

CAPÍTULO 5

WETLANDS CONSTRUÍDOS DE ESCOAMENTO VERTICAL (MODELO FRANCÊS) ADAPTADOS À REALIDADE BRASILEIRA PARA O TRATAMENTO DE ESGOTO DE PEQUENAS COMUNIDADES

Camila Maria Trein¹

Mirene Augusta de Andrade Moraes²

Marcos von Sperling³

5.1. INTRODUÇÃO

A variante dos wetlands construídos de escoamento vertical, segundo o denominado Sistema Francês (WV-SF), é reconhecida

1 Engenheira Sanitarista e Ambiental pela Universidade do Oeste de Santa Catarina (UNOESC). Mestre em Engenharia Ambiental pela Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC) e doutora em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos pela Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG). Experiência de mais de 10 anos na área de tratamento de esgoto sanitário.

2 Engenheira Civil pela Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG). Mestre em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos pela mesma universidade (UFMG).

3 Engenheiro civil. Doutor em Engenharia Ambiental pelo Imperial College London. Professor titular do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG). Experiência de mais de 40 anos no tratamento de esgotos sanitários. Autor de vários livros-texto na área, publicados em três idiomas.

por sua facilidade de operação e por tratar esgotos brutos, e tem sido adaptada para concepções ainda mais simples, para que seja implementada em locais de clima tropical. O metabolismo microbológico acelerado devido às condições de temperaturas mais elevadas tem permitido que esse sistema alcance requisitos de área menores em relação ao sistema Francês convencional, sem que isso implique em queda de robustez ou desempenho.

Dentre as variantes dos wetlands construídos, Rodriguez-Dominguez *et al.* (2020) verificaram que a menos estudada na América Latina é o WV-SF. Desse modo, a técnica percorrerá um longo caminho até que consiga ser amplamente reconhecida e estabelecida. Em razão do recente início das pesquisas do WV-SF nessa região, a escolha das plantas e os parâmetros de projeto e de operação poderão ainda sofrer alterações, na busca pela consolidação dos resultados.

5.2. WETLAND CONSTRUÍDO DE ESCOAMENTO VERTICAL – SISTEMA FRANCÊS CONVENCIONAL

A configuração desse sistema originou-se do trabalho desenvolvido na França pela equipe do Instituto Nacional de Pesquisa em Ciência e Tecnologia para o Meio Ambiente e Agricultura (Inrae), anteriormente IRSTEA (*Institut National de Recherche en Sciences et Technologies pour l'Environnement et l'Agriculture*, em francês) e Cemagref (*National Centre of Agricultural Mechanisation, Agricultural Engineering, Water and Forests*, em inglês), no final da década de 1980 (LOMBARD LATUNE; MOLLE, 2017). Essa tecnologia é aplicada no tratamento de esgoto bruto, ou seja, não requer etapa prévia de tratamento primário (tanque séptico ou tanque Imhoff), o que facilita o gerenciamento do lodo (MOLLE *et al.*, 2005; DOTRO *et al.*, 2017), uma vez que o tratamento do efluente e a estabilização do lodo ocorrem no mesmo sistema. Por conta de sua facilidade ope-

racional e boa capacidade de remoção de contaminantes, o WV-SF ganhou boa reputação no tratamento de esgoto doméstico, sendo, atualmente, o sistema mais utilizado na França para aplicação em pequenas comunidades (MOLLE *et al.*, 2005; MORVANNOU *et al.*, 2015). Estimam-se mais de 4.000 unidades construídas na França, o que equivale a cerca de 20% das Estações de Tratamento de Esgoto (ETE) do país. O sistema Francês é tradicionalmente utilizado para o tratamento de águas residuárias geradas por equivalentes populacionais (e.p.) inferiores a 2.000 habitantes, mas tem se tornado cada vez mais aplicado a comunidades de médio porte (< 5.000 e.p.) (MOLLE, 2014; MORVANNOU *et al.*, 2015).

O WV-SF opera sob condições aeróbias, proporcionadas pela alimentação em batelada, mantendo um meio não saturado e assegurando o transporte de oxigênio para dentro do leito. A montante do filtro há um tanque que acumula esgoto até preenchimento de um certo volume definido em projeto e, então, o fluido é lançado rapidamente na superfície do filtro em operação por meio de bomba ou sifão, dispensando neste último gasto energético (ver Figura 5.3). O efluente então infiltra e percola pelo meio filtrante em sentido descendente e é coletado pela rede de drenagem localizada na parte inferior. Esse fluxo intermitente gera ciclos de aplicação do esgoto, percolação e drenagem, criando condições cíclicas da variação do potencial de oxirredução, com fases de oxidação e redução (KADLEC; WALLACE, 2009).

Além disso, esse sistema é composto por dois estágios (Figura 5.1): no primeiro estágio, há três filtros em paralelo, com fases alternadas de alimentação e repouso (usualmente 3,5 dias de alimentação e 7,0 dias de repouso). O segundo estágio possui duas unidades filtrantes em paralelo, também com fases alternadas de alimentação e repouso (usualmente 3,5 dias de alimentação e 3,5 dias de repouso), que recebem o efluente do primeiro estágio, atuando, portanto, como polimento na remoção de sólidos e matéria orgânica, e de potencializador para nitrificação (MOLLE *et al.*,

2005). Para as condições climáticas temperadas, prevalentes na França, a área total demandada é de $2,0 \text{ m}^2.\text{e.p}^{-1}$, divididos em $1,2 \text{ m}^2.\text{e.p}^{-1}$ para o primeiro estágio (repartidos em 3 unidades de $0,4 \text{ m}^2.\text{e.p}^{-1}$ cada) e mais $0,8 \text{ m}^2.\text{e.p}^{-1}$ para o segundo estágio (repartido em 2 unidades). O filtro contempla cerca de 70 cm de profundidade, preenchido por diferentes camadas (filtrante, de transição e de drenagem) de material filtrante.



Figura 5.1 – Esquema de um wetland vertical – Sistema Francês tradicional: três unidades no primeiro estágio e duas unidades no segundo estágio.

Fonte: Ferraz e Faria (2020).

Um fenômeno importante que se verifica na superfície dos leitos do primeiro estágio é a formação de uma camada de lodo, que se torna um componente do tratamento devido à sua grande área superficial e à presença e diversidade de microrganismos (MOLLE, 2014; PAING *et al.*, 2015). Por isso, ao menos 30 cm de borda livre, acima do meio filtrante, devem ser destinados ao acúmulo superficial de lodo formado pelos sólidos presentes no esgoto bruto. Esse

depósito biológico muito contribui para o desempenho do sistema e, portanto, necessita de 1 a 2 anos até seu pleno desenvolvimento. Na França, a taxa de acúmulo de lodo armazenado na superfície das unidades do primeiro estágio do WV-SF varia de 1,5 cm.ano⁻¹ a 3,0 cm.ano⁻¹ (MOLLE *et al.*, 2005; MOLLE, 2014; DOTRO *et al.*, 2017). Recomenda-se que a retirada da camada de depósito orgânico seja realizada após intervalos longos de operação (10-15 anos), quando seu excessivo crescimento poderá intensificar a colmatação e afetar a remoção de poluentes (MOLLE *et al.*, 2005). Após a retirada do lodo, este pode ser aplicado na agricultura.

Ainda é importante ressaltar que a acumulação de matéria orgânica não ocorre apenas na superfície do filtro, mas também em seus primeiros 15-20 centímetros (PLATZER; MAUCH, 1997; ZHAO; ZHU; TONG, 2009). É nessa região que se intensifica a remoção de sólidos e matéria carbonácea. Com o suprimento adequado de nutrientes e matéria orgânica, o crescimento do biofilme causa reduções substanciais na condutividade hidráulica dos filtros (HAJRA *et al.*, 2000), reduzindo a velocidade de infiltração e o suprimento de oxigênio, o que pode comprometer a sustentabilidade do processo (TORRENS *et al.*, 2009). Por isso, a alternância das unidades é considerada um fator essencial de operação para garantir o adequado funcionamento do sistema (MOLLE *et al.*, 2005; STEFANAKIS; TSIHRINTZIS, 2012), ao controlar o crescimento da biomassa nos interstícios do filtro, manter as trocas gasosas e mineralizar os depósitos orgânicos retidos na camada superficial, permitindo a recuperação das taxas de condutividade hidráulica. O período de alimentação e repouso pode ser variável e está associado às condições climáticas locais (PLATZER; MAUCH, 1997). Não obstante, o repouso não pode ser demasiadamente longo, de modo que prejudique o desenvolvimento da comunidade biológica ou que provoque estresse nas plantas por falta de água (DOTRO *et al.*, 2017).

Em um amplo levantamento de WV-SF em operação na França trabalhando com carregamentos de aproximadamente 300 g DQO.m⁻².d⁻¹ e 150 g SST.m⁻².d⁻¹, Molle *et al.* (2005) e Morvannou *et al.* (2015) reportaram eficiências de remoção médias do primeiro estágio de respectivamente 79% e 77% para DQO (ou concentração efluente de 131 e 126 mg DQO.L⁻¹), 86% e 83% para SST (ou concentração efluente de 33 e 38 mg SST.L⁻¹), e 58 e 59% para NTK (ou concentração efluente de 31 e 27 mg NTK.L⁻¹). Adicionalmente, ao contabilizar o segundo estágio, as eficiências de remoção global relatadas por esses autores alcançaram 91% e 87% para DQO, 95% e 83% para SST e 85 e 84% pra NTK. Logo, como, em princípio, o segundo estágio não seria necessário para o cumprimento das imposições da legislação brasileira em termos de padrões de lançamento, o foco deste capítulo passa a ser o primeiro estágio.

Estudos recentes vêm buscando reduzir a área por e.p. e aumentar a remoção de amônio e nitrogênio total (MOLLE, 2014; PAING *et al.*, 2015; MORVANNOU *et al.*, 2017). As possibilidades incluem o emprego de i) zonas não saturadas e saturadas no leito, pois, por ser o WV-SF um ambiente aeróbio, a desnitrificação não é favorecida. Todavia, o estabelecimento de uma zona saturada na porção inferior do filtro, além de permitir a criação de um espaço anóxico para estimular a remoção de nitrogênio total, remove carbono adicional, de forma bastante simplificada e sem acréscimo de área; ii) recirculação, que promove aumento de remoção de matéria orgânica, necessitando para tanto de bombeamento para retornar o efluente; e iii) aeração ativa para intensificar os processos oxidativos (NIVALA *et al.*, 2014). Além disso, há a possibilidade de conjugação de sistemas, como o primeiro estágio do WV-SF seguido por outros processos, como wetlands construídos de escoamento horizontal e filtros biológicos percoladores com decantadores secundários (NIVALA *et al.*, 2014; LOMBAND LATUNE; MOLLE, 2017).

5.3. WETLAND CONSTRUÍDO DE ESCOAMENTO VERTICAL – SISTEMA FRANCÊS ADAPTADO ÀS CONDIÇÕES CLIMÁTICAS TROPICAIS/SUBTROPICAIS

5.3.1. Características gerais

A área superficial requerida pode ser adaptada de acordo com o clima e com os requisitos ditados pelo padrão de lançamento do efluente. Comparado às regiões temperadas, as temperaturas das regiões tropicais geram: i) altas taxas de crescimento biológico durante o período de alimentação; ii) aceleração da mineralização da matéria orgânica retida nos poros do filtro (PLATZER; MAUCH, 1997); e iii) elevação das taxas de desidratação da camada de depósito superficial. Essas características intrínsecas dos climas quentes possibilitam a adoção de períodos de repouso menores ou períodos de alimentação maiores.

Assim, para essas regiões, o WV-SF pode ser utilizado apenas com o primeiro estágio e com duas unidades em paralelo (Figura 5.2) alimentadas e repousadas por igual duração, por exemplo, de 3,5 dias ou 7 dias cada (MANJATE *et al.*, 2015; MOLLE *et al.*, 2015; LOMBARD LATUNE; MOLLE, 2017; GARCÍA ZUMALACARREGUI; VON SPERLING, 2018). Dessa forma, os WV-SF em regiões tropicais/subtropicais se tornam mais atrativos do que nos países temperados, pois é possível reduzir a demanda de área superficial do primeiro estágio para $0,8 \text{ m}^2 \cdot \text{e} \cdot \text{p}^{-1}$ (LOMBARD LATUNE; MOLLE, 2017) ou até mesmo $0,6 \text{ m}^2 \cdot \text{e} \cdot \text{p}^{-1}$, conforme estudo desenvolvido por Garcia Zumalacarregui e von Sperling (2018) na região Sudeste do Brasil. Caso o padrão de lançamento do efluente seja mais restritivo, ou seja, caso haja a necessidade da obtenção de um efluente com melhor qualidade, há a possibilidade de acrescentar a terceira unidade no primeiro estágio ou o segundo estágio que permite o

alcance de concentrações finais inferiores a 25 mg SST.L^{-1} e 90 mg DQO.L^{-1} e de remoção de amônio superior a 90%, ou ainda inserir um pós-tratamento constituído por wetlands de escoamento horizontal (LOMBARD LATUNE; MOLLE, 2017).

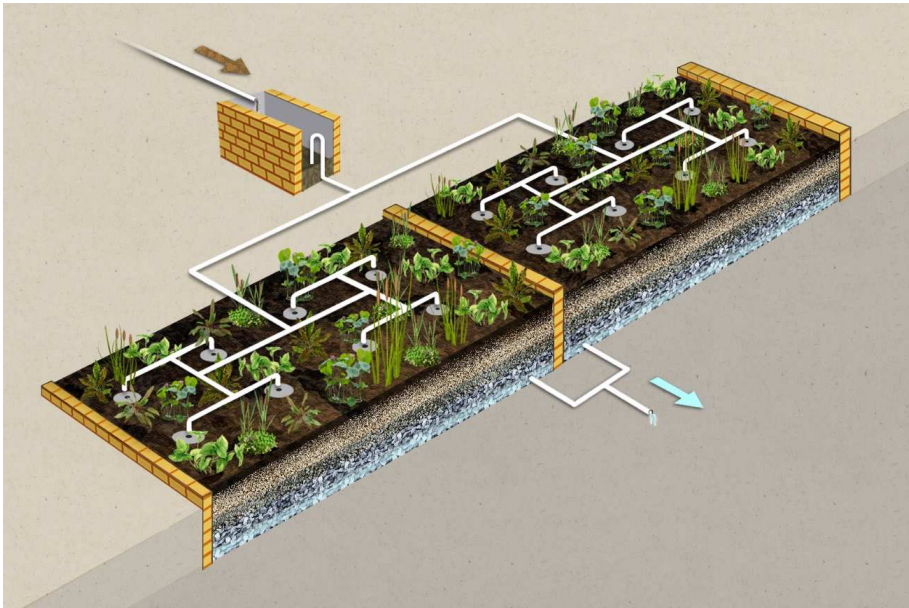


Figura 5.2 – Esquema de um wetland vertical - Sistema Francês adaptado para regiões quentes: duas unidades no primeiro estágio alimentadas de modo alternado.

Fonte: Ferraz e Faria (2020).

Lombard Latune e Molle (2017) recomendam para condições climáticas tropicais cargas de aplicação máximas de $350 \text{ g DQO.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$, $150 \text{ g DBO}_5.\text{m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ e $30 \text{ g NTK.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ na unidade em alimentação. Quando o esgoto bruto é mais diluído ou mais concentrado do que a realidade das localidades francesas, a falta de proporcionalidade entre as taxas de carga hidráulica e de massa deve ser ajustada por meio da taxa de aplicação hidráulica (TAH). No entanto, para fazer uma comparação adequada, deve-se levar em consideração o número de unidades em operação: a carga total

anual aplicada nos sistemas franceses é distribuída por uma área total maior (três unidades), enquanto que nos filtros localizados em clima tropical, por uma área total menor (apenas duas unidades). De acordo com Lombard Latune e Molle (2017), a TAH deverá ser inferior a $0,75 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$. Esses valores propostos para a máxima taxa de aplicação hidráulica são bem superiores às recomendações de projeto para a França, que são de $0,37 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ (DOTRO *et al.*, 2017) e requerem, portanto, validações para as nossas condições.

5.3.2. Meio filtrante e chaminés de aeração

O meio filtrante atua como suporte para o desenvolvimento dos microrganismos e como barreira física para retenção de sólidos. É importante que o meio filtrante, antes de ser assentado no filtro, esteja livre de material pulverulento com vistas a impedir a colmatagem prematura devido aos finos inertes. O filtro é dividido em três camadas sobrepostas, com granulometrias crescentes a partir da superfície: filtrante, de transição e de drenagem (Figura 5.3). A camada filtrante é responsável por abrigar as principais reações dentro do reator e, portanto, é a de maior espessura e a de menor granulometria; já a camada de transição objetiva impedir que o material da camada filtrante seja carregado para a camada de drenagem, sendo constituída por granulometria intermediária; por fim, a camada de drenagem, que possui a finalidade de escoar rapidamente o efluente para fora do filtro, é composta por uma granulometria maior, de modo que seja altamente drenante.

Essenciais instrumentos inseridos dentro do meio filtrante e que promovem suprimento adicional de oxigênio são os tubos de aeração passiva, ou as chaminés de aeração, que conectam a rede de drenagem do fundo à atmosfera (Figura 5.3), servindo para aumentar as taxas de transferência de oxigênio do sistema e também

melhorar a nitrificação (GARCIA *et al.*, 2013; MORVANNOU, 2012). Lombard Latune e Molle (2017) recomendam que caso a camada filtrante seja superior a 60 cm, seja acrescentado um dreno de ventilação intermediário. Esses autores ainda ressaltam que, caso o filtro tenha o fundo saturado (para promover a desnitrificação), a espessura da camada de drenagem deve ser dobrada e um dreno de ventilação deve ser alocado acima do nível de saturação.

Em virtude de sua posição e características, nos primeiros centímetros da camada filtrante, na qual há maior atividade biológica, desenvolvem-se, sobretudo, as bactérias heterotróficas, oxidadoras de matéria orgânica, enquanto as bactérias autotróficas, oxidadoras de amônio, estarão presentes em profundidades maiores. Ademais, o efluente é aerado à medida que percola para o fundo. Desse modo, o aumento da altura do meio filtrante fomenta a nitrificação, todavia, não traz ganhos significativos em remoção de sólidos e matéria orgânica, uma vez que são processos instalados nas regiões superiores do filtro (MOLLE *et al.*, 2015; MILLOT *et al.*, 2016).

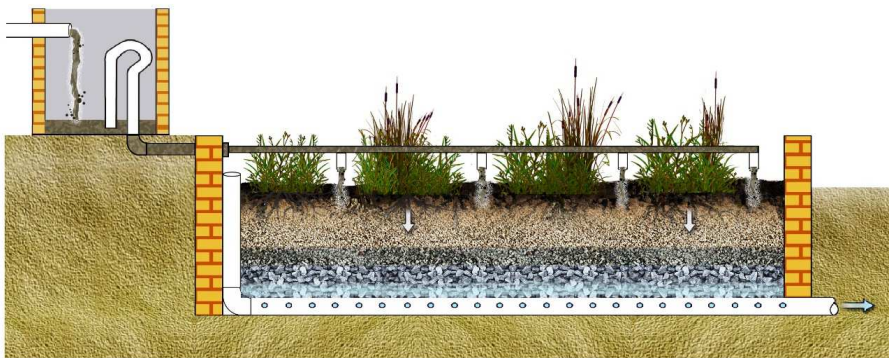


Figura 5.3 – Corte de um wetland vertical – Sistema Francês com destaque para o depósito orgânico superficial, as três camadas do meio filtrante, os sistemas de alimentação e drenagem e a chaminé de aeração.

Fonte: Ferraz e Faria (2020).

Pelas dificuldades encontradas na obtenção de materiais filtrantes conforme recomendações francesas, adaptações são

aceitáveis, conforme apresentado na tabela 5.1. Considerando que a remoção de contaminantes acontece principalmente na camada superior, alguns autores admitem uma redução da profundidade da camada filtrante para apenas 30 cm (LOMBARD LATUNE; MOLLE, 2017).

Tabela 5.1 – Altura das camadas e granulometria do material filtrante utilizado em WV-SF.

Camada	Molle <i>et al.</i> (2005) ^[1]	Lombard Latune e Molle (2017) ^[2]	Experiência brasileira ^{[3] [4]}
Filtrante	> 30 cm de brita fina (2-8 mm)	30 a 80 cm de brita fina (2-6 mm)	40 cm - Brita #0 (2,4-12,5 mm)
Transição	10 a 20 cm de brita (5 mm)	10 a 20 cm de brita (5-20mm)	15 cm - Brita #1 (4,8-25 mm)
Drenagem	10 a 20 cm de brita (20-40 mm)	10 a 20 cm de brita (20-60 mm)	15 cm - Brita #3 (19-50 mm)

Legenda: ^[1] Recomendações para a França; ^[2] Guia WV-SF para regiões tropicais; ^[3] Classificação ABNT 7211 (2005); ^[4] Cota (2011), baseado em um único sistema localizado na região Sudeste do Brasil (ver item 5.3.5).

Fonte: Autoria própria.

5.3.3. Plantas e depósito orgânico superficial

De acordo com Molle *et al.* (2005), Arias Lopez (2013), Nielsen e Larsen (2016) e Lombard Latune e Molle (2017), em WV-SF, as plantas cumprem a função primordial de evitar o entupimento da camada superficial do sistema e de facilitar as trocas gasosas, devido à ação mecânica do vento sobre a parte aérea das plantas. A movimentação dos caules possibilita a formação de fissuras circulares na camada orgânica superficial, permitindo, assim, a entrada de oxigênio e a melhor infiltração do líquido para o interior do leito. É essencial que as espécies sejam nativas, perenes não lenhosas, re-

sistentes a estresse hídrico e a ambientes anóxicos, tolerantes à luz direta e de baixa fertilidade para limitar sua propagação (LOMBARD LATUNE *et al.*, 2017), mas de colonização rápida.

Em função dessas características, a espécie *Phragmites australis*, não nativa dos trópicos, é comumente empregada em latitudes do Norte (MOLLE *et al.*, 2005; LOMBARD LATUNE *et al.*, 2017). No Brasil, a *Typha* spp. é amplamente utilizada para aplicações em wetlands construídos, principalmente em wetlands horizontais, mas estudos relatam dificuldades na adaptação às condições operacionais do WV-SF (COTA, 2011).

Lombard Latune e Molle (2017) sugerem o emprego da espécie *Heliconia psittacorum*, nativa das regiões sul-americana e caribenha. Adicionalmente, além do seu aproveitamento destinado à alimentação animal (bovinos e equinos) e a sua resistência à seca, o capim Tifton 85 (*Cynodon dactylon* Pers.) foi utilizado, com sucesso, em um sistema investigado no Brasil (MATOS; ABRAHÃO; PEREIRA, 2008; MATOS *et al.*, 2010; COTA, 2011; COELHO, 2018). O corte da parte aérea desse capim deve ser realizado rotineiramente em intervalos de 45 a 60 dias. Ademais, o controle de ervas daninhas não pode ser negligenciado. Além dessas plantas, as espécies *Eleocharis* spp e *Zizaniopsis* spp. se destacam entre as mais utilizadas no Brasil em wetlands de escoamento horizontal (SEZERINO *et al.*, 2015). Essas e a *Cyperus papyrus* podem ser testadas na utilização do WV-SF.

Em virtude da camada orgânica superficial, o WV-SF passa por etapas distintas durante sua vida útil, sendo elas: partida, operação normal, operação degradada, limpeza e entupimento definitivo (LOMBARD LATUNE; MOLLE, 2017). Como já visto, essa camada possui um papel positivo no tocante à retenção de sólidos e sorção de poluentes (MOLLE *et al.*, 2005; KANIA *et al.*, 2017). Além disso, o depósito orgânico está intimamente relacionado com a condutividade hidráulica, a transferência de oxigênio e a atividade

biológica (MOLLE, 2014; MOLLE *et al.*, 2015). A camada de lodo permite menores velocidades de infiltração e melhor distribuição do líquido, diminuindo curtos-circuitos hidráulicos. Além disso, essa camada promove maior tempo de retenção do fluido e adsorção de amônio. Todavia, o tempo de percolação do efluente sempre é relativamente baixo, sendo de apenas alguns minutos, a depender das condições operacionais.

Em áreas em que as temperaturas são mais quentes ao longo do ano, a taxa de mineralização de matéria orgânica é maior, ou menor é o acúmulo de lodo (TREIN *et al.*, 2019, 2020). Com base no tempo de acumulação e na altura medida da camada de depósito orgânico, a taxa de acúmulo de lodo em um sistema operado no Brasil por cerca de 10 anos, inicialmente com três unidades e alterado para duas unidades paralelas, foi inferior a 1 cm.ano^{-1} , com formação mais lenta no início da operação. Assim, em regiões tropicais/subtropicais, o WV-SF poderá exibir uma vida útil maior em relação aos sistemas instalados na França.

Além das condições de contorno, como clima e espécie vegetal, critérios de projeto (número de unidades em operação, características do material filtrante e tubos de distribuição) e condições de operação (tempo de alimentação/repouso e tempo de aplicação do esgoto) devem ser levados em consideração na evolução e composição desse material. Trein *et al.* (2020) descrevem que, à medida que avança o tempo de operação, a composição do material orgânico na camada de lodo investigado em duas unidades em operação no Brasil convergiu para características de camada orgânica semelhantes aos de sistemas considerados maduros na França (tempo de operação de quatro anos).

5.3.4. Alimentação do filtro

O sistema de alimentação do afluente sobre a superfície das unidades é fundamental, pois ele é que define o fluxo dentro do meio filtrante para que seja mantido o suprimento de oxigênio, garantindo-se o desempenho do sistema. Nesse sentido, é relevante atentar-se à lâmina de líquido aplicada por batelada, à geometria da rede de distribuição do afluente e à vazão instantânea de alimentação. Esses três fatores atuando em conjunto irão influenciar os mecanismos de remoção de poluentes e a drenagem do efluente. De acordo com Platzer, Hoffmann e Miglio (2016), dentre os problemas mais corriqueiros encontrados em projetos de wetlands construídos está o projeto hidráulico inapropriado, o que inclui a distribuição e a drenagem do efluente.

O carregamento intermitente é extremamente eficiente para manter condições aeróbias no interior do filtro, permitindo a remoção de carbono orgânico e, dependendo da disponibilidade de oxigênio, a nitrificação também é alcançada (DOTRO *et al.*, 2017). Para condições climáticas tropicais, cada batelada deve ter uma lâmina de fluido distribuído na superfície do filtro entre 2,5 e 5 cm (LOMBARD LATUNE; MOLLE, 2017). Diminuir a lâmina implica em um volume de bateladas menores e, assim, eleva-se o número de bateladas por dia; aumentando-se a lâmina líquida, o inverso ocorre. Sabendo que a velocidade de escoamento em um meio poroso é proporcional ao gradiente hidráulico, lâminas menores prolongam o tempo de contato entre o esgoto e biomassa, o que, a princípio, pode melhorar a remoção de contaminantes e propiciar o maior uso do oxigênio. Todavia, lâminas inferiores a 2,5 cm, além de prejudicar a distribuição mais homogênea do efluente, conduzem a intervalos curtos entre bateladas, não possibilitando tempo adequado para boa drenagem, e conseqüentemente se tornando um problema para os mecanismos de recuperação do filtro. Nesse caso, o oxigê-

nio transferido e o potencial de oxirredução irão decair sucessivamente até o início do período de repouso. Por outro lado, lâminas de líquido maiores do que 5 cm podem estar associadas a um maior tempo de acumulação da água residuária dentro do tanque de alimentação, o que pode causar problema de maus odores, devido à degradação anaeróbia do afluente. Adicionalmente, gradientes hidráulicos elevados amplificam as velocidades de escoamento dentro do meio filtrante, diminuindo o tempo de contato entre biomassa-esgoto e comprometendo o desempenho do sistema. Dessa forma, o volume das bateladas deve ser observado com critério, de modo que haja equilíbrio entre o tempo necessário para a adequada drenagem do efluente e para o contato líquido-microrganismos. Os franceses aplicam em média, 8 pulsos por dia (MORVANNOU, 2012). Todavia, para as condições climáticas quentes, podem ser considerados maiores números de pulsos por dia, evitando assim demasiado tempo de armazenamento do esgoto bruto. Porém, não há experiência no Brasil com mais de 24 bateladas por dia.

Complementarmente, a rede de distribuição do afluente deve fornecer o lançamento da água residuária do modo mais uniforme possível sobre a camada do meio filtrante (DOTRO *et al.*, 2017), caso contrário, poderá conduzir a redução nas eficiências de remoção, devido a curtos-circuitos hidráulicos e zonas mortas (MOLLE *et al.*, 2005; VIEIRA, 2013). O número de pontos de distribuição deve ser no mínimo um a cada 50 m², e ainda, é indicada a colocação de um anteparo sobre a superfície abaixo de cada entrada para proteção do meio filtrante contra o jato. A camada de lodo também contribui para uma melhor distribuição do afluente na superfície do filtro, necessitando, portanto, de tempo para seu desenvolvimento. Quando o depósito de lodo não está presente, ou seja, no início da operação ou quando o filtro é subcarregado, há a tendência de maior infiltração perto dos pontos de distribuição (MOLLE, 2014). Logo, a distribuição mais homogênea depende ainda

da idade do sistema, conjugada com os parâmetros de projetos, a exemplo, volume do pulso, vazão de alimentação e densidade dos pontos de distribuição (MOLLE, 2014).

No que tange à geometria da rede, o fluxo igual nas ramificações da rede de distribuição é mantido se a pressão ao longo do canal principal permanecer constante (ACRIVOS; BABCOCK; PIGFORD, 1959). Pode-se considerar a inserção de válvulas para compensar a variação de pressão, mas deve-se verificar os riscos de entupimento da rede. O fluxo também pode ser igualado alterando o tamanho das ramificações laterais, a resistência do fluxo ou a seção transversal da tubulação (BAJURA; JONES JR., 1976). Assim, ajustando as perdas de carga, pode-se balancear o fluxo nas redes ramificadas e, ao mesmo tempo, reduzir o desequilíbrio de vazões (BAJURA, 1971). Contudo, essas ações só são úteis caso a vazão afluente não seja alterada. Com isso em vista, por razões de simplicidade, é aconselhável a adoção de uma rede em forma de H duplo, com divisões sucessivas de 50% da vazão para cada uma das ramificações. O arranjo em H impõe que a trajetória do fluido tenha a mesma perda de carga total em quaisquer extremidades, independentemente da vazão (conforme Figura 5.2).

Em relação à taxa de aplicação hidráulica instantânea (ou a vazão instantânea de alimentação), a recomendação francesa é de que seja maior do que $8 \text{ L}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{min}^{-1}$ ($0,5 \text{ m}^3\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$). Esse fluxo garante a autolimpeza das tubulações de distribuição e uma boa divisão da vazão entre os pontos (LOMBARD LATUNE; MOLLE, 2017). Além disso, uma taxa de aplicação hidráulica instantânea menor do que o valor recomendado gera tempo maior para descarga do afluente e gradiente hidráulico pequeno, o que diminui a velocidade de infiltração e percolação, favorecendo empoçamento e prejudicando a drenagem do filtro. Quando a drenagem do filtro é comprometida, a quantidade de líquido armazenado no filtro entre uma batelada e a seguinte aumenta, incrementando o grau de saturação do filtro

e afetando o suprimento de oxigênio. Durante o lançamento do esgoto, caso a taxa de aplicação hidráulica instantânea seja maior do que a condutividade hidráulica do filtro, ocorrerá empoçamento. A altura da lâmina da poça formada na superfície aumenta exponencialmente, da mesma forma que a taxa de drenagem, e quando cessa a entrada de fluido, o empoçamento é drenado (KADLEC; WALLACE, 2009).

Para o acionamento da batelada, o uso de sifões dosadores pode ser uma alternativa que requer custo nulo de energia elétrica, além de ser um dispositivo simples e de baixo custo, aumentando o interesse para pequenas comunidades. Entretanto, deve-se ter atenção ao seu uso, pois, a depender do tipo de sifão, este pode ser instável para variações de vazões afluentes e também pode exibir dificuldade para atingir a taxa de aplicação hidráulica instantânea mínima. Assim, ele pode levar a interrupções e/ou descontinuidades de funcionamento, resultando na não intermitência necessária para o bom funcionamento do sistema.

A tabela 5.2 apresenta uma síntese comparativa entre o sistema francês tradicional e possíveis adaptações para projeto e operação em regiões quentes. Estas últimas deverão ser ainda endossadas, à medida que mais sistemas estiverem em operação por vários anos.

Tabela 5.2 – Comparativo entre características do Sistema Francês tradicional x Sistema Francês adaptado para regiões quentes.

Características	Sistema Francês tradicional ^{[1] [2]}	Sistema Francês adaptado para regiões quentes
Unidades em paralelo do primeiro estágio	3	2 ^{[3] [4]}
Área requerida para o primeiro estágio	1,2 m ² .ep ⁻¹	0,8 m ² .ep ⁻¹ ^[3] 0,6 m ² .ep ⁻¹ ^[4]
Alternância	3,5 dias de alimentação / 7 dias de repouso	3,5 dias de alimentação / 3,5 dias de repouso ^[3] 7 dias de alimentação / 7 dias de repouso ^[4]
Taxa de aplicação hidráulica máxima na unidade em operação do primeiro estágio	0,37 m ³ .m ⁻² .d ⁻¹	0,45 m ³ .m ⁻² .d ⁻¹ ^[4] 0,75 m ³ .m ⁻² .d ⁻¹ ^[3]
Taxa de aplicação mássica máxima na unidade em operação do primeiro estágio	300 gDQO.m ⁻² .d ⁻¹	350 gDQO.m ⁻² .d ⁻¹ ^[3]
	150 g DBO ₅ .m ⁻² .d ⁻¹	150 g DBO ₅ .m ⁻² .d ⁻¹ ^[3]
	30 g NTK.m ⁻² .d ⁻¹	30 g NTK.m ⁻² .d ⁻¹ ^[3]
Taxa de acúmulo de lodo	1,5 a 3 cm.ano ⁻¹	< 1 cm.ano ⁻¹ ^[5]
Lâmina aplicada por batelada	2 a 5 cm	2,5 a 5 cm ^[3]

Legenda: ^[1] Molle *et al.* (2015); ^[2] Dotro *et al.* (2017); ^[3] Lombard Latune e Molle (2017); ^[4] Garcia Zumalacarregui e von Sperling (2018); ^[5] Trein *et al.* (2019).

Fonte: Autoria própria.

5.3.5. Experiência obtida em um wetland construído – Sistema Francês em operação no Sudeste do Brasil

A seguir é apresentada a experiência de um WV-SF localizado na cidade de Belo Horizonte, Minas Gerais, no Centro de Pesquisa e Treinamento em Saneamento (CePTS), situado dentro das dependências da ETE Arrudas, pertencente à Companhia de Saneamento de Minas Gerais (Copasa) e à Universidade Federal de Minas Gerais (19°53'42" S, 43°52'42" W) (figura 5.4). Belo Horizonte está localizado em clima subtropical úmido Cfa ou Cwa, de acordo com a classificação Köppen-Geiger, com temperatura média anual de 21,8°C, sendo janeiro o mês mais quente (23,4°C) e julho o mês mais frio (19,1°C), e a precipitação média anual é de 1.602 mm.ano⁻¹ (INMET, 2018).

Com reatores em escala-piloto, demonstração e real, o CePTS recebe visitas de estudantes, pesquisadores e profissionais da área de saneamento o ano inteiro. O WV-SF é alimentado por uma parcela de esgoto bruto real preliminarmente tratado (gradeamento grosseiro de 10 cm, gradeamento fino de 15 mm e peneira de 6 mm, seguido de desarenadores), desviado da ETE Arrudas.



Figura 5.4 – Registro aéreo do wetland vertical – Sistema Francês experimental localizada na ETE Arrudas.

Fonte: Salim (2017). Imagem área obtida por drone do wetland construído vertical – Sistema Francês instalado no Centro Pesquisa e Treinamento em Saneamento (CePTS).

O WV-SF, construído em 2007 e com início de operação em 2009, foi dimensionado para tratar esgotos brutos gerados por uma população equivalente de 100 habitantes (vazão média de $13 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$). Com três unidades em paralelo, cada uma com área superficial de $29,4 \text{ m}^2$ (largura de 3,1 m e comprimento de 9,4 m), o sistema ocupa área de $88,2 \text{ m}^2$ ($0,9 \text{ m}^2 \cdot \text{e.p.}^{-1}$). As características do material filtrante utilizado nas unidades estão apresentadas na tabela 5.1.

Desde o início de operação, o sistema vem sendo monitorado por meio de análises físico-químicas e de comportamento hidráulico sob diferentes condições operacionais. A tabela 5.3 apresenta resumidamente dados de desempenho do sistema de WV-SF após 11 meses de funcionamento (após o *start up*), operando por cerca de cinco anos, com 3 unidades em paralelo e após, com apenas duas unidades em paralelo.

Como esperado, o desempenho do tratamento nos primeiros 11 meses do período de partida foi ruim, com eficiências de remoção inferiores a 36% para SST, 44% para DBO e 36% para DQO (dados não apresentados na tabela 5.3). Nos sistemas franceses isso ocorre devido à necessidade de desenvolvimento e adaptação do biofilme e da cobertura vegetal, além de tempo para formação da camada superficial de lodo na superfície. Cota (2011) relata a tentativa do uso da espécie *Typha latifolia*, conhecida popularmente como taboa. Verificada a morte da maioria das mudas plantadas e replantadas, o não cobrimento de toda a superfície do filtro, além do crescimento de espécies invasoras, e a persistência desses problemas ao longo do tempo, optou-se pela substituição para o capim Tifton 85, o qual se adaptou bem às condições de operação.

Terminado o período de partida de 11 meses, foi obtido um satisfatório desempenho do sistema em relação à remoção de sólidos suspensos (72%), possivelmente associado ao estabelecimento do biofilme e da cobertura vegetal, que têm papel fundamental na retenção dos sólidos na superfície. A eficiência de remoção aumentou com o avanço do tempo de operação, conforme mostrado no trabalho de Lana (2013), operando com 3 unidades em paralelo e ciclo de uma semana, com alternância de cerca de 2,5 dias de alimentação e 4,5 dias de repouso (ver tabela 5.3).

Tabela 5.3 – Característica da água residuária bruta e resultados do tratamento em diferentes condições operacionais no sistema pesquisado em Belo Horizonte/MG (CePTS UFMG/Copasa), compreendendo o primeiro estágio do sistema Francês.

Fonte	Unidades em operação	Área (m ² .e.p. ⁻¹)	Bateladas. dia ⁻¹	Tempo de alimentação (minutos)	TAH instantânea (m ³ .m ⁻² .h ⁻¹)	TAH (m ³ .m ⁻² .d ⁻¹)	Período de alimentação (dias)	Período de repouso (dias)	Parâmetro	Concentração média (mg.L ⁻¹)		Eficiência de remoção média (%) [*]
										Esgoto bruto	Efluente [*]	
Cota (2011)	3	0,9	12	5	0,39	0,39	2	4	SST	372	70	72
									DBO	314	90	60
									DQO	560	208	51
									NTK	30	18	38
									N-NH ₄ ⁺	27	16	
Lana (2013)	3	0,9	12	5	0,39	0,39	2,5	4,5	SST	338	40	83
									DBO	303	52	79
									DQO	503	117	72
									NTK	32	14	55
									N-NH ₄ ⁺	28	12	56
Lana (2013)	3	0,9	24	3	0,36	0,44	2,5	4,5	SST	227	33	85
									DBO	221	37	82
									DQO	429	73	81
									NTK	32	14	56
									N-NH ₄ ⁺	26	11	59
Garcia Zumalacarregui e von Sperling (2018)	2	0,6	24	3	0,36	0,45	7	7	SST	190	34	81
									DBO	237	49	78
									DQO	441	87	79
									NTK	36	10	71
									N-NH ₄ ⁺	-	-	-
Garcia Zumalacarregui e von Sperling (2018)	2	0,6	24	8	0,14	0,45	7	7	SST	442	71	75
									DBO	319	62	81
									DQO	477	151	54
									NTK	46	20	54
									N-NH ₄ ⁺	-	-	-

Legenda: ^{*}Resultados obtidos em uma unidade plantada com capim Tifton 85 (outra unidade operou por vários anos sem planta, para efeito de pesquisa, e seus dados não são apresentados aqui).

Fonte: Autoria própria.

Além do estabelecimento do biofilme, que tem papel fundamental na oxidação da matéria orgânica biodegradável, e do crescimento da cobertura vegetal, que serve de suporte à fixação dos microrganismos que crescem aderidos, a formação da camada de lodo na superfície assegurou melhoria na distribuição do esgoto bruto sobre o sistema. Essa condição também garantiu aumento da eficiência de remoção em termos de DQO e DBO ao longo do tempo de operação.

A análise da influência do regime operacional foi testada no sistema com 3 unidades em paralelo com o objetivo de investigar o fracionamento da vazão afluente em bateladas de menor volume (aplicadas com maior frequência) e a influência da taxa de aplicação hidráulica instantânea (ou o tempo de aplicação da batelada) e dos períodos de alimentação e repouso. De forma geral, pode-se observar que o maior número de bateladas diárias (passadas de 12 para 24) aumentou a eficiência de remoção de sólidos e matéria orgânica. Para os sólidos suspensos, a eficiência média de remoção passou de 83% para 85%, e para a matéria orgânica, a eficiência de remoção de DQO aumentou de 72% para 81% (LANA, 2013).

Após cinco anos com a operação tradicional de três leitos, a redução de área por meio da adoção de apenas dois leitos diminuiu as eficiências de remoção em termos de SST, DBO e DQO, mas os resultados foram considerados satisfatórios em termos de cumprimento com os padrões de lançamento do Brasil (Resolução CONAMA 430/2011). Com área superficial de $0,6 \text{ m}^2 \cdot \text{e} \cdot \text{p}^{-1}$, as eficiências de remoção de NTK foram próximas a 50%, valor reportado para WV-SF em operação nas condições climáticas temperadas ($1,2 \text{ m}^2 \cdot \text{e} \cdot \text{p}^{-1}$). Com tempo de alimentação estendido de 7 dias (comparado com os 3,5 dias dos franceses), os requisitos operacionais foram ligeiramente menores e garantiram o bom funcionamento do sistema.

Com apenas duas unidades em paralelo, o menor tempo de aplicação da batelada favoreceu o desempenho do sistema. As eficiências médias de remoção foram de 75 e 81% para SST, 54 e 79% para DQO e 54 e 71% para NTK, para taxas de aplicação hidráulica instantânea de $0,14 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ e $0,36 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$, respectivamente. O tempo mais longo de aplicação do afluente, isto é, 8 minutos (menor taxa de aplicação hidráulica instantânea), foi obtido com uso de sifão, apresentando como vantagem a não necessidade de energia elétrica, quando comparado com o uso de bomba, com a qual o tempo de aplicação foi de apenas de 3 minutos.

Ressalta-se que, com quase 10 anos de operação, não foi documentada a necessidade de remoção do meio suporte colmatado ou do lodo, o que demonstra a simplicidade de operação do sistema de tratamento, garantindo, assim, sua boa aplicabilidade.

AGRADECIMENTOS

Os autores gostariam de agradecer às agências de Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (Capes), Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (Fapemig) e Fundação Nacional de Saúde (Funasa), à Companhia de Saneamento de Minas Gerais (Copasa) e à Fundação Bill & Melinda Gates (projeto SaniUP, sob coordenação do IHE Delft, Holanda), bem como a Wellington Ferraz e Laís Faria pelas ilustrações.

REFERÊNCIAS

- ACRIVOS, A.; BABCOCK, B. D.; PIGFORD, R. L. Flow distributions in manifolds. **Chemical Engineering Science**, v. 10, n. 1-2, p. 112-124, 1959.
- ARIAS LOPEZ, J. L. **Vertical-flow constructed wetlands for the treatment of wastewater and stormwater from combined sewer systems**. 2013. 234 p.
- Thèse (Doctorat en Génie Civil) – Institut National de Recherche en Sciences et Technologies pour l'Environnement et l'Agriculture (Irrstea), Lyon, 2013.
- BAJURA, R. A. A model for flow distribution in manifolds, **Journal of Engineering Power**, [s. l.], v. 98, p. 654-665, 1971.
- BAJURA, R. A.; JONES JR., E. H. Flow Distribution Manifolds. **Journal of Fluids Engineering**, [s. l.], v. 98, p. 654-666, 1976.
- COELHO, B. L. Tifton 85 grass (*Cynodon Dactylon* Pers.) yield and quality in the first stage of Vertical Flow Constructed Wetlands (French System) for domestic wastewater treatment. *In*: INTERNATIONAL CONFERENCE ON WETLAND SYSTEMS FOR WATER POLLUTION CONTROL, 16., Sept./Oct., 2018. **Proceedings** [...]. Valencia: IWA, 2018.
- COTA, R. S. **Hidrodinâmica e desempenho de filtros verticais com alimentação em pulso, plantados e não plantados, empregados no tratamento de esgoto sanitário bruto**. 2011. 215 p. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2011.
- DOTRO, G. *et al.* **Treatment Wetlands**. London, UK: IWA Publishing, 2017. v. 7. Biological Wastewater Treatment Series.
- FERRAZ, W.; FARIA, L. **Esquemas de um wetland vertical - Sistema Francês adaptado para regiões quentes**. 2020. 3 Fotografias.
- GARCÍA, J. *et al.* Contaminant removal processes in subsurface-flow constructed wetlands: A review. **Environmental Science & Technology**, [s. l.], v. 40, p. 561-661, 2013.
- GARCIA ZUMALACARREGUI, J. A.; VON SPERLING, M. Performance of the first stage of the French system of vertical flow constructed wetlands with only two units in parallel: influence of pulse time and instantaneous hydraulic loading rate. **Water Science and Technology**, London, v. 78, n. 4, p. 848-859, 2018. DOI: <https://doi.org/10.2166/wst.2018.355>.
- HAJRA, M. G. *et al.* Biological clogging in porous media. **Geotechnical Special Publication**, [s. l.], v. 105, p. 151-165, 2000. DOI: 10.1061/40519(293)12.
- INMET. Instituto Nacional de Meteorologia. Normais climatológicas do Brasil (1981 – 2010). **Inmet**, 2018. Disponível em: <http://www.inmet.gov.br/porta1/index.php?r=clima/graficosClimaticos>. Acesso em: 11 dez. 2020.
- KADLEC, H. R.; WALLACE, S. **Treatment wetlands**. 2. ed. Boca Raton: CRC Press, 2009. 1016 p.
- KANIA, M. *et al.* Study of aggregation in surface sludge deposits from 14 full-scale French constructed wetlands using particle size distribution and dynamic vapor sorption analyses. **Water**

Science and Technology, London, v. 77, n. 1, p. 79-90, 2017. DOI: <https://doi.org/10.2166/wst.2017.523>.

LANA, L. C. O. **Remoção de poluentes em um sistema alagado construído de escoamento vertical com alimentação em pulso**. 2013. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2013. 125 p.

LOMBARD LATUNE, R.; MOLLE, P. **Constructed wetlands for domestic wastewater treatment under tropical climate**: Guideline to design tropicalized systems. France: Agence française pour la biodiversité, 2017. 72 p. Collection Guides et protocols.

LOMBARD LATUNE, R. *et al.* Which plants are needed for a French vertical-flow constructed wetland under a tropical climate? **Water Science and Technology**, London, v. 75, n. 8, p. 1873-1881, 2017.

MANJATE, E. S. *et al.* First stage of the French vertical flow constructed wetland system: experiments with the reduction of surface area and number of units. **Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development**, [s. l.], v. 5, n. 1, p. 50-55, 2015.

MATOS, A. T. de *et al.* Capacidade extratora de plantas em sistemas alagados utilizados no tratamento de águas residuárias de laticínios. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 14, n. 12, p. 1311-1317, 2010.

MATOS, A. T.; ABRAHÃO, S. S.; PEREIRA, O. G. Desempenho agrônomico de Capim Tifton 85 (*Cynodon spp*) cultivado em sistemas alagados construídos utilizados no tratamento de água residuária de laticínios. **Ambiente & Água-An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, Taubaté, v. 3, n. 1, p. 43-53, 2008.

MILLOT, Y. *et al.* Effects of design and operational parameters on ammonium removal by single-stage French vertical flow filters treating raw domestic wastewater. **Ecological Engineering**, [s. l.], v. 97, p. 516-523, 2016. DOI: [10.1016/j.ecoleng.2016.10.002](https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.10.002).

MOLLE, P. *et al.* How to treat raw sewage with constructed wetlands: an overview of the French systems. **Water Science and Technology**, London, v. 51, n. 9, p. 11-21, 2005. DOI: [10.2166/wst.2005.0277](https://doi.org/10.2166/wst.2005.0277).

MOLLE, P. *et al.* French vertical-flow constructed wetland design: adaptations for tropical climates. **Water Science and Technology**, London, v. 71, n. 10, p. 1516-1523, 2015. DOI: [10.2166/wst.2015.133](https://doi.org/10.2166/wst.2015.133).

MOLLE, P. French vertical flow constructed wetlands: a need of a better understanding of the role of the deposit layer. **Water Science and Technology**, London, v. 69, n. 1, p. 106-112, 2014. DOI: [10.2166/wst.2013.561](https://doi.org/10.2166/wst.2013.561).

MORVANNOU, A. **Dynamic modelling of nitrification in vertical flow constructed wetlands**. 2012. 202 p. Thèse (Doctorat en Sciences Agronomiques et Ingénierie Biologique) – Université de Louvain La Neuve, Ottignies-Louvain-la-Neuve, 2012.

MORVANNOU, A. *et al.* Treatment performances of French constructed wetlands: results from a database collected over the last 30 years. **Water Science and Technology**, London, v. 71, n. 9, p. 1333-1339, 2015. DOI: 10.2166/wst.2015.089.

MORVANNOU, A. *et al.* Using one filter stage of unsaturated/saturated vertical flow filters for nitrogen removal and footprint reduction of constructed wetlands. **Water Science and Technology**, London, v. 76, n. 1, p. 124-133, 2017. DOI: 10.2166/wst.2017.115.

NIELSEN, S.; LARSEN, J. D. Operational strategy, economic and environmental performance of sludge treatment reed bed systems—based on 28 years of experience. **Water Science and Technology**, London, v. 74, n. 8, p. 1793-1799, 2016. DOI: 10.2166/wst.2016.295.

NIVALA, J. *et al.* Intensified and modified wetland designs. **Sustainable Sanitation Practice Journal**, [s. l.], v. 18, p. 15-20, 2014.

PAING, J. *et al.* Effect of climate, wastewater composition, loading rates, system age and design on performances of French vertical flow constructed wetlands: a survey based on 169 full scale systems. **Ecological Engineering**, [s. l.], v. 80, p. 46-52, 2015. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.10.029>.

PLATZER, C.; HOFFMANN, H.; MIGLIO, R. M. **Long term experiences with dimensioning and operation of vertical flow constructed wetlands in warm climate regions of South America**. Gdansk: International Water Association (IWA), 2016. p. 868-887.

PLATZER, C.; MAUCH, K. Soil Clogging in Vertical-flow Reed Beds - Mechanisms, Parameters, Consequences and ... Solutions? **Water Science and Technology**, London, v. 35, n. 5, p. 175-181, 1997.

RODRIGUEZ-DOMINGUEZ, M. A. *et al.* Constructed wetlands in Latin America and the Caribbean: a review of experiences during the last decade. **Water**, [s. l.], v. 12, n. 6, p. 1744, 2020. DOI: 10.3390/w12061744.

SALIM, D. H. C. **Imagem área obtida por drone do wetland construído vertical – Sistema Francês instalado no Centro Pesquisa e Treinamento em Saneamento (CePTS)**. 2017. 1 Fotografia.

SEZERINO, P. H. *et al.* Experiências brasileiras com wetlands construídos aplicados ao tratamento de águas residuárias: parâmetros de projeto para sistemas horizontais. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 20, n. 1, p. 151-158, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1413-41522015020000096615>.

STEFANAKIS, A. I.; TSIHRINTZIS, V. A. Effects of loading, resting period, temperature, porous media, vegetation and aeration on performance of pilot-scale vertical flow constructed wetlands. **Chemical Engineering Journal**, [s. l.], v. 181, p. 416-430, 2012. DOI: 10.1016/j.cej.2011.11.108.

TORRENS, A. *et al.* Impact of design and operation variables on the performance of vertical-flow constructed wetlands and intermittent sand filters treating pond effluent. **Water Research**, [s. l.], v. 43, n. 7, p. 1851-1858, 2009. DOI: 10.1016/j.watres.2009.01.023.

TREIN, C. M. *et al.* Reduction of area and influence of the deposit layer in the first stage of a full-scale French System of Vertical Flow Constructed Wetlands in a tropical area. **Water Science and Technology**, London, v. 80, n. 2, p. 347-356, 2019. DOI: 10.2166/wst.2019.278.

TREIN, C. M. *et al.* French vertical flow treatment wetlands in a subtropical climate: Characterization of the organic deposit layer and comparison with systems in France. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 742, n. 10, p. 140608, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140608>.

VIEIRA, P. de C. **Estudo do comportamento de um filtro biológico percolador com laterais abertas aplicado ao pós-tratamento de efluente de reator UASB**. 2013. 297 f. Tese (Doutorado em Engenharia) – Universidade Federal de Minas Gerais, 2013. Disponível em: <http://hdl.handle.net/1843/BUOS-9MWFQN>. Acesso em: 11 dez. 2020.

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 Sciences**, [s. l.], v. 21, n. 6, p. 750-757, 2009. DOI: 10.1016/S1001-0742(08)62336-0.