

VAZÃO E TRATAMENTO SECUNDÁRIO DE ESGOTO DOMÉSTICO EM ESTAÇÃO DE PEQUENO PORTE COM SISTEMA DE ZONA DE RAÍZES

ANA CLÁUDIA OLIVEIRA SÉRVULO¹; JEANE DA SILVA TAVARES²RODRIGO MOURA PEREIRA³E DELVIO SANDRI⁴

¹Doutoranda, Programa de Pós Graduação em Agronomia, Universidade de Brasília (UnB), Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária (FAV), Campus Universitário Darcy Ribeiro, ICC Centro, Asa Norte CEP 70.910-900 – Brasília, Brasil, e-mail: anaclaudiaoservulo@hotmail.com.

²Aluna de graduação, Universidade de Brasília (UnB), Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária (FAV), Campus Universitário Darcy Ribeiro, ICC Centro, Asa Norte CEP 70.910-900 – Brasília, Brasil, e-mail: jeanesilva2512@hotmail.com.

³Doutorando, Universidade de Brasília (UnB), Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária (FAV), Campus Universitário Darcy Ribeiro, ICC Centro, Asa Norte CEP 70.910-900 – Brasília, Brasil, e-mail: rodrigomoura@agricola.eng.br.

⁴Prof. Associado 1, Universidade de Brasília (UnB), Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária (FAV), Campus Universitário Darcy Ribeiro, ICC Centro, Asa Norte CEP 70.910-900 – Brasília, Brasil, e-mail: sandri@umb.br.

1 RESUMO

O sistema de zona de raízes (SZR) é uma alternativa para tratamento de esgotos, cuja eficiência depende do material de suporte, composição do esgoto, espécie de macrófita e tempo de detenção hidráulica (TDH). Objetivou-se avaliar a medição de vazões de afluente e efluente de esgoto dos SZR com o uso de hidrômetro e método direto volumétrico (MDV) e a eficiência de diferentes espécies de macrófitas na remoção de atributos físicos e químicos do efluente. O esgoto bruto é gerado nos sanitários e restaurante universitário da Fazenda Água Limpa - UnB. Quatro leitos de tratamento foram utilizados: não cultivado, SZR com *C. giganteus*, *Typha spp* e *H. rostrata*. As avaliações ocorreram em quatro dias distintos. A evapotranspiração potencial (ETP) dos leitos foi obtida pela razão entre a diferença de volumes de afluente e efluente e a área superficial dos leitos. O hidrômetro não foi adequado na medida do volume de afluente, recomendando-se o MDV. A maior ETP ocorreu no SZR com *Typha spp* (9,98 mm dia⁻¹) seguido do *C. giganteus* (9,37 mm dia⁻¹). O maior valor de TDH foi de 9,49 dias e o menor de 4,68 dias. O oxigênio dissolvido, pH, turbidez e sólidos totais atendem aos limites para lançamento em corpos hídricos de classe 2.

Palavras-chaves: macrófita, água residuária, leito cultivado.

SÉRVULO, A.C.O.; TAVARES, J.S.; PEREIRA, R.M.; SANDRI, D.
FLOW RATES AND SECONDARY TREATMENT OF WASTEWATER IN SMALL-SCALE TREATMENT PLANT WITH ROOT ZONE SYSTEM

2 ABSTRACT

The root treatment wetland (RTW) is a low cost option to wastewater treatment, which efficiency depends on support material, wastewater composition, macrophyte specie and

hydraulic detention time (HDT). This paper aimed to test the performance of the hydrometer and the volumetric method (VM) on measurement of effluent flow, and the removal efficiency of different macrophyte species over physical and chemical effluent attributes. The wastewater was from the bathrooms and restaurant in the experimental farm of the University of Brasília. Four constructed wetlands were used: free water system (FWS), RTW with *Cyperus giganteus*, with *Typha spp* and with *Heliconia rostrata*. The evaluation occurred in four days isolated. The systems' potential evapotranspiration (PET) was determined by the quotient of affluent-effluent volumes balance and the wetland surface area. The hydrometer didn't measure affluent flow properly, recommending the VM. The highest PET was on RTW-*Typha spp* (9.98 mm day⁻¹), followed by *C. giganteus* (9.37 mm day⁻¹). The highest HDT was 9.49 days and the lowest was 4.68 days. The dissolved oxygen, pH, turbidity and total solids content are fit the Brazilian legal requirements for release into class 2 receiving bodies.

Keywords: macrophytes, sewage, wetland.

3 INTRODUÇÃO

No tratamento de efluentes, as macrófitas são uma estratégia inteligente e o uso de leitos cultivados é um atrativo para pequenas comunidades e áreas isoladas (Vergeles *et al.*, 2015; Chandanshive *et al.*, 2017). Ainda que não apresentem estruturas anatômicas para tolerância à salinidade, as halófitas também são opção devido sua capacidade de se adaptar a condições extremas, como na fitorremediação de efluentes com alto pH e salinidade (Mufarrege *et al.*, 2011). A introdução de plantas em sistemas alagados construídos influencia positivamente na eficiência de remoção, especialmente dos macronutrientes (Sarmiento *et al.*, 2013).

O tratamento de esgoto doméstico por Sistema de Zona de Raízes (SZR) é uma opção simples (construtivo e operacional), adapta-se a vários tipos de água residuária, requer pouca manutenção, de elevada eficiência na remoção de atributos físicos, químicos e microbiológicas, e permite ser utilizado como elemento paisagístico. Este tipo de sistema é muito dinâmico, com variações nas características hidráulicas, material de suporte ou filtragem, natureza do efluente, espécies macrófitas, tempo de detenção hidráulica, entre outros (Almeida & Ucker, 2011; Lima & Tavares, 2012;

França *et al.*, 2014; Vergeles, 2015; Chandanshive *et al.*, 2017).

Além dos fatores operacionais, condições ambientais, como temperatura do ar e luminosidade também influenciam no tratamento (Rehman *et al.*, 2017). Assim, sua aplicação requer ajustes para cada combinação de sistema e efluente pretendida, o que dificulta uma análise comparativa e uma tendência de padronização (Sezerino *et al.*, 2015).

A eficiência do SZR relaciona-se à espécie macrófita utilizada e à sua evapotranspiração potencial (ETP) (Almeida & Ucker, 2011). A taxa de evapotranspiração entre as espécies é bastante variável e pode ser um importante critério na seleção de espécies para o uso em sistemas alagados (Valipour *et al.*, 2015). A ETP interfere diretamente na medição de vazão de montante e jusante do SZR, e no teor de atributos no efluente, demandando aprimoramento das metodologias de medição de vazão.

Considerando a demanda pela conservação da qualidade das águas, observa-se a importância do aprimoramento de tecnologias que sejam mais acessíveis e de maior simplicidade de operação. Diante do exposto, objetivou-se avaliar métodos de medição de vazão de esgoto doméstico em pequena escala, bem como a eficiência de

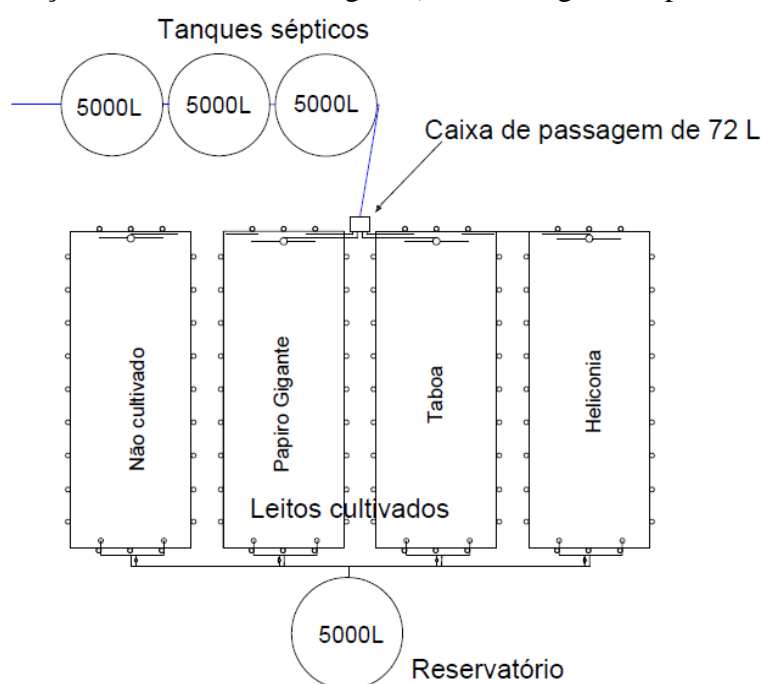
SZR na remoção de atributos do esgoto doméstico com tratamento secundário utilizando diferentes espécies de macrófitas.

4 MATERIAL E MÉTODOS

O estudo foi realizado na Fazenda Água Limpa (FAL) (15°46'46''S 47°55'46''W, altitude 1100 m, clima Aw).

A estação de tratamento de esgoto é composta por um conjunto de três tanques sépticos em série, com volume útil de 5.000L cada (Figura 1). Após os tanques sépticos instalou-se uma caixa de passagem com volume de 72 L, de onde parte um tubo de polietileno de vinil (PVC) para cada um dos três sistemas de zona de raízes (SZR) e um para o Sistema de Leito não Cultivado (SnC), operando com fluxo subsuperficial.

Figura 1. Croqui da estação de tratamento de esgoto (Fazenda Água Limpa – UnB).



A vazão de afluentes foi ajustada com o uso de vertedouro triangular não afogado, com ângulo interno de 38° (Figuras 2). Os leitos foram construídos em fibra de vidro com espessura da parede de 3 mm e largura: 2,5 m; comprimento: 6,5 m; profundidade: 0,5 m; volume total: 8,1 m³; volume útil: 4,1 m³, impermeabilizados com geomembrana

de PVC (0,8 mm) e preenchidos com brita #2 com 50% de porosidade.

Em cada um dos SZR cultivou-se: papiro-brasileiro (*Cyperus giganteus*), taboa (*Typha spp*) e helicônia (*Heliconia rostrata*).

Figura 2. Caixa de passagem e vertedouros triangular.

A evapotranspiração potencial (ETP) de cada espécie de macrófita no SZR e no SnC foi definida como o quociente da diferença das vazões de montante e jusante (em L) e a área superficial do tanque (m²).

As vazões de montante e jusante foram medidas pelo método direto volumétrico (MDV) utilizando um balde de 10 L de capacidade, com precisão de 0,5 L. Na entrada dos quatro sistemas instalou-se um hidrômetro relógio medidor com turbina para quantificar o volume de afluente em cada dia de avaliação. A vazão do afluente ao SZR foi determinada no período das 08:30h e às 17:30h, sendo que fora deste horário não há geração de esgoto.

O tempo de detenção hidráulica (TDH) foi obtido pela Equação 1.

$$TDH = \frac{C \cdot L \cdot p \cdot h}{Q} \quad (1)$$

Em que,

TDH - tempo de detenção hidráulica (dias); C - comprimento do leito (m); L - largura do leito (m); Q - vazão do efluente (m³ d⁻¹); p - porosidade do meio suporte (decimal) e h - profundidade do leito (m).

As amostras do afluente e efluente foram realizadas em 4 dias diferentes, entre 23/04 e 12/06/2018, considerando os dias em que houve fluxo de afluente suficiente, ou seja, em dias normais de aula nas dependências da FAL. As coletas de

afluente e efluente foram realizadas às 8, 10, 12, 14, 16 e 17 h (funcionamento da FAL e de geração de afluente). As amostras horárias foram misturadas formando uma amostra composta de 1L. Analisou-se o pH, condutividade elétrica (CE), oxigênio dissolvido (OD) e temperatura (*in loco* para cada um dos horários de coleta); e em laboratório o teor de sólidos (totais, em suspensão e dissolvidos), turbidez, sódio e potássio na mistura completa, seguindo metodologia da APHA (2005).

A eficiência na remoção da carga poluidora (Ef) foi obtida pela Equação 2 (Almeida & Ucker, 2011).

$$Ef (\%) = 100 \cdot \frac{Ca \cdot Qa - Ce \cdot Qe}{Ca \cdot Qa} \quad (2)$$

Em que,

Ef - eficiência de remoção de determinado atributo (%); Ca - concentração do atributo no afluente de esgoto; Ce - concentração do atributo no efluente de esgoto; Qa - vazão afluente e Qe - vazão efluente.

Os dados foram submetidos à análise de variância e teste de comparação de médias (Duncan, significância de 5%), considerando os dias de análise como sendo as repetições. O coeficiente de correlação de Pearson foi aplicado entre os valores médios dos atributos físicos e químicos do efluente, a ETP e o TDH.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Nos quatro dias de monitoramento foram gerados 2.413 L de esgoto, com vazão afluente total variando entre 47,6 L dia⁻¹ e 96,4 L dia⁻¹ (Tabela 1). O volume

medido pelos hidrômetros foi em média 23,3% menor que o MDV. Este comportamento é devido à baixa vazão de esgoto que interferiu na pressão de operação, e às impurezas da água, sobre a turbina do hidrômetro.

Tabela 1. Vazão total de afluente por método de medição, tempo de detenção hidráulica (TDH) e evapotranspiração potencial (ETP) dos sistemas de tratamento por leito não cultivado (SnC) e por sistema de zona de raízes (SZT) utilizando Papiro (ZRP), Taboa (ZRT) e Helicônia (ZRH).

| Data | Vazão afluente (L dia ⁻¹)* | | TDH (dias) | ETP (mm dia ⁻¹) | | | |
|---------|--|------|------------|-----------------------------|------|------|------|
| | Hidrômetro | MDV | | SnC | ZRP | ZRT | ZRH |
| 23/4/18 | 36,1 | 47,6 | 9,49 | 0,92 | 2,03 | 3,37 | 2,77 |
| 8/5/18 | - | 74,7 | 6,04 | 3,34 | 2,67 | 4,18 | 2,52 |
| 22/5/18 | 36,9 | 49,5 | 9,13 | 2,52 | 3,91 | 4,07 | 4,75 |
| 12/6/18 | 75,4 | 96,4 | 4,68 | 2,7 | 9,37 | 9,98 | 4,29 |
| Média | | | 7,34 | 2,37 | 4,50 | 5,40 | 3,58 |

A Helicônia não se desenvolveu de maneira adequada, com perda quase total das plantas, especialmente do ponto de entrada do afluente até cerca de 3 m a partir da entrada no SZR, que se deve ao uso do sanitizante Clean Sanitin Veg na higienização do refeitório. Em consequência, houve fluxo preferencial do efluente no ZRH em relação aos demais sistemas. A variação entre os volumes de afluente e efluente foi maior no ZRT, em média 58,2% do afluente.

O ZRT promoveu maior ETP, representando em média 127,9% acima do SnC. A ETP média nos sistemas foi de 2,4 mm dia⁻¹ (SnC), 3,6 mm dia⁻¹ (ZRH), 4,5 mm dia⁻¹ (ZRP) e 5,4 mm dia⁻¹ (ZRT). Comparando com SnC (2,37 mm dia⁻¹), os sistemas apresentaram ETP maiores, sendo que a variação nas taxas observadas é devida às características morfológicas de cada espécie, do seu estágio de

desenvolvimento e densidade de plantio, que proporcionam diferentes áreas de superfície para evapotranspiração (Valipour *et al.*, 2015).

A temperatura do afluente variou de 20,2 a 31,3°C nos dias e horários observados. O efluente apresentou temperatura mais baixa ao afluente para todos os sistemas, sendo no ZRH maior redução na temperatura (em média 4,6°C). Não houve padrão em relação às amplitudes térmicas, podendo estar associadas tanto pela presença ou ausência de vegetação ou material vegetal imerso, quanto pelas condições de descarga do efluente.

O pH médio variou entre 7,6 (afluente e ZRT) 7,9 (SnC e ZRH) (Tabela 2). Independente do tratamento, o efluente apresentou temperatura (<40°C) e pH (5 a 9) compatíveis para o lançamento em corpos receptores (Brasil, 2011).

Tabela 2. Valores de pH e condutividade elétrica (CE) do afluente e efluente dos sistemas de tratamento não cultivado (SnC) e zona de raízes com Papiro (ZRP), Taboa (ZRT) e Helicônia (ZRH).

| Data | pH | | | | | CE (dS m ⁻¹) | | | | |
|-------|------|------|------|------|------|--------------------------|-------|--------|--------|--------|
| | Afl | SnC | ZRP | ZRT | ZRH | Afl. | SnC | ZRP | ZRT | ZRH |
| 23/4 | 7,2 | 7,3 | 7,2 | 7,1 | 7,4 | 1,30 | 1,09 | 1,26 | 1,20 | 1,22 |
| 08/5 | 7,3 | 7,7 | 7,5 | 7,5 | 7,9 | 1,42 | 1,04 | 1,10 | 1,12 | 1,11 |
| 22/5 | 7,7 | 8,0 | 7,7 | 7,8 | 8,0 | 1,89 | 1,23 | 1,27 | 1,67 | 1,20 |
| 12/6 | 8,2 | 8,5 | 8,4 | 8,1 | 8,5 | 1,94 | 1,27 | 1,35 | 1,46 | 1,41 |
| Média | 7,6a | 7,9a | 7,7a | 7,6a | 7,9a | 1,64a | 1,16b | 1,25ab | 1,36ab | 1,24ab |

Afl.: Afluente.

Somente o SnC foi capaz de reduzir a CE do afluente. A redução na CE mais evidente no SnC, que associa-se à decantação de sais no lodo e sua retenção no substrato do leito, enquanto que as raízes promovem a suspensão dos sais pela perturbação (Barco & Borin, 2017).

A CE média entre os sistemas de tratamento (1,25 dS m⁻¹) corrobora com o encontrado em sistema com *P.australis* e *I.pseudacorus* (Barco & Borin, 2017), e a leve redução geral no afluente se dá pela assimilação e metabolismo dos nutrientes pelos microrganismos presentes nos leitos (Lima & Barroso, 2012). A taxa de redução na CE (29,3%) foi maior que a obtida com

E.crassipes e *P.stratiotes* para afluente com CE=1,07 dS m⁻¹ (França *et al.*, 2014).

O SnC apresentou menor remoção de Na e K (37% e 26%), respectivamente (Tabela 3). ZRP e ZRH tiveram eficiências, em média, de 42% (Na) e 43% (K). A Taboa é considerada uma planta hiper acumuladora de nutrientes (Mojiri *et al.*, 2016), fato este observado nos altos valores de eficiência média de remoção de Na (61,8%) e K (61,6%). Apesar da diferenciação notada, tanto para Na e K, quanto para os demais parâmetros discutidos a seguir, a variabilidade na qualidade do afluente ao longo dos dias não permitiu identificar diferença estatística entre os sistemas.

Tabela 3. Eficiência na remoção de sódio e potássio (%) em sistemas de tratamento de esgoto não cultivado (SnC) e zona de raízes com Papiro (ZRP), Taboa (ZRT) e Helicônia (ZRH).

| Data | Sódio (%) | | | | Potássio (%) | | | |
|---------|-----------|-------|-------|-------|--------------|-------|-------|-------|
| | SnC | ZRP | ZRT | ZRH | SnC | ZRP | ZRT | ZRH |
| 23/4/18 | 10,8 | - | 50,1 | 31,9 | - | 12,6 | 49,1 | 26,0 |
| 8/5/18 | 39,7 | 37,1 | 47,2 | 35,2 | 40,7 | 35,9 | 50,2 | 33,3 |
| 22/5/18 | 66,5 | 68,9 | 72,7 | 69,7 | 51,7 | 66,6 | 68,4 | 62,8 |
| 12/6/18 | 33,1 | 84,3 | 77,1 | 27,8 | 29,3 | 83,8 | 78,7 | 25,8 |
| Média | 37,5a | 63,4a | 61,8a | 41,1a | 40,5a | 49,7a | 61,6a | 37,0a |

Os sistemas apresentaram eficiência similar na remoção da turbidez, com valores acima de 93% (Tabela 4). As raízes compõem uma barreira física e podem atrair

eletrostaticamente as partículas em suspensão, e por isso tem alta capacidade de remoção (Barco & Borin, 2017).

Tabela 4. Valores de eficiência de remoção de turbidez e de oxigênio dissolvido (OD) presente no esgoto tratado por sistemas de tratamento não cultivado (SnC) e zona de raízes com Papiro (ZRP), Taboa (ZRT) e Helicônia (ZRH).

| Data | Turbidez (%) | | | | OD (mgO ₂ L ⁻¹) | | | | |
|-------|--------------|-------|-------|-------|--|------|------|------|------|
| | SnC | ZRP | ZRT | ZRH | Afl. | SnC | ZRP | ZRT | ZRH |
| 23/4 | 97,0 | 95,0 | 95,3 | 94,4 | 11,4 | 11,8 | 10,2 | 10,7 | 11,7 |
| 8/5 | 91,7 | 93,3 | 89,8 | 89,8 | 1,6 | 2,5 | 2,7 | 2,3 | 2,1 |
| 22/5 | 95,7 | 98,3 | 97,4 | 96,6 | 1,4 | 3,3 | 3,5 | 3,6 | 3,4 |
| 12/6 | 95,5 | 97,9 | 98,1 | 93,2 | 2,4 | 3,9 | 2,6 | 2,7 | 3,7 |
| Média | 95,0a | 96,1a | 95,2a | 93,5a | - | - | - | - | - |

Afl.: Afluente.

Na primeira avaliação (23/4/2018), o afluente apresentou OD de 11,4 mgO₂L⁻¹ e os ZRP e ZRT de 10,2 e 10,7 mgO₂L⁻¹, respectivamente, inferiores ao afluente, provavelmente devido ao consumo de O₂ no estabelecimento das plantas (Tabela 4). Nas demais avaliações, o afluente apresentou em média 1,77 mgO₂L⁻¹ e os sistemas promoveram o acréscimo de O₂ no efluente em média 69,7%. Este acréscimo esteve linearmente relacionado ao TDH. Devido à fotossíntese, as macrófitas incorporam O₂ nas adjacências das células vegetais (Oon et

al., 2017), todavia os sistemas cultivados não foram superiores em relação ao SnC, talvez devido às limitações na solubilização de O₂ no efluente em temperaturas elevadas (Barco & Borin, 2017).

A remoção de ST e SS foram, respectivamente, de 47,6% e 94,2% (Tabela 5). Maiores vazões de efluente promoveram maior teor de sólidos em suspensão. Valipour *et al.* (2015) obtiveram eficiência em média 26% menor na remoção de SS, e associaram o resultado ao curto tempo de detenção (máximo de 1,8 dias).

Tabela 5. Valores de eficiência na remoção de sólidos totais (ST) e sólidos em suspensão (SS) (%) em sistemas de tratamento de esgoto não cultivado (SnC) e zona de raízes com Papiro (ZRP), Taboa (ZRT) e Helicônia (ZRH).

| Data | ST(%) | | | | SS(%) | | | |
|-------|-------|-------|-------|------|-------|-------|-------|-------|
| | SnC | ZRP | ZRT | ZRH | SnC | ZRP | ZRT | ZRH |
| 23/4 | 22,1 | 20,5 | 37,5 | 35,6 | 90,3 | 89,5 | 94,3 | 98,6 |
| 8/5 | 46,2 | 37,7 | 40,9 | 23,0 | 99,4 | 99,0 | 97,4 | 98,2 |
| 22/5 | 59,7 | 73,0 | 78,7 | 57,4 | 99,4 | 86,2 | 89,6 | 93,1 |
| 12/6 | 40,0 | 84,3 | 79,6 | 25,1 | 83,5 | 88,5 | 99,9 | 99,5 |
| Média | 42,0a | 53,9a | 59,2a | 35,a | 93,2a | 90,8a | 95,3a | 97,4a |

O TDH mostrou relação com o menor teor de Na e turbidez do efluente (Tabela 6). As eficiências de remoção, de modo geral, não apresentaram relação com o TDH, no entanto, o TDH teve relação linear negativa com a concentração de Na e

a turbidez em todos os sistemas. Tanto no tratamento secundário do esgoto doméstico, como no de efluentes com maior carga poluidora, a eficiência na remoção costuma ser diretamente relacionada ao TDH (Lima & Barroso, 2012; Sarmento *et al.*, 2013).

Tabela 6. Coeficientes de correlação de Pearson entre as médias dos atributos físicos e químicos do efluente, ETP e TDH.

| | K | Na | ETP | ST | SS | Turb | TDH |
|------|--------------|--------------|--------------|-------------|------|--------------|-----|
| K | 1 | | | | | | |
| Na | 0,48 | 1 | | | | | |
| ETP | 0,01 | 0,86 | 1 | | | | |
| ST | -0,39 | 0,53 | 0,89 | 1 | | | |
| SS | -0,90 | -0,10 | 0,32 | 0,58 | 1 | | |
| Turb | 0,01 | 0,79 | 0,97 | 0,92 | 0,24 | 1 | |
| TDH | -0,37 | -0,71 | -0,75 | -0,65 | 0,24 | -0,86 | 1 |

A ETP apresentou alta correlação com os teores de Na (0,86), ST (0,89) e turbidez (0,97), evidenciando que as perdas de água por evapotranspiração durante o tratamento ocorrem em taxas maiores do que absorção ou retenção destas impurezas pelas plantas. Isto reforça a necessidade de

se utilizar modelos que considerem o saldo entre os volumes de entrada e saída na determinação da eficiência de remoção. Pela correlação linear, observou-se que a ETP favoreceu as eficiências de remoção de Na (0,60), K(0,66) e ST (0,63) (Tabela 7).

Tabela 7. Coeficientes de correlação de Pearson entre as eficiências médias de remoção de atributos físicos e químicos do efluente, ETP e TDH.

| | K | Na | ETP | ST | SS | Turb | TDH |
|------|-------------|-------------|--------------|-------|--------------|------|-----|
| K | 1 | | | | | | |
| Na | 0,99 | 1 | | | | | |
| ETP | 0,66 | 0,60 | 1 | | | | |
| ST | 0,96 | 0,97 | 0,63 | 1 | | | |
| SS | -0,25 | -0,32 | -0,30 | -0,52 | 1 | | |
| Turb | 0,35 | 0,41 | 0,35 | 0,61 | -0,99 | 1 | |
| TDH | -0,34 | -0,23 | -0,75 | -0,14 | -0,38 | 0,34 | 1 |

De modo geral, o gênero *Cyperus*(papiro-brasileiro) acumula maior quantidade de fitomassa em sistemas de tratamento de efluentes em relação a demais espécies, com imobilização de nutrientes (N, P, K) também em quantidade superior (Sarmiento *et al.*, 2013). O gênero *Typha* se adapta em ambientes salinos e com pH elevado, permitindo adquirir capacidade de acumulação nos tecidos sem grandes compromissos das funções metabólicas (Mufarrege *et al.*, 2011). Dentre os gêneros avaliados, a *Heliconia* foi a de menor desempenho para fins de fitorremediação, especialmente pela limitação capacidade de suportar a carga de

sanitizantes presentes no esgoto, todavia, segundo Sarmiento *et al.* (2013), o seu uso ainda é considerado viável pelos outros benefícios associados, como o uso ornamental e a comercialização das flores.

6 CONCLUSÕES

O hidrômetro com turbina subestimou o volume de afluente em relação ao método direto volumétrico.

A evapotranspiração potencial nos sistemas de zona de raízes foi maior em relação ao sistema não cultivado, sendo maior na macrófita taboa.

O sistema de leito não cultivado apresentou menor potencial para remoção de sódio e sólidos totais. Apesar disso, todos os sistemas testados promoveram nível satisfatório de remoção dos atributos do esgoto, considerando a legislação vigente para lançamento em corpos de água de classe 2.

A macrófita *Helicônia* não se adaptou à composição de esgoto gerado na Fazenda Água Limpa.

7 AGRADECIMENTOS

Ao CNPq pela concessão de bolsa PIBIqao segundo autor.

8 REFERÊNCIAS

ALMEIDA, R. A.; UCKER, F. E. Considerando a evapotranspiração no cálculo de eficiência de estações de tratamento de esgoto com plantas. **Revista Engenharia Ambiental**, Espírito Santo do Pinhal, v. 8, n. 4, p. 39-45, 2011.

APHA; AWWA; WPCF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21^a ed., Washington D.C., USA, American Public Health Association, 2005.

BARCO, A.; BORIN, M. Treatment performance and macrophytes growth in a restored hybrid constructed wetland for municipal wastewater treatment. **Ecological Engineering**, v.107, p.160-171, 2017.

BRASIL. CONAMA. *Conselho Nacional do Meio Ambiente. Ministério do Meio Ambiente*. Resolução n.430 de 13 de maio de 2011. Diário Oficial da União, Brasília, 2011. 8p.

CHANDANSHIVE, V.V.; RANE, N.R.; TAMBOLI, A.S.; GHOLAVE, A.R.; KHANDARE, R.V.; GOVINDWAR, S.P. Co-plantation of aquatic macrophytes *Typha angustifolia* and *Paspalum scrobiculatum* for effective treatment of textile industry effluent. **Journal of Hazardous Materials**, v. 338, p. 47-56, 2017.

FRANÇA, J. B. A.; MORAES, T. V.; VAZ, D. C.; FERREIRA, A. A.; SOARES, F. A. L. Tratamento de efluente doméstico com macrófitas aquáticas para reúso na fertirrigação. **Irriga**, Botucatu, Edição especial 01, Nota Técnica, p. 85-93, 2014.

LIMA, F. L.; TAVARES, L.H.S. Efficiency of a constructed wetland for wastewaters treatment. Eficiência de um “wetland” construído no tratamento de efluentes. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v.24, n.3, p.255-265, 2012.

MOJIRI, A.; ZIYANG, L.; TAJUDDIN, R.M.; FARRAJI, H.; ALIFAR, N. Co-treatment of landfill leachate and municipal wastewater using the ZELIAC/zeolite constructed wetland system. **Journal of Environment Management**, v. 166, p. 124-130, 2016.

MUFARREGE, M.M.; DI LUCA, G.A.; HADAD, H.R.; MAINE, M.A. Adaptability of *Typha domingensis* to high pH and salinity. **Ecotoxicology**, v. 20, p. 457-465, 2011.

OON, Y.L.; ONG, S.A.; HO, L.N.; WONG, Y.S.; DAHALAN, F.A.; OON, Y.S.; LEHL, H.K.; THUNG, W.E.; NORDIN, N. Role of macrophyte and effect of supplementary aeration in up-flow constructed wetland-microbial fuel cell for simultaneous wastewater treatment and energy recovery. **Bioresource Technology**, v. 224, p. 265-275, 2017.

SARMENTO, A.P.; BORGES, A.C.; MATOS, A.T. Efecto of cultivated species and retention time on the performance of constructed wetlands. **Environmental Technology**, v. 34, n. 8, p. 961-965, 2013.

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 Ambiental**, v. 20, n. 1, p. 151-158, 2015.

VALIPOUR, A.; RAMAN, V.K.; AHN, Y.H. Effectiveness of domestic wastewater treatment using a bio-hedge water hyacinth wetland system. **Water**, v. 7, p.329-347, 2015.

VERGELES, Y.; VYSTAVNA, Y.; ISHCENKO, A.; RYBALKA, I.; MARCHAND, L.; STOLBERG, F. Assessment of treatment efficiency of constructed wetlands in East Ukraine. **Ecological Engineering**. v.83, p.159-168, 2015.