distribuição normal. Fonte: adaptado de von Sperling *et al.* (2020).

Segundo von Sperling *et al.* (2020), o controle do produto final de uma indústria possui objetivos diferentes quando comparados com uma estação de tratamento. Na indústria, a qualidade do produto final deve estar o mais próximo da linha central, indicando pouca variabilidade do produto. Desde que a linha central represente um valor que reflita bem as especificações, é possível inferir que, quanto mais próximo da linha central, melhor será a operação e o controle do processo. Na estação de tratamento a lógica é diferente. Por se tratar de um poluente, pode-se julgar que quanto menor for sua concentração no efluente final, melhor a operação e o controle do processo. Neste sentido, para as estações de tratamento, seria injusto dizer que valores abaixo da linha central e, especialmente, abaixo do limite inferior de controle, indicam que um sistema está fora de controle. Os autores sugerem utilizar o histórico do sistema, quando apresentava um desempenho satisfatório, para estabelecer os limites de controle. A partir disso seria possível utilizar alguns conceitos com uma nomenclatura apropriada para cada situação, conforme apresentado na Figura 3-12. Os dados utilizados para cálculo dos valores médios, desvios-padrão e linhas de controle, devem ser coletados quando o sistema encontra-se em condições normais de operação e dados de monitoramento a longo prazo.

**GRÁFICOS DE CONTROLE PARA ESTAÇÕES DE TRATAMENTO**  
(classificação de zonas com base no julgamento das características dos efluentes)



**GRÁFICOS DE CONTROLE PARA ESTAÇÕES DE TRATAMENTO**  
(classificação de zonas com base no passado histórico de uma operação regular)

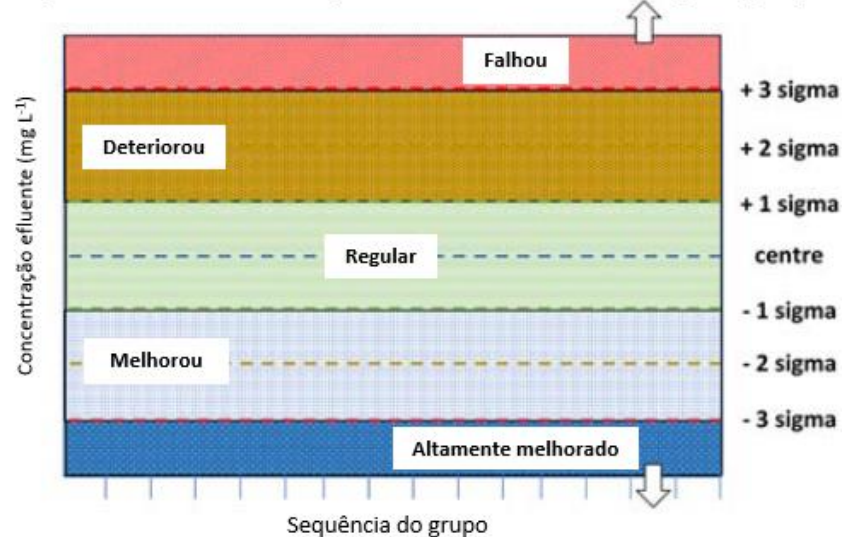


Figura 3-12: Proposta de classificação das zonas operacionais para as características dos efluentes de uma estação de tratamento. Fonte: adaptado de von Sperling *et al.* (2020).

Nesta abordagem, quanto menor a concentração efluente de um sistema de tratamento de esgotos, melhor será sua classificação. Quando se trata de eficiências de remoção a lógica se inverte, sendo os maiores valores associados à melhor classificação. Na Figura 3-12 são mostrados dois exemplos, a característica efluente de uma estação pode estar regular, pobre, boa, muito pobre ou muito boa. A operação do sistema, com base em seu histórico de monitoramento, pode ter melhorado, deteriorado, altamente melhorado ou falhado, por exemplo. Estas são algumas abordagens que o gráfico de controle pode compreender, em função da variável adotada, do histórico do sistema ou da nomenclatura utilizada.

No âmbito do presente estudo, reconhece-se que um sistema de tratamento como os wetlands, com insuficiência de variáveis de manipulação para o controle do processo não torna atrativa a utilização das ferramentas do CEP. No entanto, elas foram utilizadas aqui para caracterizar as condições de deterioração e colapso no desempenho do processo, que potencialmente motivariam os procedimentos de descolmatação. Desta forma, o CEP foi um instrumento de diagnóstico, e não de controle operacional rotineiro.

## 4 HISTÓRICO DO SISTEMA EM ESTUDO

Para melhor entendimento das ações e resultados apresentados e discutidos neste trabalho, há que se destacar o histórico dos trabalhos previamente realizados neste mesmo sistema de tratamento. Por este motivo, neste capítulo, será apresentada uma descrição detalhada do histórico, buscando, também, atender ao primeiro objetivo específico. Provavelmente esta tese será a última a ser desenvolvida pelo grupo de pesquisa nestes wetlands horizontais, tais como foram projetados e construídos, justificando a análise retrospectiva e a consolidação do conhecimento acumulado.

Para completar a avaliação do impacto da colmatção no sistema, necessitou-se de um aprofundamento em todo seu histórico operacional, para se ter uma melhor compreensão de todo o seu funcionamento e as intervenções realizadas. Como este trabalho termina com uma intervenção extrema no sistema, via aplicação do peróxido de hidrogênio, praticamente fechando um ciclo de pesquisas, julgou-se importante ter esta visão histórica do sistema ao longo de todo o seu período operacional.

Ao longo dos 13 anos de operação (de 2007 a 2020), os wetlands horizontais, unidade plantada e não plantada, objetos deste estudo, foram instrumentos para realização de diversas pesquisas na UFMG, gerando, até o presente momento, cerca de 50 trabalhos em eventos, revistas, além de teses, dissertações e um trabalho de conclusão de curso (TCC). A Tabela 4-1 mostra um levantamento dos trabalhos desenvolvidos nos wetlands horizontais até o presente momento. Em seguida é apresentada uma revisão dos principais trabalhos desenvolvidos, sintetizando os métodos utilizados, os principais resultados e as conclusões relevantes.

Tabela 4-1: Trabalhos desenvolvidos nos wetlands horizontais da UFMG (listados em ordem cronológica).

<b>Referência</b>	<b>Tipo</b>	<b>Título</b>
Dornelas (2008)	Dissertação	Avaliação do desempenho de wetlands horizontais subsuperficiais como pós-tratamento de efluentes de reatores UASB
Dornelas <i>et al.</i> (2009)	Revista internacional	Performance evaluation of planted and unplanted subsurface-flow constructed wetlands for the post-treatment of UASB reactor effluents
De Paoli (2010)	Dissertação	Análise de desempenho e comportamento de wetlands horizontais de fluxo subsuperficial baseado em modelos hidráulicos e cinéticos
De Paoli e von Sperling (2010)	Evento internacional	Comparison between simple performance models applied to planted and unplanted subsurface-flow constructed wetlands for the post-treatment of UASB reactor effluents
Von Sperling <i>et al.</i> (2010)	Revista internacional	Comparison between polishing (maturation) ponds and subsurface flow constructed wetlands (planted and unplanted) for the post-treatment of the effluent from UASB reactors
Costa <i>et al.</i> (2011)	Evento nacional	Desempenho de wetlands de fluxo horizontal subsuperficial vegetadas e não vegetadas atuando como pós-tratamento de efluente sanitário de reator UASB
De Paoli e von Sperling (2011)*	Evento nacional	Avaliação da colmatção em wetlands de escoamento horizontal subsuperficial: comportamento dos sólidos e da condutividade hidráulica
Von Sperling <i>et al.</i> (2012)	Evento internacional	Performance and behaviour of planted and unplanted units of a horizontal subsurface flow constructed wetland system based on a four-year study
De Paoli e von Sperling (2013a)	Revista internacional	Evaluation of clogging in planted and unplanted horizontal subsurface flow constructed wetlands: solids accumulation and hydraulic conductivity reduction
De Paoli e von Sperling (2013b)*	Evento nacional	Avaliação das condições hidrodinâmicas de wetlands de escoamento horizontal subsuperficial (unidades plantada e não plantada)
De Paoli e von Sperling (2013c)	Revista nacional	Avaliação das condições hidrodinâmicas de wetlands construídos de escoamento horizontal subsuperficial (unidades plantada e não plantada)
Costa (2013)	Tese	Remoção de poluentes em um sistema de alagados construídos atuando como pós-tratamento de efluente de reator UASB e de filtro biológico percolador
Costa <i>et al.</i> (2013a)	Evento nacional	Influência de plantas na remoção de matéria orgânica e nutrientes em um sistema alagado construído de escoamento horizontal subsuperficial, atuando como pós-tratamento do efluente de um sistema reator UASB – filtro biológico percolador
Costa <i>et al.</i> (2013b)	Evento nacional	Avaliação do desempenho de sistemas de alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial tratando efluente de reator UASB
Costa <i>et al.</i> (2013c)	Evento internacional	Avaliação do desempenho de wetlands de escoamento horizontal subsuperficial tratando efluente de reator UASB

<b>Referência</b>	<b>Tipo</b>	<b>Título</b>
Costa <i>et al.</i> (2013d)	Revista internacional	Performance and behaviour of planted and unplanted units of a horizontal subsurface flow constructed wetland system treating municipal effluent from a UASB reactor
Von Sperling e De Paoli (2013)	Revista internacional	First-order COD decay coefficients associated with different hydraulic models applied to planted and unplanted horizontal subsurface-flow constructed wetlands
Von Sperling (2014)*	Evento internacional	Comparison of small treatment systems: UASB-ponds, UASB-horizontal wetlands and vertical wetlands
Von Sperling (2015)	Revista internacional	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)
Barreto <i>et al.</i> (2015a)*	Evento nacional	Respirometria com amostras indeformadas: uma metodologia inovadora para investigação de parâmetros cinéticos em leitos de wetlands construídos horizontais subsuperficiais em escala real
Barreto <i>et al.</i> (2015b)	Revista nacional	Respirometria com amostras indeformadas: uma metodologia inovadora para investigação de parâmetros cinéticos em leitos de wetlands construídos horizontais subsuperficiais em escala real
Barreto <i>et al.</i> (2015c)	Revista internacional	Field application of a planted fixed bed reactor (PFR) for support media and rhizosphere investigation using undisturbed samples from full-scale constructed wetlands
Vasconcellos (2015)	Dissertação	Avaliação das condições de oxirredução em sistema alagado construído de escoamento horizontal subsuperficial
Vasconcellos <i>et al.</i> (2015a)	Evento nacional	Influência da vegetação nas condições ambientais em sistema alagado construído de escoamento horizontal subsuperficial tratando esgoto doméstico após reator UASB
Vasconcellos <i>et al.</i> (2015b)	Evento nacional	Avaliação da metodologia do reator de leito fixo aplicada em campo para representar um sistema alagado construído de escoamento horizontal subsuperficial
Costa <i>et al.</i> (2015)	Revista internacional	Role of vegetation ( <i>Typha latifolia</i> ) on nutrient removal in a horizontal subsurface-flow constructed wetland treating UASB reactor–trickling filter effluent
Matos <i>et al.</i> (2015a)	Evento nacional	Influência da presença de plantas nas condições hidrodinâmicas de sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial
Matos <i>et al.</i> (2015b)*	Evento nacional	Uso de traçador salino para avaliação da colmatção em sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial
Matos <i>et al.</i> (2015c)	Revista nacional	Uso de traçador salino para avaliação da colmatção e das condições hidrodinâmicas em sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial
Matos <i>et al.</i> (2015d)	Evento nacional	Caracterização dos sólidos retidos para estudo da gênese da colmatção em sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial
Matos (2015)	Tese	Colmatção em sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial: principais fatores e métodos de identificação em unidades plantadas e não plantadas

<b>Referência</b>	<b>Tipo</b>	<b>Título</b>
Barreto (2016)	Tese	Contribuição da zona de raízes em sistemas alagados construídos de escoamento subsuperficial horizontal para tratamento de efluentes sanitários
Barreto <i>et al.</i> (2016)	Evento internacional	Respirometry in real scale horizontal subsurface flow constructed wetlands: using undisturbed samples for investigating kinetic parameters
Matos <i>et al.</i> (2016a)	Evento internacional	Clogging in constructed wetlands: estimation of médium porosity by ground-penetrating radar
Matos <i>et al.</i> (2016b)*	Evento internacional	Difficulties and modifications in the use of available methods for hydraulic conductivity measurements in highly clogged horizontal subsurface flow constructed wetlands
Matos <i>et al.</i> (2017a)	Revista internacional	Difficulties and modifications in the use of available methods for hydraulic conductivity measurements in highly clogged horizontal subsurface flow constructed wetlands
Barreto <i>et al.</i> (2017)	Evento nacional	A presença e o tipo de vegetação aumentam a biomassa aeróbia nos wetlands de escoamento horizontal subsuperficial?
Matos <i>et al.</i> (2017b)	Revista internacional	Key factors in the clogging process of horizontal subsurface flowconstructed wetlands receiving anaerobically treated sewage
Matos <i>et al.</i> (2017c)*	Evento nacional	Avaliação do desempenho de sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial ao longo de oito anos de operação
Matos <i>et al.</i> (2018a)	Revista nacional	Colmatação e desempenho de sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial ao longo de oito anos de operação
Costa <i>et al.</i> (2018)	Revista nacional	Avaliação do desempenho de sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial tratando efluente de reator UASB, com base em quatro anos de monitoramento
Matos <i>et al.</i> (2018b)	Revista internacional	Clogging in horizontal subsurface flow constructed wetlands: influencing factors, research methods and remediation techniques
Rosa (2018)	TCC	Avaliação da aplicabilidade de métodos físicos e químicos de descolmatação de um wetland construído de escoamento horizontal subsuperficial
Vasconcellos <i>et al.</i> (2018)*	Evento internacional	From start-up to heavy clogging: performance evaluation of horizontal subsurface flow constructed wetlands during ten years of operation
Vasconcellos <i>et al.</i> (2019)	Revista internacional	From start-up to heavy clogging: performance evaluation of horizontal subsurface flow constructed wetlands during 10 years of operation
Matos <i>et al.</i> (2019)	Revista internacional	Clogging in constructed wetlands: Indirect estimation of medium porosity by analysis of ground-penetrating radar images
Vasconcellos <i>et al.</i> (2019)	Evento nacional	Influência da vegetação em um wetland construído de escoamento horizontal subsuperficial operando durante onze anos



<b>Referência</b>	<b>Tipo</b>	<b>Título</b>
Rosa <i>et al.</i> (2019)	Evento nacional	Avaliação da aplicabilidade de métodos físicos e químicos de descolmatação em wetlands construídos de escoamento horizontal subsuperficial
Vasconcellos e von Sperling (2019)	Evento nacional	Avaliação da deterioração e colapso em wetlands de escoamento horizontal subsuperficial em estágio avançado de colmatação utilizando controle estatístico de processo
Vasconcellos e von Sperling (s/d)	Evento nacional	Descolmatação de wetlands construídos de escoamento horizontal subsuperficial utilizando peróxido de hidrogênio

\* Trabalhos apresentados em eventos que foram publicados em revistas.

#### 4.1 Construção do sistema e início da operação

O sistema iniciou a operação em junho de 2007 com duas unidades operando em paralelo. Uma unidade foi plantada com *Typha latifolia* (taboa) e a outra mantida sem plantas, servindo como unidade controle. Cada unidade foi projetada para receber uma vazão de  $7,5 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ , resultando em um equivalente populacional de 50 habitantes e possui 25 m de comprimento por 3 m de largura com 0,40 m de profundidade do leito preenchido com escória de alto forno (altura do líquido de 0,30 m). O sistema recebeu, durante a maior parte do tempo, efluente de reator UASB no tratamento de esgoto tipicamente sanitário. Apenas durante um período específico (de agosto de 2011 a novembro de 2013) que as unidades receberam efluente de um filtro biológico percolador operando como pós-tratamento de reator UASB.

Dornelas (2008) acompanhou a construção do sistema (Figura 4-1), o início da operação, plantio e crescimento da vegetação (Figura 4-2) e os primeiros cortes da parte aérea (Figura 4-3). O fundo das unidades possui inclinação de 0,5% e foi impermeabilizado com 20 cm de argila compactada. Os taludes do sistema foram impermeabilizados com geomembrana de PEAD com 0,8 mm de espessura e as duas unidades foram divididas por um muro de alvenaria, impermeabilizado, com 0,9 m de altura. Mais detalhes construtivos e operacionais sobre o sistema serão apresentados no Item 5.2.



Figura 4-1: Wetlands horizontais em etapa de construção. Fonte: Dornelas (2008).



Figura 4-2: Vegetação após plantio e em estágio de crescimento. Fonte: Dornelas (2008).



Figura 4-3: Vegetação desenvolvida e primeiro corte da parte aérea. Fonte: Dornelas (2008).

Dornelas (2008) realizou o monitoramento das unidades em seus primeiros oito meses de operação e observou uma excelente qualidade no efluente final, principalmente em termos de matéria orgânica e sólidos suspensos totais. Os valores médios das concentrações efluentes e eficiências de remoção com base na carga removida, das unidades plantada e não plantada, são apresentados na Tabela 4-2.

Tabela 4-2: Valores médios da concentração efluente e eficiência de remoção das unidades plantada (WHP) e não plantada (WHNP) nos 8 primeiros meses de operação. Fonte: Dornelas (2008).

Parâmetro	Concentração efluente (mg L <sup>-1</sup> )		Eficiência de remoção (%)	
	WHP	WHNP	WHP	WHNP
DBO	15	19	79	64
DQO	42	64	83	66
SST	3	5	95	89
NT	27	33	56	29
N-NH <sub>3</sub>	25	29	-	-
PT	1,2	1,5	67	47
Coliformes Totais*	9,0 x 10 <sup>5</sup>	2,0 x 10 <sup>6</sup>	95,8	88,6
<i>E. coli</i> *	1,3 x 10 <sup>5</sup>	4,6 x 10 <sup>5</sup>	98	91

As eficiências de remoção foram calculadas com base na carga removida (vazão x concentração).

\*Unidade em NMP 100 mL<sup>-1</sup>.

Em sua pesquisa, Dornelas (2008) concluiu que a unidade plantada apresentou um melhor desempenho quando comparada com a unidade não plantada, em termos de concentração efluente e eficiência de remoção para DBO, DQO, NT, N amoniacal, fosfato e *E. coli.*, realizando o teste estatístico de Wilcoxon. Em termos de fósforo total, não houve diferença significativa entre as unidades, entretanto, em termos de fosfato a diferença mostrou-se significativa, com maior remoção na unidade plantada. O autor atribuiu a melhor remoção de fosfato na unidade plantada em razão deste elemento estar prontamente disponível para a absorção das plantas. Além da pouca contribuição das plantas, o fósforo pode ser removido no sistema através da adsorção e precipitação no interior do meio suporte. A remoção de fósforo pode ser intensificada no sistema em estudo pela composição da escória de alto forno, que possui elevadas concentrações de cálcio, possibilitando a formação de precipitados de fosfato de cálcio no interior do leito (KADLEC e WALLACE, 2009).

Dornelas (2008) observou uma perda de água na unidade plantada de 42% e na unidade não plantada de 22%, atribuídos a evapotranspiração, na unidade plantada, e evaporação na unidade não plantada. Durante todo o período operacional, a unidade plantada apresentou perdas de água maiores que a unidade não plantada e as diferenças entre as duas unidades foram significativas.

Na análise do tecido vegetal da *Typha latifolia*, em termos de macro e micronutrientes, Dornelas (2008) observou que o conteúdo de cálcio estava com valores duas vezes mais elevados do que os reportados pela literatura e atribuiu este fenômeno à composição da escória de alto forno. Os valores são apresentados na Tabela 4-3.

Tabela 4-3: Composição de macro e micronutrientes do tecido vegetal da *Typha latifolia*.  
Fonte: Dornelas (2008).

Referência	Macronutrientes (dag kg <sup>-1</sup> de matéria seca)						Micronutrientes (mg kg <sup>-1</sup> de matéria seca)				
	N	P	K	Ca	Mg	S	B	Fe	Cu	Zn	Mn
Dornelas (2008)	1,39	0,26	2,05	1,52	0,19	0,13	10	109	2	25	335
FAO (2008)	1,30	0,20	2,40	0,73	0,17	0,17	-	120	37	30	412

Em relação ao meio suporte, Dornelas (2008), realizou um ensaio de porosidade e obteve valores de 40% de volume de vazios. No ensaio granulométrico o autor concluiu que o meio suporte possui  $d_{10}$  igual a 19 mm e coeficiente de desuniformidade ( $d_{60}/d_{10}$ ) igual a 1,2.

Na composição química do meio suporte, Dornelas (2008) encontrou os seguintes elementos: silício, alumínio, titânio, ferro, cálcio, magnésio e oxigênio, sendo que o cálcio foi o elemento que mais predominou nos ensaios de solubilização do meio suporte, com concentrações de 6,74 mg L<sup>-1</sup>. Pequenas quantidades de potássio (1,30 mg L<sup>-1</sup>), sódio (0,20 mg L<sup>-1</sup>), alumínio (0,55 mg L<sup>-1</sup>), molibdênio (0,20 mg L<sup>-1</sup>), ferro (0,64 mg L<sup>-1</sup>), manganês (0,01 mg L<sup>-1</sup>), magnésio (0,60 mg L<sup>-1</sup>) e cobre (0,03 mg L<sup>-1</sup>) também foram encontradas no ensaio de solubilização. Em relação aos ensaios de lixiviação de metais, o sódio foi o elemento mais presente, com uma concentração de 1.149,5 mg L<sup>-1</sup>, entretanto, o autor comenta que o ácido acético, utilizado em tal análise, contribuiu para a lixiviação deste elemento. Assim como no ensaio de solubilização, a lixiviação também mostrou que o cálcio estava com concentrações acima dos demais elementos, com 112,4 mg L<sup>-1</sup>. Pequenas quantidades de outros elementos também foram encontradas, como potássio (6,15 mg L<sup>-1</sup>), alumínio (3,25 mg L<sup>-1</sup>), molibdênio (0,20 mg L<sup>-1</sup>), ferro (44,65 mg L<sup>-1</sup>), manganês (2,34 mg L<sup>-1</sup>), magnésio (12,25 mg L<sup>-1</sup>) e cobre (0,03 mg L<sup>-1</sup>).

Dornelas (2008) concluiu que a unidade plantada apresentou melhor desempenho para a grande maioria dos parâmetros analisados, apesar disso, a unidade não plantada também apresentou remoção satisfatória de matéria orgânica e sólidos. O autor endossa que a unidade não plantada possui uma menor simplicidade operacional, visto que não há necessidade de realizar o corte da parte aérea da vegetação. Outro ponto destacado é com relação aos cuidados operacionais com o reator UASB, no sentido de realizar os descartes periódicos de lodo no intuito de evitar aporte de sólidos nos wetlands.

Em estudo posterior, Dornelas *et al.* (2009) realizaram uma correlação entre os dados de DQO e a taxa de aplicação orgânica superficial aplicada nas unidades plantada e não plantada. Os gráficos desta correlação são apresentados na Figura 4-4. Os autores observaram que taxas de aplicação orgânica mais elevadas implicam em concentrações efluentes mais elevadas. Observaram também que a inclinação da curva de melhor ajuste é maior na unidade não plantada, sugerindo que é provável que sejam alcançadas concentrações efluentes mais elevadas para a mesma taxa de aplicação orgânica superficial.



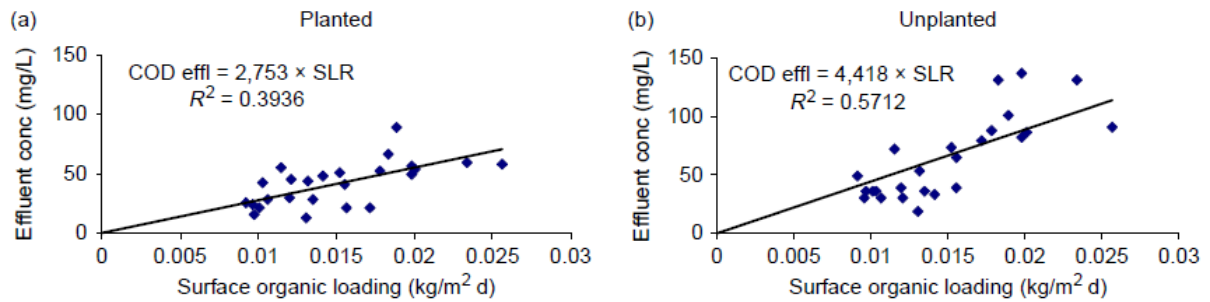


Figura 4-4: Relação entre a concentração efluente de DQO e a taxa de aplicação orgânica superficial (kg DQO m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>), sendo (a) unidade plantada e (b) unidade não plantada. Fonte: Dornelas *et al.* (2009).

Dornelas *et al.* (2009) também calcularam o coeficiente K (a 20 °C) de remoção de DBO e DQO das duas unidades (modelo de fluxo em pistão) e chegaram a um valor de K de remoção de DBO igual a 0,59 d<sup>-1</sup> para unidade plantada e 0,45 d<sup>-1</sup> para a unidade não plantada. O coeficiente K de remoção de DQO da unidade plantada foi igual a 0,73 d<sup>-1</sup> e da unidade não plantada igual a 0,48 d<sup>-1</sup>. Os autores observaram que os coeficientes de remoção da unidade plantada são maiores do que os da unidade não plantada e que os valores estão abaixo dos reportados pela literatura, possivelmente em virtude de as unidades operarem como sistema de pós-tratamento. Para cálculo do coeficiente K, os autores assumiram que o sistema possui fluxo em pistão, devido ao fato de as unidades serem alongadas (relação comprimento/largura = 8,5), e os valores foram calculados utilizando os resultados das concentrações afluentes (C<sub>o</sub>) e efluentes (C) do monitoramento. O tempo de detenção hidráulica (TDH) utilizado, já considerando a porosidade, foi o TDH teórico de 1,2 dias e o coeficiente temperatura ( $\theta$ ) adotado foi de 1,06, de acordo com Crites *et al.* (2006). As equações para cálculo do coeficiente de remoção K de DBO e DQO são descritas nas Equações 4.1 e 4.2.

$$C = C_o \cdot e^{-k \cdot TDH} \quad \text{Equação 4.1}$$

$$K_T = K_{20} \cdot \theta^{(T-20)} \quad \text{Equação 4.2}$$

## 4.2 Avaliação do desempenho e comportamento hidrodinâmico

Em seguida, De Paoli (2010) avaliou o desempenho e comportamento do sistema durante dois anos de operação, que incluiu os dados de monitoramento realizado por Dornelas (2008). O autor também observou excelentes resultados em termos de remoção de matéria orgânica e sólidos suspensos totais. As eficiências médias globais, com base na carga removida e para o período avaliado, foram de 94 e 98% em termos de DBO, para as unidades plantada e não

plantada, respectivamente, e de 93 e 98% para SST. O autor observou que a presença das plantas esteve associada a diferenças significativas na remoção de NTK, com eficiências de 39% na unidade plantada e 29% na unidade não plantada. Para remoção de *E. coli*, a vegetação também aparentemente contribuiu significativamente, com eficiências de 99,99% na unidade plantada e 99,9% na unidade não plantada. Em relação ao fósforo total, a eficiência da unidade plantada foi de 53% e 49% para a unidade não plantada. O autor atribuiu a elevada remoção de fósforo devido ao meio suporte (escória siderúrgica), uma vez que a assimilação das plantas possui baixos valores reportados pela literatura. Brasil (2005) encontraram 1,6% de remoção de fósforo pela *Typha latifolia* em um WHSS tratando esgotos domésticos e Calijuri *et al.* (2009), operando um sistema análogo, encontrou valores de 6,7 a 8,9%, dependendo das condições operacionais.

De Paoli (2010), assim como Dornelas (2008), observou uma maior perda hídrica na unidade plantada, com médias de 30% e de 23% de perdas na unidade não plantada. Quando realizado o teste estatístico, observou-se uma diferença significativamente maior na unidade plantada. Este resultado demonstra a importância de efetuar o cálculo da eficiência com base na carga removida, uma vez que as perdas hídricas influenciam na concentração efluente e, no caso da unidade plantada, as eficiências podem ser subestimadas pela maior concentração de poluentes no efluente final.

De Paoli (2010) destaca que não se pode atribuir a diferença das perdas hídricas apenas pela transpiração das plantas, pois, provavelmente, o valor da transpiração da unidade plantada é superior à diferença entre os sistemas. E, também, a evaporação na unidade plantada é menor que na unidade não plantada, devido ao sombreamento que as plantas e restos vegetais realizam no leito e ao isolamento térmico que a vegetação realiza. Outro ponto importante discutido pelo autor é o ganho de água associado à precipitação, sendo que, em alguns momentos, houve vazões efluentes acima das vazões afluentes no sistema. Segundo o autor, o regime semanal de medição da vazão e o horário de medição (realizado frequentemente no período da manhã), também podem ocultar o comportamento hídrico do sistema, pois medições pontuais e os horários de medições não são representativas, visto que a maior perda de água se dá no final da tarde (quando a temperatura está mais alta e a umidade do ar está mais baixa). Outros fatores, como o corte da parte aérea da vegetação, radiação solar, umidade relativa do ar e sazonalidade, também influenciam no balanço hídrico das unidades, por isso um estudo hidrológico mais aprofundado se torna importante.

Ao analisar o decaimento das concentrações de DQO filtrada ao longo do comprimento das unidades e levando em consideração as perdas hídricas, De Paoli (2010) observou um comportamento semelhante entre a unidade plantada e não plantada e observou que a concentração de DQO filtrada decresceu exponencialmente. Estes resultados são apresentados na Figura 4-5. A redução de DQO foi de aproximadamente 75% no primeiro terço do leito, sendo que houve pouca redução nos trechos finais de ambas unidades.

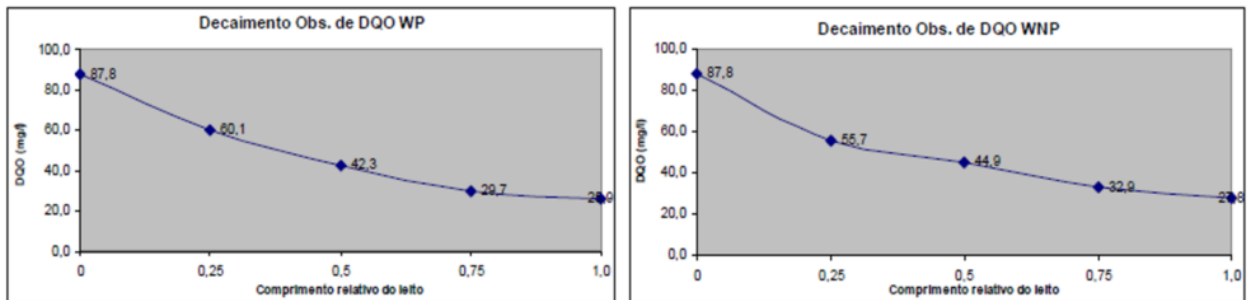


Figura 4-5: Decaimento da concentração média de DQO filtrada ao longo do comprimento das unidades plantada e não plantada, considerando as perdas por evapotranspiração.

Fonte: De Paoli (2010).

Após um ano de operação, De Paoli (2010) observou o surgimento de escoamento superficial indesejado no início dos leitos, como mostrado na Figura 4-6. Com dois anos de operação, o escoamento superficial encontrava-se com uma extensão de 6 m na unidade plantada e 2 m na unidade não plantada. O autor observou que a unidade plantada acumulava/produzia mais sólidos, principalmente sólidos voláteis e que os sólidos estão em maior concentração no trecho inicial do leito.

A distribuição dos sólidos nos leitos plantados e não plantados, ao longo do comprimento, foram caracterizados por De Paoli (2010) e são apresentados a seguir (Figura 4-7 e Figura 4-8). Em ambas as unidades, cerca de 80% dos sólidos foram caracterizados como sólidos fixos. A massa de sólidos presentes no primeiro terço do comprimento da unidade plantada foi de duas a três vezes maior que a massa encontrada na mesma região da unidade não plantada. Apesar desta grande diferença, a relação entre sólidos intersticiais e sólidos aderidos seguiu o mesmo padrão entre as unidades, com uma relação próxima de 5,0 na zona de entrada e de 1,5 na zona de saída dos leitos. Desta forma, a porosidade do leito foi mais obstruída com sólidos intersticiais do que com adesão de biofilme, o que intensificou a diminuição da condutividade hidráulica.





Figura 4-6: Surgimento do escoamento superficial no início das unidades plantada (esquerda) e não plantada (direita). Fonte: De Paoli (2010).

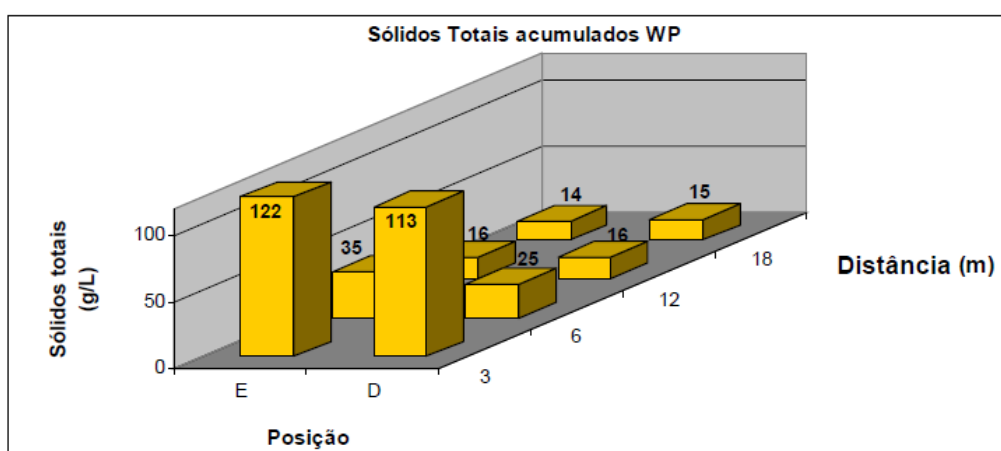


Figura 4-7: Distribuição de sólidos totais no meio filtrante ao longo da unidade plantada. E = lado esquerdo; D = lado direito. Fonte: De Paoli (2010).

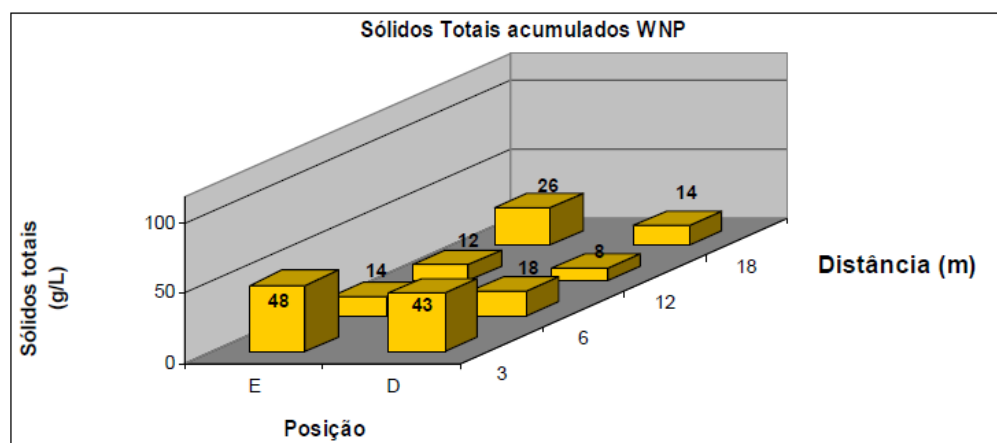


Figura 4-8: Distribuição de sólidos totais no meio filtrante ao longo da unidade não plantada. E = lado esquerdo; D = lado direito. Fonte: De Paoli (2010).

Os sólidos acumulados em ambos os leitos, ocuparam os espaços vazios, diminuindo a condutividade hidráulica e causando o escoamento superficial indesejado. Os resultados dos ensaios de condutividade hidráulica, realizados por De Paoli (2010), mostraram uma relação

inversa ao acúmulo de sólidos e são apresentados nas Figura 4-9 e Figura 4-10. O autor concluiu que a unidade plantada possuía menor condutividade hidráulica em todos os pontos do leito e maior variação dos valores, quando comparado com a unidade não plantada. Em conformidade com os resultados de condutividade hidráulica no leito plantado com as observações de campo, De Paoli (2010) atribuiu que os caminhos preferenciais do líquido foram causados pelo crescimento das raízes das plantas.

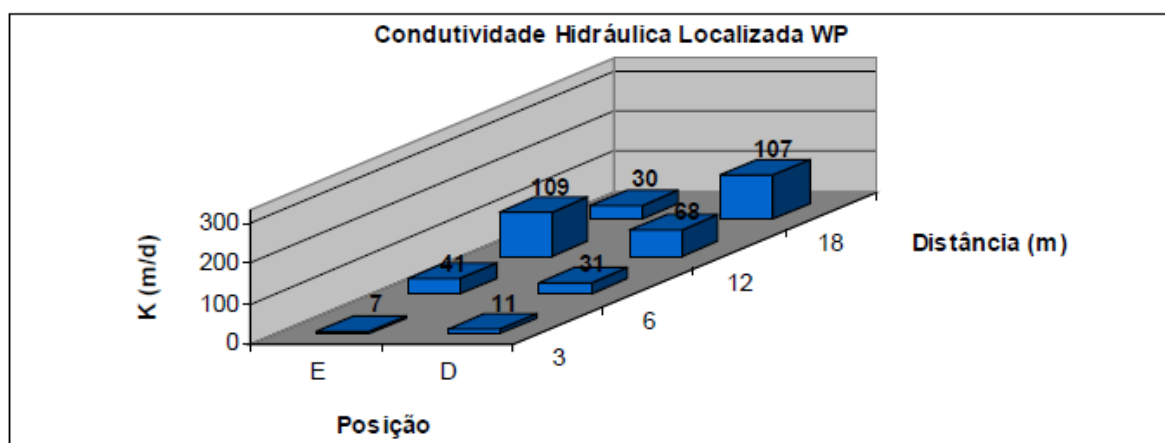


Figura 4-9: Distribuição da condutividade hidráulica no meio filtrante ao longo da unidade plantada. E = lado esquerdo; D = lado direito. Fonte: De Paoli (2010).

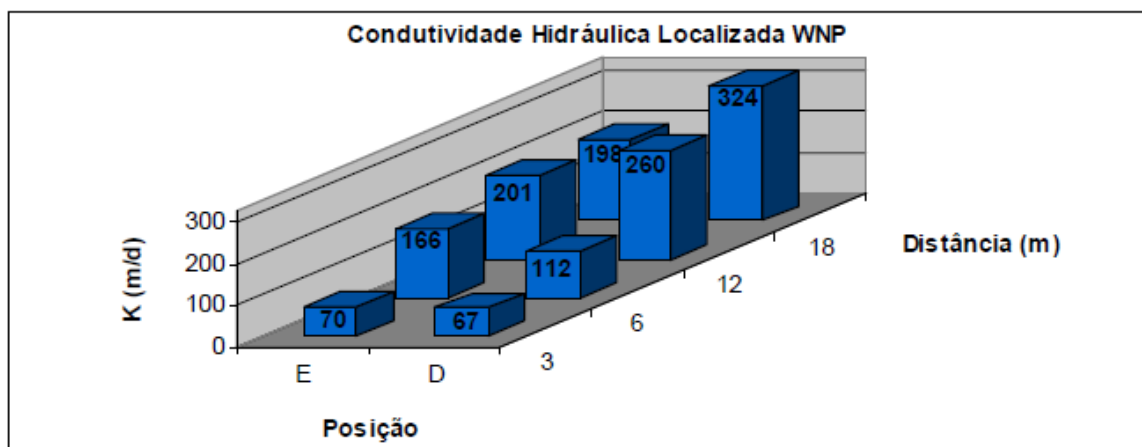


Figura 4-10: Distribuição da condutividade hidráulica no meio filtrante ao longo da unidade não plantada. E = lado esquerdo; D = lado direito. Fonte: De Paoli (2010).

Ao analisar os dados de condutividade hidráulica, é possível notar que a mediana dos valores da unidade plantada era igual a  $36 \text{ m d}^{-1}$  e que a mediana dos valores da unidade não plantada era igual a  $182 \text{ m d}^{-1}$ , ou seja, de forma grosseira, a condutividade hidráulica da unidade não plantada era cinco vezes maior do que da unidade plantada e o coeficiente de variação (desvio padrão/média) da unidade plantada era maior (79%) do que da unidade não plantada (52%), ou seja, os dados eram mais dispersos, com maior variabilidade.

Para obter os resultados de condutividade hidráulica dos leitos, De Paoli (2010) utilizou a técnica do Permeômetro de Carga Variável (PCV), descrita em NAVFAC (1986), que combina os princípios de conservação de massa e da lei de Darcy. A condutividade hidráulica do leito pode ser obtida utilizando um tubo de diâmetro conhecido, cravado no leito e aplicando-se uma carga hidráulica no tubo na forma de pulso, de maneira a formar uma lâmina d'água. Após aplicado, mede-se o tempo gasto para a água infiltrar no meio poroso. Com os dados obtidos, é possível estimar a condutividade hidráulica utilizando a Equação 4.3.

$$k_s = \frac{D^2 \ln(2L/d)}{8L t} \cdot \ln \frac{h_1}{h_2} \quad \text{Equação 4.3}$$

Em que  $k_s$  é a condutividade hidráulica do meio saturado ( $m s^{-1}$ );  $D$  é o diâmetro do tubo (m);  $L$  é altura do tubo que está submerso;  $h_1$  é a cota inicial de água no tubo (m);  $h_2$  é a altura final do nível de água (m) no tempo  $t$  (s).

O primeiro estudo hidrodinâmico das unidades foi realizado por De Paoli (2010) em parceria com o Centro de Desenvolvimento da Tecnologia Nuclear (CDTN), utilizando um traçador radioativo preparado com uma solução de atividade conhecida do radioisótopo de massa 82 do bromo ( $^{82}Br$ ). Os resultados do teste, após cálculo dos parâmetros de interesse, são apresentados na Tabela 4-4.

Tabela 4-4: Resultados dos ensaios hidrodinâmicos nas unidades plantada (WHP) e não plantada (WHNP). Fonte: De Paoli (2010).

<b>Parâmetros hidrodinâmicos</b>	<b>WHP</b>	<b>WHNP</b>
TDH teórico (d)	1,47	1,47
TDH real (d)	1,30	1,43
Eficiência volumétrica (TDH real / TDH teórico)	0,89	0,97
Número de dispersão de acordo com Levenspiel (2000)	0,084	0,079
Número de tanques em série utilizando função gama	5	6
Número de tanques em série de acordo com Levenspiel (2000)	6,5	6,9

No ensaio hidrodinâmico, com as unidades apresentando cerca de 2 anos de operação, obteve-se um TDH real de 1,30 dia para a unidade plantada e 1,43 dia para a unidade não plantada. Devido à colmatação do leito e redução no volume de poros, De Paoli (2010) esperava que o TDH real fosse consideravelmente menor do que o TDH teórico (de 1,47 dias), entretanto, os valores encontrados permaneceram próximos. Com o avanço da colmatação, o nível d'água no leito sobe, aumentando o volume útil ocupado pelo líquido e que deve ser considerado nos cálculos do TDH.

Outro aspecto importante a ser observado nos resultados hidrodinâmicos é que o resultado do TDH real da unidade plantada foi ligeiramente menor que da unidade não plantada, uma diferença de 9%, indicando que o volume útil da unidade plantada poderia estar mais reduzido devido à vegetação. Os resultados também indicaram que, em ambas as unidades, os reatores possuíam uma maior aproximação ao modelo de fluxo em pistão, como esperado, devido à grande relação comprimento/largura dos leitos ( $L/B = 8,5$ ).

De Paoli (2010) também estudou diferentes modelos hidráulico-cinéticos para o cálculo da remoção da matéria orgânica, em termos de DQO filtrada, nas unidades plantada e não plantada. Com os resultados do ensaio de traçador, foi possível calcular o TDH real das unidades, o número de dispersão e o número de tanques em série, conforme mostrado na Tabela 4-4. Feito isso, foi possível determinar o coeficiente de remoção de matéria orgânica  $K$ , utilizando, ainda, duas situações: 1) sem levar em consideração a evapotranspiração do sistema e; 2) levando em consideração os efeitos da evapotranspiração no aumento do TDH e da concentração de DQO ao longo do leito. Além disso, o autor avaliou o coeficiente  $K$  de acordo com cinco modelos hidráulico-cinéticos: 1) Fluxo em Pistão; 2) Fluxo em Pistão modificado, com residual ( $k-C^*$ ); 3) Fluxo Disperso com residual ( $C^*$ ); 4) Mistura Completa - Tanques em Série; e 5) Mistura Completa - Tanques em Série, com residual ( $C^*$ ). Os resultados deste estudo são apresentados na Tabela 4-5.

Tabela 4-5: Resultado dos coeficientes de decaimento ( $k$ ) e dos coeficientes de determinação ( $R^2$ ) de cada modelo hidráulico-cinético testado para as unidades plantada (WHP) e não plantada (WHNP), considerando duas situações, com e sem evapotranspiração. Fonte: De Paoli (2010).

Modelo hidráulico-cinético	Parâmetro	Com evapotranspiração		Sem evapotranspiração	
		WHP	WHNP	WHP	WHNP
Fluxo em pistão	$K$ ( $d^{-1}$ )	0,92	0,93	0,81	0,84
	$R^2$	0,991	0,967	0,971	0,940
Fluxo em pistão com residual ( $k-C^*$ )	$K$ ( $d^{-1}$ )	1,21	1,19	1,15	1,12
	$R^2$	0,998	0,982	0,988	0,963
Fluxo disperso com residual ( $C^*$ )	$K$ ( $d^{-1}$ )	1,31	1,28	1,24	1,20
	$R^2$	0,998	0,988	0,991	0,971
Mistura completa - tanques em série	$K$ ( $d^{-1}$ )	1,02	1,01	0,87	0,90
	$R^2$	0,996	0,977	0,979	0,952
Mistura completa - tanques em série, com residual ( $C^*$ )	$K$ ( $d^{-1}$ )	1,35	1,31	1,28	1,22
	$R^2$	0,997	0,989	0,992	0,973

Segundo o autor, todos os modelos tiveram bons ajustes aos dados de decaimento da concentração de DQO filtrada ao longo do comprimento das unidades, para ambas as situações,

com e sem evapotranspiração. Contudo, a situação que considera perdas de água por evapotranspiração foi a que apresentou melhores ajustes, em ambas unidades. Além disso, os coeficientes de remoção  $K$  apresentaram maiores valores, em virtude da maior taxa de remoção de DQO feita pela correção. Comparando as duas unidades, é possível notar maiores valores de  $K$  e melhores ajustes de  $R^2$  na unidade plantada, indicando que a vegetação pode contribuir com a remoção de matéria orgânica, mesmo que pouco expressiva.

Em síntese, De Paoli (2010) recomendou o uso do modelo de Fluxo em Pistão com residual ( $k-C^*$ ), devido à sua simplicidade conceitual e da não necessidade de estimar concentrações (no caso de sistemas novos) ou realizar testes com traçadores (no caso de sistemas já existentes). O modelo de Fluxo em Pistão com concentração residual ( $k-C^*$ ), proposto por Kadlec e Knight (1996) é mostrado na Equação 4.4.

$$C_e - C^* = (C_a - C^*) \cdot e^{(-k \cdot TDH)} \quad \text{Equação 4.4}$$

Em que  $C_e$  é a concentração efluente ( $\text{mg L}^{-1}$ );  $C^*$  é a concentração residual ou de background ( $\text{mg L}^{-1}$ );  $C_a$  é a concentração afluente ( $\text{mg L}^{-1}$ );  $K$  é a constante de reação de primeira ordem ( $\text{d}^{-1}$ ); TDH é o tempo de detenção hidráulica (d).

Em conclusão, De Paoli (2010) recomendou reduzir as dimensões do sistema, sem causar diminuição no desempenho das unidades, com a justificativa que sistemas mais compactos permitem uma maior aplicação e disseminação da tecnologia, em função das menores áreas requeridas e menores custos para sua implantação.

### **4.3 Remoção de poluentes**

Costa (2013) prosseguiu com o monitoramento o rotineiro das unidades, concentrando sua pesquisa na remoção de nitrogênio e fósforo. Durante esta etapa, o sistema operou com duas diferentes configurações: 1) recebendo efluente de reator UASB, denominado de Fase 1 e; 2) recebendo efluente de filtro biológico percolador aberto (FBPA) após tratamento em reator UASB, denominado de Fase 2. As médias das concentrações efluentes e eficiências de remoção, em ambas as fases, são apresentadas na Tabela 4-6.

Tabela 4-6: Concentração efluente e eficiência de remoção das unidades plantada (WHP) e não plantada (WHNP) durante as Fases 1 e 2, nos quatro primeiros anos de operação. Fonte: Costa (2013).

Parâmetro	Concentrações efluentes (mg/L)				Eficiências de remoção (%)			
	Fase 1 UASB-WH		Fase 2 UASB-FBPA-WH		Fase 1 UASB-WH		Fase 2 UASB-FBPA-WH	
	WHP	WHNP	WHP	WHNP	WHP	WHNP	WHP	WHNP
DBO	20	20	12	12	76	76	71	72
DQO	41	47	25	30	78	74	80	76
SST	7	5	15	12	86	90	78	83
NTK	24	26	21	23	25	18	38	33
N amoniacal	22	24	18	20	25	18	37	32
P total	1,9	2,0	1,2	1,3	42	39	74	74

Os valores de concentração efluente e eficiência de remoção são as médias calculadas para todo o período avaliado. As eficiências de remoção foram calculadas com base na carga removida (vazão x concentração) e engloba apenas os wetlands, desconsiderando o reator UASB (na Fase 1) e UASB-FBPA (na Fase 2).

Em geral, nota-se que ambas as unidades, plantada e não plantada, nas duas fases de operação, continuaram com baixas concentrações efluentes e elevadas eficiências de remoção, principalmente em termos de matéria orgânica e sólidos. Com o acréscimo do FBPA, Fase 2, as unidades apresentaram melhores eficiências na remoção de nitrogênio e fósforo. A relação DBO/NTK afluente aos wetlands indicou uma maior predominância de nitrificação na Fase 2, com redução de 2,71 para 1,55, devido à contribuição do FBPA, no entanto, Costa (2013), considerou a nitrificação baixa. A remoção de fósforo na Fase 2 foi mais expressiva, com eficiências de 74% em ambas unidades, contudo, não foi possível concluir o motivo deste aumento. Quando realizado um comparativo das concentrações efluentes entre as duas fases, nota-se uma redução dos valores de DBO e DQO e um aumento de SST na Fase 2, para ambas unidades.

Quando comparadas as duas unidades, plantada e não plantada, não foi observada diferença significativa entre as concentrações efluentes de DBO, DQO, SST, N total e P total, com exceção para o N total na Fase 2, onde as concentrações efluentes foram maiores na unidade não plantada.

Durante a Fase 1, Costa (2013) relatou que o reator UASB operou durante um período sem o separador trifásico, devido a obras de manutenção, o que gerou um aporte de sólidos em excesso nos leitos, ocasionando a colmatação prematura e o afloramento do escoamento superficial. Na Fase 2, as unidades passaram a receber efluente de outro reator UASB e o FBPA passou a operar como sistema de pós-tratamento do reator UASB e pré-tratamento dos wetlands. Como consequência, houve uma redução na extensão do escoamento superficial em ambas unidades. Além disso, aconteceram interrupções na alimentação dos leitos para corte da parte aérea da

vegetação e retirada de plantas invasoras. A redução do escoamento superficial nos leitos após implantação da Fase 2 fica evidenciada na Figura 4-11.

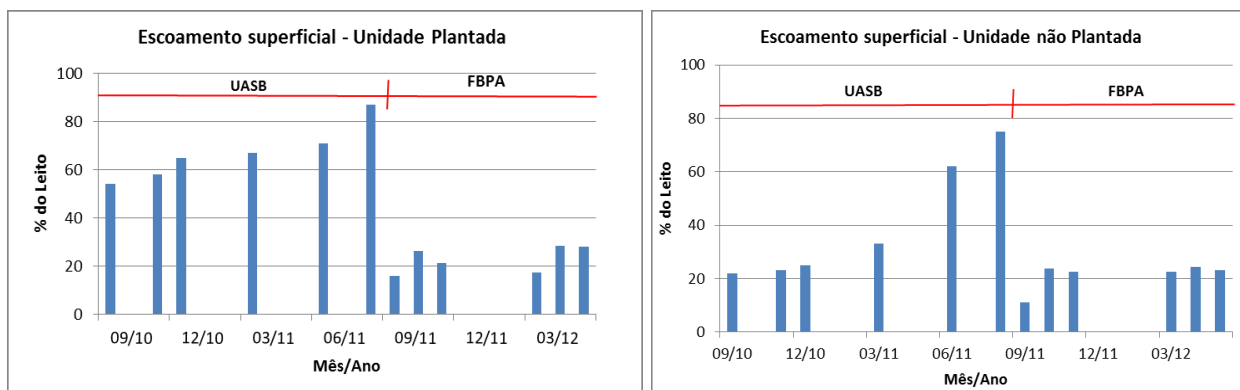


Figura 4-11: Porcentagem do comprimento do leito ocupado com escoamento superficial nas unidades plantada e não plantada nas duas fases operacionais. Fonte: Costa (2013).

Costa (2013) realizou o balanço hídrico na unidade plantada no período de um ano, entre maio de 2012 a maio de 2013, e observou que a vazão efluente do sistema correspondeu a 80% da vazão afluente. Os valores de evaporação e transpiração foram medidos através de leituras em tanques simulando o leito plantado, cujo somatório de ambos valores corresponde a evapotranspiração, sendo igual a 5% da vazão afluente. As perdas hídricas no sistema foram calculadas em 18% e ocorreram, provavelmente, em virtude de infiltração no fundo do leito, uma vez que a impermeabilização foi realizada somente por argila compactada. A precipitação contribuiu com  $1.412 \text{ mm ano}^{-1}$ , correspondendo a apenas 4% da vazão afluente, no entanto, este acréscimo não impactou na eficiência de remoção de poluentes. O balanço hídrico da unidade plantada pode ser conferido na Figura 4-12.

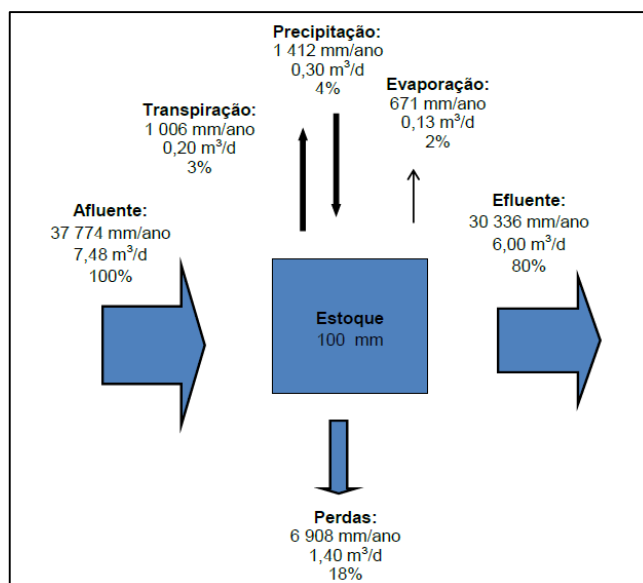


Figura 4-12: Balanço hídrico na unidade plantada durante a Fase 2, no período de um ano, de maio de 2012 a maio de 2013. Fonte: Costa (2013).

Costa (2013) também realizou o balanço de massa em termos de nitrogênio e fósforo, na unidade plantada, no período de um ano (de julho de 2012 a julho de 2013). Os resultados do balanço de massa de nitrogênio indicaram que 48% da carga aplicada era descartada no efluente, com cerca de  $5.144 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ . A autora afirmou que o sistema possuía limitação na disponibilidade de oxigênio, levando a nitrificação incompleta e, como consequência, baixa remoção de nitrogênio. As perdas, provavelmente por infiltração, corresponderam a 10% da carga aplicada e a extração pela vegetação foi de 7%, obtida através de análise da composição vegetal. A remoção de nitrogênio por outros mecanismos foi estimada em 35% da carga aplicada, que poderiam estar associados a volatilização, amonificação, nitrificação, desnitrificação, fixação de nitrogênio atmosférico, assimilação por microrganismos e deposição no lodo.

Em relação ao balanço do fósforo, o percentual de descarga no efluente foi bem menor quando comparado com o nitrogênio, sendo igual a 18%. A capacidade de extração vegetal foi de apenas 6%, similar à extração de nitrogênio, demonstrando que a vegetação contribuiu pouco com a remoção de nutrientes nas cargas aplicadas (de  $10.751 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$  e  $1.795 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ ). A remoção/retenção de fósforo, por outros mecanismos, foi predominante, sendo igual a 60% da carga total aplicada, correspondendo a  $1.073 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ . Costa (2013) citou que a adsorção pelo meio suporte, precipitação, assimilação pelos microrganismos, mineralização e decomposição de matéria orgânica, podem ter sido os mecanismos predominantes de remoção de fósforo neste tipo de sistema. Vale ressaltar que as unidades desta pesquisa utilizam escória



de alto forno como meio suporte, empregado propositalmente para sorção do fósforo. Além disso, a escória utilizada possuía predominância de cálcio, sendo um elemento que possibilita a formação de precipitados como fosfato de cálcio (KADLEC e WALLACE, 2009). O balanço de nitrogênio e fósforo é mostrado na Figura 4-13.

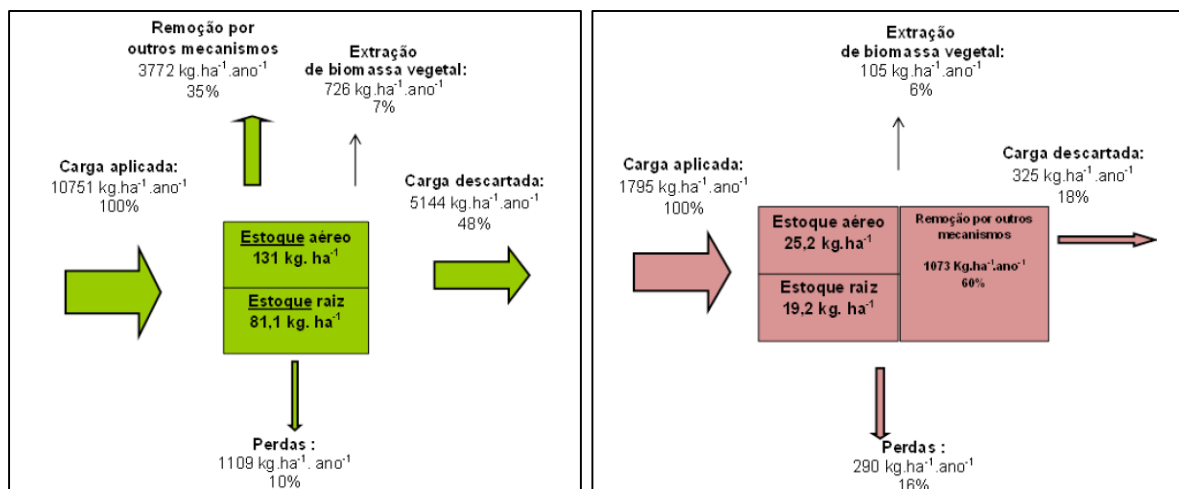


Figura 4-13: Balanço de massa de nitrogênio (esquerda) e fósforo (direita) da unidade plantada durante a Fase 2, no período de um ano, de julho de 2012 a julho de 2013. Fonte: Costa (2013).

#### 4.4 Avaliação das condições ambientais

Após os estudos de Costa (2013), Vasconcellos (2015) avaliou as condições ambientais (potencial redox, oxigênio dissolvido, pH, temperatura e radiação solar) dos leitos já em estágio avançado de colmatção. Em um curto período de tempo, cerca de um ano, o escoamento superficial avançou e se aproximou das zonas de saída. Na Figura 4-14 é possível observar a evolução do escoamento superficial nas unidades plantada e não plantada ao longo do tempo.



Figura 4-14: Evolução do escoamento superficial nas unidades plantada e não plantada ao longo do tempo. Fonte: Vasconcellos (2015).

Apesar das condições avançadas de colmatagem, Vasconcellos (2015) observou que as unidades continuavam com o desempenho satisfatório, com mediana das concentrações efluentes de 13 e 11 mg DBO L<sup>-1</sup>, 54 e 37 mg DQO L<sup>-1</sup> e 18 e 10 mg SST L<sup>-1</sup>, referente às unidades plantada e não plantada, respectivamente, analisando os dados de monitoramento dos anos 2013 e 2014. As eficiências de remoção (unidade plantada e não plantada) em termos de DBO foram de 87 e 87%, de DQO igual a 72 e 85% e SST igual a 86 e 91%. Estes valores foram calculados com base na carga removida e englobando a eficiência do reator UASB.

Vasconcellos (2015) também observou, através do potencial redox, que no ano de 2014 os leitos encontravam-se em condições redutoras, ou seja, condições anaeróbias com o potencial redox negativo, o que era esperado, devido às condições avançadas da colmatagem. Neste período, o FBPA foi retirado da linha de tratamento e os wetlands retornaram à alimentação com efluente do reator UASB. Esta nova fase foi denominada de Fase 3. Os resultados do monitoramento do potencial redox foram realizados em duas regiões do sistema: região central (13 m da entrada) e região de saída (23 m da entrada), em ambas unidades. O resultado da mediana na região central da unidade plantada foi igual a -223 mV e da região de saída igual a -219 mV. Na unidade não plantada o potencial redox foi ligeiramente menor, com valor de -242 mV na região central e -272 mV na região de saída. Ambas unidades permaneceram com a mediana do

potencial redox na faixa anaeróbia, entre -200 e -300 mV, no entanto, a unidade plantada apresentou flutuações na faixa anóxica, entre -100 e +100 mV, demonstrando que as plantas contribuíram para o aumento do potencial redox, mesmo que pouco. Se as condições de colmatação não estivessem muito avançadas, Vasconcellos (2015) acreditava que estas diferenças seriam mais visíveis.

O potencial redox é um parâmetro que mede a transferência de elétrons no meio, sendo uma medida indireta da concentração de oxigênio dissolvido e de outros elétrons no meio. É difícil medir a concentração de oxigênio dissolvido em ambientes predominantemente redutores, pois o consumo pelos microrganismos presentes é imediato e as concentrações são usualmente baixas (NIVALA *et al.*, 2012). Apesar disso, Vasconcellos (2015) observou baixas concentrações de oxigênio dissolvido em ambas unidades e em maior concentração na unidade não plantada, podendo ser explicado pela maior demanda da respiração microbiana na unidade plantada. Os resultados do potencial redox indicaram que a vegetação contribuiu com um ligeiro aumento para as condições oxidantes do meio, além disso, na unidade plantada, houve redução nos valores de pH, mantendo-os próximos à neutralidade. A mediana dos valores de pH na região central da unidade plantada foi igual a 7,0 e na região de saída igual a 7,1. Na unidade não plantada o pH foi ligeiramente maior, com 7,3 na região central e 7,6 na região de saída. Vale ressaltar que o pH possui escala logarítmica, ou seja, qualquer alteração em seus valores, por menor que seja, se torna expressiva. Acredita-se que os processos de decomposição e respiração dos microrganismos nos leitos plantados podem ter contribuído para a redução do pH, pois nestes processos ocorre liberação de CO<sub>2</sub> e conseqüentemente a formação de ácido carbônico e íons hidrogênio. Além do mais, as plantas liberam substâncias orgânicas que podem ser convertidas em ácidos húmicos, reduzindo o pH.

Além das diferenças de pH e potencial redox entre os leitos plantados e não plantados, Vasconcellos (2015) também avaliou o Reator de Leito Fixo (RLF) como método para representar as condições ambientais de um wetland de escoamento horizontal subsuperficial. O RLF utilizado no trabalho possuía 30 cm de altura por 30 cm de diâmetro e volume de 21,2 litros e operou recebendo água residuária de um poço de monitoramento instalado no interior dos leitos. No total seis RLF, com amostras do próprio leito, operaram inseridos nas unidades durante dois anos, com o objetivo de avaliar se o RLF representava as condições do leito. Os RLF foram instalados em campo, entre as unidades plantada e não plantada, e procuraram recriar dois trechos do leito: região intermediária e de saída das unidades, correspondendo a 13

e 23 m da entrada. Além da comparação ao longo do comprimento, duas espécies de vegetação foram investigadas, a *Typha latifolia* e a *Canna x generalis*. Os resultados indicaram que o RLF representou bem as condições dos wetlands horizontais, com pouca variação no potencial redox, oxigênio dissolvido, temperatura e pH, quando comparado com o monitoramento das condições ambientais do leito. Mais detalhes sobre o RLF serão descritos no Item 5.5.

Além da *Typha latifolia*, espécie utilizada no leito plantado, a *Canna x generalis* também foi avaliada como potencial uso em wetlands horizontais no tratamento de esgotos sanitários. A experiência de Vasconcellos (2015) indicou ser uma espécie robusta, resistente às condições ambientais do leito e as condições de alagamento, além de possuir beleza paisagística, por apresentar uma variedade na coloração das flores (amarela, vermelha, rosa, branca, laranja e coloridas) e folhas (verde, roxa e listradas). Quando comparada com a *Typha latifolia*, a *Canna x generalis* apresentou uma maior estabilidade no potencial redox e um pH mais elevado, além disso demonstrou ser dominante e com facilidade de propagação nas condições avaliadas.

Em trabalho posterior, Barreto *et al.* (2015c) realizaram estudos hidrodinâmicos no RLF e avaliaram as concentrações de carbono, nitrogênio e íons do RLF e das unidades plantada e não plantada, buscando compreender se o RLF reproduzia bem as condições do leito e se poderia ser utilizado como amostra indeformada para investigações da rizosfera. Os resultados indicaram que o RLF possuía mistura completa com um TDH real de 15 a 20 min e que as concentrações de carbono, nitrogênio e íons eram semelhantes às do leito. O trabalho concluiu que o RLF, utilizando amostras do leito e operando em campo, demonstrou ser um método viável para diversas investigações, englobando estudos sobre interação entre microrganismos com o sistema radicular e meio suporte, ensaios sobre mobilidade de poluentes, produção de gases, respirometria, entre outros. Os autores destacaram a metodologia do RLF como ponto de encontro entre pesquisas em escala de laboratório e escala real, sendo possível realizar investigações em campo sob condições controladas.

#### **4.5 Avaliação da colmatção**

Na sequência, Matos (2015) avaliou o desempenho dos leitos, já com 8 anos de funcionamento e operando em três diferentes fases, e não observou indícios de perda de eficiência na remoção de poluentes. Os resultados são apresentados na Tabela 4-7. Nota-se que a remoção de SST foi significativamente maior nas duas primeiras fases na unidade não plantada. Em termos de DBO,

DQO e SSV este padrão não foi observado, demonstrando que a unidade plantada possuía capacidade de remoção de matéria orgânica similar à unidade não plantada. Em alguns momentos a unidade plantada apresentou maiores eficiências em termos de remoção de nitrogênio e fósforo.

Tabela 4-7: Mediana das eficiências de remoção com base na carga removida das unidades plantada (WHP) e não plantada (WHNP), nas Fases 1, 2 e 3, durante 8 anos de operação. Fonte: Matos (2015).

Parâmetro	Fase 1 – UASB-WH		Fase 2 – UASB-FBPA-WH		Fase 3 – UASB-WH	
	WHP	WHNP	WHP	WHNP	WHP	WHNP
DBO	77	76	75	71	80	75
DQO	79*	75	76	74	78	66
SST	83	88*	82	88*	82	80
SSV	91	92	84	88	85	81
NTK	24	24	36	35	48*	30
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	-6	-32	98*	97	-12	7
P total	52*	37	83	85	-	-

As eficiências de remoção foram calculadas com base na carga removida (vazão x concentração) e engloba apenas os wetlands, desconsiderando o reator UASB e o FBPA. Na Fase 1 e 3 o sistema recebia efluente de reator UASB e na Fase 2 de reator UASB seguido de FBPA. \*Valores estatisticamente maiores, quando comparado as duas unidades (plantada x não plantada), pelo teste de Wilcoxon com 5% de significância.

A Figura 4-15 apresenta gráficos das médias das concentrações afluentes e efluentes em termos de DBO, DQO, SST e NTK, das unidades plantada e não plantada nas três fases operacionais. Os gráficos foram retirados de Matos (2015), onde é possível conferir os resultados para outros parâmetros avaliados. Nos resultados de DBO e DQO da Fase 2, é possível notar que os valores permaneceram abaixo das Fases 1 e 2, em função da adição do FBPA na linha de tratamento. A unidade plantada apresentou concentrações efluentes maiores que a unidade não plantada para DBO, nas três fases, entretanto, as concentrações efluentes foram menores em termos de DQO. Em termos de SST, a unidade plantada apresentou resultados ligeiramente maiores, contudo, na Fase 3 a concentração afluente também foi consideravelmente maior quando comparado com a unidade não plantada. As concentrações efluentes de NTK indicaram que a vegetação pôde contribuir com a remoção de nitrogênio, seja pela absorção das plantas ou pelo aumento da atividade microbiana, contudo, pelas cargas aplicadas, é difícil observar grandes diferenças.

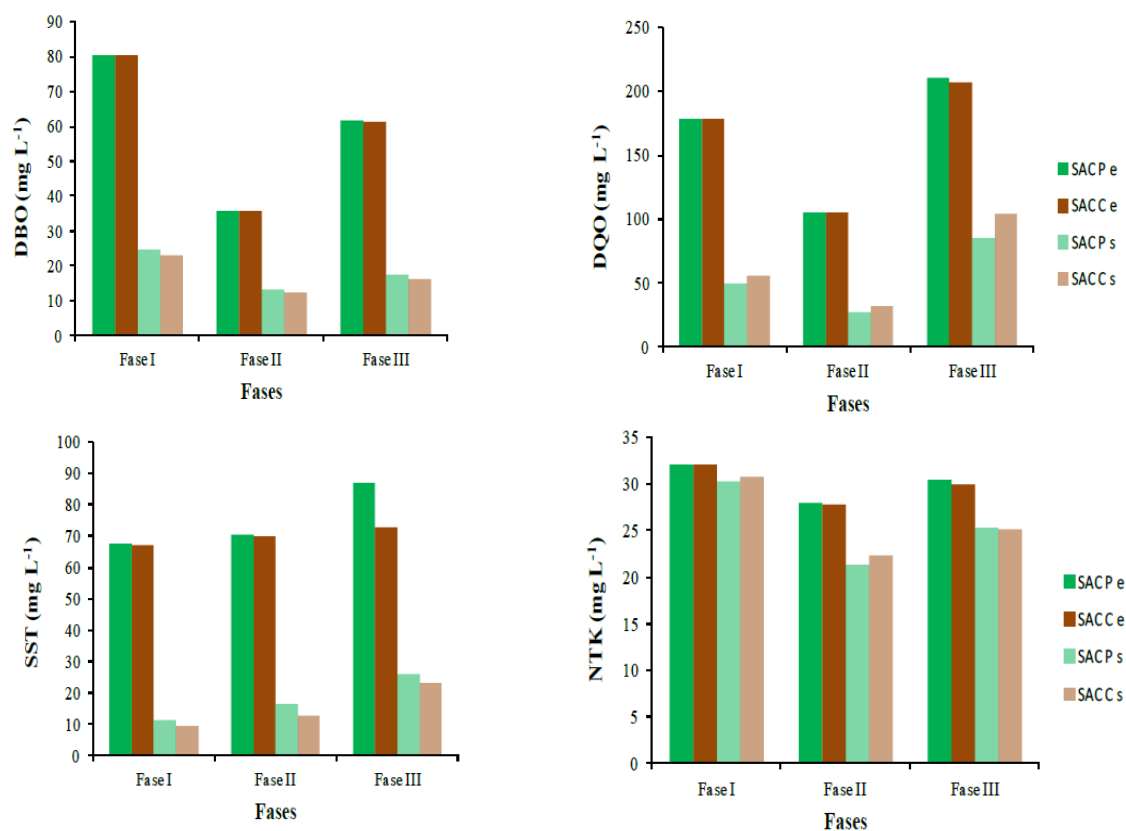


Figura 4-15: Médias das concentrações afluente e efluente em termos de DBO, DQO, SST e NTK das unidades plantada e não plantada nas três fases operacionais. Legenda: SAC P e: entrada da unidade plantada; SAC C e: entrada da unidade não plantada; SAC P s: saída da unidade plantada; SAC C s: saída da unidade não plantada. Fonte: Matos (2015).

A evolução do escoamento superficial ao longo do tempo também foi realizada por Matos (2015). Os resultados estão apresentados na Figura 4-16, retirado de um trabalho publicado posteriormente pelo mesmo autor (MATOS *et al.*, 2018a). Pelo gráfico, é possível notar que o escoamento superficial avançou ao longo do tempo e que no início do monitoramento a unidade plantada estava apresentando maiores extensões quando comparado com a unidade não plantada. Já no final da Fase 2 a unidade não plantada ultrapassou a extensão do escoamento e se manteve ao longo da Fase 3. Como já comentado, no início da Fase 2, o sistema passou por períodos sem receber efluente e isso pode ter sido a causa da redução do escoamento superficial neste período, com extensões em torno de apenas 25% do comprimento dos leitos. No dia 21 de julho de 2015, na última medição realizada, a unidade plantada apresentava cerca de 80% do comprimento do leito coberto pelo escoamento superficial e a unidade não plantada apresentava cerca de 90%. Matos (2015) afirma que a retirada de plantas invasoras, nas duas unidades, também contribuiu para o avanço do escoamento superficial, uma vez que esta prática proporcionava a remoção do material suporte junto às raízes, desnivelando o leito e contribuindo para a exposição da lâmina d'água.

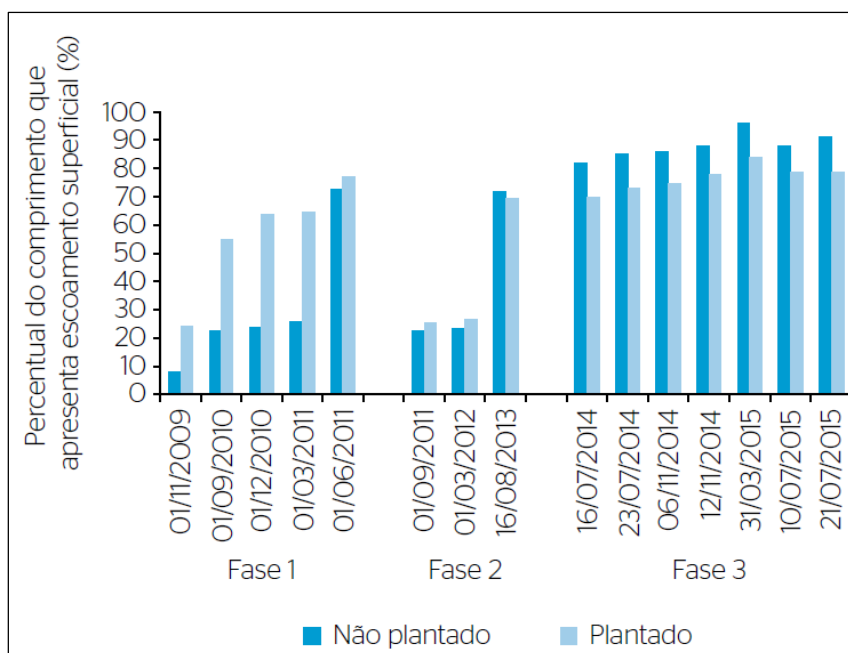


Figura 4-16: Resultado do monitoramento do escoamento superficial nas unidades plantada e não plantada, dado em porcentagem do comprimento das unidades. Fonte: Matos *et al.* (2018a).

Com o avanço do escoamento superficial se aproximando do trecho final do leito, há uma preocupação em relação à redução do TDH do sistema, uma vez que o escoamento superficial pode gerar curtos-circuitos hidráulicos e possíveis perdas na eficiência do sistema. Além disso, a colmatação reduz o volume útil do leito, formando caminhos preferenciais e zonas mortas, o que também pode contribuir para a redução do TDH real. Por este motivo, Matos (2015) realizou o segundo teste hidrodinâmico nas unidades, utilizando um traçador salino, com o objetivo de avaliar as condições hidrodinâmicas do leito, sob avançado estágio de colmatação e com grandes extensões de escoamento superficial. O segundo teste foi realizado quando o sistema possuía 6 anos e 10 meses de operação. Deve-se lembrar que o primeiro teste hidrodinâmico foi realizado por De Paoli (2010), utilizando traçador radioativo, quando os leitos possuíam cerca de apenas 2 anos de operação.

Matos (2015) realizou ensaios hidrodinâmicos em ambas unidades, sendo que na unidade plantada os ensaios foram conduzidos em duas diferentes condições: em estado de crescimento e em florescimento da vegetação. O autor procurou compreender se a fase de desenvolvimento da vegetação alterava a recuperação do traçador e, como consequência, sua resposta. Os resultados da concentração efluente do traçador salino são mostrados na Figura 4-17. Pela curva é possível notar uma maior uniformidade nas concentrações efluentes da unidade não plantada e pequenos picos nos dois testes conduzidos na unidade plantada, que foram atribuídos a possíveis retenções e liberações do traçador em decorrência do maior volume ocupado no meio



poroso, podendo ser oriundo das raízes das plantas. Pelos resultados, Matos (2015), observou que o tempo de pico e o início da detecção do traçador na unidade não plantada foi menor que no estágio de crescimento da vegetação, que por sua vez foi menor que no estágio de florescimento da vegetação, na unidade plantada. A eficiência volumétrica da unidade não plantada também foi menor que da unidade plantada, nas duas situações, corroborando a hipótese que as raízes das plantas retardam a resposta do traçador. O TDH real calculado na unidade plantada, em estágio de florescimento da vegetação, foi igual a 1,45 dias, e em estágio de crescimento da vegetação, igual a 1,38 dias. Na unidade não plantada, o TDH real resultante foi igual a 1,06 dias. Diante destes resultados, Matos (2015), concluiu que a unidade não plantada estava em estágio mais avançado de colmatção, quando comparado com a unidade plantada, e estes resultados foram coerentes com as observações de campo e os resultados do escoamento superficial.

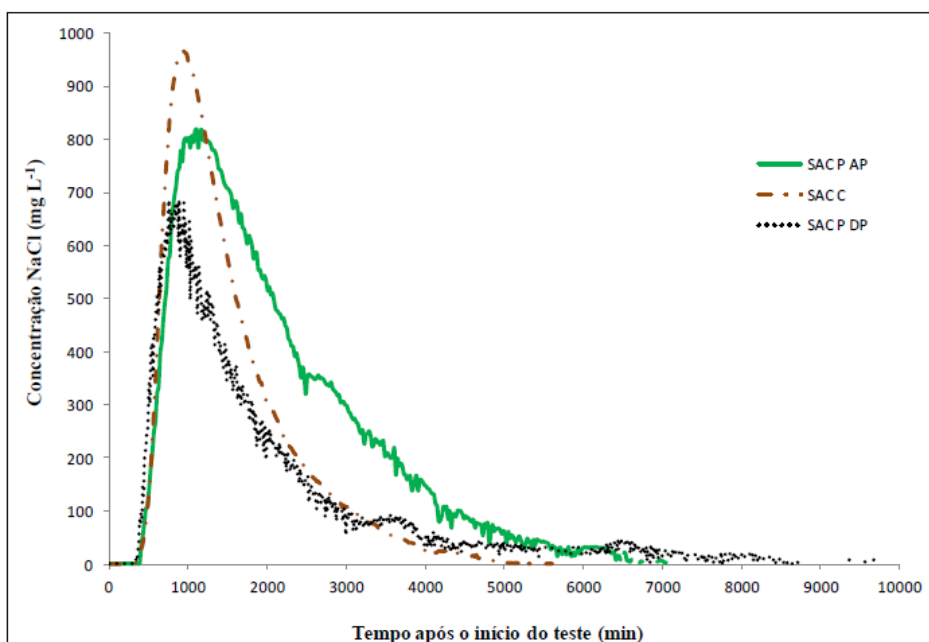


Figura 4-17: Curva de concentração do traçador salino em função do tempo. Legenda: SAC P AP: unidade plantada antes do corte da parte aérea das plantas; SAC C: unidade não plantada e SAC DP: unidade plantada depois do corte. Fonte: Matos (2015).

Para se obter uma melhor caracterização dos leitos, Matos (2015) realizou coletas e análises de sólidos totais, fixos e voláteis, em ambas as unidades. As coletas foram realizadas em dois pontos ao longo da largura do leito (lado direito e esquerdo), em dois pontos ao longo da profundidade (de 0-15 cm e de 15-40 cm) e em cinco pontos ao longo do comprimento do leito (3, 6, 11, 16, 21 m da entrada). No momento da coleta, o autor detectou dificuldades pelo fato de o leito estar sob condições saturadas, o que contribuiu para lavagem de sólidos da amostra,



subestimando os resultados. Dessa maneira, não foi possível apresentar uma avaliação quantitativa dos sólidos que ocupavam o espaço poroso. Apesar disso, foi possível observar uma tendência de decréscimo na relação SV/ST ao longo da unidade plantada. Na unidade não plantada essa tendência não foi observada. Matos (2015) afirmou que estes resultados poderiam estar associados à maior degradação do material orgânico ocorrendo nos primeiros trechos no leito e, em maior magnitude, no lado esquerdo da unidade plantada, região onde também foi observado menor escoamento superficial. Os resultados da relação SV/ST também indicaram que na superfície (0-15 cm), em ambas unidades, houve maior concentração de material orgânico quando comparado com as regiões mais profundas (15-40 cm). Matos (2015) atribuiu este fato à maior formação de biofilme, devido à maior troca gasosa e maiores temperaturas nestas regiões. Nos locais onde foi observada maior relação SV/ST, também foram observadas maiores lâminas d'água acima do leito. A maior razão SV/ST, de 38%, foi encontrada na zona de início da unidade plantada, região onde a colmatção era mais intensa. Os resultados das análises de sólidos demonstraram que os sólidos colmatantes eram, em maioria, inorgânicos, com baixas relações SV/ST. Foi possível verificar também, que o material acumulado entre as unidades, plantada e não plantada, não possuía diferença significativa (pelo teste de Mann Whitney). Em relação ao comprimento, não foi possível concluir sobre uma tendência na concentração de sólidos.

Com o objetivo de avaliar a origem dos sólidos inorgânicos e sua possível relação com o desgaste do material suporte, Matos (2015) realizou uma nova análise granulométrica dos leitos. Os resultados indicaram que a unidade plantada possuía granulometria ligeiramente menor que a unidade não plantada. O autor explicou que a liberação de ácidos pela vegetação pode ter causado um desgaste do material suporte, além do mais, o crescimento das raízes também poderia contribuir com a quebra do material. O diâmetro médio ponderado ( $d_{mp}$ ) da unidade plantada foi igual a 10,56 mm, enquanto que da unidade não plantada igual a 10,88 mm. Os valores de  $d_{10}$  foram iguais a 9,7 e 10,7 mm para a unidade plantada e não plantada, respectivamente. Ambas unidades possuíam materiais considerados uniformes, com coeficiente de desuniformidade ( $C_u$ ) iguais a 1,26 e 1,14, para a unidade plantada e não plantada, e o material classificava-se como bem graduado, com coeficiente de curvatura ( $C_c$ ) igual a 1,12 (unidade plantada) e 1,03 (unidade não plantada). Para solos bem graduados o valor de  $C_c$  deve estar compreendido entre 1,0 e 3,0 (CAPUTO, 1988). Um material é considerado muito uniforme quando o  $C_u$  é abaixo de 5,0 e de uniformidade média quando seu valor está

compreendido entre 5,0 e 15,0 e desuniforme, quando o  $C_u$  é maior que 15,0 (CAPUTO, 1988). Ambos coeficientes,  $C_u$  e  $C_c$ , foram ligeiramente maiores na unidade plantada e o valor de  $d_{10}$  foi 1,0 mm maior quando comparado com a unidade não plantada.

A primeira análise granulométrica, realizada por Dornelas (2008), resultou em um  $d_{10}$  igual a 19,0 mm e  $C_u$  igual a 1,2. Matos (2015) acredita que Dornelas (2008) teve problemas na amostragem, trazendo prejuízos aos seus resultados, uma vez que a redução acentuada na granulometria do material de 19,0 para 9,7 mm não seria algo esperado, mesmo considerando o desgaste do material. Dornelas (2008) determinou em laboratório uma porosidade de 40% da escória de alto forno utilizando-se de uma proveta graduada e água destilada, enquanto que Matos (2015), utilizando-se da mesma metodologia e coletando em vários pontos ao longo do comprimento do leito, encontrou valores médios de 41 a 44%. Ao utilizar um frasco plástico de 3 litros, Matos (2015) encontrou valores médios superiores, sendo iguais a 48% para a unidade plantada e 46% para a unidade não plantada. O autor atribuiu a discrepância entre os resultados em função das diferenças na acomodação do material dentro do recipiente e ainda afirmou que a porosidade não é uma variável precisa. Por essa razão, Matos (2015) calculou o valor da porosidade utilizando-se da massa específica global da escória, através da Equação 4.5.

$$\varepsilon' = 1 - \left[ \frac{(m_{\text{conjunto}} - m_{\text{proveta}})}{\rho_E \cdot V_{\text{proveta}}} \right] \quad \text{Equação 4.5}$$

Em que  $\varepsilon'$  é a porosidade estimada (%);  $m_{\text{conjunto}}$  é a massa do material adicionado (g);  $m_{\text{proveta}}$  é a massa da proveta (g);  $\rho_E$  é a massa específica global da escória ( $\text{g cm}^{-3}$ ) e  $V_{\text{proveta}}$  é o volume do material ocupado na proveta (mL).

O cálculo da porosidade estimada resultou em valores mais baixos, quando comparados com a porosidade determinada em laboratório. A média da porosidade estimada foi igual a 34% para a unidade plantada e 32% para a unidade não plantada. Matos (2015) afirmou que a porosidade estimada proporcionava uma melhor caracterização e uma condição mais adequada e recomendou utilizar deste cálculo para estimar a porosidade do leito.

Os resultados da porosidade, avaliados em conjunto com os resultados granulométricos e das análises de sólidos, possibilitaram Matos (2015) concluir que os sólidos colmatantes eram, em termos de massa, em sua maioria, inorgânicos e provenientes do desgaste do material suporte

proporcionado pelo crescimento das raízes e liberação de exsudatos pelas plantas. Entretanto, os sólidos orgânicos eram os que mais influenciavam as condições hidrodinâmicas do leito. Segundo o autor, os sólidos orgânicos possuíam menor massa específica, podendo ocupar maiores volumes com a mesma massa, e isso fazia com que contribuíssem mais para a colmatação do que os sólidos inorgânicos.

Matos (2015) também realizou ensaios para medição da condutividade hidráulica nos leitos, da mesma forma como realizado por De Paoli (2010), utilizando a técnica do Permeâmetro de Carga Variável (PCV), sendo a condutividade hidráulica calculada pela Equação 4.3. Os resultados são apresentados nas Figuras 4-18 e 4-19. De maneira geral, foi possível observar maiores valores de condutividade hidráulica na unidade não plantada, sendo importante ressaltar as diferenças entre as escalas dos gráficos. Em ambas unidades os valores foram menores nos trechos iniciais e maiores nos trechos finais do leito, como esperado.

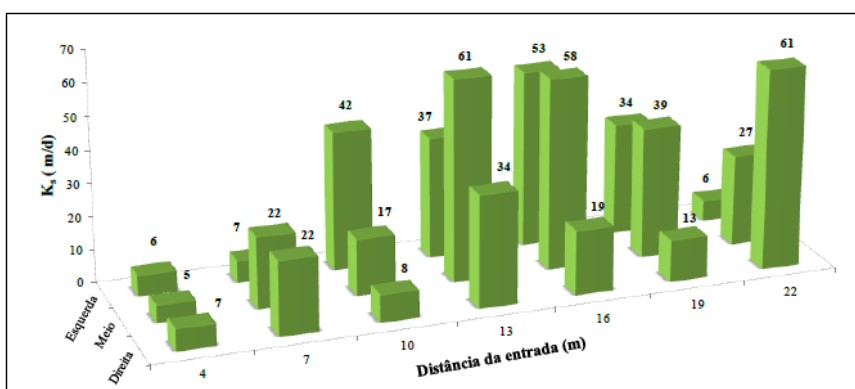


Figura 4-18: Condutividade hidráulica da unidade plantada medida em outubro de 2013.  
Fonte: Matos (2015).

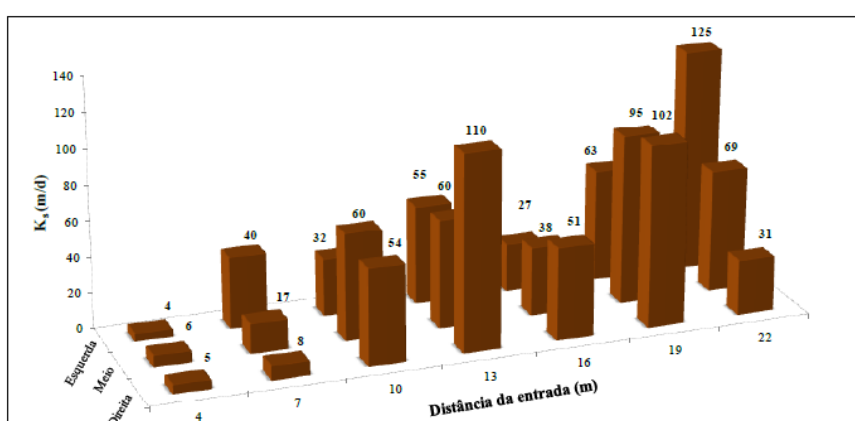


Figura 4-19: Condutividade hidráulica da unidade não plantada medida em outubro de 2013.  
Fonte: Matos (2015).

Quando comparado com os valores anteriores, realizados por De Paoli (2010), foi possível notar uma redução na condutividade hidráulica dos leitos após 4 anos de operação, principalmente na unidade não plantada. Matos (2015) considerou que as raízes e rizomas da vegetação podem contribuir para o escoamento no leito e influenciado positivamente nos resultados de condutividade hidráulica.

Matos (2015) realizou outros testes de PCV na tentativa de encontrar soluções para melhor representar a condutividade hidráulica dos leitos. Foram realizados testes em poços de monitoramento existentes no leito, utilizando-se de tubos perfurados e não perfurados, utilizando-se de caixa de gordura e aplicando água em diferentes direções (sentido vertical e horizontal) e utilizando cestas do Reator de Leito Fixo (RLF), que estavam ambientadas no leito. Os resultados do teste nos poços de monitoramento demonstraram que a condutividade hidráulica, em ambos os leitos, aumentava em função da distância de percurso, sendo que os valores encontrados foram mais elevados na unidade não plantada. Os testes utilizando os tubos perfurados, não perfurados e a caixa de gordura se mostraram inconsistentes, não representando as condições do leito.

O RLF foi o que melhor representou as condições do escoamento horizontal do leito, por possuir escoamento horizontal (radial e concêntrico), ao invés de vertical (quando a água é aplicada por cima). Além do mais, é uma metodologia que utiliza de amostras indeformadas e representativas. Matos (2015), buscando uma solução para medir a condutividade hidráulica neste tipo de escoamento, encontrou a equação de Bedient *et al.* (1994), que estima a condutividade hidráulica em aquíferos livres submetidos a bombeamento. Este modelo se adaptou às condições de medições no RLF, originando a Equação 4.6.

$$k_s = \frac{Q_b \cdot \ln\left(\frac{R_0}{r_{dr}}\right) \cdot 864000}{\pi \cdot (h_{dr}^2 - h_a^2)} \quad \text{Equação 4.6}$$

Em que,  $k_s$  é a condutividade hidráulica em meio saturado ( $m \, d^{-1}$ );  $Q_b$  é a vazão do teste ( $L \, s^{-1}$ );  $R_0$  é a distância radial do ponto mais remoto referenciado, na borda externa da cesta do RLF, em relação ao poço (dreno);  $r_{dr}$  é o raio do dreno;  $h_{dr}$  é a cota da água na cesta do RLF, que é igual à altura total do dreno e da própria cesta; e,  $h_a$  é a cota da água dentro do dreno. Na Figura 4-20 é apresentada uma analogia entre poços de bombeamento em aquíferos livres e a medição da condutividade hidráulica no RLF.

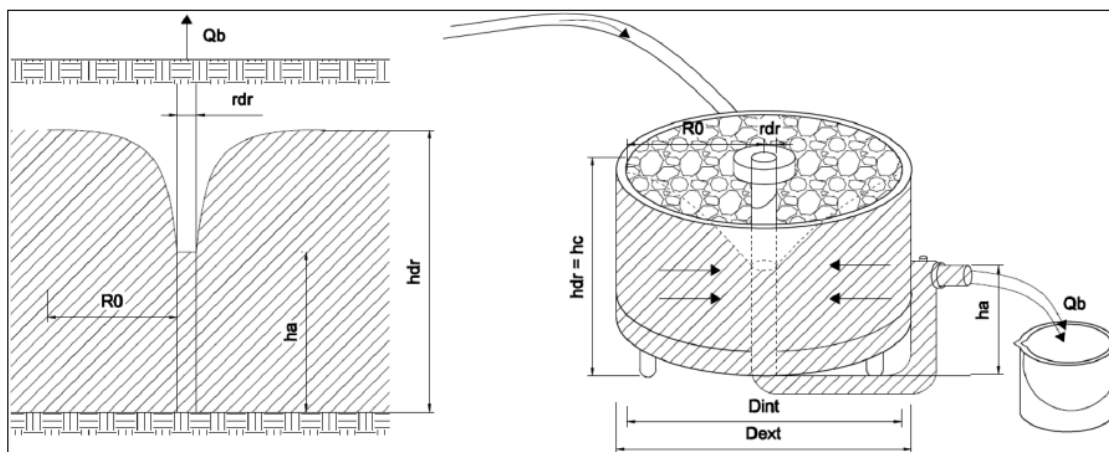


Figura 4-20: Analogia entre poços de bombeamento em aquíferos livres (esquerda) e determinação da condutividade hidráulica utilizando o Reator de Leito Fixo (direita). Fonte: Matos (2015).

No RLF também foi possível medir a porosidade drenável da amostra, retirando, apenas, o volume de água ocupada entre a cesta interna e a parede do RLF. A porosidade drenável depende do volume drenado após a saturação do meio poroso, e pode ser calculada pela Equação 4.7, citada por Matos (2015).

$$\varepsilon = \frac{V_{\text{dren}} - [\pi \cdot h_c \cdot (D_{\text{ext}}^2 - D_{\text{int}}^2)/4]}{\pi \cdot h_c \cdot D_{\text{int}}^2/4} \quad \text{Equação 4.7}$$

Em que  $\varepsilon$  a porosidade drenável do meio poroso ( $L^3 L^{-3}$ );  $V_{\text{dren}}$ , o volume coletado nos baldes graduados ( $L^3$ ),  $D_{\text{ext}}$  o diâmetro da cesta externa (L);  $D_{\text{int}}$ , o diâmetro da cesta interna; e  $h_c$  a altura da cesta (L). O cálculo da capacidade de armazenamento da cesta interna situa-se no denominador da equação.

Com o uso das cestas do RLF foi possível medir a condutividade hidráulica e comparar os valores com a escória limpa. A condutividade hidráulica da escória limpa, utilizando a metodologia do RLF, foi medida por Matos (2015), em  $182 \text{ m d}^{-1}$ . Na unidade plantada, a condutividade hidráulica foi de  $161 \text{ m d}^{-1}$  e na unidade não plantada igual a  $173 \text{ m d}^{-1}$ . Neste teste, foram utilizadas amostras a 13 m da entrada das unidades, correspondendo a cerca da metade do comprimento do leito. A porosidade drenável e a eficiência volumétrica também foram obtidas utilizando a metodologia do RLF. Matos (2015) encontrou uma porosidade drenável de 44,8% na escória limpa, 22,0% na unidade plantada e 23,1% na unidade não plantada. A eficiência volumétrica, seguindo o mesmo padrão, foi de 100% na escória limpa, 49,2% na unidade plantada e 51,6% na unidade não plantada. Estes últimos resultados foram ligeiramente menores na unidade plantada, sendo que Matos (2015) atribuiu este fator à maior retenção de água provocada pelas plantas. A medição da porosidade drenável e a eficiência

volumétrica pelo RLF não foram recomendadas por Matos (2015), em virtude da retenção de água, entretanto, as medições da condutividade hidráulica se mostraram promissoras e com resultados mais coerentes.

Matos (2015), buscando realizar uma melhor caracterização da subsuperfície dos leitos, utilizou o método GPR, do inglês *Groundwater Penetrating Radar* ou simplesmente georadar. A técnica permite identificar regiões colmatadas e com porosidade livre, apenas com uso de emissões de ondas eletromagnéticas de alta frequência (de 10 a 2500 MHz). Os resultados, obtidos pelas imagens do GPR, indicaram uma porosidade livre média de  $0,285 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$  na unidade plantada e  $0,268 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$  na unidade não plantada. Esta média foi calculada com base em 8 imagens do perfil transversal de cada leito. Os resultados indicaram que a unidade plantada possuía maior porosidade livre, sendo, portanto, a unidade menos colmatada. Os trechos iniciais das unidades possuíam uma pior condição em termos de obstrução do meio poroso e à medida que se afastavam da zona de entrada as condições melhoravam. Foi observado também que as superfícies dos leitos estavam mais colmatadas que as regiões mais profundas. Outro ponto avaliado foi sobre a infiltração no fundo dos leitos, questão levantada por Costa (2013), que atribuiu uma perda hídrica por infiltração de cerca de  $6.908 \text{ mm ano}^{-1}$ , correspondendo a 18% da vazão afluyente das unidades. Matos (2015) encontrou indícios de infiltração apenas na unidade plantada, a aproximadamente 8,5 m de distância do talude de entrada. O autor encontrou uma linha contínua abaixo do nível referencial de fundo, que possivelmente é uma infiltração na camada de argila compactada no fundo do leito. Apesar disso, Matos (2015) não comprovou totalmente as suspeitas de Costa (2013), pelo fato de não encontrar indícios de infiltração na unidade não plantada e pelo fato de haver uma subestimação nos valores de evapotranspiração, quando comparados com os valores reportados na literatura. Diante disso, Matos (2015) afirmou que o uso do GPR é promissor para caracterização da colmatação em wetlands, principalmente para visualizar a porosidade livre na subsuperfície, além do mais pareceu ser uma técnica condizente com a situação atual dos leitos.

Pelos resultados obtidos em seu trabalho, Matos (2015) chegou à conclusão que, após oito anos de operação, não foram observados indícios de perda de eficiência na remoção de poluentes, em ambas unidades, mesmo com o estágio avançado de colmatação. A carga aplicada e o tipo de pré-tratamento (UASB e FBPA) foram mais relevantes na eficiência do sistema do que o próprio período de operação. A unidade não plantada foi estatisticamente mais eficiente na remoção de sólidos totais nas duas primeiras fases de operação, entretanto, esta tendência não

foi observada na Fase 3. A unidade plantada apresentou, através de análises estatísticas, melhores eficiências de remoção de fósforo (na Fase 1), nitrato (na Fase 2) e NTK (na Fase 3). O autor também observou que a unidade não plantada se encontrava em situação mais crítica em termos de colmatação, com maiores extensões de escoamento superficial, menor TDH e menor porosidade livre ao final do leito.

#### **4.6 Avaliação do desempenho da vegetação**

Na sequência, Barreto (2016) foi o último pesquisador do sistema e desenvolveu sua pesquisa com enfoque no sistema radicular das plantas e no desenvolvimento de um respirômetro operando com amostras indeformadas dos leitos, procurando compreender melhor o desempenho da vegetação no tratamento das águas residuárias. O autor utilizou o RLF como representação de uma unidade reacional infinitesimal do leito e adaptou o reator para operar como um respirômetro, visando determinar a taxa de respiração em amostras plantadas, com *Typha latifolia* e com *Canna x generalis*, e amostras não plantadas. Inicialmente, seis RLF foram instalados em campo, em duas diferentes regiões (região intermediária e de saída), operando com o líquido intersticial das unidades plantada e não plantada para posteriormente serem utilizadas no respirômetro. A parte da operação em campo foi desenvolvida em conjunto com Vasconcellos (2015) e os resultados já foram discutidos. Barreto (2016) e Vasconcellos (2015) concluíram que o RLF é uma metodologia válida para reproduzir as condições de campo, além do mais foi possível produzir uma amostra indeformada do leito, operando a longo prazo, para realização dos estudos de respirometria.

Os resultados dos ensaios respirométricos de Barreto (2016) indicaram que a *Canna x generalis* possuía maiores taxas de respiração endógena, com  $148 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ , quando comparado com a *Typha latifolia*, que possuía apenas  $20 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ . Segundo o autor, estes resultados eram condizentes com a morfologia da planta, uma vez que a *Canna x generalis* possui maior taxa de crescimento, maior volume de massa vegetal e maior volume radicular que a *Typha latifolia*. Além disso, estes resultados eram coerentes com a teoria de que o maior volume de tecido radicular leva a maior biomassa aeróbia no sistema radicular e, por consequência, maior consumo de oxigênio. A amostra não plantada apresentou taxa de respiração bem inferior que as amostras plantadas, com  $13 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ , indicando que na ausência de vegetação o desenvolvimento do biofilme, e por consequência, a respiração microbiana, eram inferiores quando comparadas com os leitos plantados.

Barreto (2016) afirma que as elevadas condições de carregamento dos leitos, com 10 a 45 g DQO m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>, não permitiram mostrar grandes alterações nas condições ambientais do leito. O autor acreditava que, com menores taxas de carregamento, ou com maiores TDH, a vegetação demonstraria melhores resultados, principalmente em relação à presença de microrganismos relacionados ao ciclo do nitrogênio (nitrificantes e desnitrificantes).

Neste trabalho, Barreto (2016) concluiu que a vegetação contribuiu para o desempenho do sistema, fornecendo, mesmo que em baixas concentrações, oxigênio para o sistema radicular. Este fator causava uma pequena elevação do potencial redox e criava micronichos aeróbios, permitindo o desenvolvimento de biomassa aeróbia.



## 5 MATERIAL E MÉTODOS

### 5.1 Características da área de estudo

O trabalho foi desenvolvido no Centro de Pesquisa e Treinamento em Saneamento (CePTS) da UFMG, em parceria com a Companhia de Saneamento de Minas Gerais (COPASA). O CePTS localiza-se na Estação de Tratamento de Esgotos do Arrudas (ETE Arrudas), no município de Sabará, Minas Gerais (coordenadas 19°53'42" S e 43°52'42" W). A ETE Arrudas recebe a maior parte dos esgotos sanitários gerados na bacia do Ribeirão Arrudas, englobando as cidades de Belo Horizonte e Contagem. Uma pequena parcela da vazão da ETE Arrudas é direcionada para a realização das pesquisas da UFMG. Antes de ser encaminhado para o CePTS, o esgoto passa pelo tratamento preliminar da ETE Arrudas, composto por grade grossa, grade fina, peneiramento e desarenador. Na Figura 5-1 visualiza-se uma imagem aérea da ETE Arrudas, com destaque para a área do CePTS e na Figura 5-2 mostra-se a imagem do CePTS, com destaque para os wetlands horizontais.



Figura 5-1: Imagem aérea da ETE Arrudas com destaque para a área do Centro de Pesquisa e Treinamento em Saneamento da UFMG/COPASA. Fonte: Google Earth (2020).



Figura 5-2: Imagem aérea do Centro de Pesquisa e Treinamento em Saneamento (CePTS) da UFMG/COPASA, com destaque para os wetlands horizontais. Fonte: Google Earth (2020).

O local de estudo possui clima tropical de altitude (ou subtropical úmido – Cwa segundo a classificação climática de Köppen-Geiger), com temperatura média anual de 21,8 °C (normal climatológica de 1981-2010) e com índice pluviométrico de 1.602 mm ano<sup>-1</sup>, sendo os meses chuvosos de outubro a março (INMET, 2018).

## 5.2 Características do sistema em estudo

Os wetlands construídos, objeto deste estudo, iniciaram a operação no dia 20/06/2007, com a pesquisa de Dornelas (2008). No presente trabalho, o último dia de coleta para monitoramento da qualidade do efluente foi no dia 11/03/2020, totalizando 12 anos, 8 meses, 2 semanas e 6 dias de operação. As unidades, plantada e não plantada, já operaram com diferentes configurações desde sua implantação. Algumas das mudanças impostas foram o tipo de afluente (oriundos de reator UASB e filtro biológico percolador) e variações na vazão afluente. A vazão de projeto de cada unidade é de 7,5 m<sup>3</sup> d<sup>-1</sup>, no entanto, durante um período operacional, as vazões afluentes, em ambas unidades, foram dobradas, com o objetivo de aumentar as cargas aplicadas e avaliar o desempenho do sistema operando sob condições críticas. Ao longo da

operação do sistema, ocorreram outras condições operacionais, sendo divididas em cinco diferentes fases, conforme descritas a seguir:

- Fase 1: unidade recebendo efluente de reator UASB, iniciado em 20/06/2007 com término em 26/08/2011, totalizando 51 meses de operação;
- Fase 2: unidades recebendo efluente de filtro biológico percolador aberto (FBPA) após reator UASB, iniciado em 26/08/2011 com término em 01/11/2013, totalizando 27 meses de operação;
- Fase 3: operação novamente com efluente apenas de reator UASB, mas com as unidades já apresentando elevado grau de colmatação. Início desta fase em 01/11/2013 e término em 13/07/2017, totalizando 45 meses de operação;
- Fase 4: unidades operando com o dobro da vazão de projeto (aproximadamente  $15 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$  em cada unidade), iniciando em 13/07/2017 com término em 12/11/2019, totalizando 28 meses de operação;
- Fase 5: unidades após terem sido submetidas aos métodos de descolmatação, com retorno às vazões de projeto de  $7,5 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$  em cada unidade. O início desta fase foi em 15/11/2019, dia do retorno da operação após execução dos métodos de descolmatação, e considerou-se o término, para cálculo da duração, no dia 11/03/2020, sendo o último dia de coleta para o monitoramento da qualidade do efluente, totalizando 4 meses de operação.

As unidades receberam afluente de dois diferentes reatores UASB e um FBPA. Durante as Fases 1 e 2, um reator UASB geminado, no formato retangular e construído em aço carbono, alimentou as unidades durante 78 meses. Este reator possui duas câmaras de 1,20 m por 1,20 m e uma altura de 5,0 m, resultando em um volume útil de  $7,2 \text{ m}^3$ . O reator operou com esgoto bruto, após tratamento preliminar da ETE Arrudas, com uma vazão de  $30 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ , resultando em um TDH real de 5,76 h e uma velocidade ascensional de  $0,87 \text{ m h}^{-1}$ .

Um outro reator UASB, em formato cilíndrico, também forneceu efluente para as unidades, operando com esgoto bruto, após tratamento preliminar. Este reator foi fabricado em fibra de vidro com 2,5 m de diâmetro e 4,8 m de altura, resultando em  $4,9 \text{ m}^2$  de área e volume útil de  $22 \text{ m}^3$ . O reator cilíndrico operou durante as Fase 3, 4 e 5, com uma vazão de aproximadamente  $30 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ , resultando em um TDH real de 7,92 h.



O FBPA operou como sistema de pós-tratamento do reator UASB retangular, durante a Fase 2. Foi introduzido na linha de tratamento para aumentar o aporte de nitrato nos wetlands horizontais e avaliar a transformação/remoção de nitrogênio nestas unidades. Os resultados desta pesquisa foram apresentados por Costa (2013). O FBPA possui 2,4 m de altura, 7,84 m<sup>2</sup> de área e volume útil de 19 m<sup>3</sup>, e operou com diferentes condições hidráulicas. A distribuição do afluente se deu pela parte superior, criando um escoamento vertical descendente. O material de enchimento é composto por brita n° 4, com diâmetro de 38 a 76 mm e porosidade de 0,5 m<sup>3</sup> m<sup>-3</sup>. Na superfície e fundo possui pedra de mão com diâmetro de 100 a 180 mm e porosidade de 0,6 m<sup>3</sup> m<sup>-3</sup>. Esta unidade não possui laje de fundo, decantador secundário e dispõe de paredes laterais abertas, visando redução de custos e permitindo ampla ventilação. O fato de não possuir decantador secundário pode contribuir com maior aporte de sólidos nos leitos dos wetlands, devido à renovação do biofilme que é desprendido pela força de cisalhamento da água residuária. Mais detalhes sobre esta unidade foram apresentados por Vieira (2013).

A Figura 5-3 mostra imagens dos reatores UASB, retangular e cilíndrico, e do FPBA, sendo que todos estes sistemas operaram como unidades de pré-tratamento dos wetlands horizontais.



Figura 5-3: Reator UASB retangular (esquerda), reator UASB cilíndrico (centro) e filtro biológico percolador aberto (direita).

Parte do efluente dos reatores UASB e FBPA foi encaminhado para os wetlands de escoamento horizontal subsuperficial. Os wetlands foram divididos em duas unidades e operaram em paralelo, recebendo, na maior parte do tempo, uma vazão contínua de 7,5 m<sup>3</sup> d<sup>-1</sup>. Uma unidade foi plantada com a espécie *Typha latifolia* (taboa) e a outra permaneceu sem plantas. A *Typha latifolia* foi plantada com uma densidade de 4 unidades m<sup>-2</sup>, seguindo as recomendações de Reed *et al.* (1995). O corte raso da parte aérea da vegetação foi realizado manualmente, após

florescimento (cerca de 3 meses), deixando uma altura do caule a 20 cm em relação ao solo. A unidade não plantada foi frequentemente capinada à mão em função do crescimento de espécies invasoras. A Figura 5-4 mostra os wetlands de escoamento horizontal, unidade plantada (WHP) e unidade não plantada (WHNP), no início do período operacional e após 12 anos de operação. Na figura é possível observar que a unidade não plantada, após 12 anos de operação, encontra-se com escoamento superficial ao longo de todo comprimento do leito.



Figura 5-4: Wetlands de escoamento horizontal subsuperficial, unidade plantada e não plantada, no início do período operacional (esquerda) e após 12 anos de operação (direita). Nota-se a proliferação de lemnáceas sobre a lâmina d'água da unidade não plantada.

Ambas unidades utilizam escória de alto forno como meio suporte. Dornelas (2008) realizou um ensaio granulométrico da escória e encontrou  $d_{10}$  igual a 19 mm, porosidade do material limpo igual a  $0,40 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$  e coeficiente de desuniformidade igual a 1,2. Segundo a classificação da ABNT 7225 (ABNT NBR 7225:1993), o material está incluso na faixa granulométrica da brita nº 2, que é de 12,5 a 25 mm. Matos (2015) realizou outro ensaio granulométrico, após 8 anos de operação, e encontrou  $d_{10}$  igual a 9,7 mm para a unidade plantada e 10,7 mm para a unidade não plantada, valores inferiores aos encontrados por Dornelas (2008). Desta forma, a faixa granulométrica reduziu, sendo equivalente à brita nº 1, que é de 4,8 a 12,5 mm (ABNT NBR 7225:1993). Matos (2015) acredita que Dornelas (2008) teve problemas na amostragem, prejudicando sua análise, pois a redução na granulometria do material foi muito acentuada, mesmo considerando o desgaste do material ao longo do tempo. A porosidade do material, determinado por Matos (2015), foi de  $0,32 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$  para a unidade plantada e  $0,34 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$  para a unidade não plantada, e o coeficiente de desuniformidade foi de 1,26 para a unidade plantada e 1,14 para a unidade não plantada.

O sistema apresenta inclinação dos taludes em  $45^\circ$ , os quais foram impermeabilizados com geomembrana de PEAD de 0,8 mm de espessura. O fundo dos leitos foi impermeabilizado com 20 cm de argila compactada. A opção de não colocar geomembrana no fundo foi devido ao

risco de perfuração após preenchimento com o material suporte. Para separação das duas unidades foi construído um muro de alvenaria, com 0,9 m de altura e 0,2 m de espessura.

O sistema foi construído aproveitando-se a escavação de uma lagoa de polimento existente, a qual foi, como comentado, dividida ao meio, resultando em uma elevada relação comprimento/largura ( $L/B = 8,5$ ), muito acima das recomendações para WHSS operando em nível secundário, que se situam entre 2 a 4 (DOTRO *et al.*, 2017). Essa relação levou a uma pequena área na seção transversal, induzindo a maiores perdas de carga no leito e a maiores taxas de aplicação na seção transversal. No entanto, isso fez com que o sistema tivesse mais proximidade a um reator de fluxo em pistão, possivelmente contribuindo positivamente para seu desempenho.

As Figuras 5-5 a 5-7 apresentam a planta baixa do sistema e os cortes longitudinal e transversal.

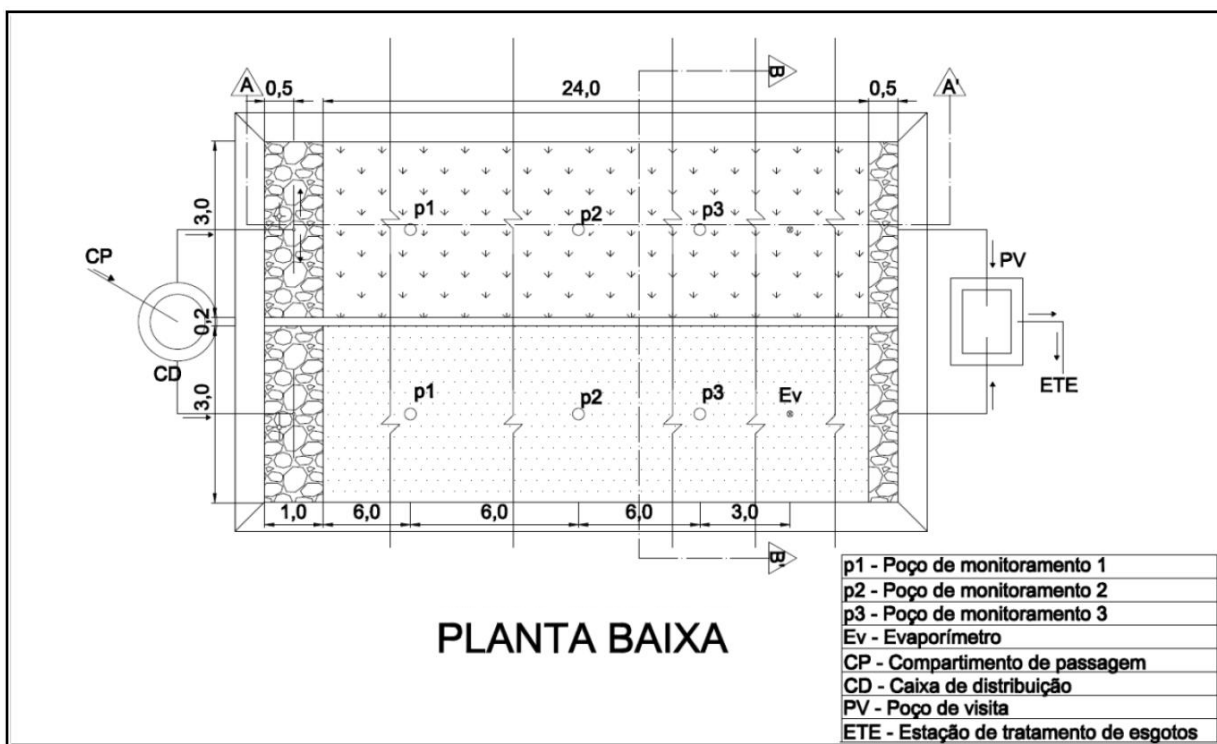


Figura 5-5: Planta baixa dos wetlands com detalhes construtivos. Fonte: Matos (2015).

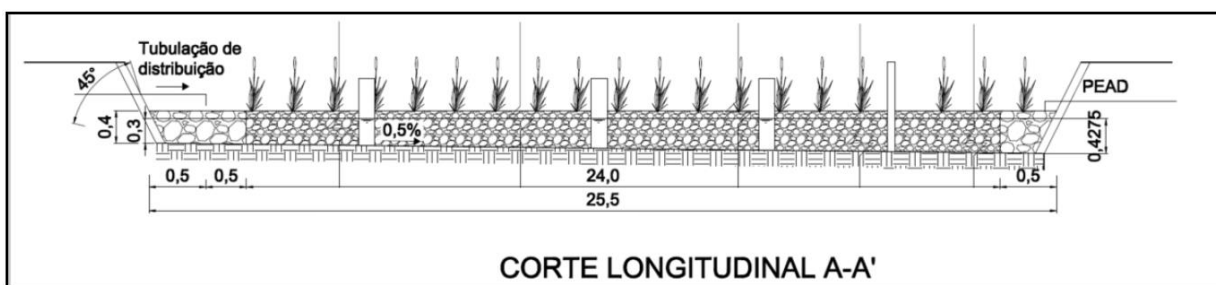


Figura 5-6: Corte longitudinal da unidade plantada. Fonte: Matos (2015).

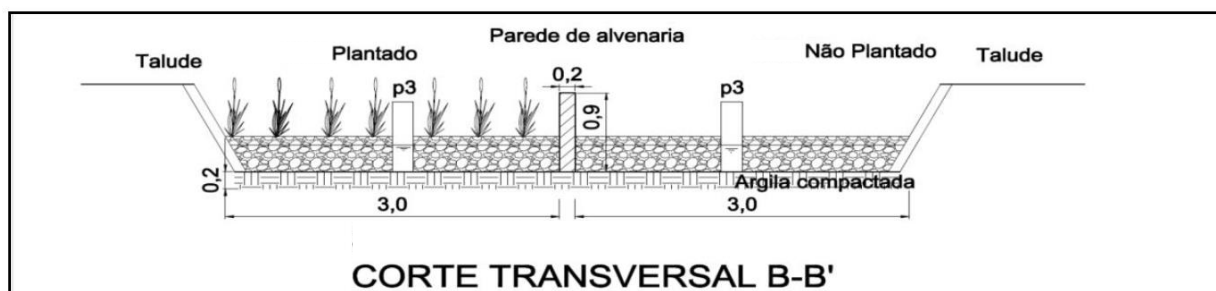


Figura 5-7: Corte transversal das unidades. Fonte: Matos (2015).

As unidades foram dimensionadas seguindo as recomendações de Crites *et al.* (2006), baseada nas Equações 5.1, 5.2 e 5.3, mostradas a seguir.

$$A_s = Q \cdot \left( \ln \cdot \frac{C_a}{C_e} \right) / (K \cdot H_{liq} \cdot \varepsilon) \quad \text{Equação 5.1}$$

Em que  $A_s$  é a área superficial ( $m^2$ );  $Q$  a vazão de projeto ( $m^3 d^{-1}$ ), sendo adotado  $7,5 m^3 d^{-1}$  para cada unidade;  $C_a$  a concentração de DBO afluente ( $mg L^{-1}$ ), valor adotado de acordo com a média de um banco de dados histórico de outro reator UASB operando no CePTS ( $108 mg DBO L^{-1}$ );  $C_e$  a concentração de DBO efluente desejada ( $mg L^{-1}$ ), adotando-se o valor de  $30 mg L^{-1}$ ;  $K$  é o coeficiente de remoção de DBO ( $d^{-1}$ ) a certa temperatura do líquido ( $^{\circ}C$ ), calculado pela Equação 5.2;  $H_{liq}$  é a altura do líquido no interior do meio suporte (m), adotando-se o valor de  $0,30 m$ ;  $\varepsilon$  a porosidade do meio suporte (%), sendo utilizado o valor de  $35\%$ .

$$K = K_{20} \cdot 1,06^{(T-20)} \quad \text{Equação 5.2}$$

Em que  $K_{20}$  é o coeficiente de remoção de DBO a  $20^{\circ}C$  ( $d^{-1}$ ), sendo o valor utilizado igual a  $1,1 d^{-1}$ , sugerido por Reed (1995);  $T$  é a temperatura do líquido no mês mais frio ( $^{\circ}C$ ), sendo adotado o valor de  $20^{\circ}C$  obtido a partir de um banco de dados histórico do CePTS.

$$L = \left( \frac{1}{H_{liq}} \right) \cdot \left[ \left( \frac{Q \cdot A_s}{m \cdot k_s} \right) \right]^{0,5} \quad \text{Equação 5.3}$$

Em que L é a largura do leito (m);  $m$  é a porção do gradiente hidráulico disponível (%), adotou-se o valor de 0,1 referente a faixa de valores (0,05 a 0,20) sugerido por Crites *et al.* (2006);  $k_s$  é a condutividade hidráulica do material suporte ( $m \, d^{-1}$ ), utilizou-se o valor  $5.000 \, m \, d^{-1}$ .

As equações de dimensionamento resultaram em um comprimento de 22,3 m e uma largura de 3,7 m para cada unidade, valores muito próximos ao espaço disponível da antiga lagoa existente. Desta forma, as unidades foram construídas com 25,5 m de comprimento e 3,0 m de largura, sendo que o comprimento preenchido com a escória de alto forno é de 24,0 m. Estes e outros aspectos construtivos e operacionais são apresentados na Tabela 5-1.

Tabela 5-1: Aspectos construtivos e operacionais para cada unidade.

Parâmetro	Unidade	Valor
Altura total dos leitos ( $h_t$ )	m	0,40
Altura útil (valor de projeto) ( $h_u$ )	m	0,30
Comprimento total das unidades (topo) ( $L_t$ )	m	25,5
Comprimento pelo qual o líquido escoar (L)	m	25,0
Comprimento do trecho preenchido com escória (topo) ( $L_e$ )	m	24,0
Comprimento inicial preenchido com pedra de mão ( $L_i$ )	m	1,0
Comprimento final preenchido com pedra de mão ( $L_f$ )	m	0,5
Largura dos leitos (topo) (B)	m	3,0
Relação comprimento/largura (L/B)	-	8,5
Inclinação longitudinal de fundo ( $i$ )	%	0,5
Volume total do trecho de escoamento ( $V_t$ )	$m^3$	30,0
Volume total de escória utilizada ( $V_e$ )	$m^3$	28,8
Volume útil do trecho de escoamento (valor de projeto) ( $V_u$ )	$m^3$	22,5
Volume de vazios ou de poros (valor de projeto) ( $V_p$ )	$m^3$	9,0
Área de superfície do leito (topo) ( $A_s$ )	$m^2$	75,0
Porosidade do meio filtrante durante a construção ( $\varepsilon$ )	$m^3 \, m^{-3}$	0,40
Vazão afluyente de projeto ( $Q_{in}$ )	$m^3 \, d^{-1}$	7,50
Tempo de detenção hidráulica de projeto ( $TDH_{proj}$ )	d	1,20
Taxa de aplicação hidráulica de projeto (TAH)	$m^3 \, m^{-2} \, d^{-1}$	0,12

### 5.3 Análise do impacto no desempenho do sistema

Conforme já discutido, o controle estatístico do processo (CEP) é uma ferramenta para avaliar o desempenho de um processo ou sistema de tratamento. Neste trabalho, o CEP foi utilizado



para auxiliar na identificação do impacto da colmatção no desempenho do sistema, em termos de DBO, DQO e SST. O impacto da colmatção, na presente pesquisa, foi dividido em (a) impacto hidráulico e (b) impacto no desempenho. A metodologia utilizada para avaliação do impacto no desempenho, baseada no CEP, pode ser aplicada a qualquer tecnologia de tratamento de água e esgoto, conforme descrito por von Sperling *et al.* (2020).

A Fase 1 foi selecionada como referência para a construção dos limites de controle, pois foi a fase em que o sistema operou em condições estáveis ou normais, sem impactos causados pela colmatção. No entanto, foi observado que no período final da Fase 1, em ambas unidades, houve aumento nas concentrações efluentes em termos de DBO, DQO e SST. Em virtude disso, os dados do final da fase foram descartados para a construção dos limites de controle, tal como é recomendado para o CEP. O primeiro ano de monitoramento do sistema, ano de 2007, também foi descartado, pois foi considerado o período de *startup* (partida) do sistema, que também apresentou alguns dados de concentração efluente acima do período normal da fase. O período de *startup*, conforme descrito por Kadlec e Wallace (2009), pode variar de algumas semanas a mais de dois anos, em regiões de clima quente, como observado no sul dos EUA. Em regiões de clima frio, podem ser previstos períodos mais longos, de até quatro anos. Diante disso, a Fase 1 foi subdividida em *startup*, Fase 1.1 e Fase 1.2, sendo que a Fase 1.1 compreende o período estável dos dados, ou condição normal de operação, que foi utilizado como referência para a construção dos limites de controle, e a Fase 1.2 engloba o restante dos dados. Na Tabela 5-2 é mostrada a subdivisão dos períodos na Fase 1 e as datas correspondentes. As outras fases foram excluídas para a determinação dos limites de controle pelos seguintes motivos: a Fase 2 foi uma fase peculiar, uma vez que as unidades receberam um efluente de melhor qualidade, advindo do FBPA, além disso já apresentavam indícios de colmatção; na Fase 3, as unidades encontravam-se em elevado grau de colmatção, com instabilidade em termos de concentrações efluentes de DQO e SST, apresentando elevados valores; a Fase 4 foi implantada para forçar o colapso do sistema e avaliar sua capacidade em suportar elevadas cargas, sendo uma fase em que o sistema apresentou queda no desempenho; na Fase 5 as unidades não apresentaram desempenho satisfatório, mesmo após os testes de descolmatção.

Tabela 5-2: Subdivisão da Fase 1.

<b>Data</b>	<b>Período</b>
20/06/2007 a 18/12/2007	<i>Startup</i> do sistema
03/01/2008 a 31/03/2010	Fase 1.1 - utilizada como referência
05/04/2010 a 06/08/2011	Fase 1.2

A análise do impacto no desempenho foi realizada em relação às concentrações efluentes em termos de DBO, DQO e SST. Para as eficiências de remoção, os dados apresentaram instabilidade, em função das variações das vazões, e não foram utilizadas para a avaliação do impacto. Enquanto que as concentrações efluentes aumentam com a deterioração de sua qualidade, as eficiências de remoção possuem lógica inversa, diminuindo com a deterioração da qualidade, e ambas variáveis podem ser utilizadas para análise do desempenho de um sistema, desde que demonstrem coerência e estabilidade.

O impacto no desempenho, para as concentrações efluentes, foi definido a partir de um gráfico de controle categorizado em seis níveis, compreendendo em: 1) “bastante melhorado”; 2) “melhorado”; 3) “normal inferior”; 4) “normal superior”; 5) “deterioração” e 6) “colapso”. Neste trabalho, o nível “colapso” indica que o sistema se encontra em nível crítico de operação, não significando que o sistema esteja em total falha operacional. Entende-se que a falha ocorra quando o sistema possui eficiências de remoção bastante baixas ou mesmo negativas (carga efluente maior que afluente), ou seja, quando as unidades não mais desempenham a função de um sistema de tratamento, o que não foi observado nas unidades deste estudo.

Antes de o impacto atingir o nível de “colapso”, é esperado uma etapa anterior que, neste trabalho, foi denominada de “deterioração”. No entanto, é possível que o impacto no sistema passe diretamente do nível “normal” para “colapso” ou para qualquer outro nível. A Figura 5-8 apresenta um exemplo do gráfico de controle, para concentração efluente, com os seis níveis de impacto no desempenho que foram utilizados neste trabalho, conforme sugerido por von Sperling *et al.* (2020).

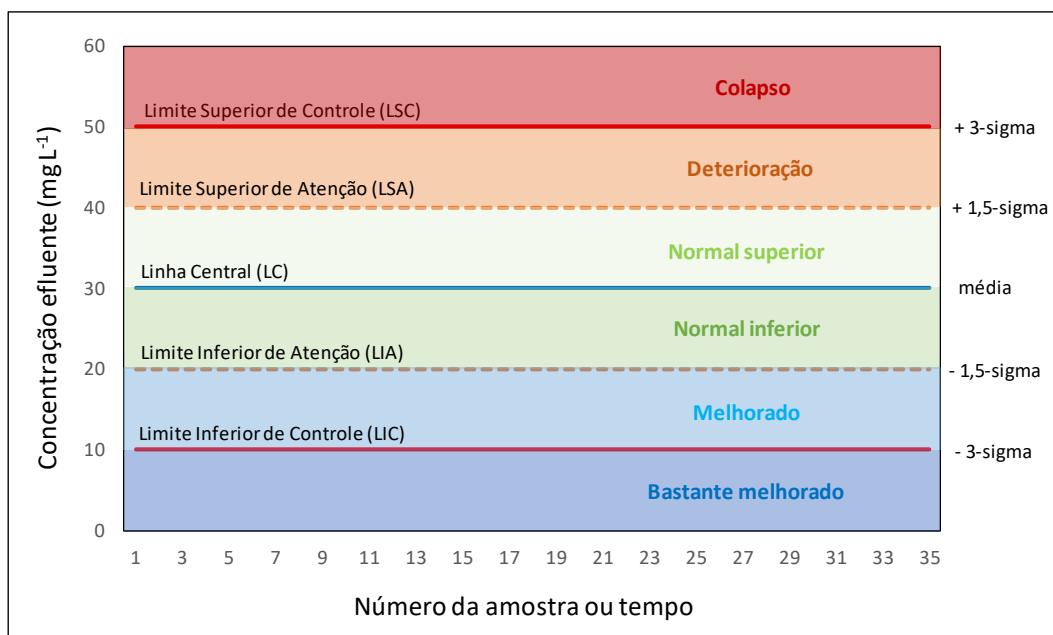


Figura 5-8: Gráfico de controle para classificação do impacto em termos de concentração efluente.

Para classificar o nível de impacto no sistema, definiu-se como critério a condição predominante, separando-se por fases de operação, ou seja, onde o maior percentual de dados, de uma determinada fase, situa-se em cada faixa do gráfico de controle. Por ser uma condição predominante, entende-se que seja a condição onde os dados ocorreram com maior frequência dentro da faixa, desta forma é possível classificar o nível de impacto daquele conjunto de dados. Importante destacar que a frequência associada está relacionada ao número de dados coletados em cada fase, e não ao tempo de operação dentro da fase.

Os limites de controle superior (LCS) e inferior (LCI), foram construídos utilizando 3 desvios padrão (3-sigma) e estão posicionados em torno da linha média, ou linha central, delimitando regiões com 99,73% de probabilidade de uma amostra permanecer dentro dos limites (assumindo-se distribuição normal). Quando o maior percentual dos dados se encontra acima do LSC, considera-se que o sistema, ou a qualidade do efluente, se encontra em “colapso”, pois os valores estão bem afastados dos períodos normais de operação, possuindo apenas 0,27% de probabilidade de estarem entre os limites de controle. Por esse motivo, enfatiza-se a importância de se possuir um conjunto de amostras suficientes para concluir sobre o impacto da colmatação no desempenho do sistema. Quando o número de amostras é insuficiente, é possível ocorrer uma distribuição equivalente, ou seja, o mesmo número de dados, ou o mesmo percentual das amostras, em cada faixa, tornando a análise inconclusiva. Quando um conjunto de amostras permanece abaixo do LIC, é possível inferir que a qualidade do efluente encontra-se “bastante

melhorada”, possuindo, assim como o “colapso”, 0,27% de probabilidade de estar em condições normais de operação.

Além dos limites de controle, utilizaram-se os limites superior de atenção (LSA) e inferior de atenção (LIA), como subdivisão das faixas, auxiliando na predição do colapso. A probabilidade de uma amostra permanecer entre os limites de atenção é um pouco menor, quando comparado com os limites de controle, sendo igual a 86,64%. Se o maior percentual de dados estiver entre os limites de atenção, considera-se que o sistema se encontra em condições “normais de operação”. Se o maior percentual dos dados estiver acima do LSA e abaixo do LSC, considera-se que o sistema esteja em fase de “deterioração”, sendo uma possível antecipação do “colapso”. Caso o maior percentual dos dados estiver abaixo do LIA e acima do LIC, pode-se dizer que a qualidade do efluente está melhor.

Para construção dos limites de atenção, utilizou-se 1,5 desvio padrão em torno da média (1,5-sigma), criando, desta maneira, condições idênticas em cada faixa, com a mesma largura. A condição normal de operação, seguindo o critério da mesma largura da faixa, também foi dividida em “normal superior” e “normal inferior”, sendo que os dados que prevalecerem na faixa inferior possuem melhor qualidade quando comparados com a faixa “normal superior”.

Os gráficos de controle foram construídos utilizando o Microsoft Excel®, baseando-se em planilha disponibilizada em von Sperling *et al.* (2020), considerando, por simplicidade, que os dados apresentam uma distribuição normal. O gráfico utilizado foi o de variáveis individuais, para valores médios com amplitude móvel igual a 2 termos. Para cálculo dos limites de controle, linha central e limites de atenção, foram utilizadas as Equações 5.4 a 5.7.

$$LSC = LSA = \bar{x} + Z_p \cdot \sigma_{\bar{x}} \quad \text{Equação 5.4}$$

$$LC = \bar{x} \quad \text{Equação 5.5}$$

$$LIC = LIA = \bar{x} - Z_p \cdot \sigma_{\bar{x}} \quad \text{Equação 5.6}$$

$$\sigma_{\bar{x}} = \frac{(R/d_2)}{\sqrt{n}} \quad \text{Equação 5.7}$$

Sendo, LSC o limite superior de controle; LSA o limite superior de atenção; LC a linha central; LIC o limite inferior de controle; LIA o limite inferior de atenção;  $\bar{x}$  é o valor médio das

amostras;  $Z_p$  é o valor de sigma;  $\sigma_x$  é o desvio padrão da média;  $R$  é a média dos valores da amplitude;  $n$  é o número de dados em cada subgrupo;  $d_2$  é uma constante tabelada, representando a relação entre a amplitude e o desvio padrão (para  $n$  igual a 2, o valor de  $d_2$  é igual a 1,128).

Vale destacar que os dados utilizados para construção dos gráficos de controle podem ultrapassar os limites de controle, e quando isso ocorre com uma frequência relativamente pequena é conhecida como ruído de fundo, sendo uma condição inerente do processo, ainda mais por se tratar de dados ambientais. Um sistema é considerado aceitável quando o ruído de fundo é relativamente pequeno. Quando os dados apresentam elevada variabilidade, em relação ao ruído de fundo, considera-se que o sistema está fora de controle e medidas corretivas precisam ser implementadas. Aplicar o gráfico de controle em uma série de dados com alta variabilidade afasta os limites de controle da linha central, ocultando possíveis níveis de deterioração e colapso.

#### 5.4 **Análise do impacto nas condições hidráulicas do sistema**

Com o avanço da colmatção, surge o escoamento superficial na região de entrada do leito e, com o tempo, este avança em direção à região de saída, causando danos nas condições hidráulicas do sistema, como exposição da lâmina d'água, formação de caminhos preferenciais e redução no TDH. A metodologia utilizada para avaliação do impacto nas condições hidráulicas se limita aos wetlands construídos de escoamento horizontal subsuperficial, pois a análise é realizada em relação ao avanço do escoamento superficial no comprimento do leito.

Para o impacto nas condições hidráulicas, consideraram-se três níveis de impacto: “sem impacto”, “deterioração” e “colapso”. A Tabela 5-3 relaciona os níveis de impacto com os critérios adotados para sua classificação.

Tabela 5-3: Níveis de impacto nas condições hidráulicas e critérios para enquadramento em wetlands construídos de escoamento horizontal subsuperficial.

<b>Nível do impacto</b>	<b>Critério</b>
Sem impacto	Quando não há escoamento superficial no leito.
Deterioração	Quando se observa aparecimento de escoamento superficial no leito, com dimensões menores ou iguais a 2/3 do comprimento do leito.
Colapso	Quando o escoamento superficial estiver maior que 2/3 do comprimento do leito.

As unidades deste estudo possuem 25 m de comprimento, ou seja, quando o escoamento superficial ultrapassou os 16,7 m de comprimento, considerou-se o início do “colapso” nas condições hidráulicas do sistema. Quando o escoamento superficial se encontrava igual ou abaixo de 16,7 m de comprimento, considerou-se que o sistema estava em nível de “deterioração” em relação às condições hidráulicas.

### **5.5 Características do reator de leito fixo e das amostras indeformadas**

O reator de leito fixo (RLF) foi utilizado nesta pesquisa para medir a condutividade hidráulica e porosidade drenável das amostras indeformadas, antes e após a aplicação dos métodos de descolmatação.

O RLF foi desenvolvido por Kappelmeyer *et al.* (2002) e permite recriar as condições de escoamento subsuperficial dos wetlands de escoamento horizontal. Vasconcellos *et al.* (2015b) e Barreto *et al.* (2015c) estudaram o RLF operando sob condições de campo e concluíram que o reator é uma metodologia válida para reproduzir as condições de um WHSS, além do mais permite a realização de diversos estudos com amostras indeformadas do leito, inclusive para realização de ensaios de descolmatação.

Matos *et al.* (2017a) avaliaram a medição da condutividade hidráulica por vários métodos, desde métodos *in situ*, com utilização de tubos perfurados e poços de monitoramento, quanto métodos *ex situ*, que utiliza amostras do leito. Os autores chegaram à conclusão de que os métodos de medição *in situ* possuem limitações, sendo a utilização do RLF um método promissor de determinação da condutividade hidráulica e porosidade drenável. No RLF, é possível utilizar uma amostra indeformada e com volume representativo do leito, desta forma, aumentando a confiabilidade da medição.

O RLF é constituído por uma cesta de aço inoxidável em seu interior e, na parte externa, por um tubo de PVC de 300 mm com a superfície aberta e o fundo fechado. O RLF possui 30 cm de altura, idêntica à altura útil de lâmina d'água de projeto dos wetlands do presente estudo. A distribuição do líquido se dá pela parte superior e escoar até o centro, onde é coletado por um tubo perfurado de 5 cm de diâmetro e 30 cm de altura. No fundo, há um orifício de 2 cm de diâmetro para a coleta do efluente, acoplado a um tubo que se ergue pela lateral, até uma altura de 30 cm, garantindo o nível d'água no interior do reator. A Figura 5-9 ilustra o funcionamento hidráulico do RLF e a Figura 5-10 mostra uma foto do reator e sua cesta interna.

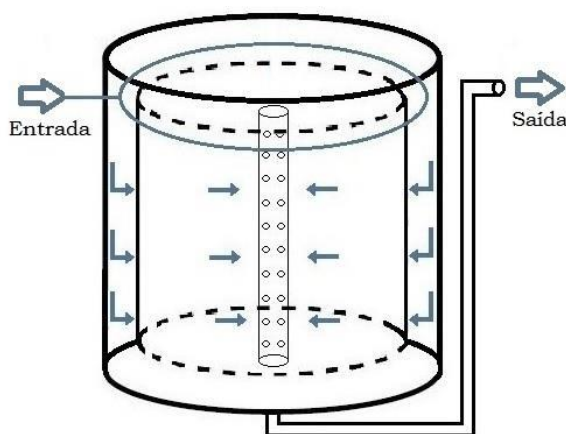


Figura 5-9: Desenho esquemático do funcionamento hidráulico do reator de leito fixo.

Fonte: Vasconcellos (2015).



Figura 5-10: Reator de leito fixo, com e sem a cesta interna.

A cesta interna do RLF apresenta um diâmetro de 28 cm e uma altura de 30 cm, totalizando um volume aproximado de 18 litros. A tela da cesta possui uma malha de 5 mm por 5 mm, a qual permite a passagem livre do líquido e mantém o meio suporte contido. A cesta interna foi preenchida com o substrato retirado dos leitos plantado e não plantado. No dia 20/10/2016, as cestas foram preparadas e inseridas nos leitos, com o objetivo de compor as amostras indeformadas, permitindo a ambientação/colmatação do meio suporte. A Figura 5-11 mostra as cestas inseridas nas unidades plantada e não plantada. Foram preparados um total de 10 cestas e inseridas em diferentes regiões em ambas unidades, sendo 2 cestas na região de entrada (1 m), em cada unidade, 1 cesta no meio (13 m), em cada unidade, e 2 cestas na região de saída (23 m). Cada cesta foi utilizada para um ensaio de descolmatação diferente. Alguns testes foram repetidos e realizados com amostras sem o período de ambientação. As amostras com e sem o período de ambientação, assim como as retiradas das diferentes regiões, serão mencionadas no texto.



Figura 5-11: Cesta do reator do leito fixo inseridas nas unidades plantada (esquerda) e não plantada (direita) para ambientação/colmatação. Obs.: Foto tirada com o leito drenado na unidade não plantada.

## 5.6 Métodos de avaliação do grau de colmatação

### 5.6.1 Determinação da condutividade hidráulica e porosidade drenável no reator de leito fixo

Algumas cestas foram utilizadas para os testes de descolmatação nos RLF e outras permaneceram no leito durante a realização dos ensaios de descolmatação, servindo como amostras para auxiliar na avaliação da eficiência dos métodos empregados em cada leito.

Para determinação da condutividade hidráulica no RLF, foi utilizada a metodologia descrita por Matos *et al.* (2017a). Conforme recomendado pelos autores, foi adicionado água no sistema até uma condição de carga constante, ou seja, vazão de entrada igual a vazão de saída. Quando alcançada essa condição, mediu-se a vazão em um balde graduado. Após medição da vazão, calculou-se o valor da condutividade hidráulica, utilizando a Equação 5.8 de Bedient *et al.* (1994), citado por Matos *et al.* (2017a). Segundo os autores, este método é capaz de reproduzir melhor as condições de escoamento em unidades horizontais.

$$k_s = \frac{Q_b \cdot \ln\left(\frac{R_0}{r_{dr}}\right) \cdot 864000}{\pi \cdot (h_{dr}^2 - h_a^2)} \quad \text{Equação 5.8}$$

Em que,  $k_s$  é a condutividade hidráulica em meio saturado ( $m \, d^{-1}$ );  $Q_b$  é a vazão do teste ( $L \, s^{-1}$ );  $R_0$  é a distância radial do ponto mais remoto referenciado, na borda externa da cesta do RLF, em relação ao poço (dreno);  $r_{dr}$  é o raio do dreno;  $h_{dr}$  é a cota da água na cesta do RLF, que é igual à altura total do dreno e da própria cesta; e,  $h_a$ , a cota da água dentro do dreno.



Após determinada a condutividade hidráulica, foi realizada a medição da porosidade drenável, utilizando-se do volume de água contido no interior do reator, através da sua drenagem e medição do volume. A estimativa da porosidade da amostra foi calculada através da Equação 5.9, citada por Matos *et al.* (2017a).

$$\varepsilon = \frac{V_{\text{dren}} - [\pi \cdot h_C \cdot (D_{\text{ext}}^2 - D_{\text{int}}^2)/4]}{\pi \cdot h_C \cdot D_{\text{int}}^2/4} \quad \text{Equação 5.9}$$

Em que,  $\varepsilon$  a porosidade drenável do meio poroso ( $L^3 L^{-3}$ );  $V_{\text{dren}}$ , o volume coletado nos baldes graduados ( $L^3$ ),  $D_{\text{ext}}$  o diâmetro da cesta externa (L);  $D_{\text{int}}$ , o diâmetro da cesta interna; e  $h_C$  a altura da cesta (L). O cálculo da capacidade de armazenamento da cesta interna situa-se no denominador da equação.

### 5.6.2 Determinação da condutividade hidráulica nos leitos

A determinação da condutividade hidráulica nos leitos serviu como instrumento de avaliação da eficiência dos métodos de descolmatação. Foram realizadas medições antes e após a aplicação dos métodos de descolmatação, em ambas unidades, conforme mostrado na Tabela 5-4. Além disso, os resultados foram comparados com os obtidos por De Paoli (2010) e Matos (2015).

Tabela 5-4: Data de realização das medições de condutividade hidráulica nos leitos.

<b>Data de realização</b>	<b>Unidade</b>	<b>Condição</b>
05/06/2019	WHP	Antes da aplicação dos métodos de descolmatação
12/06/2019	WHNP	
30/01/2020	WHP	Após aplicação dos métodos de descolmatação
06/02/2020	WHNP	

Para possibilitar comparações, o método utilizado para determinação da condutividade hidráulica nos leitos foi a do permeâmetro de carga variável (PCV), o mesmo método utilizado por De Paoli (2010) e Matos (2015). O método consiste na aplicação de um volume de água no interior de um tubo com o diâmetro conhecido e cravado no leito, seguido de medição do tempo para infiltração da água. De posse dos dados, a condutividade hidráulica do leito pode ser determinada utilizando a Equação 5.10 de Navfac (1986).

$$k_s = \frac{d^2 \ln(2L/d)}{8Lt} \cdot \ln \frac{h_1}{h_2} \quad \text{Equação 5.10}$$

Em que  $k_s$  é a condutividade hidráulica do meio ( $\text{m s}^{-1}$ );  $d$  é o diâmetro do tubo (m);  $L$  é o comprimento do tubo que está submerso (m);  $h_1$  é a altura do nível d'água no interior do tubo no tempo zero (m);  $h_2$  é a altura do nível d'água no interior do tubo no tempo  $t$  (m); e  $t$  é o tempo (s).

### 5.6.3 Determinação do tempo de detenção hidráulica real

Para determinação do TDH real do leito, foram realizados testes com traçadores antes e após a aplicação dos métodos de descolmatação, nas duas unidades, com o objetivo de avaliar a recuperação do meio poroso nos leitos. Também foram realizados testes durante a Fase 4 e Fase 5, com o objetivo de avaliar se a mudança da vazão alterou, efetivamente, as condições hidrodinâmicas das unidades. Os resultados do TDH real foram comparados com os resultados obtidos por De Paoli (2010) e Matos (2015), buscando avaliar alterações dos indicadores hidrodinâmicos ao longo do tempo. O ensaio com traçador, além de determinar o TDH real, também permite calcular outros indicadores, que poderão ser utilizados para avaliação da eficiência dos métodos de descolmatação.

O traçador escolhido para realização dos testes foi o NaCl, por ser um traçador de baixo custo e fácil aquisição, além de possuir detecção e manuseio simples. Para o monitoramento da recuperação do traçador e das concentrações de *background* no efluente, utilizou-se uma sonda da marca YSI modelo 600 XLM V2<sup>®</sup> com *datalogger* interno e um sensor de condutividade elétrica com limite de detecção de 0 a 100.000  $\mu\text{S cm}^{-1}$ . A concentração de *background* foi monitorada durante 5 dias, antes da realização dos testes, de 12/08/2019 a 16/08/2019, resultando em um valor mediano de 471  $\mu\text{S cm}^{-1}$ . O intervalo de coleta dos dados em todos os ensaios foi a cada 10 min, valor inferior aos mínimos recomendados por Headley e Kadlec (2007), que sugerem adotar o intervalo de pelo menos 0,10 TDH. Todos os testes possuíram duração de 5 dias, tempo suficiente para garantir a recuperação do traçador. Conforme recomendado por Kadlec e Wallace (2009), a duração mínima de monitoramento após a injeção do traçador deve ser de 3 a 4 vezes o TDH teórico, resultando, no caso deste sistema, em valores entre 3,6 a 4,8 dias.

Da mesma forma como realizado por Matos *et al.* (2015c), foram adicionados 10 kg de sal de cozinha moído em 150 litros de água potável. A massa de sal escolhida proporcionou uma condutividade elétrica da solução salina na ordem de  $80.000 \mu\text{S cm}^{-1}$ , valor dentro da faixa de detecção do sensor utilizado. A aplicação do traçador nos leitos ocorreu durante 31 a 37 min, cerca de 2% do TDH teórico do sistema, conforme recomendado por Bracho *et al.* (2009). Foram realizados no total 10 testes com o traçador salino, sendo 5 testes em cada unidade. No entanto, devido a problemas na leitura do sensor, 4 testes foram excluídos das análises, por se mostrarem com resultados incoerentes. A Tabela 5-5 mostra um resumo das condições de todos os testes realizados com as principais condições e se o teste foi ou não aproveitado para a análise.

Tabela 5-5: Resumo das condições com os testes com traçador nas unidades plantada e não plantada.

<b>Período de realização</b>	<b>Fase operacional</b>	<b>Unidade</b>	<b>Vazão afluente* (<math>\text{m}^3 \text{d}^{-1}</math>)</b>	<b>Duração da aplicação (min)</b>	<b>Teste aproveitado?</b>
16/08/2019 a 21/08/2019	Fase 4	WHP	15,5	36	Sim
		WHNP	16,6	32	Não
23/08/2019 a 28/08/2019	Fase 4	WHP	16,6	32	Sim
		WHNP	17,2	33	Sim
27/09/2019 a 01/10/2019	Fase 4	WHP	8,6	33	Sim
		WHNP	9,5	37	Não
08/10/2019 a 13/10/2019	Fase 4	WHP	6,8	34	Não
		WHNP	8,0	34	Não
17/01/2020 a 22/01/2020	Fase 5	WHP	7,5	31	Sim
		WHNP	7,3	32	Sim

\*Medição realizada no dia do teste.

Durante a realização dos testes durante a Fase 4, a vegetação apresentou altura aproximada de 2 m e encontrava-se em fase final de desenvolvimento, conforme pode ser observado na Figura 5-12A. Durante a Fase 5, a vegetação da unidade plantada estava em desenvolvimento, apresentando média de 0,5 m de altura. Em ambos os testes a unidade não plantada apresentava escoamento superficial cobrindo toda a superfície do leito. As sondas foram instaladas nas saídas das unidades plantada e não plantada (Figura 5-12D) no interior de um béquer e abaixo do tubo de saída do efluente, possibilitando a medição da condutividade elétrica com uma renovação contínua de líquido no interior do frasco. As vazões afluentes e efluentes foram medidas durante a realização do ensaio para cálculo das variáveis hidrodinâmicas. Durante o período de realização dos testes não ocorreram precipitações pluviométricas.

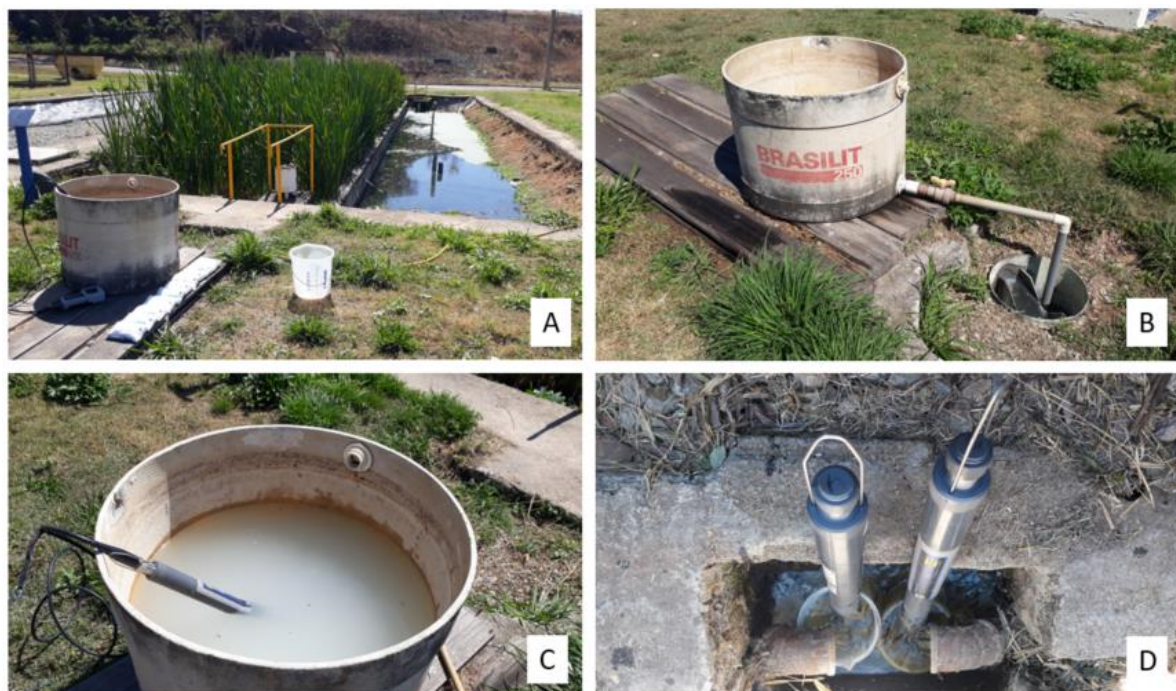


Figura 5-12: Materiais e equipamentos utilizados para a realização dos testes com o traçador. A) vista geral do sistema, B) caixa utilizada para aplicação da solução traçadora, C) solução preparada e medição da condutividade elétrica antes do teste, D) sondas de medição na saída das unidades.

#### 5.6.4 Análise de sólidos nas amostras indeformadas e nos leitos

Com o objetivo de avaliar as eficiências dos métodos de descolmatação, análises de sólidos totais, fixos e voláteis foram realizadas nas amostras indeformadas e nos leitos, antes e após a realização dos ensaios de descolmatação. Da mesma forma como realizado por Matos (2015), com o objetivo de proporcionar comparações ao longo do tempo, a coleta das amostras na unidade plantada ocorreu nos pontos 3, 6, 11, 16 e 21 m do comprimento do leito, nos lados direito e esquerdo. Na unidade não plantada não foi realizado análise de sólidos, em virtude de problemas no laboratório. A coleta na unidade plantada ocorreu no dia 12/11/2019 antes e após a aplicação do peróxido de hidrogênio. Após coleta, as amostras foram levadas para o Laboratório de Análises Físico-Químicas do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (DESA) da UFMG. Em seguida, as amostras foram submetidas a metodologia de lavagem descrita por Miranda (2014), citado no Item 3.3.3, página 50. O material suporte limpo, após lavagem, foi submetido a análise granulométrica e o material em suspensão, gerado na lavagem, foi submetido a análise de sólidos descritos em Matos (2012) e *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA et al., 2017).

## **5.7 Análise granulométrica em amostras do leito**

A análise granulométrica foi realizada por meio de peneiramento sequencial com malhas progressivamente menores, com aberturas de 19,10; 12,70; 9,25; 6,35; 4,76 e 2,38 mm. O procedimento foi realizado no Laboratório de Tratamento de Minérios do Departamento de Engenharia de Minas (DEMIN) da UFMG. As coletas foram realizadas nos pontos 3, 6, 11, 16 e 21 m do comprimento do leito, nos lados direito e esquerdo, apenas na unidade plantada. As amostras foram coletadas nos dias 04/11/2019 (antes da aplicação do H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>) e 21/11/2019 (após a aplicação do H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>) e foram lavadas para retirada dos sólidos intersticiais e aderidos. Os resultados foram comparados com os obtidos por Dornelas (2008) e Matos (2015), com o objetivo de verificar se o desgaste do material suporte continuou ocorrendo ao longo do tempo. A coleta, realizada após a aplicação do peróxido de hidrogênio, teve com o objetivo verificar se a substância oxidante teria algum efeito no desgaste do material suporte.

## **5.8 Determinação da porosidade drenável em amostras do leito**

As amostras para determinação da porosidade do leito foram coletadas no dia 17/10/2019, nos pontos 1, 12 e 24 m do comprimento do leito, em ambas unidades. Os ensaios foram realizados em proveta graduada de 1 litro. Após adição do material suporte até a marca de 1 litro, adicionou-se água destilada até cobrir todo o material. O volume de água adicionado foi quantificado e dividido pelo volume do material suporte, resultando no volume de poros da amostra. Os resultados foram comparados com os valores determinados por Dornelas (2008) e Matos (2015).

## **5.9 Testes de descolmatação**

A lavagem do meio suporte, período de repouso e aplicação de peróxido de hidrogênio, foram os métodos de descolmatação avaliados neste trabalho. O procedimento de lavagem foi avaliado apenas em amostras indeformadas. O período de repouso e aplicação de peróxido de hidrogênio foram avaliados em amostras indeformadas e no leito em escala real.

### **5.9.1 Lavagem do meio suporte em amostras indeformadas**

O procedimento de lavagem ocorreu duas vezes, sendo a primeira com uma amostra indeformada (submetida ao período de ambientação) da região de entrada da unidade não plantada e a segunda com uma amostra sem o período de ambientação, proveniente da região de entrada da unidade plantada. Conforme já comentado, a amostra indeformada estava contida

em uma cesta de aço inox e permaneceu em ambientação/colmatação no leito desde o dia 20/10/2016. O primeiro procedimento de lavagem ocorreu no dia 29/10/2018, após 2 anos de ambientação/colmatação, e o segundo no dia 07/11/2019.

Para a realização da primeira lavagem, no dia 29/10/2018, retirou-se a amostra indeformada do leito (Figura 5-13A) e a introduziu no RLF, para medição da condutividade hidráulica e porosidade drenável. Posteriormente, a amostra foi retirada da cesta (Figura 5-13B) e depois lavada com jateamento de água sob pressão (Figura 5-13C), até se observar que o material suporte estava limpo, com poucos sólidos. A lavagem ocorreu com uma vazão de  $41 \text{ L min}^{-1}$ , durante 2 minutos, resultando em um volume de água de 82 litros. Após procedimento de lavagem, a amostra foi recolocada na cesta (Figura 5-13D) para a realização de uma nova medição de condutividade hidráulica e porosidade drenável. Em seguida, uma amostra foi coletada e encaminhada para o laboratório para a realização de análise de sólidos totais, fixos e voláteis. Outra amostra foi coletada no leito, próximo ao local onde se encontrava a cesta, servindo para comparar os resultados de sólidos antes da lavagem. Este procedimento foi realizado para não prejudicar os resultados de condutividade hidráulica e porosidade drenável no RLF, uma vez que a retirada de uma pequena amostra pode alterar os resultados.

O mesmo procedimento de lavagem foi realizado no dia 07/11/2019, com a mesma vazão, porém durante 1 minuto, resultando em um volume de água menor, de 41 litros. A amostra foi retirada da região de entrada da unidade plantada, porém sem plantas, e foi inserida na cesta do RLF para medição da condutividade hidráulica, porosidade drenável e depois para o procedimento de lavagem.



Figura 5-13: Procedimento de lavagem do material suporte. A) retirada da cesta do leito; B) retirada do material suporte da cesta; C) jateamento de água; D) devolução do material já limpo para a cesta.

### 5.9.2 Período de repouso em amostras indeformadas

Para realização do teste do período de repouso, foi utilizada uma amostra indeformada a 13 m da entrada (cerca da metade do comprimento do leito) da unidade não plantada. A amostra estava há cerca de 2 anos em ambientação/colmatação no leito e foi retirada no dia 21/08/2018 para início do teste. A amostra não apresentava plantas ou rizomas, representando o leito não plantado. O período de repouso avaliado foi de 7, 14 e 30 dias. O RLF foi mantido em repouso em uma plataforma próximo à unidade plantada (como mostrado na Figura 5-14A), sendo submetida às condições climáticas de campo. Durante a realização do experimento, foi registrada uma única chuva, no dia 01/10/2018. Uma estação meteorológica situada no interior do CePTS registrou 44,2 mm de precipitação. Esta chuva foi considerada intensa, pois choveu 30% de toda a chuva esperada para o mês de outubro do ano de 2018 (CLIMATEMPO, 2018). Sabe-se que água da chuva interfere na secagem do material, no entanto, continuou-se com a realização do ensaio, para representar as condições de campo. A condutividade hidráulica e medição da porosidade drenável, métodos para avaliação da eficiência do teste, também influenciam na secagem da amostra, pois no momento da determinação da condutividade hidráulica e porosidade drenável, o sistema é saturado com água. Para contornar este problema, foram realizadas medições nos dias 21/08/2018, 28/08/2018, 11/09/2018 e 11/10/2018, ou seja, cada intervalo possui 7, 14 e 30 dias de repouso, respectivamente.



Antes e depois do período de repouso, foram realizadas medições da condutividade hidráulica, porosidade drenável e concentração de sólidos na amostra. A Figura 5-14 mostra o teste do período de repouso com o RLF em cima de uma plataforma próximo à unidade plantada, a realização dos ensaios de porosidade drenável e o RLF após o período de 30 dias em repouso.

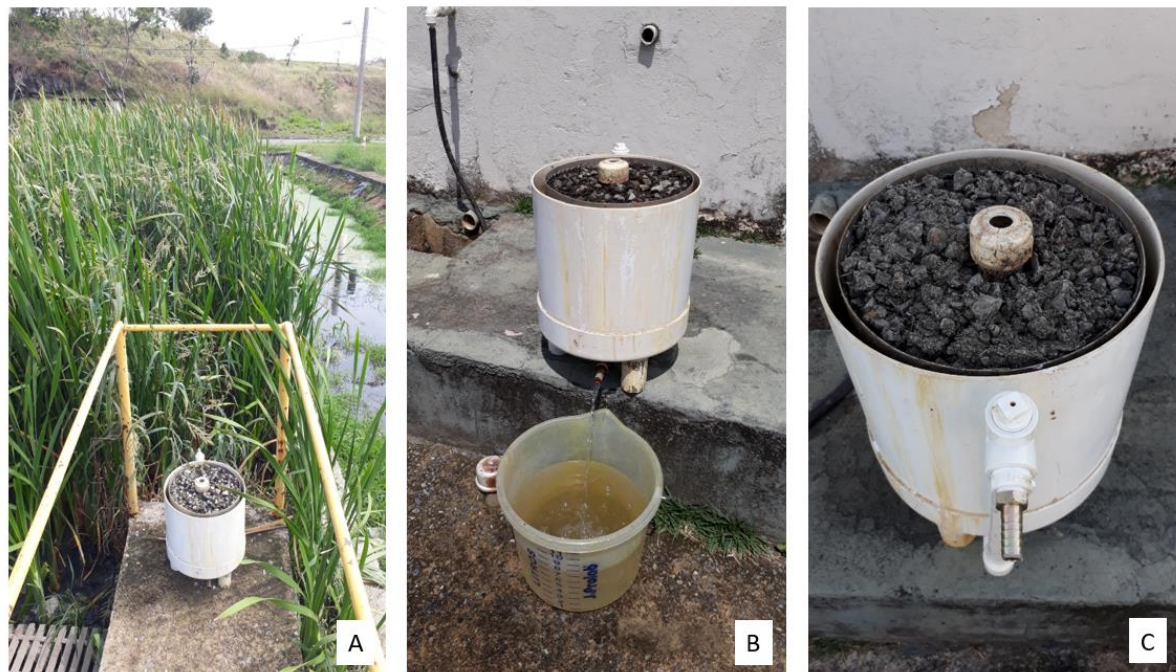


Figura 5-14: Teste do período de repouso em amostras indeformadas. A) reator de leito fixo em repouso próximo a unidade plantada; B) realização dos ensaios de porosidade drenável; C) reator de leito fixo após 30 dias de repouso.

### 5.9.3 Período de repouso no leito

O período de repouso de 30 dias foi empregado na unidade não plantada, entre os dias 14/10/2019 a 13/11/2019. Antes e após a realização do teste, foram realizados ensaios para determinação da condutividade hidráulica e traçador, além disso, foram coletadas amostras para análise de sólidos totais, fixos e voláteis, com o objetivo de avaliar a eficiência do método. No entanto, durante a Fase 5, nenhum teste de traçador foi aproveitado antes da aplicação do período de repouso, conforme descrito no Item 5.6.1, impossibilitando comparações desta variável.

Para favorecer a completa secagem dos sólidos contidos no leito, é necessário realizar a drenagem total do sistema. Como as unidades deste estudo não possuem registro de fundo e nenhum dispositivo para drenagem do leito, procedeu-se com a drenagem utilizando uma bomba submersível instalada no trecho final do leito. Para isso, foi necessário escavar o meio suporte e instalar uma cesta construída com tela com abertura de 5 mm por 5 mm que permitisse



a passagem da água, mas mantivesse o meio suporte contido na parte externa, tendo em vista que a entrada de material grosseiro poderia prejudicar a bomba. No dia seguinte, após drenagem total do sistema, foi observado que o nível d'água no interior do leito retornou com uma cota de 15 cm de altura. Uma nova tentativa de drenagem foi realizada, utilizando-se do mesmo procedimento, mas sem sucesso. Foi descoberto que buracos na parede de divisão entre as unidades (Figura 5-15) estavam permitindo a passagem de água de uma unidade para outra, já que a unidade plantada continuou em operação. Para contornar este problema, foi instalada uma bomba peristáltica operando durante 24 h na drenagem do leito, pois a bomba submersível possuía uma vazão muito elevada. No entanto, a bomba peristáltica possuía uma vazão pequena, permitindo que o nível d'água no interior do leito permanecesse entre 10 a 15 cm.



Figura 5-15: Buracos na parede de divisão entre a unidade plantada e não plantada, causado pelo desgaste do cimento ao longo do tempo e pela ação da água residuária.

#### 5.9.4 Ensaios preliminares para definição da dose de peróxido de hidrogênio

O estudo para definição da dose de peróxido de hidrogênio ( $H_2O_2$ ) foi realizado em conjunto com Rosa (2018) e teve como objetivo definir a dose de  $H_2O_2$  que proporcionasse maior redução nos sólidos voláteis e menor consumo do produto. Foram realizados dois ensaios, sendo o primeiro com amostras da região de entrada da unidade não plantada e o segundo com uma amostra composta, proveniente da entrada das unidades plantada e não plantada. As amostras foram compostas de material suporte, sólidos e líquido intersticial.

No primeiro ensaio, foram preparadas amostras de 100 g em béqueres de 500 mL e depois adicionados 5, 10, 15, 20, 25 e 30 mL de  $H_2O_2$  a uma concentração de 35%, seguindo as mesmas doses utilizadas por Behrends *et al.* (2006a). Após 2 h de reação, as amostras foram colocadas em cadinhos de porcelana, previamente preparados para determinação da série de sólidos (totais, fixos e voláteis), conforme descrito em APHA *et al.* (2017).

Durante o processo de calcinação a 550 °C, para análise de sólidos, a maior parte do substrato presente na amostra foi arremessado para fora dos cadinhos, não sendo possível a quantificação da massa da amostra após a mufla. As elevadas temperaturas da análise fizeram com que algumas partículas do material se excitassem e extravasem para fora dos recipientes. Acredita-se que o tempo de secagem não foi suficiente para evaporar toda a água presente no interior do material, fazendo com que a análise fosse perdida. Em virtude do ocorrido, repetiu-se a análise sem a presença do material suporte, apenas com os sólidos presentes e ampliou as doses de aplicação do peróxido de hidrogênio.

No segundo ensaio, foram utilizadas doses de 20, 40, 60, 80, 100 e 120 mL de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> com uma amostra composta das duas unidades, plantada e não plantada, sendo observado presença de raízes de plantas. Optou-se por prolongar o tempo de reação do peróxido de hidrogênio com a amostra para 20 horas, com o objetivo de garantir que todo o produto seja consumido. Após a reação realizou-se a análise de sólidos, conforme descrito em APHA *et al.* (2017).

### **5.9.5 Aplicação de peróxido de hidrogênio em amostras indeformadas**

Através dos ensaios preliminares para definição da dose de peróxido de hidrogênio, realizado em conjunto com Rosa (2018), foi possível encontrar uma relação de 0,80 L H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> (35%) por kg de ST, utilizando como referência uma amostra localizada na região de entrada das unidades plantada e não plantada, sendo a região mais colmatada do leito com maior concentração de sólidos, ou seja, o pior cenário. Através desta relação, calcularam-se os volumes de peróxido de hidrogênio necessários para descolmatar uma amostra indeformada, encontrando o valor de 1847 mL para uma concentração de 35%. No entanto, decidiu-se testar, também, as doses recomendadas por Behrends *et al.* (2006a), encontrando volumes de 172 mL e 1039 mL pelos métodos de volume de material suporte (Equação 4.13) e massa de sólidos voláteis (Equação 4.14), respectivamente.

Após cálculo do volume, procedeu-se com a aplicação sobre a superfície do RLF, deixando a solução agir por 24 h. Para medir a temperatura da reação, foi instalado um termômetro analógico de mercúrio no interior da amostra. Antes e após a aplicação do peróxido de hidrogênio, mediu-se a condutividade hidráulica e porosidade drenável e a concentração de sólidos totais, fixos e voláteis. As amostras para as análises de sólidos, antes do ensaio, foram coletadas nas regiões próximas onde as amostras indeformadas estavam em ambientação.

Os ensaios com o peróxido de hidrogênio nas amostras indeformadas foram realizados nos dias 19/12/2018. A Tabela 5-6 mostra as doses aplicadas em cada ensaio, a origem da amostra e a equação utilizada para cálculo dos volumes.

Tabela 5-6: Características dos ensaios com o peróxido de hidrogênio aplicado nas amostras indeformadas.

Dose de H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	Origem da amostra	Equação	Referência
172 mL H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> 35%	WHP 1 m	9,30 L H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> (30%) por m <sup>3</sup> de meio filtrante	Behrends <i>et al.</i> (2006a)
1039 mL H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> 35%		0,40 L H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> (30%) por kg de sólidos voláteis	
1847 mL H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> 35%	WHNP 1 m	100 L H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> (35%) por m <sup>3</sup> de meio filtrante ou 0,34 L H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> (35%) por kg de sólidos voláteis	Presente estudo

Ao se realizar um orçamento da quantidade necessária de peróxido de hidrogênio a ser aplicado no leite, observou-se que ficaria menos oneroso comprar uma quantidade menor de produto, porém com uma concentração mais elevada. Dessa forma, utilizou-se da Equação 5.11 para converter a concentração de 35% para 50%, resultando em um volume de 2.000 litros (valor arredondado) de peróxido de hidrogênio a ser aplicado no leite.

$$\text{Concentração}_1 \cdot \text{Volume}_1 = \text{Concentração}_2 \cdot \text{Volume}_2 \quad \text{Equação 5.11}$$

### 5.9.6 Aplicação de peróxido de hidrogênio no leite

A aplicação do peróxido de hidrogênio no leite ocorreu no dia 12/11/2019 sob a supervisão de uma engenheira química da companhia, responsável pelo fornecimento do produto. Durante a aplicação, utilizou-se EPI completo (macacão de proteção contra riscos químicos de polietileno respirável, bota de PVC, luva de borracha nitrílica, óculos de segurança, máscara de proteção facial em policarbonato e máscara semifacial filtrante de carvão ativado) como medida de segurança. No total, foram aplicados 2.000 litros de peróxido de hidrogênio 50% na unidade plantada. O peróxido de hidrogênio foi comprado com o valor de R\$ 2,80 kg<sup>-1</sup>, sendo 2.000 kg do produto e 400 kg de dois tanques tipo IBC, resultando em R\$ 6.720,00. Neste valor já estavam incluídos o frete e o preço dos tanques, que custaram R\$ 400,00 cada.

Como mencionado no ensaio preliminar para definição da dose de aplicação, determinou-se a proporção de 100 L H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> (35%) por m<sup>3</sup> de material suporte. Esta proporção resultou em um

volume de 3.000 L de peróxido de hidrogênio (35%) para ser aplicado nos 30 m<sup>3</sup> de material suporte do leito. No entanto, ao se realizar o orçamento para aquisição do peróxido de hidrogênio, verificou-se que seria mais econômico adquirir 2.000 L (valor arredondado) de peróxido de hidrogênio a uma concentração de 50% e diluir com água no local, com o objetivo de alcançar a concentração de 35%. A proporção resultante, que foi aplicada no leito, foi de 67 L de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> (50%) para cada 1 m<sup>3</sup> de material suporte. A diluição ocorreu na própria unidade, deixando, no interior do leito, um volume de aproximadamente 6 m<sup>3</sup> de água residuária, ou seja, 20 cm de altura de lâmina d'água (metade da altura do meio suporte). A diluição do peróxido de hidrogênio, além de ser mais econômico, retarda a reação com a matéria orgânica, reduzindo a liberação de calor e aumentando a segurança no momento da aplicação. Como o peróxido de hidrogênio 50% é de fácil diluição e é mais denso que a água, há uma tendência de o produto diluir e deslocar para o fundo do leito, proporcionando ação em todo o volume de meio suporte.

O peróxido de hidrogênio foi espalhado sobre a superfície do leito utilizando uma mangueira de PVC atóxico e um registro de aço inox para controlar a vazão de aplicação. O produto foi comprado em 2 tanques tipo IBC de 1.000 litros cada e posicionados ao lado do sistema para facilitar a aplicação. Para dividir o volume a ser aplicado, o leito foi seccionado em 8 parcelas, sendo que cada parcela recebeu aproximadamente 250 litros de peróxido de hidrogênio. Nivala e Rousseau (2009) introduziram no leito um *tree jetter* para aplicar 1.660 litros de peróxido de hidrogênio a 35% e utilizaram uma bomba para encaminhar o produto no leito. No trabalho destes autores, as unidades foram escavadas a uma profundidade de 1,2 m abaixo do solo, permitindo que a aplicação ocorresse por gravidade.

Após o término da aplicação, o leito permaneceu em repouso durante 24 h, tempo suficiente para garantir a reação do produto com a matéria orgânica acumulada no leito. Para medir a temperatura da reação, foi instalado, no trecho inicial do leito, um termômetro digital acoplado a um *datalogger*. Com o objetivo de facilitar a aplicação do peróxido de hidrogênio, foi realizado o corte da parte aérea da vegetação duas semanas antes.

A Figura 5-16 mostra o tanque IBC posicionado ao lado do sistema e a ficha de segurança colada na frente e na parte de trás do tanque, com algumas informações importantes, como: agente oxidante; corrosivo; uso industrial; perigo de queimadura grave; veneno, não ingerir; risco de fogo; nunca reutilizar a embalagem; entre outros avisos. Pela figura é possível notar a unidade plantada após o corte da parte aérea da vegetação e que a unidade não plantada se encontra em período de repouso (sem escoamento superficial). Nota-se ainda que, a vegetação

invasora nos taludes está sendo retirada e que o tanque de peróxido de hidrogênio está sendo enchido pelo caminhão e por gravidade.



Figura 5-16: Tanque IBC de peróxido de hidrogênio posicionado ao lado do sistema (esquerda) e ficha de segurança com informações importantes colada no tanque IBC (direita).

Antes e após a aplicação do peróxido de hidrogênio no leito, foi realizado teste com traçador, ensaio para determinação da condutividade hidráulica e análise de sólidos totais, fixos e voláteis, permitindo avaliar a eficiência do método. Após o teste de descolmatagem também foi realizado o monitoramento do crescimento e desenvolvimento da vegetação no sistema.

### 5.10 *Análise comparativa entre os custos com a aplicação dos métodos de descolmatagem com a troca do meio suporte*

Para avaliação dos custos e análise comparativa, foi realizada uma estimativa com base em um a dois orçamentos para aplicação do peróxido de hidrogênio, período de repouso, lavagem do meio suporte e troca do meio suporte com brita calcária e escória de alto forno. A estimativa de custos foi realizada por meio de um levantamento de gastos com aquisição do produto químico e equipamentos de proteção individual, transporte de material ou produto, aquisição ou aluguel de equipamentos, mão de obra, aquisição de plantas e disposição final apropriada do meio suporte sujo. Por meio de uma análise simplificada, foi realizado o levantamento dos custos e a comparação entre os métodos de descolmatagem com a troca do meio suporte.

### 5.11 *Parâmetros de monitoramento*

As variáveis investigadas rotineiramente, relacionadas à avaliação do sistema, foram DBO (demanda bioquímica de oxigênio), DQO (demanda química de oxigênio), SST (sólidos suspensos totais), NTK (nitrogênio total Kjeldahl) e PT (fósforo total), relativos a amostras de esgoto bruto, reatores UASB, FBPA (apenas na Fase 2) e saída das unidades plantada e não plantada, com frequência semanal. Para os dados de PT e NTK, serão apresentados apenas a estatística descritiva. Os dados de DBO, DQO e SST serão utilizados para análises mais

detalhadas. As análises foram realizadas semanalmente no laboratório de análises físico-químicas do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFMG, seguindo os procedimentos descritos no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA *et al.*, 2017). Na Tabela 5-7 são apresentados os métodos analíticos de cada análise realizada.

Tabela 5-7: Métodos analíticos utilizados para as análises físico-químicas.

<b>Variáveis</b>	<b>Método analítico</b>
Demanda Bioquímica de Oxigênio	Oximétrico
Demanda Química de Oxigênio	Colorimétrico
Sólidos Suspensos Totais	Gravimétrico
Nitrogênio Total Kjeldahl	Titulométrico
Fósforo Total	Colorimétrico

### **5.12 Comparação estatística entre as unidades e as fases operacionais**

Com o objetivo de avaliar as diferenças entre as unidades plantada e não plantada, foi realizado o teste não paramétrico de Wilcoxon. Para comparações múltiplas entre as fases operacionais, empregou-se o teste de Kruskal-Wallis. Todos os testes foram executados em um nível de confiança de 95%, ou seja 5% de significância e foram executados no *software* Statistica 10<sup>®</sup>. Nestes testes, se o valor de p for maior que o nível de significância adotado no teste (neste caso igual a 0,05), o resultado indica que não há diferença significativa. Se o valor de p for menor ou igual ao nível de significância, é considerada a existência de diferença significativa.

## 6 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 6.1 *Análise do comportamento operacional*

#### 6.1.1 *Análise das taxas aplicadas*

Dotro *et al.* (2017) recomendam adotar uma taxa de aplicação orgânica superficial dentro da faixa de 4 a 8 gDBO m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> para wetlands horizontais operando em regiões de clima temperado, no tratamento de esgoto sanitário em nível secundário. Na Espanha, Serrano e Hernández (2008) recomendam adotar uma taxa de 6 gDBO m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> para WHSS no tratamento secundário, assim como EPA (2000), que afirma que a taxa de 6 gDBO m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> é necessária para atender uma concentração efluente de 30 mg L<sup>-1</sup> em termos de DBO. Na Nova Zelândia, Tanner *et al.* (2011) recomendam a taxa máxima de 10 gDBO m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>. Na Alemanha, a recomendação da Associação Alemã de Água, Efluentes e Resíduos é de no máximo de 16 gDBO m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> (DWA, 2006). No entanto, as taxas aplicadas devem ser relativizadas com o tipo de material filtrante a ser empregado.

Em condições especificamente brasileiras, von Sperling e Sezerino (2018), com base em um documento de consenso entre pesquisadores e praticantes, recomendam a utilização de valores dentro da faixa de 6 a 15 gDBO m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>, uma faixa mais ampla que as recomendações de Dotro *et al.* (2017) em virtude das condições tropicais. No presente estudo, a mediana das taxas de aplicação superficial de DBO estiveram dentro das recomendações de von Sperling e Sezerino (2018), com exceção da unidade não plantada durante a Fase 4, quando a carga foi dobrada, apresentando valor igual a 16 gDBO m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>, conforme mostrado na Tabela 6-1. Nesta fase, a mediana da unidade plantada, como elevado valor de desvio padrão (10,5 gDBO m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>), permaneceu próxima do valor máximo recomendado, sendo igual a 14,5 gDBO m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>.

A taxa de aplicação orgânica e de sólidos na seção transversal é outro parâmetro importante a ser analisado, pois taxas excessivas implicam em maiores acúmulos na zona de entrada do leito e a colmatação mais rápida. O valor máximo recomendado por Dotro *et al.* (2017) e por von Sperling e Sezerino (2018) é de 250 gDBO m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>. Neste estudo, os valores foram superiores aos recomendados na literatura, variando de 412 a 961 gDBO m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>, durante as Fases 1, 3, 4 e 5, nas unidades plantada e não plantada. A forma alongada do sistema, com elevada relação L/B, igual a 8,5, resultou em uma pequena área na seção transversal e uma elevada taxa de aplicação orgânica nesta região, cerca de 1,5 a 2 vezes às recomendadas pela literatura. Estes fatores podem explicar o estado precoce de colmatação do sistema.

Somente durante a Fase 2, quando o sistema recebeu efluente do FBPA, as taxas de aplicação orgânica na seção transversal ficaram abaixo do máximo recomendado, com valores de 192 e 226 gDBO m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>, nas unidades plantada e não plantada, respectivamente. Na Fase 4, as taxas foram, propositalmente, bem elevadas, cerca de 3,8 vezes das máximas recomendadas, com valores de 959 e 961 gDBO m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>, nas unidades plantada e não plantada. Wallace (2014) recomenda adotar taxas na seção transversal bem conservadoras, na ordem de 100 gDBO m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>, que são bem menores que as utilizadas neste estudo. A taxa de aplicação orgânica na seção transversal está diretamente relacionada com a colmatção do leito e, quanto menor a taxa adotada, maior a vida útil do sistema. Nota-se também, que em países tropicais, como no caso dessa pesquisa, acredita-se que seja possível adotar taxas mais altas que as utilizadas em climas temperados, devido à maior taxa de degradação de sólidos e matéria orgânica.

Vymazal (2018) avaliou o desempenho de quatro WHSS na República Tcheca com 22 a 26 anos de operação e concluiu que os sistemas proporcionavam uma remoção muito estável em termos de DBO, DQO e SST se as taxas de aplicação superficial fossem inferiores a 10 gDBO m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>, 20 gDQO m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> e 10 gSST m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>. Ao utilizar estas taxas, os autores ainda afirmam que o escoamento superficial possa surgir depois de cerca de 15 anos de operação. No sistema em estudo, foi observado surgimento do escoamento superficial nos primeiros 2 anos de operação (durante a Fase 1), em ambas as unidades, período muito inferior aos reportados por Vymazal (2018). Apenas durante a Fase 4, quando a carga foi dobrada, que as taxas de aplicação de DBO e DQO permaneceram acima das recomendadas por Vymazal (2018) e as taxas aplicadas de SST foram inferiores em todas as fases.

Em relação à taxa de aplicação hidráulica superficial, a literatura recomenda adotar valores de 0,04 a 0,12 m<sup>3</sup> m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> (DOTRO *et al.*, 2017; VON SPERLING e SEZERINO, 2018). Neste trabalho, as Fases 1, 2, 3 e 5 estiveram dentro do recomendado, com valores variando de 0,09 a 0,12 m<sup>3</sup> m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> nas duas unidades. Como na Fase 4 as vazões foram dobradas, a taxa de aplicação hidráulica superficial também dobrou, sendo igual a 0,22 m<sup>3</sup> m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>, em ambas unidades, e ultrapassou os valores recomendados pela literatura.

O teste estatístico de Mann-Whitney com 95% de confiança foi realizado entre a unidade plantada e não plantada, com o objetivo de verificar se houve diferenças entre as taxas aplicadas. Foi encontrada diferença significativa entre a taxa de aplicação hidráulica superficial durante a Fase 3, sendo o maior valor na unidade não plantada. Este fato ocorreu devido a um desnível na caixa divisora da vazão, proporcionando maiores vazões afluentes para a unidade não



plantada, sendo tal corrigido durante a Fase 4, quando houve a troca de uma antiga caixa de metal, que se encontrava corroída, por uma caixa de fibra de vidro. Uma diferença significativa também foi encontrada nas taxas de aplicação de sólidos superficial e, como consequência, na seção transversal durante a Fase 1, resultando, inclusive, em diferença para todo o período avaliado, sendo que o valor médio foi maior na unidade plantada. Para as outras fases e outras taxas, não foi encontrada diferença significativa entre as unidades.

Quando realizado o teste estatístico de Kruskal-Wallis, com 95% de confiança, entre as fases de cada unidade, notam-se diferenças significativas em todas as taxas analisadas e entre a maioria das fases, o que era esperado, devido às condições operacionais de cada período.

Na Tabela 6-1 são mostradas as taxas de aplicação hidráulica, orgânica (em termos de DBO e DQO) e de sólidos, em ambas as unidades e em todas as fases em relação à área superficial do leito (com 72 m<sup>2</sup>) e a seção transversal de escoamento (com 1,20 m<sup>2</sup>).

Tabela 6-1: Mediana das taxas de aplicação hidráulica, orgânica e de sólidos nas unidades plantada (WHP) e não plantada (WHNP) nas cinco fases operacionais.

Item	Unidade	Fase 1 (51 meses)*	Fase 2 (27 meses)*	Fase 3 (45 meses)*	Fase 4 (28 meses)*	Fase 5 (4 meses)*	Todo o período (12 anos e 8 meses)*
Taxa de aplicação hidráulica superficial ( $\text{m}^3 \text{m}^{-2} \text{d}^{-1}$ )	WHP	0,11 (0,02)	0,11 (0,04)	0,09 (0,03)	0,22 (0,07)	0,12 (0,02)	0,11 (0,05)
	WHNP	0,11 (0,02)	0,11 (0,05)	0,11 (0,03)*	0,22 (0,07)	0,12 (0,03)	0,11 (0,05)
Taxa de aplicação orgânica superficial ( $\text{gDBO m}^{-2} \text{d}^{-1}$ )	WHP	6,9 (6,4)	3,2 (2,2)	5,8 (3,3)	14,5 (10,5)	7,7 (3,2)	6,2 (7,4)
	WHNP	7,3 (6,0)	3,8 (2,5)	6,9 (3,1)	16,0 (10,2)	6,9 (3,8)	6,9 (7,3)
Taxa de aplicação orgânica na seção transversal ( $\text{gDBO m}^{-2} \text{d}^{-1}$ )	WHP	414 (383)	192 (133)	345 (194)	959 (651)	463 (192)	373 (446)
	WHNP	429 (361)	226 (150)	412 (184)	961 (628)	416 (226)	408 (438)
Taxa de aplicação orgânica superficial ( $\text{gDQO m}^{-2} \text{d}^{-1}$ )	WHP	17,2 (10,7)	10,8 (7,8)	14,8 (12,4)	26,6 (12,4)	22,6 (9,9)	16,4 (11,8)
	WHNP	17,8 (10,3)	10,9 (9,0)	17,2 (14,2)	28,2 (12,3)	24,9 (12,6)	17,0 (12,3)
Taxa de aplicação orgânica na seção transversal ( $\text{gDQO m}^{-2} \text{d}^{-1}$ )	WHP	1035 (644)	648 (469)	887 (742)	1598 (746)	1358 (595)	982 (709)
	WHNP	1067 (616)	656 (542)	1030 (854)	1689 (739)	1496 (759)	1020 (738)
Taxa de aplicação de sólidos superficial ( $\text{gSST m}^{-2} \text{d}^{-1}$ )	WHP	3,8 (4,1)**	4,6 (5,6)	5,4 (4,0)	6,3 (10,5)	4,4 (2,0)	4,5 (7,0)**
	WHNP	3,3 (3,8)	4,9 (5,2)	4,1 (5,3)	6,6 (10,0)	5,6 (1,9)	4,0 (5,3)
Taxa de aplicação orgânica na seção transversal ( $\text{gSST m}^{-2} \text{d}^{-1}$ )	WHP	227 (246)**	363 (326)	297 (337)	378 (628)	267 (118)	269 (329)**
	WHNP	197 (227)	284 (242)	244 (443)	396 (599)	334 (116)	237 (319)

Os valores em parênteses referem-se ao desvio padrão das amostras. O símbolo \* indica o período de operação em cada fase e durante todo o período; \*\* indica onde há diferença significativa (maior valor) entre a unidade plantada e não plantada, através do teste de Wilcoxon com 95% de confiança.

### 6.1.1 Estatística descritiva dos dados de monitoramento

Durante todo o período de monitoramento (do ano de 2007 a 2020), os valores medianos da concentração de DBO, DQO, SST, NTK e PT no afluente (esgoto bruto) foram de 255, 396, 195, 29 e 4,3 mg L<sup>-1</sup>, respectivamente, e a mediana das concentrações no afluente aos wetlands (apenas reator UASB ou reator UASB seguido de FBPA) foi de 59, 139, 45, 31 e 3,5 mg L<sup>-1</sup>. A mediana das eficiências de remoção dos sistemas de pré-tratamento a montante dos wetlands, durante todo o período de monitoramento, foi de 77, 66, 76, -7 e 19%, em termos de DBO, DQO, SST, NTK e PT, respectivamente. Esses resultados demonstram a boa eficiência de remoção de matéria orgânica e de sólidos nos sistemas de pré-tratamento e em acordo com os valores reportados na literatura, indicando que os wetlands receberam matéria orgânica de difícil degradação. Para efeito comparativo, as eficiências típicas de remoção em reatores UASB são da ordem de 60 a 75% para DBO, 55 a 70% para DQO e 65 a 80% para sólidos suspensos (VON SPERLING, 2014).

Nas Tabela 6-2 e 6-3 são visualizados os dados de estatística descritiva de concentração efluente e eficiência de remoção das principais variáveis (DBO, DQO, SST, NTK e PT) avaliadas nas unidades plantada e não plantada durante as cinco fases operacionais. No entanto, neste trabalho, será dado enfoque apenas às variáveis DBO, DQO e SST, já que nitrogênio e fósforo não foram elementos alvo de remoção nestas unidades.

Em geral, foi observado bom desempenho e estabilidade durante as três primeiras fases operacionais (cerca de 10 anos de operação), destacando a robustez do sistema. Somente a partir da Fase 4, quando a vazão foi dobrada e quando o sistema apresentava elevado grau de colmatação, foi possível observar um aumento nas concentrações efluentes e uma redução nas eficiências de remoção, demonstrando que o sistema sofreu alterações com o dobro da carga aplicada. É possível notar menores valores médios das concentrações efluentes de DBO e DQO, em ambas unidades, durante a Fase 2, quando o sistema recebia efluente de FBPA. Em termos de SST, esta tendência não foi observada.

Os itens a seguir irão discutir com mais detalhes o desempenho do sistema, realizando comparações entre as unidades, plantada e não plantada, e entre as fases operacionais, mostrando gráficos e resultados de testes estatísticos.

Tabela 6-2: Estatística descritiva das concentrações efluentes das unidades plantada e não plantada, nas cinco fases operacionais.

Variável	Fase 1 (51 meses)*	Fase 2 (27 meses)*	Fase 3 (45 meses)*	Fase 4 (28 meses)*	Fase 5 (4 meses)*	Todo o período (12 anos e 8 meses)*
<b>DBO</b>						
Número de dados	94/97	70/77	76/74	43/42	10/10	293/300
Média	25/23	13/12	22/21	73/62	50/31	29/26
<b>Mediana</b>	<b>20/19</b>	<b>10/11</b>	<b>19/19</b>	<b>53 / 53</b>	<b>50/26</b>	<b>20/19</b>
Mínimo	5/5	1/1	7/6	7/3	24/9	1/1
Máximo	90/103	51/32	115/133	157/164	76/64	157/164
Desvio padrão	19/17	10/8	14/16	45/37	17/18	30/25
<b>DQO</b>						
Número de dados	111/109	70/74	58/56	48/49	13/13	286/284
Média	50/55	26/31	65/76	99/109	153/156	60/66
<b>Mediana</b>	<b>50/52</b>	<b>25/27</b>	<b>57/66</b>	<b>100/106</b>	<b>153/119</b>	<b>48/54</b>
Mínimo	11/4	2/4	7/2	8/47	40/43	3/2
Máximo	106/139	86/80	194/218	214/192	275/274	275/274
Desvio padrão	19/25	15/17	43/43	46/38	70/83	45/46
<b>SST</b>						
Número de dados	154/152	80/80	29/25	22/23	13/13	298/293
Média	11/9	17/13	20/17	16/22	18/18	14/12
<b>Mediana</b>	<b>9/6</b>	<b>13/10</b>	<b>16/10</b>	<b>15/16</b>	<b>17/14</b>	<b>12/8</b>
Mínimo	1/0,3	4/2	1/1	2/4	4/3	1/0,3
Máximo	40/44	69/72	48/68	34/74	29/46	69/74
Desvio padrão	9/8	12/12	13/17	9/20	7/14	10/12
<b>NTK</b>						
Número de dados	123/126	69/79	42/43	NM	NM	230/244
Média	30/31	21/22	25/25	NM	NM	27/27
<b>Mediana</b>	<b>29/31</b>	<b>22/24</b>	<b>27/26</b>	<b>NM</b>	<b>NM</b>	<b>26/26</b>
Mínimo	6/9	2/2	6/5	NM	NM	2/2
Máximo	55/52	37/37	48/46	NM	NM	55/52
Desvio padrão	10/9	8/8	10/11	NM	NM	10/9
<b>PT</b>						
Número de dados	65/65	37/49	NM	NM	NM	102/114
Média	2,3/2,3	1,6/1,4	NM	NM	NM	2,1/1,9
<b>Mediana</b>	<b>1,4/1,8</b>	<b>1,1/0,9</b>	<b>NM</b>	<b>NM</b>	<b>NM</b>	<b>1,4/1,4</b>
Mínimo	0,0/0,1	0,1/0,1	NM	NM	NM	0,0/0,1
Máximo	7,1/8,0	8,4/5,2	NM	NM	NM	8,4/8,0
Desvio padrão	1,9/1,7	1,6/1,2	NM	NM	NM	1,8/1,6

O símbolo \* indica o período de operação em cada fase e durante todo o período. Os valores mostrados na tabela “x/y” referem-se aos valores da unidade plantada (x) e unidade não plantada (y).

NM: não mensurado. Unidades em mg L<sup>-1</sup>.

Tabela 6-3: Estatística descritiva das eficiências de remoção das unidades plantada e não plantada, nas cinco fases operacionais.

Variável	Fase 1 (51 meses)*	Fase 2 (27 meses)*	Fase 3 (45 meses)*	Fase 4 (28 meses)*	Fase 5 (4 meses)*	Todo o período (12 anos e 8 meses)*
<b>DBO</b>						
<i>Número de dados</i>	84/87	47/48	43/47	36/35	8/8	210/217
Média	65/64	53/54	58/56	30/37	42/57	55/56
<b>Mediana</b>	<b>72/72</b>	<b>58/65</b>	<b>65/63</b>	<b>38/50</b>	<b>40/63</b>	<b>62/66</b>
Mínimo	-23/-21	-83/-27	-11/5	-47/-68	14/10	-83/-68
Máximo	94/92	97/96	87/92	88/93	71/88	97/96
Desvio padrão	21/24	36/33	22/23	35/39	19/28	30/30
<b>DQO</b>						
<i>Número de dados</i>	99/98	53/54	31/38	39/39	10/10	222/229
Média	71/65	68/63	59/48	42/35	38/20	64/56
<b>Mediana</b>	<b>73/68</b>	<b>70/67</b>	<b>62/55</b>	<b>50/44</b>	<b>36/20</b>	<b>70/62</b>
Mínimo	10/19	-8/-14	-7/-12	-28/-59	5/-22	-28/-59
Máximo	93/99	97/93	89/98	92/76	79/73	97/99
Desvio padrão	13/17	22/25	25/26	33/32	26/32	24/26
<b>SST</b>						
<i>Número de dados</i>	118/116	54/55	17/21	17/18	10/10	206/210
Média	69/74	62/74	61/65	63/49	60/48	66/71
<b>Mediana</b>	<b>77/84</b>	<b>76/85</b>	<b>71/76</b>	<b>70/71</b>	<b>64/48</b>	<b>76/82</b>
Mínimo	-60/-60	-69/-57	-48/-33	-16/-111	29/7	-69/-111
Máximo	97/99	97/97	98/98	95/96	81/93	98/99
Desvio padrão	29/26	38/30	39/36	29/57	15/30	33/32
<b>NTK</b>						
<i>Número de dados</i>	95/94	57/64	22/24	NM	NM	167/175
Média	21/16	40/34	44/30	NM	NM	32/28
<b>Mediana</b>	<b>24/24</b>	<b>36/35</b>	<b>48/30</b>	<b>NM</b>	<b>NM</b>	<b>31/29</b>
Mínimo	-16/-37	2/-53	9/-51	NM	NM	-16/-53
Máximo	67/54	80/83	82/85	NM	NM	82/85
Desvio padrão	20/19	19/26	24/38	NM	NM	21/23
<b>PT</b>						
<i>Número de dados</i>	43/44	25/32	NM	NM	NM	64/72
Média	43/37	69/71	NM	NM	NM	54/53
<b>Mediana</b>	<b>52/37</b>	<b>83/85</b>	<b>NM</b>	<b>NM</b>	<b>NM</b>	<b>59/59</b>
Mínimo	-48/-24	5/-71	NM	NM	NM	-48/-71
Máximo	94/93	97/99	NM	NM	NM	97/99
Desvio padrão	33/30	31/41	NM	NM	NM	31/35

O símbolo \* indica o período de operação em cada fase e durante todo o período. Os valores mostrados na tabela “x/y” referem-se aos valores da unidade plantada (x) e unidade não plantada (y). As eficiências de remoção foram calculadas com base na carga removida (vazão x concentração) e compreende apenas as wetlands (o reator UASB e o FBPA não foram incluídos neste cálculo). NM: não mensurado. Unidades em %.

### 6.1.1 Análise comparativa entre as unidades e análise de atendimento aos padrões de lançamento da Legislação Estadual

A presença da vegetação em wetlands construídos é um fator frequentemente discutido na literatura. Alguns autores afirmam que, no caso de tratamento de esgotos sanitários, empregando-se as taxas usuais de dimensionamento, a planta não contribui para o desempenho do sistema. Langergraber *et al.* (2003), Keffala e Ghrabi (2005) e Torrens *et al.* (2009), por exemplo, investigaram sistemas com presença e ausência de plantas e não encontraram indícios de que a planta tenha contribuído para a remoção de matéria orgânica e nutrientes. Por outro lado, Faulwetter *et al.* (2009), Lai *et al.* (2012), Faulwetter *et al.* (2012), Langergraber e Šimůnek (2012), Menon *et al.* (2013), Dong *et al.*, (2016) e Barreto (2016), mostraram que a vegetação aumenta a diversidade, a atividade e a densidade de microrganismos responsáveis pela remoção de poluentes. Com o objetivo de contribuir com as discussões da literatura, principalmente em condições tropicais, o presente item realiza uma avaliação de desempenho, entre a unidade plantada e a não plantada, ao longo dos mais de 12 anos de operação e em diferentes condições.

A Figura 6-1 mostra os gráficos tipo box-plot das concentrações efluentes e eficiências de remoção em termos de DBO, DQO e SST, nas unidades plantada e não plantada, durante as cinco fases operacionais. Para facilitar a comparação, os gráficos das unidades foram posicionados lado a lado e separados entre as cinco fases. Para auxiliar no entendimento, estão incluídos nos gráficos os resultados do teste estatístico de Wilcoxon, com 95% de confiança, realizado entre a unidade plantada e a unidade não plantada, onde DS é quando o resultado da análise demonstrou que existe diferença significativa, entre as unidades, e DNS quando a diferença não foi significativa. Na Tabela 6-4 são mostrados os valores de p resultante dos testes estatísticos.

Tabela 6-4: Valor de p do teste estatístico de Wilcoxon, com 95% de confiança, para as concentrações efluentes e as eficiências de remoção de DBO, DQO e SST durante as cinco fases operacionais. Comparação entre a unidade plantada e não plantada.

Parâmetro		Fase 1	Fase 2	Fase 3	Fase 4	Fase 5
Concentração efluente	DBO	0,9831	0,2509	0,9513	0,6042	0,0125*
	DQO	0,0576	0,0081*	0,0846	0,0373*	0,3636
	SST	0,0005*	0,0004*	0,2664	0,1728	0,8068
Eficiência de remoção	DBO	0,1475	1,0000	0,3677	0,1740	0,2076
	DQO	0,0003*	0,0442*	0,6377	0,0940	0,0166*
	SST	0,0230*	0,0000*	0,5067	0,4925	0,2411

O símbolo \* indica onde há diferença significativa. Se  $p \leq 0,05$  as medianas das fases são significativamente diferentes; se  $p > 0,05$  as medianas das fases não são significativamente diferentes.

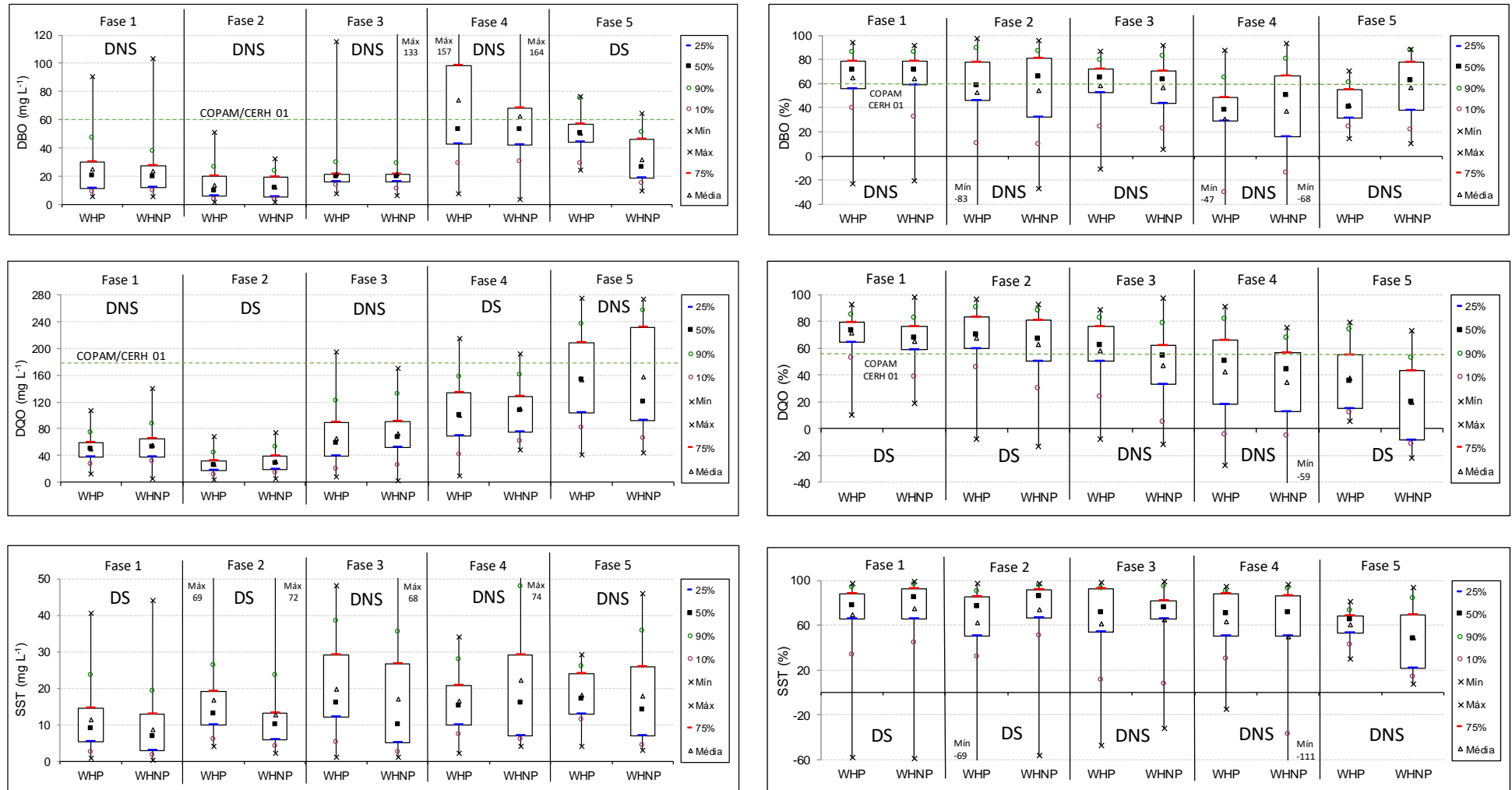


Figura 6-1: Box-plot das concentrações efluente (esquerda) e eficiências de remoção (direita) de DBO, DQO e SST nas wetlands plantada (WHP) e não plantada (WHNP) durante as cinco fases operacionais. Comparação entre as unidades através do teste estatístico de Wilcoxon com 95% de confiança. DS indica diferença significativa e DNS diferença não significativa. COPAM/CERH 01 indica o padrão de lançamento para o Estado de Minas Gerais (MINAS GERAIS, 2008). Para SST, todos os dados cumpriram com o padrão de lançamento, ou seja, os dados encontra-se abaixo dos limites, por isso não foram incluídos nos gráficos.

Os padrões de lançamento estabelecidos pela Deliberação Normativa Conjunta nº 01 de 2008 do Conselho Estadual de Política Ambiental (COPAM) e do Conselho Estadual de Recursos Hídricos do Estado de Minas Gerais (CERH-MG) também foram inseridos nos gráficos, não apenas por ser a legislação vigente no local, mas também para efeito comparativo. No entanto, estas análises são hipotéticas, já que o efluente das unidades é encaminhado para tratamento na ETE Arrudas, não sendo lançado diretamente no corpo receptor.

Para sistemas de tratamento de esgotos sanitários, o limite de lançamento de DBO é de até 60 mg L<sup>-1</sup>, ou, para sistemas de tratamento que possuem eficiência de redução de no mínimo 60%, e média anual igual ou superior a 70%. Para a variável DQO, o limite de lançamento é de até 180 mg L<sup>-1</sup>, ou, quando o tratamento tiver eficiência de redução de no mínimo 55% e média anual igual ou superior a 65%. Neste trabalho, foi considerado a eficiência de redução de 60% de DBO e 55% de DQO, por ser mais restritivo. Para SST o COPAM/CERH nº 01 não preconiza eficiências de remoção de sólidos, mas os limites para lançamento de SST são de até 100 mg L<sup>-1</sup> e, nos casos de lagoas de estabilização, de até 150 mg L<sup>-1</sup> (MINAS GERAIS, 2008).

Pela Figura 6-1 é possível notar que apenas durante a Fase 4, com o dobro da carga, que ambas unidades estiveram com os valores médios de DBO e, os percentis 75 e 90%, acima do padrão de lançamento de 60 mg L<sup>-1</sup> estabelecido pela COPAM/CERH nº 01, no entanto, os valores de mediana estiveram abaixo deste limite. Em todas as outras fases apenas os valores máximos e os percentis 90% na Fase 5, estiveram acima do permitido. A Fase 2 apresentou 100% de cumprimento com o padrão de lançamento, devido ao FBPA. Para DQO, as Fases 1 e 2 estiveram com 100% do cumprimento e apenas na Fase 5 que apresentou os percentis 75 e 90% acima dos valores máximos 180 mg L<sup>-1</sup>. Nota-se que, com o avanço dos anos de operação, e como consequência da colmatação, as concentrações efluentes de DQO também aumentam. Para SST, em todas as fases e em ambas unidades foi observado 100% de cumprimento com o padrão de 100 mg L<sup>-1</sup>.

No que se refere às eficiências de remoção de DBO, nota-se que os valores de mediana da Fase 1, 2 (apenas WHNP) 3 e 5 (apenas WHNP), estão acima dos padrões de eficiência mínima de 60%. A Fase 4 foi a que apresentou eficiências mais baixas, principalmente na unidade plantada. Os resultados de eficiência de remoção de DQO seguiram a mesma tendência, com baixos valores na Fase 4 e valores mais elevados na Fase 1, sendo apenas os percentis 90% abaixo dos limites de 55% de remoção de DQO. As eficiências de remoção não foram



expressivas, pois são unidades de pós-tratamento, que recebem matéria orgânica e sólidos de difícil degradação.

Os testes estatísticos mostraram que nas quatro primeiras fases operacionais não houve diferença significativa nas concentrações efluentes de DBO entre a unidade plantada e não plantada. Apenas durante a Fase 5 (após os testes de descolmatação) que a diferença se mostrou significativa, com maiores valores na unidade plantada. Apesar do pequeno número de dados na Fase 5 ( $n = 10$ ), foi observado que a mediana da concentração efluente de DBO na unidade plantada, igual a  $50 \text{ mg L}^{-1}$ , é o dobro da unidade não plantada, igual a  $26 \text{ mg L}^{-1}$ . As maiores concentrações efluentes de DBO na unidade plantada podem estar associadas ao método de descolmatação a que a unidade foi submetida. Com a aplicação do peróxido de hidrogênio, a matéria orgânica acumulada no leito foi solubilizada, causando deterioração na qualidade do efluente. Na unidade não plantada, o período de repouso pode não ter sido efetivo na recuperação do leito, assunto que será abordado mais à frente. No entanto, as concentrações efluentes estão menores quando comparado com a fase anterior, provavelmente devido à redução da vazão. Uma fase anterior à aplicação do método de descolmatação, mas com as unidades operando com a vazão de projeto ( $7,5 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ ), poderia mostrar se o aumento das concentrações efluentes foi devido ao método de descolmatação ou se foi devido às condições de colmatação do leito. No entanto, curtos períodos de monitoramento entre as fases impossibilitam comparações devido ao reduzido número de dados. Portanto, na Fase 5, a comparação entre as unidades não deve ser vista apenas na ótica de plantado x não plantado, mas também com relação à forte influência do método de descolmatação.

Quando analisadas as eficiências de remoção, entre as unidades, nota-se que, em todas as fases, não existe diferença significativa em termos de DBO. Por outro lado, houve diferença significativa nas eficiências de remoção de DQO nas Fases 1, 2 e 5, sendo as maiores eficiências na unidade plantada. Dessa forma, é possível inferir que a vegetação contribuiu para a eficiência de remoção de DQO no início do período operacional, no entanto, na Fase 5, não é possível concluir sobre o efeito da vegetação, pois cada unidade foi submetida a um teste de descolmatação diferente. Vale ressaltar que as eficiências de remoção foram calculadas com base na carga removida, por ser a forma mais adequada de serem reportadas, conforme já discutido.

Em todas as fases, a mediana das eficiências de remoção de DQO da unidade plantada esteve acima dos valores da unidade não plantada, como mostrado na Tabela 6-3. Para as

concentrações de DQO, esta tendência também foi observada nas Fases 1, 2, 3 e 4 (Tabela 6-2). Apenas na Fase 5, devido à aplicação do peróxido de hidrogênio, as concentrações efluentes foram maiores na unidade plantada. Para SST, observa-se que as medianas das eficiências de remoção na unidade não plantada permaneceram superiores às da unidade plantada nas Fases 1, 2, 3 e 4. Na Fase 5, a aplicação de peróxido de hidrogênio parece ter sido efetiva na oxidação da fração orgânica dos sólidos, fazendo com que as eficiências da unidade plantada fossem superiores e com menores desvios padrão que as da unidade não plantada (WHP = 15% e WHNP = 30%), apesar da diferença não se mostrar significativa, possivelmente pelo reduzido número de dados ( $n = 10$ ).

Em relação às concentrações efluentes de DQO, os maiores valores foram observados na Fase 5, quando comparado com as fases anteriores, sendo as maiores concentrações de mediana na unidade plantada, igual a  $153 \text{ mg L}^{-1}$ , quando comparado com a unidade não plantada, que foi de  $119 \text{ mg L}^{-1}$ . No entanto, não foi observada diferença significativa durante a Fase 5, talvez pelo reduzido número de dados ( $n = 13$ ) ou pelo elevado desvio padrão das amostras (igual a  $70 \text{ mg L}^{-1}$  na unidade plantada e  $83 \text{ mg L}^{-1}$  na unidade não plantada). A diferença foi significativa apenas nas Fases 2 e 4, conforme mostrado na Figura 6-1. Em ambas as fases, a mediana da unidade plantada foi menor quando comparado com a unidade não plantada. Durante a Fase 2, as unidades operaram com um afluente de melhor qualidade, oriundo do FBPA. Este fato pode ter sido favorável para demonstrar o efeito da vegetação no desempenho do sistema, assim como na Fase 4, onde as unidades operaram sob condições de elevada carga, demonstrando, mesmo que pouco, o efeito da vegetação no sistema.

O comportamento das concentrações efluentes de SST foram divergentes dos resultados de DBO e DQO, com diferenças significativas nas Fases 1 e 2 e diferenças não significativas nas Fases 3, 4 e 5. A mediana das concentrações efluentes durante as Fases 1 e 2 foi maior na unidade plantada, indicando um efeito negativo da vegetação na qualidade do efluente em termos de sólidos. No entanto, durante a Fase 1, não é possível obter conclusões, pois a taxa de aplicação de SST foi significativamente diferente entre as unidades, apresentando maior taxa na unidade plantada (Tabela 6-1). Nas Fases 1 e 2, além das concentrações efluentes de SST serem maiores na unidade plantada, as eficiências de remoção também apresentaram diferenças significativas, sendo menores na unidade plantada. Ao comparar os resultados estatísticos das concentrações efluentes com as eficiências de remoção, nota-se que os resultados foram

análogos, com diferenças significativas nas duas primeiras fases e não significativas nas três últimas fases. Para os resultados de DBO e DQO esta tendência não foi observada.

Analisando estes resultados, é possível inferir que, no início da operação, Fases 1 e 2, a unidade plantada apresentou maiores concentrações efluentes e menores eficiências de remoção em termos de SST, em razão de receber uma carga de SST significativamente diferente quando comparada com a unidade não plantada. Em termos de DQO, a vegetação contribuiu para uma maior remoção, o que não foi observado em termos de DBO. É possível que a vegetação contribua com a degradação da matéria orgânica de difícil degradação, oriundo da carga afluente, contudo, a biomassa foliar e a degradação das raízes e rizomas podem contribuir com a matéria orgânica de fácil degradação, aumentando os valores de DBO. Quando o leito estava em avançado estágio de colmatação, Fases 3 e 4, não foram observadas diferenças significativas entre a unidade plantada e não plantada, tanto para eficiências de remoção, quanto para concentrações efluentes.

Com o avanço da colmatação, nota-se uma ligeira redução nas eficiências de remoção e aumento nas concentrações efluentes de SST e DQO, em ambas unidades. Tanner *et al.* (1998) também observaram um aumento das concentrações efluentes de sólidos após 5 anos de monitoramento de um WHSS tratando águas residuárias de laticínio. Os autores atribuíram o aumento da concentração de sólidos em virtude dos detritos vegetais e crescimento das raízes das plantas.

A Figura 6-2 apresenta a série temporal das concentrações efluentes e eficiências de remoção de DBO, DQO e SST nas unidades plantada e não plantada. Para auxiliar na visualização, os gráficos foram posicionados lado a lado, separados pelas fases operacionais e também inseridos os padrões de lançamento determinados pela DN COPAM/CERH n° 01 (MINAS GERAIS, 2008).

Na Figura 6-2, é possível observar o comportamento dos dados ao longo dos 12 anos e 8 meses de monitoramento (setembro de 2007 a março de 2020). As concentrações de DBO apresentaram desvios durante um período na Fase 1, sendo observado um aumento no final da Fase 3, com elevados valores durante toda a Fase 4 e uma pequena redução na Fase 5. Nota-se um melhor comportamento dos dados no início até o meio da Fase 3, período que será melhor analisado mais à frente. Na série temporal das concentrações efluentes de DQO, notam-se menores valores durante a Fase 2, em função do FBPA, e maiores valores nas Fases 3, 4 e,

principalmente, na Fase 5. As concentrações efluentes de SST mostram-se mais estáveis, com maiores valores nas fases finais. Apesar disso, todos os resultados encontram-se abaixo dos valores máximos permitidos.

Os gráficos de eficiências de remoção estão mais difíceis de visualizar uma tendência temporal, mas é possível observar uma maior parcela dos dados de DBO nas Fases 1, 3 e 5, acima de 60%. A Fase 4 foi a que apresentou maior concentração de eficiências de remoção abaixo das exigências de DBO da Legislação Estadual. Para DQO, observa-se uma tendência de valores abaixo de 55%, no final da Fase 3 e durante o maior período das Fases 4 e 5. Em relação às eficiências de remoção de SST, nota-se apenas que as melhores eficiências se encontram no período inicial do monitoramento.

Cabe ressaltar que as eficiências do padrão de lançamento local (MINAS GERAIS, 2008) referem-se à eficiência global do sistema de tratamento, que no caso deste trabalho é do sistema UASB + WHSS (na Fase 2, UASB + FBPA + WHSS). No entanto, as análises das eficiências levaram em consideração apenas os WHSS, ou seja, a eficiência global do sistema é maior e não foram apresentadas/discutidas neste trabalho.

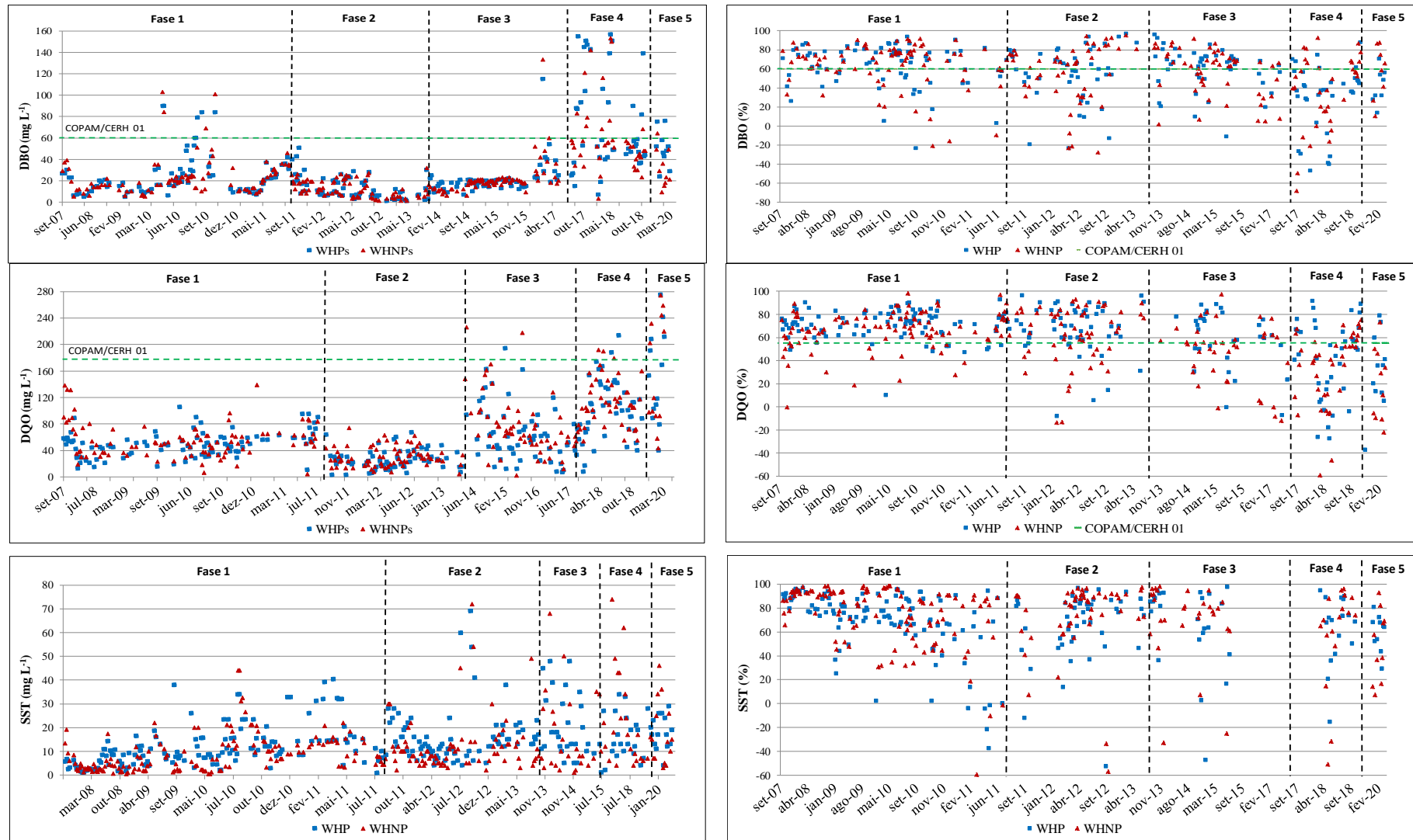


Figura 6-2: Série temporal das concentrações efluentes (esquerda) e eficiências de remoção (direita) de DBO, DQO e SST nas wetlands plantada (WHP) e não plantada (WHNP) durante as cinco fases operacionais. COPAM/CERH 01 indica o padrão de lançamento para o Estado de Minas Gerais (MINAS GERAIS, 2008). Para SST, todos os dados cumpriram com o padrão de lançamento, ou seja, os dados encontram-se abaixo dos limites, por isso não foram incluídos nos gráficos.

De maneira geral, ambas unidades produziram efluentes com baixas concentrações de DBO, DQO e SST, assim como relatado por Vymazal (2018), que avaliou quatro WHSS na República Tcheca em operação entre 22 a 26 anos e observou baixas concentrações no efluente final, com valores médios entre os quatro sistemas de  $8 \text{ mg L}^{-1}$  de DBO,  $35 \text{ mg L}^{-1}$  de DQO e  $7 \text{ mg L}^{-1}$  de SST. Em outro estudo, Vymazal (2019) avaliou 114 WHSS em operação na República Tcheca e concluiu que todos os sistemas proporcionaram elevadas remoções de matéria orgânica e sólidos por mais de 20 anos de operação. As concentrações médias deste estudo, calculadas com mais de 1.000 médias anuais, resultaram em valores de  $12 \text{ mg L}^{-1}$  de DBO,  $49 \text{ mg L}^{-1}$  de DQO e  $11 \text{ mg L}^{-1}$  de SST, concentrações bem abaixo dos limites preconizados pela resolução local. Uma avaliação mais detalhada entre 17 sistemas com mais de 20 anos de operação, mostrou que o desempenho dos sistemas apresentou melhoras ao longo do período operacional, com eficiências de remoção de 92, 83 e 88% em termos de DBO, DQO e SST, respectivamente. Nos últimos 5 anos de operação, as concentrações efluentes apresentaram melhoras, com médias de  $6 \text{ mg L}^{-1}$  de DBO,  $31 \text{ mg L}^{-1}$  de DQO e  $7 \text{ mg L}^{-1}$  de SST, revelando um desempenho satisfatório. O autor concluiu que, se o sistema estiver adequadamente carregado, com taxas de aplicação menores que  $10 \text{ gDBO m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  e menores que  $20 \text{ gDQO m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ , o desempenho do sistema será muito estável por mais de 20 anos.

Taylor *et al.* (2011) realizaram um estudo em WHSS em escala piloto com 19 espécies de plantas e uma unidade não plantada. Os autores observaram maior eficiência na remoção de DQO e sulfato nos sistemas plantados, quando comparado com o sistema não plantado. Os benefícios da vegetação foram maiores em baixas temperaturas, entre 4 e 8 °C, pois as eficiências de remoção de DQO são menores nestas condições, permitindo que a vegetação demonstre efeitos positivos. Brix (1997) afirma que, em regiões de clima temperado, a presença da vegetação pode estar associada a um melhor desempenho em termos de matéria orgânica, quando comparadas com regiões de clima tropical. Por outro lado, a remoção de nutrientes pode ser maior em regiões onde a temperatura é mais propícia para crescimento da vegetação. Brisson e Chazarenc (2009) realizaram um estudo com 35 espécies de plantas e também observaram que a vegetação aumentou a remoção de poluentes em comparação com unidades sem plantas, havendo, inclusive, diferenças significativas entre todas as espécies testadas. Não apenas a presença da vegetação afetou a qualidade do efluente, mas também a espécie utilizada e as estações do ano foram fatores importantes de interferência.

De acordo com Vymazal (2019), as plantas contribuem indiretamente para a remoção de poluentes, criando condições adequadas, por meio do isolamento da superfície do leito, em regiões de clima frio e temperado, por meio do aumento da superfície radicular para o crescimento de microrganismos e pela liberação de oxigênio através das raízes. Segundo o autor, a absorção direta de nutrientes é baixa, quando comparada com as cargas de entrada, por isso os wetlands horizontais são mais utilizados como unidades de remoção de matéria orgânica e sólidos. Neste estudo, a vegetação contribuiu para a degradação da matéria orgânica recalcitrante, sendo isto observado por meio dos resultados de DQO.

### **6.1.2 Análise comparativa entre as fases operacionais**

Como já apresentado, o sistema operou com diferentes fases operacionais. Na Fase 1, as unidades receberam efluente do reator UASB. Na Fase 2, as unidades operaram com efluente do FBPA após reator UASB, com o objetivo de avaliar a capacidade de remoção de nitrogênio. Os resultados, conforme apresentados por Costa (2013), apontaram que a eficiência de remoção de NTK e N-amoniaco foram maiores durante a Fase 2. Na Fase 3, com mais de 6 anos de operação, as unidades retornaram com efluente apenas do reator UASB. Ambas as unidades já se encontravam em avançado estágio de colmatagem, com a maior parte do leito coberto pelo escoamento superficial, mas, contudo, ainda apresentavam desempenho satisfatório, conforme demonstrado por Matos (2015). Na Fase 4, as vazões afluentes foram dobradas (de 7,5 para 15 m<sup>3</sup> d<sup>-1</sup>), em ambas unidades, com o objetivo de aumentar as cargas aplicadas e avaliar o desempenho sob condições críticas de operação.

Da mesma forma como apresentado na Figura 6-1, a Figura 6-3 apresenta os gráficos box-plot das concentrações efluentes e eficiências de remoção de DBO, DQO e SST, nas unidades plantada e não plantada, durante as cinco fases operacionais. No entanto, para facilitar a comparação entre as fases, os gráficos foram organizados de maneira diferente, com as fases de cada unidade agrupadas em um único conjunto. Os padrões de lançamento da COPAM/CERH n° 01 (MINAS GERAIS, 2008) também foram inseridos, assim como uma linha de tendência entre as medianas de cada fase, para auxiliar na visualização da redução, aumento ou equivalência entre as fases.

Os valores de p do teste estatístico de Kruskal-Wallis, com 95% de confiança, para concentração efluente e eficiência de remoção de DBO, DQO e SST, nas unidades plantada e não plantada, realizando comparações entre as fases, são apresentados na Tabela 6-5.

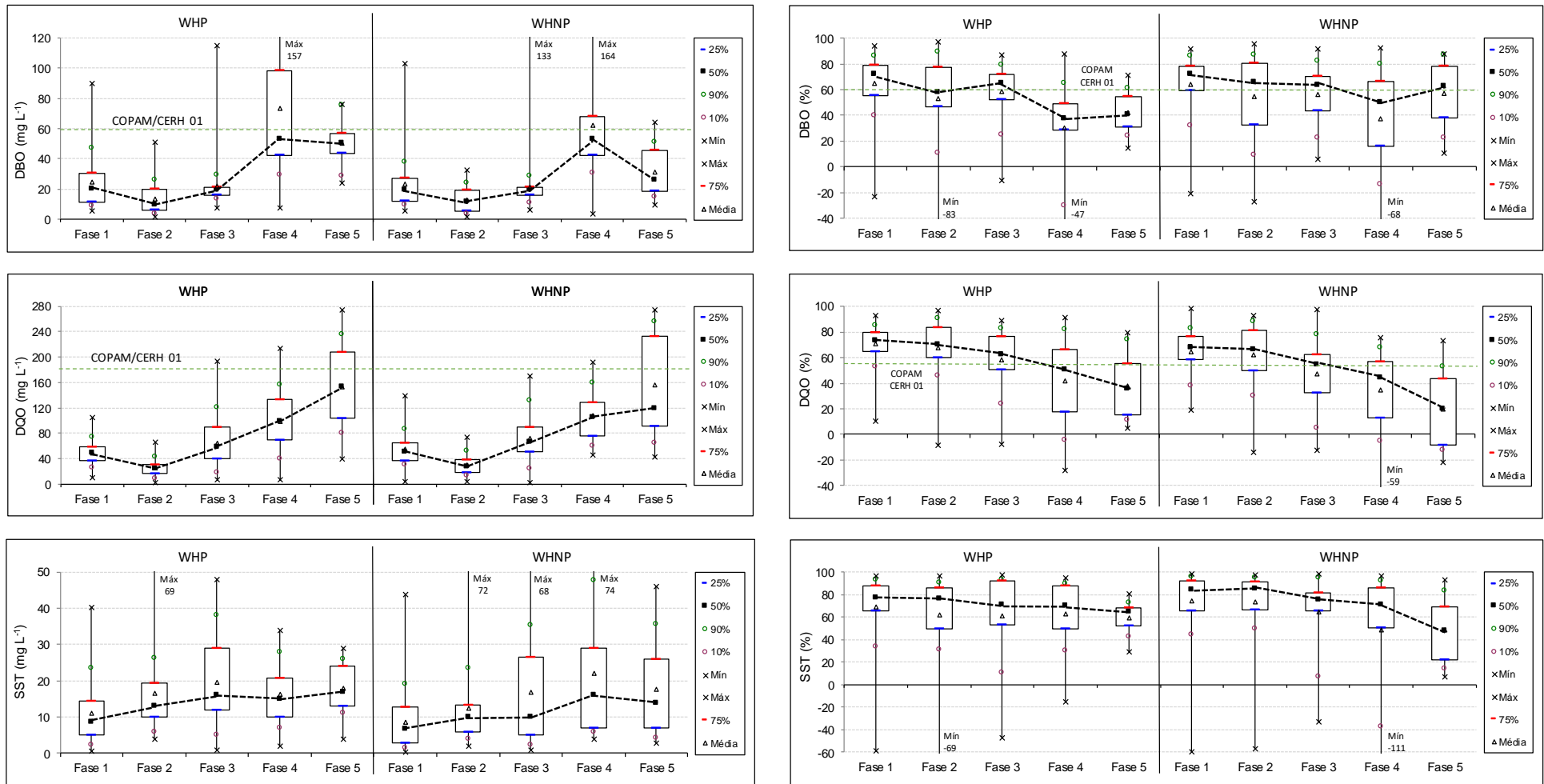


Figura 6-3: Box-plot das concentrações efluentes (esquerda) e eficiências de remoção (direita) de DBO, DQO e SST nas wetlands plantada (WHP) e não plantada (WHNP) durante as cinco fases operacionais. Comparação entre as fases de cada unidade. COPAM/CERH 01 indica o padrão de lançamento para o Estado de Minas Gerais (MINAS GERAIS, 2008). Para SST, todos os dados cumpriram com o padrão de lançamento, ou seja, os dados encontram-se abaixo dos limites, por isso não foram incluídos nos gráficos.



Tabela 6-5: Valor de p do teste estatístico de Kruskal-Wallis, com 95% de confiança, para as concentrações efluentes e as eficiências de remoção de DBO, DQO e SST das unidades plantada e não plantada. Comparação entre as cinco fases operacionais.

<b>CONCENTRAÇÃO EFLUENTE</b>					
<b>Comparação entre as fases</b>	<b>Variável</b>	<b>Fase 1</b>	<b>Fase 2</b>	<b>Fase 3</b>	<b>Fase 4</b>
Fase 2	DBO	0,0001* / 0,0000*	-	-	-
	DQO	0,0000* / 0,0000*			
	SST	0,0001* / 0,0072*			
Fase 3	DBO	1,0000 / 1,0000	0,0006* / 0,0002*	-	-
	DQO	1,0000 / 0,1118	0,0000* / 0,0000*		
	SST	0,0006* / 0,1408	1,0000 / 1,0000		
Fase 4	DBO	0,0000* / 0,0000*	0,0000* / 0,0000*	0,0000* / 0,0000*	-
	DQO	0,0000* / 0,0000*	0,0000* / 0,0000*	0,0042* / 0,0014*	
	SST	0,0283* / 0,0003*	1,0000 / 0,4901	1,0000 / 1,0000	
Fase 5	DBO	0,0040* / 1,0000	0,0000* / 0,0020*	0,0026* / 0,9975	1,0000 / 0,2900
	DQO	0,0000* / 0,0001*	0,0000* / 0,0000*	0,0031* / 0,0462*	1,0000 / 1,0000
	SST	0,0095* / 0,0802	1,0000 / 1,0000	1,0000 / 1,0000	1,0000 / 1,0000
<b>EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO</b>					
<b>Comparação entre as fases</b>	<b>Variável</b>	<b>Fase 1</b>	<b>Fase 2</b>	<b>Fase 3</b>	<b>Fase 4</b>
Fase 2	DBO	0,3701 / 1,0000	-	-	-
	DQO	1,0000 / 1,0000			
	SST	1,0000 / 1,0000			
Fase 3	DBO	0,8822 / 0,4612	1,0000 / 1,0000	-	-
	DQO	0,1880 / 0,0018*	0,8913 / 0,0131*		
	SST	1,0000 / 1,0000	1,0000 / 1,0000		
Fase 4	DBO	0,0000* / 0,0006*	0,0026 / 0,1624	0,0012 / 0,4692	-
	DQO	0,0000* / 0,0000*	0,0003* / 0,0000*	0,3995 / 1,0000	
	SST	1,0000 / 0,4043	1,0000 / 0,5188	1,0000 / 1,0000	
Fase 5	DBO	0,0319* / 1,0000	0,6303 / 1,0000	0,4518 / 1,0000	1,0000 / 1,0000
	DQO	0,0022* / 0,0002*	0,0107* / 0,0005*	0,4098 / 0,4437	1,0000 / 1,0000
	SST	0,2177 / 0,0458*	0,9906 / 0,0608	1,0000 / 1,0000	1,0000 / 1,0000

Os valores mostrados na tabela “x / y” referem-se aos valores da unidade plantada (x) e unidade não plantada (y). O símbolo \* indica onde há diferença significativa. Se  $p \leq 0,05$  as medianas das fases são significativamente diferentes; se  $p > 0,05$  as medianas das fases não são significativamente diferentes.

Pelo gráfico da concentração efluente de DBO (Figura 6-3), nota-se uma redução nos valores da Fase 1 para a Fase 2, em ambas as unidades. Os resultados do teste estatístico de Kruskal-Wallis, com 95% de confiança (apresentados na Tabela 6-5), indicam diferença significativa entre as Fases 1 e 2. Da Fase 2 até a Fase 4, as concentrações efluentes apresentaram um aumento, sendo em maiores proporções na Fase 4. A Fase 4 apresentou diferenças significativas com todas as outras fases, em termos de DBO. Como já discutido, a Fase 4 também apresentou maiores percentuais de violações, tendo como base os limites estabelecidos pela COPAM/CERH n° 01. Durante a Fase 5 observa-se um decréscimo nas concentrações de DBO, permanecendo abaixo dos padrões de lançamento, sobretudo na unidade não plantada, fato este devido à aplicação de peróxido de hidrogênio na unidade plantada. As diferenças entre a Fase 5 para as demais fases também se mostraram significativas, apenas na unidade plantada e para a unidade não plantada durante a Fase 2.

Os resultados da concentração efluente de DQO também mostram a tendência de aumento da matéria orgânica durante a Fase 5, sendo mais evidente na unidade plantada. A Fase 5 também apresentou diferenças significativas de DQO quando comparadas com as outras fases, da mesma forma como na Fase 4. As concentrações efluentes de DQO mostram um aumento significativo desde a Fase 2 e, durante a Fase 5, os valores apresentaram maiores proporções na unidade plantada. Na Fase 1, a mediana da concentração efluente na unidade plantada era de 50 mg L<sup>-1</sup> e na Fase 5 passou para 153 mg L<sup>-1</sup>, um aumento de 3 vezes. Ainda assim, os valores de mediana permaneceram abaixo dos padrões de lançamento de 180 mg L<sup>-1</sup>. Apenas na Fase 5, em ambas as unidades, que os percentis 75 e 90% estiveram acima desta referência.

Os valores de concentração efluente de SST estiveram abaixo de 100 mg L<sup>-1</sup>, durante todo o período operacional. Para esta variável, os valores mostraram-se mais estáveis e bem abaixo do padrão de lançamento, por este motivo não foram indicados nos gráficos. Comparações entre a Fase 1 com a Fase 2 e Fase 1 com a Fase 4 mostraram diferenças significativas em ambas as unidades, assim como na Fase 1 com a Fase 5 e a Fase 1 com a Fase 3 na unidade plantada. Conforme já discutido, a unidade plantada recebeu maiores taxas de aplicação de sólidos durante a Fase 1 e os resultados de comparação entre as fases mostram que as diferenças foram significativas, quando comparados com esta fase.

Em relação às eficiências de remoção de DBO, nota-se uma ligeira diferença no comportamento dos dados entre as unidades, sendo que a unidade plantada apresentou valores mais baixos

durante as Fases 4 e 5. Na unidade não plantada a mediana das eficiências de remoção de DBO na Fase 5 permaneceu acima da meta de 60% de eficiência e apresentou um aumento em relação à Fase 4. Na unidade plantada isso não foi observado. Os testes estatísticos indicaram que as diferenças foram significativas entre as Fases 1 com a Fase 4, em ambas unidades, e entre a Fase 1 com a Fase 5 na unidade plantada, demonstrando, mais uma vez, que a aplicação do peróxido de hidrogênio contribuiu para a degradação do efluente final.

Para as eficiências de remoção de DQO, esta tendência também foi observada em ambas as unidades, com diferenças significativas entre as Fases 1 com as Fases 4 e 5. A Fase 2 também apresentou diferenças significativas com as Fases 4 e 5 nas duas unidades. A unidade não plantada apresentou diferenças significativas de eficiências de remoção de DQO entre a Fase 3 com as Fases 1 e 2. Importante observar que o decréscimo nas eficiências de remoção da unidade não plantada na Fase 2 para a Fase 3 foi de 67% para 55%, maior que na unidade plantada, que foi de 70% para 62%. Nota-se, também, um decréscimo contínuo entre a Fase 1 e Fase 5 em ambas unidades, sendo mais expressiva na unidade não plantada. A mediana das eficiências de remoção de DQO na Fase 1 era de 73 e 68% e na Fase 5 foi para 36 e 20%, nas unidades plantada e não plantada, respectivamente. Os valores na Fase 5 estiveram abaixo da meta de 55% da legislação estadual, no entanto, esta meta considera a eficiência global do tratamento, o que deveria incluir os sistemas de pré-tratamento (UASB apenas e UASB mais FBPA). Neste trabalho, as metas de eficiências de remoção e concentração efluente foram utilizadas apenas para efeito comparativo.

A mediana da eficiência de remoção de SST durante a Fase 5, na unidade não plantada, foi mais baixa e com maior declínio, quando comparado com a unidade plantada no mesmo período. O teste estatístico mostrou diferença significativa apenas entre a Fase 1 e a Fase 5, na unidade não plantada, indicando que o período de repouso pode não ter se mostrado efetivo na descolmatação do leito. Pela Tabela 6-5 é possível observar que os valores de p entre a Fase 4 e Fase 5 são iguais a 1,000 em todas as variáveis analisadas. Estes resultados podem estar associados ao pequeno número de dados nestas fases, por isso o teste não pode confirmar diferenças significativas.

Pela Figura 6-3, nota-se que não houve alterações nas medianas das concentrações efluentes e eficiências de remoção de SST na Fase 3 para a Fase 4, na unidade plantada, e na Fase 2 para a Fase 3, na unidade não plantada. Estes resultados podem indicar que a unidade plantada sofreu pouca alteração nos resultados de SST com o aumento das vazões aplicadas, da mesma forma

que a unidade não plantada não apresentou alterações nos valores de mediana com a retirada do FBPA na linha de tratamento. A variabilidade das amostras da unidade não plantada apresentou um aumento, com valores de desvio padrão de 12 mg L<sup>-1</sup> na Fase 2 para 17 mg L<sup>-1</sup> na Fase 3. Por outro lado, a unidade plantada apresentou aumento nas concentrações efluentes e redução nas eficiências de remoção de SST com a mudança de efluente do FBPA (Fase 2) para o reator UASB (Fase 3), podendo ser, inclusive, em função das condições de colmatção do leito ou da contribuição da vegetação.

Além disso, os resultados demonstram que o avanço da colmatção no leito influenciaram em maior grau as variáveis DBO e DQO, sendo que os resultados de concentração efluente e eficiência de remoção de SST apresentaram maior estabilidade ao longo do período operacional. Com o avanço da colmatção, há maior predominância da condição de filtragem do leito, contribuindo para a retenção de sólidos, mas prejudicando a degradação da matéria orgânica de difícil degradação.

## **6.2 *Análise do impacto da colmatção no desempenho do sistema usando o Controle Estatístico do Processo***

### **6.2.1 Construção dos gráficos de controle**

Conforme já apresentado, a Fase 1 foi escolhida como referência para construção dos gráficos de controle. No entanto, foi observado que as concentrações efluentes em termos de DBO, DQO e SST, no período final desta fase e em ambas as unidades, estavam discrepantes quando comparadas com o período inicial. Em virtude disso, os dados do período final, denominado de Fase 1.2, não foram utilizados como referência para a construção da linha central, dos limites de controle e dos limites de atenção, restando o período inicial da fase, denominado de Fase 1.1. Os dados do primeiro ano de operação do sistema, denominado de *startup*, também não foram considerados na construção dos limites de controle, conforme já mencionado. Após a construção dos limites de controle, os dados foram classificados em função do maior percentual de dados que estiver em uma determinada faixa, conforme mostrado na Tabela 6-6.

Tabela 6-6: Classificação da qualidade efluente em função da faixa predominante.

<b>Classificação</b>	<b>Faixa</b>
Colapso	acima do Limite Superior de Controle (LSC)
Deterioração	entre o Limite Superior de Controle (LSC) e o Limite Superior de Atenção (LSA)
Normal superior	entre o Limite Superior de Atenção (LSA) e a Linha Central (LC)
Normal inferior	entre a Linha Central (LC) e o Limite Inferior de Atenção (LIA)
Melhorado	entre o Limite Inferior de Atenção (LIA) e a Linha Central (LIC)
Bastante melhorado	abaixo do Limite Inferior de Controle (LIC)

Após seleção do conjunto de dados para a construção dos limites de controle, foi possível determinar o valor de cada limite utilizando apenas os dados da Fase 1.1. Os resultados das concentrações efluentes, em termos de DBO, para construção dos limites de controle, linha central e limites de atenção, são apresentados na Tabela 6-7. Na tabela, também é mostrado o valor correspondente utilizado para o cálculo da construção dos limites de controle e linha central.

Tabela 6-7: Valores de concentração efluente de DBO utilizados para construção dos limites de referência no presente estudo.

<b>Limite de referência</b>	<b>Valor</b>	<b>WHP (mg L<sup>-1</sup>)</b>	<b>WHNP (mg L<sup>-1</sup>)</b>
Limite superior de controle (LSC)	+ 3-sigma	19,5	22,8
Limite superior de atenção (LSA)	+ 1,5-sigma	15,7	17,3
Linha central (LC)	média	11,8	11,7
Limite inferior de atenção (LIA)	- 1,5-sigma	8,0	6,2
Limite inferior de controle (LIC)	- 3-sigma	4,2	0,7

Para os resultados de DBO, é possível observar que, apesar das diferenças entre os dados de cada unidade, os valores dos limites são semelhantes, principalmente da LC. A amplitude total da faixa entre o LSC e LIC, da unidade plantada, é de 15,3 mg L<sup>-1</sup> de DBO, com desvio padrão dos dados, utilizados para a construção dos limites, igual a 4,7 mg L<sup>-1</sup>. Na unidade não plantada a faixa é um pouco mais ampla, igual a 22,1 mg L<sup>-1</sup>, com desvio padrão semelhante, igual a 4,5 mg L<sup>-1</sup>. Apesar de a unidade não plantada possuir uma amplitude de faixa um pouco maior, quando comparado com a unidade plantada, o LIC possui um valor muito baixo, sendo igual a 0,7 mg L<sup>-1</sup>, ou seja, será difícil do efluente ser considerado como “bastante melhorado” (quando os dados estiverem abaixo do LIC). Por outro lado, a unidade plantada pode ser considerada em fase de “colapso” quando os dados estiverem acima de 19,5 mg L<sup>-1</sup>, ou seja, 3,3 mg L<sup>-1</sup> menor

que a unidade não plantada. De qualquer forma, a construção dos limites de controle está em função do comportamento dos dados em cada unidade, tornando a análise imparcial. As comparações realizadas serão apenas para efeito comparativo.

As linhas de controle foram construídas com base em uma distribuição normal, ou seja, existe simetria entre os valores dos limites de controle e limites de atenção em torno da linha central. Este fato pode levar a limites com valores negativos de concentração efluente, o que na prática não é possível de acontecer. Diante disso, quando os resultados dos limites de controle resultaram em valores negativos, foram ocultados da escala do gráfico. Este fato ocorreu, por exemplo, para as concentrações efluentes de DQO na unidade plantada, conforme mostrado na Tabela 6-8.

Tabela 6-8: Valores de concentração efluente de DQO utilizados para construção dos limites de referência no presente estudo.

<b>Limite de referência</b>	<b>Valor</b>	<b>WHP (mg L<sup>-1</sup>)</b>	<b>WHNP (mg L<sup>-1</sup>)</b>
Limite superior de controle (LSC)	+ 3-sigma	79,6	85,7
Limite superior de atenção (LSA)	+ 1,5-sigma	58,8	65,1
Linha central (LC)	média	38,0	44,5
Limite inferior de atenção (LIA)	- 1,5-sigma	17,2	23,9
Limite inferior de controle (LIC)	- 3-sigma	-3,6	3,3

Os resultados das concentrações efluentes de DQO, para construção dos limites de controle, resultaram em uma menor amplitude de faixa para a unidade plantada, sendo igual a 79,6 mg L<sup>-1</sup>, com desvio padrão dos dados igual a 14,9 mg L<sup>-1</sup>. Neste caso, pelo valor do LIC ser negativo, a faixa ficou menor. A amplitude da faixa da unidade não plantada foi igual a 82,4 mg L<sup>-1</sup> e desvio padrão de 13,3 mg L<sup>-1</sup>. O valor da LC na unidade não plantada foi maior que na unidade plantada, em função do comportamento dos dados no período de referência desta unidade.

Os valores do LIC para as concentrações efluentes de SST foram negativos em ambas unidades, sendo iguais a -3,4 mg L<sup>-1</sup>, na unidade plantada, e -2,9 mg L<sup>-1</sup>, na unidade não plantada, portanto, os LIC foram ocultados dos gráficos de controle. Da mesma forma como no LIC das concentrações efluentes de DBO na unidade não plantada, o valor do LIA de SST da unidade plantada, permaneceu próximo a zero, sendo difícil do efluente ser considerado com “bastante melhorado”. A amplitude da faixa na unidade plantada também foi menor, sendo igual a 12,6 mg L<sup>-1</sup>, quando comparado com a unidade não plantada, que possui amplitude de 17,7 mg L<sup>-1</sup>, conforme mostrado na Tabela 6-9. A unidade plantada também apresentou LC menor, sendo

igual a  $4,6 \text{ mg L}^{-1}$ , com desvio padrão igual a  $5,8 \text{ mg L}^{-1}$ , e a unidade não plantada apresentou LC maior, sendo igual a  $7,4 \text{ mg L}^{-1}$ , com desvio padrão igual a  $4,5 \text{ mg L}^{-1}$ .

Tabela 6-9: Valores de concentração efluente de SST utilizados para construção dos limites de referência no presente estudo.

Limite de referência	Valor	WHP ( $\text{mg L}^{-1}$ )	WHNP ( $\text{mg L}^{-1}$ )
Limite superior de controle (LSC)	+ 3-sigma	12,6	17,7
Limite superior de atenção (LSA)	+ 1,5-sigma	8,6	12,5
Linha central (LC)	média	4,6	7,4
Limite inferior de atenção (LIA)	- 1,5-sigma	0,6	2,3
Limite inferior de controle (LIC)	- 3-sigma	-3,4	-2,9

### 6.2.2 Análise do impacto da colmatção no desempenho do sistema utilizando os gráficos de controle

Para avaliação do impacto da colmatção no desempenho do sistema, foram utilizados os gráficos de controle das concentrações efluentes em termos de DBO, DQO e SST, nas unidades plantada e não plantada. A série temporal das concentrações efluentes foi separada por fases operacionais e plotada nos gráficos de controle. No entanto, foi observado que os dados do período final das Fases 1 e 3 apresentaram comportamento diferente do período inicial. Por esse motivo, as Fases 1 e 3 foram divididas em dois períodos cada.

Após construção dos gráficos de controle e separação dos dados em fases, foi realizada a contagem dos dados que se encontravam em uma determinada faixa. O número de dados na faixa foi dividido pelo número total de dados do período analisado, resultando no percentual de dados em cada faixa. O maior percentual de uma determinada faixa foi classificado de acordo com a qualidade do efluente, conforme especificado na Tabela 6-6.

Os valores do percentual de dados dentro de cada faixa, para as concentrações efluentes de DBO, nas unidades plantada e não plantada, são apresentados na Tabela 6-10. A tabela também apresenta o número de dados em cada fase e a amplitude da faixa em cada unidade. Nota-se que os números de dados nas Fases 3.2 e 5 são menores quando comparados com as outras fases, no entanto, isso não impossibilitou a classificação. Nota-se, também, que a amplitude das faixas da unidade não plantada é maior quando comparada com a unidade plantada, devido à maior variabilidade dos dados de referência da unidade não plantada. Os valores marcados com asterisco (\*) indicam o valor predominante de dados em uma determinada faixa, demonstrando a condição que ocorreu com maior frequência naquela fase. Ao relacionar a condição

predominante com a classificação da qualidade efluente, foi possível inferir sobre sua qualidade.

As Figuras 6-4 e 6-5 apresentam os gráficos de controle para as concentrações efluentes de DBO, das unidades plantada e não plantada, respectivamente. Para auxiliar na visualização, os gráficos foram divididos em fases e inseridas as interpretações das análises em cada fase. Para auxiliar na comparação entre as unidades plantada e não plantada, os gráficos de controle de cada variável (DBO, DQO e SST) foram posicionados na mesma folha, possuem a mesma divisão entre as fases e a mesma escala no eixo das abcissas e ordenadas. Nos gráficos, são mostrados os limites de controle, limites de atenção e linha central. Os padrões de lançamento da Legislação Estadual de Minas Gerais, COPAM/CERH nº 01 (MINAS GERAIS, 2008), também foram inseridos e contribuíram com a interpretação dos resultados e com a avaliação do desempenho.

Pelos gráficos de controle e pela tabela de porcentagem das concentrações efluentes de DBO, é possível notar que a Fase 1.1, em ambas unidades, foi classificada em nível normal, o que era esperado, pois foi a fase em que o sistema operou em condições normais e em que foram determinados os limites de controle. No entanto, a unidade plantada apresentou uma classificação de melhor qualidade, com o maior percentual de dados predominando na faixa “normal inferior”, ou seja, abaixo dos valores médios. A unidade não plantada apresentou maior percentual dos dados na faixa “normal superior”, ou seja, acima dos valores médios. Na Tabela 6-10 é possível observar que 8% dos dados da unidade plantada, durante a Fase 1.1, estiveram no nível de “colapso”, ou seja, acima do LSC. Este fato não foi observado na unidade não plantada. Como já comentado, pequenos percentuais de dados em outras faixas não interferem na classificação da qualidade do efluente, uma vez que a avaliação leva em consideração o valor predominante. Este tipo de avaliação se torna coerente, por se tratar de dados ambientais, onde pequenos desvios são considerados como normais.

Já na Fase 1.2, em ambas unidades, é possível observar que o maior percentual dos dados se encontra no nível de “colapso”, inclusive com algumas violações no padrão de lançamento de  $60 \text{ mg L}^{-1}$ . Este fato pode estar associado a problemas no reator UASB retangular, que nesta época operava sem o separador trifásico. Na Fase 2 ocorreu a mudança da configuração do sistema de pré-tratamento, com mudança para o reator UASB cilíndrico e acréscimo do FBPA na linha de tratamento. Neste período, a qualidade do efluente, em ambas unidades, é classificada como “melhorado”, pois a maior porcentagem de dados encontra-se abaixo do LIA.



Tabela 6-10: Porcentagem de dados dentro de cada faixa para classificação do desempenho das unidades plantada e não plantada em termos de concentração efluente de DBO durante todo o período operacional.

Classificação	Faixa	WETLAND HORIZONTAL PLANTADO								WETLAND HORIZONTAL NÃO PLANTADO									
		Amplitude da faixa (mg L <sup>-1</sup> )	Porcentagem de dados dentro da faixa (%)								Amplitude da faixa (mg L <sup>-1</sup> )	Porcentagem de dados dentro da faixa (%)							
			Fase 1.1	Fase 1.2	Fase 2	Fase 3.1	Fase 3.2	Fase 4	Fase 5	Fase 1.1		Fase 1.2	Fase 2	Fase 3.1	Fase 3.2	Fase 4	Fase 5		
Colapso	> LSC	3,8	8,0	66,7*	25,7	33,9	93,3*	92,9*	100*	5,5	0,0	51,5*	13,0	3,4	73,3*	97,6*	60,0*		
Deterioração	LSC - LSA	3,8	12,0	12,1	10,0	37,3*	6,7	2,4	0,0	5,5	8,0	21,2	16,9	50,8*	20,0	0,0	20,0		
Normal superior	LSA - LC	3,8	24,0	7,6	4,3	20,3	0,0	2,4	0,0	5,5	40,0*	15,2	15,6	30,5	6,7	0,0	10,0		
Normal inferior	LC - LIA	3,8	32,0*	9,1	15,7	6,8	0,0	0,0	0,0	5,5	32,0	12,1	24,7	11,9	0,0	0,0	10,0		
Melhorado	LIA - LIC	3,8	24,0	4,5	27,1*	1,7	0,0	2,4	0,0	5,5	20,0	0,0	29,9*	3,4	0,0	2,4	0,0		
Bastante melhorado	< LIC	3,8	0,0	0,0	17,1	0,0	0,0	0,0	0,0	5,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0		
Número de dados		-	25	66	70	59	15	42	10	-	25	66	70	59	15	42	10		

LSC: limite superior de controle; LSA: limite superior de atenção; LC: linha central; LIA: limite inferior de atenção; LIC: limite inferior de controle.

\*Valor predominante dentro da faixa.

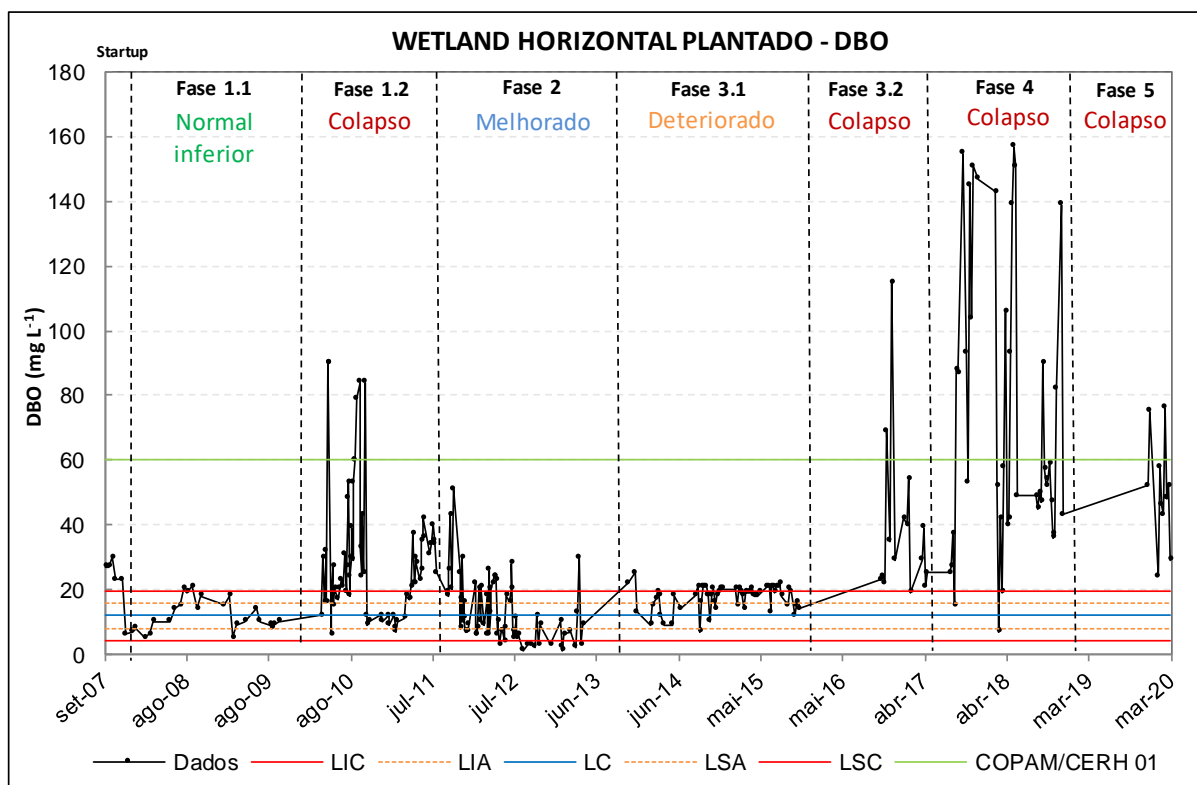


Figura 6-4: Gráfico de controle das concentrações efluentes de DBO do wetland plantado durante todo o período operacional. LIC: limite inferior de controle; LIA: limite inferior de atenção; LC: linha central; LSA: limite superior de atenção; LSC: limite superior de controle; COPAM/CERH 01: padrão de lançamento para o Estado de Minas Gerais (MINAS GERAIS, 2008).

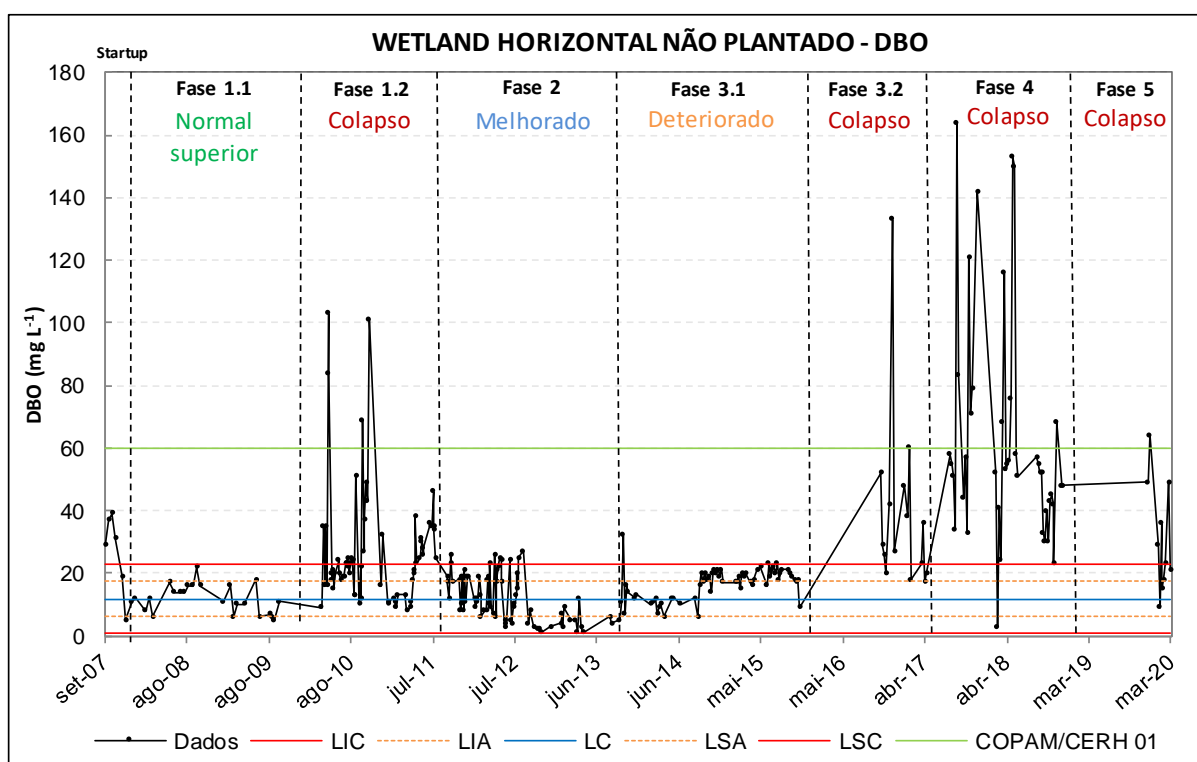


Figura 6-5: Gráfico de controle das concentrações efluentes de DBO do wetland não plantado durante todo o período operacional. LIC: limite inferior de controle; LIA: limite inferior de atenção; LC: linha central; LSA: limite superior de atenção; LSC: limite superior de controle; COPAM/CERH 01: padrão de lançamento para o Estado de Minas Gerais (MINAS GERAIS, 2008).

Conforme já discutido, a Fase 3 foi dividida em Fase 3.1 e 3.2, em virtude de o comportamento dos dados ser discrepante entre o período de início para meio da fase, quando comparado com o período final. Outro fato importante a ser destacado é que a última análise de DBO na Fase 3.1 foi realizada no dia 06/11/2015 e a primeira análise da Fase 3.2 foi realizada no dia 20/10/2016, ou seja, entre as fases o sistema ficou quase um ano sem monitoramento e sem acompanhamento operacional. Quando o monitoramento retornou (Fase 3.2), foi observado um nítido aumento nas concentrações efluentes de DBO. Durante o período sem monitoramento, é provável que as condições críticas das unidades tenham se iniciado. No final da Fase 3.1, as unidades já apresentavam condições críticas de colmatção. Na unidade plantada, o escoamento superficial estava ocupando cerca de 80% do comprimento do leito e na unidade não plantada cerca de 90%. O maior percentual de dados na Fase 3.1 indicou que ambas unidades se encontravam no nível de “deterioração” da qualidade do efluente. Na Fase 3.2, as unidades já foram classificadas com o nível de “colapso”, inclusive apresentando violações no padrão de lançamento da Legislação Estadual. As Fases 4 e 5 também apresentaram violações, sendo que a Fase 4 foi a que apresentou o maior percentual de dados acima de  $60 \text{ mg L}^{-1}$ .

Os processos de descolmatção nos leitos e/ou a redução da carga afluente contribuíram para a redução das concentrações efluentes de DBO na Fase 5. No entanto, não foi suficiente para retornar com as condições normais de operação. Pela tabela e pelo gráfico de controle, observa-se que 100% dos dados de concentração efluente de DBO na unidade plantada, estão acima do LSC, indicando que a aplicação do peróxido de hidrogênio não foi efetiva para retornar com a condição normal de operação, pois, após a aplicação (Fase 5), o sistema foi ainda classificado no nível de “colapso”. Na unidade não plantada, descolmatada com base no período de repouso, o maior percentual dos dados também permaneceu na faixa de “colapso” durante a Fase 5, no entanto, 20% dos dados situaram-se na faixa de “deterioração” e 20% nas faixas normais superior e inferior. Estes valores podem ser observados na Tabela 6-10. O período de repouso de 30 dias, aplicado na unidade não plantada, também não se mostrou efetivo para retornar com as condições normais de concentração efluente em termos de DBO. Os resultados das eficiências dos testes de descolmatção serão melhoras discutidos no Item 6.4.

Em relação às concentrações efluentes de DQO, nota-se que a classificação da qualidade efluente, durante as Fases 1.1 e 1.2, encontram-se no nível “normal superior”, em ambas unidades. Estes resultados são apresentados na Tabela 6-11 e nas Figuras 6.6 e 6.7. Na Fase 2, o efluente da unidade plantada e não plantada, apresentou melhoras, em termos de DQO, em

função do acréscimo do FBPA na linha de tratamento, da mesma forma como ocorreu nos resultados de DBO. Apesar disso, o nível das concentrações efluentes de DQO encontrava-se em “normal inferior”, diferente dos resultados de DBO, que foi classificado como “melhorado” na Fase 2. Ao retirar o FBPA da linha de tratamento, foi possível observar que a unidade plantada entrou em fase de “colapso” em termos de DQO, ou seja, o maior percentual de dados na Fase 3.1 encontra-se acima dos LSC, com 32,6%. A unidade não plantada foi classificada como “normal superior” durante a Fase 3.2, pois 32,6% dos dados estiveram entre o LSA e a LC. No entanto, o restante dos dados encontra-se distribuídos acima do LSC (nível de “colapso”) e entre LSC e LSA (nível de “deterioração”), ou seja, valores próximos aos níveis de piora na qualidade do efluente. Apesar de a classificação do desempenho ser realizada pelo maior percentual de dados, torna-se necessário avaliar também o percentual em outras faixas de qualidade, pois os valores podem estar próximos, inclusive ocorrer o mesmo valor em fases diferentes. Este fato ocorreu com os dados de DQO na Fase 3.2 da unidade plantada. Uma distribuição equivalente, com 21,4% dos dados, encontra-se entre o LIA e LIC (“melhorado”), entre o LC e LIA (“normal inferior”), entre o LSA e LC (“normal superior”) e entre o LSC e LSA (“deterioração”), conforme mostrado na Tabela 6-11. Talvez uma maior quantidade de dados poderia demonstrar a condição predominante de operação do sistema. Nesta fase, apenas 12 amostras foram analisadas, sendo que 3 amostras se encontram em cada faixa citada e 2 amostras no nível de “colapso”. Desta forma, o resultado da análise mostrou-se como inconclusiva. Na unidade não plantada, a distribuição dos dados foi diferente e heterogênea, com 41,7% dos dados entre o LSA e a LC, classificando-se como “normal superior”, e o restante dos dados com percentuais menores, conforme mostrado na Tabela 6-11.

Nas Fases 4 e 5, as duas unidades foram classificadas no nível “colapso”, com mais de 60% dos dados acima do LSC, durante a Fase 4, e mais de 80% dos dados acima do LSC, durante a Fase 5. Pelos gráficos, é possível observar que, durante as Fases 4 e 5, as unidades apresentaram valores acima do padrão de lançamento de  $180 \text{ mg L}^{-1}$  de DQO, sendo mais acentuada na Fase 5. Da mesma forma como nos resultados de DBO, as concentrações efluentes de DQO também demonstram que os métodos de descolmatação não foram efetivos na recuperação do desempenho das unidades, pois a qualidade do efluente não retornou para as condições normais.

Tabela 6-11: Porcentagem de dados dentro de cada faixa para classificação do desempenho das unidades plantada e não plantada em termos de concentração efluente de DQO durante todo o período operacional.

Classificação	Faixa	WETLAND HORIZONTAL PLANTADO								WETLAND HORIZONTAL NÃO PLANTADO									
		Amplitude da faixa (mg L <sup>-1</sup> )	Porcentagem de dados dentro da faixa (%)								Amplitude da faixa (mg L <sup>-1</sup> )	Porcentagem de dados dentro da faixa (%)							
			Fase 1.1	Fase 1.2	Fase 2	Fase 3.1	Fase 3.2	Fase 4	Fase 5	Fase 1.1		Fase 1.2	Fase 2	Fase 3.1	Fase 3.2	Fase 4	Fase 5		
Colapso	> LSC	20,8	0,0	11,7	0,0	32,6*	14,3	64,6*	83,3*	20,6	0,0	11,5	0,0	30,2	16,7	68,8*	84,6*		
Deterioração	LSC - LSA	20,8	7,1	26,7	2,9	23,3	21,4*	14,6	8,3	20,6	7,4	13,1	1,5	25,6	8,3	18,8	0,0		
Normal superior	LSA - LC	20,8	46,4*	40,0*	13,2	25,6	21,4*	14,6	8,3	20,6	51,9*	45,9*	19,1	32,6*	41,7*	12,5	7,7		
Normal inferior	LC - LIA	20,8	35,7	18,3	55,9*	11,6	21,4*	2,1	0,0	20,6	37,0	21,3	47,1*	7,0	8,3	0,0	7,7		
Melhorado	LIA - LIC	20,8	10,7	1,7	27,9	7,0	21,4*	4,2	0,0	20,6	3,7	8,2	32,4	2,3	25,0	0,0	0,0		
Bastante melhorado	< LIC	20,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	20,6	0,0	0,0	0,0	2,3	0,0	0,0	0,0		
Número de dados		-	27	61	68	43	12	48	13	-	27	61	68	43	12	48	13		

LSC: limite superior de controle; LSA: limite superior de atenção; LC: linha central; LIA: limite inferior de atenção; LIC: limite inferior de controle.

\*Valor predominante dentro da faixa.

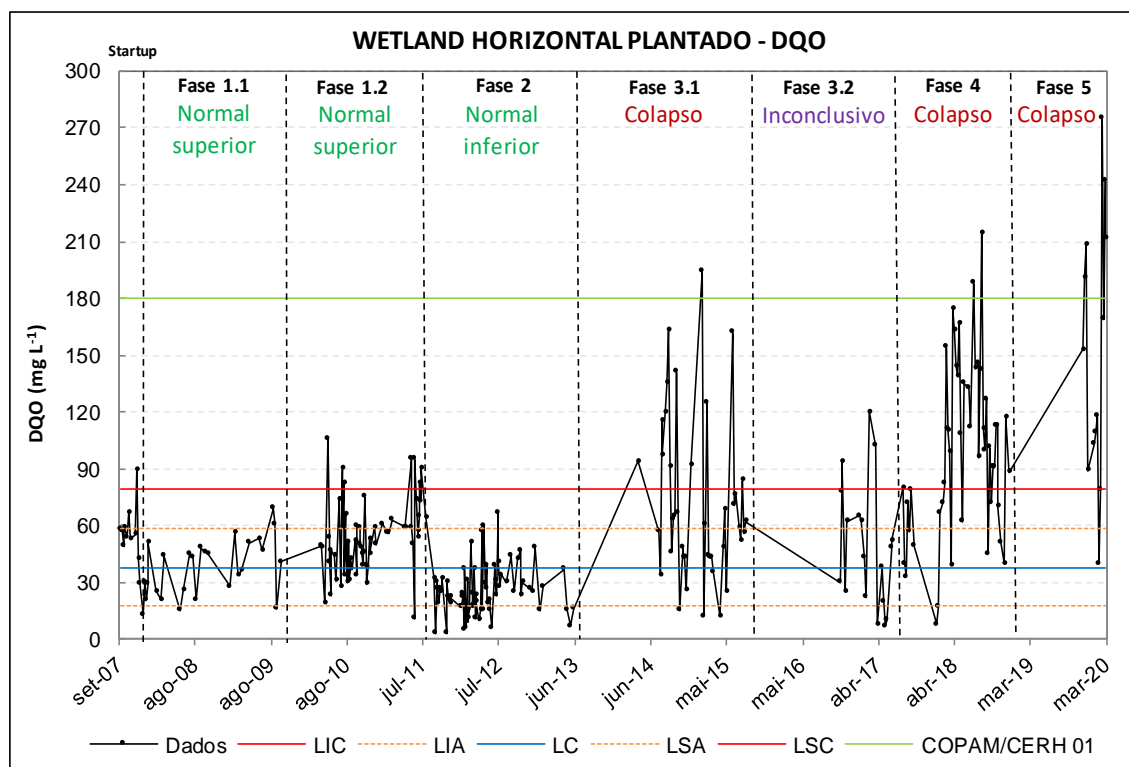


Figura 6-6: Gráfico de controle das concentrações efluentes de DQO do wetland plantado durante todo o período operacional. LIC: limite inferior de controle; LIA: limite inferior de atenção; LC: linha central; LSA: limite superior de atenção; LSC: limite superior de controle; COPAM/CERH 01: padrão de lançamento para o Estado de Minas Gerais (MINAS GERAIS, 2008).

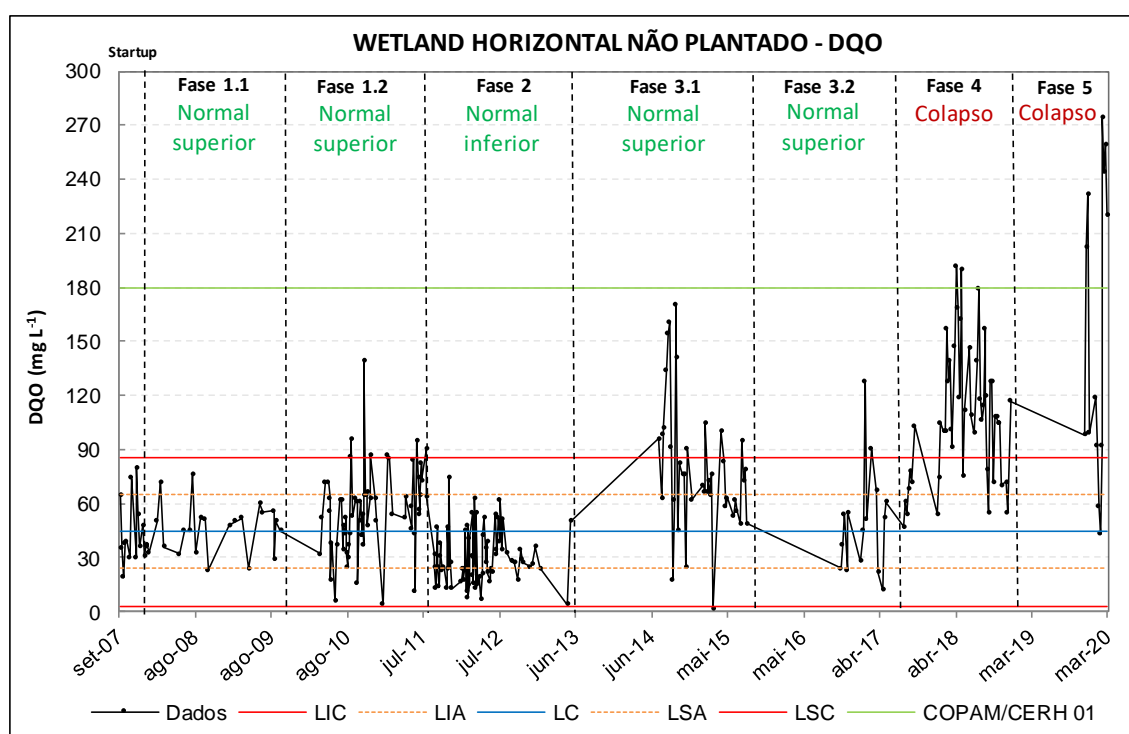


Figura 6-7: Gráfico de controle das concentrações efluentes de DQO do wetland não plantado durante todo o período operacional. LIC: limite inferior de controle; LIA: limite inferior de atenção; LC: linha central; LSA: limite superior de atenção; LSC: limite superior de controle; COPAM/CERH 01: padrão de lançamento para o Estado de Minas Gerais (MINAS GERAIS, 2008).

Os gráficos de controle, para as concentrações efluentes de SST, são apresentados nas Figuras 6-8 e 6-9. As porcentagens de dados dentro de cada faixa são apresentados na Tabela 6-12.

A unidade plantada também apresentou o mesmo percentual de dados de SST durante a Fase 1.1, com os mesmos valores (de 36,2%) nas faixas “normal superior” e “normal inferior”. As outras faixas apresentaram percentuais menores, ou seja, a predominância dos dados situa-se entre o LSA e o LIA. Nesta ocasião, preferiu-se manter a classificação do efluente nas duas faixas, em vez de tornar a análise inconclusiva, não apenas por apresentar o mesmo percentual entre duas faixas, mas também pelas faixas estarem próximas uma da outra. Para a unidade não plantada a predominância dos dados, durante a Fase 1.1, situa-se na faixa “normal inferior”, com 69%. Na Fase 1.2 a unidade não plantada apresentou o maior percentual de dados acima do LSC, com 41% dos dados, classificando o período como “colapso”. Neste mesmo período, a unidade plantada foi classificada como “normal superior”, assim como também na Fase 2. Cerca de 30% dos dados encontram-se entre o LSA e a LC. Estes resultados indicam que não houve diferença nas concentrações efluentes de SST com o acréscimo do FBPA na linha de tratamento. A unidade não plantada apresentou melhoras com a adição do FBPA, sendo que a classificação passou de “colapso” (Fase 1.2) para “normal superior” (Fase 2).

Com o desenvolvimento da colmatação no leito, as duas unidades demonstraram queda na qualidade do efluente em termos de SST. Na Fase 3.1, o nível de impacto foi classificado como “colapso”, sendo que a unidade plantada apresentou o maior percentual de dados nesta faixa, com 52,2%. A unidade não plantada apresentou 34,8% dos dados acima do LSC, no entanto, 52,2% dos dados (26,1 + 26,1%) estiveram nos níveis normais superior e inferior, ou seja, a qualidade do efluente da unidade não plantada se mostrou melhor quando comparado com a unidade plantada. Apesar disso, o resultado do teste estatístico de Wilcoxon não mostrou diferença significativa nas concentrações efluentes e nas eficiências de remoção de SST entre as unidades. Durante a Fase 3.2 não houve monitoramento de SST, conforme indicado nas Figuras 6-8 e 6-9, desta forma, o teste estatístico utilizou apenas os dados da Fase 3.1.

A partir da Fase 3.1, as unidades permaneceram no nível de “colapso”, prosseguindo assim durante as Fases 4 e 5. A unidade plantada apresentou mais de 40% da porcentagem dos dados acima do LSC durante as Fases 4 e 5. A unidade não plantada apresentou um percentual maior, com mais de 50% dos dados acima do LSC, conforme apresentado na Tabela 6-12. Alguns autores afirmam que a remoção de sólidos suspensos em WHSS é um fator meramente físico, envolvendo sedimentação, filtração e adsorção, e o avanço da colmatação, até certo ponto,

contribuiu para a retenção de sólidos no sistema, uma vez que o leito reduz a porosidade e sua capacidade de filtração (TANNER *et al.*, 1998; LEE *et al.*, 2004; POZO-MORALES *et al.*, 2013). No presente estudo isso não foi observado. Com o avanço da colmatação no leito, as concentrações efluentes de SST apresentaram um ligeiro aumento, sendo estabelecido o nível de “colapso” a partir da Fase 3.1. Com o aumento do escoamento superficial, o líquido percorria uma menor extensão dentro do leito, o que poderia explicar a piora na retenção dos sólidos.

Pelos resultados de SST, também foi possível verificar que os testes de descolmatação, em ambas unidades, não foram capazes de retornar com as condições normais de operação. Apesar do nível de “colapso” no desempenho, em termos de SST, ambas unidades permaneceram com as concentrações efluentes abaixo do padrão de lançamento da Legislação Estadual de MG, que é de 100 mg L<sup>-1</sup>. Os valores de mediana para todo o período de monitoramento foram de 12 e 8 mg L<sup>-1</sup>, para as unidades plantada e não plantada, respectivamente. Os valores máximos de SST não ultrapassaram 80 mg L<sup>-1</sup>. Em virtude disso, o padrão de lançamento de SST não foi inserido nos gráficos de controle.

Vymazal (2019) avaliou o desempenho de 114 WHSS operando como sistema de pós-tratamento de esgoto municipal na República Tcheca, que foram construídos nas décadas de 80 e 90. O autor enfatizou o estudo em 17 sistemas em operação há pelo menos 20 anos e concluiu que os sistemas apresentaram redução nas concentrações efluentes ao longo do tempo de operação. As concentrações efluentes de um sistema em 1991, por exemplo, eram de 15,7 mgDBO L<sup>-1</sup>, 62 mgDQO L<sup>-1</sup> e 5,3 mgSST L<sup>-1</sup>. Em 2017 (após 26 anos de operação), as concentrações efluentes reduziram em todos as variáveis avaliadas para 6,5 mgDBO L<sup>-1</sup>, 45 mgDQO L<sup>-1</sup> e 3,5 mgSST L<sup>-1</sup>. No presente estudo, as concentrações efluentes (medianas) na Fase 1 eram de 20/19 mgDBO L<sup>-1</sup>, 50/52 mgDQO L<sup>-1</sup> e 9/6 mgSST L<sup>-1</sup> (WHP/WHNP). Durante a Fase 5 (após quase 13 anos de operação), mesmo após a implantação dos métodos de descolmatação, as concentrações efluentes aumentaram para 50/26 mgDBO L<sup>-1</sup>, 153/119 mgDQO L<sup>-1</sup> e 17/14 mgSST L<sup>-1</sup> (WHP/WHNP). O aumento das cargas aplicadas, durante a Fase 4, podem ter contribuído para a redução na qualidade do efluente ao longo do tempo. O avanço do escoamento superficial, também é um fator que pode aumentar a concentração efluente. Apesar de as equações de dimensionamento nos estudos de Vymazal (2019) serem semelhantes às equações aplicadas no presente estudo, o material suporte dos sistemas estudados por Vymazal (2019) possuem maior granulometria que do presente estudo. Este fato também contribui para a vida útil do leito e sua capacidade de remoção de poluentes.



Tabela 6-12: Porcentagem de dados dentro de cada faixa para classificação do desempenho das unidades plantada e não plantada em termos de concentração efluente de SST durante todo o período operacional.

Classificação	Faixa	WETLAND HORIZONTAL PLANTADO								WETLAND HORIZONTAL NÃO PLANTADO							
		Amplitude da faixa (mg L <sup>-1</sup> )	Porcentagem de dados dentro da faixa (%)							Amplitude da faixa (mg L <sup>-1</sup> )	Porcentagem de dados dentro da faixa (%)						
			Fase 1.1	Fase 1.2	Fase 2	Fase 3.1	Fase 3.2	Fase 4	Fase 5		Fase 1.1	Fase 1.2	Fase 2	Fase 3.1	Fase 3.2	Fase 4	Fase 5
Colapso	> LSC	5,1	3,4	22,9	28,8	52,2*	SM	40,9*	46,2*	4,0	6,9	41,0*	28,8	34,8*	SM	59,1*	53,8*
Deterioração	LSC - LSA	5,1	6,9	25,3	27,5	13,0	SM	22,7	30,8	4,0	6,9	18,1	26,3	13,0	SM	13,6	7,7
Normal superior	LSA - LC	5,1	36,2*	32,5*	31,3*	17,4	SM	22,7	15,4	4,0	13,8	16,9	33,8*	26,1	SM	18,2	23,1
Normal inferior	LC - LIA	5,1	36,2*	15,7	12,5	13,0	SM	9,1	7,7	4,0	69,0*	21,7	11,3	26,1	SM	9,1	15,4
Melhorado	LIA - LIC	5,1	17,2	3,6	0,0	4,3	SM	4,5	0,0	4,0	3,4	2,4	0,0	0,0	SM	0,0	0,0
Bastante melhorado	< LIC	5,1	0,0	0,0	0,0	0,0	SM	0,0	0,0	4,0	0,0	0,0	0,0	0,0	SM	0,0	0,0
Número de dados		-	58	83	80	23	0	22	13	-	58	83	80	23	0	22	13

LSC: limite superior de controle; LSA: limite superior de atenção; LC: linha central; LIA: limite inferior de atenção; LIC: limite inferior de controle.

\*Valor predominante dentro da faixa. SM: período sem monitoramento.

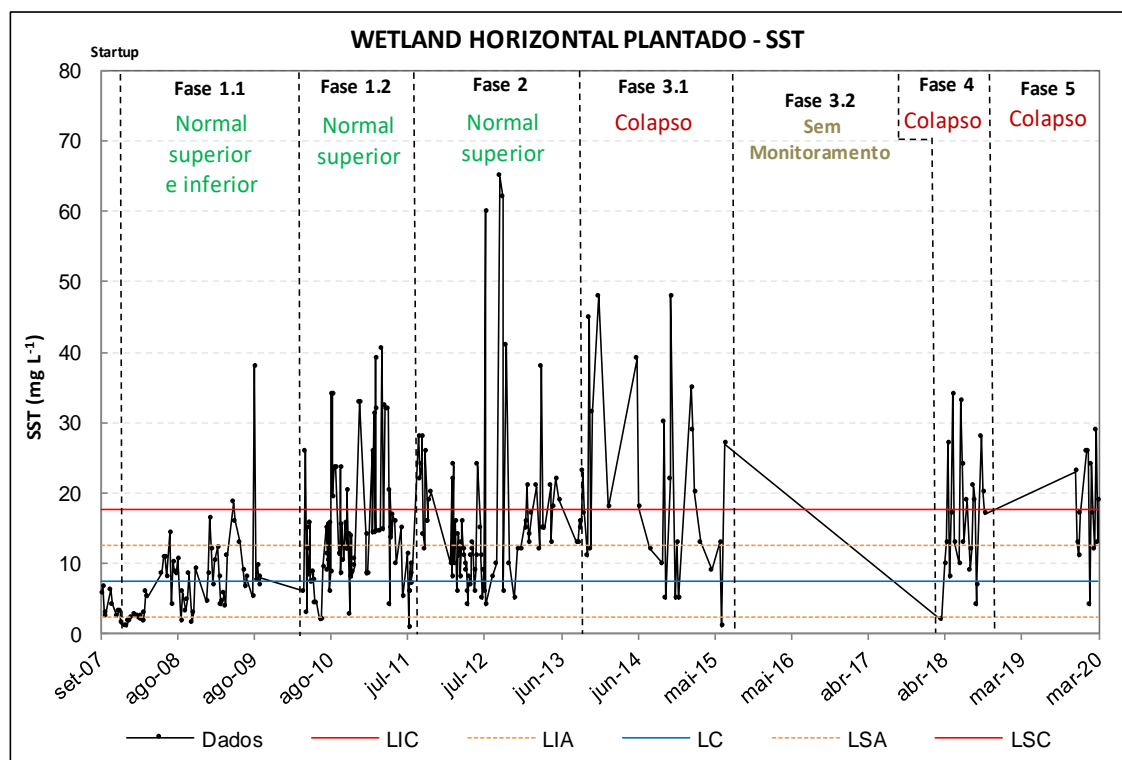


Figura 6-8: Gráfico de controle das concentrações efluentes de SST do wetland plantado durante todo o período operacional. LIC: limite inferior de controle; LIA: limite inferior de atenção; LC: linha central; LSA: limite superior de atenção; LSC: limite superior de controle. Para SST, todos os dados cumpriram com o padrão de lançamento, ou seja, os dados encontram-se abaixo dos limites, por isso não foram incluídos nos gráficos.

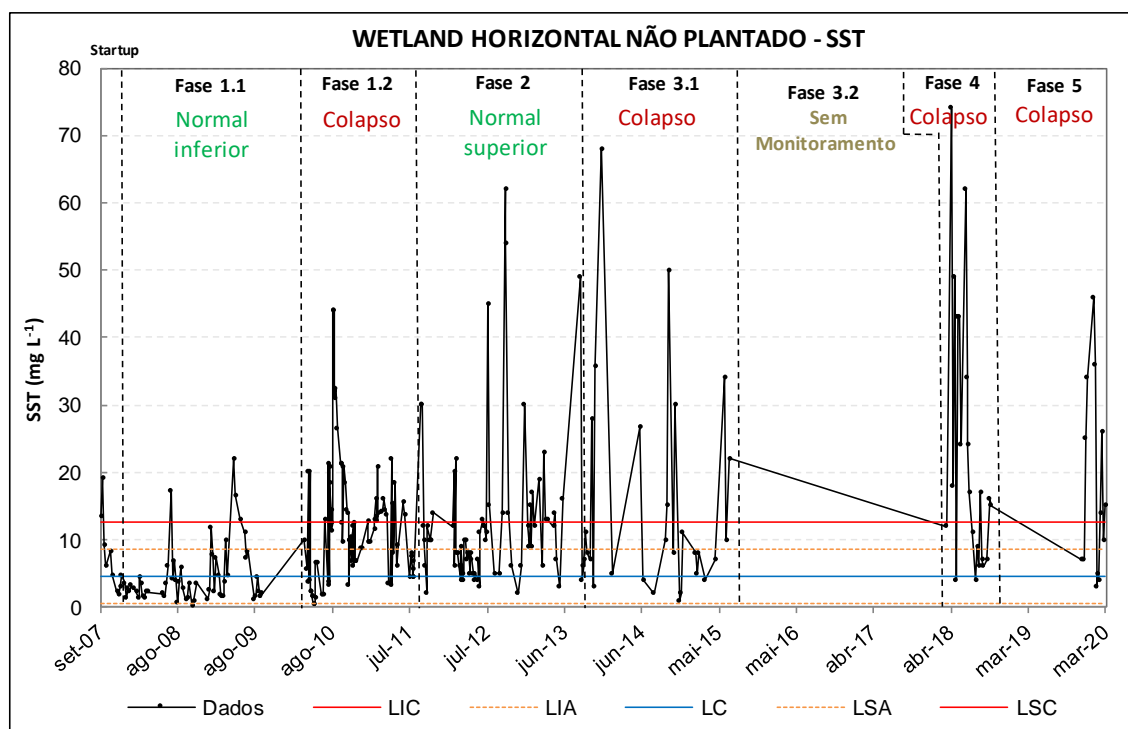


Figura 6-9: Gráfico de controle das concentrações efluentes de SST do wetland não plantado durante todo o período operacional. LIC: limite inferior de controle; LIA: limite inferior de atenção; LC: linha central; LSA: limite superior de atenção; LSC: limite superior de controle. Para SST, todos os dados cumpriram com o padrão de lançamento, ou seja, os dados encontram-se abaixo dos limites, por isso não foram incluídos nos gráficos.

### 6.2.3 Resumo do impacto da colmatção no desempenho do sistema

Os gráficos de controle, assim como qualquer outro método estatístico, não devem ser utilizados como uma ferramenta isolada para interpretação dos resultados e, neste trabalho, foram utilizados para auxiliar na análise do desempenho do sistema, visando atribuir um nível de impacto em relação a um período de operação normal. No entanto, um sistema de tratamento de esgotos deve atingir padrões de lançamento estabelecidos pelo órgão competente local ou, quando não existente, atingir níveis aceitáveis de remoção de poluentes sem gerar impactos ambientais.

A Tabela 6-13 apresenta um resumo das interpretações dos gráficos de controle em relação às variáveis DBO, DQO e SST, avaliadas nas unidades plantada e não plantada.

Tabela 6-13: Resumo da interpretação dos resultados de desempenho.

Variável	Unidade	Fase 1.1 (26 meses)	Fase 1.2 (16 meses)	Fase 2 (27 meses)	Fase 3.1 (31 meses)	Fase 3.2 (7 meses)	Fase 4 (28 meses)	Fase 5 (4 meses)
DBO	WHP	Normal inferior	Colapso	Melhorado	Deteriorado	Colapso	Colapso	Colapso
	WHNP	Normal superior	Colapso	Melhorado	Deteriorado	Colapso	Colapso	Colapso
DQO	WHP	Normal superior	Normal superior	Normal inferior	Colapso	Inconclusivo	Colapso	Colapso
	WHNP	Normal superior	Normal superior	Normal inferior	Normal superior	Normal superior	Colapso	Colapso
SST	WHP	N. superior N. inferior	Normal superior	Normal superior	Colapso	Período sem monitoramento	Colapso	Colapso
	WHNP	Normal inferior	Colapso	Normal superior	Colapso	Período sem monitoramento	Colapso	Colapso

Em geral nota-se que, no início do período operacional, Fase 1.1, ambas unidades apresentaram condições normais de operação para todas as variáveis analisadas, o que era esperado, pois foi o período normal de operação e que foi utilizado para a construção dos limites de controle. A partir da Fase 1.2, com o avanço da colmatção e devido a problemas operacionais, o sistema apresentou nível de “colapso”, em termos de DBO e SST, com exceção para a unidade plantada para a variável SST. Para DQO, o sistema mostrou maior estabilidade, principalmente em relação à unidade não plantada, que apresentou nível normal de operação até a Fase 3.2. A unidade plantada demonstrou “colapso” mais cedo, a partir da Fase 3.1.

A adição do FBPA na linha de tratamento contribuiu com a melhoria da qualidade do efluente, principalmente em relação às concentrações efluentes de DBO. O aumento da carga na Fase 4 reduziu a qualidade do efluente em relação a todos os parâmetros avaliados, mas

o sistema ainda apresentou desempenho satisfatório para os padrões de lançamento local de DQO e SST. Apenas para DBO que as unidades apresentaram maiores desvios no padrão de lançamento durante a Fase 4.

A Fase 4 teve com o objetivo avaliar o desempenho do sistema operando em condições de dobro da carga, visando a acelerar o processo de deterioração. Os resultados do CEP indicaram que o sistema entrou em nível de “colapso”, em termos de DQO, com o dobro da carga aplicada. Para DBO e SST, o nível “colapso” já havia sido identificado na fase anterior (Fase 3.2). Apesar disso, o percentil 50% das concentrações efluentes de DBO permaneceu abaixo do padrão de lançamento local, assim como o percentil 90% dos dados de DQO e 100% dos dados de SST, demonstrando que ambas unidades apresentaram desempenho aceitável, mesmo operando com o dobro da carga. Estes resultados indicam que, em sobrecargas eventuais, os WHSS podem apresentar um desempenho aceitável sem necessidade de dobrar a área para realização do período de repouso. No entanto, há necessidade de aprofundar em pesquisas neste assunto.

Os métodos de descolmatação, aplicados em ambas unidades, não se mostraram eficientes na recuperação das condições normais de operação, pois, em termos de DBO, DQO e SST, o nível de “colapso” continuou durante a Fase 5. A avaliação de outras variáveis, como condutividade hidráulica, TDH real e sólidos voláteis, será apresentada no Item 6.4 e auxiliará na conclusão sobre os métodos de descolmatação aplicados nas unidades plantada e não plantada.

### **6.3 Análise das condições hidráulicas do sistema**

A análise das condições hidráulicas do sistema levou em consideração três níveis de impacto. O nível “sem impacto” foi considerado quando não há escoamento superficial no leito. Quando o escoamento superficial começa a surgir, considera-se o início da “deterioração” nas condições hidráulicas do sistema. Até atingir a marca de 2/3 do comprimento do leito, foi considerado estágio de “deterioração”, a partir deste valor considerou-se que o sistema já se encontra em “colapso” hidráulico, pois o escoamento superficial já se aproxima das regiões de saída do leito, podendo formar caminhos preferenciais e reduzindo o TDH do sistema. O afloramento do nível d’água em um WHSS, além de causar problemas hidráulicos, pode levar a quedas no desempenho, além do mais, pode causar produção de odor, proliferação de insetos e depreciação na estética do sistema.

O monitoramento do escoamento superficial nos leitos foi realizado por identificação visual e medições de seu avanço. De Paoli (2010), Costa (2013) e Matos (2015) contribuíram com o monitoramento durante as Fases 1, 2 e 3, respectivamente. No entanto, conforme mencionado por Matos (2015), a visualização da água residuária exposta acima da superfície do leito não pode ser um indicativo de haver escoamento superficial, pois várias intervenções foram realizadas no leito, gerando desnivelamento da superfície e afloramento da água residuária em algumas regiões. Deste modo, o afloramento da água residuária não deve estar associado ao grau de colmatação e, também, não é indicativo que, naquela região, esteja ocorrendo escoamento superficial. Apesar disso, o monitoramento do escoamento superficial foi realizado ajudando a compreender o avanço da colmatação, o desempenho do sistema e para criar um critério de avaliação das condições hidráulicas.

O escoamento superficial começou a ser observado nas unidades por De Paoli (2010), após 2 anos do início da operação, em novembro de 2009, quando o sistema ainda estava na Fase 1. Este período foi considerado como o início da “deterioração” do sistema em termos hidráulicos, com o surgimento do escoamento superficial. De Paoli (2010) observou um maior avanço do escoamento superficial na zona de entrada da unidade plantada, chegando a 24% do comprimento total. Na mesma época, a unidade não plantada estava com 8%. Em setembro de 2010, Costa (2013) observou avanço no escoamento superficial, com valores na ordem de 53% na unidade plantada e 22% na unidade não plantada. A partir de junho de 2011, no final da Fase 1, quando o sistema possuía 4 anos de operação, a unidade plantada ultrapassou a marca de 2/3 do comprimento do leito, ou seja, 16,7 m, valor este definido como o limite da “deterioração” em termos hidráulicos. Desta forma, a unidade plantada foi classificada em “colapso” hidráulico, pois estava com 18,2 m do seu comprimento ocupado por escoamento superficial. Neste mesmo período, a unidade não plantada possuía 16,5 m do leito com escoamento superficial, ou seja, quase atingindo o nível de “colapso”. Estes resultados são apresentados na Tabela 6-14.

Tabela 6-14: Monitoramento da extensão do escoamento superficial nas unidades plantada (WHP) e não plantada (WHNP) e a interpretação do impacto da colmatação em termos hidráulicos.

Fase	Idade (anos)	Data da medição	Extensão do escoamento (m)				Impacto da colmatação em termos hidráulicos	
			WHP		WHNP		WHP	WHNP
			Lado esquerdo	Lado direito	Lado esquerdo	Lado direito		
1	0,4	11/2007 <sup>1</sup>	0,0 (0,0%)		0,0 (0,0%)		Sem impacto	Sem impacto
1	0,7	03/2008 <sup>1</sup>	0,0 (0,0%)		0,0 (0,0%)		Sem impacto	Sem impacto
1	2,4	01/11/2009 <sup>1</sup>	6,0 (24,0%)		2,0 (8,0%)		Deterioração	Deterioração
1	3,2	01/09/2010 <sup>2</sup>	13,3 (53,2%)		5,5 (22,0%)		Deterioração	Deterioração
1	3,5	01/12/2010 <sup>2</sup>	15,9 (63,6%)		6,0 (24,0%)		Deterioração	Deterioração
1	3,7	01/03/2011 <sup>2</sup>	16,1 (64,4%)		6,5 (26,0%)		Deterioração	Deterioração
1	4,0	01/06/2011 <sup>2</sup>	18,2 (72,8%)		16,5 (66,0%)		Colapso	Deterioração
2	4,2	01/09/2011 <sup>2</sup>	5,0 (20,0%)		4,2 (16,8%)		Deterioração	Deterioração
2	4,7	01/03/2012 <sup>2</sup>	5,4 (21,6%)		5,6 (22,4%)		Deterioração	Deterioração
3	7,1	16/07/2014 <sup>3</sup>	16,4 (65,6%)	18,6 (74,4%)	19,5 (78,0%)	21,5 (86,0%)	Colapso	Colapso
3	7,1	23/07/2014 <sup>3</sup>	17,0 (68,0%)	19,6 (78,4%)	21,0 (84,0%)	21,5 (86,0%)	Colapso	Colapso
3	7,4	06/11/2014 <sup>3</sup>	17,4 (69,6%)	20,0 (80,0%)	21,3 (85,2%)	21,7 (86,8%)	Colapso	Colapso
3	7,4	12/11/2014 <sup>3</sup>	19,0 (76,0%)	20,0 (80,0%)	22,0 (88,0%)	22,0 (88,0%)	Colapso	Colapso
3	7,8	31/03/2015 <sup>3,4</sup>	21,0 (84,0%)	21,0 (84,0%)	24,0 (96,0%)	24,0 (96,0%)	Colapso	Colapso
3	8,1	10/07/2015 <sup>3</sup>	20,5 (82,0%)	19,0 (76,0%)	22,0 (88,0%)	22,0 (88,0%)	Colapso	Colapso
3	8,1	21/07/2015 <sup>3</sup>	20,5 (82,0%)	19,0 (76,0%)	22,5 (90,0%)	23,0 (92,0%)	Colapso	Colapso
4	9,1	19/07/2016	22,0 (88,0%)	19,0 (76,0%)	25,0 (100%)	25,0 (100%)	Colapso	Colapso
4	10,4	10/05/2016	19,7 (79,0%)	19,0 (76,0%)	23,0 (92,0%)	24,0 (96,0%)	Colapso	Colapso
4	11,4	13/12/2016	22,0 (88,0%)	19,0 (76,0%)	25,0 (100%)	25,0 (100%)	Colapso	Colapso
4	10,5	22/11/2017	22,0 (88,0%)	19,0 (76,0%)	25,0 (100%)	25,0 (100%)	Colapso	Colapso
4	10,5	29/11/2017	19,0 (76,0%)	19,0 (76,0%)	25,0 (100%)	25,0 (100%)	Colapso	Colapso
4	10,5	20/12/2017	20,0 (80,0%)	18,0 (72,0%)	25,0 (100%)	25,0 (100%)	Colapso	Colapso
4	10,6	17/01/2018	19,0 (76,0%)	18,0 (72,0%)	25,0 (100%)	25,0 (100%)	Colapso	Colapso
4	10,7	22/02/2018	20,0 (80,0%)	18,0 (72,0%)	25,0 (100%)	25,0 (100%)	Colapso	Colapso
4	11,0	11/06/2018	21,0 (84,0%)	18,0 (72,0%)	25,0 (100%)	25,0 (100%)	Colapso	Colapso
4	11,0	21/06/2018	20,0 (80,0%)	18,0 (72,0%)	25,0 (100%)	25,0 (100%)	Colapso	Colapso
4	11,0	05/07/2018	19,0 (76,0%)	19,0 (76,0%)	24,0 (96,0%)	24,0 (96,0%)	Colapso	Colapso
4	11,1	19/07/2018	20,0 (80,0%)	18,2 (73,0%)	24,0 (96,0%)	24,0 (96,0%)	Colapso	Colapso
4	11,1	27/07/2018	20,0 (80,0%)	18,0 (72,0%)	25,0 (100%)	25,0 (100%)	Colapso	Colapso
4	11,1	08/08/2018	20,0 (80,0%)	19,0 (76,0%)	25,0 (100%)	25,0 (100%)	Colapso	Colapso
4	11,2	29/08/2018	20,0 (80,0%)	19,0 (76,0%)	25,0 (100%)	25,0 (100%)	Colapso	Colapso
4	11,3	25/09/2018	20,0 (80,0%)	19,0 (76,0%)	25,0 (100%)	25,0 (100%)	Colapso	Colapso
4	12,1	26/07/2019	18,0 (72,0%)	20,0 (80,0%)	25,0 (100%)	25,0 (100%)	Colapso	Colapso
4	12,1	07/08/2019	18,0 (72,0%)	20,0 (80,0%)	25,0 (100%)	25,0 (100%)	Colapso	Colapso
4	12,2	12/08/2019	18,0 (72,0%)	20,0 (80,0%)	25,0 (100%)	25,0 (100%)	Colapso	Colapso
5	12,4	14/11/2019	14,0 (56,0%)	13,0 (52,0%)	25,0 (100%)	25,0 (100%)	Deterioração	Colapso
5	12,4	21/11/2019	19,0 (76,0%)	18,2 (73,0%)	25,0 (100%)	25,0 (100%)	Colapso	Colapso
5	12,4	28/11/2019	19,0 (76,0%)	18,6 (74,0%)	25,0 (100%)	25,0 (100%)	Colapso	Colapso
5	12,5	04/12/2019	19,0 (76,0%)	19,0 (76,0%)	25,0 (100%)	25,0 (100%)	Colapso	Colapso
5	12,5	12/12/2019	19,0 (76,0%)	19,0 (76,0%)	25,0 (100%)	25,0 (100%)	Colapso	Colapso
5	12,6	17/01/2020	19,0 (76,0%)	18,0 (72,0%)	25,0 (100%)	25,0 (100%)	Colapso	Colapso
5	12,6	20/01/2020	19,0 (76,0%)	18,0 (72,0%)	25,0 (100%)	25,0 (100%)	Colapso	Colapso
5	12,6	22/01/2020	19,0 (76,0%)	18,0 (72,0%)	25,0 (100%)	25,0 (100%)	Colapso	Colapso
5	12,7	10/02/2020	19,0 (76,0%)	18,0 (72,0%)	25,0 (100%)	25,0 (100%)	Colapso	Colapso
5	12,7	05/03/2020	19,0 (76,0%)	18,0 (72,0%)	25,0 (100%)	25,0 (100%)	Colapso	Colapso
5	12,7	11/03/2020	19,0 (76,0%)	18,5 (74,0%)	25,0 (100%)	25,0 (100%)	Colapso	Colapso
5	12,8	18/05/2020	23,0 (92,0%)	21,0 (84,0%)	25,0 (100%)	25,0 (100%)	Colapso	Colapso

<sup>1</sup>De Paoli (2010); <sup>2</sup>Costa (2013); <sup>3</sup>Matos (2015); <sup>4</sup>dia de ocorrência de intensa precipitação. Entre parênteses, o percentual do comprimento das unidades que apresenta escoamento superficial, considerando-se o leito com 25,0 m. De 16/07/2014 em diante, mediu-se o avanço do escoamento superficial discriminando o lado da seção. Quando não foi observado escoamento superficial no leito, classificou-se o sistema como “sem impacto” em termos hidráulicos; valores abaixo ou iguais a 16,7 m (2/3 do comprimento do leito) foram classificados como nível de “deterioração”, acima de 16,7 m (2/3 do comprimento) foram classificados como “colapso” hidráulico.

Na segunda fase de operação, o escoamento superficial reduziu, em ambas unidades, com percentual de recobrimento de 20% na unidade plantada e 17% na unidade não plantada, permanecendo até março de 2012, sendo a última medição durante a Fase 2. Como citado por Cota (2013), durante a Fase 2, houve introdução do FBPA na linha de tratamento e substituição do reator UASB que estava com problemas no separador trifásico, além disso, ocorreram interrupções na alimentação do leito para corte da parte aérea da vegetação e retirada de plantas invasoras. Estes fatores podem ter contribuído para a redução do escoamento superficial no leito, pois reduziram a carga de sólidos aportados no sistema e favoreceram a secagem e mineralização dos sólidos acumulados.

Durante a Fase 3, com as unidades já apresentando cerca de 7 anos de operação, a extensão do escoamento superficial se intensificou, chegando a valores em torno de 70% na unidade plantada e 82% na unidade não plantada, medidos por Matos (2015). Neste período, a colmatação dos leitos estava mais intensa, além disso, as taxas de aplicação de matéria orgânica e sólidos aumentaram (conforme foi apresentado na Tabela 6-1), em razão da retirada do FBPA da linha de tratamento. A partir da Fase 3, as medições foram discriminadas em lado direito e lado esquerdo, com o objetivo de aperfeiçoar o monitoramento.

No início da Fase 3, a unidade não plantada apresentou extensão de escoamento superior à unidade plantada e permaneceu com maiores valores ao longo de todo o período operacional. Após dobrar a vazão de entrada das unidades (Fase 4), o escoamento superficial alcançou 100% do comprimento da unidade não plantada e 88% da unidade plantada. A razão do escoamento superficial não ter alcançado todo o comprimento da unidade plantada pode estar associada ao fenômeno de empolamento do leito, causado pelo crescimento do sistema radicular das plantas. Alguns autores argumentam que as raízes contribuem para o escoamento do líquido no interior do leito, atenuando os efeitos da colmatação (BRIX, 1997; COOPER et al., 2008; BRASIL e MATOS, 2008). O fenômeno de empolamento também foi observado por Baptestini (2014) em WHSS em escala piloto no tratamento de água residuária de suinocultura.

A duplicação proposital da vazão na Fase 4 é um fator que contribuiu para o aumento do escoamento superficial, pois sobrecarregou o leito conforme demonstrado pelas taxas de aplicação hidráulicas, que, inclusive, foram superiores às recomendadas pela literatura, conforme já discutido no Item 6.1.1.

O monitoramento do escoamento superficial durante a Fase 5 também demonstrou que os testes de descolmatação aplicados no leito não foram suficientes para retornar com as condições hidráulicas de escoamento. Após a aplicação do peróxido de hidrogênio, o escoamento superficial na unidade plantada permaneceu em cerca de 54% do comprimento do leito, retornando para o nível de “deterioração”. No entanto, a medição realizada na semana seguinte mostrou que as condições de escoamento superficial retornaram com os valores de 76% no lado esquerdo e 73% no lado direito, desta forma o nível de impacto nas condições hidráulicas retornou para “colapso”. O período de repouso de 30 dias, aplicado na unidade não plantada, também não surgiu efeito no leito, pois o escoamento superficial continuou em todo o comprimento da unidade.

Os resultados do monitoramento do escoamento superficial nas unidades plantada e não plantada, durante todo o período operacional, estão mais bem apresentados na Figura 6-10. A interpretação dos níveis de impacto também é mostrada, assim como o período em que os testes de descolmatação nos leitos foram realizados.

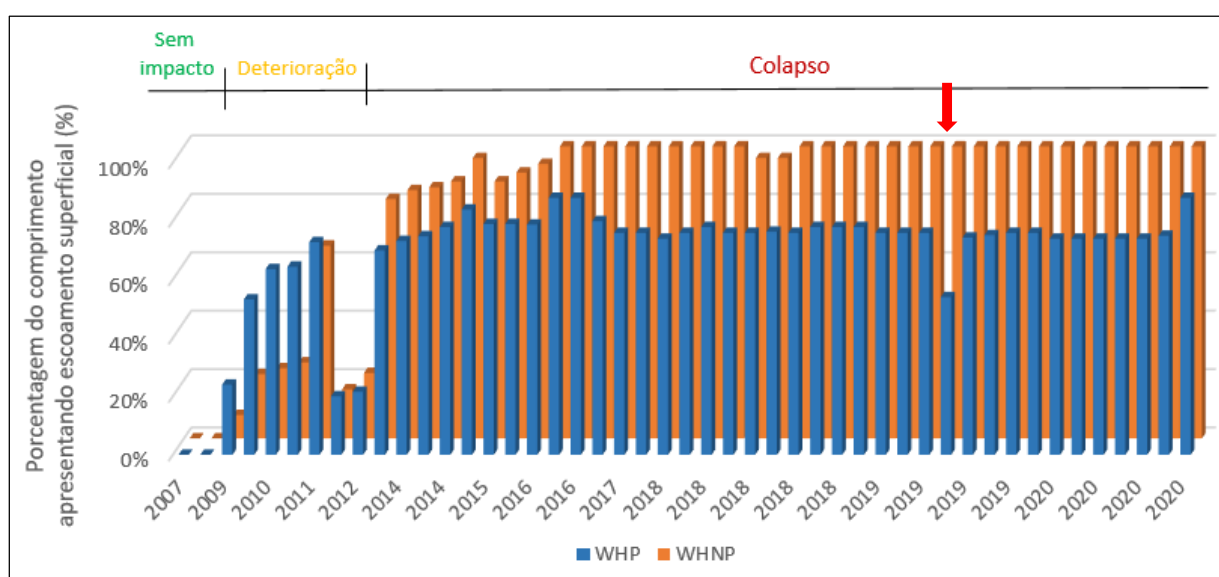


Figura 6-10: Resultado das medições do escoamento superficial nas unidades plantada (WHP) e não plantada (WHNP) ao longo de todo período operacional. Os valores foram calculados com a média entre o lado direito e esquerdo, quando existente. A seta vermelha indica o período de implantação dos métodos de descolmatação.

Pelo gráfico, é possível observar que no início do período operacional a unidade plantada apresentava extensões de escoamento superficial bem acima da unidade não plantada. A partir de 2013 esta tendência inverteu e a unidade não plantada permaneceu com extensões maiores que a unidade plantada durante todo o restante do período operacional.



Apenas no primeiro ano de operação que as unidades estiveram no nível sem impacto, ou seja, sem escoamento superficial. O nível de “deterioração” permaneceu durante 4 anos de funcionamento e durante a maior parte do tempo as unidades operaram com o nível de “colapso” nas condições hidráulicas, ou seja, com escoamento superficial acima de 2/3 do comprimento do leito. Apesar disso, o desempenho de ambas unidades permaneceu satisfatório, conforme discutido no Item 6.1. Este fato também foi observado por Cooper (2009), que realizou uma pesquisa no Reino Unido com 255 WHSS para o tratamento de esgotos domésticos em nível terciário e identificou que 76 sistemas apresentavam escoamento superficial na maior parte do leito. Apesar disso, o desempenho destas 76 unidades permaneceu satisfatório.

Vale ressaltar que o fato de a lâmina d’água estar exposta acima da superfície do leito não é indicativo de haver escoamento superficial resultante da colmatação. Devido às intervenções realizadas no leito, ocorreu o desnivelamento da superfície das unidades, conforme já discutido, sendo em maior intensidade na unidade não plantada. As principais intervenções no leito foram com a coleta de amostras e a retirada de plantas invasoras, sendo este último o mais significativo. Com a retiradas das plantas, uma parcela do meio suporte fica contida nas raízes, e quando removidos do sistema, causam redução na altura do leito. Ao longo dos 12 anos e 8 meses de manutenção, a retirada das plantas invasoras proporcionou volumes considerados e contribuiu com o rebaixamento do meio suporte e com o afloramento do nível d’água. A retirada de plantas invasoras ocorreu com maior frequência na unidade não plantada, objetivando manter o leito sem plantas, servindo como unidade controle para avaliação do desempenho da vegetação no tratamento.

No dia 22/10/2019 foram realizadas medições do nível do meio suporte (escória) em ambas as unidades, nas regiões de entrada, meio e saída. Para isso, foi necessário escavar o leito até a camada impermeável, constituída por argila compactada, e medir a altura do meio suporte. Na unidade plantada, a altura de escória foi medida em 39, 40 e 41 cm, na região de entrada, meio e saída, respectivamente. A unidade não plantada encontrava-se com alturas de 30, 29 e 30 cm. Calculando a média das amostras, nota-se que a altura do meio suporte na unidade plantada continuava com a altura prevista no projeto, sendo a mesma altura utilizada para a construção do leito, igual a 40 cm. A unidade não plantada possuía média de 30 cm de altura em todo o comprimento do leito, ou seja, 10 cm abaixo dos valores de projeto/construção e abaixo da altura da unidade plantada. Esta altura de 10 cm resulta em um volume de meio

suporte igual a  $7,2 \text{ m}^3$ , correspondendo a 25% do total de escória utilizada no leito ( $28,8 \text{ m}^3$ ). Por este motivo que a unidade não plantada operou na maior parte do tempo com a lâmina d'água acima do leito filtrante. A colmatção também foi um fator contribuinte, porém em menor intensidade. A Figura 6-11 mostra a unidade não plantada em operação com a lâmina d'água cobrindo 100% do comprimento do leito.

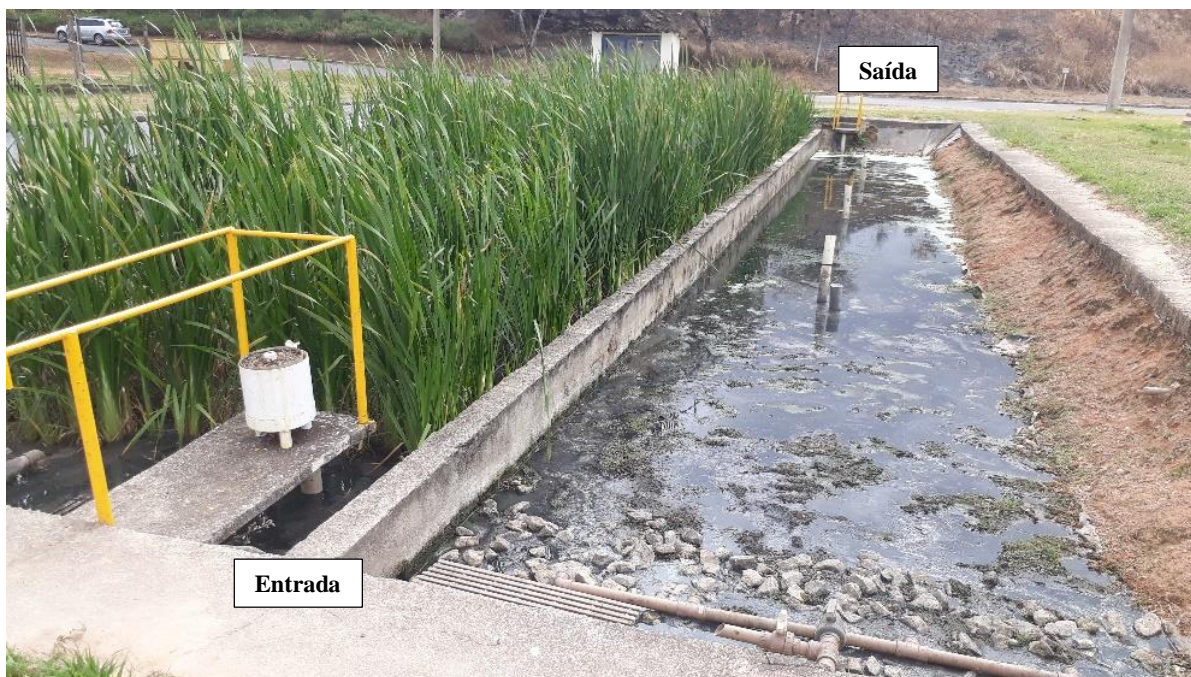


Figura 6-11: Imagem das unidade plantada e não plantada, mostrando o escoamento superficial ao longo de todo o comprimento da unidade não plantada. Foto tirada em agosto de 2019.

## 6.4 Testes de descolmatção

Neste item serão apresentados os resultados referentes aos testes de descolmatção, iniciando-se pela análise dos custos associados à troca do meio suporte, lavagem, período de repouso e aplicação de peróxido de hidrogênio nas unidades deste estudo. Os itens seguintes irão apresentar e discutir os resultados da lavagem, aplicado nas amostras indeformadas, e dos métodos do período de repouso e peróxido de hidrogênio, empregados nas amostras indeformadas e nos leitos em escala plena.

### 6.4.1 Análise de custos

Os custos relacionados à troca do meio suporte, lavagem, descolmatção pelos métodos do período de repouso e aplicação de peróxido de hidrogênio, apenas para uma unidade, estão listados na Tabela 6-15. Foram realizados 21 orçamentos, entre os dias 24 a 30/10/2019, englobando os itens de retirada do material suporte no interior de uma unidade (por

escavadeira e retirada manual), transporte (do material para aterro sanitário, da escória e brita para o local do estudo), lavagem do material, disposição em aterro sanitário classe II - A, aquisição de material (brita gnaisse nº 2 e vegetação), colocação do material suporte no interior da unidade e plantio da vegetação. Os custos para aquisição e aplicação do peróxido de hidrogênio também foram contabilizados, assim como os custos com aquisição de equipamentos de proteção individual e um profissional capacitado para proceder a aplicação. Considerou-se que a aplicação do peróxido de hidrogênio, lavagem, troca do material suporte e período de repouso de 30 dias podem causar danos à vegetação, por esse motivo, foi levada em consideração a aquisição de 20 mudas para replantio no sistema. Este valor foi calculado utilizando-se a área de uma unidade deste estudo (72 m<sup>2</sup>) e a densidade de plantio de 4 mudas por m<sup>2</sup>, recomendado por Reed *et al.* (1995), que foi a mesma densidade utilizada neste estudo por Dornelas (2008). Para alguns produtos/serviços foram realizados dois orçamentos e escolhido o de menor valor.

Para a troca do meio suporte com escória de alto forno, material semelhante ao utilizado nas unidades, o custo final foi igual a R\$ 11.796,00. Para trocar o material suporte por brita gnaisse nº 2 o valor aumenta para R\$ 12.599,85. Em virtude de a escória não possuir custos com aquisição, sendo doação de uma companhia siderúrgica na região metropolitana de Belo Horizonte, o valor ficaria 6% menor quando comparado com a aquisição da brita calcária. Para a aplicação de peróxido de hidrogênio (50%) em uma única unidade, seriam necessários R\$ 7.060,00, quase a metade do valor para trocar o meio suporte por brita calcária. O custo para aplicação do período de repouso foi o menor entre os custos avaliados, sendo igual a R\$ 140,00. Para aplicação da técnica do período de repouso, há necessidade de parar a operação ou direcionar a água residuária para outra unidade de tratamento, e estes custos não foram contabilizados neste trabalho.

Tabela 6-15: Custos relativos para troca, lavagem e descolmatação do meio suporte para um wetland do CePTS/UFMG.

Nº	Empresa	Produto/Serviços	Quantidade	Custo
1	Locadora A	Escavadeira para retirada do material	1 diária	R\$ 1.710,00
2	Locadora B			R\$ 1.915,00
3	Transportadora A	Transporte do material para aterro	3 viagens	R\$ 2.850,00
4	Transportadora B			R\$ 3.000,00
5	Aterro A	Aterro sanitário classe II	28,8 m <sup>3</sup>	R\$ 5.630,00
6	Aterro B			R\$ 4.896,00
7	Mão-de-obra A	Retirada do material suporte	11 dias	R\$ 3.000,00
8	Mão-de-obra B			R\$ 2.200,00
9	Mão-de-obra C	Colocação do material suporte no leito	1 dia	R\$ 100,00
10	Fornecedor A	Compra de mudas	20 mudas	R\$ 40,00
11	Mão-de-obra D	Plantio da vegetação	1 dia	R\$ 100,00
12	Fornecedor B	Brita gnaisse nº 2	28,8 m <sup>3</sup>	R\$ 2.903,85
13	Fornecedor C			R\$ 2.960,00
14	Fornecedor D	Escória de alto forno	28,8 m <sup>3</sup>	R\$ 1.036,80
15	Fornecedor E			R\$ 0,00
16	Transportadora C	Transporte da escória para o local	3 viagens	R\$ 2.100,00
17	Transportadora D			R\$ 2.700,00
18	Fornecedor F	Peróxido de hidrogênio (50%)	2.400 kg	R\$ 6.720,00
19	Fornecedor G			R\$ 9.545,00
20	Mão-de-obra E	Aplicação do peróxido de hidrogênio	1 dia	R\$ 200,00
21	Locadora C	Equipamento para lavagem	1 dia	R\$ 2.181,00
<b>Custo para troca do meio suporte com brita nº 2</b> (1+3+6+9+10+11+12)				<b>R\$ 12.599,85</b>
<b>Custo para troca do meio suporte com escória de alto forno</b> (1+3+6+9+10+11+15+16)				<b>R\$ 11.796,00</b>
<b>Custo para descolmatação com peróxido de hidrogênio</b> (10+11+18+20)				<b>R\$ 7.060,00</b>
<b>Custo para lavagem do meio suporte</b> (1+9+10+11+21)				<b>R\$ 3.583,33</b>
<b>Custo para descolmatação com período de repouso</b> (10+11)				<b>R\$ 140,00</b>

Todos os produtos e serviços foram orçados para o local do estudo e os fornecedores encontram-se na cidade de Belo Horizonte e região metropolitana. Apenas os fornecedores dos itens nº 19 e 21 encontram-se, respectivamente, nas cidades de Barueri (SP) e Cordilheira Alta (SC).

Para o procedimento de lavagem considerou-se a utilização de uma peneira rotativa móvel, um equipamento utilizado na mineração e que pode ser utilizado para realizar a lavagem do material suporte de wetlands. Além de ser eficiente na lavagem de rochas, pode ser transportado para qualquer local. Tem-se a opção de utilizar a rotação do equipamento com um jateamento de água ou, simplesmente, utilizar a rotação a seco para a separação dos sólidos com o material suporte, uma espécie de peneiramento. Entretanto, é um equipamento considerado de grande porte, para produção da ordem de 1.000 até 50.000 kg de rochas por hora (SUTILMAQUINAS, 2019). Este equipamento é alugado mensalmente, com um custo de aproximadamente R\$ 16.000,00. Além disso, são cobrados custos com operador, mobilização e desmobilização. Para a realidade deste estudo não é viável deslocar um equipamento de grande porte para lavar uma quantidade relativamente pequena de material. Apenas para efeito comparativo, neste trabalho, utilizou-se o custo do aluguel de uma diária do equipamento (R\$ 533,33), mais o custo de uma diária do operador (R\$ 200,00), mobilização e desmobilização (R\$ 900,00, considerando o mesmo valor da Locadora A). Os custos para retirada do material no interior da unidade (R\$ 1.710,00), recolocação do material no leito (R\$ 100,00), aquisição de plantas (R\$ 40,00) e plantio (R\$ 100,00), também foram considerados no procedimento de lavagem.

Estima-se que o custo inicial para implantação de uma unidade deste estudo foi de R\$ 31.935,00, levando em consideração os seguintes itens: escavação (R\$ 3.420,00), transporte do material (R\$ 2.850,00) e destinação em bota-fora (R\$ 900,00), impermeabilização com geomembrana (aquisição e instalação, R\$ 15.000,00), aquisição de material (cimento, areia, bloco, vegetação, tubos e conexões, totalizando R\$ 1.665,00), mão-de-obra (para montagem do meio suporte, construção de elementos em alvenaria, montagem da rede hidráulica e plantio, totalizando R\$ 6.000,00). Não foram considerados os custos com aquisição de material suporte, uma vez que a escória de alto forno foi doação de uma indústria siderúrgica. No entanto, considerou-se o custo com transporte do material para o local de implantação da unidade, sendo igual a R\$ 2.100,00. Kadlec e Wallace (2009) estimam que para a substituição do meio suporte em wetlands, gastam-se cerca de 10 a 19% do custo de implantação. Se utilizarmos como referência 19% do custo de implantação do sistema em estudo, temos um valor de R\$ 6.067,65 para substituição do meio suporte, que é metade do custo para troca do meio suporte estimado neste trabalho, ou seja, o custo para substituição do meio suporte, calculados neste trabalho, foi de cerca de 37% do custo de implantação das unidades (considerando a substituição por escória). Vale ressaltar que foi realizado um cálculo simples,

não contemplando inflação acumulada ao longo dos anos e custos com projeto. Estes valores podem variar, significativamente, de local para local, uma vez que estão relacionados com o mercado, aluguel de equipamentos, mão-de-obra, transporte e disposição final.

A Tabela 6-16 apresenta os valores estimados de custos para troca, lavagem e descolmatação de uma unidade de 50 habitantes (como a do presente estudo) e 1.000 habitantes (representando uma comunidade de pequeno porte), assim como o custo por volume de leito (R\$ m<sup>-3</sup>) e por habitantes (R\$ hab<sup>-1</sup>). Pelos resultados, nota-se que o custo para o período de repouso encontra-se bem abaixo dos demais métodos, com um valor de apenas 2,80 R\$ hab<sup>-1</sup>. A troca do meio suporte utilizando escória de alto forno resulta em 235,92 R\$ hab<sup>-1</sup>, ou seja, 84 vezes mais alto. A aplicação do peróxido de hidrogênio gera um custo por habitante de R\$ 141,20, ou seja, cerca de 26 vezes mais elevado que o período de repouso. Para reduzir os custos com a aplicação do peróxido de hidrogênio, lavagem e troca do meio suporte é possível realizar os métodos em trechos onde a colmatação é mais intensa, geralmente nas regiões de entrada da água residuária. Se a intervenção se der a cada 10 anos, como recomendado por alguns autores (BAVOR e SCHULZ, 1993; WALLACE e KNIGHT, 2006; VYMAZAL, 2018), os custos podem ser amortecidos.

Tabela 6-16: Estimativa de custo para descolmatação e troca do material suporte.

<b>Método</b>	<b>Custo por habitante (R\$ hab<sup>-1</sup>)</b>	<b>Custo por volume de leito (R\$ m<sup>-3</sup>)</b>	<b>Custo para um sistema de 50 hab (R\$)</b>	<b>Custo para um sistema de 1.000 hab (R\$)</b>
Período de repouso	2,80	4,86	140,00	2.800,00
Peróxido de hidrogênio	141,20	245,14	7.060,00	141.200,00
Lavagem do material suporte	71,67	124,42	3.583,33	71.666,67
Troca do material suporte por escória	235,92	409,58	11.796,00	235.920,00
Troca do material suporte por brita	252,00	437,49	12.599,85	251.997,00

A troca do material suporte por brita foi a solução mais cara para recuperação das condições do leito. Por este motivo, que medidas de remediação *in situ* vem sendo estudadas. Além do mais, dispor o material sujo no aterro sanitário e realizar o transporte, são medidas em discordância com a sustentabilidade.

Projetando os custos para uma população de 1.000 habitantes, ou seja, uma pequena localidade, e não incorporando possíveis economias de escala nos cálculos, tem-se valores na ordem de R\$ 2.800,00 para se aplicar o método do período de repouso. Já para aplicação do peróxido de hidrogênio, os custos estariam na ordem de R\$ 141.200,00. Para a troca do meio suporte, os valores ultrapassam os R\$ 200.000,00. A retirada e a disposição final adequada deste material poderão inviabilizar a realização deste método. Os custos para lavagem do material suporte podem ser atrativos para um município de pequeno porte.

Nos próximos itens, serão avaliadas as eficiências dos métodos de lavagem, aplicadas em amostras indeformadas, e aplicação do período de repouso e peróxido de hidrogênio em amostras indeformadas e no leito em escala real.

#### **6.4.2 Lavagem aplicada em amostras indeformadas**

Para realização deste ensaio foram utilizadas amostras da região da entrada das unidades plantada e não plantada. A amostra da unidade não plantada permaneceu em ambientação no leito por cerca de 2 anos, e o procedimento de lavagem, utilizando essa amostra, foi denominado de lavagem 1, com a amostra 1 e ocorreu no dia 29/10/2018. Já a amostra da unidade plantada foi retirada do leito momentos antes da realização do ensaio, e este procedimento foi denominado de lavagem 2, com a amostra 2, realizado em 07/11/2019. Retirar a amostra do leito promove o desprendimento dos sólidos intersticiais, por este motivo é importante realizar o teste com uma amostra indeformada, ou seja, após permanecer por um longo período em ambientação/colmatação no leito.

A eficiência da lavagem foi avaliada utilizando as variáveis condutividade hidráulica, porosidade drenável e série de sólidos. Os resultados da condutividade hidráulica dos procedimentos de lavagem 1 e 2 são apresentados na Figura 6-12. Antes e após o procedimento de lavagem, as amostras foram inseridas no RLF e submetidas aos ensaios de condutividade hidráulica. Através da medição da vazão de saída do RLF, foi possível estimar a condutividade hidráulica através da Equação 5.8.

Antes da lavagem, a condutividade hidráulica da amostra 1, ou seja, da unidade não plantada, era de  $14 \text{ m d}^{-1}$ . Após a lavagem o valor subiu para  $22 \text{ m d}^{-1}$ , ou seja, um aumento de 57%. Na amostra 2, devido ao desprendimento de sólidos no momento da coleta para composição da amostra, o valor da condutividade hidráulica era mais elevado, quando comparado com a

amostra 1, sendo igual a  $42 \text{ m d}^{-1}$ . Com a realização da lavagem, a condutividade hidráulica aumentou para  $52 \text{ m d}^{-1}$ , resultando em um aumento de 24%. Esperava-se que o procedimento de lavagem atingisse o valor de referência, ou seja, de uma amostra limpa, sendo igual a  $65 \text{ m d}^{-1}$ , no entanto, em nenhum dos testes isso aconteceu.

Matos (2015), por meio de análises granulométricas e de sólidos, concluiu que o desgaste da escória de alto forno, proporcionado pela ação da água residuária e microrganismos, reduziu o diâmetro efetivo do material suporte utilizado nas unidades deste estudo. Talvez o desgaste do material suporte esteja influenciando nos resultados de condutividade hidráulica.

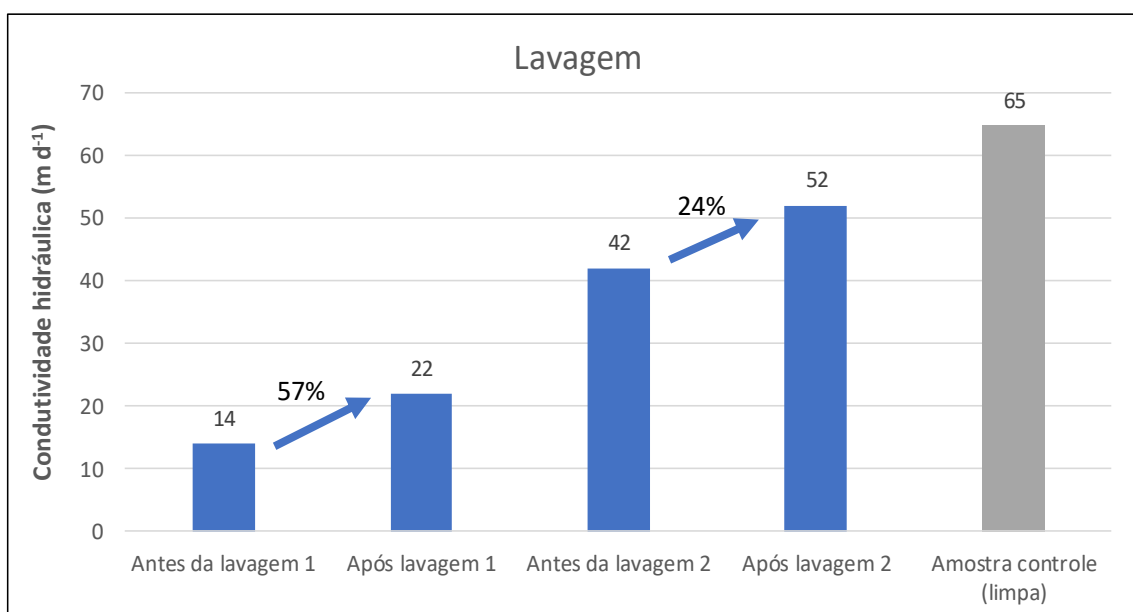


Figura 6-12: Condutividade hidráulica em meio saturado medida nas amostras indeformadas após o teste de lavagem.

A porosidade drenável foi estimada através da Equação 5.9 e a partir do volume de água no interior do RLF. A porosidade da amostra antes da lavagem 1 era igual a  $4 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$  e após a lavagem aumentou para  $18 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$ , resultando em um aumento percentual de 350%. Na lavagem 2, devido à perda de sólidos no momento da montagem da amostra, o valor da porosidade foi maior, quando comparado com o primeiro ensaio, apresentando um valor igual a  $13 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$ . Após a lavagem o valor subiu para  $18 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$ , apresentando um aumento percentual de 38%. Estes resultados são apresentados na Figura 6-13.



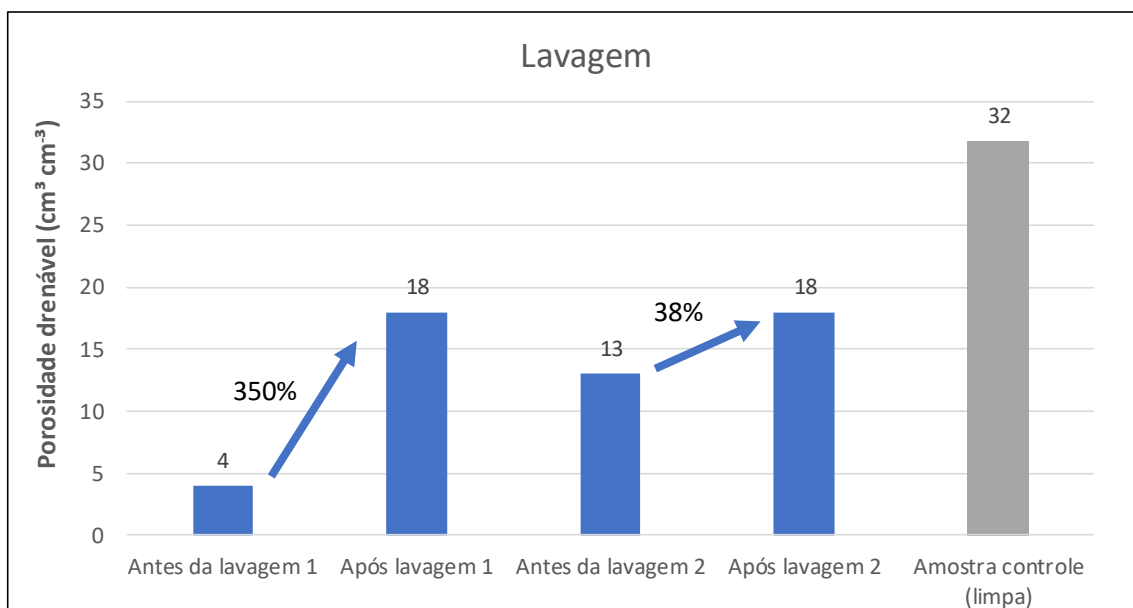


Figura 6-13: Porosidade drenável em meio saturado medida nas amostras indeformadas após o teste de lavagem.

A altura da amostra após a lavagem 1 reduziu 7,5 cm, ou seja, 22% em relação à altura total da amostra. Na Figura 6-14 é possível observar esta redução. Na lavagem 2 a redução foi semelhante, sendo igual a 7 cm. O elevado percentual de aumento na porosidade após a lavagem 1 está associado ao fato de o volume de água acima do meio suporte não ter sido descontado no cálculo da porosidade drenável. Já na lavagem 2, a redução do meio suporte, gerando um acréscimo no volume de água, foi descontada no cálculo da porosidade. A redução de 7 cm de altura do meio suporte, observada durante a lavagem 2, resultou em um volume de 4 litros de água. Se este volume não tivesse sido descontado no cálculo da porosidade, o valor da porosidade, após a lavagem, seria de 39 cm³ cm⁻³, resultando em um aumento percentual de 192%. Estes resultados indicam que a porosidade drenável após a lavagem 1 está superestimada, pois o volume de água acima do meio suporte não foi descontado. Por este motivo que o procedimento de lavagem foi repetido. Nos ensaios de condutividade hidráulica das lavagens 1 e 2, o nível d'água durante a realização da medição, permaneceu na mesma cota da altura do meio suporte e os resultados não foram influenciados pelo rebaixamento da amostra.

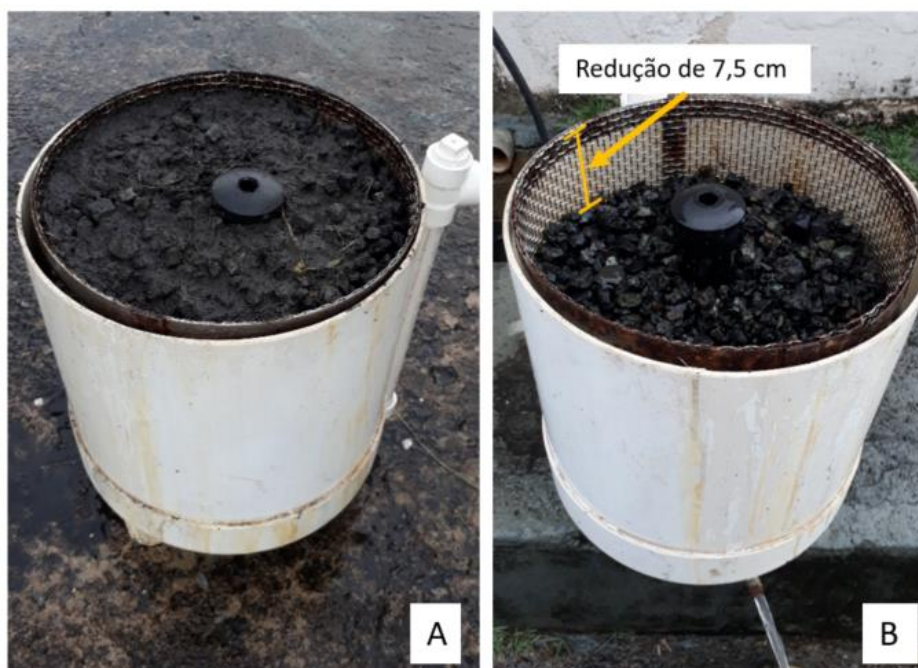


Figura 6-14: Amostras indeformadas da unidade não plantada antes (A) e após (B) o procedimento de lavagem 1 do meio suporte.

Esta redução na altura do meio suporte pode ser significativa em um sistema em escala real. Se o procedimento de lavagem fosse aplicado nas unidades deste estudo, por exemplo, e a redução fosse de 7,5 cm na altura, o meio suporte, após a lavagem, possuiria uma altura de 32,5 cm, ou seja, valor abaixo dos 40 cm considerado no projeto. Esta altura equivale a cerca de 5,6 m<sup>3</sup> de meio suporte, podendo, inclusive, contribuir com o afloramento prematuro da lâmina d'água na superfície do leito.

Acredita-se que o procedimento de lavagem, dependendo da maneira como é realizada, remova totalmente os sólidos intersticiais e a maior parte dos sólidos aderidos. Neste trabalho, o procedimento de lavagem foi realizado de maneira simplificada, despejando-se o material suporte sobre uma superfície limpa e plana, realizando o jateamento de água e depois recolhendo a amostra para uma nova medição de condutividade hidráulica, porosidade drenável e análise de sólidos. Acredita-se que, apesar de observar o material limpo, este procedimento não tenha sido eficiente. Ao utilizar uma peneira rotatória com jateamento de água, por exemplo, os sólidos podem ser removidos com maior eficiência. A Figura 6-15 mostra o material antes e após o procedimento de lavagem. Pela Figura 6-16, observa-se que, após a lavagem, a amostra não possui sólidos, mas ainda grande parte do biofilme permanece aderido no meio suporte. O resultado da análise de sólidos, utilizando a técnica de Miranda *et al.* (2017), mostrou que aproximadamente 50% dos sólidos totais foram removidos com a lavagem.



Figura 6-15: Amostra do material suporte antes (esquerda) e depois (direita) da lavagem 1.

Na Figura 6-16 é possível observar que o procedimento da lavagem 1 foi mais eficiente que a lavagem 2 em termos de sólidos totais. O volume de água utilizado para a lavagem 1 foi igual a 82 litros, sendo o dobro do volume utilizado na lavagem 2, que foi de 41 litros. A redução percentual de sólidos na lavagem 1 foi de 59% em termos de sólidos totais, 53% em termos de sólidos fixos e 80%, em termos de sólidos voláteis. A lavagem 2 foi mais eficiente apenas em relação aos sólidos fixos, com uma redução percentual de 61%. Apesar da lavagem reduzir a maior parte dos sólidos da amostra, restaram, ainda,  $18 \text{ g L}^{-1}$  de sólidos totais na amostra da lavagem 1 e  $17 \text{ g L}^{-1}$  na amostra da lavagem 2, sendo que a maior parte dos sólidos é composta por sólidos fixos. A proporção entre os sólidos fixos e voláteis das amostras 1 e 2 foram diferentes e a lavagem 1 removeu quase toda a parcela de sólidos voláteis da amostra.

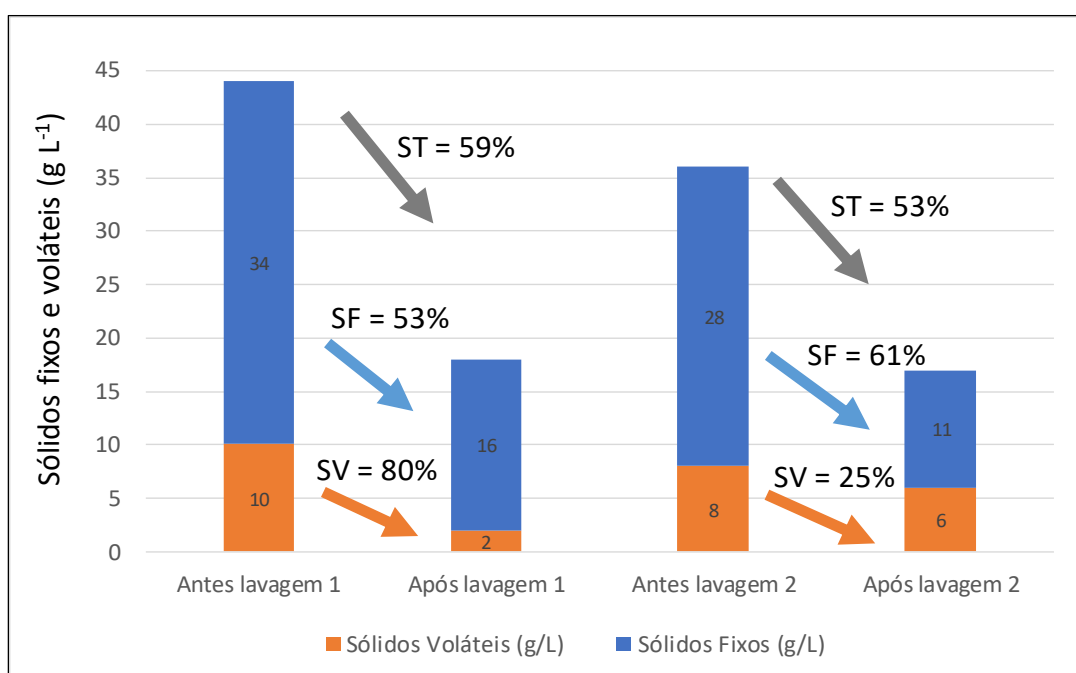


Figura 6-16: Porcentagem de sólidos fixos e voláteis antes e após a lavagem do material suporte.

Os resultados do procedimento de lavagem indicam a necessidade de aperfeiçoar a técnica, principalmente no que diz respeito à redução dos volumes de água utilizados e na eficiência na redução dos sólidos. Para volumes maiores de material suporte, o volume utilizado de água pode ser considerável. Se o volume utilizado de água na lavagem 2 fosse utilizado para lavar todo o leito de uma unidade desta pesquisa, seriam necessários 68.000 litros. Considerando que essa água precisa de tratamento, os custos para a lavagem podem ser ainda mais elevados do que os custos considerados neste trabalho.

#### **6.4.3 Período de repouso aplicado em amostras indeformadas**

O período de repouso foi avaliado em uma amostra indeformada localizada a 13 metros da entrada da unidade não plantada, aproximadamente metade do comprimento do leito. O ensaio foi realizado entre os dias 21/08/2018 a 11/10/2018, compreendendo os períodos de 7, 14 e 30 dias. Os resultados mostram um aumento da condutividade hidráulica e porosidade drenável ao longo do tempo. No primeiro dia de medição, a condutividade hidráulica da amostra colmatada era de  $31 \text{ m d}^{-1}$ , após 7 dias o valor aumentou para  $35 \text{ m d}^{-1}$ , depois de 14 dias aumentou para  $39 \text{ m d}^{-1}$  e no final do experimento o valor da condutividade hidráulica estava igual a  $56 \text{ m d}^{-1}$ . Os aumentos percentuais foram de 13, 12 e 44%, para os intervalos de 7, 14 e 30 dias, respectivamente. Uma chuva intensa, de 44,2 mm, foi registrada no dia 01/10/2018, durante o intervalo de 30 dias, o que não comprometeu o aumento da condutividade hidráulica neste período. Da mesma forma como na lavagem, os valores de condutividade hidráulica do período de repouso não atingiram o valor da amostra controle (com material limpo), que foi de  $65 \text{ m d}^{-1}$ . Estes resultados podem ser observados na Figura 6-17.

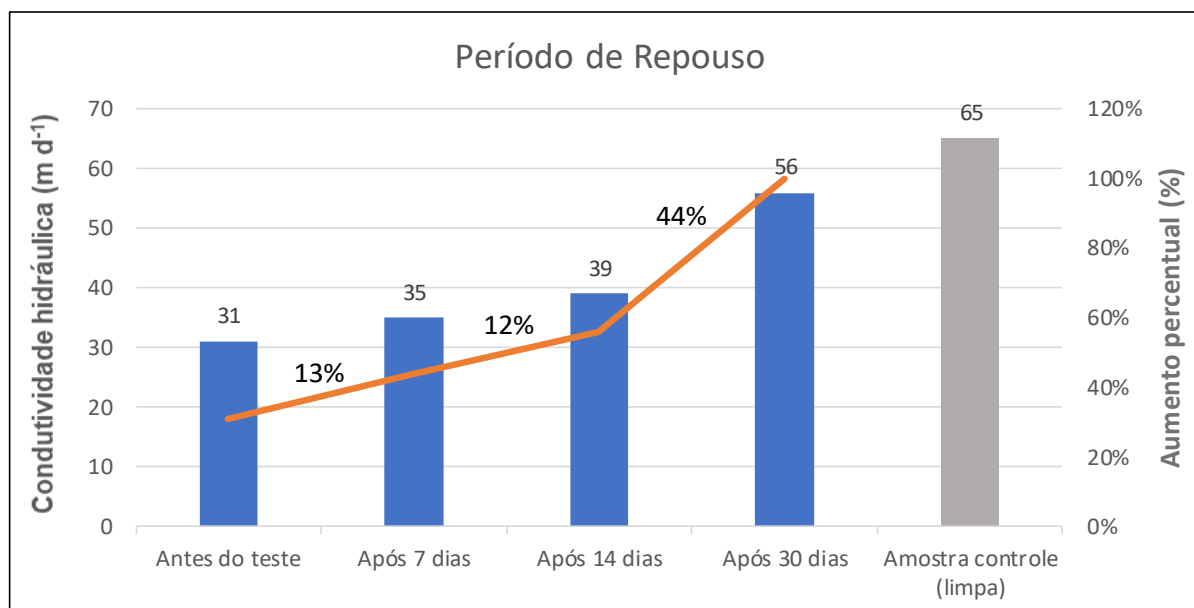


Figura 6-17: Condutividade hidráulica em meio saturado medida nas amostras indeformadas após o período de repouso.

Em relação à porosidade drenável, também foi observado um aumento nos valores ao longo do período de repouso. No primeiro ensaio, com a amostra ainda colmatada, o valor da porosidade era de  $20 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$ , com 7 dias de repouso a porosidade subiu para  $25 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$ , com 14 dias subiu para  $31 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$  e no final do ensaio, após 30 dias, a porosidade era de  $36 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$ , ultrapassando, inclusive, o valor da amostra controle, com o material limpo, que possui porosidade de  $32 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$ . Estes resultados são apresentados na Figura 6-18. O aumento percentual seguiu uma tendência de crescimento, com aumentos de 13, 12 e 16%, relativos aos períodos de 7, 14 e 30 dias.

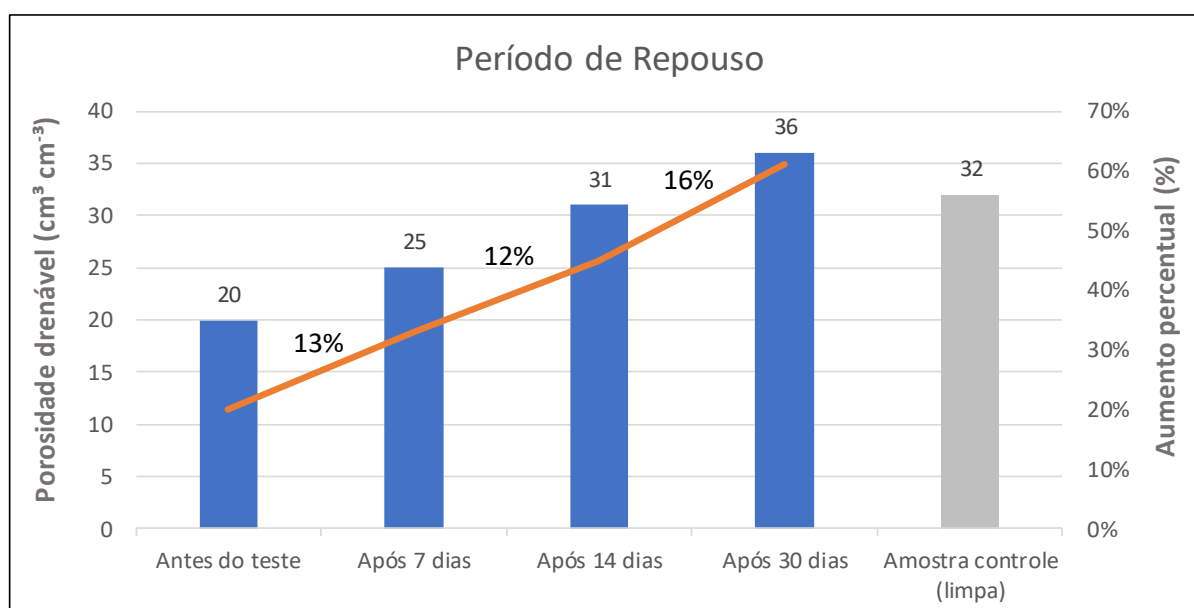


Figura 6-18: Porosidade drenável em meio saturado medida nas amostras indeformadas após o período de repouso.

Neste ensaio, não foi observada redução na altura do meio suporte. No entanto, observou-se que, após a secagem do material, formaram-se fissuras na superfície da amostra, o que possivelmente facilita a passagem e o armazenamento de água, aumentando os valores de condutividade hidráulica e porosidade drenável. Na Figura 6-19 é possível observar a amostra antes e após o período de repouso de 30 dias.



Figura 6-19: Amostra indeformada antes e após o período de repouso de 30 dias.

As análises de sólidos também demonstram uma redução em todas as frações, principalmente com relação aos sólidos voláteis. No início do ensaio, a concentração de sólidos voláteis era de  $29 \text{ g L}^{-1}$  e após 30 dias reduziu para  $4 \text{ g L}^{-1}$ . O maior percentual de redução, como esperado, foi no período de repouso de 30 dias, com 75%. Foi observado um aumento de 23% nos sólidos voláteis entre o período de 7 e 14 dias, podendo ter ocorrido falha na amostragem ou na realização da análise, pois no período seguinte foi observado uma redução elevada. Apenas com 7 dias de repouso, os sólidos voláteis reduziram em 55%, um ótimo resultado, considerando que nenhuma intervenção no leito precisou ser realizada. Em termos de sólidos fixos, a redução não foi expressiva, como esperado. No primeiro dia do ensaio a concentração de sólidos fixos era de  $35 \text{ g L}^{-1}$  e após 30 dias reduziu apenas para  $34 \text{ g L}^{-1}$ . O período de repouso interfere apenas na secagem e mineralização dos sólidos voláteis, que por sua vez reflete nos resultados de sólidos totais, aumentando a condutividade hidráulica e porosidade do leito. Os sólidos totais após o período de repouso de 30 dias, reduziu em 40%, passando de  $64 \text{ g L}^{-1}$  para  $38 \text{ g L}^{-1}$ . Estes resultados, com os percentuais de aumento ou redução, são apresentados na Figura 6-20.



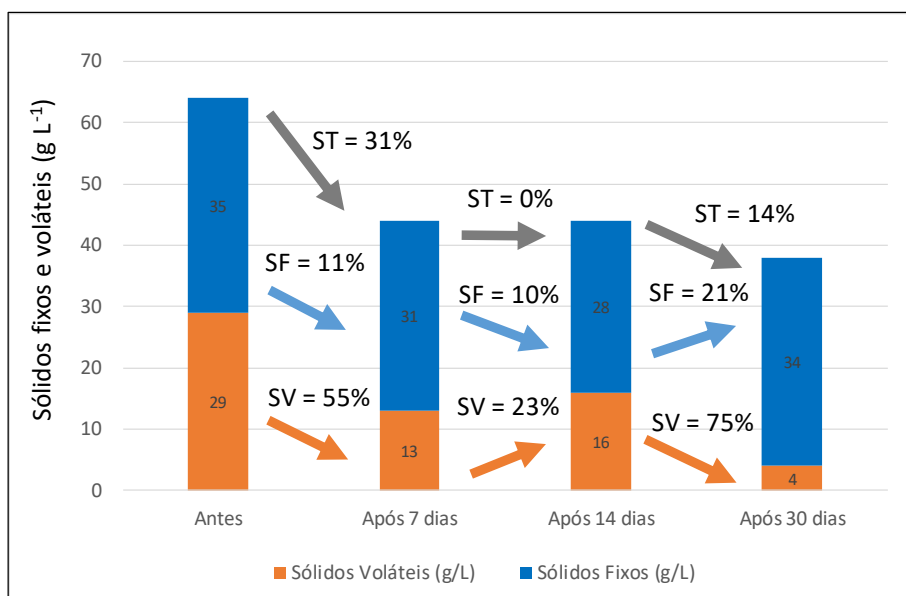


Figura 6-20: Concentração de sólidos antes e após o período de repouso de 7, 14 e 30 dias.

Analisando os resultados do período de repouso, é possível concluir que, em apenas 7 dias já é possível reduzir a concentração de sólidos voláteis em cerca de 50%, sendo esta a fração que mais contribui para a colmatção do leito, por possuir menor massa específica e ocupar maiores volumes do leito com a mesma massa, conforme afirmam Fu *et al.* (2013) e Matos (2015). No entanto, foi observado que o período de repouso de 30 dias foi o que apresentou os melhores resultados, com maior redução nos sólidos voláteis e aumento na condutividade hidráulica e porosidade drenável da amostra. Por este motivo, foi o período escolhido para implantação na unidade não plantada. Períodos maiores que 30 dias poderão trazer transtornos em uma estação de tratamento e sobrecarregar um sistema que esteja, por exemplo, operando em paralelo para receber a carga da unidade em repouso, por este motivo, que períodos maiores não foram avaliados neste estudo.

#### 6.4.1 Período de repouso aplicado da unidade não plantada

O período de repouso, aplicado na unidade não plantada, teve como objetivo promover naturalmente a oxidação do material orgânico acumulado no leito e, desta forma, permitir a secagem e mineralização dos sólidos voláteis, reduzindo o volume obstruído e abrindo porosidade para o escoamento da água residuária. O período escolhido para repouso foi de 30 dias, devido aos melhores resultados adquiridos nos ensaios com a amostra indeformada.

O teste no leito ocorreu entre os dias 14/10/2019 e 13/11/2019. No primeiro dia, a alimentação do leito foi interrompida e o leito drenado, no entanto, devido a furos na parede

de divisão entre as unidades, não foi possível drenar totalmente o leito, e cerca de 10 a 15 cm permaneceu no interior do sistema. Durante o período de repouso, a unidade recebeu uma precipitação acumulada de 185,4 mm, registrado por um pluviômetro localizado no local. Na Tabela 6-17 são mostrados os dias e os volumes de chuva registrados durante o período de repouso, nos outros dias não houve registros.

Tabela 6-17: Precipitações observadas nos meses de outubro e novembro de 2019 no local de estudo.

<b>Data</b>	<b>Precipitação (mm)</b>
27/10/2019	15
28/10/2019	5
29/10/2019	10
30/10/2019	92,3
31/10/2019	10
02/11/2019	4
06/11/2019	15,1
09/11/2019	32
13/11/2019	2
<b>Somatório</b>	<b>185,5</b>

A Figura 6-21 mostra algumas imagens durante a realização do período de repouso no leito. Após 7 dias de interrupção na alimentação, foi possível notar o craqueamento do lodo acumulado na superfície da unidade (Figura 6-21A), especialmente na região de entrada, onde a camada de lodo apresentava maior altura, com média de 6 cm acima do leito.

O lodo acumulado, acima da superfície do leito, se estendia até aproximadamente 10 m de comprimento do leito. Após 24 dias de repouso, o volume do lodo acumulado reduziu cerca de 1,5 a 1 cm, dependendo da região, permanecendo, ainda, em uma altura de 4,5 a 5 cm. Neste dia, aproveitando o leito seco, foi realizada a remoção da vegetação invasora no leito e nos taludes, conforme mostrado nas Figura 6-21D e E. Decidiu-se, também, remover o lodo seco que estava acumulado na superfície do leito. Com o auxílio de um ancinho e uma pá, foi possível remover aproximadamente 100 litros (2 carrinhos de mão) de lodo. A vegetação invasora começou a crescer 5 dias após sua retirada, conforme mostrado na Figura 6-21G. Na mesma imagem, também é possível notar o trecho inicial do leito sem a camada de lodo. Na Figura 6-21F é mostrado o ponto utilizado para drenagem do sistema, sendo o mesmo ponto para acompanhamento do nível d'água no interior do leito.





Figura 6-21: Unidade não plantada durante o período de repouso de 30 dias. Fotos tiradas em: A) 21/10/2019, 7 dias após interrupção da alimentação; B e F) 29/10/2019, 15 dias em repouso; C) 04/11/2019, 21 dias de repouso; D e E) 07/11/2019, 24 dias de repouso, sendo o dia da retirada do lodo e da vegetação invasora; G) 12/11/2019, 29 dias de repouso e após a retirada do lodo.

Os itens a seguir irão discutir os resultados de condutividade hidráulica e testes com o traçador, realizados antes e após o período de repouso de 30 dias na unidade não plantada.



#### 6.4.1.1 Condutividade hidráulica

Os ensaios de condutividade hidráulica foram realizados nos dias 12/06/2019 e 06/12/2020, antes e após o período de repouso de 30 dias. Através do método do permeâmetro de carga variável, foi possível estimar a condutividade hidráulica do meio saturado utilizando a Equação 5.10, de Navfac (1986). Os resultados antes e após o período de repouso são apresentados nas Figura 6-22 e Figura 6-23.

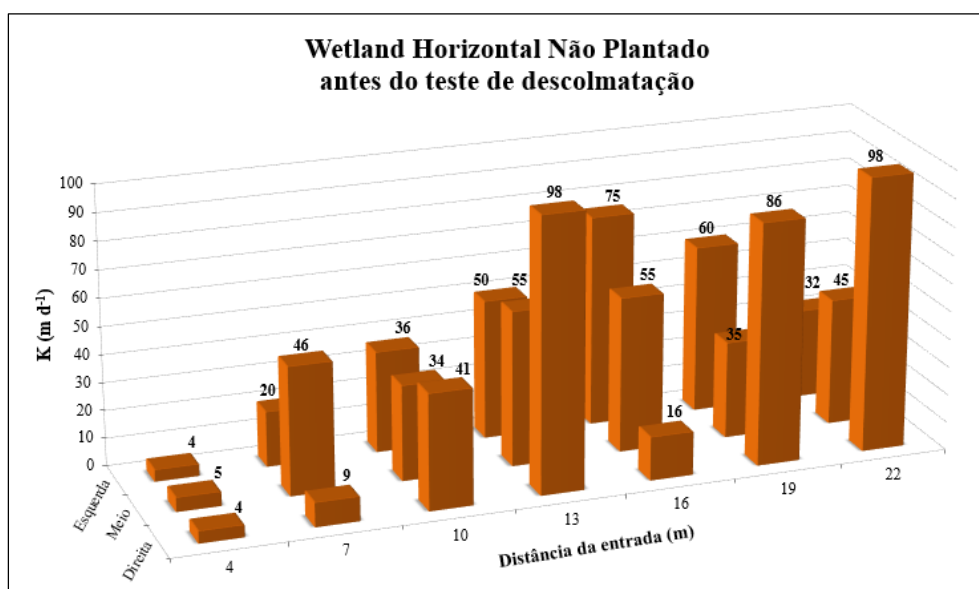


Figura 6-22: Condutividade hidráulica em meio saturado, determinada pelo método do permeâmetro de carga variável, em diversos pontos ao longo do comprimento e largura da unidade não plantada antes da implantação do período de repouso.

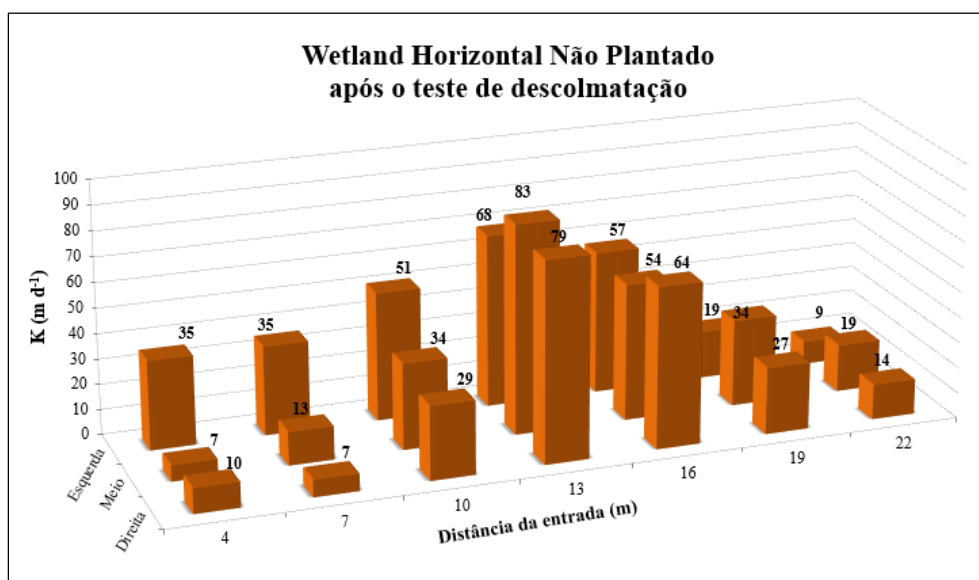


Figura 6-23: Condutividade hidráulica em meio saturado, determinada pelo método do permeâmetro de carga variável, em diversos pontos ao longo do comprimento e largura da unidade não plantada após implantação do período de repouso.

Os gráficos não mostram uma tendência de aumento ou redução na condutividade hidráulica após o teste. Apenas nos transectos 4 e 10 m de distância da entrada da unidade, foi observado um aumento nos valores. No trecho final (transectos 19 e 22 m) houve redução na condutividade hidráulica após o teste de descolmatação. Ao calcular a mediana em todos os pontos do leito, foi possível notar uma redução nos valores de condutividade hidráulica após o período de repouso. O valor da mediana antes do teste era igual a  $41 \text{ m d}^{-1}$  e após o teste reduziu para  $34 \text{ m d}^{-1}$ , uma redução percentual de 17%. Era esperado um aumento nos valores de condutividade hidráulica após o teste de descolmatação, no entanto, os resultados mostram um efeito contrário. Mesmo com a remoção excessiva do lodo seco acumulado na superfície, a condutividade hidráulica não apresentou aumento.

Acredita-se que, pelo fato de o leito estar em elevado grau de colmatação, o período de repouso, mesmo que de 30 dias, não foi suficiente para aumentar a porosidade do leito. Amostras de material suporte antes e após os testes de descolmatação, foram coletados para a realização de análises de sólidos, porém, devido a problemas no laboratório, não foi possível realizar a análise.

Os testes de condutividade hidráulica no leito seguiram a mesma metodologia empregada por De Paoli (2010) e Matos (2015). Apesar de saber que não é recomendável comparar resultados de condutividade hidráulica, devido a diferentes condições de operação do leito, como vazão, condições do meio suporte, entre outros fatores, a comparação foi realizada por ter sido utilizada a mesma metodologia e aplicadas no mesmo sistema.

Em novembro e dezembro de 2009, De Paoli (2010) realizou ensaios de condutividade na unidade não plantada, porém em menos pontos ao longo do comprimento e largura do leito. A mediana encontrada para um total de 8 pontos foi igual a  $182 \text{ m d}^{-1}$ . Matos (2015) ampliou o número de pontos no leito e realizou o ensaio em outubro de 2013, com um total de 21 pontos e o resultado da mediana entre todos os pontos foi igual a  $51 \text{ m d}^{-1}$ . Estes resultados demonstram que a condutividade hidráulica na unidade não plantada foi reduzindo ao longo do tempo, mesmo após o período de repouso de 30 dias. A redução total, baseado nos valores de mediana e ao longo dos 10 anos de operação (2009 a 2019), foi de 81%. Os resultados de condutividade hidráulica realizados nos anos de 2009, 2013, 2019 e 2020, podem ser visualizados no Anexo 01.

O comportamento dos dados de condutividade hidráulica da unidade não plantada, obtidos neste estudo, foram semelhantes aos observados por De Paoli (2010) e Matos (2015), não seguindo uma tendência de aumento ao longo do comprimento. No entanto, em todos os testes realizados, foi observado menores valores na região de entrada do leito.

#### 6.4.1.2 Testes com traçador

O teste com traçador, executado na unidade não plantada, também foi realizado antes e após o teste de descolmatação. No entanto, nenhum dos testes realizados antes e com a vazão de projeto apresentaram resultados coerentes, restando, apenas, um teste com o dobro da vazão (Fase 4) e outro após a aplicação do período de repouso (Fase 5). Com isso, não foi possível concluir sobre a eficiência do período de repouso na recuperação das condições hidrodinâmicas do leito. Ainda assim, os resultados obtidos foram comparados com os realizados anteriormente por De Paoli (2010) e Matos (2015), buscando compreender a mudança das condições hidrodinâmicas ao longo do tempo e o comportamento do leito operando em diferentes condições operacionais.

As curvas de distribuição da concentração efluente do traçador em função do tempo, obtidas durante as Fases 4 e 5, são apresentadas na Figura 6-24 e as variáveis obtidas a partir das curvas, assim como os resultados anteriores, são apresentados na Tabela 6-18. O tempo zero no gráfico corresponde ao início da aplicação do traçador e o tempo de monitoramento dos testes foi de 4,7 dias.

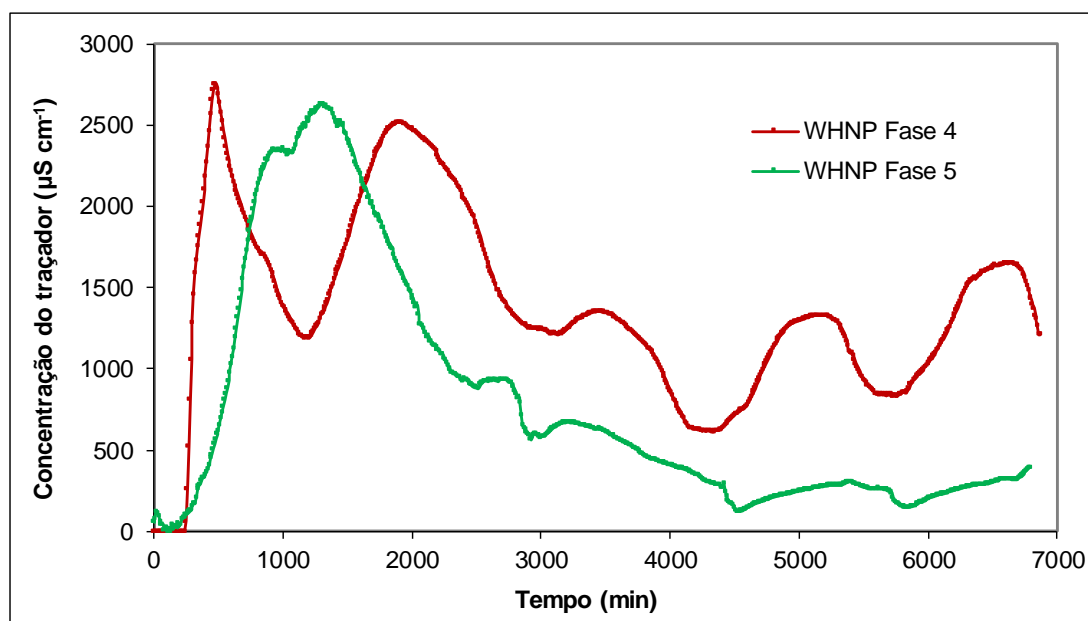


Figura 6-24: Curvas de concentração do traçador salino em função do tempo, obtidas na unidade não plantada durante as Fases 4 e 5.

Tabela 6-18: Variáveis hidrodinâmicas obtidas através da realização de ensaios com traçador na unidade não plantada durante as Fases 1, 3, 4 e 5.

Variável	2009 <sup>1</sup>	Julho de 2014 <sup>2</sup>	Agosto de 2019	Janeiro de 2020
Traçador	Bromo ( <sup>82</sup> Br)	Sal (NaCl)	Sal (NaCl)	Sal (NaCl)
Fase de operação	Fase 1	Fase 3	Fase 4	Fase 5
Vazão afluyente (m <sup>3</sup> d <sup>-1</sup> )	7,2	9,3	17,2	7,3
Vazão efluente (m <sup>3</sup> d <sup>-1</sup> )		7,7	16,4	6,5
Perdas hídricas (%)		17	5	11
Volume de água livre (m <sup>3</sup> )			14,25	3,75
TDH teórico (d)	1,47	1,41	1,34	1,71
TDH real (d)	1,43	1,06	2,22	1,56
Número de tanques em série	6	4	2	3
Número de dispersão	0,08	0,14	0,25	0,33
Eficiência volumétrica	0,97	0,75	1,66	0,92
Porcentagem de recuperação (%)		66	74	44

<sup>1</sup>Ensaio realizado por De Paoli (2010); <sup>2</sup>Ensaio realizado por Matos (2015).

Pela Tabela 6-18 nota-se que o TDH real na Fase 4 foi de 2,22 dias, enquanto que na Fase 5 foi de 1,56 dias. O valor do TDH real na Fase 5, ou seja, com as vazões de projeto, estão um pouco maiores quando comparados com os valores obtidos por De Paoli (2010), na Fase 1, e Matos (2015), na Fase 3. Em WHSS, existe uma tendência do TDH real reduzir ao longo do tempo, em função da diminuição da porosidade drenável causada pela colmatação. Neste estudo o resultado foi oposto, apresentando aumento do TDH. No caso da unidade não plantada, o valor do TDH real foi influenciado pelo rebaixamento do meio suporte, fazendo com que o volume de líquido livre no reator tenha aumentado. A altura do meio suporte do leito, a mesma considerada no cálculo do TDH durante os testes nas Fases 4 e 5, foi de 0,30 m. O elevado valor do TDH real, durante a Fase 4, também foi influenciado pelas elevadas vazões afluentes, gerando maiores taxas de aplicação hidráulica e maiores alturas de escoamento superficial.

As curvas de distribuição do traçador mostram que o tempo de pico na Fase 4 antecede o pico na Fase 5. Devido à maior vazão afluyente durante o ensaio com o traçador na Fase 4, o volume de água acima do leito também foi maior, contribuindo para a antecipação do pico do traçador através da formação de um caminho preferencial. Medições da lâmina d'água realizada durante a realização do teste na Fase 4 indicaram um volume de cerca de 14,25 m<sup>3</sup> de escoamento livre acima do meio suporte. Na Fase 5, a altura medida da lâmina d'água foi menor, resultando em um volume de aproximadamente 3,75 m<sup>3</sup>. As medições das alturas das

lâminas d'água foram realizadas em 9 pontos ao longo do comprimento do leito, registrando alturas de até 20 cm durante a Fase 4 e de até 8 cm na Fase 5.

Apesar de saber que não é recomendado comparar resultados hidrodinâmicos com testes em diferentes condições operacionais e com traçadores diferentes, os resultados adquiridos por De Paoli (2010) e Matos (2015) trazem uma ideia da condição hidrodinâmica do sistema nos anos de 2009 e 2014. Os resultados anteriores mostram que a eficiência volumétrica do reator alterou ao longo do tempo, passando de 0,97 em 2009, para 0,75 em 2014, e 0,92 em 2020. Estes resultados são influenciados pelos valores de volume de água livre acima do leito e não devem ser utilizados para interpretação das condições de colmatação do sistema, conforme é realizado por alguns autores. Durante a Fase 4, o valor da eficiência volumétrica foi superior a 1, ou seja, o valor do TDH real está acima do teórico, devido ao elevado volume de água livre acima do meio suporte.

O número de dispersão ( $d$ ), calculado conforme as recomendações de Levenspiel (2000), foi aumentando ao longo do tempo. Durante as Fases 1 e 3, eram enquadradas como dispersão moderada ( $0,05 < d < 0,25$ ), ou seja, entre um reator de fluxo em pistão e mistura completa, de acordo com a classificação de Metcalf e Eddy (2003). Nas Fase 4 e 5, os valores aumentaram, passando para dispersão elevada ( $d \geq 0,25$ ) e se aproximando mais de um reator de mistura completa. Estes resultados também podem ter sofrido alteração com o avanço da colmatação do leito e com o aumento do volume de água acima do meio suporte. O aumento da tortuosidade do caminho por onde a água residuária percola também é um fator que pode contribuir para o aumento do número de dispersão em um reator.

O número de tanques em série ( $\eta$ ), calculados segundo a função gama de Kadlec e Wallace (2009), também variou ao longo do tempo. No início da operação, o reator era próximo ao modelo de fluxo em pistão, com  $\eta$  igual a 6, e com o avanço da colmatação aproximou de um modelo de mistura completa. A redução do valor de  $\eta$  da Fase 4 para a Fase 5 pode estar em função da redução da vazão ou da aplicação do período de repouso. Como os testes com a vazão de projeto e antes da aplicação do período de repouso não puderam ser aproveitados, não é possível afirmar qual condição influenciou no valor de  $\eta$ .

Pelas curvas de distribuição da concentração do traçador, mostradas na Figura 6-24, é possível notar picos de menores intensidades, ocorrendo com padrão cíclico, nas duas fases avaliadas. Possmoser-Nascimento (2014) e Passos (2017) também observaram oscilações em padrão

cíclico utilizando traçador salino em lagoas de polimento, conforme mostrado na Figura 6-25. Passos (2017) atribuiu este fenômeno aos eventos de estratificação e desestratificação térmica no sentido vertical, fenômeno comum observado em lagoas. Devido à solução salina ser mais densa, ela vai para o fundo do tanque e os sensores de condutividade elétrica registram a ocorrência de cada evento térmico, com maiores e menores concentrações no efluente do sistema. Lange *et al.* (2011) afirmam que utilizar soluções muito concentradas de traçador salino causa fluxos preferenciais no sentido vertical, pois a massa específica do cloreto de sódio é 2,16 vezes maior do que da água. O comportamento hidrodinâmico do presente estudo se assemelha com os observados em lagoas de estabilização, ocorrendo picos de concentração de traçador com frequências diárias, a mesma frequência observada por Nascimento (2014) e Passos (2017). Na maior parte do tempo, a unidade não plantada operou com escoamento superficial ocupando todo o comprimento do leito, conforme discutido no Item 6.3. A unidade funcionou como uma lagoa de estabilização na parte superior e um WHSS na parte inferior, conforme mostrado pelos testes com o traçador. Outra hipótese para a ocorrência de padrões cíclicos na curva do traçador é a retenção e liberação do traçador pelo biofilme e material orgânico acumulado no leito.

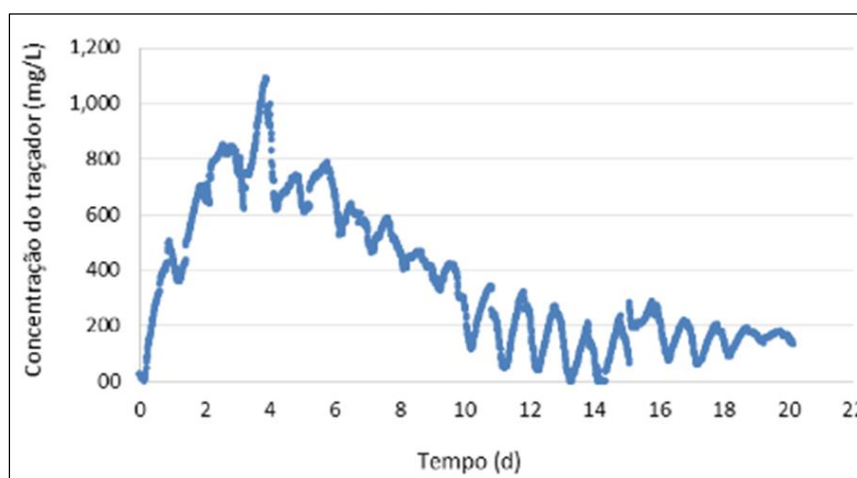


Figura 6-25: Curva de concentração do traçador salino em função do tempo, obtido em uma lagoa de polimento. Fonte: Passos (2017).

#### 6.4.1.3 Síntese conclusiva e pontos relevantes sobre o período de repouso

O período de repouso de 30 dias não surtiu efeito na recuperação das condições normais de operação da unidade não plantada. O desempenho do sistema continuou no nível de “colapso”, em termos de DBO, DQO e SST, de acordo com a classificação do CEP. Os valores de condutividade hidráulica do leito estão menores quando comparados com os ensaios realizados antes da implantação do método. Devido ao elevado grau de colmatação, o período

de repouso, mesmo que de 30 dias, pode não ser efetivo na recuperação da porosidade drenável nestas situações.

Este método pode ser incorporado na rotina operacional do sistema para prevenir a colmatção do leito, da mesma forma como é realizado em sistemas de escoamento vertical. Para isso, torna-se necessário direcionar o afluente para uma outra unidade de tratamento, que deve ser prevista, na etapa de projeto com duas unidades operando em paralelo.

Apesar de o colapso no desempenho ter sido observado durante a Fase 4 (com o dobro da vazão), 100% dos valores de concentração efluente de SST permaneceram abaixo do padrão de lançamento local e, também, o maior percentual dos dados de DQO. Apenas os resultados de DBO apresentaram percentuais elevados de violação no padrão de lançamento. Como as unidades deste estudo não foram dimensionadas para receber o dobro da carga e o leito já se encontrava em elevado estágio de colmatção, o desempenho com a duplicação da vazão não foi satisfatório.

Pedescoll *et al.* (2011a) não observaram resultados positivos em um WHSS operando alternadamente com ciclos de alimentação e repouso de 4 dias. Os autores afirmam que as condições drenadas do leito favoreciam condições aeróbias e estimulavam o crescimento de biofilme. Por outro lado, Teixeira *et al.* (2018) observaram um aumento exponencial na porosidade drenável em WHSS com períodos de repouso de 7, 13, 24 e 40 dias e afirmam que os sistemas plantados necessitam de maiores períodos de repouso, quando comparados com leitos não plantados, devido à menor incidência solar sobre o leito. Poucas pesquisas sobre período de repouso em WHSS foram realizadas. O presente estudo demonstra que o repouso de 30 dias não é efetivo na recuperação de leitos em elevado grau de colmatção de unidades não plantadas.

## **6.4.2 Aplicação de peróxido de hidrogênio**

### **6.4.2.1 Ensaio para definição da dose de aplicação**

Os estudos para definição das doses de aplicação de peróxido de hidrogênio foram realizados em conjunto com Rosa (2018). Uma amostra composta, retirada da entrada das unidades plantada e não plantada, foi utilizada neste teste, apresentando proporção entre sólidos fixos e voláteis de 57 e 43%, respectivamente. Para este estudo, foram adicionadas doses de 0, 20, 40, 60, 80, 100 e 120 mL de peróxido de hidrogênio a 35% em amostras de 50 g de lodo



úmido. Com a dose de 120 mL, o percentual de redução na concentração de sólidos voláteis foi de 35%, valor considerado baixo. Behrends *et al.* (2006a) obtiveram resultados mais expressivos. Os autores observaram uma redução de 45% aplicando-se apenas 20 mL de peróxido de hidrogênio a 30% no mesmo volume de amostra (50 g de lodo úmido), proveniente de um WV. Os autores também observaram que o aumento das doses aplicadas resultava em uma redução na concentração de sólidos voláteis, estabilizando após a mudança na dose de 20 para 25 mL. Neste trabalho, a dose de 20 mL de peróxido de hidrogênio a 35%, ou seja, um produto mais concentrado, proporcionou redução de apenas 14%. Sabe-se que em cada sistema há um tipo de lodo com características distintas, sendo, também, diferentes as doses de aplicação.

O lodo acumulado nas unidades desta pesquisa possui maior concentração de sólidos fixos do que voláteis, quando comparado com as unidades estudadas por Behrends *et al.* (2006a). Caselles-Osório *et al.* (2007) também observaram um baixo percentual de sólidos voláteis em seis WHSS em escala piloto, na ordem de 20% em relação aos sólidos totais. Na presente pesquisa, as unidades operaram, na maior parte do tempo, com efluente de reator UASB, que possui um lodo bem estabilizado. Além disso, o desgaste do material suporte das unidades deste estudo, contribuiu para reduzir a relação SV/ST. Outros fatores que também podem interferir na reação entre o peróxido de hidrogênio e o lodo, são o tempo de operação do sistema, que está relacionado ao acúmulo de lodo recalcitrante, e os fatores climáticos do local de estudo, onde temperaturas mais quentes, favorecem a degradação da matéria orgânica.

Da mesma forma como observado por Behrends *et al.* (2006a), após a adição do peróxido de hidrogênio nas amostras, foi observado uma intensa reação, com geração de calor e formação de bolhas e espuma. Após 40 min do início da aplicação, não foi observado indícios de reação e optou-se por dar prosseguimento à análise de sólidos. Behrends *et al.* (2006a), em seus experimentos, observaram que a reação durou cerca de 60 min. Na Figura 6-26 é possível observar as amostras durante o período de reação com a formação de espuma.



Figura 6-26: Amostras do leito reagindo com o peróxido de hidrogênio a 35%.

Na Figura 6-27 é apresentada as porcentagens entre sólidos fixos e voláteis para cada dose utilizada. Nota-se uma ligeira redução nas concentrações de sólidos voláteis com o aumento das doses utilizadas. O aumento de 40 para 60 mL não foi expressivo, por este motivo, optou-se por utilizar a dose de 40 mL para definir a proporção de peróxido de hidrogênio a ser utilizado no leito, objetivando economia na aquisição do produto. Desta forma, foi possível determinar a relação de 0,80 L H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> (35%) por kg de ST, referente a uma amostra da região de entrada de ambas unidades. Como a relação SV/ST da amostra era de 43%, é possível determinar, também, a proporção de 0,34 L H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> (35%) por kg de SV. Outra maneira de expressar esta proporção é apresentar o volume de peróxido de hidrogênio por volume de material suporte, facilitando o cálculo de produto a ser aplicado no leito. Em uma amostra de 3 litros de material suporte da região de entrada dos leitos, foi encontrado cerca de 375 g de lodo, ou seja, é possível determinar a relação de 100 L H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> (35%) por m<sup>3</sup> de material suporte. Como o trecho inicial é a região do leito com o maior acúmulo de sólidos, utilizar essa proporção para cálculo do volume de peróxido de hidrogênio a ser aplicado em todo o leito, estará em favor da segurança. Behrends *et al.* (2006a) encontraram as proporções de 0,40 L H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> (30%) por kg de SV ou 9,30 L de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> (30%) por m<sup>3</sup> de material suporte, ou seja, valores bem diferentes dos encontrados no presente trabalho.

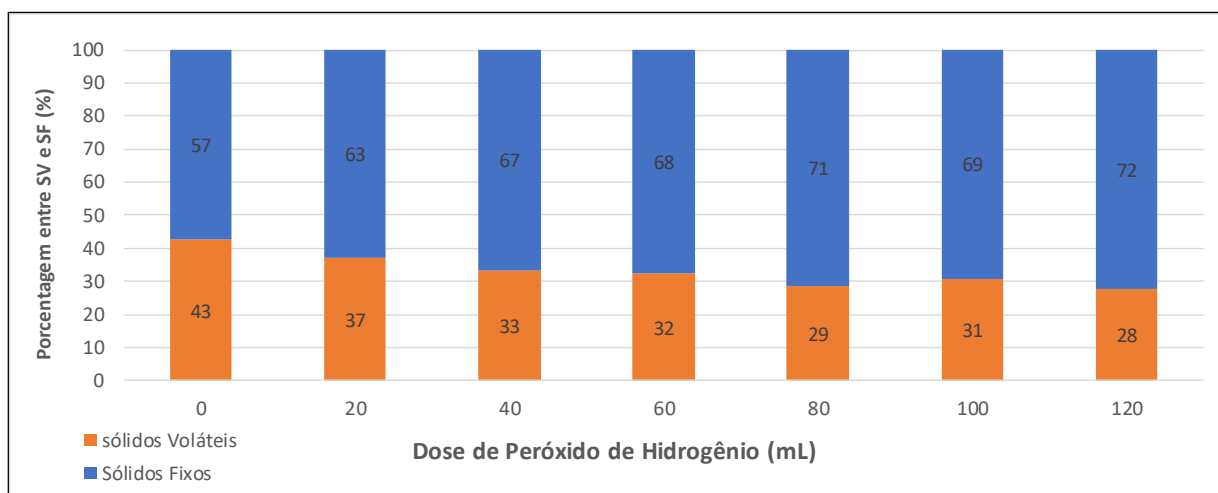


Figura 6-27: Porcentagem entre sólidos fixos e voláteis no ensaio para definição da dose de peróxido de hidrogênio a 35%. Fonte: Rosa (2018).

#### 6.4.2.2 Aplicação do peróxido de hidrogênio em amostras indeformadas

As amostras indeformadas para realização dos ensaios com 172 e 1.039 mL de peróxido de hidrogênio (35%), foram retiradas da região de entrada da unidade plantada e a amostra do ensaio com 1.847 mL foi retirada da entrada da unidade não plantada. O volume de peróxido de hidrogênio de 172 mL foi calculado utilizando a Equação 4.13, proposta por Behrends *et al.* (2006a). A Equação 4.14, proposta pelo mesmo autor, resulta em maiores volumes de produto, sendo igual a 1.039 mL. As doses recomendadas pela literatura foram testadas e comparadas com as doses adquiridas no presente estudo. Por meio dos ensaios preliminares do presente estudo, foi encontrado um volume de 1.847 mL de peróxido de hidrogênio (35%) para descolmar cerca de 18 L da amostra indeformada. Este volume é 10,7 vezes maior que 172 mL e 1,7 vezes maior que o 1.039 mL recomendado por Behrends *et al.* (2006a). Deve-se ressaltar que, as condições entre os estudos são diferentes, como o grau de colmatação dos leitos, o regime de alimentação, o sentido do escoamento, condições climáticas, além da concentração de peróxido de hidrogênio utilizado (30 e 35%).

Após definição dos volumes, o peróxido de hidrogênio foi aplicado diretamente sobre a superfície das amostras. A reação foi de menor intensidade utilizando 172 mL, de média intensidade utilizando 1.039 mL e de muita intensidade utilizando 1.847 mL.

As amostras retiradas da unidade plantada possuíam vegetação já desenvolvida, conforme mostrado na Figura 6-28A. Aparentemente, após a aplicação de 172 e 1.039 mL de peróxido de hidrogênio (35%) não foi observado prejuízos à vegetação (Figura 6-28B). No entanto, após a realização do teste, as amostras foram novamente inseridas no leito para avaliação da

resistência da vegetação. Após 17 dias, foi observado que as plantas não resistiram a aplicação de 1.039 mL de peróxido de hidrogênio, conforme mostrado nas Figura 6-28C e D. Na outra amostra, que recebeu 172 mL, a vegetação não sofreu com a aplicação.

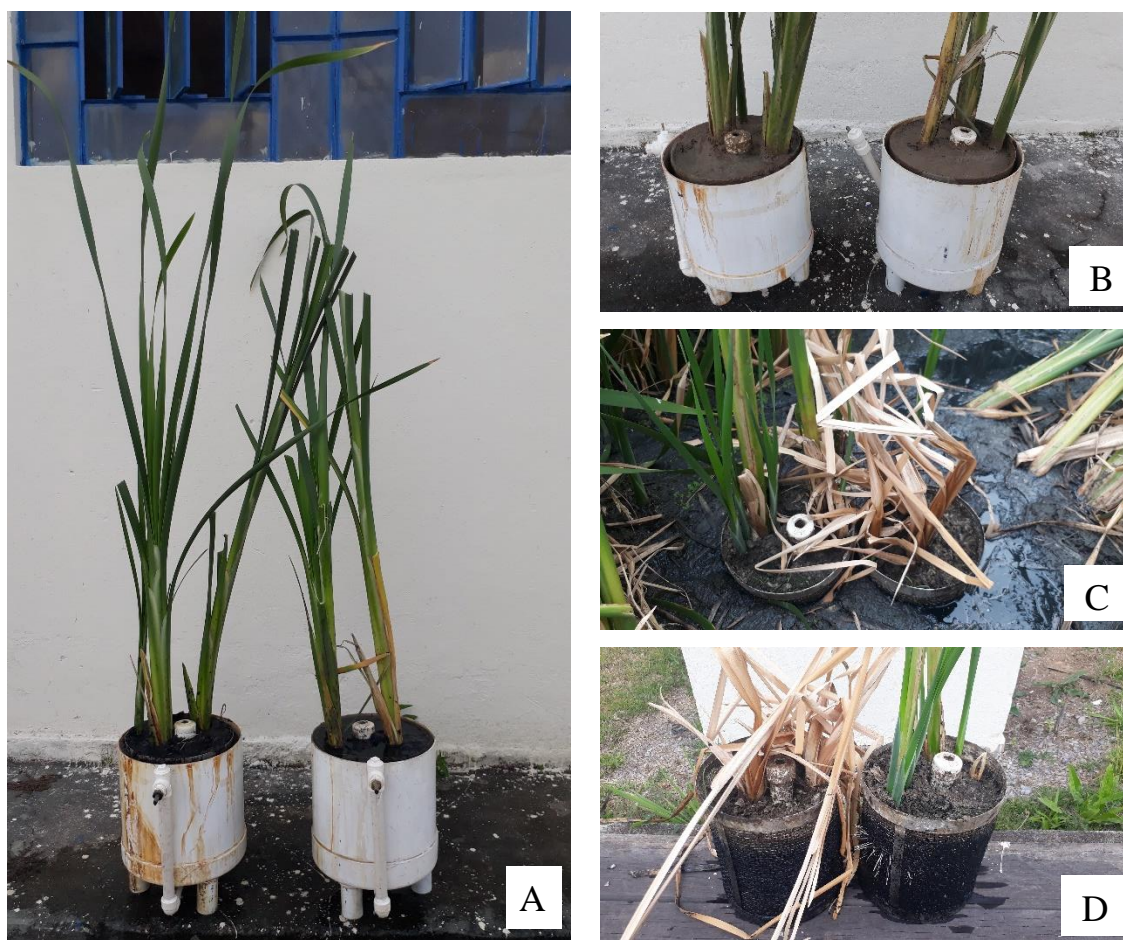


Figura 6-28: Realização do ensaio com 172 e 1039 mL de peróxido de hidrogênio (35%) em amostras indeformadas da unidade plantada. A) amostras antes do ensaio; B) durante o ensaio; C) no leito para avaliação das plantas; D) fora do leito.

No volume de 1.847 mL foi observado um processo oxidativo mais intenso, com reação instantânea após aplicação, gerando calor, espuma, bolhas e intensa fluidização da amostra, que, inclusive, transbordou do RLF. O mesmo processo também foi descrito por Behrends *et al.* (2006a; 2006b) e Nivala e Rousseau (2009), em seus experimentos com o peróxido de hidrogênio. A temperatura da amostra antes do teste era de 26 °C e durante a reação chegou a 90 °C. Esse processo causou deformação no RLF, pois o reator era constituído de PVC, material não resistente a elevadas temperaturas. A reação foi mais intensa nos 30 primeiros minutos e reduziu gradualmente após este período. O peróxido de hidrogênio foi deixado no interior do RLF por 24 h, com o objetivo de garantir que todo o produto seja consumido pela matéria orgânica presente. Após 24 h, foi realizada uma drenagem do RLF, retirando-se 1,4



litros de lixiviado, de aparência amarronzada. A concentração de DQO, SST, SSF e SSV do lixiviado foi igual a 5.928 mg L<sup>-1</sup>, 28.906 mg L<sup>-1</sup>, 16.406 mg L<sup>-1</sup> e 12.500 mg L<sup>-1</sup>, respectivamente, valores bem elevados devido à capacidade do peróxido de hidrogênio de solubilizar o material colmatante da amostra. Nivala e Rousseau (2009) especulam que a elevada concentração no efluente, após a aplicação do peróxido de hidrogênio, não é apenas pelo processo químico, mas também devido ao desgaste físico causado pelo calor durante a reação. A Figura 6-29 mostra o RLF antes, durante e após a realização do teste.

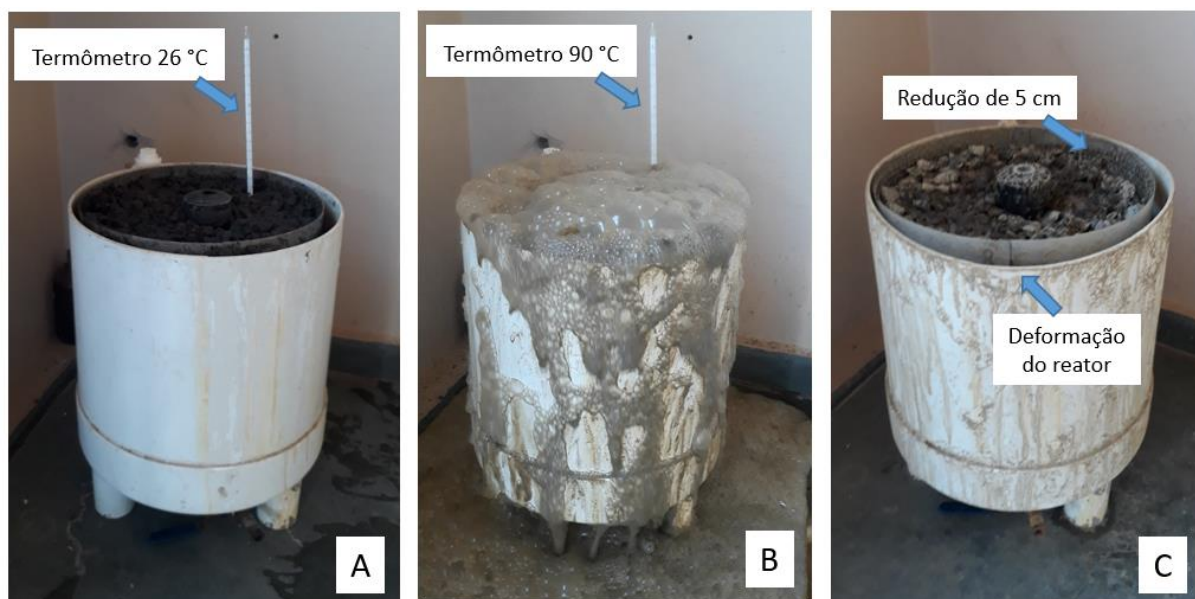


Figura 6-29: Antes (A), durante (B) e após (C) a realização do ensaio com 1.847 mL de peróxido de hidrogênio (35%) na amostra indeformada da unidade não plantada.

Da mesma forma como nos ensaios da lavagem e período de repouso, realizado nas amostras indeformadas, neste ensaio também foi realizado medições da condutividade hidráulica e porosidade drenável antes e após o teste. Pelos resultados de condutividade hidráulica, nota-se que as amostras de 172 e 1.039 mL, estavam com menores valores antes da aplicação do peróxido de hidrogênio, indicando o maior grau de colmatção quando comparado com a amostra de 1.847 mL. Após o teste, foi observado que o aumento das doses aplicadas resultou em um aumento nos valores de condutividade hidráulica, conforme esperado. A aplicação de 172 mL surtiu pouco efeito, com um aumento percentual de apenas 13%. Na dose de 1.847 mL o valor de condutividade hidráulica era de 25 m d<sup>-1</sup> e após o teste passou para 37 m d<sup>-1</sup>, um ganho de 48%. Esta dose ainda não foi suficiente para atingir o valor de condutividade hidráulica utilizado como referência na amostra controle, como pode ser observado na Figura 6-30.

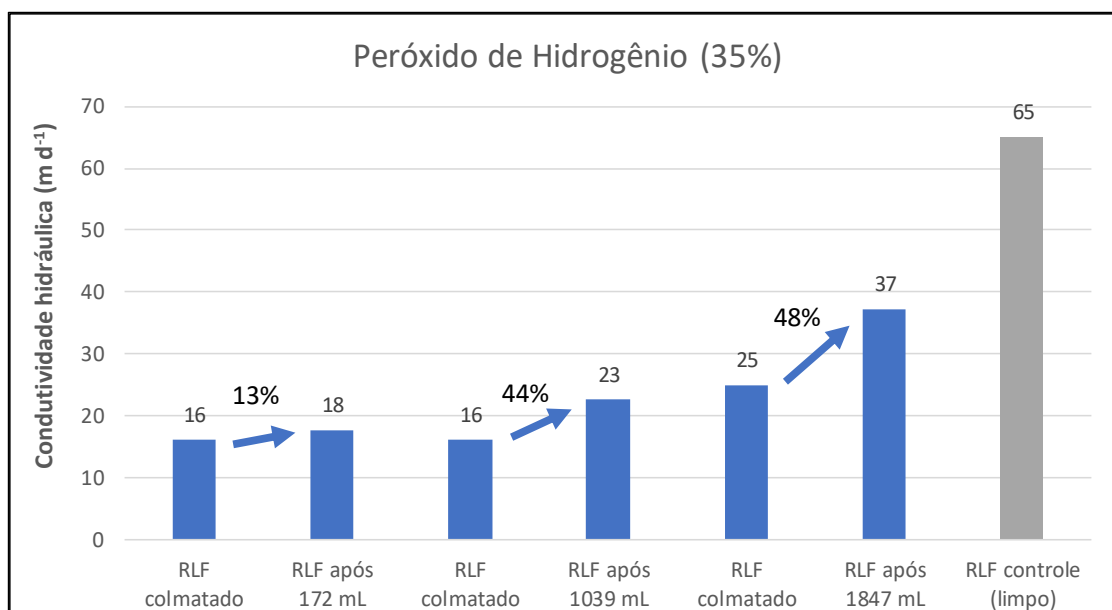


Figura 6-30: Condutividade hidráulica em meio saturado medida nas amostras indeformadas após o teste com o peróxido de hidrogênio.

Os resultados de porosidade drenável com a dose de 1.847 mL indicam que o volume aplicado foi suficiente para recuperar a porosidade da amostra, inclusive ultrapassando o valor utilizado como referência, de uma amostra limpa. A aumento percentual foi de 61%, valor acima das doses de 172 e 1.039 mL, que apresentaram ganhos percentuais de 17 e 50%, respectivamente. Os resultados de condutividade hidráulica e porosidade drenável das amostras 172 e 1.039 mL foram iguais em ambos os testes, indicando que a metodologia de medição pelo RLF foi precisa, pois ambas as amostras foram procedentes do mesmo local. Estes resultados também demonstram que as amostras da unidade plantada estão mais colmatadas que da unidade sem plantas, já que a amostra de 1.847 mL foi retirada da entrada da unidade não plantada. Estes resultados são coerentes com os ensaios de condutividade hidráulica realizado nos leitos, obtidos através do permeâmetro de carga variável, que indicaram que a condutividade hidráulica da unidade plantada está bem abaixo dos valores da unidade não plantada. No Anexo 01 é possível observar essa diferença.

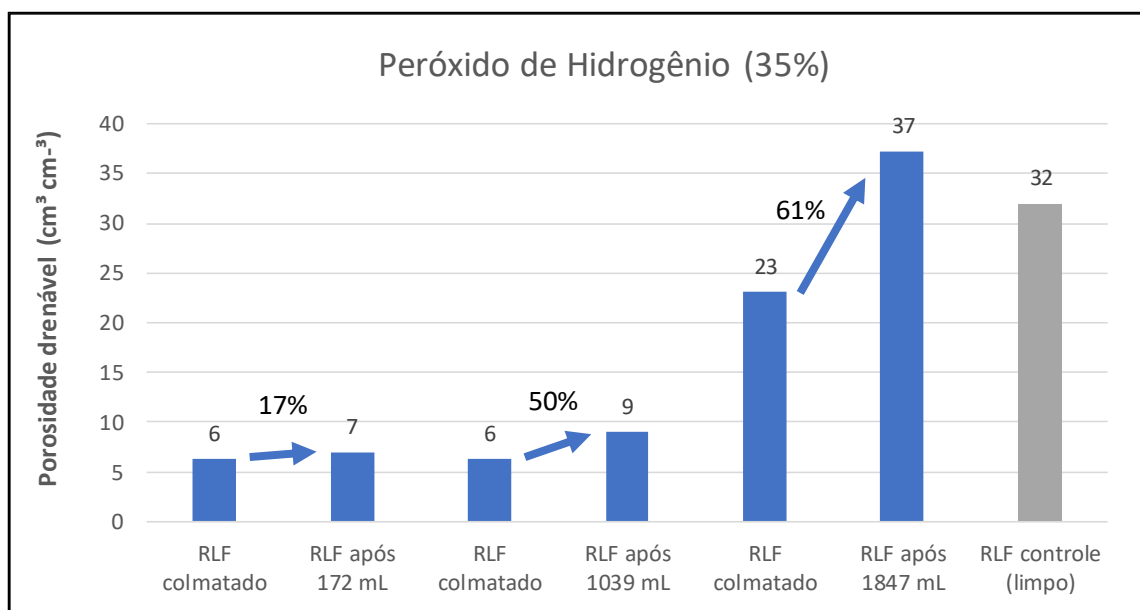


Figura 6-31: Porosidade drenável em meio saturado medida nas amostras indeformadas após o teste com o peróxido de hidrogênio.

Os resultados de sólidos, também indicaram que a dose de 1.847 mL foi a mais efetiva na redução de sólidos voláteis. A concentração antes do teste era de  $15 \text{ g L}^{-1}$  e depois da aplicação reduziu para  $8 \text{ g L}^{-1}$ , uma redução percentual de 47%. No entanto, foi observado um ganho expressivo na concentração de sólidos fixos e totais, conforme mostrado na Figura 6-32, o que pode estar atribuído a erros na análise, já que o aumento percentual nos sólidos fixos e totais foram muito elevados. A dose de 1.039 mL também apresentou bons resultados, com redução de 42% nos sólidos voláteis e 26% nos sólidos totais. A dose de 172 mL foi pouco eficiente na redução dos sólidos, da mesma forma como nos resultados de condutividade hidráulica e porosidade drenável. A redução na altura do meio suporte da amostra, causada pela redução dos sólidos, foi coerente em todos os ensaios. Na dose de 172 mL, a redução foi de 3,5 cm. Com o aumento da dose para 1.039 mL, a redução na altura também aumentou para 4 cm e na dose de 1.847 mL foi de 5 cm.

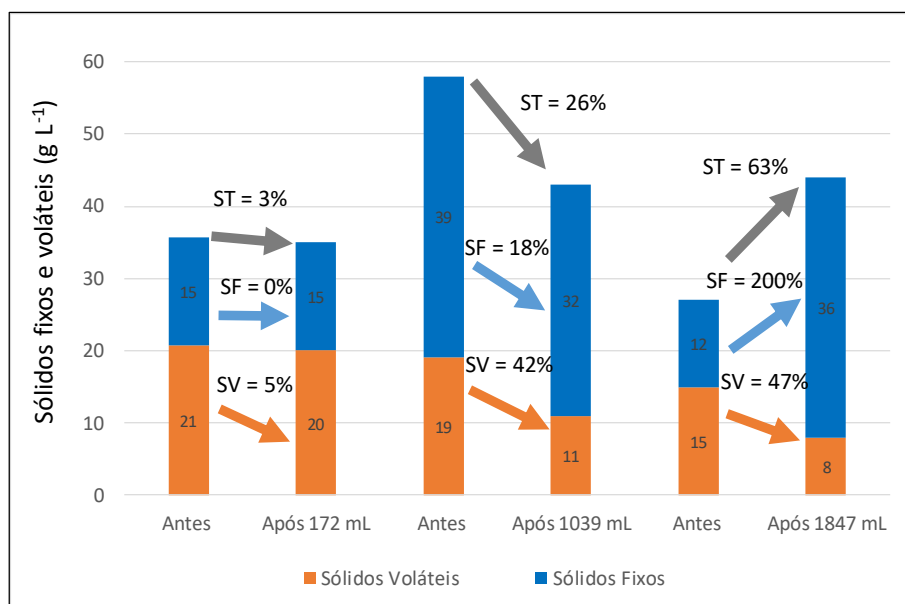


Figura 6-32: Porcentagem de sólidos fixos e voláteis antes e após a aplicação de peróxido de hidrogênio.

As amostras de sólidos, antes da realização dos ensaios, foram coletadas em um ponto do leito próximo onde as amostras estavam inseridas, desta forma não havia possibilidade de interferir nos ensaios de condutividade hidráulica e porosidade drenável. Após a aplicação de 1.847 mL de peróxido de hidrogênio, é possível notar a eficiência do método na redução dos sólidos. A Figura 6-33 mostra como ficou o material antes e depois da aplicação.



Figura 6-33: Amostra do material suporte antes (esquerda) e depois (direita) da aplicação de 1.847 mL de peróxido de hidrogênio.

#### 6.4.2.3 Aplicação de peróxido de hidrogênio na unidade plantada

O peróxido de hidrogênio foi aplicado na unidade plantada com o objetivo de oxidar quimicamente o material orgânico acumulado no leito. O teste ocorreu no dia 12/11/2019, sob supervisão de uma engenheira química, que foi a responsável pelo fornecimento do produto. Durante a aplicação, utilizou-se EPI completo resistente a produtos químicos. Além



disso, uma mangueira com água potável estava disponível em caso de incêndios e acidentes durante a aplicação. Como a reação do peróxido de hidrogênio com a matéria orgânica é uma reação exotérmica, havia a possibilidade de ocorrer incêndios, devido à grande quantidade de produto a ser aplicado, em uma elevada concentração e a grande quantidade de matéria orgânica acumulada no leito. Além do mais, havia presença de palha seca da vegetação, que poderia potencializar um incêndio. Como pressuposto, após aproximadamente 10 minutos do início da aplicação, foi observado um foco de incêndio no trecho inicial do leito, o qual foi controlado com água.

A aplicação do peróxido de hidrogênio iniciou-se às 14:54 h e terminou às 17:08 h, resultando em 2 horas e 14 minutos de duração. O monitoramento da temperatura do leito ocorreu até às 18:20 h, com 3 horas e 26 minutos de duração e 1 hora e 10 min após o término da aplicação. A temperatura inicial no leito era de 28,8 °C e após 30 min do início da aplicação atingiu o valor máximo de 81,1 °C. Após 30 min do término da aplicação, observou-se uma queda de cerca de 40 °C, retornando aos valores iniciais, demonstrando o fim da reação. O monitoramento da temperatura do leito durante a aplicação é apresentado na Figura 6-34.

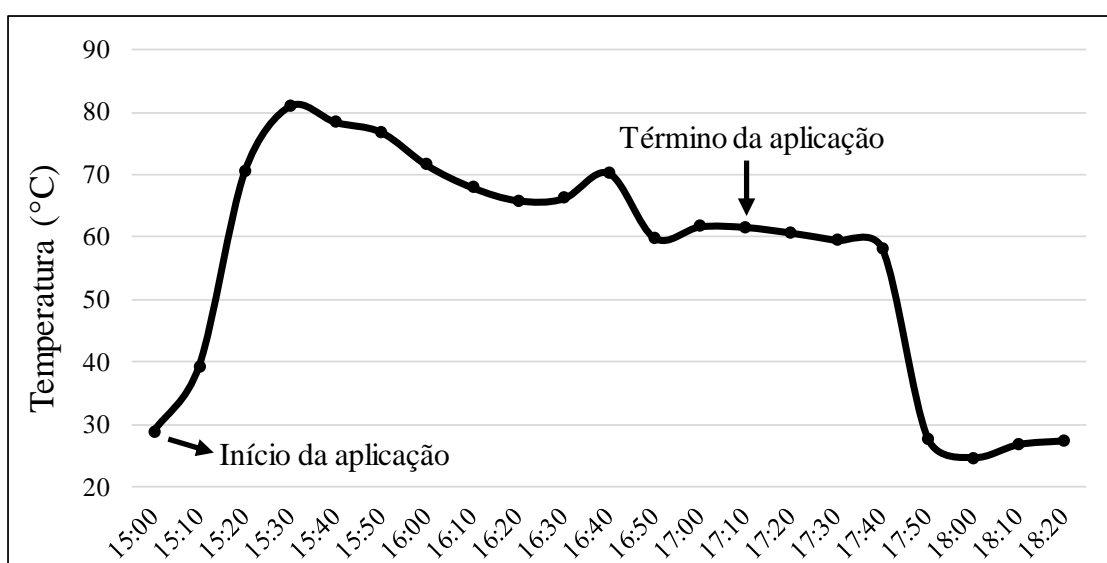


Figura 6-34: Monitoramento da temperatura da unidade plantada durante a aplicação do peróxido de hidrogênio.

A reação do peróxido de hidrogênio com a matéria orgânica resultou em um forte processo oxidativo, com uma reação instantânea, gerando calor, fumaça, forte odor, bolhas e espuma, podendo ser observado na Figura 6-35. Estes fenômenos também foram descritos nos trabalhos de Behrends *et al.* (2006a; 2006b) e Nivala e Rousseau (2009).



Figura 6-35: Aplicação de peróxido de hidrogênio na unidade plantada realizado no dia 12/11/2019. Fotos de A a H mostram o peróxido de hidrogênio sendo aplicado, a roupa de proteção utilizada e a formação de bolhas e fumaça no leito.

Antes de ocorrer a aplicação do peróxido de hidrogênio no leito, fechou-se o tubo de saída do efluente, com o objetivo de manter o produto no interior do leito para promover seu completo consumo pela matéria orgânica presente. O residual de peróxido de hidrogênio no efluente, ou seja, excesso de produto que não reagiu, aumenta as concentrações de DQO no efluente, encobrendo os valores reais de DQO na amostra. Por esse motivo, foi realizada uma análise de presença/ausência para identificar o produto no efluente após 1 hora do término da aplicação. Como era esperado, o resultado deu positivo, indicando que ainda havia peróxido de hidrogênio no interior do leito.

Os resultados preliminares com o peróxido de hidrogênio no laboratório indicaram que a amostra continuava a reação após 1 hora da aplicação do produto. Para garantir que todo o produto fosse consumido, da mesma forma como nos testes preliminares, manteve-se o produto no leito durante 24 h. Após este período, realizou-se uma análise quantitativa para definição das concentrações de peróxido de hidrogênio residual no efluente. O resultado da análise indicou que, após 24 h da aplicação (coleta realizada no dia 13/11/2019 às 15:00 h), a concentração de peróxido de hidrogênio na amostra foi igual a 0%. Este resultado garante que as concentrações de DQO na amostra são relativas apenas à quantidade de matéria orgânica do efluente.

Os valores da concentração efluente, em termos de DBO, DQO e SST, 24 h após a aplicação do peróxido de hidrogênio, foram de 935, 5.092 e 1.988 mg L<sup>-1</sup>, respectivamente. Valores elevados de concentração de matéria orgânica e sólidos eram esperados, uma vez que o peróxido de hidrogênio possui a capacidade de solubilizar a matéria orgânica, que por sua vez irá deteriorar a qualidade do efluente. Em um sistema operando em condições reais, é recomendado que o efluente, após a aplicação do peróxido de hidrogênio, seja encaminhado para tratamento adequado e não seja lançado em corpos d'água, evitando impactos ambientais. No caso da configuração deste estudo, reator UASB seguido de wetland, o efluente poderia retornar para o reator UASB. No entanto, isso não ocorreu, pois, todos os efluentes gerados pelo CePTS são encaminhados para tratamento na ETE Arrudas, no próprio local.

No dia 05/12/2019, ou seja, 3 semanas após a aplicação, houve uma nova coleta do efluente, dando início ao monitoramento da Fase 5. Os resultados desta coleta resultaram em menores concentrações efluentes, quando comparados com os resultados da coleta do dia 13/11/2019. A concentração efluente do sistema, em termos de DBO, DQO e SST, foi igual a 52, 153 e

23 mg L<sup>-1</sup>, respectivamente, resultando em reduções de 94, 97 e 99%, quando comparado com a coleta realizado no dia 13/11/2019. Para compreender durante quanto tempo o efluente do sistema permanece com concentrações elevadas de matéria orgânica e sólidos e durante quanto tempo será necessário encaminhar o efluente para outro sistema de tratamento, torna-se necessário investir em pesquisas reduzindo o intervalo de coleta após a aplicação do peróxido de hidrogênio.

Nivala e Rousseau (2009) realizaram uma coleta 6 horas após a aplicação de 1.660 litros de peróxido de hidrogênio (35%) em um WHSS nos EUA e observaram uma concentração de DBO no efluente menor que 4 mg L<sup>-1</sup> e SST igual a 2,4 mg L<sup>-1</sup>. Os autores não observaram alteração da qualidade do efluente após a aplicação do peróxido de hidrogênio. Em um outro sistema localizado na Bélgica, porém de escoamento vertical, os resultados foram semelhantes, não sendo observado aumento ou redução nas concentrações efluentes após a aplicação de 100 litros de peróxido de hidrogênio (35%). No WHSS, estudado por Nivala e Rousseau (2009), o peróxido de hidrogênio foi aplicado apenas em um trecho inicial do leito, não causando deterioração na qualidade do efluente. No WV foi utilizado um volume muito pequeno de produto, não sendo relevante para alterar a qualidade do efluente. Neste estudo, além da aplicação do peróxido de hidrogênio ter ocorrido em toda área do leito, o volume aplicado resultou em uma taxa de aplicação superficial de peróxido de hidrogênio, muito maior do que nos estudos realizados por Nivala e Rousseau (2009). Além disso, a concentração do produto utilizada neste estudo também foi mais elevada. A taxa de aplicação resultante no presente estudo foi de 26,7 L H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> (50%) por m<sup>2</sup>, enquanto que no sistema dos EUA foi igual a 10,3 L H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> (35%) por m<sup>2</sup> e na Bélgica igual a 1,3 L H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> (35%) por m<sup>2</sup>. Estes resultados mostram que pequenas taxas aplicadas e/ou baixa concentração de produto utilizado, não interferem na qualidade do efluente final. Além disso, aplicar o peróxido de hidrogênio no trecho inicial de WHSS, pode não causar deterioração na qualidade do efluente, pois o trecho seguinte pode contribuir com o tratamento da matéria orgânica solubilizada. A concentração do produto aplicado, a taxa de aplicação resultante e a escala do sistema, são fatores que podem contribuir com a qualidade do efluente final, no entanto, deve-se aprofundar em pesquisas sobre este tema.

Da mesma forma como observado por Behrends *et al.* (2006b), um forte odor, característico da reação do peróxido de hidrogênio com a matéria orgânica, permaneceu vários dias após

a aplicação. Nivala e Rousseau (2009) relataram que a fumaça produzida durante a aplicação possui um odor distinto e descreveram como sendo extremamente picante.

No dia da aplicação, a vegetação estava em crescimento, com média de 20 cm de altura. No mesmo dia após a aplicação, foi observado que a maior parte das plantas morreram devido à intensa reação. A elevada temperatura da reação, aliada à capacidade oxidativa do peróxido de hidrogênio, aparentemente, destruiu as células vegetais. Seis dias após a aplicação, foram observadas apenas 17 unidades sobreviventes. Na Figura 6-36 são mostradas algumas fotos, antes e após a aplicação do peróxido de hidrogênio. É possível observar que 1 mês após a aplicação, a vegetação do sistema conseguiu recuperar, sem necessidade de replantio. A Figura 6-36H mostra a taboa quase totalmente recuperada após 3 meses da aplicação, no entanto, foram observadas algumas falhas e espécies invasoras competindo com a taboa.

Como já comentado, a aplicação do peróxido de hidrogênio não foi eficiente na redução do escoamento superficial. Dois dias após a aplicação, a unidade ainda se encontrava com aproximadamente 54% de seu comprimento apresentando escoamento superficial. Nove dias após, o escoamento superficial aumentou, cobrindo cerca de 75% do comprimento. Nivala e Rousseau (2009) também observaram que o escoamento superficial permaneceu após a aplicação do peróxido de hidrogênio, indicando que o volume aplicado não foi suficiente. No presente estudo, os resultados foram semelhantes e a discussão sobre a eficiência do método será avaliada por meio dos resultados de sólidos, condutividade hidráulica e traçador.





Figura 6-36: Unidade plantada antes e após aplicação do peróxido de hidrogênio. Fotos tiradas em: A) 29/10/2019 (14 dias antes), B) 10/11/2019 (2 dias antes), C) 12/11/2019 (no dia, após aplicação), D) 13/11/2019 (1 dia após), E) 18/11/2019 (6 dias após), F) 12/12/2019 (1 mês após), G) 13/01/2020 (2 meses após), H) 06/02/2020 (3 meses após).

#### 6.4.2.3.1 *Análise de sólidos*

Antes da aplicação, a unidade plantada possuía uma altura média de 5 cm (com base em uma amostragem em vários pontos) de lodo acumulado acima da superfície, no trecho inicial do leito, e sabia-se, a priori, que essa camada de lodo iria consumir a maior parcela do peróxido de hidrogênio, em razão disso, os cálculos para definição dos volumes de aplicação foram superestimados. A partir dos 10 m de comprimento a camada de lodo era de 3 cm e nos 12 m não havia lodo na superfície. Nivala e Rousseau (2009) recomendam remover o máximo de lodo acumulado, plantas e detritos vegetais antes da aplicação do peróxido de hidrogênio. No entanto, o procedimento de remoção de lodo na superfície de wetlands é um procedimento de difícil execução e gera um resíduo que deve ser tratado e disposto em local adequado, além do mais, há uma redução na altura do meio suporte. Por estes motivos, decidiu-se não remover o lodo acumulado, mas algumas folhas que estavam na superfície do leito foram retiradas antes da aplicação.

Após a aplicação do peróxido de hidrogênio, o lodo acumulado na superfície reduziu em cerca de 4 cm, restando, ainda, 1 a 2 cm de lodo em vários pontos do leito. Em alguns trechos a redução foi total, sendo possível observar o meio suporte limpo, conforme mostrado na Figura 6-37. O lodo da superfície, antes da aplicação, possuía uma cor escura, indicando que a matéria orgânica estava em condições anaeróbias. Após a aplicação, a cor mudou completamente, ficando com uma tonalidade de marrom claro. No entanto, ao escavar o leito, percebeu-se que a tonalidade marrom claro do lodo e do material suporte permanecia nas camadas superiores do leito, com cerca de 10 a 15 cm. Abaixo disso, o lodo encontrava-se com uma cor escura. Este fato ocorreu em vários pontos ao longo do comprimento e largura do leito. Isso pode indicar onde a ação do peróxido de hidrogênio foi mais efetiva e que, possivelmente, o volume de produto utilizado não foi suficiente para atingir as camadas inferiores. Na Figura 6-38 é mostrado o lodo antes e após a aplicação do peróxido de hidrogênio, Figura 6-38A, e as camadas do lodo após aplicação, Figura 6-38B. Nivala e Rousseau (2009) observaram uma ligeira diminuição na espessura da camada de lodo em um WHSS, na ordem de 1 a 2 cm após a aplicação de 100 L de peróxido a 35%. Os autores concluíram que a quantidade de peróxido de hidrogênio aplicado no leito foi muito baixa.





Figura 6-37: Trecho inicial do leito após a aplicação do peróxido de hidrogênio indicando o meio suporte limpo.

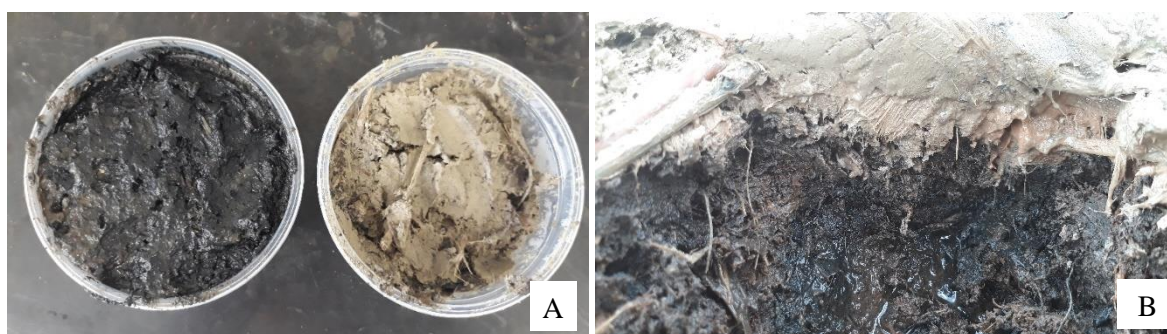


Figura 6-38: Lodo da unidade plantada. A) Lodo da superfície, a 3 m da entrada, antes (esquerda) e após (direita) a aplicação do peróxido de hidrogênio; B) Camadas de lodo na entrada da unidade.

As coletas para análise de sólidos totais, fixos e voláteis ocorreram nos pontos a 3, 6, 11, 16 e 21 m de comprimento do leito, nos lados direito e esquerdo, da mesma forma como realizado por Matos (2015). A coleta foi realizada desta maneira, para avaliar a acumulação de sólidos no intervalo de 5 anos e se houve alguma alteração após a aplicação do peróxido de hidrogênio. A Tabela 6-19 apresenta os resultados de sólidos antes e após a aplicação do peróxido de hidrogênio, assim como da análise realizada por Matos (2015). Ambas análises seguiram a metodologia descrita por Miranda (2014), sendo realizada a lavagem das amostras e a separação dos sólidos.



Tabela 6-19: Porcentagens de sólidos fixos e voláteis na unidade plantada, antes e após a aplicação do peróxido de hidrogênio.

AMOSTRA		Sólidos Totais (g L <sup>-1</sup> )*	Sólidos Totais (g L <sup>-1</sup> )	Sólidos Voláteis (g L <sup>-1</sup> )	Sólidos Fixos (g L <sup>-1</sup> )	SV/ST (%)	Mediana SV/ST
Antes H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	3D	52	134	53	81	39	34%
	3E	52	60	21	39	35	
	6D	71	37	16	21	43	
	6E	68	70	31	39	44	
	11D	16	68	25	43	37	
	11E	58	78	22	57	28	
	16D	15	60	12	48	21	
	16E	13	27	9	18	32	
	21D	110	60	13	47	22	
	21E	147	32	8	24	26	
Após H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	3D	-	134	22	112	17	21%
	3E	-	88	40	48	45	
	6D	-	80	40	40	50	
	6E	-	117	29	87	25	
	11D	-	127	34	92	27	
	11E	-	78	28	49	37	
	16D	-	80	11	69	14	
	16E	-	51	8	43	16	
	21D	-	103	10	92	10	
	21E	-	86	8	77	10	

\*Dados de Matos (2015), coletado em 05/11/2014. As coletas deste estudo foram realizadas no dia 12/11/2019, antes e após a aplicação do peróxido de hidrogênio. Os números 3, 6, 11, 16, 21 representam a distância, em metros, da entrada da unidade; E: lado esquerdo do leito; D: lado direito do leito

Como esperado, os resultados mostraram que ao longo de 5 anos houve acúmulo de sólidos totais, fixos e voláteis no leito. Apenas em alguns pontos que os resultados anteriores foram mais elevados, podendo ser erro no momento de coleta ou análise. Ao calcular a mediana entre todos os valores do leito, no mesmo período, observa-se que em 2014 a mediana dos dados era de 55 g L<sup>-1</sup> para ST, 16 g L<sup>-1</sup> para SV e 38 g L<sup>-1</sup> para SF. Após 5 anos as medianas aumentaram para 60 g L<sup>-1</sup> para ST, 19 g L<sup>-1</sup> para SV e 41 g L<sup>-1</sup> para SF. A relação SV/ST também apresentou um aumento, passando de 24%, no ano de 2014, para 34% em 2019, indicando que as concentrações de sólidos voláteis, em relação aos sólidos totais, estão mais elevadas.

Em relação à aplicação do peróxido de hidrogênio, foi observado que, após a aplicação, houve aumento em todos os tipos de sólidos. A mediana entre todos os pontos do leito foi de 87 g L<sup>-1</sup> para ST, 25 g L<sup>-1</sup> para SV e 73 g L<sup>-1</sup> para SF. No entanto, a relação SV/ST reduziu de 34% para 21% após a aplicação, sendo um indicativo que as concentrações de sólidos

voláteis reduziram. A Figura 6-39 mostra esta relação em todos os pontos de coleta antes e após a aplicação do peróxido de hidrogênio. Nota-se que em alguns pontos no início do leito a relação SV/ST aumentou após a aplicação, no trecho final houve uma tendência de redução nos valores. Estes resultados indicam onde o peróxido de hidrogênio foi mais efetivo, sendo, também, os pontos onde a colmatção era menos intensa.

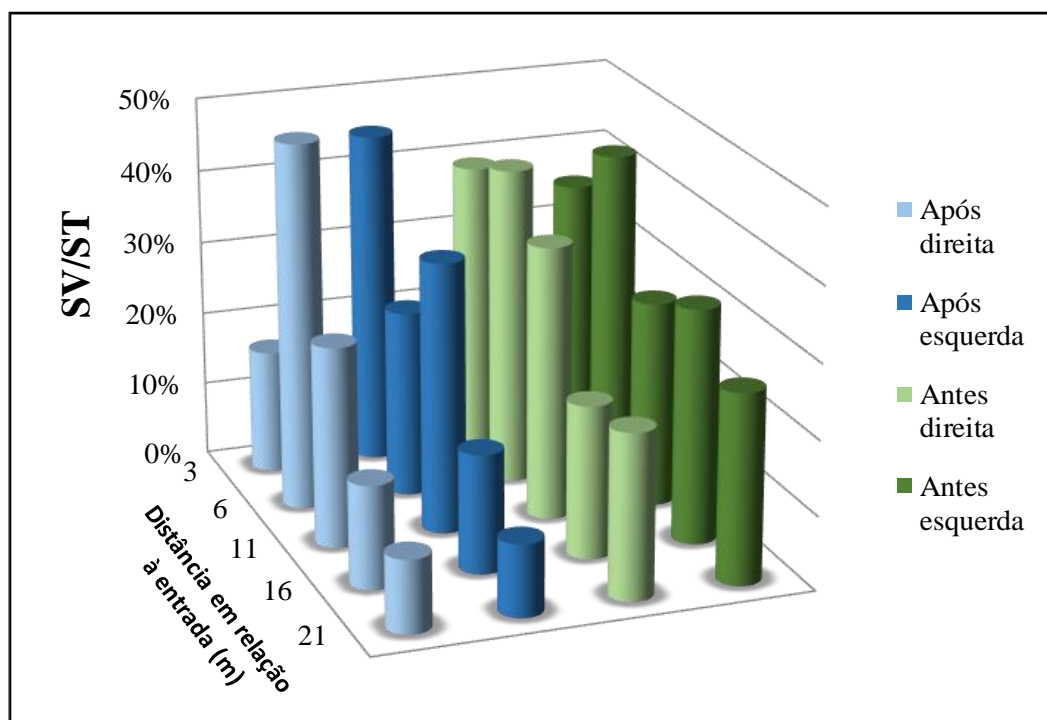


Figura 6-39: Relação entre sólidos voláteis (SV) e sólidos totais (ST) ao longo do comprimento e largura e vários pontos da unidade plantada, antes a após a aplicação do peróxido de hidrogênio.

Na Figura 6-40 são apresentados os gráficos das concentrações medianas entre o lado direito e esquerdo em vários pontos ao longo do comprimento do leito. Os gráficos foram divididos em sólidos totais, fixos, voláteis e a relação SV/ST. Em relação aos sólidos totais, nota-se uma tendência de aumento em todos os pontos após a aplicação do peróxido de hidrogênio. Por outro lado, a relação SV/ST reduziu em todos os pontos avaliados. A mesma tendência de aumento ocorreu nos valores de sólidos fixos, após a aplicação, sendo mais expressivo a 21 m de comprimento do leito. Com relação aos sólidos voláteis, foi observado aumento após a aplicação apenas nos pontos 6 e 11m, nos outros pontos a redução foi baixa. A maior redução ocorreu a 21 m, com redução percentual de 18%. Era esperado que as concentrações de sólidos voláteis reduzissem consideravelmente após a aplicação do peróxido de hidrogênio, no entanto, a redução foi bem pequena.

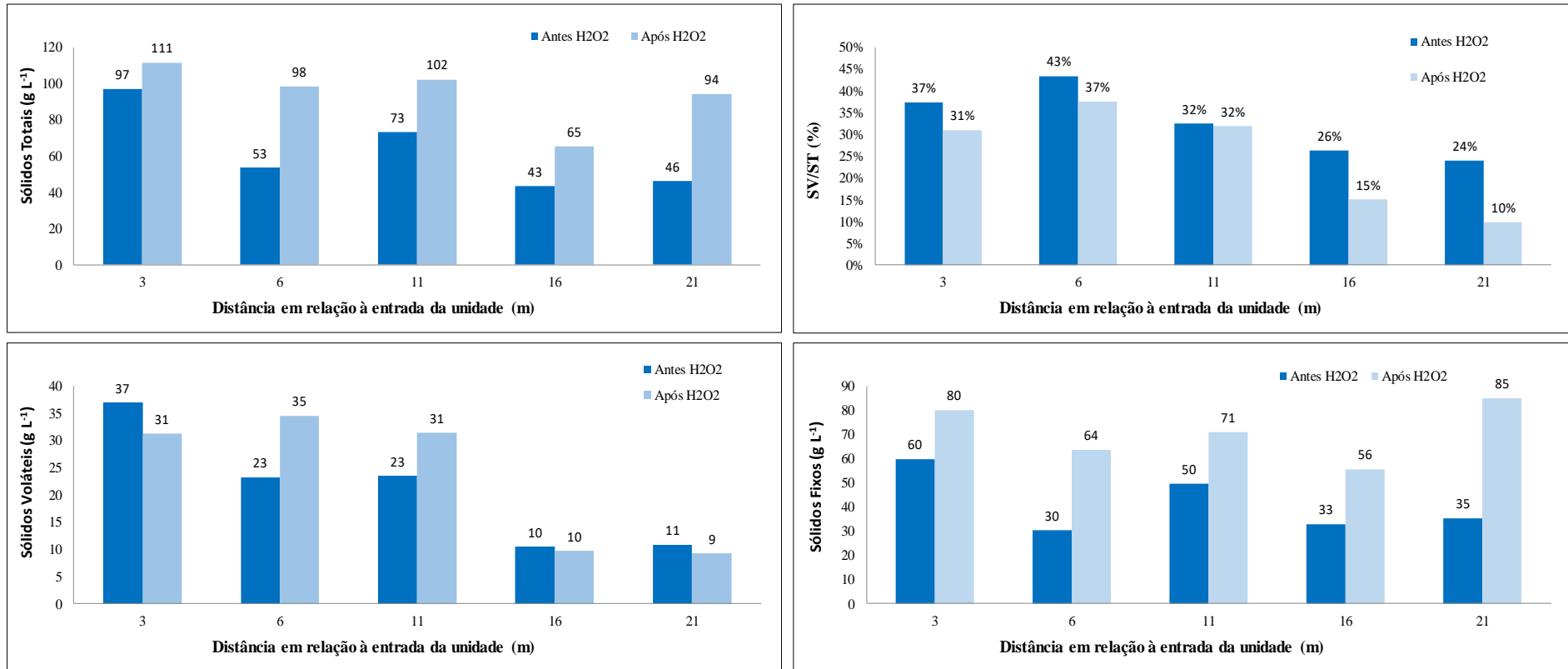


Figura 6-40: Concentração mediana entre o lado direito e esquerdo em vários pontos ao longo do comprimento da unidade plantada em termos de sólidos totais, fixos e voláteis e a relação entre sólidos voláteis e totais (SV/ST), antes e após aplicação do peróxido de hidrogênio.

A eficiência do peróxido de hidrogênio na redução dos sólidos voláteis, apesar de pequena, pode ser melhor visualizada através da relação entre sólidos fixos e voláteis. Pela Figura 6-41 é possível notar que, após a aplicação do peróxido de hidrogênio, a porcentagem de sólidos voláteis em todos os pontos avaliados reduziu, exceto no transecto 11 m, onde não foi observado alteração. Para a construção do gráfico, foi calculada a mediana entre o lado direito e esquerdo do leito. Ao realizar a comparação em cada lado, separadamente, a mesma tendência foi observada.

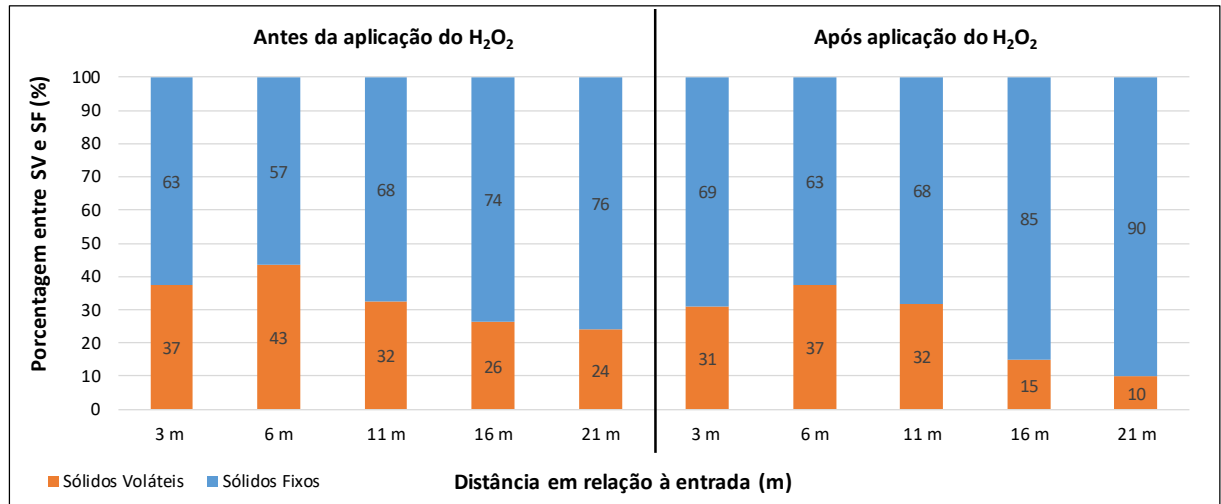


Figura 6-41: Porcentagem entre sólidos voláteis e fixos da mediana entre o lado direito e esquerdo ao longo do comprimento da unidade plantada, antes e após a aplicação do peróxido de hidrogênio.

#### 6.4.2.3.2 Condutividade hidráulica e porosidade drenável

Da mesma forma como nas análises de sólidos, foram realizados ensaios de condutividade hidráulica antes e após a aplicação do peróxido de hidrogênio. Os ensaios foram realizados no leito, utilizando o método do permeâmetro de carga variável, e em amostras indeformadas, utilizando-se do reator de leito fixo. As amostras indeformadas estavam inseridas nas regiões de entrada, meio e final. Nestas amostras, foram realizadas, também, medições da porosidade drenável.

Os resultados dos ensaios de condutividade hidráulica realizadas no leito, antes e após a aplicação do peróxido de hidrogênio, são apresentados nas Figura 6-42 e Figura 6-43, respectivamente.

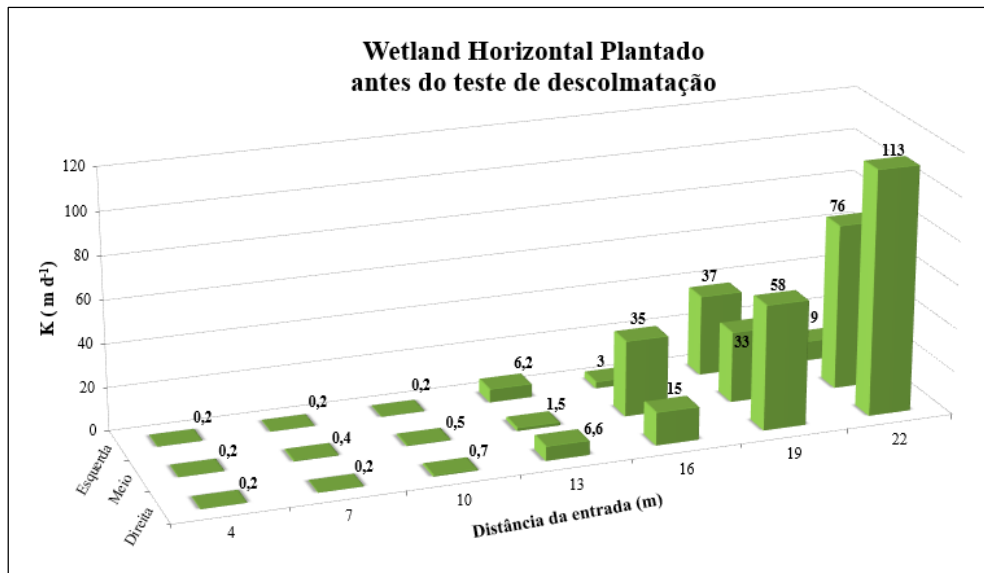


Figura 6-42: Condutividade hidráulica em meio saturado, determinada pelo método do permeâmetro de carga variável, em diversos pontos ao longo do comprimento e largura da unidade plantada antes da aplicação do peróxido de hidrogênio.

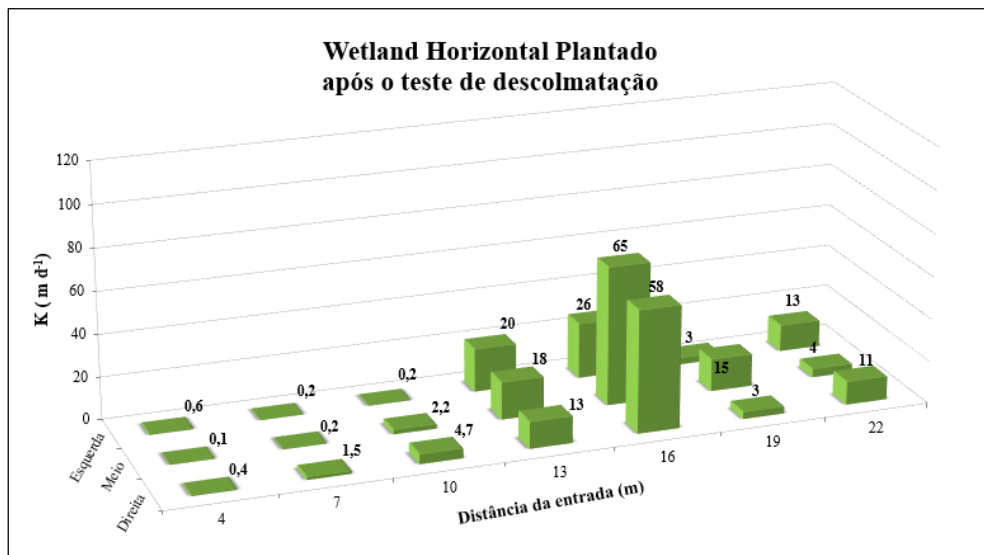


Figura 6-43: Condutividade hidráulica em meio saturado, determinada pelo método do permeâmetro de carga variável, em diversos pontos ao longo do comprimento e largura da unidade plantada após a aplicação do peróxido de hidrogênio.

Os resultados do ensaio de condutividade hidráulica antes da aplicação do peróxido de hidrogênio demonstraram a situação crítica de obstrução do leito. Através do permeâmetro de carga variável, foi possível notar a dificuldade da água em infiltrar no leito, demorando, cerca de 1,5 horas nos pontos na região de entrada e meio da unidade. O trecho inicial do leito foi o que apresentou os valores mais baixos de condutividade hidráulica, da mesma forma como observado por De Paoli (2011) e Matos (2015). Ao longo do tempo, os valores reduziram consideravelmente. De Paoli (2011) foi quem encontrou os valores mais elevados, realizando medições em 8 pontos ao longo do leito no ano de 2009. A mediana de todos os pontos

avaliados por De Paoli (2011) é igual a  $36 \text{ m d}^{-1}$ . Quase 4 anos mais tarde, no ano de 2013, Matos (2015) realizou uma nova medição, encontrando valores mais baixos. A mediana dos 21 pontos analisados por Matos (2015) é igual a  $22 \text{ m d}^{-1}$ . Neste trabalho, realizando a mesma metodologia dos autores citados anteriormente, foi observado que a mediana da condutividade hidráulica reduziu para  $3 \text{ m d}^{-1}$ , no ano de 2019. Os resultados de condutividade hidráulica ao longo do tempo podem ser mais bem visualizados no Anexo 01.

A aplicação do peróxido de hidrogênio não demonstrou aumento substancial nos valores de condutividade hidráulica, demonstrando que o volume aplicado no leito não foi capaz de recuperar as condições hidráulicas. Após a aplicação, uma nova medição foi realizada, encontrando um valor mediano de  $4 \text{ m d}^{-1}$ . Eram esperados maiores valores após a aplicação. No trecho final, os valores de condutividade hidráulica após a aplicação reduziram. No ponto 22 m, do lado direito, a redução foi de  $113 \text{ m d}^{-1}$  para  $11 \text{ m d}^{-1}$ . Provavelmente, houve uma acomodação do meio suporte, dificultando a passagem de água e reduzindo os valores nesta região. Os resultados de sólidos apontam que a aplicação do peróxido de hidrogênio foi mais efetiva na região de saída do leito. No entanto, os resultados de condutividade hidráulica, indicam que a região do meio do leito foi a que apresentou maior recuperação.

Ao comparar com a unidade não plantada, nota-se que a unidade plantada se encontra em situação mais crítica, em termos de condutividade hidráulica. A diferença entre os valores é bastante expressiva. De Paoli (2011) e Matos (2015) também observaram esta tendência em suas medições.

Antes da aplicação do peróxido de hidrogênio, amostras indeformadas que estavam inseridas na região de entrada, meio e final do leito foram retiradas para medições de condutividade hidráulica e porosidade drenável. Após medição, as amostras retornaram para o leito e foram submetidas à aplicação do peróxido de hidrogênio. Os resultados demonstraram aumento nos valores de condutividade hidráulica e porosidade drenável após a aplicação do peróxido de hidrogênio. Os aumentos percentuais nos valores de condutividade hidráulica foram de 77, 31 e 7%, nas amostras da entrada, meio e final do leito, respectivamente. Na amostra inserida na região de entrada o aumento percentual foi mais elevado, no entanto, não atingiu o valor de referência da amostra controle. Estes resultados são apresentados na Figura 6-44. Como na região de entrada do leito a colmatção era mais intensa, o aumento percentual foi consideravelmente maior, para essa variável.

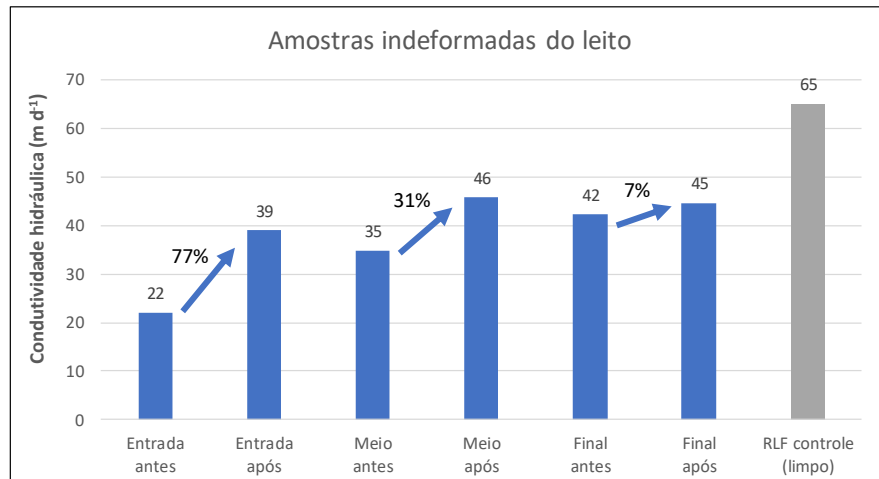


Figura 6-44: Condutividade hidráulica medida nas amostras indeformadas antes e após a aplicação do peróxido de hidrogênio.

Nas medições da porosidade drenável, também foram observados aumento após a aplicação do peróxido de hidrogênio, com valores de 13, 19 e 27%, sendo mostrados na Figura 6-45. Nas medições da amostra do final do leito, os valores de porosidade drenável ultrapassaram o valor de referência da amostra controle. Para esta variável, a aplicação do peróxido de hidrogênio mostrou ser mais efetiva no trecho final do leito.

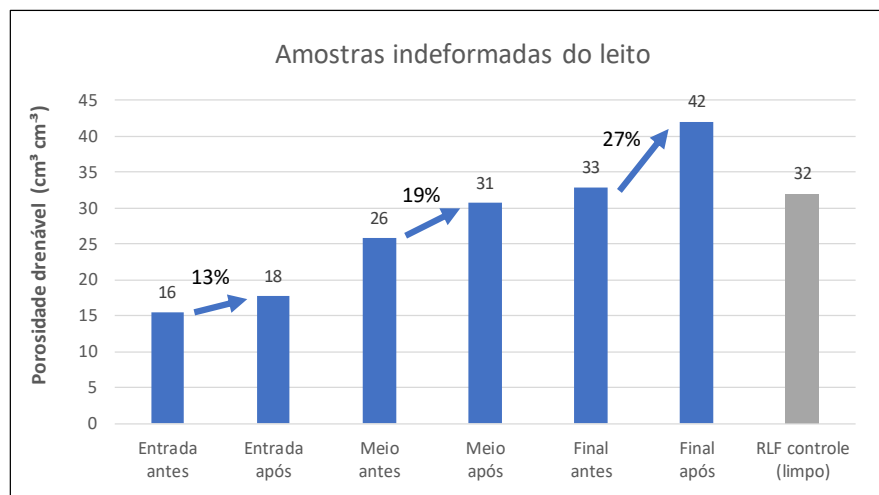


Figura 6-45: Porosidade drenável medida nas amostras indeformadas antes e após a aplicação do peróxido de hidrogênio.

Em todas as amostras foi observado rebaixamento do meio suporte no interior da cesta, sendo mais expressivo na amostra da região de entrada e menos expressivo na amostra final do leito. A redução foi de 10, 6 e 4 cm, na entrada, meio e final, respectivamente, valores coerentes com as condições de colmatação de cada região. Estas alturas de rebaixamento foram descontadas no momento das medições de condutividade hidráulica e porosidade drenável. A Figura 6-46 mostra algumas amostras antes e após a aplicação do peróxido de hidrogênio no leito. Em todas as amostras, as plantas não resistiram a reação do produto.



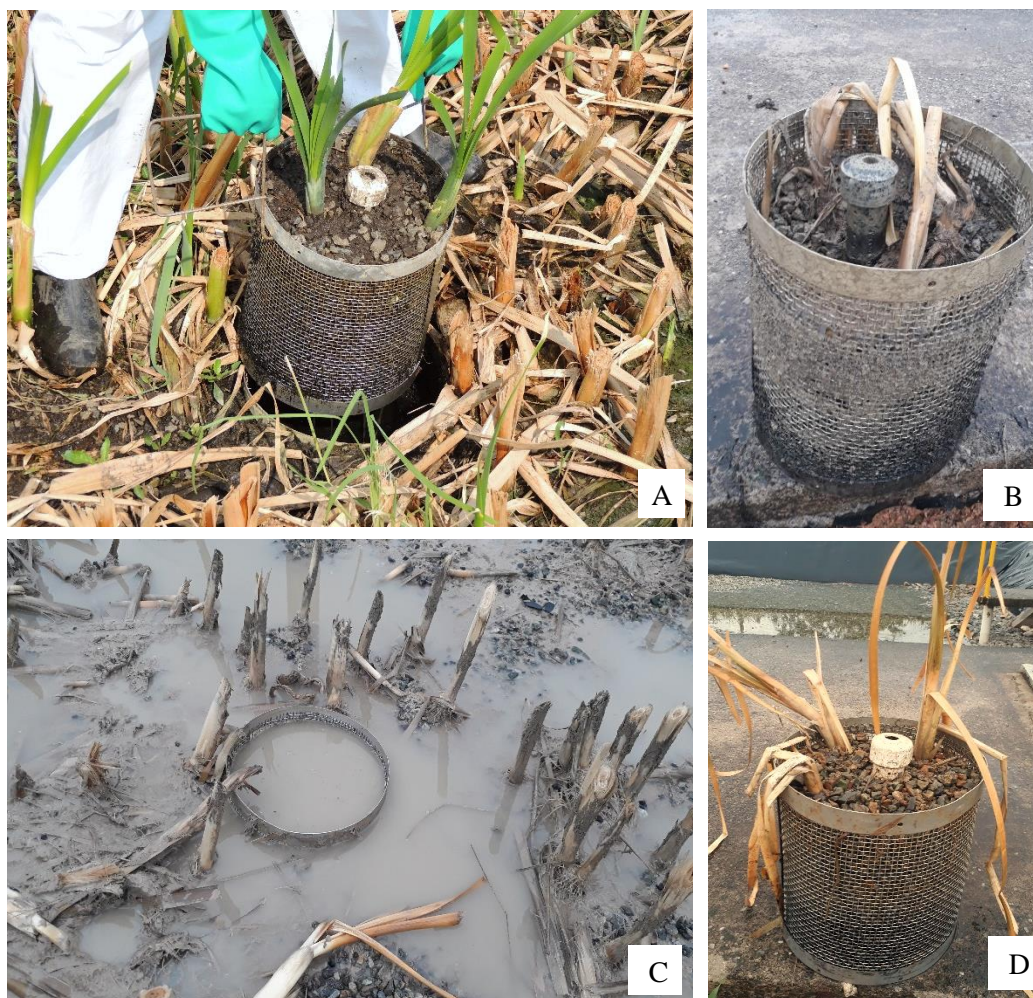


Figura 6-46: Amostras indeformadas provenientes da unidade plantada. A) amostra da região final do leito, antes da aplicação; B) amostra da região de entrada, após aplicação; C) amostra no interior do leito, na região de entrada, após aplicação; D) amostra da região final, após aplicação.

#### 6.4.2.3.3 Testes com traçador

As curvas de concentração do traçador, obtidas na unidade plantada, antes e após a aplicação do peróxido de hidrogênio, são apresentadas na Figura 6-47. Neste trabalho, foram realizados dois testes durante a Fase 4, com o dobro da vazão, um teste antes da descolmatação, porém com o sistema operando com a vazão de projeto, denominado de Teste  $Q_p$ , e um teste realizado no início da Fase 5, ou seja, após a aplicação do peróxido de hidrogênio. As curvas da concentração do traçador, em função do tempo, foram plotadas no mesmo gráfico, para auxiliar na comparação. Os dados obtidos pelo traçador são apresentados na Tabela 6-20 e foram comparados com os resultados anteriormente obtidos por De Paoli (2010) e Matos (2015).



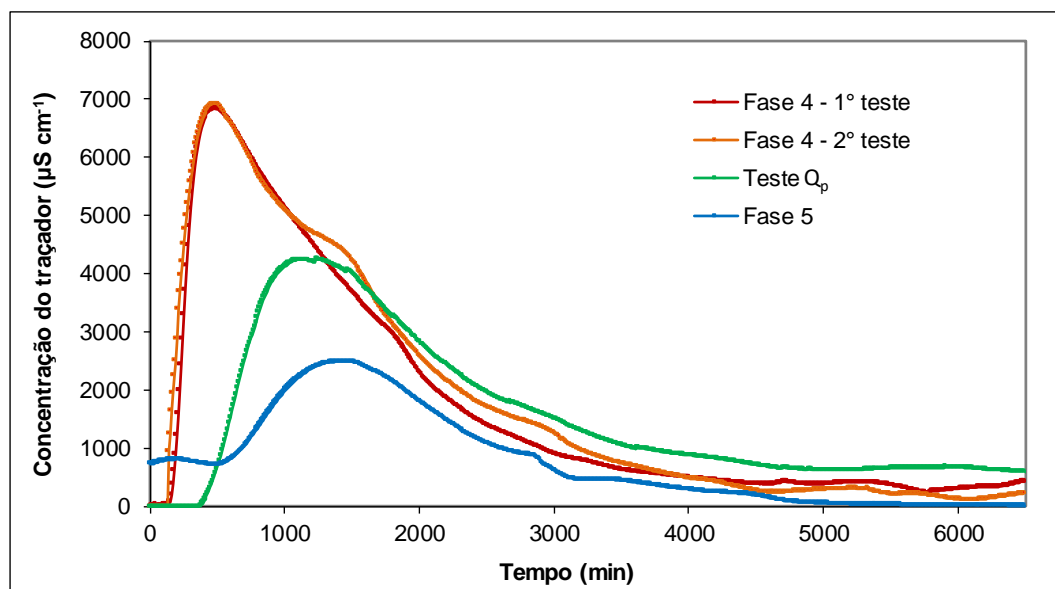


Figura 6-47: Curvas de concentração do traçador salino em função do tempo, obtidas na unidade plantada durante as Fases 4 e 5, antes e após a aplicação do peróxido de hidrogênio.

Tabela 6-20: Variáveis hidrodinâmicas obtidas através da realização de ensaios com traçador salino na unidade plantada durante as Fases 1, 3, 4 e 5.

Variável	2009 <sup>1</sup>	Junho de 2014 <sup>2</sup>	Agosto de 2014 <sup>2</sup>	Agosto de 2019 1º teste	Agosto de 2019 2º teste	Setembro de 2019	Janeiro de 2020
Traçador	<sup>82</sup> Br	NaCl	NaCl	NaCl	NaCl	NaCl	NaCl
Fase de operação	Fase 1	Fase 3	Fase 3	Fase 4	Fase 4	Teste Q <sub>p</sub>	Fase 5
Condição do teste	Início da operação	Estágio de florescimento da vegetação	Estágio de crescimento da vegetação	Dobro da vazão	Dobro da vazão	Vazão de projeto (antes da descolmatação)	Após descolmatação
Vazão afluente (m <sup>3</sup> d <sup>-1</sup> )	7,2	7,5	7,7	15,5	16,6	7,9	7,5
Vazão efluente (m <sup>3</sup> d <sup>-1</sup> )		6,1	6,9	13,4	13,7	6,2	5,4
Perdas hídricas (%)		19	12	14	18	21	27
Volume de água livre (m <sup>3</sup> )				8,33	8,33	5,13	1,67
TDH teórico (d)	1,47	1,77	1,64	1,31	1,22	2,16	1,82
TDH real (d)	1,30	1,45	1,38	1,59	1,11	2,11	1,26
Número de tanques em série	5	3	2	2	2	2	4
Número de dispersão	0,084	0,16	0,32	15,43	0,63	0,43	0,20
Eficiência volumétrica	0,89	0,82	0,84	1,21	0,91	0,97	0,69
Porcentagem de recuperação (%)		72	49	96	100	90	42

<sup>1</sup>Ensaio realizado por De Paoli (2010); <sup>2</sup>Ensaio realizado por Matos (2015).

Pelas curvas de concentração do traçador, é possível notar a semelhança entre os dois testes realizados durante a Fase 4, demonstrando pouca variação do método utilizado. No entanto, foi observada diferença entre os valores de TDH real, sendo igual a 1,59 dias no 1º teste e 1,11 dias no 2º teste, uma redução de 30% no valor do TDH de um teste para outro. A vazão afluyente no 1º teste foi um pouco menor do que no 2º teste, podendo ser o principal motivo dessa diferença. Além disso, a perda hídrica no 2º teste foi maior do que no 1º teste, contribuindo também para a redução no volume de água no interior do sistema e para a redução no TDH do 2º teste. As demais condições dos testes estavam semelhantes. Como o intervalo entre a realização de um teste para o outro foi de 7 dias, a vegetação estava na mesma altura, assim como o volume de escoamento superficial, que também foi considerado no cálculo do volume de água no interior do sistema.

O teste realizado antes da aplicação do peróxido de hidrogênio e com a vazão de projeto, denominado de Teste  $Q_p$ , apresentou o pico da concentração do traçador menor que na Fase 4, como esperado, devido à menor vazão afluyente. O TDH real nesse teste foi o maior valor entre os testes realizados, sendo igual a 2,11 dias. No dia da realização desse teste, a mediana da altura do escoamento superficial, medida em vários pontos ao longo do leito, era de 9 cm, ocupando quase 19 m do comprimento do leito e resultando em aproximadamente 5,13 m<sup>3</sup> de água em escoamento livre. Este volume de água foi a principal causa para o aumento do TDH no sistema. Após o teste de descolmatação (Fase 5), houve uma redução na altura do escoamento superficial, passando para cerca de 3 cm e ocupando 18,5 m de comprimento do leito, resultando em um menor volume de água livre, com cerca de 1,67 m<sup>3</sup>, e em menor valor do TDH real, igual a 1,26 dias. O pico da concentração do traçador após a aplicação do peróxido de hidrogênio reduziu ainda mais e foi observado um valor elevado nas concentrações efluentes no início do teste, resultando em uma baixa recuperação do traçador. Williams e Nelson (2011), utilizando fluoresceína sódica e rodamina WT, como traçadores em WHSS no tratamento de esgotos doméstico, chegaram à conclusão que as porcentagens de recuperação do traçador não são determinantes para obtenção do TDH real, inclusive, em ambos traçadores, os picos de concentração foram coincidentes.

Para auxiliar na comparação ao longo do tempo, os valores de TDH teórico, real e as eficiências volumétricas de alguns testes, foram plotados no mesmo gráfico e são apresentados na Figura 6-48. O teste realizado por Matos (2015) em estágio de crescimento da vegetação e os testes realizados durante a Fase 4, não foram incluídos no gráfico, pois foram testes

realizados em condições diferentes de vazão e estágio de crescimento da vegetação dos demais testes. Pelo gráfico, nota-se um aumento gradual nos valores de TDH real e teórico até o ano de 2019, quando o sistema estava em avançado estágio de colmatação. Era esperado que o TDH reduzisse com o avanço da colmatação, em função da redução da porosidade do leito, no entanto, a colmatação provocou o surgimento e o avanço do escoamento superficial, que é um volume de líquido em escoamento livre, aumentando, assim, o valor do TDH.

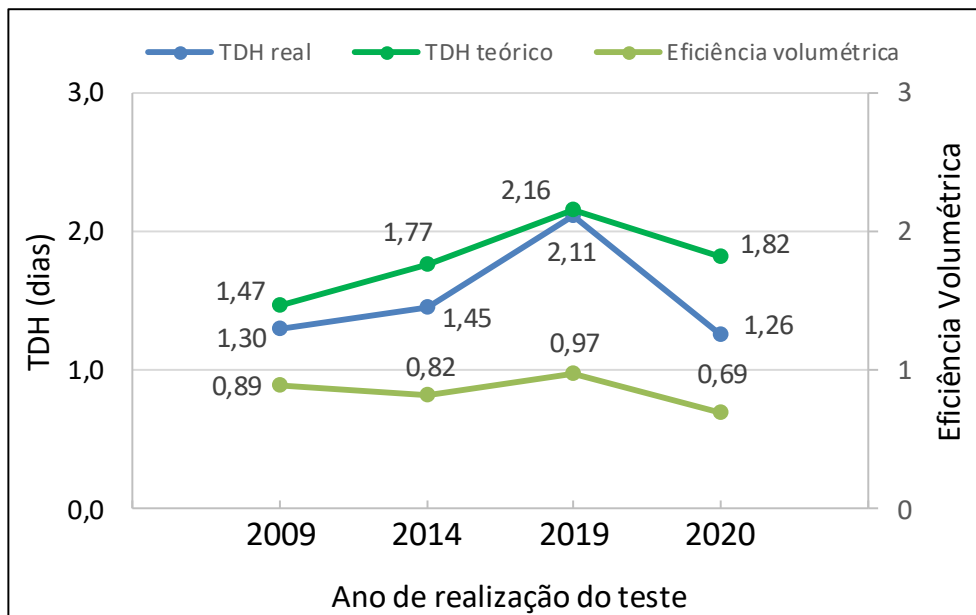


Figura 6-48: Tempos de detenção hidráulica e eficiência volumétrica em alguns testes realizados na unidade plantada. No ano de 2009 os valores foram determinados por De Paoli (2010) e no ano de 2014 por Matos (2015).

Após aplicação do peróxido de hidrogênio, foi observada redução no TDH real e teórico, com maiores proporções no TDH real. Essa diferença resultou em uma baixa eficiência volumétrica, sendo o menor valor entre todo o período. Estes resultados mostram que o peróxido de hidrogênio foi eficiente na recuperação das condições hidrodinâmicas do leito, uma vez que reduziu o TDH real e se aproximando do valor de projeto, que é de 1,20 dias. No entanto, o leito ainda se encontra com elevado grau de colmatação, indicado pelo valor de eficiência volumétrica e pelos volumes de escoamento superficial acima do leito.

Os valores de TDH real estão inferiores ao TDH teórico em todos os testes. Kadlec e Wallace (2009) afirmaram que é comum os valores do TDH real estarem abaixo dos valores teóricos, pois nem todo o volume do leito é utilizado para o escoamento da solução traçadora.

O número de tanques em série ( $\eta$ ) e o número de dispersão ( $d$ ), mostrados na Tabela 6-20, também demonstraram que, após a aplicação do peróxido de hidrogênio, o sistema se

aproximou das condições hidrodinâmicas do início do período operacional. Os menores valores do número de dispersão e maiores valores do número de tanques em série indicam que o reator se aproxima de um modelo de fluxo em pistão, enquanto que ao contrário, o reator se aproxima do regime de mistura completa (LEVENSPIEL, 2000). No início da operação, a unidade plantada possuía  $\eta$  igual a 5. Com o avanço da colmatação, o valor reduziu para 3 e depois para 2. Após o teste de descolmatação no leito, o valor de  $\eta$  subiu para 4. Estes resultados indicam que, no início da operação, a unidade plantada possuía condições próximas de menor dispersão. Com o avanço da colmatação, se aproximou de mistura completa e após a aplicação do peróxido de hidrogênio retornou para as condições de menor dispersão. A mesma tendência ocorreu para os valores de  $d$ , que no início da operação era igual a 0,084 e com o avanço da colmatação subiu até atingir 15,43 e após a descolmatação reduziu para 0,20.

#### 6.4.2.3.4 *Síntese conclusiva e pontos relevantes sobre a aplicação do peróxido de hidrogênio*

A aplicação do peróxido de hidrogênio na unidade plantada não foi suficiente para retornar com as condições normais de operação, em relação às concentrações efluentes de DBO, DQO e SST. Após aplicação, a unidade foi classificada em “colapso” no desempenho, de acordo com o CEP, e “colapso” hidráulico, pois o escoamento superficial ainda ultrapassa 2/3 do comprimento do leito. Apesar disso, houve redução na camada de lodo acumulado acima da superfície do leito e redução no volume de escoamento livre acima do meio suporte. A redução nos sólidos voláteis e aumento da condutividade hidráulica foram irrelevantes após aplicação do peróxido de hidrogênio. O trecho final do leito apresentou menor relação SV/ST e maiores valores de porosidade drenável, quando utilizado as amostras indeformadas como método de medição. O trecho inicial, que estava em situação mais crítica de colmatação, apresentou maior recuperação na condutividade hidráulica pela metodologia do RLF, no entanto, não foi suficiente para retornar com os valores de referência. Os resultados do teste com o traçador mostraram recuperação das condições hidrodinâmicas do leito, porém, os 2.000 litros aplicado do produto não foram suficientes para acabar com o escoamento superficial.

Nivala e Rousseau (2009) aplicaram 1.660 litros de peróxido de hidrogênio (35%) em um WHSS localizado em Minnesota, EUA, e obtiveram resultado satisfatório, com completa eliminação do escoamento superficial e sem efeitos negativos nas plantas e no biofilme do sistema. Além disso, não foi observada deterioração na qualidade do efluente. Os autores utilizaram como base de cálculo, a equação de Behrends *et al.* (2006a), do volume de material

suporte, para determinar o volume de peróxido de hidrogênio a ser aplicado no leito. Após determinado o volume, Nivala e Rousseau (2009) utilizaram um fator de segurança de 2,5, sendo este valor multiplicado pelo volume encontrado. Neste trabalho, o cálculo do volume de peróxido de hidrogênio pela equação de Behrends *et al.* (2006a), resultaria em um volume de 279 litros. Como foram aplicados no leito 2.000 litros e um produto bem mais concentrado (50%), o “fator de segurança” resultante foi igual a 7,2. Se fosse considerado o volume equivalente de peróxido de hidrogênio a 35%, ou seja, 3.000 litros, o valor seria 10,8 vezes maior. Apesar disso, o volume utilizado neste estudo não foi suficiente para promover resultados satisfatórios.

Nivala e Rousseau (2009) enfatizam a necessidade de contabilizar a biomassa vegetal acumulada no leito no momento de estimar os volumes necessários a ser aplicado. Neste trabalho, a amostra coletada no trecho inicial da unidade plantada apresentava raízes e rizomas, mas a biomassa foliar não foi contabilizada. Nivala e Rousseau (2009) recomendam remover o máximo possível de lodo antes da aplicação. Neste trabalho, para simplificar a operação, decidiu-se não remover o lodo e aplicar o peróxido de hidrogênio com as plantas no leito. Como a maior parte da vegetação do sistema irá morrer após a aplicação, considera-se mais adequado retirar toda a biomassa vegetal do sistema antes da aplicação do produto oxidante, incluindo o sistema radicular. Como o custo com o replantio é baixo e o custo com aquisição de produtos químicos é elevado, torna-se mais atrativo remover as plantas do sistema e economizar na aquisição do produto. O procedimento de arrancar as plantas do leito, pode, inclusive, ser benéfico para o revolvimento do material suporte, criando novos espaços e permitindo com que o produto infiltre com mais facilidade no leito.

Aumentar a dose de aplicação do peróxido de hidrogênio na unidade deste estudo, objetivando reduzir ainda mais a concentração de sólidos voláteis, poderá mostrar algum efeito, no entanto, ainda existirá uma grande concentração de sólidos fixos, oriundo do desgaste do meio suporte, que contribuirá para a colmatação do leito e não serão alvo do processo oxidativo. Pelas condições críticas de colmatação do sistema e pela característica do material colmatante que restaram no leito, acredita-se que a lavagem do meio suporte poderá trazer um melhor benefício.

## 6.5 Comparação entre a unidade plantada e não plantada

Neste item será realizada uma comparação entre a unidade plantada e não plantada, utilizando-se como referência os testes com traçadores realizados durante as Fases 4 e 5. Além disso, um índice de colmatação foi utilizado para comparar o estágio de colmatação das unidades.

A Tabela 6-21 dispõe as variáveis hidrodinâmicas lado a lado para auxiliar na comparação. Pela tabela, nota-se que as perdas hídricas na unidade plantada são maiores que na unidade não plantada, em ambas as fases. Apesar de a lâmina d'água (escoamento superficial) na unidade não plantada estar mais exposta à irradiação solar, as perdas hídricas pela evapotranspiração, proporcionada pelas plantas, são comumente maiores do que os valores de evaporação. Costa (2013) realizou medições durante um ano em tanques simulando o leito plantado e não plantado, no mesmo local deste estudo, e observou maiores perdas por transpiração do que por evaporação, no entanto, as diferenças foram de apenas 3 e 2%, respectivamente. Neste trabalho, a diferença entre as perdas hídricas de cada unidade foi bem maior do que os medidos por Costa (2013). A autora também atribuiu uma perda por infiltração no fundo do leito de 18% da vazão de entrada. Através do uso de georadar, Matos (2015) encontrou indícios de infiltração em apenas um ponto na unidade plantada, mas não comprova totalmente as suspeitas levantadas por Costa (2013), uma vez que os valores de evaporação e evapotranspiração estão bem abaixo dos valores reportados pela literatura. No trabalho de Matos (2015), as perdas hídricas foram maiores na unidade plantada apenas quando a vegetação estava em estágio de crescimento. Provavelmente o estágio de crescimento da vegetação, somado às perdas de água por infiltração, mesmo que pouco, resultaram em grandes diferenças de perdas hídricas entre a unidade plantada e não plantada.

Freitas *et al.* (2019) estudaram um WHSS no tratamento de esgoto sanitário municipal em clima subtropical utilizando a *Typha domingensis* como vegetação e areia grossa ( $d_{10} = 0,29$  mm e  $C_u = 4$ ) como material filtrante. Os autores encontraram uma evapotranspiração mediana de  $2,2 \text{ mm d}^{-1}$ , representando 8% da TAH, valor inferior às perdas hídricas encontradas no WHP deste trabalho.

Tabela 6-21: Variáveis hidrodinâmicas obtidas através da realização de ensaios com traçador salino na unidade plantada e não plantada durante as Fases 4 e 5.

Variável	WHP 1° teste	WHP 2° teste	WHNP	WHP	WHNP
Fase de operação	Fase 4	Fase 4	Fase 4	Fase 5	Fase 5
Vazão afluente (m <sup>3</sup> d <sup>-1</sup> )	15,5	16,6	17,2	7,5	7,3
Vazão efluente (m <sup>3</sup> d <sup>-1</sup> )	13,4	13,7	16,4	5,4	6,5
Perdas hídricas (%)	14	18	5	27	11
Volume de água livre (m <sup>3</sup> )	8,33	8,33	14,25	1,67	3,75
TDH teórico (d)	1,31	1,22	1,34	1,82	1,71
TDH real (d)	1,59	1,11	2,22	1,26	1,56
Número de tanques em série	2	2	2	4	3
Número de dispersão	15,43	0,63	0,25	0,20	0,33
Eficiência volumétrica	1,21	0,91	1,66	0,69	0,92
Porcentagem de recuperação (%)	96	100	74	42	44

O rebaixamento do meio suporte na unidade não plantada, provocado pela retirada das plantas invasoras, resultou em maiores volumes de água livre acima do meio suporte, em ambas as fases, quando comparado com a unidade plantada. Os volumes de água livre foram bem maiores durante a Fase 4, quando as taxas de aplicação hidráulica também foram mais elevadas. Essa também foi a principal razão do maior TDH real na unidade não plantada nas duas fases avaliadas. Como na Fase 4, a unidade não plantada apresentava grandes volumes de água acima do leito, o TDH real foi de 2,22 dias, ou seja, valor muito acima do TDH teórico e do TDH de projeto.

Conforme já discutido, a unidade não plantada possui um comportamento hidrodinâmico semelhante a uma lagoa de estabilização, pois a altura da lâmina d'água acima do meio suporte foi de aproximadamente 20 cm e ocupando 100% da superfície do leito. O comportamento das curvas de distribuição do traçador também confirma esta hipótese, apresentando flutuação diárias apenas na unidade não plantada. Na Figura 6-49 é possível notar a diferença entre a curva de distribuição da unidade plantada e não plantada durante a Fase 4. A massa de traçador aplicado foi igual nas duas unidades e o pico do traçador na unidade não plantada é bem inferior, sendo amortecido pelo volume de água acima do meio suporte.

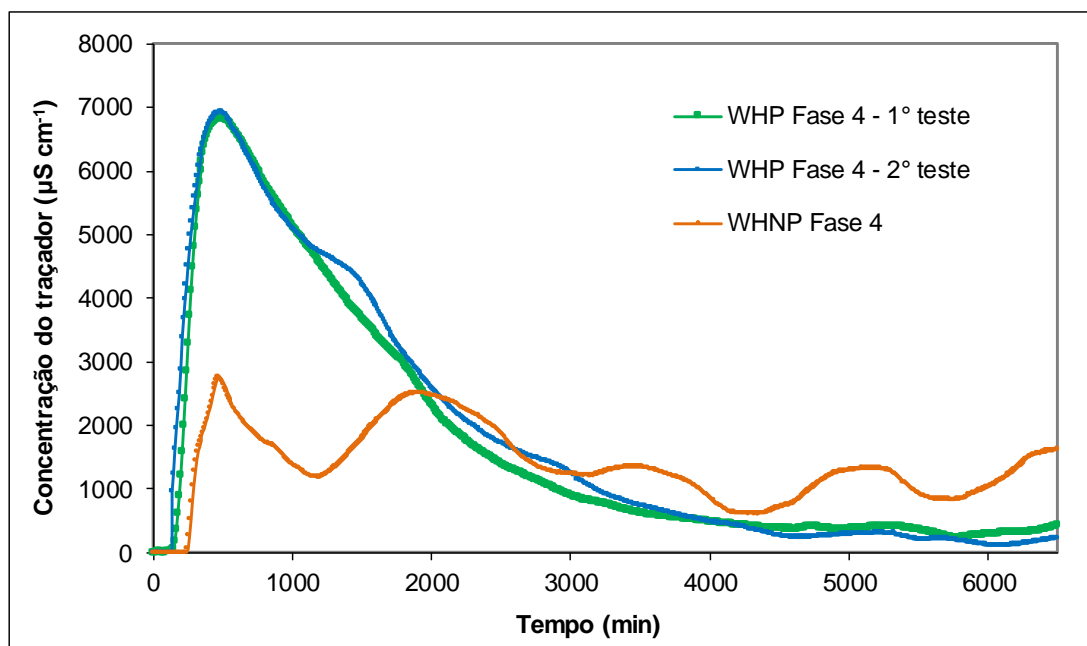


Figura 6-49: Curvas de concentração do traçador salino em função do tempo, obtidas na unidade plantada (WHP) e não plantada (WHNP) durante a Fases 4.

O número de tanques em série em ambas unidades foi igual a 2, nos testes realizados durante a Fase 4. Após os testes de descolmatação nos leitos, a unidade não plantada aumentou o valor de  $\eta$  para 3 e a unidade plantada para 4, mostrando que a aplicação do peróxido de hidrogênio foi mais eficiente na recuperação hidrodinâmica do leito que o período de repouso. O número de dispersão não mostrou tendências. Com exceção do 1º teste realizado na unidade plantada durante a Fase 4, todos os outros testes apresentaram baixos valores do número de dispersão, demonstrando a aproximação de um reator de fluxo em pistão. Borges *et al.* (2009) também observaram baixos valores de dispersão ( $d \cong 0,04$ ) utilizando rodamina WT e fluoresceína sódica como traçadores em WHSS, inclusive os valores de  $d$  estiveram abaixo dos reportados na literatura e observados neste trabalho. Os autores atribuíram os baixos valores de dispersão à elevada relação L/B das unidades estudadas, que possui relação igual a 24. A mesma tendência também foi observada por Cothren *et al.* (2002) e García *et al.* (2004). Os baixos valores de dispersão encontrados neste trabalho também estão relacionados com a relação L/B, que neste trabalho é igual a 8,5.

Durante a Fase 5, com o retorno para as vazões de projeto, o volume de água acima da superfície dos leitos, especialmente na unidade não plantada, reduziu consideravelmente. Este fato resultou em uma semelhança entre as curvas de concentração do traçador nas duas unidades, conforme mostrado na Figura 6-50. Apesar disso, a unidade não plantada ainda apresentou pequenos picos de concentração do traçador, registrado diariamente, em função de



ainda haver escoamento superficial ocupando toda a superfície do leito, mas em menores proporções. O pico nas duas unidades foi semelhante, assim como a recuperação do traçador. O valor de TDH real também está mais próximo, com 1,26 dias na unidade plantada e 1,56 dias na unidade não plantada, uma diferença de 7,2 horas, menor que a diferença observada na Fase 4.

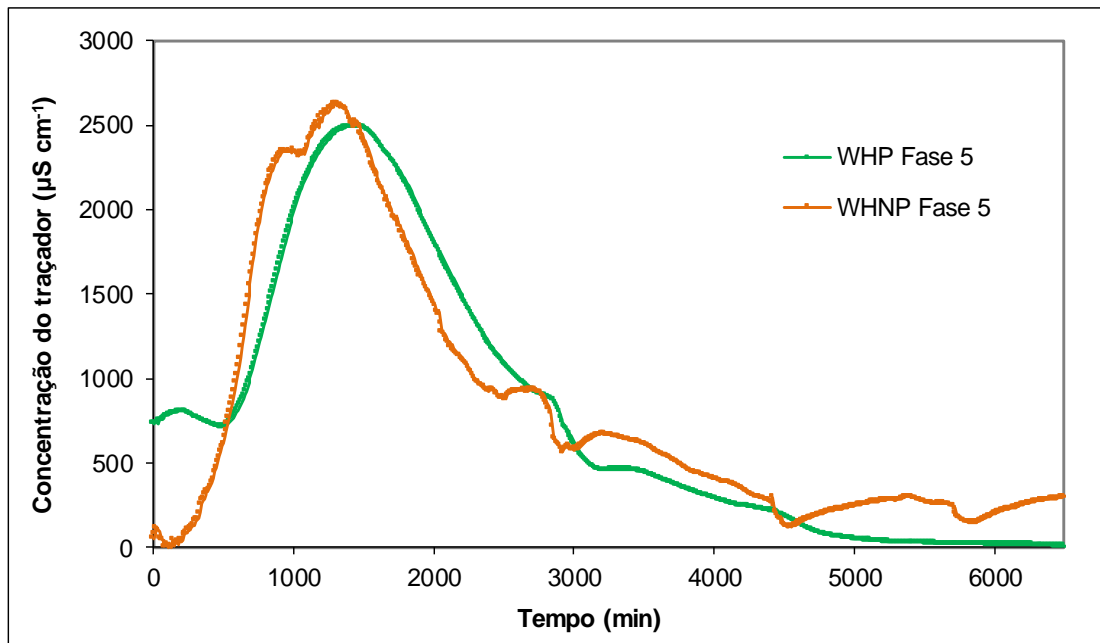


Figura 6-50: Curvas de concentração do traçador salino em função do tempo, obtidas na unidade plantada (WHP) e não plantada (WHNP) durante a Fase 5.

De Paoli (2010) observou que a unidade plantada estava mais colmatada que a não plantada, apresentando menor valor de eficiência volumétrica e maior acúmulo de sólidos no leito. Matos (2015) obteve resultados diferentes e concluiu que a unidade não plantada estava mais colmatada, apresentando menor TDH, menor eficiência volumétrica, maiores índices de curtos-circuitos hidráulicos e menor porosidade livre. O autor atribuiu o empolamento do leito e a morte de raízes e rizomas com a maior facilidade do escoamento da água residuária, resultando em melhores resultados hidrodinâmicos. Neste trabalho, a unidade plantada apresentou menores valores de TDH real. Conforme já discutido, os valores de eficiência volumétrica não devem ser utilizados para avaliação da colmatção, uma vez que estão influenciados pelos volumes de água acima do leito. Por meio dos resultados hidrodinâmicos não é possível concluir qual unidade encontra-se mais colmatada, devido ao volume de água livre acima do leito ser diferente nas duas unidades, o que interfere nos resultados. É possível concluir que a unidade não plantada se encontra em uma condição hidrodinâmica diferente de um WHSS, devido, principalmente, ao rebaixamento do meio suporte.

Em contrapartida, os ensaios de condutividade hidráulica, mostrados no Anexo 01, indicam que a unidade plantada encontra-se mais colmatada, devido aos valores estarem abaixo da unidade não plantada, mesmo após a aplicação do peróxido de hidrogênio. Utilizando-se da mediana de todos os valores de condutividade hidráulica obtidos nos leitos, nos anos de 2009, 2014, 2019 e 2020, foi possível determinar um índice de colmatção. Através da Equação 4.11, e utilizando-se dos valores de TDH teórico em cada período e do comprimento dos leitos (25 m), foi possível estimar o grau de colmatção de cada unidade. Os resultados do índice de colmatção e as variáveis utilizadas para cálculo são apresentados na Tabela 6-22. Este índice foi proposto por Lancheros *et al.* (2017) com o objetivo de comparar o grau de colmatção em diferentes WHSS.

Tabela 6-22: Índice de colmatção nas unidades plantada (WHP) e não plantada (WHNP) e as variáveis utilizadas para determinação.

Variável	Unidade	2009	2014	2019	2020
Condutividade hidráulica ( $\text{m d}^{-1}$ )	WHP	36	22	3	4
	WHNP	182	51	41	34
TDH teórico (dias)	WHP	1,47	1,77	2,16	1,82
	WHNP	1,47	1,41	2,09	1,71
Índice de colmatção (adimensional)	WHP	2,12	1,56	0,26	0,29
	WHNP	10,70	2,88	3,43	2,33

De acordo com a classificação de Lancheros *et al.* (2017), deste 2009 as duas unidades encontram-se em estágio grave de colmatção, apresentando índice de colmatção entre 0 e 50. Segundo os autores, quanto menor o valor do índice, maior é o grau de colmatção do leito. Os valores entre 0 a 50 são considerados colmatção grave, entre 50 a 100 colmatção alta, entre 100 a 200 colmatção moderada e acima de 200 baixa colmatção. Os resultados da tabela indicam que, já em 2009, ou seja, quando as unidades estavam em funcionamento a cerca de 2 anos, ambas unidades já encontravam-se em estágio grave de colmatção. Neste mesmo período, também foi observado o início do escoamento superficial nos leitos. Ao longo do tempo, o grau de colmatção dos leitos aumentou, chegando a valores próximo a zero na unidade plantada, indicando, inclusive, maior obstrução que a unidade não plantada.

O valor de condutividade hidráulica, utilizado na etapa de projeto, foi igual a  $5.000 \text{ m d}^{-1}$ , referente ao meio suporte limpo e correspondendo ao tamanho efetivo da partícula igual a 8 mm, conforme recomendado por Crites *et al.* (2006) e citado por Dornelas (2008). Este valor de condutividade hidráulica e com o TDH teórico de 1,2 dias, resulta em um índice de

colmatação de 240, ou seja, baixa colmatação de acordo com a classificação de Lancheros *et al.* (2017). Utilizando-se dos maiores valores de condutividade hidráulica encontrados por De Paoli (2010), ou seja, de 109 m d<sup>-1</sup> na unidade plantada e 324 m d<sup>-1</sup> na unidade não plantada, resultam em índice de colmatação de 6 e 19, ou seja, valores ainda considerados de grave colmatação.

Na Tabela 6-23 são apresentados alguns índices de colmatação em trabalhos desenvolvidos em WHSS. Pela tabela, nota-se a variabilidade dos valores e não sendo observados tendências do aumento do grau de colmatação com o período de operação dos sistemas. Importante ressaltar que o índice de colmatação está associado a diferentes métodos de medição da condutividade hidráulica e que o método do permeâmetro de carga variável, utilizado neste e em outros estudos citados na tabela, possui limitações, devido à carga hidráulica ser aplicada no sentido vertical, diferente do escoamento em WHSS, e os valores de medições serem influenciados pelas condições da primeira camada do leito, onde há maior acúmulo de sólidos (MATOS, 2015). Lancheros *et al.* (2017) ressaltam que o índice proposto se encontra ainda em construção e que precisa de mais dados para estabelecer uma faixa de valores e determinar o estado do comportamento hidráulico e colmatação de WHSS.

Tabela 6-23: Índices de colmatação em alguns estudos. Adaptado de Lancheros *et al.* (2017).

Valor do índice de colmatação	Grau de colmatação	Anos de operação	Referência
0,29 a 10,7	Grave	2 a 13	Presente estudo
0 a 12	Grave	3 a 4	Caselles-Osorio <i>et al.</i> (2007)
6,9 a 9,6	Grave	7	Pedescoll <i>et al.</i> (2009)
218,9 a 318,5	Baixa	7	Carballeira <i>et al.</i> (2017)
4,1 a 41,5	Alta para grave	2 a 8	Aiello <i>et al.</i> (2016)
113,2 a 173,3	Moderada para alta	3	Lancheros <i>et al.</i> (2017)

## 6.6 Análise granulométrica da unidade plantada

Este item dedica-se a entender se a granulometria da unidade plantada sofreu alterações ao longo do tempo e se a aplicação do peróxido de hidrogênio alterou o diâmetro das partículas do meio suporte. Para isso, foram realizados ensaios granulométricos antes e após a aplicação do peróxido de hidrogênio e os resultados foram comparados com os obtidos por Matos (2015). As variáveis obtidas nos ensaios são apresentadas na Tabela 6-24. As curvas granulométricas foram plotadas no mesmo gráfico e são apresentadas na Figura 6-51.

Tabela 6-24: Variáveis granulométricas obtidas na unidade plantada nos anos de 2014 e 2019, antes e após a aplicação do peróxido de hidrogênio.

Ano	$d_{mp}$ (mm)	$d_{10}$ (mm)	$d_{30}$ (mm)	$d_{60}$ (mm)	$C_u$	$C_c$
2014*	10,56	9,7	11,5	12,2	1,26	1,12
2019 antes do H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	10,04	8,4	10,6	12,1	1,44	1,11
2019 após o H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	9,99	8,4	10,5	12,1	1,44	1,08

\*Resultado obtido por Matos (2015).

Os resultados demonstram redução na granulometria do material ao longo dos 5 anos de funcionamento do leito, demonstrado pelos valores de  $d_{mp}$  e  $d_{10}$ , que reduziu, respectivamente, de 10,56 mm para 10,04 mm e de 9,7 mm para 8,4 mm. Conforme citado por Matos (2015) a ação de intempérie, proporcionada pelas plantas, e o crescimento das raízes, levam ao desgaste do meio suporte. Estes fenômenos continuam ocorrendo e reduzindo a granulometria do material, além disso, contribuem para o aumento das concentrações de sólidos fixos no interior do leito.

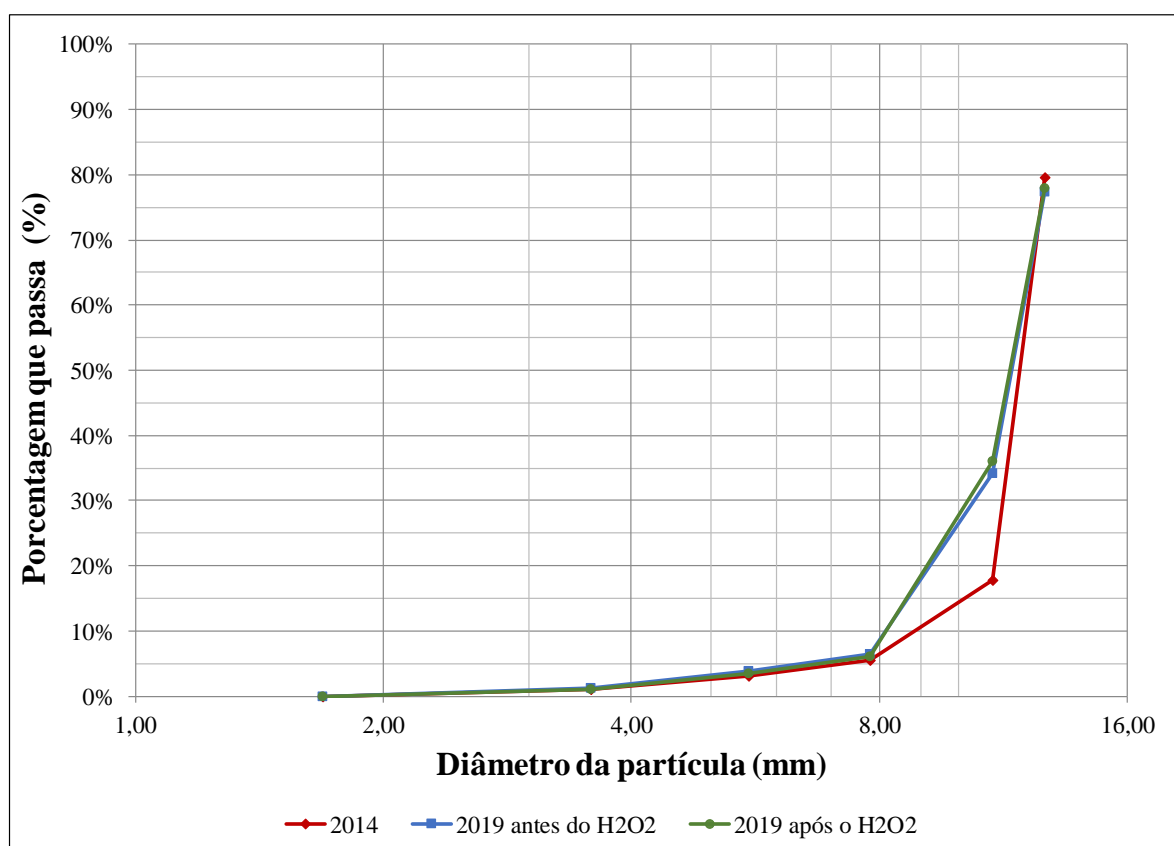


Figura 6-51: Curva granulométrica geral do meio suporte coletado nas unidades plantada e não plantada, em 2014 e na unidade plantada, antes e após a aplicação do peróxido de hidrogênio. Os resultados de 2014 foram obtidos por Matos (2015).

Pela classificação de Caputo (1988), o material continua como muito uniforme ( $C_u < 5,0$ ) e bem graduado ( $1,0 < C_c < 3,0$ ). O  $C_u$  apresentou ligeiro aumento de 2014 para 2019, devido à redução no  $d_{10}$  e o  $C_c$  apresentou ligeira redução pelo mesmo motivo. A faixa granulométrica também continua equivalente à brita n° 1, que é de 4,8 a 12,5 mm (ABNT NBR 7225:1993).

Como a escória de alto forno é um material vulnerável ao desgaste, existia a dúvida se o peróxido de hidrogênio, devido ao forte processo oxidativo e exotérmico, proveniente da reação com a matéria orgânica, iria contribuir para a redução no diâmetro do meio suporte e, como resultado, na porosidade do leito. Após a aplicação foi observada uma redução de 10,04 mm para 9,99 mm no  $d_{mp}$ , uma redução de apenas 0,5%, e de 10,6 mm para 10,5 mm no  $d_{30}$ , uma redução de 0,9%. Os valores de  $d_{10}$  e  $d_{60}$  não sofreram alterações. Diante disso, considera-se que o peróxido de hidrogênio não alterou a granulometria do meio suporte, sendo que a pequena redução observada pode ser, inclusive, devida a erros analíticos.

A faixa granulométrica utilizada nas unidades deste estudo encontra-se em acordo com as recomendadas pelas diretrizes europeias, que é de 5 a 10 mm (COOPER, 1990), e em acordo com outros autores e entidades de referência em wetlands construídos (DWA-A262E, 2017; DOTRO *et al.*, 2017; LANGERGRABER *et al.*, 2019). Vymazal (2018) recomenda utilizar uma faixa mais ampla, de 4 a 20 mm, para evitar problemas de colmatção. As taxas de aplicação e as adequadas operações dos sistemas de pré-tratamento também são importantes fatores para aumentar a vida útil do leito.

Para análise da porosidade do material, realizou-se coleta em 3 pontos ao longo do comprimento do leito, nas unidades plantada e não plantada. Para realização da análise, utilizou-se de proveta graduada e água destilada. Os resultados de cada ponto e a mediana dos valores encontrados em cada unidade são apresentados na Tabela 6-25. O valor de mediana foi utilizado para cálculo das condições hidrodinâmicas do leito.

Tabela 6-25: Porosidade medidas em amostras da unidade plantada e não plantada.

<b>Distância da entrada</b>	<b>Porosidade (%)</b>	<b>Mediana (%)</b>
WHP 1 m	38	40
WHP 12 m	46	
WHP 24 m	40	
WHNP 1 m	39	39
WHNP 12 m	35	
WHNP 24 m	40	

## 7 CONCLUSÕES

A partir das experiências adquiridas neste trabalho, pode-se concluir que:

- Os wetlands deste estudo, unidades plantada e não plantada, funcionaram muito bem durante a maior parte do período, com mais de 12 anos de operação, mesmo quando se encontravam em condições avançadas de colmatção. Ambas as unidades apresentaram bom desempenho na remoção de matéria orgânica e sólidos suspensos, com eficiências medianas, para todo o período avaliado, de 62 e 66% na remoção de DBO, 70 e 62% de DQO e 76 e 82% de SST, unidade plantada e não plantada, respectivamente. Os resultados medianos das concentrações efluentes, também para todo o período avaliado, foram de 20 e 19 mg L<sup>-1</sup> em termos de DBO, 48 e 54 mg L<sup>-1</sup> de DQO e 12 e 8 mg L<sup>-1</sup> de SST, valores bem abaixo do padrão de lançamento local. O tipo do pré-tratamento e as cargas aplicadas influenciaram mais no desempenho das unidades do que o próprio tempo de operação, evidenciando a robustez do sistema. Um melhor desempenho foi observado na segunda fase operacional, quando o sistema recebia efluente do FBPA atuando como pós-tratamento de reator UASB. O pior desempenho foi observado na quarta fase operacional, quando as unidades já apresentavam elevado grau de colmatção e quando as vazões afluentes foram duplicadas, passando de aproximadamente 7,5 m<sup>3</sup> d<sup>-1</sup> para 15 m<sup>3</sup> d<sup>-1</sup> em cada unidade.
- A elevada relação comprimento/largura das unidades, igual a 8,5, resultou em um bom desempenho do sistema, funcionando como um reator de baixa dispersão. No entanto, ela gerou uma pequena área de seção transversal e contribuiu para a rápida colmatção dos leitos e aumento da perda de carga, especialmente na região de entrada. Essa característica também contribuiu para o surgimento prematuro do escoamento superficial, deteriorando a estética das unidades. Outro fator que contribuiu para a rápida colmatção dos leitos foi a elevada taxa de aplicação orgânica na seção transversal, que apresentou mediana, para todo o período operacional, de 373 e 408 gDBO m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>, unidade plantada e não plantada, respectivamente.
- A perda de sólidos dos sistemas a montante dos wetlands (reator UASB e FBPA) também foi um fator que contribuiu para a colmatção dos leitos. Um problema no separador trifásico do reator UASB, durante um período operacional, pode ter sido a principal causa para a colmatção prematura das unidades, uma vez que aumentou a

carga de sólidos aportada nos leitos. A pequena granulometria do material suporte (igual a 10 mm) e seu desgaste também são fatores que favoreceram a colmatção dos leitos.

- O CEP demonstrou ser um bom método para avaliar o impacto da colmatção no desempenho de WHSS. Os resultados, gerados por esta ferramenta, demonstraram que a colmatção prejudicou a qualidade do efluente, em termos de DBO, já nos dois primeiros anos de operação e em ambas unidades. Para a variável DQO, os wetlands mostraram ser mais robustos, principalmente a unidade não plantada, que entrou no nível de “colapso” depois de aproximadamente 4 anos de operação, quando comparado com a unidade plantada, e após o dobro da carga aplicada. Para SST a unidade plantada demonstrou um melhor desempenho, entrando em “colapso” cerca de 4 anos depois que a unidade não plantada. Apesar de o CEP mostrar que as unidades permaneceram em nível de “colapso”, em termos de desempenho, ambas unidades operaram, na maior parte do tempo, em cumprimento com os padrões de lançamento local. Apenas quando as unidades operaram com o dobro da carga aplicada, que o percentual de violação no padrão de lançamento também aumentou.
- Ambas as unidades operaram com escoamento superficial durante a maior parte do tempo, iniciando no 2º ano de operação do sistema. O “colapso” em termos hidráulicos, ou seja, quando o escoamento superficial ultrapassou 2/3 do comprimento do leito, se iniciou a partir do 7º ano. A unidade não plantada apresentou condições mais críticas, permanecendo com 100% do leito com escoamento superficial a partir do 11º ano de operação. Devido à retirada constante de plantas invasoras, a unidade não plantada apresentou redução de 10 cm na altura do meio suporte, sendo o principal fator do afloramento da água residuária. Nas unidades avaliadas, o escoamento superficial esteve mais relacionado com questões estéticas do que com o desempenho do sistema.
- Na comparação entre o desempenho da unidade plantada com a não plantada, procurando entender a influência da vegetação no sistema, é possível concluir que a vegetação contribuiu, mesmo que pouco, com a degradação da matéria orgânica recalcitrante, demonstrado pelos valores de DQO. Apesar de o nível de “colapso” ter ocorrido antes na unidade plantada, os valores de concentração efluente de DQO foram significativamente menores nas Fases 2 e 4. Já para SST, a unidade não plantada apresentou melhor desempenho nas duas primeiras fases de operação, no entanto, com o avanço da colmatção, as unidades apresentaram desempenho similar. Possivelmente,

em operação com menor taxa de aplicação orgânica superficial, abaixo de  $3 \text{ gDBO m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ , a vegetação apresenta maiores benefícios na qualidade do efluente. De qualquer forma, manter um leito sem vegetação é uma atividade trabalhosa que eleva os custos com manutenção do sistema e causa redução na altura do meio suporte. Outro fator importante é que a retirada constante de plantas invasoras no talude da unidade não plantada contribuiu para danificação da manta de impermeabilização e para a introdução de partículas de solo no leito. Na unidade plantada isso ocorreu com menor frequência e os taludes permaneceram com maior área de recobrimento.

- O rebaixamento de 10 cm no meio suporte da unidade não plantada, provocado pela retirada das plantas invasoras, resultou em grandes volumes de água livre acima do meio suporte, fazendo com que o comportamento hidrodinâmico do sistema se aproximasse de uma lagoa de estabilização.
- As amostras indeformadas representaram muito bem as condições do leito, demonstrando coerência nos resultados de condutividade hidráulica e porosidade drenável, com os ensaios realizados antes e após os testes de descolmatação.
- Os métodos de descolmatação empregados nos leitos não foram suficientes para retornar com as condições normais de operação, em termos de desempenho e nas condições hidrodinâmicas. Ambas as unidades, plantada e não plantada, estavam em condições muito avançadas de colmatação. Os 2.000 L de peróxido de hidrogênio aplicado na unidade plantada surtiram pouco efeito, sendo que a maior parcela do produto foi consumida pelo lodo acumulado na superfície da unidade. Na unidade não plantada, o período de repouso de 30 dias não foi efetivo. Os resultados indicaram que a aplicação do peróxido de hidrogênio surtiu mais efeito na recuperação do leito do que o período de repouso, o que era esperado. Apesar disso, acredita-se que o período de repouso seja um método propício para ser incorporado na rotina operacional do sistema, atuando como método de prevenção da colmatação, pois possibilitou a redução de 86% nos sólidos voláteis das amostras indeformadas.
- Os volumes necessários de peróxido de hidrogênio a serem aplicados no leito variam de acordo com a característica do material colmatante em cada unidade. As equações utilizadas em outros trabalhos, incluindo do presente estudo, não se aplicam a situações genéricas, mas poderão ser utilizadas como premissa para realização de testes preliminares, que deverão ser realizados em cada caso.



- Na análise dos custos com os métodos de descolmatação, foi verificado que a aplicação do peróxido de hidrogênio é menor quando comparado com a troca do material suporte. A aplicação do peróxido de hidrogênio, com a dose utilizada neste trabalho, resultou em um custo de 141 R\$ hab<sup>-1</sup>, enquanto que para trocar o material suporte por escória o custo aumentaria para 236 R\$ hab<sup>-1</sup>. No entanto, a dose utilizada não foi efetiva para a recuperação do leite, devendo ser realizada uma nova estimativa com maiores doses de aplicação. A lavagem do meio suporte também demonstrou menores custos para realização, igual a 72 R\$ hab<sup>-1</sup>, quando comparado com a troca do meio suporte, e parece ser a melhor opção para descolmatação de leitos, porém, os custos com a execução do método precisam ser mais bem avaliados e variam para cada situação.

## 8 SUGESTÕES

Para dar continuidade à presente pesquisa, sugere-se:

- Avaliar a aplicação de maiores doses de peróxido de hidrogênio para descolmatação de WHSS e observar mudanças no desempenho do sistema, principalmente em relação à remoção de matéria orgânica e sólidos. Como parâmetro de eficiência do método de descolmatação, recomenda-se realizar análises de sólidos, ensaios com traçadores, de condutividade hidráulica e porosidade drenável, antes e após aplicação do peróxido de hidrogênio. As amostras indeformadas demonstraram ser complementares às medições de condutividade hidráulica, já que o permeâmetro de carga variável, aplicado no leito, possui limitações. Antes da aplicação do peróxido de hidrogênio, recomenda-se remover o máximo possível de lodo acumulado na superfície do leito, objetivando economia de produto e permitir atuação do peróxido de hidrogênio nas camadas mais profundas do leito. Recomenda-se, também, remover toda a vegetação do sistema, de maneira a reduzir a matéria orgânica do leito e promover o revolvimento do meio suporte para melhor atuação do produto.
- Avaliar alguns fatores que parecem afetar a qualidade do efluente final e precisam ser mais bem compreendidos, como: i) a taxa de aplicação superficial de peróxido de hidrogênio; ii) a concentração do produto utilizado, e; iii) se a aplicação irá ocorrer em todo o leito ou em apenas em um trecho. Diante disso, recomenda-se aprofundar em pesquisas sobre estes temas. Além disso, torna-se necessário avaliar a duração da deterioração da qualidade do efluente após aplicação do peróxido de hidrogênio, com o objetivo de definir o tempo necessário e o tipo de tratamento do efluente.
- Avaliar a lavagem do meio suporte em leitos em escala plena, buscando desenvolver um procedimento de fácil execução e elevada eficiência na remoção de sólidos, e que seja de menor custo quando comparado com a troca do meio suporte.
- Avaliar o período de repouso como medida de prorrogar o tempo para a colmatação do leito, incorporando o método na rotina operacional do sistema.

Para os wetlands horizontais do CePTS, recomenda-se:

- Caso seja avaliado que as unidades serão utilizadas para novas pesquisas, recomenda-se realizar uma reforma no sistema, realizando modificações conforme necessidade. Recomenda-se utilizar uma geomembrana resistente e um meio suporte de maior granulometria e que seja inerte. Reduzir a relação comprimento/largura e alterar o afluente são importantes fatores para aumentar a vida útil do sistema.
- Caso o reator UASB seja mantido como unidade de pré-tratamento, deverá ser operado de maneira rigorosa, com descartes de lodo em acordo com os critérios recomendados e monitoramento rotineiro do lodo e/ou dos sólidos sedimentáveis. Uma opção para reduzir o aporte de sólidos no WHSS é encaminhar o efluente do reator UASB para um filtro biológico percolador, aproveitando a carga hidráulica, seguido de um decantador, que também deverá ser operado de maneira sistemática.
- Para auxiliar na operação e monitoramento do sistema, recomenda-se implantar um sistema de medição contínua de vazão afluente e efluente, de modo a aperfeiçoar os cálculos das cargas recebidas e removidas, bem como implantar um sistema preciso de controle da vazão afluente, de forma a manter a operação com as vazões definidas para operação e auxiliar em mudanças das cargas aplicadas. Implantar um sistema de controle de nível de água no interior do tanque, assim como um registro para drenagem total do sistema também são medidas que ajudarão na operação e/ou manutenção.

## REFERÊNCIAS

- ABNT NBR 7225:1993. Associação Brasileira de Normas Técnicas. *Materiais de pedra e agregados naturais*. Rio de Janeiro, 4 páginas, 1993.
- ADMON, S.; TARRE, S.; SABBAH, I.; LAHAV, O.; BELIAVSKI, M.; GREEN, M. Treatment of presettled municipal wastewater using a passively aerated vertical bed. *Environmental Engineering Science*, v. 22, n. 6, p. 707-715, 2005.
- AIELLO, R.; BAGARELLO, V.; BARBAGALLO, S.; IOVINO, M.; MARZO, A.; TOSCANO, A. Evaluation of clogging in full-scale subsurface flow constructed wetlands. *Ecological Engineering*, v. 95, p. 505–513, 2016.
- AIZENCHTADT, E.; INGMAN, D.; FRIEDLER, E. Quality control of wastewater treatment: A new approach. *European Journal of Operational Research*, v. 189, p. 445–458. 2008.
- AKRATOS, C. S.; TSIHRINTZIS, V. A. Effect of temperature, HRT, vegetation and porous media on removal efficiency of pilot-scale horizontal subsurface flow constructed wetlands. *Ecological Engineering*, v. 29, p. 173–191, 2007.
- ALBUQUERQUE, A.; OLIVEIRA, J.; SEMITELA, S.; AMARAL, L. Evaluation of the effectiveness of horizontal subsurface flow constructed wetlands for different media. *Journal of Environmental Sciences*, v. 22, n. 6. p. 820-825, 2010.
- ALCABAR, A. P. *Colmatación em humedales construidos de flujo subsuperficial horizontal*. Tese (Doctorat de Biotecnologia Agroalimentària i Sostenibilitat) Universitat Politècnica de Catalunya, Escola Superior d'Agricultura de Barcelona, Barcelona, 224 p., 2010.
- 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, UFMG, Belo Horizonte, 113p., 2012.
- APHA; AWWA; WEF. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 23<sup>rd</sup> ed. (Rice, E. W., Baird, R. B., Eaton, A. D. & Clesceri, L. S., eds). American Public Health Association (APHA), American Water Works Association (AWWA) and Water Environment Federation (WEF), Washington, DC, USA, 2017.
- ARAUJO, N. G. A.; LINDOSO, R. L.; HENNING, E.; ALVES, C. C.; ZVIRTES, L. *Aplicação de gráficos de controle para monitoramento estatístico da turbidez da água potável*. Belo Horizonte: XXXI Encontro Nacional de Engenharia de Produção, 2011.
- ARM GROUP LTD. Disponível em: <<https://www.facebook.com/ARMGroupLtd/>>. Publicado em 11 de agosto de 2017 e acessado em 22 de dezembro de 2018.
- ATALLA, A.; PELISSARI, C.; OLIVEIRA, M.; PEREIRA, M. A. S.; CAVALHERI, P. S.; SEZERINO, P. H.; FILHO, F. J. C. M. Influence of earthworm presence and hydraulic loading rate on the performance of vertical flow constructed wetlands. *Environmental Technology*, DOI: 10.1080/09593330.2019.1710572, 2020.

AVELAR, F.F.; MATOS, A.T.; MATOS, M.P.; BORGES, A.C. Coliform bacteria removal from sewage in constructed wetlands planted with *Mentha aquatica*. *Environmental Technology*, v.35, p.2095-2103, 2014.

BAPTESTINI, G. C. F. *Sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial com inversão no sentido de escoamento*. Tese de doutorado em Engenharia Agrícola. Universidade Federal de Viçosa, MG, 182p. 2014.

BAPTESTINI, G. C. F.; MATOS, A. T. M.; BORGES, A.C. Effect of reversal of the flow direction on hydrodynamic characteristics and plants cultivated in constructed *wetland* systems. *Acta Scientiarum Technology*, v. 38, n. 1, p. 49-56, 2016.

BARCA, C.; MEYER, D.; LIIRA, M.; DRISSEN, P.; COMEAU, Y.; ANDRÈS, Y.; CHAZARENC, F. Steel slag filters to upgrade phosphorus removal in small wastewater treatment plants: removal mechanisms and performance. *Ecological Engineering*. v. 68, p. 214-222, 2014.

BARCA, C.; TROESCH, S.; MEYER, D.; DRISSEN, P.; ANDRÈS, Y.; CHAZARENC, F. Steel slag filters to upgrade phosphorus removal in constructed wetlands: two years of field experiments. *Environmental Science and Technology*. v. 47, p. 549-556, 2013.

BARRETO, A. B.; VASCONCELLOS, G. R.; VON SPERLING, M. Respirimetria com amostras indeformadas: uma metodologia inovadora para investigação de parâmetros cinéticos em leitos de wetlands construídos horizontais subsuperficiais em escala real. In: *2º Simpósio brasileiro sobre aplicação de wetlands construídos no tratamento de águas residuárias*, Curitiba, junho de 2015a.

BARRETO, A. B.; VASCONCELLOS, G. R.; VON SPERLING, M. Respirimetria com amostras indeformadas: uma metodologia inovadora para investigação de parâmetros cinéticos em leitos de wetlands construídos horizontais subsuperficiais em escala real. *Revista Engenharia e Construção Civil*, v. 2, n. 2, p. 66-76, 2015b.

BARRETO, A. B.; VASCONCELLOS, R.; VON SPERLING, M.; KUSCHK, P.; KAPPELMEYER, U.; VASEL, J.L. Field application of a planted fixed bed reactor (PFR) for support media and rhizosphere investigation using undisturbed samples from full-scale constructed wetlands. *Water Science and Technology*, v.72, n.4, p.553-650, 2015c.

BARRETO, A. B. *Contribuição da zona de raízes em sistemas alagados construídos de escoamento subsuperficial horizontal para tratamento de efluentes sanitários*. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos). Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 217 p., 2016.

BARRETO, A. B.; VON SPERLING, M.; VASCONCELLOS, G. R. Respirimetry in real scale horizontal subsurface flow constructed wetlands: using undisturbed samples for investigating kinetic parameters. In: *IWA Specialist Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control*, Poland, 2016.

BARRETO, A. B.; VASCONCELLOS, G. R.; VON SPERLING, M. A presença e o tipo de vegetação aumentam a biomassa aeróbia nos wetlands de escoamento horizontal

subsuperficial? In: *3º Simpósio brasileiro sobre aplicação de wetlands construídos no tratamento de águas residuárias*, Campo Grande, 2017.

BAVOR, H. J., SCHULZ, T. J. Sustainable suspended solids and nutrient removal in large-scale, solid-matrix, constructed wetland systems. In: Moshiri, G.A. (Ed.), *Constructed Wetlands for Water Quality Improvement*. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida, p. 646-656, 1993.

BEDIENT, P. B.; RIFAI, H. S.; NEWELL, C. J. *Ground Water Contamination: Transport and Remediation*. Prentice-Hall Inc., New Jersey, USA, 542p., 1994.

BEHRENDTS, L.L., BAILEY, E., HOUKE, L., JANSEN, P., SMITH, S. Non-invasive methods for treating and removing sludge from subsurface flow constructed wetlands I. In: *National Onsite Wastewater Recycling Association 15º Annual Meeting*, Denver Colorado, August 27-31, 2006a.

BEHRENDTS, L.L., BAILEY, E., HOUKE, L., JANSEN, P., SMITH, S. Non-invasive methods for treating and removing sludge from subsurface flow constructed wetlands II. In: *Proceedings of the 10th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control*, 23 e 29 September 2006. Ministério de Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional (MAOTDR) and IWA, Lisbon, Portugal, p. 1271-1281, 2006b.

BIRKIGT, J.; STUMPP, C.; MAŁOSZEWSKI, P.; NIJENHUIS, I. Evaluation of the hydrological flow paths in a gravel bed filtermodeling a horizontal subsurface flow wetland by using a multi-tracer experiment. *Science of the Total Environment*, v. 621, p. 265–272, 2018.

BODIN, H.; PERSSON, J.; ENGLUND, J.-E.; MILBERG, P. Influence of residence time analyses on estimates of wetland hydraulics and pollutant removal. *Journal of Hydrology*, v. 501, p. 1-12, 2013.

BONNER, R.; AYLWARD, L.; KAPPELMEYER, U.; SHERIDAN, C. Combining tracer studies and biomimetic design principles to investigate clogging in constructed wetlands. *Water SA*, v. 44, p. 764-770, 2018.

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

BRACHO, N.; BRISSAUD, F.; VASEL, J. L. *Hydrodynamic of ponds Part II: Practice*. In: Palestra do 8º IWA conference on WSP. Belo Horizonte, 2009.

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

BRASIL, M.S.; MATOS, A.T. Avaliação de aspectos hidráulicos e hidrológicos de sistemas alagados construídos de fluxo subsuperficial. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v.13, p.323-328, 2008.

BRISSON, J.; CHAZARENC, F. Maximizing pollutant removal in constructed wetlands: Should we pay more attention to macrophytespecies selection? *Science of the Total Environment*, v. 407, p. 3923–3930, 2009.

BRITISH WATER. Disponível em: <[https://www.britishwater.co.uk/directory/arm-ltd\\_635.aspx?DirectorySearchPageId=2](https://www.britishwater.co.uk/directory/arm-ltd_635.aspx?DirectorySearchPageId=2)>. Acessado em 10 de janeiro de 2019.

BRIX, H. Do macrophyte play a role in constructed wetlands? *Water Science and Technology*, v. 35, n. 5, p11-17, 1997.

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

CAPUTO, H. P. *Mecânica dos solos e suas aplicações: Fundamentos*. São Paulo: Livros Técnicos e Científicos Editora S. A. 6ª edição, v. 1, São Paulo, 1988.

CARBALLEIRA, T.; RUIZ, I.; SOTO, M. Methanogenic activity of accumulated solidsand gas emissions from planted and unplanted shallow horizontal subsurfaceflow constructed wetlands. *Ecological Engineering*, v. 98, p. 297–306, 2017.

CARVALHO, L. A. *Condutividade hidráulica do solo no campo: as simplificações do método do perfil instantâneo*. Piracicaba: Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Dissertação de Mestrado, 86 p., 2002.

CASELLES-OSORIO, A., GARCÍA, J. Effect of physico-chemical pretreatment on the removal efficiency of horizontal subsurface-flow constructed wetlands. *Environmental Pollution*, v. 146, p. 55–63, 2007.

CASELLES-OSORIO, A.; PUIGAGUT, J., SEGU, E.; VAELLO, N.; GRANES, F.; GARCÍA, D.; GARCÍA, J. Solid accumulation in six full-scale subsurface flow constructed wetlands. *Water Research*, p. 41, n. 6, p. 1388-1389, 2007.

CEREZO, R.G.; SUÁREZ, M.L.; VIDAL-ABARCA, M.R. The performance of a multi-stage system of constructed wetlands for urban wastewater treatment in a semiarid region of SE Spain. *Ecological Engineering*, v. 16 (4), p. 501–17, 2001.

CHAZARENC, F.; MERLIN, G. GONTHIER, Y. Hydrodynamics of horizontal subsurface flow constructed wetlands. *Ecological Engineering*, v.21, p.165–173, 2003.

CONLEY, L. M.; DICK, R. I.; LION, L. W. An assessment of the Root Zone Method of wastewater treatment. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, v. 63, n. 3, p. 239-247, 1991.

COOPER, D.; GRIFFIN, P.; COOPER, P. Factors affecting the Longevity of Subsurface Horizontal Flow Systems Operating as Tertiary Treatment for Sewage Effluent. Cap.17. In.: *Wastewater Treatment, Plant Dynamics and Management in Constructed and Natural Wetlands*. VYMAZAL, J. Institute of Systems Biology and Ecology Czech Academy of Sciences. Springer, Cap. 17, p.191-198, 2008.

COOPER, D.; GRIFFIN, P.; COOPER, P. Factors affecting the longevity of sub-surface horizontal flow systems operating as tertiary treatment for sewage effluent. *Water Science and Technology*, v. 51, n. 9, p. 127–135, 2005.

COOPER, P. F.; JOB, J. D.; GREEN, B.; SHUTES, R. B. E. Reed Beds and Constructed Wetlands for Wastewater Treatment. *WRc Publications*, Swindon, United Kingdom, 184 p., 1996.

COOPER, P. What can we learn from old wetlands? Lessons that have been learned and some that may have been forgotten over the past 20 years. *Desalination*, v. 247, p. 11-26, 2009.

COOPER., P. F. (Ed.). *European Design and Operation Guidelines for Reed Bed Treatment Systems*. Prepared for the European Community/European Water pollution Control Association Emergent Hydrophyte Treatment System Expert Contact Group. WRc Report, UI 17, 1990.

CORBELLA, C.; GARCÍA, J.; PUIGAGUT, J. Microbial fuel cells for clogging assessment in constructed wetlands. *Science of the Total Environment*, v. 569, p. 1060–1063, 2016.

COSTA, J. F.; DE PAOLI, A. C.; VON SPERLING, M. Desempenho de wetlands de fluxo horizontal subsuperficial vegetadas e não vegetadas atuando como pós-tratamento de efluente sanitário de reator UASB. In: *26º Congresso brasileiro de engenharia sanitária e ambiental*. Porto Alegre, 2011.

COSTA, J. F. *Remoção de poluentes em um sistema de alagados construídos atuando como pós-tratamento de efluentes de reator UASB e de filtro biológico percolador*. Tese de Doutorado em Saneamento. Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, MG, 193p., 2013.

COSTA, J. F.; VON SPERLING, M.; SEIDL, M. Influência de plantas na remoção de matéria orgânica e nutrientes em um sistema alagado construído de escoamento horizontal subsuperficial, atuando como pós-tratamento do efluente de um sistema reator UASB – filtro biológico percolador. In: *27º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*. Goiânia, 2013a.

COSTA, J. F.; VON SPERLING, M.; SEIDL, M. Avaliação do desempenho de sistemas de alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial tratando efluente de reator UASB. In: *1º Simpósio brasileiro sobre aplicação de wetlands construídos no tratamento de águas residuárias*, Florianópolis, maio de 2013b.

COSTA, J. F.; VON SPERLING, M.; SEIDL, M. Avaliação do desempenho de sistemas alagados construídos (wetlands) de escoamento horizontal subsuperficial tratando efluente de reator UASB. IN: *IV Seminário Internacional de Engenharia de saúde pública*, Belo Horizonte, 2013c.

COSTA, J. F.; DE PAOLI, A.; SEIDL, M.; VON SPERLING, M. Performance and behaviour of planted and unplanted units of a horizontal subsurface flow constructed wetland system treating municipal effluent from a UASB reactor. *Water Science & Technology*, 68.7, p. 1495-1502, 2013d.

COSTA, J. F.; MARTINS, W. L. P.; SEIDL, M.; VON SPERLING, M. Role of vegetation (*Typha latifolia*) on nutrient removal in a horizontal subsurface-flow constructed wetland



treating UASB reactor–trickling filter effluent. *Water Science & Technology*, 71.7, p. 1004–1010, 2015.

COSTA, J. F.; DE PAOLI, A.; SEIDL, M.; VON SPERLING, M. Avaliação do desempenho de sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial tratando efluente de reator UASB, com base em quatro anos de monitoramento. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 23, n. 1, 2018.

COSTA, R. A.; MATOS, M. P.; MATOS, A. T.; VON SPERLING, M. Comportamento hidrodinâmico de sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial de diferentes proporções geométricas e tempos de operação. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 24, n. 1, 2019.

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 de doutorado em Saneamento. Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos). Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, MG, 215 p., 2011.

COTHREN, G.M.; CHEN, S.; PARDUE, J.H. Investigation of subsurface flow constructed wetlands designs. *Public Works Management and Policy*, Thousand Oaks, v.7, n.1, p.32-45, 2002.

CRITES, R. W.; MIDDLEBROOKS, E. J.; REED, S. C. *Natural Wastewater Treatment Systems*. CRC Press, Boca Raton, FL, USA, 552 p., 2006.

DAS, K.; MUKHERJEE, A. K. Comparison of lipopeptide biosurfactants production by *Bacillus subtilis* strains in submerged and solid state fermentation systems using a cheap carbon source: Some industrial applications of biosurfactants. *Process Biochemistry*, v. 42, n. 8, p. 1191–1199, 2007.

DAVISON, L.; HEADLEY, T.R.; PRATT, K. Aspects of design, structure and performance and operation of reed beds e eight years' experience in northeastern New South Wales, Australia. *Water Science and Technology*, v. 51, n. 10, p. 129-138, 2005.

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

DE PAOLI, A. C. *Análise de desempenho e comportamento de wetlands horizontais de fluxo subsuperficial baseado em modelos hidráulicos e cinéticos*. Dissertação de mestrado em Saneamento. Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, MG, 165 p., 2010.

DE PAOLI, A. C.; VON SPERLING, M. Comparison between simple performance models applied to planted and unplanted subsurface-flow constructed wetlands for the post-treatment of UASB reactor effluents. In: *International conference on wetland systems for water pollution control*, 12. Veneza, Itália: IWA, 2010.

DE PAOLI, A. C.; VON SPERLING, M. Avaliação da colmatção em wetlands de escoamento horizontal subsuperficial: comportamento dos sólidos e da condutividade hidráulica. In: 26° Congresso brasileiro de engenharia sanitária e ambiental. Porto Alegre, 2011.

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

DE PAOLI, A. C.; VON SPERLING, M. Avaliação das condições hidrodinâmicas de wetlands de escoamento horizontal subsuperficial (unidades plantada e não plantada). In: 1º Simpósio brasileiro sobre aplicação de wetlands construídos no tratamento de águas residuárias, Florianópolis, maio de 2013b.

DE PAOLI, A. C.; VON SPERLING, M. Avaliação das condições hidrodinâmicas de wetlands de escoamento horizontal subsuperficial (unidades plantada e não plantada). *Revista Eletrônica de Gestão e Tecnologias Ambientais*, v. 1, n. 2, p. 213-222, 2013c.

DONG, C.; HUANG, Y. H.; WANG, S. C.; WANG, X. H. Oxygen supply and wastewater treatment in subsurface-flow constructed wetland mesocosm: role of plant presence. *Polish Journal of Environmental Studies*, v. 25, p. 573–579, 2016.

DORNELAS, F. L. *Avaliação do desempenho de wetlands horizontais subsuperficiais como pós-tratamento de efluentes de reatores UASB*. Dissertação de Mestrado em Saneamento. Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, MG, 101 p., 2008.

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

DOTRO, G., LANGERGRABER, G., MOLLE, P., NIVALA, J., PUIGAGUT, J., STEIN, O., VON SPERLING, M. Treatment wetlands. Volume 7. Biological Wastewater Treatment Series. IWA Task Group on Mainstreaming the Use of Treatment Wetlands. *IWA Publishing*. 154 p., 2017. Disponível em: <<http://www.iwapublishing.com/open-access-ebooks/3567>>.

DU, M.; XU, D.; TRINH, X.; LIU, S.; WANG, M.; ZHANG, Y.; WU, J.; ZHOU, Q.; WU, Z. EPS solubilization treatment by applying the biosurfactant rhamnolipid to reduce clogging in constructed wetlands. *Bioresource Technology*, v. 218, p. 833–841, 2016.

DWA - Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft. DWA-A 262E. *Principles for Dimensioning, Construction and Operation of Wastewater Treatment Plants with Planted and Unplanted Filters for Treatment of Domestic and Municipal Wastewater*. DWA Set of Rules, German Association for Water, Wastewater and Waste, Hennef, Germany, 2017.

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

EPA - United States Environmental Protection Agency. *Constructed Wetlands Treatment of Municipal Wastewater*. EPA/625/R- 99/010, U.S. EPA Office of Research and Development, Cincinnati, Ohio, 2000.

FAULWETTER, J. L.; GAGNON, V.; SUNDBERG, C.; CHAZARENC, F.; BURR, M. D.; BRISSON, J.; CAMPER, A. K.; STEIN, O. R. Microbial processes influencing performance of treatment wetlands: A review. *Ecological Engineering*, v. 35, p. 987-1004, 2009.

FAULWETTER, J. L.; BURR, B. D.; PARKER, A. E.; STEIN, O. T.; CAMPER, A. K. Influence of season and plant species on the abundance and diversity of sulfate reducing bacteria and ammonia oxidizing bacteria in constructed wetland microcosms. *Microbial Ecology*. 2012.

FEI, M.; LI, J.; TING, Z. Reversing Clogging in Vertical-Flow Constructed Wetlands by Backwashing Treatment. *Advanced Materials Research*, v. 129-131, p. 1064-1068, 2010.

FEITOSA, F. A. C.; MANOEL FILHO, J.; FEITOSA, E. C.; DMETRIO, J. G. A. *Hidrogeologia: Conceitos e aplicações*. 3a Edição Revisada e Ampliada. CPRM Serviço Geológico Nacional, p. 77 – 91, 2008.

FERNÁNDEZ-PASCUAL, E.; BORK, M.; HENSEN, B.; LANGE, J. Hydrological tracers for assessing transport and dissipation processes of pesticides in a model constructed wetland system. *Hydrology and Earth System Sciences*, v. 24, p. 41–60, 2020.

FIA, R.; MATOS, A.T.; FERREIRA, P.A.; TEODORO, P.E.P.; SCHUERY, F.C.; LUIZ, F.A.R. Desempenho agrônômica da *Typha* sp. e *Alternanthera philoxeroides* Mart. utilizadas no tratamento de águas residuárias da lavagem descascamento/despolpa dos frutos do cafeeiro em sistema alagado construído. *Engenharia na Agricultura*, v.16, n.4, p.436-448, 2008.

FIA, F.R.L.; MATOS, A.T.; FIA, R.; LAMBERT, T.F.; MATOS, M.P. Remoção de nutrientes por *Typha latifolia* e *Cynodon spp.* cultivadas em sistemas alagados construídos. *Revista Ambiente & Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science*. v.6, n.1, 2011.

FOLLADOR, F. A. C. *Controle estatístico de processo aplicado à qualidade de águas superficiais*. Tese de doutorado em Engenharia Agrícola. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, Cascavel, 2010.

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

FREITAS, M. N.; PELISSARI, C.; ROUSSO, B. Z.; FECHINIE, V. Y.; SANTOS, A. O.; SEZERINO, P. H. Avaliação hidrodinâmica de um wetland contruído de fluxo horizontal. *Revista AIDIS*, vol. 12, n° 2, p. 353-369.

FU, G.; ZHANG, J.; CHEN, W.; CHEN, Z. Medium clogging and the dynamics of organic matter accumulation in constructed wetlands. *Ecological Engineering*, v. 60, p. 393-398, 2013.

GAGNON, V.; CHAZARENC, F.; COMEAU, Y.; BRISSON, J. Influence of macrophyte species on microbial density and activity in constructed wetlands. *Water Science and Technology*. v. 56, n. 3, p. 249-254, 2007.

GARCÍA, J., OJEDA, E., SALES, E., CHICO, F., PÍRIZ, T., AGUIRRE, P., MUJERIEGO, R. Spatial variations of temperature, redox potential, and contaminants in horizontal flow reed beds. *Ecological Engineering*, v. 21 (2–3), p. 129–142. 2003.

GARCÍA, J.; CHIVA, J.; AGUIRRE, P.; ALVAREZ, E.; SIERRA, J.P.; MUJERIEGO, R. Hydraulic behavior of horizontal subsurface flow constructed wetlands with different aspect ratio and granular medium size. *Ecological Engineering*, v.23, n.3, p.177-187, 2004.

GARCÍA, J.; AGUIRRE, P.; BARRAGÁN, J.; MUJERIEGO, R.; MATAMOROS, V.; BAYONA, J.M. Effect of key design parameters on the efficiency of horizontal subsurface flow constructed wetlands. *Ecological Engineering*, v. 25, p. 405-418, 2005.

GARFÍ, M.; PEDESCOLL, A.; BÉCARES, E.; HIJOSA-VALSERO, M. SIDRACH-CARDONA, R; GARCÍA, J. Effect of climatic conditions, season and wastewater quality on contaminant removal efficiency of two experimental constructed wetlands in different regions of Spain. *Science of the Total Environment*, v. 437, p. 61–67, 2012.

GESAD. Grupo de Estudos em Saneamento Descentralizado. Disponível em: <<http://gesad.ufsc.br/apresentacaowetlandsbrasil/>>. Acessado em 15 de dezembro de 2018.

GILBERT, R. O. *Statistical methods for environmental pollution monitoring*. New York: John Wiley & Sons, Inc., 320p., 1987.

GONÇALVES, A. D. M. de A.; LIBARDI, P. L. Análise da determinação da condutividade hidráulica do solo pelo método do perfil instantâneo. *Revista Brasileira de Ciências do Solo*, v. 37, p. 1174-1184, 2013.

GOOGLE EARTH. Disponível em: <<https://earth.google.com/web/>>. Acessado em 11 de maio de 2020.

GRIFFIN, P.; WILSON, L.; COOPER, D. Changes in the use, operation and design of subsurface flow constructed wetlands in a major UK water utility. In: *Proceedings of 11<sup>th</sup> International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control*. Indore, India, p. 419 - 426, 2008.

GRISMER, M.E.; CARR, M.T.; SHEPHERD, H.L. Hydraulic characteristics of a subsurface flow constructed wetland for winery effluent treatment. *Water Environmental Research*, v. 73, n. 4, p. 466–477, 2001.

GRISMER, M.E.; CARR, M.A.; SHEPHERD, H.L. Evaluation of constructed wetland treatment performance for winery wastewater. *Water Environmental Research*, v.75, n.5, p.412–421, 2003.

GUOFEN, H.; WEI, Z.; LIANFANG, Z.; YUNHUI, Z. Applying solubilization treatment to reverse clogging in laboratory-scale vertical flow constructed wetland. *Water Science and Technology*, v.61, n.6, p.1479-1487, 2010.

HANSON, A. Unplugging the bed of a subsurface-flow wetland using H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>. In: Nehring, K.W.; Brauning, S.E. (eds) *Wetlands and Remediation II*. Battelle Institute, Columbus, Ohio, p. 281–287, 2002.

HART, M. K.; HART, R. F. *Introduction to statistical process control techniques*. Statit Software, Corvallis, Oregon. 1st ed. 44 p., 2007.

- HEADLEY, T. R.; KADLEC, R. H. Conducting hydraulic tracer studies of constructed wetlands: a practical guide. *Ecohydrology and Hydrobiology*, v. 7, n. 3-4, p. 269-282, 2007.
- HUA, G.F; ZHU, W.; ZHAO, L.F., HUANG; J.Y. Clogging pattern in vertical flow constructed wetlands: insight from a laboratory study. *J. Hazard. Mater*, v.180, p.668–674, 2010.
- HUA, G.; ZENG, Y.; ZHAO, Z.; CHENG, K.; CHEN, G. Applying a resting operation to alleviate bioclogging in vertical flow constructed wetlands: An experimental lab evaluation. *Journal of Environmental Management*, v. 136, p. 47-53, 2014.
- HUA, G.; CHEN, Q.; KONG, J.; LI, M. Evapotranspiration versus oxygen intrusion: which is the main force in alleviating bioclogging of vertical-flow constructed wetlands during a resting operation? *Environmental Science and Pollution Research*, v. 24, 2017.
- HUDCOVÁ, T.; VYMAZAL, J.; DUNAJSKÝ, M.K. Reconstruction of a constructed wetland with horizontal subsurface flow after 18 years of operation. *Water Science and Technology*, v.68, n.5, p.1195-1202, 2013.
- IMFELD, G.; BRAECKEVELT, M.; KUSCHK, P.; RICHNOW, H. H. Monitoring and assessing processes of organic chemicals removal in constructed wetlands. *Chemosphere*, v. 74, p. 349-362, 2009.
- INMET. Instituto Nacional de Meteorologia. *Normais climatológicas do Brasil*. Disponível em: <<http://www.inmet.gov.br>>. Acessado em 26 de agosto de 2018.
- JARVIS, B. *Statistical Aspects of the Microbiological Examination of Foods*. 2<sup>a</sup>. ed. Academic Press, 336 p., 2008.
- KADLEC, R. H.; KNIGHT, R. L. *Treatment wetlands*. 1<sup>a</sup> ed. Florida: CRC Press, 893 p., 1996.
- KADLEC, R.H.; KNIGHT, R.L; VYMAZAL, J. BRIX, H.; COOPER, P.; HABERL, R. *Constructed Wetlands for Pollution Control. Processes, Performance, Design and Operations*. IWA Specialist Group on the Use of Macrophytes in Water Pollution Control. IWA Scientific and Technical report. London, UK. n.8, 156p. 2000.
- KADLEC, R.H.; WALLACE, R.D. *Treatment Wetlands*. 2<sup>a</sup> ed. Florida: CRC Press, 1016 p., 2009.
- KANTAWANICHKUL, S.; KLADPRASERT, S.; BRIX, H. Treatment of high-strength wastewater in tropical vertical flow constructed wetlands planted with *Typha angustifolia* and *Cyperus involucratus*. *Journal of Ecological Engineering*, v.35, p. 238–247, 2009.
- KANTAWANICHKUL, S.; WANNASRI, S. Wastewater treatment performances of horizontal and vertical subsurface flow constructed wetland systems in tropical climate. *Songklanakarin Journal of Science and Technology*, v.35, n.5, p.599-603. 2013.
- KAPPELMEYER, U; WIEBNER, A.; KUSCHK, P; KASTNER, M. Operation of a universal test for planted soil filters – planted fixed bed reactor. *Engineering in Life Sciences*, 2002.
- KARATHANASIS, A. D.; POTTER, C. L.; COYNE, M. S. Vegetation effects on fecal bacteria, BOD, and suspended solid removal in constructed wetlands treating domestic wastewater. *Ecological Engineering*, v.20, 157-169, 2003.

- KEFFALA, C.; GHRABI, A. Nitrogen and bacterial removal in constructed wetlands treating domestic wastewater. *Desalination*, v.185, p.383–389, 2005.
- KHADHRAOUI, M.; WATANABE, T.; KURODA, M. The effect of the physical structure of a porous Ca-based sorbent on its phosphorus removal capacity. *Water Research*, v. 36, p. 3711–3718, 2002.
- KHISA, K.; MWAKIO, T. The efficacy of a tropical constructed wetland for treating wastewater during the dry season: the Kenyan experience. *Water Air Soil Pollut*, v. 215, p. 137–43, 2011.
- KICKUTH, R. Degradation and incorporation of nutrients from rural wastewaters by plant rhizosphere under limnic conditions. In: *Utilization of Manure by Land Spreading. Comm. Europ. Commun.*, EUR 5672e, London, UK, p. 335–343., 1977.
- KNOWLES, P. R.; DAVIES, P. A. A method for the in-situ determination of the hydraulic conductivity of gravels as used in constructed wetlands for wastewater treatment. *Desalination and Water Treatment*, v.5, n.1-3, p.257-266, 2009.
- KNOWLES, P.R.; GRIFFIN, P.; DAVIES, P.A. Complementary methods to investigate the development of clogging within a horizontal subsurface flow tertiary treatment wetland. *Water Research*, v.44, p.320–330, 2010.
- KNOWLES, P.R.; DOTRO, G.; NIVALA, J.; GARCIA, J. Clogging in subsurface flow treatment wetlands: occurrence and contributing factors. *Ecological Engineering*, v. 37, p.99–112, 2011.
- LAHAV, O.; ARTZI, E.; TARRE, S.; GREEN, M. Ammonium removal using a novel unsaturated flow biological filter with passive aeration. *Water Research*, v. 35, n. 2, p. 397-404, 2001.
- LAI, W. L.; ZHANG, Y.; CHEN, Z. H. Radial oxygen loss, photosynthesis and nutrient removal of 35 wetland plants. *Ecological Engineering*. v. 39, p. 24-30, 2012.
- LANCHEROS, J. C.; PUMAREJO, C. A.; QUINTANA, J. C.; CASELLES-OSORIO, A.; MARTINEZ, H. A. C. Solids distribution and hydraulic conductivity in multi-cell horizontal subsurface flow constructed wetlands. *Ecological Engineering*, v. 107, p. 49–55, 2017.
- LANGE, J.; SCHUETZ, T.; GREGOIRE, C.; ELSASSER, D.; SCHULZ, R.; PASSEPORT, E.; TOURNEBIZE, J. Multi-tracer experiment to characterize contaminant mitigation capacities for different types of artificial wetlands. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, v.91, n.7-8, p.768-785, 2011.
- LANGERGRABER, G.; HABERL, R.; LABER, J.; PRESSL, A. Evaluation of substrate clogging processes in vertical flow constructed wetlands. *Water Science and Technology*, v.48 n.5, p.25–34, 2003.
- LANGERGRABER, G.; GIRALDI, D.; MENA, J.; MEYER, D.; PENˆA, M.; TOSCANO, A.; BROVELLI, A.; KORKUSUZ, E. A. Recent developments in numerical modelling of subsurface flow constructed wetlands. *Science of the Total Environment*, v. 407, p. 3931–3943, 2009.

- LANGERGRABER, G.; ŠIMÚNEK, J. Reactive transport modeling of subsurface flow constructed wetlands using the HYDRUS wetland module. *Vadose Zone Journal*. V.11, n. 2, 2012.
- LANGERGRABER, G.; DOTRO, G.; NIVALA, J.; RIZZO, A.; STEIN, O. *Wetland Technology: Practical Information on the Design and Application of Treatment Wetlands*. Scientific and Technical Report Series n° 27. IWA Publishing, 189 p., 2019.
- LARSEN, J. D.; NIELSEN, S. M.; SCHEUTZ, C. Gas composition of sludge residue profiles in a sludge treatment reed bed between loadings. *Water Science and Technology*, v. 76, n.9, 2017.
- LEE, C.Y.; LEE, C.C.; LEE, F.Y.; TSENG, S.K.; LIAO, C.J. Performance of subsurface flow constructed wetland taking pretreated swine effluent under heavy loads. *Bioresource Technology*, v. 92, p. 173–179, 2004.
- LEVENSPIEL, O. *Engenharia das Reações Químicas*. São Paulo: Edgard Blugher, 563 p., 2000.
- LEVERENZ, H. L.; TCHOBANOGLOUS, G.; DARBY, J. L. Clogging in intermittently dosed sand filters used for wastewater treatment. *Water Research*, v. 43, n. 3, p. 695–705, 2009.
- LI, H. Z.; WANG, S.; YE, J. F.; XU, Z. X.; JIN, W. A practical method for the restoration of clogged rural vertical subsurface flow constructed wetlands for domestic wastewater treatment using earthworm. *Water Science and Technology*, v. 63, n. 2, 2011.
- LIU, H.; HU, Z.; SONG, S.; ZHANG, J.; NIE, L.; HU, H.; LI, F.; LIU, Z. Quantitative detection of clogging in horizontal subsurface flow constructed wetland using the resistivity method. *Water*, n.10, p. 1334, 2018.
- MALTAIS-LANDRY, G.; MARANGER, R.; J. BRISON, J. Effect of artificial aeration and macrophyte species on nitrogen cycling and gas flux in constructed wetlands. *Ecological Engineering* v. 35, p. 221–229, 2009.
- MANCL, K.; RECTOR, D. *Sand bioreactors for wastewater treatment for Ohio communities*. Department of Food, Agricultural and Biological Engineering, The Ohio State University, Ohio, p. 876–899, 1999.
- MARZO, A.; VENTURA, D.; CIRELLI, A.; AIELLO, R.; VANELLA, D.; RAPISARDA, R.; BARBAGALLO, S.; CONSOLI, S. Hydraulic reliability of a horizontal wetland for wastewater treatment in Sicily. *Science of the Total Environment*, v. 636, p. 94–106, 2018.
- 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. *Ambiente & Água*, v. 3, n. 1, p. 43-53, 2008.
- MATOS, A.T.; ABRAHÃO, S.S.; BORGES, A.C; MATOS, M.P. Influência da taxa de carga orgânica no desempenho de sistemas alagados construídos cultivados com forrageiras. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v.15, n.1. p.83-92, 2010.

MATOS, A. T.; FREITAS, W.S.; BORGES, A.C. Estudo cinético da remoção de matéria orgânica de águas residuárias da suinocultura em sistemas alagados construídos cultivados com diferentes espécies de vegetais. *Engenharia Agrícola*, v. 31, n. 6, p. 1179, 2011.

MATOS, A.T. *Qualidade do Meio Físico Ambiental: Práticas de Laboratório*. Editora UFV, Viçosa, MG, 150 p., 2012.

MATOS, M. P. *Colmatação em sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial: principais fatores e métodos de identificação em unidades plantadas e não plantadas*. Tese de doutorado em Saneamento. Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 336 p., 2015.

MATOS, M. P.; VON SPERLING, M.; MATOS, A. T.; PASSOS, R. G. Influência da presença de plantas nas condições hidrodinâmicas de sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial. In: *28º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*. Rio de Janeiro, 2015a.

MATOS, M. P.; VON SPERLING, M.; MATOS, A. T.; PASSOS, R. G. Uso de traçador salino para avaliação da colmatação em sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial. In: *28º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*. Rio de Janeiro, 2015b.

MATOS, M. P.; VON SPERLING, M.; MATOS, A. T.; PASSOS, R. G. Uso de traçador salino para avaliação da colmatação em sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial. *Revista Engenharia Agrícola*, v. 35, n. 6, p. 1137-1148, 2015c.

MATOS, M. P.; VON SPERLING, M.; MATOS, A. T.; MIRANDA, S. T.; SOUZA, T. D. Caracterização dos sólidos retidos para estudo da gênese da colmatação em sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial. In: *2º Simpósio brasileiro sobre aplicação de wetlands construídos no tratamento de águas residuárias*, Curitiba, junho de 2015d.

MATOS, M. P.; VON SPERLING, M.; MATOS, A.T.; ARANHA, P. R. A.; SANTOS, M. A.; PESSOA, F. D. B.; VIOLA, P. D. D. Clogging in constructed wetlands: estimation of médium porosity by ground-penetrating radar. In: *IWA Specialist Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control*, Poland, 2016a.

MATOS, M. P.; BARRETO, A. B.; VASCONCELLOS, G. R.; MATOS, A. T.; SIMÕES, G. F.; VON SPERLING, M. Difficulties and modifications in the use of available methods for hydraulic conductivity measurements in highly clogged horizontal subsurface flow constructed wetlands. In: *IWA Specialist Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control*, Poland, 2016b.

MATOS, M. P.; BARRETO, A. B.; VASCONCELLOS, G. R.; MATOS, A. T.; SIMÕES, G. F.; VON SPERLING, M. Difficulties and modifications in the use of available methods for hydraulic conductivity measurements in highly clogged horizontal subsurface flow constructed wetlands. *Water Science and Technology*, v. 76, n.7, p. 1666-1675, 2017a.

MATOS, M. P.; VON SPERLING, M. MATOS, A. T.; MIRANDA, S. T.; SOUZA, T. D.; COSTA, L. M. Key factors in the clogging process of horizontal subsurface flowconstructed



wetlands receiving anaerobically treated sewage. *Ecological Engineering*, v. 106, p. 588–596, 2017b.

MATOS, M. P.; VON SPERLING, M.; MATOS, A. T.; DIAS, D. F. C.; SANTOS, C. R. S. Colmatação e desempenho de sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial ao longo de oito anos de operação. In: *29º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, São Paulo, 2017c.

MATOS, M. P.; VON SPERLING, M.; MATOS, A. T.; DIAS, D. F. C.; SANTOS, C. R. S. Colmatação e desempenho de sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial ao longo de oito anos de operação. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v.23, n.6. p.1227-1237, 2018a.

MATOS, M. P.; VON SPERLING, M.; MATOS, A. T. Clogging in horizontal subsurface flow constructed wetlands: influencing factors, research methods and remediation techniques. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, v. 17, p. 87-107, 2018b.

MATOS, M. P.; VON SPERLING, M.; MATOS, A. T.; ARANHA, P. R. A.; SANTOS, M. A.; PESSOA, F. D. B.; VIOLA, P. D. D. Clogging in constructed wetlands: Indirect estimation of médium porosity by analysis of ground-penetrating radar images. *Science of the Total Environment*, v. 676, p. 333-342, 2019.

MENON, R.; JACKSON, C. R.; HOLLAND, M. M. The Influence of Vegetation on Microbial Enzyme Activity and Bacterial Community Structure in Freshwater Constructed Wetland Sediments. *Wetlands*, v. 33, p. 365-378, 2013.

METCALF E EDDY. *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse*. 4 ed. New York: McGraw-Hill, 1819 p., 2003.

MINAS GERAIS. Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG nº 01, diário executivo Minas Gerais de 05 de maio de 2008. *Diário Oficial de Minas Gerais*, Poder executivo, Belo Horizonte, MG, 13 de maio de 2008.

MIRANDA, S. T. *Avaliação de aspectos da colmatação e descolmatação de sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial*. Dissertação de mestrado em Engenharia Agrícola. Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Ambientais, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 72 p., 2014.

MIRANDA, S. T.; MATOS, A. T.; BAPTESTINI, G. C.; BORGES, A. C. Evaluation of unclogging aspects in horizontal subsurface flow constructed wetlands. *Water Science and Technology*, v. 74, n 7, p. 1594–1601, 2016.

MIRANDA, S. T.; MATOS, A.T.; MATOS, M.P.; BORGES, A.C.; BAPTESTINI, G.C.F. Characterization of clogging material from horizontal subsurface flow constructed wetland systems. *Engenharia Agrícola*, v. 37, n. 3, p. 463–470, 2017.

MIRANDA, S. T.; MATOS, A. T.; MATOS, M. P.; SARAIVA, C. B.; TEIXEIRA, D. L. Influence of the substrate type and position of plant species on clogging and the hydrodynamics of constructed wetland systems. *Journal of Water Process Engineering*, v. 31, 100871, 2019.

MONTEIRO, R. C. M; BORGES, A. K. P; TAUKE-TORSIELLO, S. M.; DOMINGOS, R. N. Protótipos de sistemas alagados construídos de áreas alagadas para tratamento de efluentes de piscicultura. *HOLOS Environment*, v.8, n.2. p.119-131, 2008.

MONTGOMERY, D. C.; RUNGER, G. C. *Applied Statistics and Probability for Engineers*. 3<sup>a</sup>. ed. New York: John Wiley & Sons, Inc., 2003.

MONTGOMERY, D. G. *Introduction to Statistical Quality Control*, 6<sup>th</sup> ed. Wiley, New York, 734 p., 2009.

MORAES, M. A. A. *Comportamento hidráulico de um sistema de wetlands construídos de escoamento vertical (primeiro estágio do sistema francês)*. Dissertação de mestrado em Saneamento. Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da Universidade Federal de Minas Gerais, 154 p., 2019.

MORRIS, R. H.; KNOWLES, P. *Measurement Techniques for Wastewater Filtration Systems*. In: EINSCHLAG, F.S.G. Waste Water - Treatment and Reutilization. Intechopen, 2011.

MORVANNOU, A.; FORQUET, N.; MICHEL, S.; TROESCH, S.; MOLLE, P. Treatment performances of French constructed wetlands: Results from a database collected over the last 30 years. *Water Science and Technology*, IWA Publishing, 71 (9), p.1333-1339, 2015.

MÜNCH, Ch.; KUSCHK, P.; RÖSKE, I. Root stimulated nitrogen removal: only a local effect or important for water treatment? *Water Science and Technology*. v. 51, n. 9, p. 185 - 192, 2005.

MUÑOZ, P.; DRIZO, A.; HESSION, W.C. Flow patterns of dairy wastewater constructed wetlands in a cold climate. *Water Research*, v. 40, p. 3209-3218, 2006.

MURPHY, C.; COOPER, D.; WILLIAMS, E. Reed bed refurbishment: a sustainable approach. Proceedings of the 3<sup>rd</sup> *International Symposium on Wetland Pollutant Dynamics and Control*, WETPOL, Barcelona, Spain, 20–24, September, 2009.

NAVFAC. Soil Mechanics: *Design Manual 7.01*. Alexandria, Virginia: Naval Facilities Engineering Command USA, 389p., 1986.

NGUYEN, L., 2001. Accumulation of organic matter fractions in a gravel-bed constructed wetland. *Water Science and Technology*, v. 44 (11–12), 281–287, 2001.

NIVALA, J.; HOOS, M.; CROSS, C.; WALLACE, S.; PARKIN, G. Treatment of landfill leachate using an aerated, horizontal subsurface-flow constructed wetland. *Science of the Total Environment*, v. 380, p. 19-27, 2007.

NIVALA, J.; ROUSSEAU, D.P.L. Reversing clogging in subsurface-flow constructed wetlands by hydrogen peroxide treatment: two case studies. *Water Science and Technology*, v. 59, p. 2037-2046, 2009.

NIVALA, J.; KNOWLES. P.; DOTRO, G.; GARCIA, J.; WALLACE, S. Clogging in subsurface-flow treatment wetlands: measurement, modeling and management. *Water Research*, v. 46, p. 1625-1640, 2012.

NIVALA, J.; VAN AFFERDEN, M.; HASSELBACH, R.; LANGERGRABER, G.; MOLLE, P.; RUSTIGE, H.; NOWAK, J. The new German standard on constructed wetland systems for

treatment of domestic and municipal wastewater. *Water Science & Technology*, v. 78 (11), p. 2414-2426, 2018.

OGATA, Y.; ISHIGAKI, T.; EBIE, Y.; SUTTHASIL, N.; WITTHAYAPHIROM, C.; CHIEMCHAISRI, C.; YAMADA, M. Design considerations of constructed wetlands to reduce landfill leachate contamination in tropical regions. *Journal of Material Cycles and Waste Management*. v. 20, p. 1961-1968, 2018.

OUELLET-PLAMONDON, C.; CHAZARENC, F.; COMEAU, Y.; BRISSON, J. Artificial aeration to increase pollutant removal efficiency of constructed wetlands in cold climate. *Ecological Engineering*, v. 27, n° 3, p. 258-264, 2006.

PASSOS, R. G. *Estudo e modelagem do comportamento hidrodinâmico de lagoas de polimento*. Tese de doutorado em saneamento. Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Departamento de Engenharia Sanitária, Universidade Federal de Minas, MG. Belo Horizonte, MG. 422 p., 2017.

PASSOS, R. G.; DIAS, D. F. C.; MATOS, M. P.; VON SPERLING, M. Sodium chloride as a tracer for hydrodynamic characterization of a shallow maturation pond. *Water Practice and Technology*, v. 13, p. 30-38, 2018.

PEDESCOLL, A., UGGETTI, E., LLORENS, E., GRANES, F., GARCIA, D.; GARCIA, J. Practical method based on saturated hydraulic conductivity used to assess clogging in subsurface flow constructed wetlands. *Ecological Engineering*, v. 35, n. 8, p. 1216-1224, 2009.

PEDESCOLL, A.; CORZO, A.; ÁLVAREZ, E.; GARCÍA, J.; PUIGAGUT, J. The effect of primary treatment and flow regime on clogging development in horizontal subsurface flow constructed wetlands: An experimental evaluation. *Water Research*, v. 45, p. 3579-3589, 2011a.

PEDESCOLL, A.; PASSOS, F.; ALBA, E.; GARCIA, J.; PUIGAGUT, J. Mechanical resistance properties of gravel used in subsurface flow constructed wetlands: implications for clogging. *Water Science and Technology*, v.63, n.9, p.1801-1807, 2011b.

PORTAL ACTION. Disponível em: < <http://www.portalaction.com.br/>>. Acessado em 25 de fevereiro de 2019.

POSSMOSER-NASCIMENTO, T. E. *Lodo em lagoas de polimento: acúmulo e implicações no comportamento hidrodinâmico e no desempenho do sistema*. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 117 p., 2014.

POZO-MORALES, L. Canales autoconstruibles de saneamiento como sistemas de transporte, evacuación y mejora de la calidad de las aguas negras. Ph.D. Thesis. Universidad de Sevilla, Sevilla, España, 2010.

POZO-MORALES, L.; FRANCO, M.; GARVI, D.; LEBRATO, J. Influence of the stone organization to avoid clogging in horizontal subsurface-flow treatment wetlands. *Ecological Engineering*, v. 54, p. 136-144, 2013.

RANIERI, E.; VERLICCHI, P.; YOUNG, T. M. Paracetamol removal in subsurface flow constructed wetlands. *Journal of Hydrology*, v. 404, p. 130-135, 2011.

REED, S. R.; CRITES, R. W.; Middlebrooks, J. E. *Natural Systems for Waste Management and Treatment*. McGraw-Hill (ed.), 2ª ed., New York, USA, 448 p., 1995.

RIBEIRO, J. L. D., CATEN, C. S. *Controle Estatístico do Processo*. Fundação Empresa Escola de Engenharia da Universidade Federal do Rio Grande do Sul - FEENG/UFRGS, Porto Alegre. 172 p., 2012.

RIKALOVIC, M; GOJGIĆ-CVIJOVIĆ, G.; VRVIĆ, M. M; KARADŽIĆ, I. Production and characterization of rhamnolipids from *Pseudomonas aeruginosa* san-ai. *Journal of the Serbian Chemical Society*, v. 77, n. 1, p. 27–42, 2012.

RIVERA, F.; WARREN, A.; RAMIREZ, E.; DECAMP, O.; BONILLA, P.; GALLOGOS, E.; CALDERON, A.; SANCHEZ, J. T. Removal of pathogens from wastewaters by the root zone method (RZM). *Water Science and Technology*, v. 32, p. 211–218, 1995.

ROSA, L. S. G. *Avaliação da aplicabilidade de métodos físicos e químicos de descolmatação de um wetland construído de escoamento horizontal subsuperficial*. Monografia de graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 78 p., 2018.

ROSA, L. S.; VASCONCELLOS, G. R.; VON SPERLING, M. Avaliação da aplicabilidade de métodos físicos e químicos de descolmatação em wetlands construídos de escoamento horizontal subsuperficial. In: *4º Simpósio Brasileiro sobre Wetlands Construídos*, Belo Horizonte, 2019.

ROSSMANN, M. *Sistemas alagados construídos para tratamento de águas residuárias do processamento dos frutos do cafeeiro: eficiência e caracterização das comunidades microbianas*. Tese de doutorado em Recursos Hídricos e Ambientais. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola da Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 76 p., 2011.

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

ROUSSEAU, D.P.L.; HORTON, D.; VANROLLEGHEM, P.A.; DE PAUW, N. Impact of operational maintenance on the asset life of storm reed beds. *Water Science and Technology*, v. 51, n. 9, p. 243–50, 2005.

RUIZ-RUEDA, O.; HALLIN, S.; BAÑERAS, L. Structure and function of denitrifying and nitrifying bacterial communities in relation to the plant species in a constructed wetland. *Microbial Ecology*. v. 67, p. 308-319, 2009.

SAEED, T.; SUN, G. A lab-scale study of constructed wetlands with sugarcane bagasse and sand media for the treatment of textile wastewater. *Bioresource technology*, v. 128, p. 438-447, 2013.

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

SAMSÓ, R.; GARCÍA, J. The cartridge theory: A description of the functioning of horizontal subsurface flow constructed wetlands for wastewater treatment, based on modeling results. *Science of the Total Environment*, v. 473-474, p. 651-658, 2014.

SAVONA EQUIPMENT. Disponível em: <<https://www.savonaequipment.com/en/>>. Acessado em 18 de dezembro de 2018.

SERRANO, J. G.; HERNÁNDEZ, A. C. *Depuración con Humedales Construidos: Guía Práctica de Diseño, Construcción y Explotación de Sistemas de Humedales de Flujo Subsuperficial*. Universitat Politècnica de Catalunya, Barcelona, Spain, 108p., 2008.

SEZERINO, P.; BENTO, A. P.; DECEZARO, S. T.; MAGRI, M. E.; PHILIPPI, L. S. Experiências brasileiras com wetlands construídos aplicados ao tratamento de águas residuárias: parâmetros de projeto para sistemas horizontais. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v.20, n.1, p. 151-158, 2015.

SHEWHART, W.A. *Economic Control of Quality of Manufactured Products*. Van Nostrand, New York, Reprint: *American Society for quality control*, Milwaukee, WI. 1981.

SHI, J.G.; ZENG, G.M.; YUAN, X.Z.; DAI, F.; LIU, J.Y.; WU, X.H. The stimulatory effects of surfactants on composting of waste rich in cellulose. *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, v. 22, n. 11, p. 1121–1127, 2006.

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

SMETI, E. M.; THANASOULIAS, N. C.; KOUSOURIS, L. P.; TZOUMERKAS, P. C. An approach for the application of statistical process control techniques for quality improvement of treated water. *Desalination*, v. 213, n. 1-3, p. 273-281, 2007.

SOROKO, M. Treatment of wastewater from small slaughterhouse in hybrid constructed wetlands systems. *Eco hydrology & Hydrobiology*, v. 7, n. 3, p. 339-343, 2007.

SOTO, F.; GARCIA, M.; DE LUIS, E.; BECARES, E. Role of *Scirpus lacustris* in bacterial and nutrient removal from wastewater. *Water Science and Technology*, v. 40, p. 241–247, 1999.

SPEECE, R.E. *Anaerobic Biotechnology for Industrial Wastewaters*. Archae Press, Nashville TN, 416 p., 1996

STEINER, G. R.; WATSON, J. T. *General Design, Construction, and Operation Guidelines: Constructed Wetlands Wastewater Treatment Systems for Small Users Including Individual Residences*, second ed. *Tennessee Valley Authority (TVA) Resource Group Water Management*, Chattanooga, Tennessee, 1993.

STOTTMEISTER, U.; WIESSNER, 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.93-117, 2003.

SULIMAN, F; FRENCH, H.K.; HAUGEN, L.E.; SOVIK, A.K. Change in flow and transport patterns in horizontal subsurface flow constructed wetlands as a result of biological growth. *Ecological Engineering*, v. 27, p.124-133, 2006.

SUN, H.; HU, Z.; ZHANG, J.; WU, W.; LIANG, S.; LU, S.; LIU, H. Determination of hydraulic flow patterns in constructed wetlands using hydrogen and oxygen isotopes. *Journal of Molecular Liquids*, v. 223, p. 775–780, 2016.

SUTILMAQUINAS. Disponível em: <[https:// http://www.sutilmaquinas.com.br/](https://http://www.sutilmaquinas.com.br/)>. Acessado em 25 de outubro de 2019.

TANG, P.; YU, B.; ZHOU, Y.; ZHANG, Y.; LI, J. Clogging development and hydraulic performance of the horizontal subsurface flow stormwater constructed wetlands: a laboratory study. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 24, p. 9210-9219, 2017.

TANG, Y.; YAO, X.; CHEN, Y.; ZHOU, Y.; ZHU, D.; ZHANG, Y.; ZHANG, T.; PENG, Y. Experiment research on physical clogging mechanism in the porous media and its impact on permeability. *Granular Matter*, 22:37, 14 p., 2020.

TANNER, C. T.; SUKIAS, J. P. Accumulation of organic solids in gravel-bed constructed wetlands. *Water Science and Technology*, v. 32, n. 3, p. 229-239, 1995.

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.

TANNER, C. C; HEADLEY, T. R.; DAKERS, A. *Guideline for the use of horizontal subsurface-flow constructed wetlands in on-site treatment of household wastewaters*, National Institute of Water and Atmospheric Research, Hamilton, New Zealand, 2011.

TAYLOR, C.R.; HOOK, P.B.; STEIN, O.R.; ZABINKSI, C.A. Seasonal effects of 19 plant species on COD removal in subsurface treatment wetland microcosms. *Ecological Engineering*, v. 37, n. 5, p. 703-710, 2011.

TEIXEIRA, D.; MATOS, A. T.; MATOS, M. P.; MIRANDA, S. T.; VIEIRA, D. P. Evaluation of the effects of drainage and different rest periods as techniques for unclogging the porous medium in horizontal subsurface flow constructed wetlands. *Ecological Engineering*, v. 120, p. 104–108, 2018.

TIETZ, A., KIRSCHNER, A., LANGERGRABER, G., SLEYTR, K., HABERL, R. Characterisation of microbial biocenosis in vertical subsurface flow constructed wetlands. *Science of the Total Environment*, v.380, p. 163–172, 2007.

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.

TURON, C., Model-based diagnosis system: application to constructed wetlands. Model-based systems and qualitative reasoning group, *Technical University of Munich*, Munich, Germany, 2005.

TURON, C., COMAS, J., ALEMANY, J., CORTES, C., POCH, M. Environmental decision support systems: a new approach to support the operation and maintenance of horizontal subsurface flow constructed wetlands. *Ecological Engineering*, 30 (4), 362-372, 2007.

TURON, C., COMAS, J., POCH, M. Constructed wetland clogging: a proposal for the integration and reuse of existing knowledge. *Ecological Engineering*, n. 35, 1710-1718, 2009.

UKWIR - United Kingdom Water Industry Research. *The Performance of Sustainable Wastewater Treatment Works Solutions*. London, United Kingdom, 2011.

USEPA - United States Environmental Protection Agency. *Constructed Wetlands Treatment of Municipal Wastewaters*. EPA/625/R-99/010, Washington, DC, 2000.

VACCA, G.; WAND, H.; NIKOLAUSZ, M.; KUSCHK, P.; KASTNER, M. Effect of plants and filter materials on bacteria removal in pilot-scale constructed wetlands. *Water Research* 39: 1361–1373, 2005.

VASCONCELLOS, G. R. *Avaliação das condições de oxirredução em sistema alagado construído de escoamento horizontal subsuperficial*. Dissertação de mestrado em Saneamento. Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 113 p., 2015.

VASCONCELLOS, G. R.; BARRETO, A. B.; VON SPERLING, M. Influência da vegetação nas condições ambientais em sistema alagado construído de escoamento horizontal subsuperficial tratando esgoto doméstico após reator UASB. In: *28º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*. Rio de Janeiro, 2015a.

VASCONCELLOS, G. R.; BARRETO, A. B.; VON SPERLING, M. Avaliação da metodologia do reator de leito fixo aplicada em campo para representar um sistema alagado construído de escoamento horizontal subsuperficial. In: *2º Simpósio brasileiro sobre aplicação de wetlands construídos no tratamento de águas residuárias*, Curitiba, junho de 2015b.

VASCONCELLOS, G. R.; VON SPERLING, M.; OCAMPOS, R. S. From start-up to heavy clogging: performance evaluation of horizontal subsurface flow constructed wetlands during ten years of operation. In: *IWA Specialist Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control*, Spain, 2018.

VASCONCELLOS, G. R.; MOTTA, A. M.; MENEZES, M. S. R.; OCAMPOS, R. S.; VON SPERLING, M. Influência da vegetação em um wetland construído de escoamento horizontal subsuperficial operando durante onze anos. In: *30º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, Natal-RN, 2019.

VASCONCELLOS, G. R.; VON SPERLING, M. Avaliação da deterioração e colapso em wetlands de escoamento horizontal subsuperficial em estágio avançado de colmatação utilizando controle estatístico de processo. In: *4º Simpósio Brasileiro sobre Wetlands Construídos*, Belo Horizonte, 2019.

VASCONCELLOS, G. R.; VON SPERLING, M.; OCAMPOS, R. S. From start-up to heavy clogging: performance evaluation of horizontal subsurface flow constructed wetlands during ten years of operation. *Water Science and Technology*, v. 79, n. 7, p. 1231-1240, 2019.

VASCONCELLOS, G. R.; VON SPERLING, M. Descolmatção de wetlands construídos de escoamento horizontal subsuperficial utilizando peróxido de hidrogênio. In: *Aprovado para a V Conferencia Panamericana de Sistemas de Humedales para el Manejo, Tratamiento y Mejoramiento de la Calidad del Agua*, Florianópolis, s/d.

VIEIRA, P. C. *Estudo do comportamento de um filtro biológico percolador com laterais abertas aplicado ao pós-tratamento de efluente de reator UASB*. Tese de doutorado em saneamento. Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Departamento de Engenharia Sanitária, Universidade Federal de Minas, MG. Belo Horizonte, MG. 297 p., 2013.

VILLASEÑOR, J.; MENA, J.; FERNÁNDEZ, F.J.; GÓMEZ, R.; DE LUCAS, A. Kinetics of domestic wastewater COD removal by subsurface flow constructed wetlands using different plant species in temperate period. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, v. 91, n. 7-8, p. 693-707, 2011.

VOHLA, C.; KOIV, M.; BAVOR, H. J.; CHAZARENC, F.; MANDER, U. Filter materials for phosphorus removal from wastewater in treatment wetlands - A review. *Ecological Engineering*, v. 37, p. 70-89, 2010.

VON SPERLING, M. *Princípios básicos do tratamento de esgotos: Princípios do tratamento biológico de águas residuárias*. DESA, UFMG, v.2, 1a ed., Belo Horizonte, MG, 211p., 1996.

VON SPERLING, M.; DORNELAS, F. L.; ASSUNÇÃO, F. A. L.; DE PAOLI, A. C.; MABUB, M. O. A. Comparison between polishing (maturation) ponds and subsurface flow constructed wetlands (planted and unplanted) for the post-treatment of the efluente from UASB reactors. *Water Science and Technology*, v. 61, n. 5, pag. 1201 – 1209, 2010.

VON SPERLING, M.; DE PAOLI, A. C. First-order COD decay coefficients associated with different hydraulic models applied to planted and unplanted horizontal subsurface-flow constructed wetlands. *Ecological Engineering*, v. 57, p. 205– 209, 2013.

VON SPERLING, M. *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos: Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias*. UFMG, 4ª ed., Belo Horizonte, MG, 470 p., 2014.

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*, 71.3, p. 329-337, 2015.

VON SPERLING, M., SEZERINO, P. H. Dimensionamento de wetlands construídos no Brasil. *Boletim Wetlands Brasil*, Edição Especial, dezembro de 2018. 65 p. ISSN 2359-0548. Disponível em: <<http://gesad.ufsc.br/boletins/>>, 2018.

VON SPERLING, M.; VERBYLA, M. E.; OLIVEIRA, S. M. A. C. *Assessment of Treatment Plant Performance and Water Quality Data - A Guide for Students, Researchers and Practitioners*. IWA Publishing, London, UK, 668 p, 2020.



VYMAZAL, J.; BRIX, H.; COOPER, P. F.; GREEN, M.B.; HABERL R., (Eds.), *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment in Europe*. *Backhuys Publishers*, Leiden, The Netherlands, pp. 123–152, 1998.

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

VYMAZAL, J.; KROPFLOVA, L. *Wastewater Treatment in Constructed Wetlands with Horizontal Sub-Surface Flow*. *Springer*: Dordrecht, 2008.

VYMAZAL, J. Review: the use constructed wetlands with horizontal subsurface flow for various types of wastewater. *Ecological Engineering*, v. 35, p. 1–17, 2009.

VYMAZAL, J. *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment: Five Decades of Experience*. *Environmental Science & Technology*, v. 45, p. 61–69, 2011a.

VYMAZAL, J. Plants used in constructed wetlands with horizontal subsurface flow: a review. *Hydrobiologia*, v. 674, p. 133–156, 2011b.

VYMAZAL, J. Vegetation development in subsurface flow constructed wetlands in the Czech Republic. *Ecological Engineering*, 61P, p. 575– 581, 2013.

VYMAZAL, J. Does clogging affect long-term removal of organics and suspended solids in gravel-based horizontal subsurface flow constructed wetlands? *Chemical Engineering Journal*, 331, 663–674. 2018.

VYMAZAL, J. Is removal of organics and suspended solids in horizontal sub-surface flow constructed wetlands sustainable for twenty and more years? *Chemical Engineering Journal*, 378, 2019.

WALLACE, S. D., KNIGHT, R. L. *Small-scale Constructed Wetland Treatment Systems: Feasibility, Design Criteria, and O&M Requirements*. *Water Environment Research Foundation (WERF)*, Alexandria, Virginia. 2006.

WALLACE, S. D. Reducing wetland area requirements by using intensification strategies. In: *Proceedings of the 14th IWA Specialist Group Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control*, 4-8 October 2010. IWA: Shanghai, China. p. 54-68, 2014.

WANG, D.; ZHANG, Z.; LI, X.; ZHENG, W.; DING, Y.; YANG, B.; YANG, Q.; ZENG, T.; CAO, J.; YUE, X.; SHEN, T.; ZENG, G.; DENG, J.; HE, X. Effects of earthworms on surface clogging characteristics of intermittent sand filters. *Water Science and Technology*, v.61, n.11. p.2881-2888, 2010.

WEI, B. Y.; ZHAO, Z.; LIN, D. K. J. Profile control charts based on nonparametric L-1 regression methods. *Institute of Mathematical Statistics in the Annals of Applied Statistics*, vol. 6, n° 1, 409–427, 2012.

WELTY, J.R.; RORRER, G.L.; FOSTER, D.G. *Fundamentals of Momentum, Heat, and Mass Transfer*. 6 ed. Wiley, United State of America, 2014.

WHITNEY, D.; ROSSMAN, A.; HAYDEN, N. Evaluating an existing subsurface flow constructed wetland in Akumal, Mexico. *Ecological Engineering*, v.20, p.105–111., 2003.

WIESSNER, A.; KAPPELMEYER, U.; KUSCH, P.; KASTNER, M.; Influence of the redox condition dynamics on the removal efficiency of a laboratory-scale constructed wetland. *Water Research*. v. 39, p. 248-256, 2005.

WILLIAMS, C. F.; NELSON, S. D. Comparison of Rhodamine-WT and bromide as a tracer for elucidating internal wetland flow dynamics. *Ecological Engineering*, v. 37, n. 10, p.1492-1498, 2011.

XU, Q.; CUI, L.; ZHANG, L.; LI, ZIXIA; GUANGWEI, Y. The 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.

YALCUK, A.; UGURLU, A. Comparison of horizontal and vertical constructed wetland systems for landfill leachate treatment. *Bioresource Technology*, v.100, p. 2521–2526, 2009.

YU, T.; WU, Z. B.; XU, D. Clogging mechanism and modelling in constructed wetlands with subsurface flow. *Environmental Science & Technology*, v. 29, n. 6, 74–76, 2006.

ZHAO, L.; ZHU, W.; TONG, W. Clogging processes caused by biofilm growth and organic particle accumulation in lab-scale vertical flow constructed wetlands. *Journal of Environmental Science*, v.21, p.750–757, 2009.

ZUMALACARREGUI, J. A. G. *Influência das Condições Hidrodinâmicas Nos Processos de Conversão Aeróbia Em Wetlands Construídos de Escoamento Vertical No Tratamento de Esgoto Doméstico Bruto*. Tese de doutorado em Saneamento. Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 201 p., 2018.

# ANEXO 01

## Condutividade hidráulica medida nas unidades plantada e não plantada ao longo do tempo

De Paoli (2011)

Novembro/Dezembro de 2009

Matos (2015)

Outubro de 2013

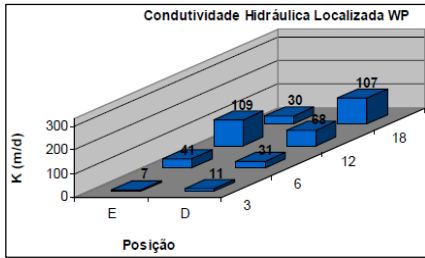
Presente estudo

Junho de 2019

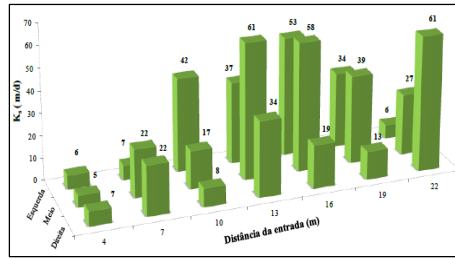
Presente estudo

Janeiro/Fevereiro de 2020

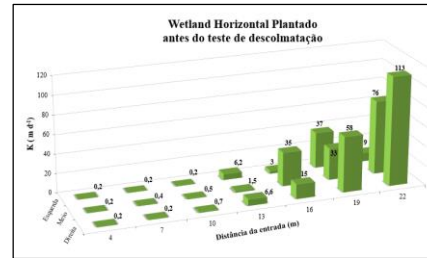
Unidade Plantada



Mediana = 36 m d<sup>-1</sup> (n = 8)



Mediana = 22 m d<sup>-1</sup> (n = 21)



Mediana = 3 m d<sup>-1</sup> (n = 21)

