
Influência de tratamentos superficiais na absorção de água e na resistência à tração de fibras vegetais de *Ureana lobata* Linn

Influence of surface treatments on water absorption and tensile strength of vegetable fibers by Ureana lobata Linn

Influencia de los tratamientos superficiales en la absorción de agua y la resistencia a la tracción de las fibras vegetales por Ureana lobata Linn

Andrielli Morais de Oliveira

Universidade Federal de Goiás
andriellimorais@ufg.br

Ana Laura Berger de Oliveira

Universidade Federal de Uberlândia
anauraberger11@gmail.com

Jéssica Laina M. Silva

Universidade Federal de Uberlândia
lainajessica@hotmail.com

Maria Gorett dos Santos Marques

Universidade Federal do Amazonas
g.s.marques.2016@gmail.com

Raimundo V. Vasconcelos

Universidade Federal do Amazonas
vasconcelos@ufam.edu.br

Dênio Raman Cavalho de Oliveira

Universidade Federal do Pará
denio@ufpa.br

Resumo

A durabilidade e a resistência à tração de fibras em compósitos cimentícios são fundamentais para o desempenho do compósito ao longo do tempo. Assim, nesta pesquisa é objetivo apresentar os resultados da aplicação de tratamentos superficiais em fibras vegetais amazônicas de Malva (Ureana lobata Linn) na resistência à tração e na absorção de água dessas fibras. Os tratamentos consistiram em imersão das fibras em água quente (80°C) e saturação das fibras em polímeros de base PVA (poliacetato de vinila) e polímeros de base acrílica. Os resultados dos ensaios de absorção de água apresentaram impregnação e impermeabilização das fibras com notável redução de absorção de água após o tratamento. Fibras tratadas tiveram sua resistência à tração obtida e esses dados também foram relacionados à absorção de água após os tratamentos aplicados. A estabilidade térmica da fibra de Malva por termogravimetria também foi determinada. Por fim, resultados das fibras tratadas com água quente indicaram o melhor tratamento estudado por apresentarem alta resistência à tração, boa expectativa de durabilidade quando essas fibras forem inseridas em compósitos cimentícios pela redução da absorção de água após o tratamento e baixo custo econômico. O segundo melhor tratamento foi com polímero base PVA e com menor desempenho, o polímero de base acrílica.

Palavras-chave: Fibra vegetal. Malva. PVA. Acrílico. Polímero.

Abstract

The durability and tensile strength of fibers in cementitious composites are fundamental to the performance of the composite over time. Thus, this research aims to present the results of the application of surface treatments on Amazonian plant fibers of Malva (Ureana lobata Linn) on the tensile strength and water absorption of these fibers. The treatments consisted of immersing the fibers in hot water (80°C) and saturating the fibers in PVA-based polymers (vinyl polyacetate) and acrylic-based polymers. The results of the water absorption tests showed impregnation and waterproofing of the fibers with a noticeable reduction in water absorption after treatment. Treated fibers had their tensile strength obtained and these data were also related to water absorption after the treatments applied. The thermal stability of the Malva's fiber by thermogravimetry was also determined. Finally, results from fibers treated with hot water indicated the best treatment studied because they have shown high tensile strength, good expectation of durability when these fibers are inserted in cementitious composites by reducing water absorption after treatment and low economic cost. The second-best treatment has been with PVA-based polymer and with lower performance the acrylic-based polymer.

Keywords: Vegetable fiber. Mauve. PVA. Acrylic. Polymer.

Resumen

La durabilidad y la resistencia a la tracción de las fibras en los materiales compuestos cementosos son fundamentales para el rendimiento del material compuesto a lo largo del tiempo. Por lo tanto, en esta investigación, el objetivo es presentar los resultados de la aplicación de tratamientos superficiales en las fibras de plantas amazónicas de Malva (Ureana lobata Linn) sobre la resistencia a la tracción y la absorción de agua de estas fibras. Los tratamientos consistieron en sumergir las fibras en agua caliente (80°C) y saturar las fibras en polímeros a base de PVA (poliacetato de vinilo) y polímeros a base de acrílico. Los resultados de las pruebas de absorción de agua mostraron impregnación e impermeabilización de las fibras con una notable reducción en la absorción de agua después del

tratamiento. Las fibras tratadas obtuvieron su resistencia a la tracción y esos datos también se relacionaron con la absorción de agua después de los tratamientos aplicados. También se determinó la estabilidad térmica de la fibra de Malva por termogravimetría. Finalmente, los resultados de las fibras tratadas con agua caliente indicaron el mejor tratamiento estudiado porque tienen una alta resistencia a la tracción, buena expectativa de durabilidad cuando fibras se insertan en compuestos cementosos al reducir la absorción de agua después del tratamiento y bajo costo económico. El segundo mejor tratamiento fue con polímero a base de PVA y con menor rendimiento que el polímero, a base de acrílico.

Palabras clave: Fibra vegetal. Malva. PVA. Acrílico. Polímero.

Introdução

A racionalização, a necessidade de inovação, a sustentabilidade e o uso consciente de materiais e recursos motivam o interesse, o estudo e a possível aplicação de materiais alternativos e de fontes renováveis na construção civil (ONUAGULUCHI; BANTHIA, 2016).

As fibras vegetais como elemento de reforço podem oferecer diversas vantagens quando comparadas às fibras sintéticas, tais como: menor custo econômico, energético, de produção e processamento industrial; fonte renovável e material biodegradável; baixa densidade, baixa abrasividade, não tóxica e possibilidade de investimentos na economia agrícola. Além disso, tecnicamente as propriedades físicas e mecânicas das fibras vegetais podem agregar aos compósitos e melhorar seu comportamento mecânico (CASTOLDI; SOUZA; SILVA, 2019; CORREIA *et al.*, 2020; FIDELIS *et al.*, 2019; SOUZA; SOUZA; SILVA, 2020; TRINDADE; BORGES; SILVA, 2019).

Muitas fibras vegetais, tais como sisal, coco, banana, juta, arumã, tucum, dentre outras são utilizadas como reforço em matrizes cimentícias (ARDANUY; CLARAMUNT; TOLEDO FILHO, 2015; FERREIRA *et al.*, 2017; FERREIRA *et al.*, 2018; OLIVEIRA, 2015) e poliméricas (EL BANNA, 2017; MARGEM, 2013; MERCEDES; GIL; BERNAT-MASO, 2018). No entanto, as fibras vegetais podem comprometer a durabilidade da matriz cimentícia, podem reduzir a interface fibra/matriz e podem mineralizar-se dentro da matriz (WEI; MEYER, 2015). Por outro lado, existem métodos e tratamentos químicos e físicos que podem contornar tais desvantagens. Deste modo, torna-se necessário o estudo de

diferentes tipos de tratamentos e suas diferentes influências nas características das fibras naturais, antes mesmo que elas sejam empregadas nas matrizes como reforço.

Neste cenário, Ferreira *et al.* (2015), Fidelis (2014) e Fidelis *et al.* (2016, 2019) evidenciaram que tratamentos em fibras vegetais podem aumentar a durabilidade dos compósitos, melhorar a transferência de tensões entre fibra e matriz e a dar maior estabilidade volumétrica as fibras.

Os tratamentos com polímeros, de acordo com a literatura, são promissores. Fidelis *et al.* (2019) ao tratar fibras de juta com polímero estireno-butadieno, obteve como resultado a redução da capacidade de absorção de água e o aumento da resistência da fibra, melhorando, assim, o comportamento mecânico à compressão e à flexão em até 11% dos compósitos, produzidos com a fibra tratada.

Marques (2015) também notou significativa redução no módulo de elasticidade (40%) da fibra quando ensaiada à tração, além da transformação da estrutura hidrofílica em hidrofóbica pelo fenômeno da gelatinização da fibra após tratamento de baixo custo com água quente a 80oC. Este tipo de tratamento remove produtos orgânicos das fibras (polissacarídeos) que podem contribuir na sua mineralização quando em contato com o meio alcalino, dentro da matriz no compósito.

Os resultados em linhas gerais desses tratamentos indicam que a resistência à tração pode aumentar (FERREIRA *et al.*, 2016, 2018; FERREIRA *et al.*, 2017). Fidelis (2014), por exemplo, obteve benefícios significativos de resistência à tração de fibra de juta tecida, tratada por impregnação com polímero estireno-butadieno. Além disso, também obteve como resultados deste tratamento, acréscimos na capacidade de deformação e na tenacidade do compósito cimentício, bem como a evidência de uma melhora na adesão fibra-matriz pela formação de mais fissuras com menores aberturas no comportamento macroscópico do compósito (FIDELIS, 2014).

O estudo do potencial uso de fibras vegetais na cadeia produtiva da construção civil concebe uma ação ecológica relevante. Ao mesmo tempo, as propriedades escolhidas no artigo para avaliação das fibras tratadas darão diretrizes da seleção do melhor tratamento antes da produção e inserção das fibras em compósito cimentício, tanto para

durabilidade das fibras em si, quanto para durabilidade do próprio compósito. Adicionalmente, sabe-se que as fibras de Malva não foram plenamente estudadas na construção civil e o presente artigo avança com contribuições de caracterização física, química, mecânica e térmica desta fibra para produção de painéis de vedação com compósitos cimentícios reforçados com essas fibras vegetais.

Assim, na perspectiva de melhor comportamento mecânico e durabilidade de compósitos cimentícios, o presente trabalho tem como objetivo verificar a influência de tratamentos em fibras vegetais de *Ureana lobata* no comportamento à tração direta e na absorção de água destas fibras. Os tratamentos superficiais empregados foram: água quente (80oC), polímero PVA (poliacetato de vinila) e polímero de resina acrílica. Paralelamente, foi determinada a estabilidade térmica da fibra por meio de termogravimetria.

Materiais e métodos

Materiais utilizados

Fibras de Malva (*Ureana lobata* Linn) (Figura 1) e polímeros foram utilizados no presente artigo. Fibras do caule da planta foram extraídas e coletadas manualmente no estado do Amazonas/MA no município de Manacapuru.



Figura 1 – Fibra de Malva in natura

Segundo Azzini *et al.* (1993), Savastano Junior e Pimentel (2000) e Martins Neto (2010) as fibras extraídas de Malva são utilizadas na fabricação de papel, vestuário e tecidos para estofados e tapetes, sobretudo, na confecção de sacaria para acondicionar produtos como açúcar, café, castanha de caju e cacau. A fibra da Malva é considerada uma fibra liberiana (presente entre a camada do câmbio que envolve a medula central lenhosa do caule e a camada externa da casca) e se assemelha na composição química, resistência e cor à fibra de Juta (MARGEM, 2013).

Adicionalmente, as fibras de Malva são fibras lignocelulósicas formadas por celulose (40-50%), hemicelulose (20-30%) e lignina (20-30%). Além destes componentes são encontrados compósitos inorgânicos e solventes orgânicos, como pectinas, carboidratos simples, gomas, saponinas, resinas, gorduras e graxas, entre outros (JAYARAMAN, 2003; MOHAN; PITTMAN JUNIOR; TEELE, 2006).

Os polímeros utilizados tiveram composição à base de PVA (poli acetato de vinila) e resina acrílica, cujas massas específicas são aproximadamente 1,0 g/cm³.

Tratamentos superficiais

Após coleta, as fibras de malva foram secas ao ar, lavadas com água corrente e secas durante 24 horas em estufa à 40°C. As fibras foram tratadas em fio, fixados com fita em régua plástica a fim de mantê-los distantes um do outro durante o tratamento, como apresentado a seguir na Figura 2.

Os tratamentos escolhidos foram baseados na literatura (FIDELIS, 2014; MARQUES, 2015; FERREIRA *et al.*, 2018) e consistiram na imersão da fibra em água quente ou polímero. Especificamente, o polímero forma uma película que envolve, impermeabiliza e protege a fibra, impedindo seu contato com compostos da matriz cimentícia. Assim, inicialmente foi realizado um teste de absorção de polímeros pelas fibras com objetivo determinar o tempo necessário para imersão e saturação delas nos dois tipos de polímeros utilizados. A Figura 3 apresenta as curvas de absorção de polímero pelas fibras.

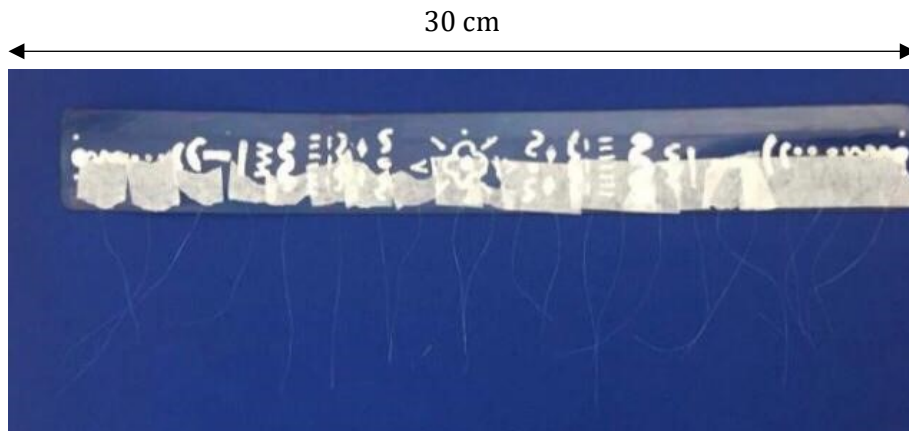


Figura 2 – Fios de fibra de Malva em preparação para ensaio de resistência à tração

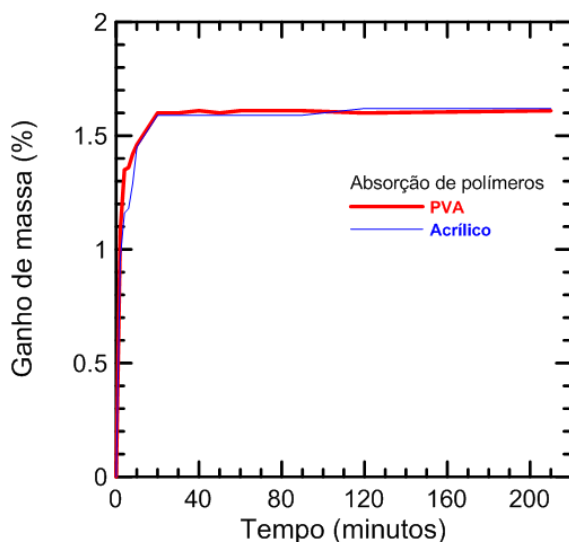


Figura 3 – Teste inicial para definição do tempo de imersão/absorção das fibras de Malva em polímero PVA ou resina acrílica antes dos testes de resistência à tração das fibras.

Nota-se da Figura 3 que, aproximadamente após 20 minutos de imersão nos polímeros, o ganho de massa das fibras não se alterou. Assim, foi estabelecido o tempo de imersão de 40 minutos e, após isso,

as fibras foram secas ao ar em temperatura ambiente. O tratamento com água quente deu-se com a imersão das fibras também durante 40 minutos em água deionizada à temperatura de 80°C com posterior secagem a temperatura ambiente. Este procedimento foi baseado na literatura (MARQUES, 2015).

Procedimentos experimentais

Testes de absorção nas fibras

Após os tratamentos das fibras de Malva com polímeros ou água quente, testes de absorção de água foram realizados com objetivo de verificar o grau de impermeabilidade das fibras.

Testes de tração de fibra

Os diâmetros da seção transversal das fibras foram determinados por microscópio ótico, fabricante Olympus - modelo CX40 e uma câmara de alta resolução, fabricante Zeiss, modelo IC5. As imagens foram analisadas utilizando o software Zen lite versão 2012, com 6 medições em cada corpo de prova (fibra), obtendo-se a média de cada corpo de prova. Ao total, 18 amostras foram testadas para cada condição.

Os testes de resistência à tração seguiram os procedimentos adotados por Motta, John e Agopyan (2010) e ASTM C1557. Foram utilizadas fibras de Malva com comprimento de 50 mm e comprimento de medida livre de 15 mm, presas a um molde de papel para alinhamento na máquina de ensaios. Utilizou-se nessa preparação dos corpos de prova, papel de gramatura 90 g/m² e cola para madeira (Figura 4a). O uso de dispositivos de madeira com lixas para fixar os corpos de prova às garras da prensa de ensaios foi necessário para garantir melhor aderência e prevenir o desgaste direto da garra na base de papel (Figura 4b). Após o posicionamento e fixação do corpo de prova no equipamento de ensaios e antes do início dos testes, o papel foi cortado nas laterais. O equipamento do fabricante Instron modelo 5982 (Figura 4c) com célula de carga de 5 kN foi utilizando com velocidade de ensaio de 2 mm/min para os ensaios de tração (MOTTA; JOHN; AGOPYAN, 2010).

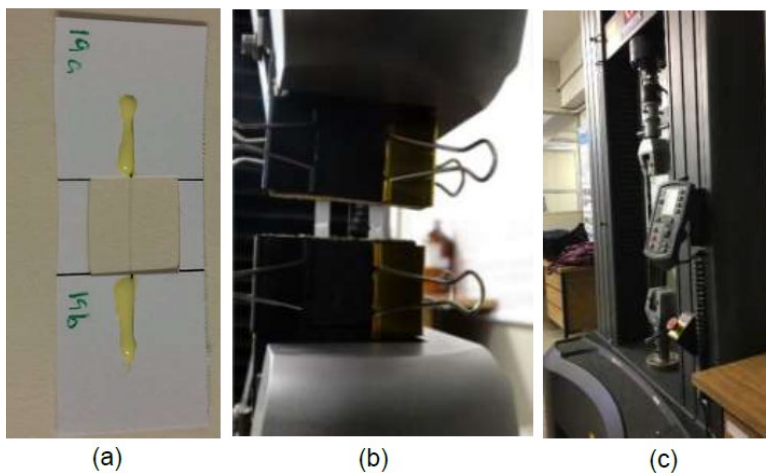


Figura 4 – Ensaio de tração de fibra de Malva – configuração experimental (a) fibra posicionada e colada nas extremidades, (b) fixação do corpo de prova nas garras do equipamento e (c) equipamento utilizado

Análise termogravimétrica - TG/DTG

A estabilidade térmica da fibra de Malva sem tratamento foi avaliada por termogravimetria (TG) e derivada da termogravimetria (DTG). O equipamento do fabricante TA Instruments - modelo SDT Q600 foi utilizado (Figura 5). A massa da amostra foi de aproximadamente 10 mg, colocada em cadinho de platina em atmosfera de nitrogênio (N₂) e fluxo do registrador de 200 ml/min. A varredura foi realizada de 35°C a 1000°C em taxa de 10°C/min e sem isoterma.

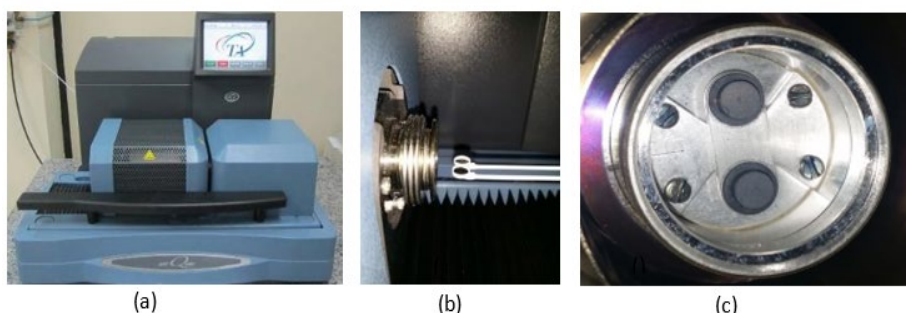


Figura 5 – Análise termogravimétrica TG/DTG realizado na fibra de Malva: (a) equipamento utilizado, (b) detalhe do cadinho e (c) detalhe da balança do equipamento

Resultados e discussão

Ensaio de absorção de água

A Figura 6 apresenta os resultados dos ensaios de absorção de água em fibras de Malva sem tratamento e absorção de água após os tratamentos ou com polímero PVA, ou com polímero resina acrílica e ou com água quente.

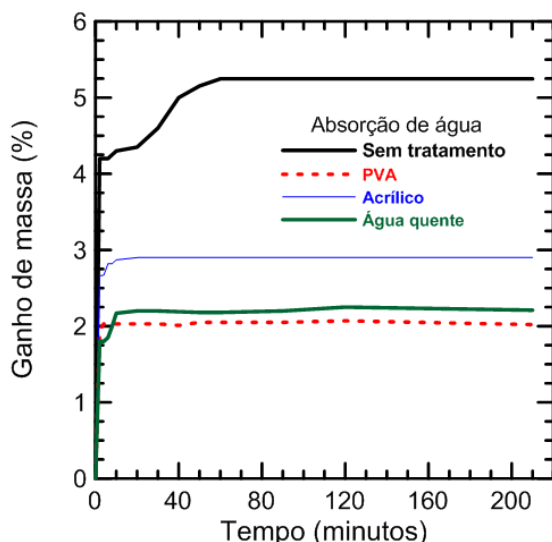


Figura 6 – Testes de absorção de água de fibra de Malva antes dos tratamentos ou com tratamento de polímero PVA ou polímero resina acrílica ou água quente.

A Figura 6 apresenta uma significativa redução no ganho de massa entre a fibra sem tratamento e após os tratamentos. Observa-se que para a fibra sem tratamento, o ponto de saturação ocorre em um período de imersão de 1 hora (60 minutos) com 5,2% de absorção, diferente do ocorrido para imersão da fibra nos polímeros (Figura 5) (1,6% de absorção). Além disso, observa-se também, que os menores ganhos de massa ocorreram para a fibra tratada com polímero PVA, seguido por água quente e, por fim, polímero acrílico. Sendo que a diferença entre o polímero PVA e água quente não é significativa (entre 2,0 e 2,2%).

Deve-se destacar que a redução no ganho de massa pode ser benéfica para a zona de transição fibra-matriz, uma vez que uma menor absorção de água reduz a mineralização da fibra que acontece devido à migração do hidróxido de cálcio da matriz para suas paredes (WEI; MEYER, 2015). Isso aumenta a durabilidade da fibra dentro do compósito e também do próprio compósito cimentício.

Ensaio de tração de fibra

A Figura 7 apresenta curvas representativas de comportamento da resposta tensão versus deformação de testes de tração de fibra de Malva com e sem tratamentos.

A Tabela 1 apresenta a média do diâmetro da seção transversal das fibras de Malva, bem como os resultados médios da tensão última de ruptura e da deformação máxima obtidos nos ensaios de tração direta com os respectivos desvios padrões (valores entre parênteses).

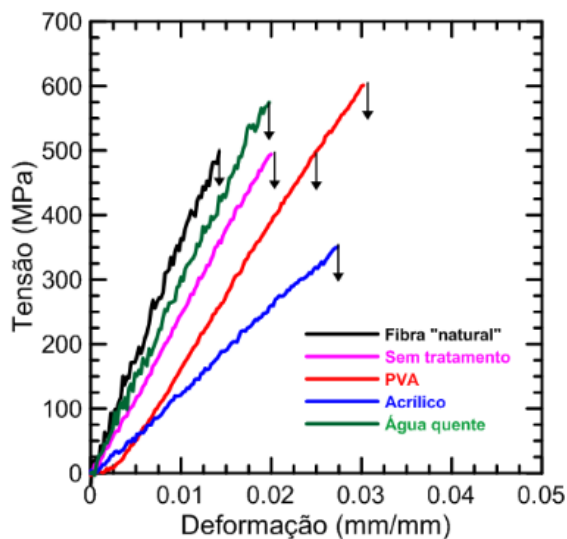


Figura 7 – Resposta tensão versus deformação de tração de fibra de Malva sem tratamento e com tratamento de polímero PVA ou polímero resina acrílica ou água quente - curvas representativas

Tabela 1 – Resultados médios do ensaio de tração de fibra de Malva sem e com tratamentos de água quente e polímeros (desvio padrão entre parênteses em MPa e entre colchetes o coeficiente de variação em percentual)

Tratamento	Média do diâmetro da seção transversal (mm)*	tração (MPa)**	δtração (mm/mm)
Fibra sem limpeza	0,07 (0,02) [31]	480 (87) [18]	0,02 (0,00) [25]
Fibra limpa e sem tratamento	0,08 (0,02) [31]	472 (102) [21]	0,02 (0,00) [17]
Fibra tratada com polímero PVA	0,08 (0,02) [24]	578 (172) [30]	0,03 (0,01) [23]
Fibra tratada com polímero acrílico	0,09 (0,04) [50]	376 (124) [33]	0,03 (0,01) [22]
Água quente	0,04 (0,01) [26]	551 (276) [50]	0,02 (0,00) [18]

*Foi efetuada média de 6 determinações de seção transversal por fibra de um total de 18 fibras para cada condição de teste.

tração corresponde a tensão máxima de tração na ruptura e δtração corresponde a deformação na ruptura em %.

Valores médios de 18 testes.

Da Figura 7, observa-se que os tratamentos alteraram pouco o comportamento mecânico da fibra de Malva com relação à tração direta, onde as fibras apresentam uma variação de tensão proporcional à deformação. Exceção para a fibra tratada com acrílico, a qual apresentou redução (20%) da resistência à tração da fibra não tratada.

Da Tabela 1, também é possível observar que os tratamentos não influenciaram as características físicas e mecânicas da fibra de Malva, em estudo, com relação ao diâmetro da seção transversal e à tração direta. Em termos de valores médios, a tensão de ruptura máxima foi obtida para a fibra com o tratamento à base de PVA (578 MPa) e 5% superior ao tratamento com água quente (551 MPa), que foi o segundo melhor resultado. Além disso, o valor obtido para a fibra com tratamento à base de PVA foi 20% superior a fibra sem tratamento. O tratamento com resina acrílica apresentou a menor resistência à tração.

A Figura 8 apresenta a relação entre resistência à tração versus absorção de água após os tratamentos, ou seja, uma tendência de correlação entre a característica física e mecânica das fibras analisadas no presente estudo. Observa-se que o tratamento com polímero PVA e o com água quente foram os que obtiveram a melhor correlação entre maior resistência e menor absorção, apresentando valores próximos. O tratamento com resina acrílica reduziu a absorção, mas reduziu a resistência mecânica da fibra, quando comparada a fibra sem tratamento.

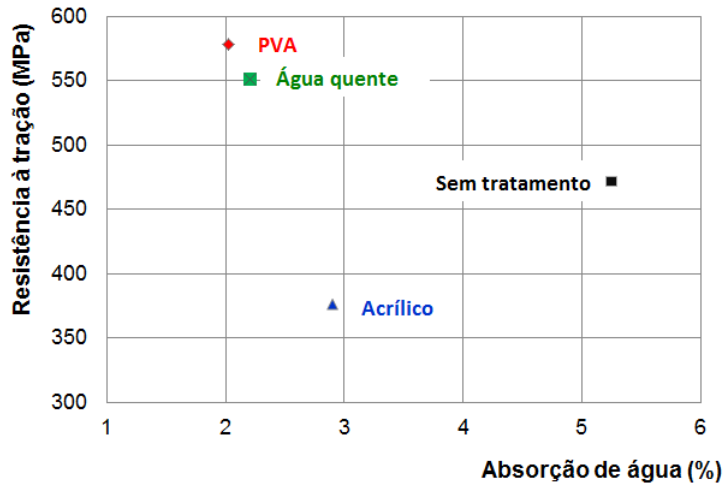


Figura 8 – Relação entre resistência à tração (MPa) de fibra de Malva versus absorção de água (%) após os tratamentos

Análises térmicas

As técnicas de TG e DTG foram utilizadas para analisar a decomposição da fibra de Malva sem tratamento, por meio de perda de massa, quando submetida à variação de temperatura. A Figura 9 apresenta os resultados desta estabilidade térmica da fibra com o acréscimo da temperatura até 1000°C.

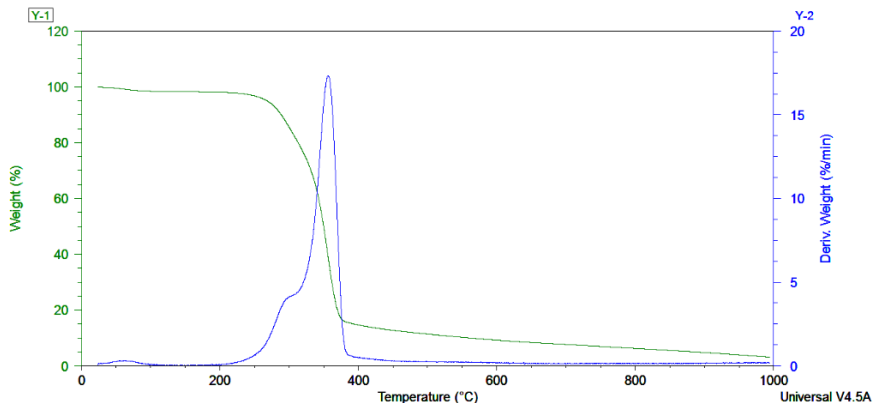


Figura 9 – Curvas de TG/DTG da Fibra de Malva sem tratamento

A curva de TG apresenta uma perda inicial de água da fibra de Malva. Entre 35°C e 100°C ocorreu perda de massa referente à umidade

presente na amostra. Posteriormente, a DTG apresenta a ocorrência de dois fenômenos entre a faixa de temperatura aproximada de 225oC até 380oC, indicando que a degradação térmica da fibra em duas etapas. O primeiro pico da curva DTG é atribuído à decomposição de componentes da hemicelulose (FIDELIS, 2014).

A degradação da celulose ocorre em temperaturas mais altas, sendo que o principal pico se inicia em 330°C e finaliza em cerca de 420oC sendo que seu máximo ocorre na temperatura de 380°C com perda de 76% de massa inicial da amostra (FIDELIS, 2014). Não foi observado pico característico de decomposição da lignina. Ao fim do teste, a 1000oC a massa calcinada da fibra de Malva foi de 98%, restando apenas 2% da amostra (cinzas). A decomposição da Fibra de Malva apresenta composição de hemicelulose e lignina semelhante a outras fibras vegetais (FIDELIS, 2014; MARQUES, 2015). A fibra de Malva pode ser utilizada com estabilidade nas faixas de altas temperaturas ambientais no Brasil.

Conclusões

Dos resultados obtidos, pode-se concluir que os tratamentos reduziram a absorção de água da fibra de Ureana lobata, comparativamente à fibra sem tratamento. Em ordem decrescente de desempenho dos tratamentos, tem-se polímero PVA, água quente e resina acrílica.

É possível também compreender que, em termos de valores médios de resistência à tração, a fibra com tratamento de PVA foi a que apresentou o maior valor (578 MPa), porém, apenas 5% superior a com tratamento com água quente (551 MPa). Além disso, a primeira apresentou valor 20% superior ao obtido para a fibra sem tratamento.

Finalmente, ambos os tratamentos, PVA e água quente, foram os que apresentaram a melhor correlação entre a resistência à tração e a absorção, indicando que estes são os tratamentos mais eficientes para redução da absorção da fibra sem comprometer a resistência mecânica desta.

Por fim, considerando que o tratamento com água quente é o mais simples e de menor custo entre aqueles apresentados no presente

estudo, conclui-se que este seria o mais indicado para a fibra de *Ureana lobata*. A fibra de *U. lobata* pode ser utilizada nas faixas de altas temperaturas ambientais no Brasil.

Referências

ARDANUY, M.; CLARAMUNT, J.; TOLEDO FILHO, R. D. Cellulosic fiber reinforced cement-based composites: review of recent research. *Construction and Building Materials*, v. 79, p. 115-128, Mar. 2015.

AZZINI, A.; SALGADO, A. L. de B.; BENATTI JUNIOR, R.; COSTA, A. A. Caracterização tecnológica de espécies liberianas para o estabelecimento de métodos de análise quantitativa de fibras. *Bragantia*, Campinas, v. 52, n. 1, p. 27-32, 1993.

CASTOLDI, R. S.; SOUZA, L. M. S.; SILVA, F. A. Comparative study on the mechanical behavior and durability of polypropylene and sisal fiber reinforced concretes. *Construction and Building Materials*, v. 211, p. 617-628, 2019.

CORREIA, V. da C.; SANTOS, S. F.; TONOLI, G. H. D.; SAVASTANO JR, H. Characterization of vegetable fibers and their application in cementitious composites. In: HARRIES, K. A.; SHARMA, B. (ed.). *Nonconventional and Vernacular Construction Materials: Characterization, Properties and Applications*. 2. ed. United Kingdom: Woodhead Publishing, 2020. p. 141-167.

EL BANNA, W. R. *Influência do resíduo de flotação de minério de cobre nas propriedades físicas e mecânicas de compósitos de matriz termofixa e fibras de bananeira (musa sapientum, musacae)*. 2017. Tese (Doutorado em Engenharia) – Instituto de Tecnologia, Universidade Federal do Pará, Belém, 2017.

FERREIRA, S. R.; PEPE, M.; MARTINELLI, E.; SILVA, F. A.; TOLEDO FILHO, R. D. Inverse identification of the bond behavior for jute fibers in cementitious matrix. *Composites Part B: Engineering*, v. 95, n. 15, p. 440-452, 2016.

FERREIRA, S. R.; PEPE, M.; MARTINELLI, E.; SILVA, F. A.; TOLEDO FILHO, R. D. Influence of natural fibers characteristics on the interface

mechanics with cement-based matrices. *Composites Part B: Engineering*, v. 1401, p. 183-196, 2018.

FERREIRA, S. R.; SILVA, F. A.; LOPES LIMA, P. R.; TOLEDO FILHO, R. D. Effect of fiber treatments on the sisal fiber properties and fiber-matrix bond in cement based systems. *Construction and Building Materials*, v. 101, p. 730-740, 2015.

FERREIRA, S. R.; SILVA, F. A.; LOPES LIMA, P. R.; TOLEDO FILHO, R. D. Effect of hornification on the structure, tensile behavior and fiber matrix bond of sisal, jute and curauá fiber cement based composite systems. *Construction and Building Materials*, v. 139, p. 551-561, 2017.

FIDELIS, M. E. A. *Desenvolvimento e caracterização mecânica de compósitos cimentícios têxteis reforçados com fibras de juta*. 2014. Tese (Doutorado em Engenharia) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2014.

FIDELIS, M. E. A.; TOLEDO FILHO, R. D., SILVA, F. A.; MOBASHER, B.; MÜLLER, S.; MECHTCHERINE, V. Interface characteristics of jute fiber systems in a cementitious matrix. *Cement and Concrete Research*, v. 116, p. 252-265, 2019.

FIDELIS, M. E. A.; TOLEDO FILHO, R. D., SILVA, F. A.; MECHTCHERINE, V.; BUTLER, M.; HEMPEL, S. The effect of accelerated aging on the interface of jute textile reinforced concrete. *Cement and Concrete Composites*, v. 74, p. 7-15, 2016.

JAYARAMAN, K. Manufacturing sisal-polypropylene composites with minimum fibre degradation. *Composites Science and Technology*, v. 63, p. 367-374, 2003.

MARGEM, J. I.. *Estudo das características estruturais e propriedades de compósitos poliméricos reforçados com fibras de malva*. 2013. Tese (Doutorado em Engenharia) – Centro de Ciência e Tecnologia, Universidade Estadual do Norte Fluminense, Campos dos Goytacazes, 2013.

MARQUES, M. G. S. *Estudos das propriedades físicas e mecânicas e da durabilidade de compósitos cimentícios reforçados com fibra amazônica*. 2015. 243f. Tese (Doutorado em Engenharia) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2015.

MARTINS NETO, S. F. *Material compósito de matriz frágil reforçado com fibras naturais de sisal e malva: caracterização e correlações das*

propriedades mecânicas. 2010. Dissertação (Mestrado em Engenharia) – Instituto de Ciência e Tecnologia da Universidade Federal do Pará, Belém, 2010.

MERCEDES, L.; GIL, L.; BERNAT-MASO, E. Mechanical performance of vegetal fabric reinforced cementitious matrix (FRCM) composites. *Construction and Building Materials*, v. 175, p. 161-173, 2018.

MOHAN, D.; PITTMAN JUNIOR, C.; TEELE, P. H. Pyrolysis of wood/biomass for bio-oil: a critical review. *Energy Fuels*, v. 20, n. 3, p. 848-889, 2006.

MOTTA, L. A. C.; JOHN, V. M.; AGOPYAN, V. Thermo-mechanical treatment to improve properties of sisal fibers for composites. *Materials Science Forum*, v. 636-637, p. 253-259, 2010.

OLIVEIRA, A. M. *Fluência a altas temperaturas, aderência fibra-matriz e comportamento mecânico sob ações higrotérmicas de compósitos cimentícios reforçados com fibras de pva*. 2015. Tese (Doutorado em Engenharia) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2015.

ONUAGULUCHI, O.; BANTHIA, N. Plant-based Natural Fiber Reinforced Cement Composites: a Review. *Journal of Cement and Concrete Composites*, v. 68, p. 96-108, 2016.

SAVASTANO JUNIOR, H.; PIMENTEL, L. L. Viabilidade do aproveitamento de resíduos de fibras vegetais para fins de obtenção de material de construção. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 4, n. 1, p. 103-110, 2000.

SOUZA, L. O.; SOUZA, L. M. S.; SILVA, F. A. Mechanical autogenous recovery and crack sealing of natural curauá textile reinforced concrete. *Construction and Building Materials*, v. 235, p. 1174-76, 2020.

TRINDADE, A. C. C.; BORGES, P. H., SILVA, F. A. Mechanical behavior of strain-hardening geopolymer composites reinforced with natural and PVA fibers. *Materials Today: Proceedings*, v. 8, part 3, p. 753-759, 2019.

WEI, L.; MEYER, C. Degradation Mechanisms of Natural Fiber in the Matrix of Cement Composites. *Cement and Concrete Research*, v. 73, p. 1-16, 2015.

Tratamento de efluentes sépticos em *wetlands* construídos de uma unidade universitária

Treatment of septic effluents in constructed wetlands by a university unit

Tratamiento de efluentes sépticos en humedales construidos en una unidad universitaria

Bruno Henrique Rabelo Vieira

Instituto Federal de Goiás – Câmpus Goiânia
brunohenriqueravi@gmail.com

Douglas Pereira da Silva Pitaluga

Instituto Federal de Goiás – Câmpus Goiânia
douglas.pitaluga@ifg.edu.br

Jéssica Rodrigues Silveira

Universidade Federal de Goiás
jessicarodrigues1960@gmail.com

Jordana Portilho Neves

Instituto Federal de Goiás – Câmpus Goiânia
jordanapn@hotmail.com

Marianne Stella Córrea dos Santos

Instituto Federal de Goiás – Câmpus Goiânia
mariannecorreia@hotmail.com

Resumo

*O uso de sistemas descentralizados para tratamento de efluentes é uma alternativa para amenizar a contaminação de águas superficiais e subterrâneas, reduzindo assim os custos com a saúde pública e com os serviços públicos de coleta e tratamento de efluentes. Como alternativa acessível à população e benéfica ao meio ambiente, tem-se os sistemas *wetlands* construídos para tratamento de águas residuais. O presente estudo teve como objetivo avaliar o desempenho no tratamento de efluentes sépticos em três *wetlands* construídos de escoamento horizontal subsuperficial, seguidos de filtros lentos com distintos materiais, de um campus universitário, equiparando as variáveis avaliadas aos limites normativos para lançamento de efluentes em águas superficiais. O sistema de tratamento deste*

estudo foi dividido em cinco unidades, sendo: tanque de equalização e tanque séptico (tratamento primário), wetlands construídos (tratamento secundário) de escoamento subsuperficial de fluxo horizontal, preenchidos com brita 0 e cultivados com *Typha latifolia*, filtros lentos (tratamento terciário) de brita, areia e solo, e reservatório do efluente tratado. As análises físico-químicas e biológicas avaliadas foram demanda química de oxigênio, cor aparente, turbidez, sólidos suspensos totais, sólidos dissolvidos totais, condutividade elétrica, dureza, pH, oxigênio dissolvido e coliformes termotolerantes no efluente séptico e nos efluentes dos wetlands construídos e dos filtros. Os efluentes finais do sistema atenderam aos padrões de lançamento em águas de Classe 2 para turbidez, pH e oxigênio dissolvido. Entretanto, os valores de coliformes termotolerantes não foram alcançados.

Palavras-chave: Esgoto sanitário. Tanque séptico. Zona de raízes. Filtros lentos.

Resumen

El uso de sistemas descentralizados para el tratamiento de efluentes es una alternativa para mitigar la contaminación de las aguas superficiales y subterráneas, reduciendo así los costos con la salud pública y con servicios públicos para la recolección y tratamiento de efluentes. Como una alternativa accesible para la población y beneficiosa para el medio ambiente, existen sistemas de wetlands construídos para el tratamiento de aguas residuales. El presente estudio tuvo como objetivo evaluar el desempeño en el tratamiento de efluentes sépticos en tres wetlands construídos con flujo subsuperficial horizontal, seguido de filtros lentos con diferentes materiales, desde un campus universitario, ajustando las variables evaluadas a los límites normativos para la descarga de efluentes en aguas superficiales. El sistema de tratamiento de este estudio se dividió en cinco unidades, que son: tanque de equalización y tanque séptico (tratamiento primario), wetlands construídos (tratamiento secundario) con flujo subsuperficial de flujo horizontal, lleno de grava 0 y cultivado con espadañas, filtros lentos (tratamiento terciario) de grava, arena y suelo, y depósito de efluentes tratados. Los análisis físicoquímicos y biológicos evaluados fueron la demanda química de oxígeno, color aparente, turbidez, sólidos suspendidos totales, sólidos disueltos totales, conductividad eléctrica, dureza, pH, oxígeno disuelto y coliformes termotolerantes en el efluente séptico y en los efluentes de los wetlands construídos y filtros. Los efluentes finales del sistema cumplieron con los estándares de liberación de agua de Clase 2 para turbidez, pH y oxígeno disuelto. Sin embargo, no se han alcanzado los valores de coliformes termotolerantes.

Palabras clave: Alcantarillado sanitario. Tanque séptico. Zona de la raíz. Filtros lentos.

Abstract

The use of decentralized systems for wastewater treatment is an alternative to mitigate the contamination of surface and groundwater, reducing costs with as public health and public wastewater collection and treatment services. As an accessible alternative to the population and benefit to the environment, it has constructed wetland systems for wastewater treatment. The present study aimed to evaluate the performance in the treatment of septic effluents in three constructed wetlands of subsurface horizontal flow, followed by slow filters with different materials, of a university campus, equipped as variables evaluated to the normative limits for the purposes of surface waters. The treatment system of this study was divided into five units, namely: equalization tank and septic tank (primary treatment), constructed wetlands (secondary treatment) with horizontal subsurface

flow, filled with gravel 0 and cultivated with cattails, slow filters (tertiary treatment) of sand, sand and soil and treated effluent reservoir. The physico-chemical and biological analysis evaluated were chemical oxygen demand, apparent color, turbidity, total suspended solids, total dissolved solids, electrical conductivity, hardness, pH, dissolved oxygen and thermotolerant coliforms in the septic effluent and the effluents of constructed wetlands and filters. The final effluents from the system met the Class 2 water release standards for turbidity, pH and dissolved oxygen. However, the values of coliform thermotolerants have not been reached.

Keywords: Sanitary sewage. Septic tank. Root zone. Slow filters.

Introdução

O esgotamento sanitário integra o conjunto de atividades do saneamento básico a serem ofertadas pela administração pública, mas as áreas urbanas ainda têm índices de cobertura insatisfatórios. Somente 61,40% da população urbana brasileira é atendida pelas redes coletoras de esgoto, destes, 42,60% dos esgotos são coletados e tratados e 18,80% não são favorecidos pelo tratamento. A parcela restante de esgotos não coletados e não tratados representa 38,60%. Os índices em zonas rurais são relativamente mais baixos comparados à zona urbana, em virtude da extensão e da distância entre as propriedades (ANA, 2017).

O uso de sistemas descentralizados para tratamento de efluentes é uma alternativa para amenizar a contaminação de águas superficiais e subterrâneas, reduzindo assim os custos com a saúde pública e com os serviços públicos de coleta e tratamento de efluentes (BENASSI, 2018). No Brasil, o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) estabelece normas para a classificação de corpos hídricos (BRASIL, 2005) e para o lançamento de efluentes nestes (BRASIL, 2011). Como tecnologia descentralizada acessível à população e benéfica ao meio ambiente, tem-se os wetlands construídos para tratamento de águas residuais domésticas, industriais e agrícolas (DOTRO *et al.*, 2017).

Os wetlands construídos são sistemas de tratamento biológico, constituídos de compartimento artificial, de baixa profundidade, preenchido com meio suporte inerte e cultivado com vegetação adaptada a ambientes aeróbios, anóxicos e anaeróbios, como macrófitas aquáticas. O tratamento ocorre pela ação conjunta da vegetação e do crescimento de biomassa aderida no meio suporte, atuando na

transformação de contaminantes, como a matéria orgânica em substâncias inócuas (TONETTI *et al.*, 2018).

Tratando-se de uma tecnologia sustentável, cujo processo de tratamento é natural sob condições controláveis, a aplicação de wetlands construídos possui diversas vantagens, como baixo custo de construção, baixa demanda energética, boa eficiência na melhoria de qualidade da água e flexibilidade do sistema (BENASSI, 2018). No entanto, as desvantagens estão relacionadas a necessidade de áreas maiores para instalação da tecnologia e a ineficiência em regiões com baixas temperaturas (SALATI, 2006).

Existe uma ampla diversidade de wetlands construídos, variando o tipo de efluente tratado, tipo de substrato e tipo de fluxo do sistema, tipo de vegetação implantada e os parâmetros analisados, assim como, a eficiência do sistema no tratamento dos efluentes (SEZERINO *et al.*, 2015). Diversas pesquisas científicas têm sido realizadas na investigação e comprovação dos benefícios relacionados a esses sistemas de tratamento na purificação hídrica de efluentes (COSTA *et al.*, 2018; FIA *et al.*, 2017; PITALUGA; ALMEIDA; REIS, 2015; SEZERINO *et al.*, 2015; SOUZA *et al.*, 2015). Ainda, existe outras alternativas, de baixo custo e de baixa manutenção, para melhorar o polimento de efluentes de pós-tratamento, como os sistemas de filtração que removem contaminantes por processos biológicos e de adsorção (PAREDES *et al.*, 2016).

O presente estudo teve como objetivo avaliar o desempenho no tratamento de efluentes sépticos em três wetlands construídos de escoamento horizontal subsuperficial, seguidos de filtros lentos com distintos materiais, de um campus universitário, equiparando as variáveis avaliadas aos limites normativos para lançamento de efluentes em águas superficiais.

Materiais e métodos

O experimento foi conduzido na Estação de Pesquisas em Tratamento de Esgotos com Plantas (EPTEP), na Universidade Federal de Goiás, no Campus Colemar Natal e Silva, localizada no município de Goiânia, Estado de Goiás, nas coordenadas latitude 16°40'38.90" Sul e longitude 49°14'32.02"O Oeste, no período de julho a novembro de

2018. O clima local, de acordo com a classificação Köppen-Geiger é do tipo Aw, que se caracteriza como temperado úmido com inverno seco e verão temperado (CARDOSO; MARCUZZO; BARROS, 2014). O efluente sanitário é proveniente de laboratórios de análises físicas, químicas e banheiros das edificações mais antigas do Campus.

A vazão do efluente sanitário, demandada ao sistema de tratamento de esgoto, foi aferida por método volumétrico, coletando-se a amostra em um recipiente de 1000 mL com aferição do tempo por meio de um cronômetro, no ponto de coleta antecedente ao tanque de equalização. O volume foi medido com auxílio de uma proveta de 1000 mL. O procedimento foi realizado de hora em hora, a partir das 7h00 às 22h00, durante uma semana. Este horário foi definido com base em estudos realizados por Pitaluga *et al.* (2015), onde observaram que a vazão era nula no intervalo de 23h00 a 7h00, devido à ausência de atividades no Campus.

O sistema de tratamento deste estudo foi dividido em cinco unidades, como ilustra a Figura 1, sendo: tanque de equalização e tanque séptico (tratamento primário), wetlands construídos (tratamento secundário), filtros lentos (tratamento terciário) e reservatório do efluente tratado. Excepcionalmente os filtros lentos, as demais unidades foram dimensionadas por Pitaluga *et al.* (2015), conforme as seguintes especificações:

- Tanque de equalização, pré-fabricado de fibra de vidro, de volume útil de $8,0 \text{ m}^3$ (2,6 m de diâmetro superior, 2,0 m de diâmetro inferior e 2,0 m de altura útil).
- Tanque séptico, pré-fabricado de fibra de vidro, de volume útil de $8,0 \text{ m}^3$ (2,6 m de diâmetro superior, 2,0 m de diâmetro inferior e 2,0 m de altura útil).
- Wetlands construídos de escoamento subsuperficial de fluxo horizontal, constituídos de alvenaria, reboco e contrapiso, três unidades com volumes iguais de $1,65 \text{ m}^3$ (3,0 m de comprimento, 1,0 m de largura e 0,55 m de altura útil). O efluente séptico era distribuído por meio de bombonas plásticas, de volumes iguais de 143 L, nos wetlands construídos.

- Filtros lentos, pré-fabricados de polietileno, três unidades com volume iguais de $0,15 \text{ m}^3$ (0,87 m de diâmetro superior, 0,61 m de diâmetro inferior e 0,53 m de altura útil).
- Reservatório de efluente tratado, pré-fabricado de fibra de vidro, de volume útil de $2,5 \text{ m}^3$ (1,5 m de diâmetro superior, 1,5 m de diâmetro inferior e 1,4 m de altura útil). O volume de efluente excedente retornava à rede pública de esgoto.

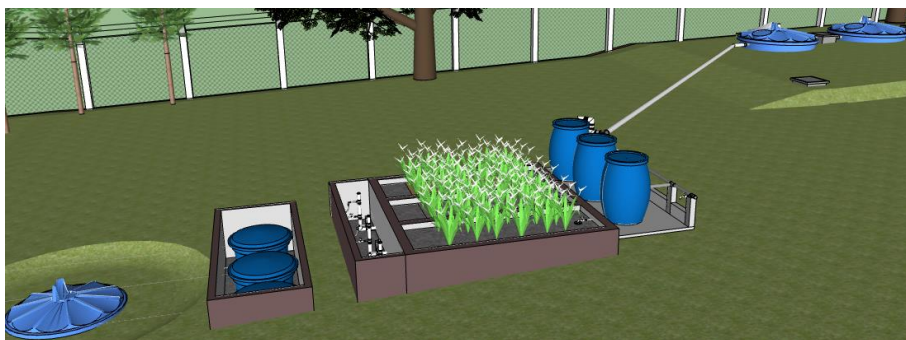


Figura 1 – Desenho esquemático do sistema de tratamento de efluentes, constituído das unidades: (1) tanque de equalização; (2) tanque séptico; (3) wetlands construídos; (4) filtros lentos; e, (5) reservatório de efluente tratado.

Fonte: Autores (2018).

Este sistema encontrava-se desativado e sem alimentação de efluente sanitário. A partida deste experimento foi iniciada em julho de 2018 e envolveu diversas atividades como a retirada de materiais do tanque séptico, a limpeza dos wetlands construídos para posterior preenchimento do meio suporte e plantio das espécies vegetais, a substituição de peças e tubulações com inconformidades e a instalação dos filtros lentos, além da resolução do problema de chegada de efluente sanitário ao sistema.

Os wetlands construídos foram preenchidos, a partir do fundo, com brita zero (Figura 2a) (diâmetro D60 de 9,5 mm e coeficiente de uniformidade de 1,5) até a altura 0,50 m, deixando-se uma borda livre de 0,05 m para evitar qualquer tipo de transbordamento do efluente. Sezerino *et al.* (2015) identificaram que mais de 64% das pesquisas brasileiras utilizam a brita como substrato dos wetlands construídos de escoamento subsuperficial de fluxo horizontal.

Estas unidades foram cultivadas com a taboa (*Typha latifolia* L.), uma das plantas mais utilizadas por serem de fácil adaptação a diferentes condições climáticas (BENASSI, 2018; VON SPERLING; SEZERINO, 2018) (Figura 2b). Para tal, 90 mudas de *T. latifolia* foram coletadas em habitat natural e suas folhas foram cortadas a 0,30 cm de altura, sendo imediatamente transplantadas para os wetlands. Para tanto, antes do plantio, saturou-se os leitos com água oriunda do sistema público de abastecimento. A densidade de plantio foi de 10 propágulos por m², Von Sperling e Sezerino (2018) recomendaram aproximadamente 4 propágulos por m².



Figura 2 – (a) Preenchimento dos wetlands construídos com brita 0 e (b) Plantio das mudas nos wetlands construídos.

Fonte: Autores (2018).

A instalação de filtros lentos de escoamento ascendente foi realizada após cada wetland construído, onde cada unidade continha um material distinto. Estes filtros foram preenchidos com brita 0 (diâmetro D60 de 9,5 mm e coeficiente de uniformidade de 1,5) peneirada, areia fina (diâmetro efetivo D10 de 0,75 mm, coeficiente de uniformidade de 0,3 e tamanho máximo dos grãos de 1,18 mm) lavada e, solo areno-argiloso (diâmetros D10 de 0,4 mm e D60 de 0,0017 mm e coeficiente de uniformidade de 0,004) peneirado, respectivamente. Os materiais foram caracterizados pelos ensaios de granulometria do agregado graúdo e agregado miúdo, constantes na Norma NBR NM 248 (ABNT, 2003), e granulometria por peneiramento e sedimentação, fundamentada na Norma NBR 7181 (ABNT, 2016). Definiu-se por incluir uma camada de brita 0 de 0,05 m sobre o material dos filtros de areia e solo, a fim de evitar o carreamento de partículas.

Transcorridos 30 dias do plantio das espécies vegetais realizou-se a descarga de água dos wetlands construídos nos reguladores de nível, com a posterior liberação do efluente séptico. O monitoramento do sistema foi realizado por meio de amostragens simples em pontos de coleta entre as unidades de tratamentos primário e secundário, conforme ilustrado nas Figuras 3a e 3b, sendo que o primeiro ponto coletado foi efluente séptico. Para isto, foram utilizados frascos esterilizados e encaminhados, no mesmo momento, ao Laboratório de Engenharia Ambiental e Sanitária do IFG, Campus Goiânia.

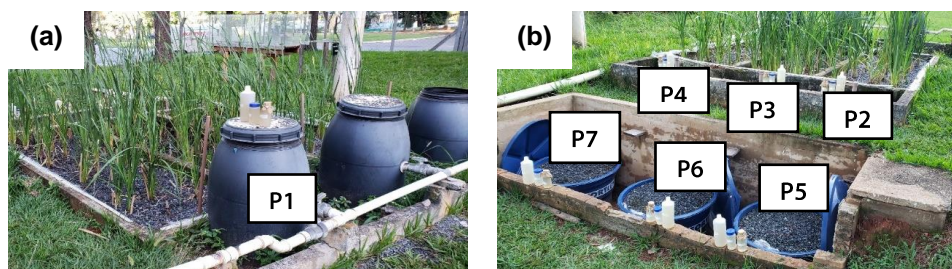


Figura 3 – Vista das unidades do sistema *wetland* construído e seus respectivos pontos de coleta: (a) P1, afluente séptico, advindo do tanque séptico; (b) P2, efluente tratado após WC₁; P3, após WC₂; P4, após WC₃; P5, após filtro de brita, antecedido pelo WC₁; P6, após filtro de areia, antecedido pelo WC₂; e, P7, após filtro de solo, antecedido pelo WC₃

Fonte: Autores (2018).

Durante o período de 30 dias (novembro de 2018) foram realizadas amostragens semanais em 7 pontos de coleta (Figuras 3a e 3b), e a caracterização físico-química e biológica, em termos de demanda química de oxigênio (DQO), sólidos suspensos totais (SST), turbidez, cor aparente, oxigênio dissolvido (OD), condutividade elétrica (CE), sólidos dissolvidos totais (SDT), dureza, potencial hidrogeniônico (pH) e coliformes termotolerantes, totalizando 3 dias de coletas de amostras e 21 amostras analisadas.

As coletas foram realizadas no período matutino, utilizando-se frascos plásticos esterilizados de 1,0 L e 0,5 L, os quais eram encaminhados, no mesmo momento, ao Laboratório de Engenharia Ambiental e Sanitária do IFG, Campus Goiânia, de acordo com os procedimentos constantes no Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA; AWWA; WEF, 2017). Destaca-se que o

curto período de monitoramento foi influenciado pela reativação do sistema de tratamento de esgoto.

A eficiência de remoção destes compostos foi avaliada percentualmente pela diferença na concentração dos substratos considerados na entrada e saída das unidades de tratamento secundário e terciário. A análise estatística dos dados para comparar o desempenho entre os wetlands construídos e entre os filtros foi realizada pela análise de variância e as médias comparadas pelo teste de Tukey ($p < 0,05$), por meio do software Statistica.

Resultados e discussões

O sistema de tratamento estava recebendo a vazão média diária de 2189 L d⁻¹ de efluente sanitário. Transcorridos 30 dias do plantio e 16 dias de liberação do efluente séptico aos wetlands construídos, WC1, WC2 e WC3 haviam 24, 31 e 24 mudas, respectivamente. Atendendo a quantidade mínima de 4 propágulos por m², optou-se por não fazer o replantio das mudas que morreram. Ainda se observava espécies vegetais brotando e floração de apenas uma *Typha latifolia*.

As caracterizações do efluente séptico e dos efluentes dos wetlands construídos estão apresentadas nas Tabelas 1 e 2.

Tabela 1 – Valores remanescentes médios e desvio padrão do efluente séptico e efluentes dos WCs de demanda química de oxigênio (DQO), sólidos suspensos totais (SST), cor aparente e turbidez durante o monitoramento do experimento.

Variáveis	DQO (mg O ₂ .L ⁻¹) (3)	SST (mg.L ⁻¹) (2)	Cor aparente (PtCo) (3)	Turbidez (UNT) (3)
Efluente séptico	56,2±10,8	154,0±140,0	818,7±314,1	100,0±0,0
WC1	52,0±10,7a	37,5±50,2	355,7±257,8a	24,7±8,5a
WC2	58,3±10,5a	23,5±26,2	348,0±208,3a	26,0±5,3a
WC3	55,6±8,8a	29,0±31,1	367,3±188,0a	31,0±1,0a

(n) Número de amostras consideradas para o cálculo da média; médias seguidas de mesma letra na coluna não diferem significativamente entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste de Tukey.

Conforme a Tabela 1, o valor médio de entrada de DQO do efluente séptico nos wetlands construídos foi de 56,2 mg O₂ L⁻¹, cujo resultado está inferior aos limites referenciados de 339 a 1016 mg L⁻¹ (METCALF; EDDY, 2016). Entretanto, essas concentrações, mínima e máxima, referem-se à composição típica de efluente doméstico bruto. A matéria orgânica particulada é removida por processos físicos, como sedimentação e filtração, enquanto que a solúvel é degradada biologicamente (DOTRO *et al.*, 2017). Assim, o período de retenção do efluente sanitário na unidade de tratamento primário pode ter influenciado na DQO do afluente, em virtude da eficiência de remoção média de matéria orgânica do tanque séptico (SOUZA *et al.*, 2015; TONETTI *et al.*, 2018). Além disso, o efluente sanitário foi liberado 60 dias antes da demanda aos wetlands construídos para as unidades de tratamento primário.

Apesar de não haver diferença estatística entre as médias, ocorreu baixa redução da matéria orgânica, na forma de DQO, nos WC1 e WC3, enquanto que no WC2 houve um acréscimo nessa variável. A conversão da matéria orgânica solúvel ocorre pela formação de biofilme no meio suporte e nas raízes das plantas, por meio da ação de microrganismos (BENASSI, 2018), assim, tais resultados podem ter sido influenciados pelo curto período de monitoramento. Pode-se observar que a matéria orgânica particulada foi retida, visto que houve redução média de 83,8 a 87,2% de sólidos suspensos totais nos três wetlands construídos. Dotro *et al.* (2017) informaram que os principais mecanismos envolvidos na remoção de SST são a sedimentação e filtração. Outro fator pode estar relacionado ao desenvolvimento das *Typha latifolia*, visto que as raízes dessas plantas são capazes de absorver a matéria orgânica (BENASSI, 2018).

Em trabalhos conduzidos em sistemas alagados construídos de fluxo subsuperficial horizontal e cultivados com *Typha latifolia*, Fia *et al.* (2017) verificaram as eficiências médias de remoção de 79% de DQO e 84% de SST de efluente industrial (suinocultura), após um mês de implantação do sistema, monitorado por 120 dias. Enquanto que, Costa *et al.* (2018), com sistema monitorado por quatro anos, obtiveram eficiências de remoção de 72% de DQO e 87% de SST de efluente sanitário. Em dois anos de monitoramento, alguns autores observaram eficiências de remoção de 98% de DQO e 99% de SST (BRASIL, 2018). Ainda, Dotro *et al.* (2017)

indicaram que a eficiência de remoção de matéria orgânica é superior a 80% para essa configuração de wetland construído.

Em relação as variáveis cor aparente e turbidez, não foi observado diferenças significativas conforme a Tabela 1. Pode-se observar que ocorreu uma redução média de 55,1 a 56,6% de cor aparente e de 69,0 a 75,3% de turbidez dos efluentes dos wetlands construídos em relação ao efluente séptico. Colares e Sandri (2013) verificaram a eficiência média de 82,54% na remoção de turbidez em sistema alagado construído cultivado com *Typha latifolia*, monitorado por 180 dias. Estudos comprovaram a eficiência de remoção de matéria orgânica, em forma de demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e DQO, sólidos suspensos totais, nutrientes, como fósforo e nitrogênio, e coliformes termotolerantes (BENASSI, 2018; SEZERINO *et al.*, 2015). Há poucos estudos que avaliaram os parâmetros cor e turbidez, porém verifica-se que ocorreu redução destes.

A Resolução Conama n. 357 (BRASIL, 2005) permite o lançamento de efluentes em águas de classe 2 para valores inferiores a 100 UNT de turbidez, assim os efluentes dos leitos estão adequados aos limites estabelecidos. De acordo com a Tabela 2, constata-se que não houve diferença significativa nas variáveis condutividade elétrica (CE), dureza, pH e oxigênio dissolvido (OD) entre os WCs avaliados.

Verifica-se que houve uma redução da condutividade dos efluentes dos wetlands construídos em relação ao efluente séptico, o que pode estar ligado à baixa degradação e remoção nula de matéria orgânica. Fia *et al.* (2017) explicaram que a remoção de matéria orgânica promove a liberação de íons no meio, resultando no aumento da condutividade elétrica. Outro fator de influência está ligado a precipitação de sais no meio (FIA *et al.*, 2017), o que se confirma pelo acréscimo nos valores de dureza e na redução de sólidos dissolvidos totais nos efluentes dos wetlands construídos em relação ao efluente séptico.

Quanto ao pH, não ocorreram variações consideráveis em relação aos efluentes séptico e dos WCs. Observa-se que os valores de oxigênio dissolvido variaram de 8,3 a 8,5 mg O₂.L⁻¹ e pH de 7,9, ambos parâmetros estiveram na faixa ideal para o desenvolvimento dos microrganismos. A

presença de oxigênio e pH de 6,0 a 9,0 representam condições favoráveis para sobrevivência de microrganismos aeróbios responsáveis pela degradação da matéria orgânica (METCALF; EDDY, 2016).

Tabela 2 – Valores remanescentes médios e desvio padrão do efluente séptico e efluentes dos WCs de condutividade elétrica (CE), sólidos dissolvidos totais (SDT), dureza, pH e oxigênio dissolvido (OD) durante o monitoramento do experimento.

Variáveis	CE ($\mu\text{S.cm}^{-1}$) (3)	SDT (mg.L^{-1}) (3)	Dureza ($\text{mg CaCO}_3\text{.L}^{-1}$) (3)	pH (3)	OD ($\text{mg O}_2\text{.L}^{-1}$) (3)
Efluente séptico	1730,0 \pm 65,9	874,8 \pm 46,1	112,7 \pm 2,3	8,1 \pm 0,7	8,4 \pm 0,2
WC1	1466,7 \pm 129,5a	726,5 \pm 63,5a	142,0 \pm 25,1a	7,9 \pm 0,5a	8,5 \pm 0,1a
WC2	1486,7 \pm 65,0a	738,7 \pm 34,7a	124,0 \pm 14,0a	7,9 \pm 0,6a	8,4 \pm 0,2a
WC3	1526,0 \pm 59,0a	764,2 \pm 43,5a	140,7 \pm 26,1a	7,9 \pm 0,6a	8,3 \pm 0,3a

(n) Número de amostras consideradas para o cálculo da média; médias seguidas de mesma letra na coluna não diferem significativamente entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste de Tukey.

Os valores de OD estão adequados ao valor mínimo estabelecido de 5 mg O₂.L⁻¹ para lançamento de efluentes em águas de classe 2, conforme a Resolução CONAMA nº 357 (BRASIL, 2005).

As caracterizações dos efluentes dos filtros estão apresentadas nas Tabela 3 e 4, onde não foi verificada diferença significativa entre as variáveis avaliadas.

Tabela 3 – Valores remanescentes médios e desvio padrão dos efluentes dos filtros de demanda química de oxigênio (DQO), sólidos suspensos totais (SST), cor aparente e turbidez durante o monitoramento do experimento.

Variáveis	Unidade antecessora	DQO ($\text{mg O}_2\text{.L}^{-1}$) (3)	SST (mg.L^{-1}) (2)	Cor aparente (PtCo) (3)	Turbidez (UNT) (3)
Filtro de brita	WC1	56,7 \pm 7,9a	38,5 \pm 33,2	359,0 \pm 235,5a	26,3 \pm 5,8a
Filtro de areia	WC2	39,4 \pm 27,3a	74,5 \pm 31,8	488,7 \pm 30,6a	55,0 \pm 39,0a
Filtro de solo	WC3	50,3 \pm 16,1a	47,0 \pm 5,7	427,0 \pm 86,5a	44,7 \pm 32,6a

(n) Número de amostras consideradas para o cálculo da média; médias seguidas de mesma letra na coluna não diferem significativamente entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste de Tukey.

Quanto a variável DQO, o efluente do filtro de brita teve um acréscimo de matéria orgânica em relação ao WC1. Os filtros de areia e solo contribuíram na redução de matéria orgânica, conforme os WC2 e WC3, respectivamente. Paredes *et al.* (2016) avaliaram biofiltros de areia como unidades de pós-tratamento de efluentes secundários e verificaram a remoção de matéria orgânica, com e sem atividade biológica. Castro *et al.* (2017) verificaram a eficiência média de remoção de 33,7% de DQO no pós-tratamento em filtro de areia de efluente tratado de uma ETE.

Pode-se observar não houve remoção das variáveis SST, cor aparente e turbidez nos efluentes dos filtros em relação aos seus respectivos wetlands construídos. Acredita-se que essas interferências no desempenho dos filtros tenham relação com uma possível contaminação dos materiais, em virtude da falta de esterilização destes, ao carregamento de partículas na saída dos filtros de areia e de solo, apesar da existência de uma camada superior de brita 0, e ao subdimensionamento dessas unidades em relação às vazões de entrada. Castro *et al.* (2017) observaram a remoção média de 45,6% de SST em filtro de areia de efluente tratado em ETE.

Ainda com o aumento da turbidez, os efluentes dos filtros estão dentro do limite admissível pela Resolução Conama n. 357 (BRASIL, 2005) para o lançamento de efluentes em águas de classe 2. Pela Tabela 4, observa-se que houve uma redução de condutividade elétrica e SDT nos efluentes, relacionados a baixa degradação e remoção nula de matéria orgânica, em virtude da não liberação de íons no meio (FIA *et al.*, 2017). Castro *et al.* (2017) verificaram a remoção média de 48,3% de SDT em filtro de areia de efluente tratado em ETE.

Tabela 4 – Valores médios e desvio padrão dos efluentes dos filtros de condutividade elétrica (CE), sólidos dissolvidos totais (SDT), pH e oxigênio dissolvido (OD) durante o monitoramento do experimento.

Variáveis	Unidade anteses.	CE ($\mu\text{S.cm}^{-1}$) ⁽³⁾	SDT (mg.L^{-1}) ⁽³⁾	Dureza ($\text{mg CaCO}_3.\text{L}^{-1}$) ⁽³⁾	pH ⁽³⁾	OD ($\text{mg O}_2.\text{L}^{-1}$) ⁽³⁾
Filtro de brita	WC ₁	1401,7±192,7a	701,3±80,5	134,0±22,5a	7,9±0,6a	8,3±0,3a
Filtro de areia	WC ₂	1203,0±376,9a	603,7±192,2a	172,0±73,4a	7,9±0,4a	8,4±0,3a
Filtro de solo	WC ₃	1465,7±108,9a	744,0±45,7a	146,0±24,2a	7,9±0,6a	8,4±0,3a

⁽ⁿ⁾ Número de amostras consideradas para o cálculo da média; médias seguidas de mesma letra na coluna não diferem significativamente entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste de Tukey.

Quanto ao pH, não ocorreram variações consideráveis em relação aos efluentes dos WCs e dos filtros. Ainda, pode-se verificar que os valores de oxigênio dissolvido variaram de 8,3 a 8,4 mg O₂ L⁻¹ e pH de 7,9, dentro da faixa de condições ideais para sobrevivência de microrganismos aeróbios responsáveis pela degradação da matéria orgânica (METCALF; EDDY, 2016).

Os valores de OD estão adequados ao limite mínimo admissível de 5 mg O₂ L⁻¹ para lançamento de efluentes em águas de classe 2, conforme a Resolução CONAMA n. 357 (BRASIL, 2005).

Em relação a variável coliformes termotolerantes, os efluentes dos wetlands construídos e dos filtros lentos resultaram em valores de coliformes termotolerantes acima de 1000 NMP.100 mL⁻¹, desconforme aos valores permissíveis para os usos da água pela Resolução CONAMA n. 357 (BRASIL, 2005).

Conclusões

Com base nos resultados obtidos, pode-se concluir:

- verificou-se que não houve diferença estatística ($p > 0,05$) entre as variáveis avaliadas nos WCs e nos filtros.
- as unidades de tratamento secundário, os WCs, promoveram baixa degradação e remoção nula de matéria orgânica, em forma de DQO. O desenvolvimento das *Typha latifolia* e o período curto de monitoramento foram fatores de interferência nos resultados.
- nos WCs, ocorreu uma redução média de 83,8 a 87,2% de sólidos suspensos totais, de 55,1 a 56,6% de cor aparente, e de 69,0 a 75,3% de turbidez em relação ao efluente séptico.
- as unidades de tratamento terciário, os filtros, resultaram em baixa degradação e remoção nula de matéria orgânica, em forma de DQO. A falta de esterilização dos materiais e as unidades subdimensionadas foram fatores de interferência nos resultados.
- nos filtros, as variáveis sólidos suspensos totais, cor aparente e turbidez aumentaram as concentrações comparadas a seu respectivo WC, devido às interferências supracitadas.
- o desempenho das unidades de tratamento de efluentes foi prejudicado pelo curto período de monitoramento, o qual foi

influenciado pelas diversas atividades envolvidas na reativação e nos problemas operacionais do sistema.

- das variáveis avaliadas, turbidez, pH e oxigênio dissolvido, estão adequadas aos limites estabelecidos pela Resolução CONAMA n. 357 para lançamento de efluentes em águas de classe 2 (BRASIL, 2005), tanto os efluentes dos WCs quanto os efluentes dos filtros. Entretanto, os valores de coliformes termotolerantes não foram alcançados.

Referências

ABNT (Associação Brasileira de Normas Técnicas). *NBR 7181: Solo - Análise granulométrica*. Rio de Janeiro, 2016.

ABNT (Associação Brasileira de Normas Técnicas). *NBR NM 248: Agregados: Determinação da composição granulométrica*. Rio de Janeiro, 2003.

ANA (Agência Nacional de Águas). *Atlas esgotos: despoluição de bacias hidrográficas*. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. Brasília: ANA, 2017.

APHA (American Public Health Association); AWWA (American Water Works Association); WEF (Water Environment Federation). *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 23.ed. Washington: American Public Health Association, 2017.

BENASSI, R. F. (org.). *Manual de sistemas wetlands construídos para o tratamento de esgotos sanitários: implantação, operação e manutenção*. Santo André: Ed. UFABC, 2018.

BRASIL. Conselho Nacional de Meio Ambiente. Resolução Conama n. 357, de 17 de março de 2005. 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. *Diário Oficial da União*: seção 1, Brasília, DF, n. 53, 2005.

BRASIL. Conselho Nacional de Meio Ambiente. Resolução Conama n. 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução n. 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente (Conama). *Diário Oficial da União*: seção 1, Brasília, DF, n. 92, 2011.

BRASIL. Ministério da Saúde. Fundação Nacional de Saúde. *Cartilha Wetlands construídos aplicados no tratamento de esgoto sanitário: recomendações para implantação e boas práticas de operação e manutenção*. Florianópolis: UFSC, 2018.

CARDOSO, M. R. D.; MARCUZZO, F. F. N.; BARROS, J. R. Classificação climática de Köppen-Geiger para o estado de Goiás e o Distrito Federal. *ACTA Geográfica*, v. 8, n. 16, p.40-55, 2014.

CASTRO, L. V. de.; BRANDT, E. M. F.; CAMPOS, A. C. V.; AFONSO, R. J. de C. F.; MOTA FILHO, C. R. Avaliação da remoção de microcontaminantes em filtros lentos de baixo custo para o polimento de efluentes de estações de tratamento de esgoto. In: CONGRESSO ABES FENASAN, 2017, São Paulo. *Trabalhos completos* [...]. Rio de Janeiro: ABES, 2017. p. 1-16. Disponível em: <http://abes.locaweb.com.br/XP/XP-EasyArtigos/Site/Uploads/Evento36/TrabalhosCompletoPDF/II-430.pdf>. Acesso em: 5 maio 2020.

COLARES, C. J. G.; SANDRI, D. Eficiência do tratamento de esgoto com tanques sépticos seguidos de leitos cultivados com diferentes meios de suporte. *Revista Ambiente & Água*, v. 8, n. 1, p. 172-185, 2013.

COSTA, J. F.; PAOLI, A. O.; VON SPERLING, M.; SEIDI, M. Avaliação do desempenho de sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial tratando efluente de reator UASB, com base em quatro anos de monitoramento. *Revista Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 23, n. 1, p. 191-200, 2018.

DOTRO, G.; LANGERGRABER, G.; MOLLE, P.; NIVALA, J., PUIGAGUT, J.; STEIN, O.; VON SPERLING, M. *Treatment wetlands*. IWA Publishing, 2017.

FIA, F. R. L.; MATOS, A. T.; FIA, R.; BORGES, A. C.; C-ECON, P. R. Efeito da vegetação em sistemas alagados construídos para tratar águas residuárias da suinocultura. *Revista Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 22, n. 2, p. 303-311, 2017.

METCALF, L.; EDDY, H. P. *Tratamento de efluentes e recuperação de recursos*. Trad. Ivanildo Hespanhol, José Carlos Mierzwa. 5. ed. Porto Alegre: AMGH, 2016.

PAREDES, L., FERNANDEZ-FONTAINA, E., LEMA, J. M., OMIL, F., CARBALLA, M. Understanding the fate of organic micropollutants in

sand and granular activated carbon biofiltration systems. *Science of the total environment*, v. 551-552, p. 640-648, 2016.

PITALUGA, D. P. da S.; ALMEIDA, R. A.; REIS, R. P. A. *Wetland construído no tratamento de esgotos sanitários: substratos*. Goiânia: Novas Edições Acadêmicas, 2015.

SALATI, E. *Controle de qualidade de água através de sistemas de wetland construídos*. Rio de Janeiro: Fundação Brasileira para o Desenvolvimento Sustentável, 2006.

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. *Revista Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 20, p. 151-158, 2015.

SOUZA, C. F.; BASTOS, R. G.; GOMES, M. P. de M.; PULSCHEN, A. A. Eficiência de estação de tratamento de esgoto doméstico visando reuso agrícola. *Revista Ambiente & Água*, v. 10, n. 3, 2015.

TONETTI, A. L.; BRASIL, A. L.; MADRID, F. J. P. y L.; FIGUEIREDO, I. C. S.; SCHNEIDER, J.; CRUZ, L. M. de O.; DUARTE, N. C.; FERNANDES, P. M.; COASACA, R. L.; GARCIA, R. S.; MAGALHÃES, T. M. *Tratamento de esgotos domésticos em comunidades isoladas: referencial para escolha de soluções*. Campinas: Biblioteca Unicamp, 2018.

VON SPERLING, M.; SEZERINO, P.H. Dimensionamento de *wetlands* construídos no Brasil: documento de consenso entre pesquisadores e praticantes. *Boletim Wetlands Brasil*, Edição Especial, 2018.