Pós-tratamento de efluentes sanitários de reatores UASB utilizando *wetlands* construídos

Post-treatment of UASB reactors effluent using constructed wetlands.

- **Data de entrada:**
08/11/2017
- **Data de aprovação:**
17/12/2018

Fernando Henrique Garayo Junior^{1*} | Carlos Nobuyoshi Ide¹ | Edilson Sadayuki Omoto¹ | Jhonatan Barbosa da Silva¹ | Maria Lúcia Ribeiro¹

DOI: <https://doi.org/10.36659/dae.2020.041>

ORCID ID

Junior FHG <https://orcid.org/0000-0002-5714-203X>
Ide CN <https://orcid.org/0000-0003-0373-2306>

Omoto ES <https://orcid.org/0000-0002-2669-6574>

Silva JB <https://orcid.org/0000-0003-2076-2259>

Ribeiro ML <https://orcid.org/0000-0003-1958-0327>

Resumo

Reatores UASB são amplamente utilizados para o tratamento de esgotos sanitários devido ao seu baixo custo de operação e menor geração de lodo. Essa tecnologia, unicamente, pode não atingir os níveis de eficiência adequados para o lançamento de efluentes nos corpos hídricos. Atualmente, o processo ecotecnológico denominado *wetlands* construídos para tratamento de esgotos sanitários é uma tecnologia consolidada, ao passo que permite taxas de remoção de matéria orgânica acima de 80%, possui operação simples e baixo custo de manutenção. A pesquisa consistiu em dimensionar, construir e monitorar um sistema piloto de *wetland* construído de fluxo vertical com alimentação contínua, recebendo esgotos sanitários tratados de reatores UASB. Os resultados indicam altas taxas de remoção de matéria orgânica (84,9%) e acréscimo médio de nitratos da ordem de 3,54 mgNO₃-N.L⁻¹ no efluente, além de remoção de Fósforo Total e Nitrogênio Total de 37,2% e 27,3% respectivamente, porém baixa eficiência em relação aos parâmetros bacteriológicos (≈1 unidade log para *E. coli*). **Palavras-chave:** *Wetlands* construídos de fluxo vertical. Banhados construídos. *Typha domingensis* Pers. UASB. *Wetlands* construídos em escala real. Pós-tratamento.

Abstract

UASB reactors are widely used for the treatment of sanitary sewers due to their low operation costs and low sludge generation. However, this technology, merely, cannot reach the adequate levels of efficiency to effluent discharge in water bodies. Currently, the ecotechnological process for treatment of sanitary sewage called "constructed wetlands" is a consolidated technology that allows organic matter removal rates above 80%, has simple operation and low cost. This research consisted in design, constructing and monitoring a vertical flow constructed wetland pilot system with continuous feed and receiving treated sanitary sewers from UASB reactors. The results indicate high rates of organic matter removal (84.9%) and average nitrates addition of 3.54 mgNO₃-N.L⁻¹ in the effluent, besides removal of Total Phosphorous (P-PO₄) and Total Nitrogen of 37.2% e 27.3% respectively, but low efficiency related to bacteriological parameters (≈1 log unit for *E. coli*).

Keywords: Vertical flow constructed wetlands. Constructed wetlands. *Typha domingensis* Pers. UASB. Real-scale constructed wetlands. Post-treatment.

¹ UFMS - Universidade Federal de Mato Grosso do Sul - Campo Grande - Mato Grosso do Sul - Brasil.

* **Autor correspondente:** fgarayo@yahoo.com.br.

1 INTRODUÇÃO

A falta de tratamento dos esgotos sanitários deteriora a qualidade da água, o que afeta diretamente a produção de energia, comida, produção agrícola, industrial e qualidade ambiental. Estima-se que 2,3 bilhões de pessoas têm pouco ou nenhum acesso ao saneamento no mundo, e que esse cenário leve a óbito 502.000 pessoas por ano devido a doenças de veiculação hídrica (World Health Organization, 2017). Os esgotos sanitários contêm patógenos, alto teor de matéria orgânica e, quando lançados sem tratamento nos corpos hídricos, comprometem a qualidade das águas para o consumo humano, contribuindo para as estatísticas acima.

A tecnologia de reatores UASB (reatores anaeróbios de fluxo ascendente) para tratamento de esgotos é consolidada e difundida em regiões tropicais e subtropicais. Esses reatores são utilizados para tratamento primário de efluentes e consistem de estruturas reforçadas de concreto, normalmente retangulares. A distribuição do efluente é realizada pela base do reator, em fluxo ascendente, onde o efluente entra em contato com uma camada de manta de lodo ocasionando as reações bioquímicas com as bactérias anaeróbias e consequente remoção de carga orgânica (Mara, 2003). Esses reatores permitem uma eficiência de remoção de $DBO_{5,20}$ (demanda biológica de oxigênio) que varia entre 60% e 80% (von Sperling et al., 2001), porém pouca ou nenhuma remoção de nutrientes e patógenos, demandando um pós-tratamento do efluente para atendimento a requisitos legais e preservação hídrica.

Wetlands construídos (*constructed wetlands* – CW) é outra tecnologia para tratamento de esgotos sanitários, que pode ser utilizada como pós-tratamento de efluentes, inclusive após reatores UASB. Consiste de uma ou mais células (lagoas impermeabilizadas) preenchidas com meio poroso (brita, cascalho ou areia grossa) que dá condições a formação de biofilme e suporte a macrófitas (Vymazal, 2010). A remoção de matéria orgânica

se dá por processos físicos, químicos e biológicos através da baixa velocidade de escoamento, filtração, presença das raízes e rizomas e das bactérias que se desenvolvem no meio líquido e aderidas ao biofilme no substrato (Calijuri et al., 2009). *Wetlands* construídos podem ser divididos em três grandes categorias: fluxo superficial (free water surface – FWS), subsuperficial (subsurface flow – SSF) e sistemas híbridos. Os SSF CWs podem ser de fluxo vertical (vertical subsurface flow – VSSF) ou horizontal (horizontal subsurface flow – HSSF) (Zhang et al., 2014). Nos VSSF CWs, o afluente é distribuído geralmente pela superfície e passa pelo meio poroso verticalmente, sendo coletado no fundo da célula. A profundidade útil do sistema raramente é maior que 0,60 m, limitado pelo crescimento máximo das raízes (Cooper et al., 1996; Kadlec & Wallace, 2009). Zhang et al. (2014) afirmam que esse sistema necessita de menor área que os HSSF CWs e encontraram taxas de remoção de 89,9% para $DBO_{5,20}$, 51,6% para nitrogênio total e 64,3% para fósforo total.

O tratamento de esgotos sanitários utilizando-se reatores UASB e *wetlands* construídos em conjunto é pouco explorado, e isso se deve ao número limitado de reatores UASB de grande porte que geralmente estão implantados em países tropicais da América Latina e na Índia, onde a tecnologia adquire melhores eficiências devido ao clima (Mara, 2003). Ambos os sistemas possuem alta capacidade de remoção de carga orgânica no tratamento de esgoto bruto, porém os reatores UASB não removem nutrientes significativamente, algo que os *wetlands* construídos possuem capacidade de remoção em determinados modos e operação.

Nesse contexto, este trabalho tem como hipótese avaliar se o uso complementar dessas duas tecnologias proporciona um efluente de qualidade e consequente preservação dos recursos hídricos, além de avaliar o desempenho de um CW de fluxo vertical subsuperficial como pós-tratamento de efluentes sanitários tratados por reator UASB.

2 METODOLOGIA

2.1 Local da Pesquisa

A construção e o monitoramento do CW de fluxo vertical subsuperficial ocorreu na Estação de Tratamento de Esgoto Los Angeles, localizada no município de Campo Grande/MS. O *wetland* de fluxo vertical subsuperficial está localizado nas coordenadas de latitude 20°39'27.27"S e longitude 54°50'52.36"O. O clima do local, segundo a classificação de Köppen, situa-se na faixa de transição entre o subtipo *Cfa* (mesotérmico úmido sem estiagem), em que a temperatura do mês mais quente é superior a 25°C, tendo o mês mais seco mais de 30 mm de precipitação, e o subtipo *Aw* – tropical úmido com estação chuvosa no verão e seca no inverno (Embrapa, 2009).

2.2 Componentes Básicos do Sistema de Tratamento da ETE Los Angeles

A ETE Los Angeles é responsável por tratar em torno de 90% do efluente doméstico do município de Campo Grande, o que perfaz uma vazão média de 900 L.s⁻¹. O tratamento é composto por três etapas: 1) tratamento preliminar (gradeamento e desarenador); 2) tratamento primário (reatores UASB); 3) tratamento físico-químico.

No tratamento preliminar, o efluente passa por um sistema de gradeamento para retirada de sólidos grosseiros e segue para um desarenador para retirada de partículas de areia e demais sólidos. Após esse processo, no tratamento primário, o efluente é distribuído entre 10 reatores UASB (capacidade individual de 90 L.s⁻¹), onde permanece por um tempo de detenção em torno de 8 horas e segue para um floco-decantador (tratamento físico-químico), onde é dosado antiespumante e cloreto férrico para permitir o processo de decantação de partículas, além de inibir odores do tratamento anaeróbio. Finalmente, o efluente tratado é lançado no Rio Anhanduí que é classificado, segundo o Conama 357/2005, como um rio de classe IV.

Como o objetivo do experimento foi avaliar o uso da tecnologia de *wetlands* para tratamento de efluentes domésticos oriundos de reatores UASB, foi necessário instalar o experimento próximo de uma “Caixa de Distribuição” que reúne o efluente proveniente do reator UASB antes de seguir para o “Floco-Decantador”. Desse modo, pôde-se realizar a tomada de efluente por esta “Caixa de Distribuição”. A Fig. 1 apresenta o croqui da ETE e a locação de cada etapa do tratamento, bem como a localização do experimento.

Figura 1 - Croqui da ETE Los Angeles e localização do experimento.

2.3 Componentes do *Wetland de Fluxo Vertical Subsuperficial*

O CW de fluxo vertical subsuperficial objeto deste estudo foi projetado em sete componentes. Primeiramente, foi instalado um tubo de PEAD de 3/4" por um sistema de sifão invertido que toma o efluente proveniente dos reatores UASB da ETE Los Angeles até um reservatório de 1000 litros, denominado "Reservatório de Efluente" (Fig. 2-1), onde foi instalado um registro na tubulação de entrada do efluente e um extravasor para retirar o excesso de efluente que retorna para a "Caixa de Distribuição". Neste reservatório também foi adaptado um sistema de peneiramento, a base de tela de sombreamento para retenção de sólidos e lodo carregado para evitar entupimento nas mangueiras do sistema de distribuição superficial.

Em seguida, foi instalado um dispositivo para controle de vazão (Fig. 2-2) que é alimentado pelo efluente em sua parte superior e, na inferior, foram colocadas 09 mangueiras que compõem o

sistema de distribuição (Fig. 2-3). Como o nível do "Reservatório de Efluente" é constante, pode-se ajustar a altura desse dispositivo de maneira a controlar a vazão de entrada do sistema. Após o dispositivo controlador de vazão, as mangueiras se conectam a outras 09 tubulações em PEAD 3/4" (Fig. 2-4), que perfazem os 09 pontos de distribuição fixos no substrato ("Distribuição – Etapa 1 e 2"). Em seguida, o efluente percolado pelo meio poroso é captado na base do CW por um sistema de tubulações, também em PEAD 3/4" (Fig. 2-5), que se estendem até cada um dos lados do sistema; essas tubulações foram ligadas em forma de "T" de modo que para cada lado existam dois pontos de captação de efluente, totalizando 08 pontos. O efluente captado em cada uma das pontas das tubulações em PEAD é direcionado ao piezômetro central e deste o fluxo segue por outra tubulação até o "Reservatório de Pré-Descarte" (Fig. 2-6) e este (Fig. 2-7) recebe todo o efluente tratado do sistema para lançamento final.

Figura 2 - Componentes do VSSF-CW.

2.4 Dimensionamento dos parâmetros principais

O dimensionamento da área do VSSF-CW foi realizada com base na taxa de aplicação de $0,67 \text{ m}^3 \cdot \text{hab}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ e por uma carga orgânica equivalente a 25 habitantes, o que perfaz $\approx 16,7 \text{ m}^2$ de área total.

Para o substrato, com base na profundidade da zona de raízes da *Typha domingensis* Pers., adotou-se a profundidade de 0,62 m.

Quanto à forma de preenchimento do substrato, foi escolhido o modelo proposto por Kadlec & Wallace (2009) para composição do substrato

do VSSF-CW, onde se inicia por uma primeira camada de areia na superfície, que tem a função de suporte às plantas, além de evitar que o sol entre em contato diretamente com a brita, o que pode ocasionar superaquecimento das raízes. A segunda camada é composta por brita nº 0 (malha de 12 milímetros), e a terceira camada (fundo) por brita nº 1 (malha de 24 milímetros), que é um cascalho de granulometria maior, tendendo a evitar entupimentos no sistema de captação do efluente tratado. O resumo das principais características do sistema (*as built*) é apresentado na Tabela 1.

Tabela 1 - Principais características de dimensionamento (*as built*).

Parâmetro	Valor	Unidade
Altura útil do leito	0,62	m
Altura da coluna d'água no substrato	0,35-0,37	m
Comprimento	4,4	m
Largura	3,8	m
Área superficial	16,7	m^2
Taxa de aplicação hidráulica	180	$\text{mm} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$
Tempo de detenção	$\approx 1,7$	d
Vazão ¹	3,0	$\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$
Altura do preenchimento com areia grossa	0,10	m
Altura do preenchimento com brita 0 (pedrisco)	0,25	m
Altura do preenchimento com brita 1	0,27	m
Taxa de aplicação de $\text{DBO}_{5,20}$ (estimada)	17,0	$\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$
Taxa de aplicação de DQO (estimada)	40,9	$\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$
Taxa de aplicação de N. Amoniacal (estimada)	8,7	$\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$
Taxa de aplicação de NTK (estimada)	11,6	$\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$
Taxa de aplicação de Fósforo Total (estimada)	0,7	$\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$

¹ Vazão estimada do projeto.

2.5 Aspectos construtivos e outros dimensionamentos

Além do dimensionamento dos parâmetros básicos de projeto de *wetlands* construídos, vários detalhes e aspectos construtivos não reportados frequentemente na literatura foram acompanhados e registrados neste estudo.

2.5.1 Preparação do terreno e impermeabilização

Para a instalação da manta impermeável, foi necessário preparar o terreno previamente.

Para a abertura da vala, como se tratou de uma escavação de aproximadamente 12 m^3 , foi necessário utilizar uma retroescavadeira, sendo que o ajuste fino das dimensões projetadas e a uniformização do terreno foram realizados manualmente. Após a uniformização (Fig. 3), o terreno foi compactado para receber a lona impermeável de PEAD com 1 mm de espessura, material tipicamente utilizado em aterros sanitários, o que garantiu boa resistência e qualidade da impermeabilização.

Figura 3 - (I) Operários realizando o ajuste fino das dimensões do wetland; (II) Manta de PEAD de 1 mm utilizada.

2.5.2 Sistema de captação de efluente tratado

Um bom sistema de captação de efluentes em *wetlands* de fluxo vertical deve ser bem distribuído pela sua base, além de proporcionar equidade na captação em diferentes pontos para evitar caminhos preferenciais. O método implantado consiste de tubos de PEAD 3/4" que partem de um piezômetro central até cada um dos lados do

sistema, totalizando 4 tubos (Fig. 4-I). Na ponta de cada tubo, foi instalado um dispositivo "T" e inserido um outro tubo na transversal com as duas pontas sem obstrução (Fig. 4-III), que caracteriza o ponto de captação do efluente tratado, totalizando assim 8 pontos de captação. O sistema foi dimensionado visando ao posicionamento simétrico de cada ponto de captação conforme o croqui da Fig. 5.

Figura 4 - (I) Visão geral do sistema de captação de efluente tratado; (II) Detalhe do tubo de saída para o "Reservatório de Pré-Descarte"; (III) Detalhe de um dos pontos de captação.

Figura 5 - Croqui do sistema de captação do efluente.

2.5.3 Preenchimento do Substrato

O substrato do *constructed wetland* foi preenchido por areia, brita nº 0 e brita nº 1 com volumes estimados em 1,7 m³, 4,2 m³ e 4,5 m³ respectivamente. Inicialmente, antes de se preencher a primeira camada com brita nº 1, todas as tubulações do sistema de captação de efluente foram fixadas com fita adesiva em suas devidas posições, previamente dimensionadas, para não se movimentarem durante o preenchimento com o substrato, bem como os 5 piezômetros também foram fixados.

Um fator relevante com relação ao substrato é a recomendação de lavá-lo antes de colocá-lo, pois contém muitas impurezas (Fig. 6-I), principalmente grãos finos e solo, que podem prejudicar o correto funcionamento do sistema e até causar entupimentos, principalmente no início da operação. Dessa forma, todo o substrato foi lavado, porém adaptou-se um dispositivo para lavagem do substrato (Fig. 6-II), dado ao volume considerável de areia, brita e pedrisco.

Figura 6 – (I) Preenchimento com pedrisco (brita nº 0); (II) Detalhe do dispositivo utilizado para a lavagem do substrato.

2.5.4 Sistema de distribuição de efluente

O sistema de distribuição é constituído por 9 pontos de aplicação de efluente, através de tubos de PEAD Ø 3/4", posicionados simetricamente na superfície do *wetland* construído. Esse sistema foi escolhido pois, como os tubos de PEAD possuem um diâmetro muito superior à vazão de efluente aplicado em cada ponto, acaba-se por mitigar o efeito de entupimentos que ocorrem nos sistemas convencionais, que se baseiam em pequenos furos em tubos de PVC ou PEAD que muitas vezes se obstruem pela formação de lodo.

A alimentação dos tubos de PEAD é realizada por de 09 mangueiras de Ø 6 mm que se conectam ao dispositivo de "Controle de Vazão" conforme a Fig. 2-2. Como todas as mangueiras estão posicionadas e alinhadas na mesma altura, obtém-se uma distribuição de vazão de forma igualitária para cada tubo. Para evitar movimentações e manter a posição simétrica dos tubos PEAD, foram instalados ganchos metálicos presos ao substrato.

A altura útil da coluna d'água no substrato foi ajustada entre 0,35 e 0,37 m a partir da base objetivando que as raízes das macrófitas adentrem mais eficientemente no substrato para buscar o efluente.

Figura 7 – (I) Mangueiras de Ø 6 mm que se conectam aos tubos de PEAD; (II) Sistema de distribuição em 9 pontos.

Figura 8 - Pontos de distribuição do afluente.

2.6 Plantio e Monitoramento das Mudas

A espécie escolhida para compor o CW foi a *Typha domingensis* Pers., devido a sua notada capacidade de remoção de nutrientes, conforme reportado por Di Luca et al., (2015) e Bonanno & Cirelli (2017), além de ser adaptada e relativamente abundante na região.

O local onde os espécimes foram retirados está localizado na base alagada de uma cadeia de morros que se localiza a 22 km (coordenadas: 20°39'27.18"S / 54°50'52.65"O) do local onde o CW foi construído.

Os procedimentos de preparação, coleta, e plantio foram realizados na sequência e forma a seguir:

1) Antes do plantio, o substrato foi saturado com água potável com fluxo contínuo por duas semanas para que ocorresse o carreamento de impurezas e para que o ambiente fosse preparado para receber as mudas;

2) As mudas foram coletadas procurando-se preservar os rizomas e raízes;

3) As mudas foram lavadas para se retirar o excesso de solo e detritos;

4) O caule e rizomas/raízes foram cortados a um comprimento de ≈ 15 cm (Fig. 9-2);

5) As mudas foram plantadas² em 56 covas equidistantes, o que totalizou 3,4 mudas/m² (2036 mudas.ha⁻¹) (Fig. 9-3);

6) Foram marcados 4 quadrantes e selecionadas 20 mudas para realizar o monitoramento de desenvolvimento (Fig. 10-1);

7) O CW foi alimentado com água potável por mais 5 dias após o plantio, antes de ser alimentado por efluente oriundo do reator UASB.

O monitoramento do desenvolvimento das macrófitas marcadas foi realizado semanalmente de 22/10/2016 a 26/06/2017 com o uso de uma trena profissional, onde se mediu da base do caule (em contato com a superfície do CW) até o topo da maior folha da muda observada a cada medição.

² Do primeiro plantio, que foi realizado em 10/09/16, morreram 12 mudas do total de 56. No dia 19/09/2016 foram plantadas novas mudas para substituição.

Figura 9 - (I) área alagada onde ocorreu a coleta da *Typha Dominguensis* Pers.; (II) Corte do caule e das raízes/rizomas; (III) Plantio das 56 mudas.
Data das imagens: 10/09/2016.

Figura 10 - (I) Esquema de marcação dos quadrantes e das 20 mudas para monitoramento (35% do total); (II) Método de marcação das mudas. Data da imagem: 22/10/2016.

2.7 Controle e Monitoramento de vazão

Uma vez que a lâmina d'água do Reservatório de Efluente (Fig. 2-1) é constante, pode-se controlar e manter a vazão de entrada do sistema por meio do ajuste da altura do dispositivo de Controle de Vazão (Fig. 2-2).

As medições de vazão foram realizadas por meio da mangueira que alimenta o dispositivo de Controle de Vazão (Fig. 2-2) e foram realizadas manualmente por cronometragem com um Cone

de Imhoff (1 litro) no mínimo 3 vezes por semana em dias alternados, sendo uma medição no período da manhã (entre 08:00 e 11:00) e outra à tarde (entre 14:00 e 16:30). Para cada amostragem foram realizadas em média três medições; os resultados obtidos foram então planilhados e calculou-se a taxa de aplicação em $L.d^{-1}$, $mm.m^{-2}.d^{-1}$ e $m^2.hab^{-1}.d^{-1}$. Esse monitoramento constante foi útil para ajustes finos na altura do dispositivo de Controle de Vazão para manter a vazão de projeto.

2.8 Monitoramento da Qualidade do Efluente

Para caracterizar o afluente e efluente do CW, foram realizadas 11 campanhas de amostragem entre janeiro e agosto de 2017. As amostras do afluente e efluente foram coletadas respectivamente no dispositivo de “Controle de Vazão” e na “Tubulação de Descarte”, conforme a Fig. 2. As análises foram realizadas no laboratório da empresa concessionária dos serviços de água e esgoto da cidade de Campo Grande/MS, que é acreditado³ na ISO/IEC 17025⁴, de acordo com as técnicas preconizadas no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* 22ª edição (APHA, 2012).

2.9 Metodologia estatística

Para inferir a média da população com base na amostra dos parâmetros de qualidade do efluente analisado, foi aplicado o teste *t-student* com 95% de grau de confiança; para os parâmetros de monitoramento de qualidade, foi calculado o coeficiente de correlação de *Pearson*. Ambos os métodos foram auxiliados com o uso do software MiniTab® versão 16.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Desenvolvimento da *Typha domingensis* Pers.

A *Typha domingensis* Pers. teve uma ótima adaptação ao VSSF-CW alimentado com efluente doméstico de reator UASB. A taxa de mortalidade, após o primeiro plantio, foi de 12 mudas (21%) e foram pontuais os casos de mortalidade no período de monitoramento.

Com relação ao desenvolvimento das mudas, notou-se crescimento acentuado no primeiro trimestre, crescimento médio no segundo e baixo ou estável no terceiro (Fig. 11). O crescimento médio no primeiro, segundo e terceiro trimestres foi respectivamente 84,4 cm, 60,7 cm e 11,9 cm, demonstrando comportamento parecido ao verificado por Imolene (2003), que indica a característica da espécie de forte crescimento nas primeiras semanas de vida seguido de um crescimento moderado e estabilização. A Fig. 13 demonstra as mudas com 42 e 256 dias respectivamente.

Figura 11 - Perfil de crescimento médio mensal das macrófitas.

³ Laboratório acreditado nos parâmetros: temperatura, pH, turbidez, oxigênio dissolvido e DBO_{5,20}.

⁴ Norma para “Requisitos Gerais para Competência de Laboratórios de Ensaio e Calibração”.

Figura 12 - Gráfico do intervalo para a média ($\alpha=95\%$).

Figura 13 - (I) mudas com 42 dias; (II) mudas com 258 dias (8,5 meses).

Com relação ao desempenho de cada quadrante, observa-se que não houve diferenças significativas para a média de crescimento em cada quadrante, uma vez que o intervalo de confiança para a média de se sobrepõem em todos os quadrantes conforme demonstrado na Fig. 12. Porém indica-se uma tendência crescente para a média na seguinte ordem: ($Q1 < Q2 < Q3 < Q4$).

3.2 Resultado dos Parâmetros de Qualidade Analisados

As análises dos parâmetros de qualidade do afluente e efluente do VSSF-CW foram realizadas entre 11/01/2017 e 03/08/2017. A Tabela 2 sintetiza os resultados dos parâmetros monitorados.

Tabela 2 – Resultados dos parâmetros de qualidade do CW.

Parâmetro	Un.	Entrada (Média ± S)	Saída (Média ± S)	Variação (%)
Temperatura Ambiente n=10	°C		33,6 ± 3,7	
Temperatura da Amostra n=11	°C	25,5 ± 1,9	25,1 ± 1,7	1,6 ± 3,2
Condutividade n=11	µS/cm	879,7 ± 183,1	786,3 ± 138,3	5,6 ± 35,8
pH n=11	-	7,0 ± 0,3	7,1 ± 0,4	-0,3 ± 2,4
Turbidez n=10	UNT	70,7 ± 59,0	6,0 ± 1,8	86,8 ± 8,5
Oxigênio Dissolvido n=11	mg.L ⁻¹	1,32 ± 0,80	3,55 ± 0,58	-262,3 ± 202,3
DBO 5,20 n=10	mg.L ⁻¹	86,5 ± 22,4	13,7 ± 8,3	84,9 ± 8,5
DQO n=11	mg.L ⁻¹	209,8 ± 161,7	50,4 ± 22,7	69,8 ± 12,8
Fósforo Total n=11	mg.L ⁻¹	2,6 ± 0,7	1,7 ± 0,8	37,2 ± 23,0
Nitrato (NO ₃ ⁻ -N) n=11	mg.L ⁻¹	0,118 ± 0,029	0,150 ± 0,140	-51,4 ± 187,7
Nitrato (NO ₂ ⁻ -N) n=8	mg.L ⁻¹	0,88 ± 0,59	4,42 ± 3,40	-525,9 ± 623,8
NTK n=11	mg.L ⁻¹	45,7 ± 11,5	37,1 ± 8,4	29,0 ± 8,6
Nitrogênio Amoniacal (NH ₃ ⁻ -N) n=11	mg.L ⁻¹	40,4 ± 9,7	23,4 ± 7,7	42,9 ± 7,8
Nitrogênio Orgânico n=11	mg.L ⁻¹	5,6 ± 4,3	5,9 ± 4,0	-64,5 ± 213,5
Nitrogênio Total n=8	mg.L ⁻¹	43,4 ± 11,9	30,8 ± 8,4	27,3 ± 13,5
E. coli n=10	NMP.100mL ⁻¹	5,92x10 ⁶ ± 6,73x10 ⁶	6,10x10 ⁵ ± 4,28x10 ⁵	0,91 ± 0,41
Coliformes Totais n=10	NMP.100mL ⁻¹	2,11x10 ⁷ ± 3,04x10 ⁷	1,48x10 ⁶ ± 8,35x10 ⁵	0,99 ± 0,43

Observação: Os resultados de E. coli e coliformes totais são apresentados em unidade logarítmica.

3.2.1 Demanda Bioquímica de Oxigênio e Demanda Química de Oxigênio

A eficiência média de remoção de DBO_{5,20} foi de 84,1% com desvio padrão de 8,5%. Tal eficiência está coerente com resultados obtidos na literatura para VSSF-CWs. Abdelhakeem & Kamel (2016) e Trein (2015) encontraram médias de remoção de 83% e 85% para VSSF-CWs de fluxo vertical com fluxo contínuo e intermitente, respectivamente.

Para a demanda química de oxigênio, o sistema obteve eficiência média de 69,8% com desvio padrão de 12,8%. Os resultados estão dentro do reportado por Ilyas e Masih (2017), que encon-

traram valores entre 61 a 80% de remoção de DQO em VSSF-CWs com alimentação contínua.

Aplicou-se o teste de *t-student* ($\alpha=95\%$) e obteve-se eficiência máxima de 79% no intervalo de confiança para a DBO_{5,20}. O afluente ao CW variou significativamente no período com uma amplitude de 73,2 mg.L⁻¹, o que pode ser explicado pela ocorrência de chuvas no dia anterior a algumas amostragens. No entanto, essa variação não afetou a média dos valores de saída, o que demonstra boa adaptação do CW às variações de concentração no efluente.

O gráfico do *boxplot* (Fig. 14) demonstra que a mediana da DBO_{5,20} do afluente (85,6 mg.L⁻¹) está

mais próxima do segundo quartil e a da saída tende a ficar mais próxima do terceiro quartil.

A DQO afluente variou consideravelmente, assim como a DBO_{5,20} e, especialmente no dia 19/04/2017, atingiu o valor atípico de 661,5 mg.L⁻¹ (Fig. 14), valor explicado por um visível arraste de lodo dos reatores anaeróbios para o sistema, onde a alta concentração provocou a maior eficiência do sistema (96,2%), evidenciando que o CW absorve variações e altas cargas de

matéria orgânica, o que é esperado, já que a taxa de reação é diretamente proporcional à concentração do reagente (von Sperling, 1996).

Na análise *boxplot* (Fig. 14), ficou evidente o valor atípico encontrado, bem como verificou-se que a mediana da entrada aproxima-se do terceiro quartil (193,5 mg.L⁻¹) e a mediana da saída encontra-se bem próxima da média do conjunto de dados. A partir do teste *t-student* verificou-se eficiência do sistema para DQO em 62% ($\alpha=95\%$).

Figura 14 - Boxplot dos valores do afluente e efluente de DBO_{5,20} e DQO.

A relação DQO/DBO é um indicador da tratabilidade biológica dos esgotos sanitários e pode indicar a presença de efluentes não degradáveis biologicamente (Ex.: efluentes industriais). Para esgotos sanitários, essa relação é tipicamen-

te encontrada entre 1,7 e 2,5 (Jordão & Pessoa, 2009). Para o efluente do sistema deste estudo, a relação DQO/DBO, com base nas médias dos dois parâmetros, foi de 2,4, o que indica boas condições para a degradação biológica.

3.2.2 Oxigênio Dissolvido

Em VSSF-CWs, um dos principais parâmetros a ser monitorado no efluente é o oxigênio dissolvido, uma vez que se objetiva com esse tipo de sistema a adição de oxigênio no substrato para atuar na transformação do nitrogênio amoniacal em nitrito e deste em nitratos. Analisando-se as amplitudes, concluiu-se que, em média, o afluente e efluente possuem concentrações de $1,32 \text{ mg.L}^{-1} \pm 0,80$ e $3,55 \text{ mg.L}^{-1} \pm 0,58$ respectivamente, indicando acréscimo de $262,3\% \pm 202,3$ de OD.

Os valores de oxigênio dissolvido no efluente do CW podem ser explicados pela oxigenação que há nas camadas superiores do substrato que, por ser um sistema de fluxo subsuperficial, onde a superfície não é alagada, permite a troca de oxigênio entre o solo e a atmosfera, além da alta densidade de plantas, têm a capacidade de liberar oxigênio através de suas raízes. Ademais, estatisticamente pode-se afirmar que o sistema adiciona $1,8 \text{ mg.L}^{-1}$ de OD a para grau de significância de 95% e o efeito da presença do oxigênio fez-se perceber nos resultados da série nitrogenada.

3.2.3 Análise integrada da série nitrogenada

A comparação dos parâmetros da série nitrogenada entre si permite entender como estão ocorrendo as transformações de nitrogênio no sistema e qual a sua relação com outras variáveis, como, por exemplo, o crescimento das plantas.

Primeiramente foi realizada análise de correlação entre os valores de saída de nitrito e nitrato

com os valores de saída de OD, para verificar se há influência nos valores de OD com base nos dados de nitrito e nitrato. Foi obtida baixa correlação entre essas variáveis, indicando que a concentração final de OD não está relacionada com um aumento ou decréscimo nas concentrações de nitrito e nitrato

No entanto, houve correlação fortíssima entre as eficiências de remoção de nitrito e nitrato (0,92), que pode ser observada na Fig. 15. Esse comportamento é esperado, pois a conversão de nitrogênio amoniacal em nitritos implica no aumento da chance de mais nitrito ser transformado em nitrato. Obviamente, no cenário de suprimento suficiente de oxigênio e tempo de detenção, ocorre conversão completa da amônia em nitrato.

Uma das maneiras de analisar o balanço de nitrogênio de um sistema é analisando os componentes que compõem o Nitrogênio Total (N. orgânico + N. amoniacal + Nitrito + Nitrato). A média obtida de NT para a entrada foi de $43,6 \text{ mg.L}^{-1} \pm 12,9$ e analisando-se o gráfico da Fig. 16 verifica-se que a relação entre os componentes do nitrogênio total segue uma inter-relação, o que é previsto. Observam-se extremos, pois na campanha de 04/05/17 houve um pico de nitrogênio orgânico; isto é explicado pela alta carga orgânica do afluente, conforme demonstra a $\text{DBO}_{5,20}$ e DQO da referida data, fato este devido a um provável arraste de lodo. No dia 24/07/2017 houve baixas concentrações de todas as formas de nitrogênio dado que o esgoto nesta data estava “fraco” ($< 200 \text{ mg.L}^{-1}$), ou seja, com baixa carga orgânica (Jordão e Pessoa, 2009).

Figura 15 – Eficiências de remoção de nitrito e nitrato.

Já a média de NT para a saída foi de $30,8 \text{ mg.L}^{-1} \pm 8,4$, o que indica eficiência de remoção média de $27,3\% \pm 13,5$. A Fig. 16 mostra a divisão do NT para o afluente e observa-se alta concentração de nitrogênio amoniacal e orgânico e baixa concentração de nitrito e nitrato. Já a Fig. 17 confirma a geração de nitrato pelo sistema, baixa formação de nitritos, diminuição da concentração de nitrogênio amoniacal e manutenção do nitrogênio orgânico residual.

Conclui-se que o sistema realizou a conversão de amônia em nitritos e destes em nitratos, porém a variação na concentração de nitratos entre as campanhas indica possível indisponibilidade de oxigênio ou tempo de detenção insuficiente, já que a taxa de aplicação do experimento foi de $0,67 \text{ m}^2.\text{hab}^{-1}.\text{d}^{-1}$ ante a faixa de $1 \text{ a } 2 \text{ m}^2.\text{hab}^{-1}.\text{d}^{-1}$ recomendada pela literatura para esse tipo de *constructed wetland* (Hoffmann, 2011).

A nitrificação ocorre por seres autótrofos que utilizam carbono inorgânico para converter em nitrito e nitrato, logo o teor de matéria orgânica não afeta a formação das formas de nitrogênio oxigenado, porém o processo de desnitrificação, com o consumo de nitrito e nitrato, depende de carbono orgânico. Uma vez analisadas as formas de nitrito

e nitrato e nitrogênio total, não é possível aferir diretamente no balanço o que foi gerado no processo e removido com a desnitrificação, já que há uma parcela no meio filtrante e outra incorporada à macrófita por meio de suas raízes. Entretanto, de fato pode-se afirmar que a nitrificação pode não ter ocorrido totalmente, por isso não se formaram altas concentrações de nitrito e nitrato, e como consequência houve um residual de amônia, ocasionado pela forma de operação do módulo que era “semi-alagado” com menos aeração, sendo suficiente para reduzir matéria orgânica, mas sendo limitante para o processo de nitrificação.

Outro fato é as variações de concentrações de nitrogênio na entrada do tratamento serem frequentes e os dados de análise serem pontuais. Para ter um balanço mais fiel e saber o quanto de amônia converteu a nitrato; ou quanto foi desnitrificado; ou absorvido pelas plantas ou meio filtrante é necessário dados instantâneos de entrada e saída em intervalos suficientes curtos ou necessário realizar a modelagem e a calibração dos coeficientes das formas do nitrogênio ao longo do tempo. Somente por meio da modelagem é possível explicar e determinar como ocorre a transformação do nitrogênio.

Figura 16 - Perfil dos componentes do nitrogênio total para o afluente.
Observação: Dados de nitrato a partir da campanha de 08/03/2017.

Figura 17 - Perfil dos componentes do nitrogênio total para o efluente.
Observação: Dados de nitrato a partir da campanha de 08/03/2017.

Ilyas & Masih (2017) pesquisaram diversos índices de remoção de nitrogênio em vários VSS-F-CWs e verificaram que há uma grande variação na remoção desse parâmetro, podendo variar de 26 a 65% para o nitrogênio total e 21 a 79% para nitrogênio amoniacal. O mesmo autor verificou que em VSSF-CWs com alimentação contínua há maior remoção de nitrogênio total, mas menores remoções de amônia (o oposto se aplica aos VSS-F-CWs de fluxo intermitente). Neste modo de flu-

xo, a transformação da amônia é rápida, mas incompleta devido ao rápido consumo do oxigênio presente. Consequentemente, essas condições são favoráveis à desnitrificação do nitrato para a forma gasosa que é emitida para atmosfera.

A remoção de nitrogênio amoniacal (42,9%) foi acima dos resultados encontrados por alguns autores, como Abdelhakeem & Kamel (2016), que encontraram valores entre 19 e 26% para VSSF-

CWs com alimentação contínua. O mesmo autor encontrou valores de acréscimo de nitrato entre 18 e 27%, o que corrobora para afirmar que o acréscimo de nitrato neste estudo, que foi mais de 5 vezes o valor do afluente, também está acima da média.

3.2.4 Fósforo

O resultado médio para o afluente foi de 2,6 mgP-PO₄.L⁻¹ ±0,7, caracterizando-o como “esgo-

to fraco”, segundo Jordão e Pessoa (2009). Para o efluente obteve-se remoção média de 37,2%, porém com alto desvio padrão (23%). Aplicando-se o teste *t-student* verificou-se eficiência de remoção de 24% ($\alpha=95\%$). O índice de remoção médio de fósforo total neste estudo ficou dentro da faixa constatada por Abdelhakeem & Kamel (2016), que obtiveram médias entre 19 e 24% para VSSF-CWs com alimentação contínua.

Figura 18 - Dispersão entre o crescimento das macrófitas e eficiência de remoção de fósforo total.

Apesar de as análises laboratoriais terem sido realizadas somente a partir de janeiro, quando as mudas já estavam em um estágio avançado de desenvolvimento, foi aplicado o coeficiente de correlação de *Pearson* utilizando as médias de crescimento mensal das macrófitas e as médias dos resultados mensais das análises de fósforo total (antes da poda) e obteve-se uma correlação moderada de 0,565. O gráfico de dispersão (Fig. 18) mostra que a correlação entre a concentração de fósforo total no efluente com o crescimento das mudas poderia ter sido maior caso não houvesse o valor atípico de janeiro/2017 (24,6 cm), onde ocorreu um crescimento signifi-

cativo das mudas, porém uma remoção de apenas 34,7% de fósforo. O fato de as macrófitas serem apenas um dos mecanismos de remoção e absorverem em torno de apenas 10% do fósforo total justifica a correlação moderada obtida (Hoffmann, 2011).

3.2.5 Parâmetros Bacteriológicos (*E.coli* e coliformes totais)

Segundo Jordão & Pessoa (2009), o Número Mais Provável (NMP) de *Escherichia coli* e coliformes totais por 100 mL de esgoto bruto, possui variação máxima e mínima de 10⁶ a 10⁹ e 10⁶ a 10¹⁰,

respectivamente. Padrão este que foi observado para o afluente que indicou média de $6,22 \times 10^6$ para *E. coli* e $2,22 \times 10^7$ para coliformes totais. É importante ressaltar que o resultado baixo *E. coli* e coliformes totais no afluente deve-se ao fato de o mesmo já passar pelo reator anaeróbio (UASB), onde seu tempo de detenção ocasiona redução no número de indivíduos.

A performance dos VSSF-CWs na remoção de bactérias é reduzida devido ao baixo tempo de detenção (Phillipi & Sezerino, 2004). Tal afirmação pode ser observada pelos resultados do efluente, onde obteve-se média de $6,10 \times 10^5 \pm 4,28 \times 10^5$ para *E. coli* e $1,48 \times 10^6 \pm 8,35 \times 10^5$ para

coliformes totais (Fig. 19), o que perfaz uma redução de apenas $0,91 \pm 0,41$ e $0,99 \pm 0,43$ unidades log respectivamente.

Apesar de a temperatura ambiente influenciar nos processos de remoção de microrganismos, principalmente devido à intensa atividade metabólica em altas temperaturas e baixa atividade na rizosfera das plantas no inverno, não se observou correlação significativa entre as duas variáveis. Acredita-se que isso se deva à manutenção da temperatura média na faixa ótima (25°C a 35°C) durante todo o período de monitoramento, havendo poucas variações.

Figura 19 - Eficiência de remoção de coliformes totais e *E. coli*.

4 CONCLUSÕES

A partir do dimensionamento, operação e monitoramento do VSSF-CW com alimentação contínua durante 7 meses pode-se concluir que:

Quanto às macrófitas:

- A *Typha domingensis* Pers. apresentou, nas condições climáticas locais, uma boa taxa de crescimento e adaptação ao clima e regime de alimentação;

- O crescimento médio das macrófitas no primeiro, segundo e terceiro trimestres foi respectivamente de 84,4 cm, 60,7 cm e 11,9 cm;
- A taxa de mortalidade inicial das macrófitas foi relativamente baixa (21%) e pontual durante a operação do sistema.

Quanto às eficiências dos parâmetros de qualidade:

- Os CWs são uma alternativa eficiente para remoção de matéria orgânica carbonácea, sendo

que neste sistema obtiveram-se eficiências de 84,9%, 69,8%, 86,8% para $\text{DBO}_{5,20}$, DQO e Turbidez respectivamente, inclusive absorvendo as cargas orgânicas variáveis;

- Apesar do fluxo contínuo, o sistema promoveu oxigenação parcial do substrato, pois houve acréscimo médio de $2,23 \text{ mg.L}^{-1}$ de OD no efluente;
- A remoção de fósforo variou significativamente durante o período de monitoramento com remoção média de 37,2%, obtendo-se correlação moderada entre esse parâmetro e a taxa de crescimento das plantas. No entanto, a eficiência obtida não é suficiente para lançamento de efluente em rios de classe III, neste caso;
- O sistema promoveu formação de nitratos, com acréscimo médio de $3,54 \text{ mg.L}^{-1}$ no efluente. Essa transformação foi oriunda (inicialmente) do nitrogênio amoniacal, reduzindo assim o nitrogênio total na saída, porém tal conversão não foi completa dado ao baixo tempo de detenção e/ou devido à falta de carbono orgânico facilmente degradável devido ao afluente ser pré-tratado por reatores UASB. A geração de nitratos poderia ser maior, caso houvesse alimentação intermitente e consequente aporte de mais oxigênio ao meio;
- A eficiência de nitrogênio amoniacal, neste caso, ficou muito próxima de atingir o definido na legislação para rios classe III, necessitando-se ajustar o tempo de detenção para que se aumente a eficiência;
- A estação piloto não foi eficiente em remoção de coliformes totais e *E. coli*, obtendo-se eficiências de remoção em torno de 1 unidade log.

5 CONTRIBUIÇÃO DOS AUTORES

Todos os autores contribuíram de forma igualitária.

6 REFERÊNCIAS

- ABDELHAKEM, S. G.; ABOULROOS, S. A.; KAMEL, M. M. Performance of a vertical subsurface flow constructed wetland under different operational conditions. **Journal of Advanced Research**, 19 Dezembro 2016. 803–814.
- APHA. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 22. ed. Washington: [s.n.], 2012.
- BONANNO, G.; CIRELLI, G. L. Comparative analysis of element concentrations and translocation in three wetland congener plants: *Typha domingensis*, *Typha latifolia* and *Typha angustifolia*. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, Catania, n. 143, p. 92–101, maio 2017.
- 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. **Engenharia Sanitária Ambiental**, v. 14, p. 421–430, 2009.
- COOPER, P.F.; JOB, G.D.; GREEN, M.B.; SHUTES, R.B.E. **Reed Beds and Constructed Wetlands or Wastewater Treatment**. Swindon: [s.n.], 1996.
- DI LUCA, G.A.; MAINE, M.A.; MUFARREGE, M.M.; HADAD, H.R.; BONETTO, C.A. Influence of *Typha domingensis* in the removal of high P concentrations from water. **Chemosphere**, v. 138, p. 405–411, Junho 2015.
- EMBRAPA. **Levantamento de reconhecimento de baixa intensidade dos solos do município de Campo Grande**. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Rio de Janeiro, p. 39. 2009.
- HOFFMANN, H. E. A. **Technology review of constructed wetlands. Subsurface flow constructed wetlands for greywater and domestic wastewater treatment**. Eschborn: Deutsche Gesellschaft für, 2011.
- ILYAS, H.; MASIH, I. The performance of the intensified constructed wetlands for organic matter and nitrogen removal: A review. **Journal of Environmental Management**, v. 198, p. 372–383, Agosto 2017.
- IMOLENE, L. **Avaliação da macrófita *Typha domingensis* Pers. no pós tratamento de efluentes do campus da UFMS e do Hospital Universitário, em banhados construídos de fluxo subsuperficial**. Campo Grande, 2003.
- JORDÃO, E. J.; PESSOA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos**. 5ª. ed. [S.l.]: ABES, 2009.
- KADLEC, R. H.; WALLACE, S. **Treatment wetlands**. 2ª. ed. [S.l.]: CRC Press, 2009.

MARA, D. D. **Domestic Wastewater Treatment in Developing Countries**. UK: Earthscan, 2003.

PHILLIPI, L. S.; SEZERINO, P. H. **Aplicação de sistemas tipo wetlands no tratamento de águas residuárias: utilização de filtros plantados com macrófitas**. 1ª. ed. Florianópolis: [s.n.], 2004.

TREIN, C. M. **Monitoramento de sistemas descentralizados de wetlands construídos de fluxo vertical aplicados no tratamento avançado de esgotos**. Florianópolis: [s.n.], 2015.

VON SPERLING, M.; FREIRE, V. H.; CHERNICHARO, C. A. Performance evaluation of a UASB – activated sludge system treating municipal wastewater. **Water Science and Technology**, v. 43, p. 323-328, 2001.

VON SPERLING, M. **Princípios Básicos de Tratamento de Esgotos**. Belo Horizonte: SEGRAC, v. 2, 1996.

VYMAZAL, J. Constructed Wetlands for Wastewater Treatment: Five Decades of Experience. **Environ. Sci. Technol.**, 04 Agosto 2010. 61–69.

ZHANG, O.D; JINADASA, K.B.S.N; GERSBERG, M.R; LIU, Y; WUN, N.J; SOON, T.K. Application of constructed wetlands for wastewater treatment in developing countries - A review of recent developments (2000-2013).. **Journal of Environmental Management**, v. 141, p. 116-131, 2014.

WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Progress on drinking water, sanitation and hygiene: 2017 update and SDG baselines**. WHO. [S.l.], p. 116. 2017.