

## Polimento de efluente secundário em wetland de fluxo vertical com resíduo de cerâmica

A eficiência de duas unidades de wetlands construídos de fluxo vertical (WC-FV) foi avaliada para o tratamento de efluente secundário de um condomínio empresarial do município de Uberlândia (MG). As unidades WC-FV se diferenciaram em suas configurações, quanto ao material filtrante e à espécie de macrófita emergente. A unidade denominada 'Tratamento 1' foi construída com material filtrante parcial, resíduo de cerâmica e macrófita do cerrado (*Eleocharis acutangula*), enquanto o Tratamento 2 foi parcialmente preenchido com brita e macrófita *Typha*. A operação foi dividida em três fases, variando-se a carga orgânica por área em: (1) 1,59; (2) 6,56; (3) 35,57 (gDBO.m-2d-1) e variando o tipo de alimentação, batelada (1) e intermitente em pulsos (2 e 3). As amostragens foram realizadas na entrada e na saída das unidades de tratamento para determinação dos parâmetros: pH, demanda química de oxigênio (DQO), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), turbidez, sólidos dissolvidos totais (SDT), nitrogênio total (N total), fósforo total (P total), e coliformes totais. O desempenho dos leitos de WC destacou-se pelas elevadas remoções de P total, acima de 89%, com concentração média residual inferior a 0,75mg.L-1. Em regime batelada, os tratamentos alcançaram satisfatória remoção de N total com 61% em T1 e 77% em T2, o que acarretou em concentrações residuais de 24mg.L-1 e 16mg.L-1. O resultado total do WC T1 com macrófita de cerrado, apresentou eficiências de remoção estatisticamente iguais para todos parâmetros avaliados, tendo porcentagens e concentrações médias de DBO de 71% (18mg. L-1), DQO 78% (48mg. L-1), CT 95% (1,31E+05), turbidez 77% (6NTU), SDT 429mg. L-1 e pH7,0. O sistema com macrófita do cerrado plantada em material filtrante alternativo apresentou capacidade de remoção de nutrientes semelhante aos sistemas que utilizam brita.

**Palavras-chave:** *Eleocharis acutangula*; Leito cultivado; Reuso de esgoto; Resíduo de cerâmica.

## Secondary effluent polishing in vertical flow wetland with ceramic residue

The efficiency of two vertical flow built wetland units (WC-FV) was evaluated for the secondary effluent treatment of a business condominium in the municipality of Uberlândia (MG). The WC-FV units differed in their configurations in terms of filtering material and emergent macrophyte species. The unit named 'Treatment 1' was constructed with partial filter material, ceramic residue and cerophyte macrophyte (*Eleocharis acutangula*), while Treatment 2 was partially filled with gravel and *Typha* macrophyte. The operation was divided into three phases, varying the organic load per area by: (1) 1.59; (2) 6.56; (3) 35.57 (gDBO.m-2d-1) and varying the type of feeding, batch (1) and intermittent pulses (2 and 3). Samples were taken at the inlet and outlet of the treatment units to determine the parameters: pH, chemical oxygen demand (COD), biochemical oxygen demand (BOD), turbidity, total dissolved solids (SDT), total nitrogen (total N), total phosphorus (total P), and total coliforms. The performance of WC beds was highlighted by the high total P removals, above 89%, with residual average concentration below 0.75mg.L-1. In batch regime, the treatments achieved satisfactory total N removal with 61% at T1 and 77% at T2, which resulted in residual concentrations of 24mg.L-1 and 16mg.L-1. The total result of WC T1 with cerrado macrophyte showed statistically equal removal efficiencies for all evaluated parameters, with percentages and average BOD concentrations of 71% (18mg. L-1), COD 78% (48mg. L-1), 95% TC (1.31E + 05), 77% turbidity (6NTU), 429mg SDT. L-1 and pH 7.0. The cerrado macrophyte system planted in alternative filtering material presented nutrient removal capacity similar to gravel systems.

**Keywords:** *Eleocharis acutangula*; Cultivated bed; Sewage reuse; Pottery waste.

Topic: **Uso de Recursos Naturais**

Received: **26/06/2019**

Approved: **27/07/2019**

Reviewed anonymously in the process of blind peer.

Juliana da Silva Garcia Leal   
Universidade Federal de Uberlândia, Brasil  
<http://lattes.cnpq.br/5170144142130645>  
<http://orcid.org/0000-0003-1226-1083>  
[eng.jleal@hotmail.com](mailto:eng.jleal@hotmail.com)

Rudmir Rogério de Camargo Faxina   
Universidade Federal de Uberlândia, Brasil  
<http://lattes.cnpq.br/0200245267791270>  
<http://orcid.org/0000-0001-7376-1722>  
[rudcmg@gmail.com](mailto:rudcmg@gmail.com)

Isabella Alves Santana   
Universidade Federal de Uberlândia, Brasil  
<http://lattes.cnpq.br/3847509227385159>  
<http://orcid.org/0000-0002-7572-1975>  
[isabellasantan@hotmail.com](mailto:isabellasantan@hotmail.com)

Sueli Moura Bertolino   
Universidade Federal de Uberlândia, Brasil  
<http://lattes.cnpq.br/1154202559580478>  
<http://orcid.org/0000-0001-5111-070X>  
[smbertolino@gmail.com](mailto:smbertolino@gmail.com)



DOI: 10.6008/CBPC2179-6858.2019.004.0024

### Referencing this:

LEAL, J. S. G.; FAXINA, R. R. C.; SANTANA, I. A.; BERTOLINO, S. M..  
Polimento de efluente secundário em wetland de fluxo vertical com resíduo de cerâmica. *Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais*, v.10, n.4, p.314-327, 2019. DOI:  
<http://doi.org/10.6008/CBPC2179-6858.2019.004.0024>

## INTRODUÇÃO

Dentre as possibilidades de tratamento existentes no Brasil, um levantamento realizado em cidades de pequeno a médio porte (até 100.000 habitantes) mostrou que as configurações amplamente adotadas nas plantas das Estações de Tratamento de Esgotos (ETE) acontecem por processos biológicos, como lagoa anaeróbia seguida por lagoa facultativa, reator UASB, lodos ativados, lagoa seguida de lagoa de maturação e tanque séptico seguido por filtro anaeróbio (SPERLING, 2015).

Esses processos de tratamento são compatíveis com a remoção de matéria orgânica. Contudo, apenas 22% das plantas avaliadas possuíam unidades para a remoção de patógenos (desinfecção ou lagoas de maturação) e um pequeno número de ETEs incorporam o tratamento terciário para a remoção de nutrientes (nitrogênio e fósforo).

Na maioria das estações de tratamento no Brasil que utiliza os processos biológicos para a remoção de matéria orgânica e nutrientes, esses são capazes de remover apenas 10 a 20% do fósforo presente nas águas residuárias, pela incorporação do fósforo pela biomassa (METCLAF et al., 2016). Esta carga remanescente de nitrogênio e fósforo representa um desafio para os órgãos gestores dos recursos hídricos, uma vez que, estes nutrientes são responsáveis pelo processo de eutrofização que acomete muitos corpos de água no Brasil. O limite para o lançamento de fósforo em corpos de água pode variar de 0,10 a 1,0mg/L, podendo em áreas sensíveis ser adotado o valor de 0,05mg/L (METCALF et al., 2016).

As principais formas de fósforo nos esgotos domésticos são o fósforo orgânico, ortofosfatos e polifosfatos. O fósforo ligado à matéria orgânica é geralmente de menor importância nos esgotos domésticos, e a maior parte será convertida a ortofosfato pela decomposição da matéria orgânica. Portanto, os ortofosfatos são o alvo dos sistemas de tratamento para a remoção do fósforo, que pode ocorrer por processos químicos, biológicos ou a combinação de ambos.

A remoção do fósforo, por precipitação química pode acontecer com aplicação de sais inorgânicos, como de alumínio ou ferro, que são os mais utilizados. Estes sais agem como agentes coagulantes diretamente nos coloides e sólidos suspensos das cargas poluentes. Uma desvantagem do processo químico é o aumento da produção de lodo, que pode elevar os custos de transporte e disposição final, além de sobrecarregar as unidades de tratamento. Outra desvantagem é que para a correta operação do processo de precipitação química de fósforo com otimização da aplicação do coagulante e manter faixa adequada do pH da fase líquida, é necessário controle de dosagem de produtos químicos que requer o conhecimento das variações temporais das principais características químicas do efluente a ser tratado e conhecimento técnico das equipes de operacionais (FERREIRA FILHO et al., 2009).

Já a remoção biológica de fósforo se baseia na biomassa ativa dos lodos com presença de algumas bactérias heterotróficas, solubilizando o fosfato para a forma de poli fosfatos, se houverem condições ótimas para seu crescimento e metabolismo. Existem muitos fatores que afetam a remoção biológica de fósforo como: pH, alcalinidade, dose de coagulante, velocidade de mistura instantânea e outras substâncias interferentes (WANG et al., 2008). O processo biológico apresenta como desvantagem a maior complexidade

e limitações por depender das condições ambientais, dos substratos, da biomassa ativa, das condições ambientais previstas no reator e das características do substrato afluente ocupando para isso uma maior área física (FERREIRA FILHO et al., 2009).

Uma alternativa promissora para a remoção concomitante de matéria orgânica e de nutrientes (fósforo e nitrogênio) são os sistemas denominados *wetlands* construídos (WC), pois nestes sistemas a remoção de fósforo ocorre por várias rotas, através de mecanismos químicos, incorporação pela vegetação e microbiana, sedimentação e sorção.

Esses processos, em sua maioria, são lentos ou não ativos quando ocorrem de maneira natural, porém em unidades controladas para o polimento de efluentes, a remoção de fósforo pode atingir níveis altíssimos principalmente através da sedimentação e coprecipitação com outros minerais, além da absorção do fósforo na biomassa das plantas. A eficiência de remoção nestes sistemas é determinada pela taxa de carregamento, ou seja, a concentrações de entrada e taxas de aplicação (BRIX et al., 2005; LAUSCHMANN et al., 2013; DOTRO et al., 2017).

Os WC têm sido amplamente estudados desde o ano 2000, especificamente sobre o tratamento de efluente secundário, alvo desta pesquisa; porém, diferentes configurações de *wetlands* são encontradas na literatura: fluxo Horizontal tratando efluente municipal (SOUSA et al., 2004; COSTA et al., 2013; COSTA et al., 2015), industrial (FIA et al., 2014; MATOS et al., 2018), fluxo vertical tratando efluente primário (FAXINA et al., 2017), efluente da pecuária (MATOS et al., 2010), fluxo vertical tratando efluente primário secundário doméstico (PHILIPPI et al., 2006; SEZERINO et al., 2015).

Os *wetlands* artificiais ou construídos são projetados a partir de uma simulação do ecossistema, em ambientes controlados pelos princípios da ecologia e engenharia sanitária (SEZERINO, 2002; MACHADO et al., 2017). Embora existam muitas configurações de *wetlands* construídos citadas na literatura, eles podem ser classificados, basicamente, de acordo com regime de escoamento e com o tipo de macrófita. Quanto ao sistema de escoamento, esses podem ser subdivididos em superficial (nível d'água livre na superfície) e subsuperficial (nível d'água abaixo do nível do leito filtrante), sendo que esse último é dividido em fluxo vertical e fluxo horizontal.

Quando tais sistemas são acoplados um ao outro, passam a ser classificados como *wetlands* construídos híbridos. Por sua vez, as macrófitas são classificadas por tipo: plantas flutuantes, emergentes ou submersas (SEZERINO, 2002; PHILIPPI et al., 2006; SEZERINO, 2006; PELISSARI et al., 2014; MACHADO et al., 2017).

O uso de resíduos da cerâmica (RC) como material filtrante em unidade *wetlands* tem sido pouco estudado. Na literatura, é abordado em estudos em escala de laboratório com o objetivo de melhorar a remoção de fósforo em efluentes secundários (YANG et al., 2011) e em escala piloto para o tratamento de águas de cinzas (VENSKE, 2017), ambos em sistemas de *wetland* construído com RC. Quando aplicado no local de origem se torna mais econômico do que a brita por evitar custos de compra e com transporte (DORNELAS et al., 2009), uma vez que são os provenientes de construções, reformas, reparos e demolições de obras de construção civil (BRASIL, 2010).

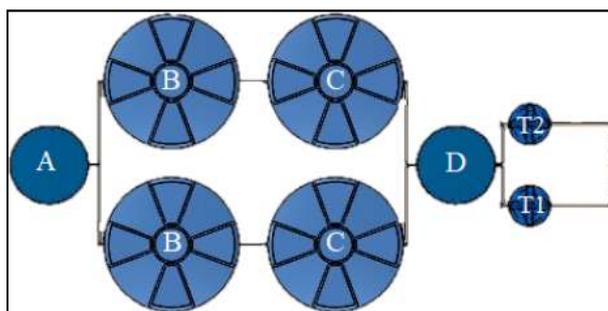
Este estudo escolheu avaliar o desempenho de duas unidades de WC de fluxo superficial vertical descendente, pois diante do estudo bibliográfico, esta configuração possibilita maior entrada de oxigênio, manutenção facilitada contra entupimento de tubos em relação à ascendente e ao fundo saturado de efluente e além de favorecer a atividade de bactérias desnitrificantes (PELLISSARI, 2017). Diante do exposto, este trabalho propõe avaliar se a tecnologia por WC possibilita uma eficiente unidade de tratamento terciário para a remoção de nutrientes e organismos patogênicos visando o reuso indireto da água.

## METODOLOGIA

### Área de estudo e configuração das unidades de tratamento

As unidades WC foram construídas em um condomínio empresarial localizado na cidade de Uberlândia (MG), coordenadas 18°54'55.13"S e 48°20'30.91"O, altitude 830m, com geração de águas residuárias de características semelhantes ao esgoto doméstico, diferenciando-se pelo consumo *per capita* menor ao de residências, por se tratar de um condomínio empresarial. O condomínio empresarial PK Center apresenta uma área de 29.000m<sup>2</sup> de área de jardins e paisagismo, com potencial para reuso de efluente para a irrigação (ELFANSSI et al., 2018; STEFAN et al., 2019) e 30.000m<sup>2</sup> de reserva legal.

Todo efluente é coletado e encaminhado para tratamento em sistema pré-existente, desde 2010, constituído por um tanque séptico seguido de filtro anaeróbico (TS/FA), atendendo uma população flutuante até 800 pessoas; com projeto hidrossanitário para coleta de esgoto unificada entre águas cinzas, as das pias e dos chuveiros, e das águas negras, que são aquelas que apresentam material fecal e urina, oriunda das bacias sanitárias. Atualmente, o tratamento do efluente no sistema TS/FA antecede o lançamento do esgoto na rede de esgotamento do município. Como unidade terciária 2 (duas) unidades de WC de fluxo superficial vertical descendente foram construídas para o polimento do sistema TS/FA do condomínio, conforme apresentado no esquema representativo da figura 1.



**Figura 1:** Esquema representativo das unidades experimentais estudadas ligadas a TS/FA. A) entrada geral (efluente bruto); B) tanque séptico; C) filtro anaeróbico; D) elevatória (efluente tratado); (T1) tratamento 1 - RC; (T2) tratamento 2 - brita.

As unidades experimentais WC-FV foram construídas utilizando-se reservatório circular com dimensões de área superficial de 1,79m<sup>2</sup>, profundidade de 0,76 m e volume total de 1m<sup>3</sup> (figura 2). A unidade T1 foi preenchida com resíduo de cerâmica e cultivada com a espécie *Eleocharis acutangula* (Roxb.) Schult, enquanto a unidade T2 foi preenchida com brita e cultivada com a espécie *Thypha sp*, com a seguinte configuração: borda livre de 5cm; camada filtrante de 67cm, sendo: 8cm de material granulometria n°1; 2cm

de material granulometria nº0 e 55cm de areia grossa e camada de fundo com tubulação de drenagem e 6cm com material granulometria nº1, sendo que no Tratamento 1, o material de granulometria nº0 e 1 foi o RC, e no Tratamento 2, a brita. A areia grossa empregada como material filtrante parcial de ambos possui características de diâmetro efetivo ( $d_{10}$ ) de 1,2 a 4,8mm.



**Figura 2:** Registro fotográfico e esquema representativo. 1) Vegetação utilizada padronizada - A) *Thypha*; B) *E. acutangula*; 2) Esquema representativo do leito com vegetação; 3) Material do meio filtrante parcial - A) brita; B) RC.

A caracterização do afluente foi avaliada em função do parâmetro DBO (média de  $74\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ) para a determinação dos parâmetros operacionais das unidades de tratamento WC, a saber: área superficial igual a  $1,79\text{m}^2$ ; volume por pulso entre  $0,16$  a  $0,195\text{m}^3$ . A partir destes dados foram definidos os valores das Cargas Orgânicas Aplicadas (COA) e a Taxa de Aplicação Hidráulica (TAH), durante as fases 1, 2 e 3 (tabela 1).

A partida das unidades WCs foi realizada em regime batelada, variando o Tempo de Detenção Hidráulica, em 3 e 4 dias. Após a partida (período de adaptação), duas fases em regime intermitente foram monitoradas em função da COA, por área. Na literatura, são encontrados valores para COA variando de  $12\text{gDBO}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$  (MOREL et al., 2006; SEZERINO et al., 2012) a  $80\text{gDBO}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$  (PELLISSARI, 2017). Neste estudo, foram avaliados três valores de COA: Fase 1: até  $1,59\text{gDBO}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ ; Fase 2: até  $6,56\text{gDBO}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ ; e Fase 3: até  $35,57\text{gDBO}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ .

**Tabela 1:** Valores dos parâmetros operacionais aplicados em cada fase no sistema WC-FV.

PARÂMETRO	FASE 1	FASE 2	FASE 3
	0 a 130 <sup>o</sup> d	131 – 158 <sup>o</sup> d	159 – 198 <sup>o</sup> d
Q ( $\text{m}^3/\text{d}$ )	0,05	0,19	0,95
CO ( $\text{gDBO}\cdot\text{d}^{-1}$ )	2,85	11,74	50,26
COA ( $\text{gDBO}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ )	1,59	6,56	35,57
TAH ( $\text{m}^3/(\text{m}^2\cdot\text{d})$ )	0,03	0,11	0,53
N (nº de amostras)	8	7	6

### Monitoramento dos parâmetros físico-químicos e análise estatística.

O monitoramento do sistema foi realizado por meio de coleta de amostras simples do efluente secundário do sistema de tratamento TS/FA e do efluente das unidades T1 e T2, para caracterização dos parâmetros: pH, DQO, DBO, Turbidez, SDT, Temperatura, Nitrogênio Total, Fósforo Total e Coliformes Totais. O procedimento de amostragem, preservação e determinações analíticas dos parâmetros foi realizado seguindo as recomendações e métodos do “Standard Methods for Examination of Water and Wastewater” (APHA, 2012).

O desempenho do sistema foi avaliado verificando os limites desses parâmetros estabelecidos para classificação dos corpos de água e lançamentos de efluentes nas resoluções do CONAMA Nº 357 de 2005 e nº 430 de 2011 (BRASIL, 2001, 2005), do COPAM/CERH-MG - nº 01 de 2008 (MINAS GERAIS, 2008) e pelo do

Decreto Municipal nº 13.481, de 22 de junho de 2012 (MINAS GERAIS, 2012). Considerando-se a possibilidade do reuso do efluente, foi avaliada a ABNT nº13.969 de 1997 (ABNT, 1997).

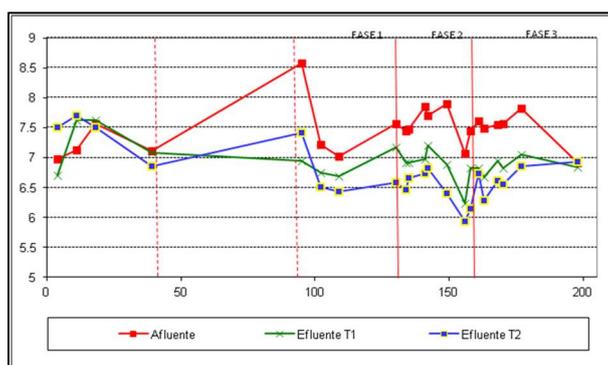
A análise estatística dos dados foi avaliada inicialmente com uma análise descritiva por parâmetro. Posteriormente um estudo da normalidade foi realizado com tipo de teste Shapiro-wilk, seguido de T-Student ou Wilcoxon. Toda análise estatística foi realizada com 95% de significância e utilizando-se software Action Stat, plataforma operacional do Excel.

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

O tempo de partida e adaptação das unidades de tratamento WC-FV foi relativamente longo (130 dias) devido à inibição do sistema por fatores externos como, presença de aves e animais terrestres, o que dificultou a consolidação do crescimento das vegetações nas unidades WCs. Das 39 mudas inicialmente plantadas, no 79º dia, foram contabilizadas apenas 9 touceiras de mudas no T1 e 8 mudas no T2. O replantio foi realizado no dia 114, totalizando nove touceiras de mudas de *Eleocharis* e no dia 169. As mudas de *Eleocharis* foram colhidas em uma vereda de Uberlândia (MG) e plantadas imediatamente após a colheita. Um recobrimento dos leitos com tela no T1 foi realizado após o plantio do dia 114º, para inibir o ataque dos predadores. Após a verificação do crescimento das espécies, no 131º, ocorreu a mudança de operação dos WC, para regime intermitente por pulsos.

Os valores de pH nos efluentes dos WC-FV T1 e T2 durante a partida (primeiros 30 dias) apresentaram um aumento em relação ao afluente (figura 1), o que pode ter ocorrido pela neutralização dos íons  $H^+$  pela presença de minerais carbonatos, principalmente silicatos, presentes no material suporte. A mudança de regime, de batelada (Fase 1) para pulsos (Fase 2) acarretou em uma diminuição nos valores dos efluentes para ambos os tratamentos (T1 e T2), provavelmente devido ao aumento de aproximadamente quatro vezes da COA, de  $1,59gDBO.m^{-2}.d^{-1}$  para  $6,56gDBO.m^{-2}.d^{-1}$ .

Um choque de carga orgânica no processo biológico dos sistemas WC pode acarretar elevada produção de ácidos orgânicos voláteis o que conduz à queda do pH para valores inferiores a 6.0 (AQUINO et al., 2005). O que está condizente com os valores de pH estatisticamente diferentes observados pelo afluente (7,56) em relação aos valores do WC T1 (6,85) e WC T2 (6,45). Porém, o sistema tende a se estabilizar durante a fase 3, retornando os valores de pH nos efluentes à neutralidade.



**Figura 3:** Gráfico das séries temporais dos valores de pH monitorados nos tratamentos T1 e T2.

Entre os tratamentos os resultados de pH apresentaram valores estatisticamente iguais. Na transição da Fase 2 ( $6,56\text{gDBO}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ ) para a Fase 3 ( $35,57\text{gDBO}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ ), um comportamento de equilíbrio dinâmico já pode ser observado nos sistemas, com valores de pH estatisticamente iguais para o afluente (valor médio de 7,49), para o efluente do WC T1 (6,86) e WC T2 (6,66). Os valores obtidos de pH nos dois tratamentos ficaram em conformidade com o intervalo definido pela legislação nacional, Resolução do CONAMA 430 de 2011, entre 5 e 9 (CONAMA, 2011) e para reuso classe 1, entre 6 e 8 (ABNT, 1997).

A presença de substâncias em suspensão no efluente líquido pode ser avaliada pelo parâmetro turbidez, sendo que os valores no afluente apresentaram relevante variação durante todo o monitoramento, com valores entre 12UNT a 62UNT, média de  $32 \pm 12,13\text{UNT}$ , com coeficiente de variação de 38%. Esta variação nos valores da turbidez do afluente que antecede as unidades, WC T1 e T2, é resultante do sistema de tratamento do condomínio industrial (TS-FA) uma vez que, foi relatada a falha no monitoramento de limpeza das unidades, acarretando no aumento dos sólidos suspensos (dados não apresentados) no efluente secundário, pelo descarte incorreto do lodo.

O controle da turbidez na entrada dos sistemas de WC de fluxo vertical é de suma importância uma vez que, excesso de material em suspensão pode acarretar na rápida colmatção do meio filtrante (DOTRO, et al., 2017). Faxina et al. (2017), em sistema WC-FV de bancada, obteve no tratamento primário turbidez de 88,80UNT, média de 45,88UNT, já esta pesquisa apresentou média de 5,27 (T1) e 7,39 (T2) UNT, aproximando do limite de 5UNT para reuso em classe 1 e 2, estando enquadrado apenas na classe 3 segundo a NBR 13969:1997.

Utilizando a relação direta existente entre turbidez e os sólidos suspensos totais (SST) e adotando o valor de conversão para efluentes secundários após filtração de 1,5 (METCALF et al., 2016) observam-se valores de SST no efluente final de T1 entre  $4,70\text{mgL}^{-1}$  e  $13,86\text{mgL}^{-1}$  e para o efluente de T2 valores entre  $9,10\text{mgL}^{-1}$  e  $12,75\text{mgL}^{-1}$ , valores inferiores aos observados por Mazola et al. (2005) em WC fluxo vertical com brita, para o tratamento de efluente secundário.

Os valores de turbidez não apresentaram diferenças estatísticas ao nível de 5% de probabilidade e quando os WC T1 e T2 foram operados em sistema batelada (Fase 1), foram alcançadas eficiências médias na remoção de turbidez de 90% e 76%, respectivamente, atingindo-se, no final da fase, valores superiores a 90%. Na fase 2, de pulso, o sistema permanecia por um período seco, o que acarretou o aumento dos valores de turbidez nos efluentes dos WC T1 e T2.

Durante esse período, devido às pontes secas, podem ter surgido caminhos preferenciais nos WC, o que pode acarretar na diminuição da absorção do material em suspensão pelo meio filtrante. Na fase 3, em alimentação de 5 pulsos por dia, de regime intermitente (aumento da saturação), os tratamentos tendem a se estabilizar apresentando valores médios de eficiência de remoção de turbidez de 59% (T1) e 73% (T2). Não houve diferença significativa de eficiência global entre T1 e T2.

Em relação ao SDT, as médias das concentrações durante as fases estudadas são apresentadas na Tabela 2. Na fase 1, observou-se um aumento de SDT de 155% (T1) comportamento também observado com

Venske (2017), que relatou um aumento de 117% na concentração de sólidos totais em um sistema de batelada com TDH de 4 dias; aumento de 107% em um TDH de 2 dias, e aumento de 1100% de sólidos totais em sistema intermitente de TDH de 1 dia. O RC apresenta grande quantidade de material pulverulento que pode ter se dispersado no efluente ao longo dos dias (observação que pode ser verificada pelo comportamento dos SDT durante a fase 1.

**Tabela 2:** Valores médios e diferença estatística por parâmetro quanto à origem e fase de tratamento. Médias seguidas de letras iguais não diferem entre si pelo teste de Scott-knott ( $\alpha=0,05$ ).

Fases	pH			Turbidez (UNT)			SDT (mgL <sup>-1</sup> )		
	Af	T1	T2	Af	T1	T2	Af	T1	T2
1	7.39 a	7.08 a	7.07 a	35.05 a	3.13 b	7.42 b	453.69 a	520.19 a	449.19 a
2	7.56 a	6.85 b	6.45 b	34.41 a	4.29 b	8.50 b	614.08 a	438.86 a	428.71 a
3	7.49 a	6.86 a	6.66 a	25.57 a	9.25 a	6.07 a	473.67 a	366.92 a	332.67 a

Neste estudo, foi possível observar que na fase 2 e 3 a remoção de SDT tende a se estabilizar quando o sistema passa para regime intermitente, apresentando eficiências máximas de remoção 31 e 28% em T1 e T2, respectivamente. Além disso, o aumento de SDT na fase 1, no T1, é maior do que no T2. O regime de alimentação, principalmente a escolha do material filtrante pode interferir na remoção de SDT. Ainda assim, os tratamentos apresentaram p-valor > 0,05 e concentrações médias (mg.L<sup>-1</sup>) de 449,29 (T1) e 409,07 (T2). Tanto a Resolução do CONAMA nº 430, quanto a Deliberação Normativa Conjunta Nº 01 do COPAM-CERH de 2008 não estabelecem valores limites para SDT. A avaliação do desempenho dos WC T1 e T2 foi realizada comparando-se as eficiências entre as fases em função da COA e analisando-se estatisticamente as eficiências médias globais dos parâmetros DBO, DQO, CT, P, N (tabela 3).

**Tabela 3:** Valores médios e diferença estatística por parâmetro quanto à origem e fase de tratamento. Médias seguidas de letras iguais não diferem entre si pelo teste de Scott-knott ( $\alpha=0,05$ ).

Fase	Coliformes (log)			DBO (mgL <sup>-1</sup> )			DQO (mgL <sup>-1</sup> )			P (mgL <sup>-1</sup> )			N (mgL <sup>-1</sup> )		
	Af	T1	T2	Af	T1	T2	Af	T1	T2	Af	T1	T2	Af	T1	T2
1	6.54a	4.25b	3.77b	60a	10b	13b	137a	32b	37b	5.07a	0.18b	0.21b	64.25b	24.33b	14.36b
2	6.13a	3.41a	4.41a	62a	16b	18b	146a	56b	57b	8.61a	0.65b	1.36b	*	*	*
3	6.40a	4.51a	4.40a	67a	27b	25b	139a	58b	50b	*	*		*	*	*

**Legenda:** \*Dados não coletados.

As unidades de tratamento, WC T1 e T2, foram capazes de remover eficientemente o fósforo do efluente secundário dos sistemas TS/FA, apresentando concentrações médias nas saídas das unidades com diferenças estatisticamente significativas ao nível de 5% de probabilidade (tabela 3). Enquanto, entre os tratamentos não foram observadas diferenças estatísticas na concentração remanescente de fósforo.

A eficiência média de remoção de fósforo durante a Fase 1, regime em batelada, TDH 4 dias, foi de 93%, para os dois tratamentos. Contudo, menores valores de concentração residual de fósforo foram obtidos no T1, com 90% dos dados abaixo de 0,81mg.L<sup>-1</sup>, enquanto T2 apresentou 75% dos valores abaixo de 1,65mg.L<sup>-1</sup>.

Possivelmente, o melhor desempenho no WC T1 foi favorecido pela composição do material filtrante RC, pois a remoção do fósforo se dá por reações de adsorção e precipitação ao longo do material filtrante e biofilme bem como pela absorção das plantas (BRIX, 1997; MONTEIRO, 2009). As concentrações de saída do fósforo ficaram abaixo de 1,31 (COSTA et al., 2015) e de 1,23mg.L<sup>-1</sup> (DORNELAS et al., 2009) sendo de

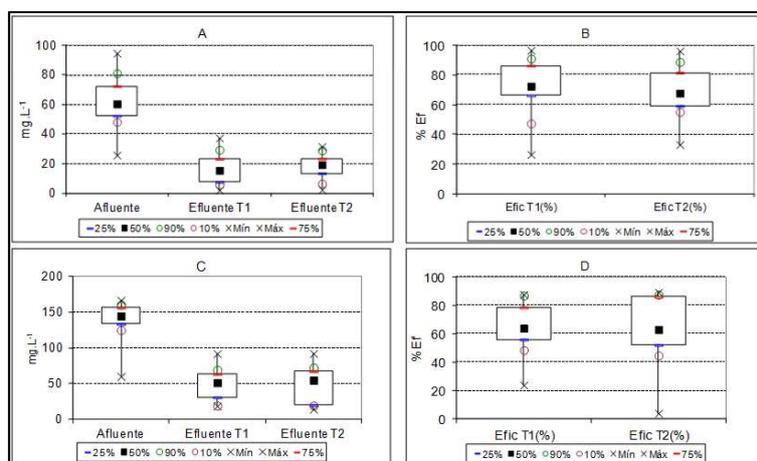
0,24mg.L<sup>-1</sup> para T1 e 0,55 mg.L<sup>-1</sup> para T2, valores considerados como excelentes para um sistema de tratamento. O desempenho dos *wetlands* na remoção do parâmetro nitrogênio foi avaliado apenas na fase 1 (130 dias de operação), enquanto a remoção do parâmetro fósforo foi avaliada durante as fases 1 e 2 (158 dias de operação) (tabela 3).

Durante a fase 1, com regime em batelada e carga de nitrogênio aplicada de 1,71gN.m<sup>-2</sup>d<sup>-1</sup> e concentração média de nitrogênio de 64mg.L<sup>-1</sup>, os WC apresentaram eficiência de remoção de 61% para T1 e 74% para T2, o que gerou uma concentração média residual de 24mg.L<sup>-1</sup> para T1 e 16mg.L<sup>-1</sup> para T2. Os resultados de nitrogênio obtidos neste estudo foram superiores aos observados por Dornelas et al. (2009), apresentando concentração residual de 28mg.L<sup>-1</sup> em um WC-FV e concentração de saída de aproximadamente 20mg.L<sup>-1</sup> obtida em um *wetland* construído de fluxo vertical tratando efluente oriundo da criação de gado de leite (PELISSARI *et al.*, 2014).

Na literatura, são reportados valores de remoção de nitrogênio total variando de 67% a 84% (PLATZER et al., 2007), 74% (UCKER, 2012), 81% (FAXINA et al., 2017) e 67% (CALIJURI et al., 2009). Vale observar que em T2 a meta de enquadramento para o N é alcançada, sendo o limite o estabelecido de 20mg.L<sup>-1</sup> para nitrogênio amoniacal.

Os processos que envolvem a remoção de nitrogênio nos WC são extremamente dinâmicos e heterogênicos, sendo os principais a sedimentação, a adsorção, o acúmulo de matéria orgânica e a assimilação microbiana (SILVEIRA, 2015) por meio dos mecanismos de nitrificação e desnitrificação. A nitrificação ocorre preferencialmente na camada superior e a desnitrificação na camada inferior do WC principalmente quando de fundo saturado (SILVEIRA, 2015).

O fluxo e o regime de batelada, adotado nesta pesquisa durante a fase 1, pode ter influenciado a rota metabólica de nitrificação devido à transferência de oxigênio para o interior dos WC. Devido à configuração dos WC deste estudo não ser de fundo saturado, possivelmente o sistema não foi efetivo na rota metabólica de desnitrificação.



**Figura 4:** Monitoramento da remoção da matéria orgânica nos tratamentos T1 (Resíduo de Cerâmica) e tratamento T2 (Brita). (A) Gráfico box-plot da concentração de DBO; (B) Gráfico box-plot das eficiências de DBO; (C) Gráfico box-plot da concentração de DQO; (D) Gráfico box-plot das eficiências de DQO.

As diferentes cargas e o regime de alimentação aplicados nos *wetlands* resultaram num desempenho máximo de DBO no T1 de 84% (fase 1) e mínimo de 55% (fase 3), enquanto para a DQO houve remoção

máxima de 76% (fase 1) e mínimo de 54% (fase 3) (Figura 4). Esses valores corroboram os encontrados por Venske (2017), que obteve eficiência na remoção da DQO de 57% e 86%, para um TDH de um e dois dias, respectivamente; enquanto no estudo de Trein et al. (2015), que operou com carga média aplicada de 43g DBO  $m^{-2}.d^{-1}$  e 87g DQO  $m^{-2}.d^{-1}$ , foi observado uma remoção de 70%, ficando acima dos 47% de DQO encontrado por Silveira (2015), que operou com COA de 25gDQO. $m^{-2}.d^{-1}$ .

No presente estudo, a remoção da matéria orgânica diminuiu com o aumento da COA nos dois tratamentos (dados não apresentados). O regime em batelada operado com TDH de quatro dias favoreceu a atividade biológica dos micro-organismos responsáveis pela degradação da matéria orgânica, em detrimento do regime intermitente. Nas fases 2 e 3, a degradação da matéria orgânica pode ter sofrido com choque de carga orgânica (AQUINO et al., 2005), além do surgimento de zonas mortas em função das pontes secas (DOTRO et al., 2017).

A remoção da carga orgânica nos *wetlands* está associada à atividade biológica aeróbia, na superfície, e anaeróbia, no interior do leito, que é fortemente influenciada pelo tempo de detenção hidráulico (METCALF et al., 2016), pelo fluxo vertical, que é onde a distribuição do efluente ocorre em maior área com melhor aproveitamento do volume do filtro e onde a infiltração impulsiona o oxigênio atmosférico para interior do sistema, provocando circunstâncias favoráveis de degradação da matéria orgânica (COOPER et al., 1996).

A remoção global (fase 1, 2 e 3) foi satisfatória, em torno de 70% de DBO, em T1 e T2, porém, inferior ao valor típico esperado para WC de fluxo vertical tratando efluente terciário, que é de 80% (DOTRO et al., 2017) e 88% e 97% (TREIN et al., 2015). Na literatura, são reportados valores de remoção de matéria orgânica que variam de 63% a 93% (ELFANSSI et al., 2018) e essas diferentes remoções reportadas na literatura se devem a fatores como temperatura e pluviosidade, mas principalmente, a fatores operacionais como o TDH.

A inativação das bactérias do grupo coliformes totais (CT) ficou compreendida entre a redução de 0,30 a 4,22  $\log_{10}$ , no T1, e entre 0,52 a 4,91 $\log_{10}$ , no T2. As médias apresentadas neste estudo, 2,30  $\log_{10}$  (eficiência de 94%) para T1 e 2,22  $\log_{10}$  (eficiência de 95%) para T2, corroboram a faixa típica apresentada para *wetlands* de fluxo vertical, entre 2 a 4  $\log_{10}$ , segundo Dotro et al. (2017). Valentim (1999), operando um *wetland* de fluxo subsuperficial horizontal cultivado com *Eleocharis* sp. no pós-tratamento de um tanque séptico, obteve valores de remoção de coliformes totais de 59 a 96%.

A remoção de patógenos em WC ocorre devido a um conjunto de fatores, tais como filtração e sedimentação, fatores químicos, como oxidação e adsorção à matéria orgânica, mecanismos de remoção biológica pela atividade bacteriana na zona de raiz das macrófitas, além da agregação e retenção em biofilmes, morte natural, predação e competição por nutrientes (DOTRO et al., 2017; KADLEC et al., 2000).

Porém, a elucidação e a importância desses mecanismos específicos na remoção dos patógenos nos WC ainda é desconhecida. A eficiência de remoção alcançada em T1 pode ser considerada tão eficiente quanto T2, descartando-se  $p$ -valor  $> 0,05$ . Considerando-se que os tratamentos T1 e T2 foram estatisticamente iguais, os limites estabelecidos na legislação e os resultados médios de concentração estão demonstrados (tabela 4) para verificação de enquadramento.

**Tabela 4:** Concentrações médias dos parâmetros avaliados na saída dos tratamentos T1 e T2 e valor-meta para escolha de melhor tratativa. Por se tratar de resultados estatisticamente iguais foi realizada a média entre os dois tratamentos.

Parâmetros	T1	T2	Média T1 e T2	NBR 13969 (ABNT, 1997)	CONAMA 430 (CONAMA, 2011)	COPAM/CERH Nº 01 (MG, 2008)
pH	7	7	7	6 – 8 **	5 – 9	6 - 9
TURB	5	7	6	< 5 **	NE	NE
DBO	17	18	18	< 60mg.L <sup>-1</sup> *	< 120mg.L <sup>-1</sup>	< 60mg.L <sup>-1</sup>
DQO	47	48	48	< 150mg.L <sup>-1</sup> *	NE	180
P	0,4	0,8	0,6	NE	NE	NE
N	24	17	21	NE	20mg.L <sup>-1</sup> ***	20mg.L <sup>-1</sup> ***
SDT	449	409	429	< 200 **	NE	NE
CT	1,92E+05	6,98E+04	1,31E+05	< 200 **	NE	NE

**Legenda:** NE- Não estabelecido; \*Valores para lançamento nas galerias de águas pluviais; \*\* Valores para reuso classe 1; \*\*\* valores para nitrogênio amoniacal total

Os valores médios dos parâmetros DBO, DQO e pH ficaram dentro da meta estabelecida para o reuso, Classe 1, (ABNT, 1997), para o lançamento de efluentes, segundo as resoluções nacional (CONAMA, 2011) e estadual (COPAM 01/08). O resultado de coliformes não atendeu padrões para reuso Classe 1. O reuso classe 1 previsto na NBR 13969/97 é o mais restritivo em relação aos valores de concentração, que prevê a lavagem de carros e outros usos que requerem o contato direto do usuário com a água, com possível aspiração de aerossóis pelo operador, incluindo chafarizes.

Com relação ao parâmetro nitrogênio total, não há determinações de valores limites. O que se encontra são valores para nitrogênio amoniacal e esses são determinados para efluentes líquidos industriais, não existindo limite estabelecido para lançamento de esgoto sanitário (CONAMA, 2011). Considerando-se os limites para N amoniacal como padrão de comparação, pode-se concluir que provavelmente o N amoniacal estará dentro da faixa permitida, pois as concentrações de N Total foram próximas ao máximo de 20mg.L<sup>-1</sup>, sendo de 24mg.L<sup>-1</sup> em T1 e de 17mg.L<sup>-1</sup> em T2 na fase 1.

A resoluções normativas não apresentam valores limites para fósforo total, sendo de responsabilidade do órgão ambiental competente definir padrões específicos no caso de efluentes lançados em corpos receptores com registro de histórico de floração de cianobactérias (CONAMA, 2011). Porém, ressalta-se que as baixas concentrações residuais alcançadas neste estudo dificilmente seriam prejudiciais à qualidade da água do corpo receptor. O valor médio da turbidez nos tratamentos não atendeu o limite da norma de reuso para classe 1, sendo possível apenas o enquadramento em reuso classe 3, onde a turbidez deve ser inferior a 10NTU.

## CONCLUSÕES

Considerando o principal objetivo dos WC-FV o tratamento terciário, ou seja, a remoção dos nutrientes fósforo e nitrogênio, os leitos T1 e T2 atingiram resultados satisfatórios ao produzir efluentes com concentrações residuais de fósforo abaixo de 1mgL<sup>-1</sup> e para o nitrogênio total valores abaixo de 24mgL<sup>-1</sup>. A matéria orgânica remanescente do sistema de tratamento FA/TS foi satisfatoriamente removida pelos leitos *wetlands* T1 e T2, apresentando carga orgânica removida de 9,17gDBO.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup> em T1 e 9,50gDBO.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup> em T2. Salienta-se que não existe normativa para funcionamento e dimensionamento de WC e, quanto ao regime de alimentação, é indispensável que os sistemas de tratamento tenham alternância entre alimentação e

descanso para evitar a colmatação.

O *wetland* T1 com RC e macrófita do cerrado apresentou desempenho semelhante ao T2, construído com brita e macrófita *Typha*, uma vez que não foi observado diferenças significativas nas eficiências globais ( $n = 21$ ) dos parâmetros analisados. Mesmo considerando satisfatória a eficiência do *wetland* construído com resíduo de cerâmica e com a macrófita do cerrado, *E. acutangula*, o reuso seria permitido apenas para uso Classe 4 previsto na NBR 13969/97, o qual se destina a irrigação pontual ou escoamento superficial de pomares, cereais, forragens e pastagem para gados. Tal limitação se deve ao parâmetro coliformes fecais (remoção máxima de  $4,91 \log_{10}$ , no T2), que necessitaria de uma unidade de desinfecção, ou otimização do próprio sistema.

## REFERÊNCIAS

ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 13817**: placas cerâmicas para revestimento: Classificação. Rio de Janeiro: ABNT, 1997.

APHA. American Public Health Association. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. Washington: APHA, 2012.

AQUINO, S. F.; CHERNICHARO, C. A. L.. Acúmulo de Ácidos graxos voláteis (AGVs) 29 em reatores anaeróbios sob estresse: causas e estratégias de controle. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.10, p.152-161, 2005. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1413-41522005000200009>

BRASIL. **Lei 12.305 de 2 de agosto de 2010**. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Brasília: DOU, 2010.

BRIX, H.. Do macrophytes play a role in constructed wetlands?. **Water Science and Technology**, v.35, n.5, p.11-17, 1997. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2005.07.009>

BRIX, H.; ARIAS, C.. The use of vertical flow constructed wetlands for on-site treatment of domestic wastewater: New Danish guidelines. **Ecological Engineering**, v.25, p.491-500, 2005. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2005.07.009>

CALIJURI, M. L.; BASTOS, R. K. X.; MAGALHÃES, T. D. 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 e Ambiental**, v.14, n.3, p.421-430, 2009. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1413-41522009000300016>

CONAMA. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução CONAMA nº 430 de 13 de maio de 2011**. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. Brasília: CONAMA, 2011.

COOPER, P. F.; JOB, G. D.; GREEN, M. B.; SHUTES, R. B. E..

REED beds and constructed wetlands for wastewater treatment. **European Water Pollution Control**, v.6, n.7, p.49, 1996.

COSTA, J. F.; MARTINS, W. L.; SEIDL, M.; SPERLING, M.. Role of vegetation (*Typha latifolia*) on nutrient removal in a horizontal subsurface-flow constructed wetland treating UASB reactor-trickling filter effluent. **Water Science and Technology**, v.71, n.7, p.1004-1010, 2015. DOI: <https://doi.org/10.2166/wst.2015.055>

COSTA, J. F.; PAOLI, A. C.; SEIDL, M.; SPERLING, M.. Performance and behaviour of planted and unplanted units of a horizontal subsurface flow constructed wetland system treating municipal effluent from a UASB reactor. **Water Science and Technology**, v.68, n.7, p.1495-1502, 2013. DOI: <https://doi.org/10.2166/wst.2013.391>

DORNELAS, F. L.; MACHADO, M. B.; SPERLING, M. V.. Performance evaluation of planted and unplanted subsurface-flow constructed wetlands for the post-treatment of UASB reactor effluents. **Water Science and Technology**, v.60, n.12, p.3025-3033, 2009. DOI: <https://doi.org/10.2166/wst.2009.743>

DOTRO, G.; LANGERGRABER, G.; MOLLE, P.; NIVALA, J.; PUIGAGUT, J.; STEIN, O.; SPERLING, M.. **Treatment Wetlands**, v. 7, 2017. DOI: <https://doi.org/10.2166/9781780408774>

ELFANSSI, S.; OUZZANI, N.; LATRACH, L.; HEJJAJ, A.; MANDI, L.. Fitorremediação de águas residuais domésticas usando um pantanal híbrido construído em área rural montanhosa. **Revista Internacional de Fitorremediação**, v.20, n.1, p.75-87, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1080/15226514.2017.1337067>

FAXINA, R. R. C.; BERTOLINO, S. M.; AZEVEDO, L. C. B.. Espécie de vereda. Na fitorremediação de efluente de uma central de processamento de alimentos vegetais. **Revista Eletrônica de Gestão e Tecnologias Ambientais**, p.71-84, 2017. DOI: <https://doi.org/10.9771/gesta.v6i1.22206>

FERREIRA FILHO, S. S.; MARGUTTI, A. L.; PIVELI, R. P.. Produção de Lodo e Comportamento Químico de Sais de Ferro Empregados no Pós-Tratamento de Esgoto Sanitário por Precipitação Química. **Engenharia Sanitária e**

**Ambiental**, v.14, p.49-58, 2009. DOI:

<https://doi.org/10.1590/S1413-41522009000100006>

FIA, R.; BOAS, R. B. V.; CAMPOS, A. T.; FIA, F. R.; SOUZA, E. G. D.. Removal of nitrogen, phosphorus, copper and zinc from swine breeding waste water by bermudagrass and cattail in constructed wetland systems. **Engenharia Agrícola**, v.34, n.1, p.112-113, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-69162014000100013>

KADLEC, R.; KNIGHT, R.; VYMAZAL, J.; BRIX, H.; COOPER, P.; HABERL, R.. **Constructed wetlands for pollution control: Processes, performance, design and operation**. London: IWA, 2000.

LAUSCHMANN, R.; LECHNER, M. E. T.; LANGERGRABER, G.. Experiências com pré-precipitação de fósforo em um pantanal de fluxo vertical construído na Áustria. **Ciência e Tecnologia da Água**, v.67, n.10, p.2337-2341, 2013. DOI: <https://doi.org/10.2166/wst.2013.103>

MACHADO, A.; BERETTA, M.; FRAGOSO, R.; DUARTE, E.. Overview of the state of the art of constructed wetlands for decentralized wastewater management in Brazil. **Journal of Environmental Management Academic Press**, v.187, n.1, p.560-570, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.11.015>

MATOS, A. T.; ABRAHÃO, S. S.; BORGES, A. C.; MATOS, M. D.. Influência da taxa de carga orgânica no desempenho de sistemas alagados construídos cultivados com forrageiras. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.15, n.1, p.83-92, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1413-41522010000100010>

MATOS, M. P. D.; SPERLING, M.; MATOS, A. T. D.; DIAS, D. F. C.; SANTOS, C. R. S.. Colmatação e desempenho de sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial ao longo de oito anos de operação. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.23, n.6, p.1227-1237, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1590/s1413-41522018175770>

MAZZOLA, M.; ROSTON, D. M.; VALENTIM, R. M. A. A.. Uso de leitos cultivados de fluxo vertical por batelada no pós-tratamento de efluente de reator anaeróbio compartimentado. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.9, n.2, p.276-283, 2005. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1415-43662005000200020>

METCALF, L.; EDDY, H. P.. **Tratamento de Efluentes e Recuperação de Recursos**. 5 ed. Nova Iorque: McGraw Hill, 2016.

MINAS GERAIS. **Decreto n.13481 de 22 de junho de 2012**. Uberlândia: DOE, 2012.

MINAS GERAIS. **Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG n.01 de 05 de maio de 2008**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Belo Horizonte: COPAM, 2008.

MONTEIRO, R. C. D. M.. **Viabilidade técnica do emprego de sistemas tipo "wetlands" para tratamento de água cinza visando o reúso não potável**. Dissertação (Mestrado) - Universidade de São Paulo, São Paulo, 2009.

MOREL, A.; DIENER, S.. **Greywater management in low and middle-income countries: review of different treatment systems for households or neighborhoods**. Duebendorf: EAWAG, 2006.

PELLISSARI, C.; ÁVILA, C.; TREIN, C. M.; GARCÍA, J.; ARMAS, R. D.; SEZERINO, P. H.. Nitrogen transforming bacteria within a full-scale partially saturated vertical subsurface flow constructed wetland treating urban wastewater. **Science of the Total Environment**, v.574, p.390-399, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.08.207>

PELLISSARI, C.; SEZERINO, P. H.; DECEZARO, S. T.; WOLFF, D. B.; BENTO, A. P.; CARVALHO JUNIOR, O.; PHILIPPI, L. S.. Nitrogen transformation in horizontal and vertical flow constructed wetlands applied for dairy cattle wastewater treatment in southern Brazil. **Ecological Engineering**, v.73, n.12, p.307-310, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.09.085>

PHILIPPI, L. S.; SEZERINO, P. H.; PANCERI, B.; OLIJNYK, D. P.; KOSSATZ, B.. Root Zone System To Treat Wastewater in Rural Areas in South of Brazil. In: INTERNATIONAL CONFERENCE WETLAND SYSTEMS FOR WATER POLLUTION CONTROL. **Anais**. Valencia: IWA, 2006.

PLATZER, C.; HOFFMANN, H.; CARDIA, W.; COSTA, R. H. R.. Dimensionamento de *wetland* de fluxo vertical com nitrificação: adaptação de modelo europeu para as condições climáticas do Brasil. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 24. **Anais**. Florianópolis: 2007.

SEZERINO, P. H.. **Potencialidade dos filtros plantados com macrófitas (constructed wetlands) no pós-tratamento de lagoas de estabilização sob condições de clima subtropical**. Tese (Doutorado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2006.

SEZERINO, P. H.. **Utilização de biofiltros com macrófitas (vertical constructed wetlands) como pós-tratamento de lagoas de estabilização aplicadas aos dejetos suínos**. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2002.

SEZERINO, P. H.; BENTO, A. P.; DECEZARO, S. T.; CARISSIMI, E.; PHILIPPI, L. S.. Constructed wetlands and sand filter applied as onsite post-treatment of anaerobic effluent. **Water Practice and Technology**, v.7, n.3, p.1-9, 2012. DOI: <https://doi.org/10.2166/wpt.2012.047>

SEZERINO, P. H.; BENTO, A. P.; DECEZARO, S. T.; MAGRI, M. E.; PHILIPPI, L. S.. Experiências brasileiras com wetlands construídos aplicados ao tratamento de águas residuárias: parâmetros de projeto para sistemas horizontais. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.20, n.1, p.151-158, mar. 2015. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1413-41522015020000096615>

SILVEIRA, D. D.. **Potencial de remoção de nitrogênio em um único estágio de filtros plantados com macrófitas para o tratamento de esgoto doméstico bruto: Aporta da biologia molecular para a compreensão dos processos**. Tese (Doutorado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2015.

SOUSA, J. T.; HAANDEL, A.; LIMA, E. P. C.; HENRIQUE, I. N..

Uso de Wetland construído no pós-tratamento. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.9, n.4, p.285-290, 2004. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1413-41522004000400004>

SPERLING, M. V.. Comparison of simple, small, full-scale sewage treatment systems in Brazil: UASB-maturation ponds-coarse filter; UASB-horizontal subsurface-flow wetland; vertical-flow wetland (first stage of French system). **Water Science and Technology**, v.71, n.3, p.329-336, 2015. DOI: <https://doi.org/10.2166/wst.2014.496>

STEFAN, W.; DUMENCU, G.; WANG, Y.. Decentralized Wastewater Treatment and Reuse System in Rural India Case Study Written for presentation at the 2017 ASABE. In: ANNUAL INTERNATIONAL MEETING SPONSORED. **Anais**. Washington: 2019.

TREIN, C. M.; PELISSARI, C.; HOFFMANN, H.; PLATZER, C. J.; SEZERINO, P. H.. Tratamento descentralizado de esgotos de empreendimentos comercial e residencial empregando a ecotecnologia dos wetlands construídos. **Ambiente Construído**, Porto Alegre, v.15, n.4, p.351-367, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1590/s1678-86212015000400055>

UCKER, F. E.. Eficiência do capim vetiver (*Vetiveria zizanioides* L. Nash) no tratamento de esgoto sanitário. **Revista Eletrônica de Gestão e Tecnologias Ambientais**, v.1, n.2, p.267-275, 2013. DOI: <https://doi.org/10.17565/gesta.v1i2.8541>

VALENTIM, M. A. A.. **Desempenho de leitos cultivados ("constructed wetland") para tratamento de esgoto: contribuições para concepção e operação**. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) - Universidade de Campinas, Campinas, 2003.

VENSKE, F.. **Alagados construídos para tratamento de águas cinzas com meio suporte de resíduos de construção e demolição**. Dissertação (Mestrado) - Universidade Estadual de Ponta Grossa, Ponta Grossa, 2017.

YANG, Y.; ZHANG, L.; ZHAO, Y. Q.; WANG, S. P.; GUO, X. C.; GUO, Y.; WANG, X. C.. Towards the development of a novel construction solid waste (CSW) based constructed wetland system for tertiary treatment of secondary sewage effluents. **Journal of Environmental Science and Health**, v.46, n.7, p.758-763, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1080/10934529.2011.571621>

A CBPC – Companhia Brasileira de Produção Científica (CNPJ: 11.221.422/0001-03) detém os direitos materiais desta publicação. Os direitos referem-se à publicação do trabalho em qualquer parte do mundo, incluindo os direitos às renovações, expansões e disseminações da contribuição, bem como outros direitos subsidiários. Todos os trabalhos publicados eletronicamente poderão posteriormente ser publicados em coletâneas impressas sob coordenação da **Sustenere Publishing**, da Companhia Brasileira de Produção Científica e seus parceiros autorizados. Os (as) autores (as) preservam os direitos autorais, mas não têm permissão para a publicação da contribuição em outro meio, impresso ou digital, em português ou em tradução.