



SERVIÇO PÚBLICO FEDERAL
MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL DE UBERLÂNDIA
INSTITUTO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM QUALIDADE AMBIENTAL



JULIANA DA SILVA GARCIA LEAL

***WETLAND* CONSTRUÍDO PARA TRATAMENTO DE EFLUENTE SECUNDÁRIO
EM CONDOMÍNIO EMPRESARIAL, UBERLÂNDIA-MG**

Uberlândia/MG
Fevereiro/2019

JULIANA DA SILVA GARCIA LEAL

***WETLAND* CONSTRUÍDO PARA TRATAMENTO DE EFLUENTE SECUNDÁRIO
DE CONDOMÍNIO EMPRESARIAL, UBERLÂNDIA-MG**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Uberlândia, como parte das exigências do Programa de Pós-graduação em Qualidade Ambiental – Mestrado, área de concentração em Meio Ambiente e Qualidade Ambiental, para a obtenção do título de “Mestre”.

Orientadora: Prof^ª. Dr^ª. Sueli Moura Bertolino

Uberlândia/MG
Fevereiro/19

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Sistema de Bibliotecas da UFU, MG, Brasil.

- L435w
2019 Leal, Juliana da Silva Garcia, 1987
 Wetland construído para tratamento de efluente secundário de
 condomínio empresarial, Uberlândia-MG [recurso eletrônico] / Juliana da
 Silva Garcia Leal. - 2019.
- Orientadora: Sueli Moura Bertolino.
 Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Uberlândia,
 Programa de Pós-Graduação em Qualidade Ambiental.
 Modo de acesso: Internet.
 Disponível em: <http://dx.doi.org/10.14393/ufu.di.2019.1316>
 Inclui bibliografia.
 Inclui ilustrações.
1. Qualidade ambiental. 2. Ecossistemas aquáticos. 3. Resíduo de
 cerâmica. 4. Esgotos. I. Bertolino, Sueli Moura, (Orient.) II. Universidade
 Federal de Uberlândia. Programa de Pós-Graduação em Qualidade
 Ambiental. III. Título.

JULIANA DA SILVA GARCIA LEAL

***WETLAND* CONSTRUÍDO PARA TRATAMENTO DE EFLUENTE SECUNDÁRIO
DE CONDOMÍNIO EMPRESARIAL, UBERLÂNDIA-MG**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Uberlândia, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Qualidade Ambiental – Mestrado, área de concentração em Meio Ambiente e Qualidade Ambiental, para a obtenção do título de “Mestre”.

Aprovada em, 28 de fevereiro de 2019

Prof^ª. Dr^ª. Sueli Moura Bertolino- Orientadora- UFU

Prof. Dr. Lucas Carvalho Basílio de Azevedo UFU

Prof. Dr. Márcio Augusto de Sousa Nogueira IFTM

Uberlândia/MG
Fevereiro/2019

AGRADECIMENTOS

Quero agradecer a Deus por essa conquista e por ter colocado em minha vida as pessoas certas para traçar essa trajetória.

Iniciando-se pelos meus pais, que sempre primaram pela minha educação, que me mostraram a importância do saber e da busca pelo conhecimento. Eles diziam: “O conhecimento é a única coisa que ninguém pode tirar de você!”. Meu irmão João José, seu trabalho e dedicação foram de suma importância para a minha oportunidade de estudo na graduação e consequentemente chegar até aqui.

Obrigada vovó Lourdes, a senhora é um exemplo, rompeu barreiras e nunca desistiu do seu sonho de se formar até conquistá-lo. Sinto grande admiração pela sua incansável sede de conhecimento.

Humberto, meu marido, gratidão! Obrigada por suportar minhas ausências, várias noites, dias, finais de semana, simplesmente por acreditar e apoiar o meu objetivo.

Obrigada, Sueli, minha orientadora, por desde o primeiro encontro demonstrar o que viria pela frente, por ser parte essencial e por me permitir realizar o mestrado com autonomia, construindo, comigo, uma relação realmente de orientação e nunca de dependência.

A toda equipe UFU que esteve envolvida nesse processo. Adriane, professora e coordenadora do programa, um ser muito especial, um beijo enorme em seu coração. Rudmir, uma amizade que nasceu no mestrado. Muitíssimo obrigada pela amizade, pelo artigo que foi base da minha dissertação, pelo acompanhamento, conselhos, pelas tardes de cálculos, experimentos e tudo que passamos juntos nesse período. Agradeço a banca examinadora, por toda colaboração.

Obrigada, meu amigo de graduação, José Carlos, companheiro de estudos, incentivador e apoiador.

Agradeço ao Condomínio PK Center e Monte São Resíduos por patrocinarem essa pesquisa, bem como ao apoio de toda equipe.

Agradeço aos meus familiares por entenderem minhas ausências em datas comemorativas e almoços de domingo na vovó. Enfim, finalizo agradecendo a Deus que me deu forças, me permitiu chegar até aqui e me tornar Mestre.

RESUMO

LEAL, JULIANA GARCIA DA SILVA. **Wetland construído para tratamento de efluente secundário de condomínio empresarial, Uberlândia-MG**. 2019. 63p. Dissertação (Mestrado em Meio Ambiente e Qualidade Ambiental) - Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia-MG¹.

No presente trabalho, foi avaliada a eficiência de duas unidades de *wetlands* construídos de fluxo vertical em escala piloto de campo 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 em: (1) 1,59; (2) 6,56; (3) 35,57 (gDBO. M⁻².d⁻¹) e variando-se o tipo de alimentação, batelada (1) e intermitente em pulsos (2 e 3), pré-determinados. 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 24 mg.L⁻¹ e 16 mg.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% (18 mg. L⁻¹), DQO 78% (48 mg. L⁻¹), CT 95% (1,31E+05), turbidez 77% (6 NTU), SDT 429 mg. L⁻¹ e pH 7,0. O sistema com macrófita do cerrado plantada em material filtrante alternativo apresentou capacidade de remoção de nutrientes igual em relação ao sistema amplamente utilizado.

Palavras-chave: *Eleocharis acutangula*. Leito cultivado. Fluxo vertical descendente. Reuso de esgoto. Resíduo de cerâmica.

¹ Orientadora: Prof^a. Dr^a. Sueli Moura Bertolino – UFU.

ABSTRACT

LEAL, JULIANA GARCIA DA SILVA. **Wetland constructed for treatment of secondary effluent of a business condominium. 2019. 63p.** Dissertation (Master Environmental Quality) - Federal University of Uberlândia, Uberlândia- MG.²

In this study, we evaluated the efficiency of two wetlands units constructed of vertical flow in pilot field scale for the treatment of secondary effluent of a business condominium of the municipality of Uberlândia-MG. The WC-FV units differed in their configurations - the filter material and the emergent macrophyte species. The unit named Treatment 1 was constructed with partial filtering material, ceramic and macrophyte residue from the *cerrado* (*Eleocharis acutangula*), while Treatment 2 was partially filled with crushed and macrophyte *Typha*. The operation was divided in three phases, varying the organic load in: (1) 1,59; (2) 6.56; (3) 35.57 (gDBO, M-2d-1) and the type of alimentation, *batelada* (1) and intermittent in predetermined pulses (2 and 3). Samples were collected at the entrance and the exit of 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 WC's performance was marked by high removals of total P, above 89%, with a mean residual concentration of less than 0.75 mg.L-1. In the *batelada* type of alimentation, the treatments reached satisfactory total N removal with 61% in T1 and 77% in T2, which resulted in residual concentrations of 24 mg.L-1 and 16 mg.L-1. The total result of WC T 1, with *cerrado* macrophyte, showed statistically equal removal efficiencies for all evaluated parameters, with percentages and mean concentrations of BOD of 71% (18 mg L -1), COD 78% (48 mg L -1), 95% CT (1.31E + 05), turbidity 77% (6 NTU), SDT 429 mg. L-1 and pH 7.0. The *cerrado* macrophyte system planted in filter alternative material showed the same nutrient removal capacity compared to the widely used system.

Key - words: *Eleocharis acutangula*. Cultivated layer. Vertical descending flow. Reuse of sewage. Ceramic residue.

² Orientadora: Prof^a. Dr^a. Sueli Moura Bertolino – UFU.

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO	12
2.2 <i>Wetland</i> construído fluxo vertical	16
2.3 Espécies de vegetação dos <i>wetlands</i>	18
2.5 Resíduo de cerâmica (RC)	22
2.6 Critérios de projeto dos sistemas <i>wetlands</i>	23
3.1 Área de estudo: Condomínio empresarial PK Center Uberlândia.....	27
3.2 Unidades experimentais – WC fluxo vertical	28
3.3 Monitoramento do sistema de tratamento	33
3.4 Análise estatística	34
RESULTADOS E DISCUSSÃO	35
4.1 Infiltração dos <i>wetlands</i> construídos de fluxo vertical e parâmetros de entrada	35
4.2 Desempenho dos <i>wetlands</i> construídos, tratamentos T1 e T2	40
4.3 Variação do potencial hidrogeniônico (pH), da turbidez (TURB) e dos sólidos dissolvidos totais (SDT).....	42
4.4 Remoção de matéria orgânica, coliformes totais e nutrientes, nos tratamentos T1 e T2.	46
4.5 Atendimento aos padrões de lançamento e reuso.....	52
CONCLUSÕES	54
REFERÊNCIAS	56

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1- Representação esquemática de um <i>Wetland</i> construído de Fluxo Vertical -----	16
Figura 2- Vista aérea do condomínio empresarial – PK Center Uberlândia-----	27
Figura 3- Esquema representativo das unidades experimentais estudadas ligados 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---	29
Figura 4- Esquema representativo das camadas do material filtrante e demonstração do fluxo -----	30
Figura 5- Fotos ilustrativas da instalação dos leitos -----	31
Figura 6- Registro fotográfico e esquema representativo. (1) Vegetação utilizada padronizada – (A) <i>Typha sp.</i> ; (B) <i>E. acutangula</i> ; (2) Esquema representativo do leito com vegetação; (3) Material do meio filtrante parcial - (A) brita; (B) RC-----	32
Figura 7- Registro fotográfico do crescimento de musgos no tratamento T1- RC -----	37
Figura 8- Registro fotográficos das macrófitas amareladas na fase 2. Imagem da esquerda <i>E. acutangula</i> no T1, imagem direita <i>Typha</i> no T2-----	38
Figura 9- Registro fotográficos das macrófitas em recuperação durante a fase 3. Imagem da esquerda <i>E. acutangula</i> no T1, imagem direita <i>Typha</i> no T2-----	38
Figura 10- Gráfico das séries temporais dos valores de pH monitorados nos tratamentos T1 e T2 -----	42
Figura 11- Gráfico das séries temporais dos valores de turbidez monitorados nos tratamentos T1 e T2. As linhas verticais em vermelho indicam a “quebra” de coleta de dados entre o intervalo de tempo-----	43
Figura 12- (A) Gráfico das séries temporais dos valores SDT monitorados nos tratamentos T1 (Resíduo de Cerâmica) e T2 (Brita). (B) Gráfico das eficiências alcançadas nos tratamentos T1 e T2. As linhas verticais em vermelho indicam a “quebra de coleta de dados entre o intervalo de tempo-----	45
Figura 13- Gráficos Box Plot das concentrações dos parâmetros DBO e DQO, da entrada e saídas dos tratamentos durante todo o monitoramento do experimento-----	48
Figura 14- Gráfico Box plot dos valores de coliformes totais monitorados nos tratamentos T1 e T2, durante 198 dias de operação -----	49
Figura 15- Gráfico Box plot das concentrações de fósforo monitorados nos tratamentos T1 e T2, durante as fases 1 e 2 nos <i>wetlands</i> T1 e T2-----	51

LISTA DE TABELAS

Tabela 1- Síntese de resultados obtidos em relação ao fluxo, macrófita, TDH, nitrogênio amoniacal, fósforo total, DQO e DBO -----	26
Tabela 2- Rotina de monitoramento em função do TDH aplicado e o tempo total -----	33
Tabela 3- Parâmetros avaliados no afluente geral e efluente de cada leito -----	34
Tabela 4- Dados da concentração de DBO no sistema de tratamento TS/FA, no período de junho de 2017 a janeiro de 2019 -----	39
Tabela 5- Valores dos parâmetros operacionais aplicados em cada fase no sistema WC ----- -----	40
Tabela 6- Concentração, número de amostras (N), concentrações médias, mínima e, máximas dos WC T1 (RC) e T2 (brita) durante o monitoramento das fases 1, 2 e 3 -----	41
Tabela 7- Análise da eficiências de remoção (%) dos parâmetros monitorados durante a operação dos <i>wetlands</i> , T1 e T2, durante as fases 1, 2 e 3 -----	44
Tabela 8- Comparação entre as eficiências médias (%) de cada unidade do sistema de tratamento, monitoramento total (FASE I, II e III) -----	47
Tabela 9- 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-----	52

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
COA	Carga Orgânica aplicada
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
COPAM	Conselho Estadual de Política Ambiental
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DMAE	Departamento Municipal de Água e Esgoto
DQO	Demanda Química de Oxigênio
ETE	Estação de Tratamento de Efluentes
FA	Filtro Anaeróbico
FSSV	Fluxo Subsuperficial Vertical
FV	Fluxo Vertical
N	Nitrogênio
NBR	Norma Brasileira
P	Fósforo
PREMEND	Programa de Monitoramento de Efluentes não Domésticos
RC	Resíduo de Cerâmica
SDT	Sólidos Dissolvidos Totais
SST	Sólidos Suspensos Totais
T1	Tratamento 1 de <i>Wetland</i> Construído de Fluxo Vertical com Resíduo de Cerâmica e Macrófita do Cerrado
T2	Tratamento 2 de <i>Wetland</i> Construído de Fluxo Vertical com Brita e Thypa.

TAH	Taxa de Aplicação Hidráulica
TDH	Tempo de Detenção Hidráulico
TS	Tanque Séptico
TS/FA	Tanque Séptico seguido de Filtro Anaeróbico
WC	<i>Wetland</i> Construído
WC-FH	<i>Wetland</i> Construído de Fluxo Horizontal
WC-FV	<i>Wetland</i> Construído de Fluxo Vertical

INTRODUÇÃO

A alta geração de efluentes urbanos, domésticos e industriais, bem como o conflito pelo uso da água evidencia a necessidade de criação de meios de se reutilizar a água, buscando-se promover um ambiente sadio e sustentável por meio de implantações viáveis de tratamento de efluentes. O tratamento de efluentes visando o reuso sempre deve ser considerado devido ao seu potencial de ganho ambiental, como prevenção da saúde pública, redução do consumo de água potável e lançamento de efluentes na rede coletora ou *in natura* em curso d'água.

Em relação ao índice de cobertura de tratamento de esgotos no Brasil, os dados do Sistema Nacional Informações sobre Saneamento (SNIS), mostram um preocupante déficit do setor. O Brasil apresentou um índice de 83,3% para o abastecimento de água com rede, contudo, apenas 44,9% do esgoto gerado possuiu algum tipo de tratamento (SNIS, 2016). De acordo com a Agência Nacional das Águas (ANA), os esgotos sem tratamento são lançados em corpos receptores, comprometendo a qualidade da água, principalmente em regiões próximas a áreas urbanas, o que pode inviabilizar os usos dos recursos hídricos, sobretudo o abastecimento humano, além de causar problemas de saúde pública (ANA, 2011). Portanto, o déficit no tratamento de esgotos domésticos no Brasil é um sério problema da gestão dos recursos hídricos e destoa diante das diversas possibilidades de tratamento existentes, e, sobretudo, considerando-se as condições climáticas do país.

Dentre as possibilidades de tratamento existentes, 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. 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) (DOTRO et al., 2017).

Uma alternativa promissora para a remoção concomitante de matéria orgânica e de nutrientes (fósforo e nitrogênio) são os sistemas denominados *wetlands* construídos (WC). Os WC têm sido amplamente estudados desde o ano 2000 (SEZERINO et al., 2015),

destacando-se por proporcionarem a remoção de nitrogênio amoniacal no tratamento de efluentes secundários em ETE de pequenos centros urbanos, haja vista a vasta presença deste parâmetro na literatura relacionada a WC. A tecnologia por WC, possibilita uma eficiente unidade de tratamento terciário para a remoção de nutrientes e organismos patógenos, visando o reuso indireto da água.

Os efluentes gerados pelos sistemas de tratamento de esgotos no Brasil devem se adequar aos padrões estabelecidos pelas legislações nacionais, estaduais e municipais. Assim sendo, as Resoluções nº 357/2005 e nº 430/2011 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) estabelecem diretrizes e padrões para a proteção das águas superficiais no Brasil (BRASIL, 2005, 2011). No Estado de Minas Gerais, as diretrizes ambientais para o enquadramento dos corpos de água, bem como as condições e os padrões de lançamento de efluentes, estão descritos na Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG nº 01 de 05 de maio de 2008 (MINAS GERAIS, 2008). No município de Uberlândia-MG, os efluentes classificados como não domésticos, para serem lançados na rede coletora municipal, devem se adequar aos padrões estabelecidos pelo Programa de Monitoramento de Efluentes não Domésticos (PREMEND), segundo o Decreto nº 13.481, de 22 de junho de 2012 (UBERLÂNDIA, 2012). Considerando-se, ainda, a possibilidade do reuso do efluente, é necessário que não haja riscos à saúde dos usuários, sendo assim, devem ser colocados em prática os padrões estabelecidos na norma da Associação Brasileira de Normas e Técnicas (ABNT), nº 13.969 de 1997 (ABNT, 1997).

Diante do exposto, este trabalho propõe abordar dois questionamentos relevantes acerca da atual situação do saneamento básico no Brasil: a remoção dos nutrientes fósforo e nitrogênio e a possibilidade do reuso dos efluentes, comparando o tratamento de efluente secundário em *wetland* construído com Resíduos de Cerâmica (RC) com macrófita do cerrado (*Eleocharis acutangula*) e brita com *Typha Sp* para reuso em condomínio empresarial.

A hipótese central que sustenta o objetivo geral deste estudo é: o tratamento de efluente secundário em *wetland* construído com RC plantado com macrófita do cerrado (*Eleocharis acutangula*) irá produzir um efluente com características adequadas ao reuso. O uso do RC em substituição ao meio filtrante convencional, brita, garante um efluente tratado com qualidades semelhantes.

Para alcançar esse objetivo geral, procedeu-se aos seguintes objetivos específicos:

- a) Caracterização qualitativa e quantitativa do efluente bruto e do efluente secundário produzidos em um condomínio empresarial;

- b) Construir as unidades *wetlands*, em escala real, em um condomínio empresarial;
- c) Comparar as eficiências de remoção dos parâmetros de Demanda Química de Oxigênio (DQO), fósforo e nitrogênio nas unidades de tratamento T1 e T2.

REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 *Wetlands*

Os *wetlands*, terra úmida em uma tradução literal, são ecossistemas naturais, como pântanos, brejos, mangues, várzeas e veredas, que se encontram molhados durante a maior parte do ano ou são artificiais, onde ocorre a degradação da matéria orgânica e a ciclagem de nutrientes devido a interação entre solo, água, plantas e microrganismos (SEZERINO, 2002; SOUSA et al., 2004; KADLEC; WALLACE, 2009). Os *wetlands* artificiais ou construídos (WC) são projetados a partir de uma simulação do ecossistema, em ambientes controlados pelos princípios da ecologia e engenharia sanitária (MACHADO et al., 2017). Quando comparados a outras tecnologias de tratamento, os sistemas de tratamento *wetlands* tem baixos custos de implantação e operação e são menos suscetíveis a variação de carga de entrada.

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 (MACHADO et al., 2017). 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 este 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 (MACHADO et al., 2017).

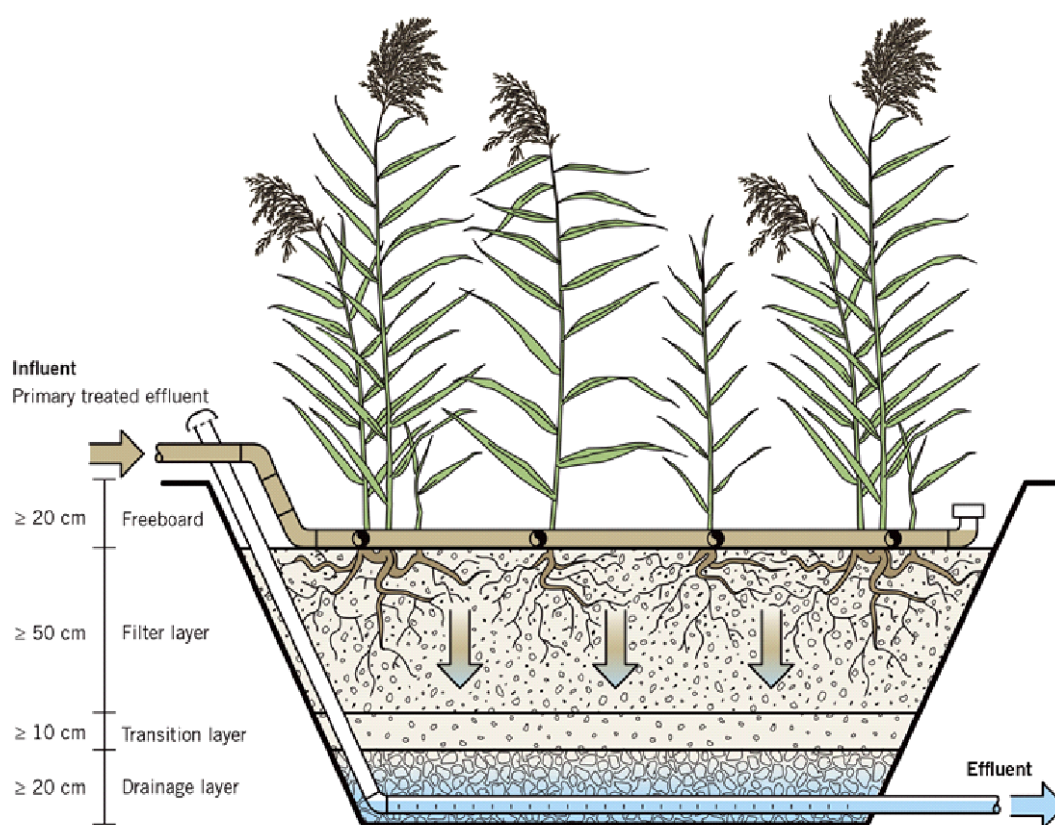
Especificamente sobre o tratamento de efluente secundário, objeto de estudo deste trabalho, diferentes configurações de *wetlands* são encontradas na literatura: fluxo Horizontal tratando efluente municipal (SOUSA et al., 2004; COSTA et al., 2013; COSTA et al., 2015), industrial (FIA et al., 2014, MATOS et al., 2018), vertical primário vertical; (FAXINA; BERTOLINO; AZEVEDO, 2017) e efluente da pecuária (MATOS et al., 2010), fluxo vertical tratando efluente primário secundário doméstico (PHILIPPI et al., 2006). Os sistemas verticais descendentes apresentam a capacidade de maior incorporação de oxigênio ao biofilme, o que ocorre devido à aplicação intermitente do afluente e garante a condição aeróbia (SEZERINO, 2006; MONTEIRO, 2009), alcançando-se uma eficiência média de remoção de 85% para DQO (PLATZER, 1999), além de elevadas remoções de nitrogênio. Considerando que os *wetlands* de fluxo vertical podem propiciar o polimento

de efluentes secundários visando o reuso, essa configuração de sistema vertical foi escolhida para este estudo.

2.2 *Wetland* construído fluxo vertical

No fluxo subsuperficial vertical (Figura 1), os leitos são de vazão vertical intermitente, tendo, geralmente, brita e areia como meio suporte. O efluente é distribuído por encanamento perfurado disposto de ponta a ponta para que ocorra a distribuição vertical ao longo do leito. Esse sistema apresenta potencial para nitrificação (VALENTIM, 2003), tem bom funcionamento e a vantagem de não proliferação de mosquitos, de ausência de lâmina d'água e, conseqüentemente, de mau cheiro.

Figura 1- Representação esquemática de um *Wetland* construído de Fluxo Vertical



Fonte: Dotro et al., (2017).

Em *wetlands* de fluxo vertical, a distribuição ocorre ao longo do leito através de tubulação na superfície (zona de entrada). Assim, o tratamento ocorre à medida que o efluente infiltra vagarosamente no material filtrante até atingir o fundo do leito, onde há tubulações de drenagem (zona de saída) (TREIN et al., 2015). Essa infiltração é

proporcionada pela gravidade e porosidade, podendo ser operada em fluxo intermitente ou contínuo (KADLEC; WALLACE, 2009). Usualmente, a zona de entrada e saída são compostas por material filtrante de maior granulometria (SEZERINO, 2002), sendo que a zona de saída pode ser alagada (saturada com água) (TREIN et al., 2015).

Diferentemente das configurações convencionais de tratamento de esgoto, onde a remoção dos poluentes e patógenos ocorre em uma série de unidades de tratamento, nos WC essa remoção ocorre simultaneamente em uma ou duas unidades. O WC é composto por um filtro e uma vegetação plantada. As plantas, nos *wetlands*, executam importantes funções no tratamento das águas residuais: suas raízes e rizomas são locais de formação dos biofilmes microbianos, difundem o fluxo evitando as “zonas mortas”; além de promoverem a liberação de oxigênio e de compostos de carbono orgânico e de fonte de nutrientes para microrganismos entre suas raízes, o que favorece tanto os processos aeróbios quanto os anóxicos (SEZERINO, 2002).

O biofilme é um conjunto de matéria particulada, bactérias, protozoários, fungos, animais, micro e macrorganismos que irão participar do consumo da matéria orgânica, da quebra de compostos por processo anaeróbio e aeróbio, tornando-se mais simples e de melhor assimilação pela macrófita. Esse processo é responsável pela ciclagem de nutrientes e condição de vida no meio. No biofilme ocorre a simbiose, que é uma associação entre seres vivos na qual ambos são beneficiados, pelos aderidos às raízes, rizomas das macrófitas e no solo, com as próprias macrófitas, resultando na remoção de nutrientes como amônia e/ou nitrato dos efluentes (SEZERINO, 2002).

Alguns estudos trazem resultados envolvendo o nitrogênio, devido ao processo de degradação que ocorre no biofilme, com a simbiose entre as macrófitas, raízes e microrganismos (MACHADO et al., 2017). A remoção de nitrogênio nos Wetland Construído de Fluxo Vertical (WC-FV) está associada à nitrificação e desnitrificação. A nitrificação é o processo microbiológico capaz de promover a conversão do nitrogênio amoniacal em nitrato, que é utilizado pelas plantas na síntese de suas proteínas. A desnitrificação é a transformação de nitratos em nitrogênio gasoso (N_2), que, na ausência de oxigênio atmosférico, bactérias desnitrificantes usam o nitrato para oxidar compostos orgânicos (respiração anaeróbia). Os *wetlands* de fluxo vertical apresentam uma particularidade devido à aeração do maciço filtrante resultante da alimentação intermitente que se houver baixa disponibilidade de oxigênio dissolvido no meio, a nitrificação não ocorre, (PLATZER, 1999; PELISSARI, 2017).

Por causa dessas entradas de oxigênio e das interações que ocorrem no biofilme entre macrófitas (raízes) e microrganismos, em sistemas WC de fluxo vertical, espera-se uma oxigenação maior no meio suporte e o favorecimento dos processos de nitrificação/desnitrificação (PELISSARI, 2017). Sendo assim, estudos em leitos cultivados de fluxo vertical, em batelada, foram os principais objetos do estudo realizado por Mazzola, Roston e Valentim (2005), para avaliar a remoção de nitrogênio de efluentes secundários. Os autores avaliaram três leitos cultivados, dois com macrófitas *Typha sp.* e *Eleocharis sp.* e um não cultivado, como controle, o material filtrante foi brita nº2 e foram testados o tempo de detenção hidráulico (TDH) de um, dois, três e quatro dias. O aumento do TDH até 4 dias favoreceu a redução dos parâmetros turbidez, DQO demanda bioquímica de oxigênio e fósforo. Não foram observadas remoções significativas para o nitrogênio amoniacal nos leitos cultivados, porém atingiu-se elevadas remoções de nitrato em todos os leitos para os tempos de um, dois, e três dias. Já Platzer et al.(2007), operaram um sistema em que, na primeira fase, foi aplicada uma carga orgânica de 0,28 kg e Depuração Bioquímica de Oxigênio (DBO) 5/m².d e, em seguida, uma carga de 0,35 kg DBO 5/m².d, apresentando-se remoção de 0,23 kg DBO₅/m².d (85%) com nitrificação de 84% na primeira fase e 0,32 kg BOD₅ m².d (92%) com nitrificação de 89% na segunda fase.

As transformações de nitrogênio em *wetlands* são complexas e diretamente associadas a fatores operacionais, como cargas hidráulicas e orgânicas, características dos fluxos hidráulicos, tempo de retenção hidráulica e tipo de macrófitas, sendo necessários estudos aprofundados para compreender as vias metabólicas possíveis nestes sistemas (PELISSARI et al., 2014). Destaca-se que a atividade de bactérias desnitrificantes foi beneficiada na camada saturada do *wetland* construído vertical descendente de fundo saturado (PELISSARI, 2017). Já a remoção do fósforo se dá por meio de reações de adsorção e de precipitação ao longo do material filtrante e do biofilme, e também por meio da absorção das plantas (BRIX, 1997; MONTEIRO, 2009).

2.3 Espécies de vegetação dos *wetlands*

As plantas aquáticas utilizadas em *wetlands* são as macrófitas, e elas são essenciais ao sistema pois são o suporte para o crescimento do biofilme, possuindo nobre importância na manutenção do equilíbrio ecológico e correto funcionamento e operação de WC

(ROUSSO, 2017), além de distribuir e diminuir a velocidade do fluxo e riscos de erosão (BRIX, 1997). Elas proporcionam boas condições para o processo de filtração onde suas raízes criam canais que convescem a formação de biofilme por micro-organismos, realizando a absorção de nutrientes e fluxo de oxigênio possibilitando o aumento na evapotranspiração (BRIX, 1997, SUNTTI; MAGRI; PHILIPPI, 2011; ROUSSO, 2017). Mas, para que todo processo ocorra em um WC, existe um período de adaptação das macrófitas (SUNTTI; MAGRI; PHILIPPI, 2011).

A seleção da espécie do WC deve levar em consideração a adaptabilidade da espécie devido a tolerância a ambientes saturados ou insaturados água/efluente, a confluência de matéria orgânica, teor de nutrientes ou outros poluentes específicos do efluente a ser tratado e a abundância da espécie na região de implantação. Essas considerações elevam o caráter ecológico e o baixo custo da tecnologia (ROUSSO, 2017).

No tratamento de efluentes domésticos ou industriais, a macrófita emergente mais utilizada é do gênero *Typha* (MATOS et al., 2010; SEZERINO et al., 2012; COSTA et al., 2013; FIA et al., 2014; GOMES et al., 2014; PELISSARI et al., 2014; BARRETO et al., 2015; SEZERINO, et al., 2015; SPERLING, 2015; ROUSSO, 2017; MATOS et al., 2018). Esta espécie é popularmente conhecida como Taboa (KADLEC R.H. et al., 2000; BRIX, 1997), sendo natural de ambientes alagados, possuindo crescimento acelerado e grande alcance radicular que possibilita bom desenvolvimento nos primeiros anos de cultivo em WC (BRIX, 1997; BRASIL et al., 2008; DORNELAS; MACHADO; SPERLING, 2009).

O desempenho de um Wetland Construído de Fluxo Horizontal (WC-FH) com *Typha sp.* (*Typha*) e *Brachiaria arrecta* (braquiária do brejo), foi avaliado na remoção de matéria orgânica, sólidos, nutrientes e coliformes, como pós-tratamento de efluentes de reatores UASB (esgotos sanitários) em escala piloto, para os TDH entre 1,3 a 5,3 dias (CALIJURI et al., 2009). Neste estudo, ressaltam-se as eficiências de remoção obtidas para Sólidos Suspensos Totais (SST) 70%, Nitrogenio de kjeldahl Total NTK entre (22 e 67%), DBO (80%). Estudo similar foi conduzido por Dornelas, Machado e Sperling (2009), em WC-FH plantado *Typha latifolia*, obtendo remoções médias superiores para o parâmetro SST (92%), porém resultados inferiores para N-NH3 (25%), DBO (63%).

Poucos estudos são reportados na literatura de sistemas de tratamento *wetlands* construídos com plantas nativas do cerrado brasileiro, apesar deste bioma apresentar um importante sistema *wetland* natural, as veredas. A *Eleocharis acutangula* (Roxb.) Schult, é uma espécie de vereda do cerrado, embora não se conheça sobre o potencial da espécie selecionada outras do gênero já foram utilizadas como fitorremediadores e até o ano de

2017, não foram encontrados estudos em WC relacionados com espécies deste bioma (FAXINA; BERTOLINO; DE AZEVEDO, 2017). Na comparação de filtros plantados e não plantados de efluentes, em sua maioria os do primeiro caso apresentam maiores eficiências de remoção. Por isso a espécie *E. acutangula* possui potencial de ser usado para descontaminação de outros tipos de efluentes (FAXINA; BERTOLINO; DE AZEVEDO, 2017). A grande variedade de plantas estudadas no Brasil e a baixa repetitividade de estudos com a mesma espécie de planta enfraquece a consolidação dos resultados de alta remoção.

Quando utilizada por Faxina, Bertolino e de Azevedo (2017) como macrófita emergente do WC a *E. acutangula* apresentou resultados de remoção de 87,9% de fósforo, 80,8% de nitrogênio e 92,69% de DQO em relação ao efluente bruto, operando em sistema, de batelada, fluxo vertical com TDH de 3 dias, e material filtrante cascalho. Esta pesquisa foi desenvolvida em laboratório, escala experimental em Uberlândia, MG.

Um experimento realizado por Elfanssi et al., (2018) para o tratamento de águas residuais em WC híbrido foi construído em três leitos de fluxo vertical em paralelo, seguidos de dois WC de fluxo horizontal-subsuperficial, sendo aplicado carga hidráulica de $0,5 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$ e $0,75 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$, respectivamente, carga orgânica de $194 \pm 14,66 \text{ g DBO}/\text{m}^2$ / de $28 \pm 11,36 \text{ g DBO}/\text{m}^2.\text{d}$, plantadas com *Phragmites australis* a uma densidade de 4 plantas/ m^2 . Cada leito foi abastecido durante 2 dias e intercalado com período de descanso para permitir a regulação do crescimento da biomassa e preservar as condições aeróbicas no interior do filtro. Os resultados obtidos através de avaliação do sistema completo (FV+FH), apresentaram eficiências de remoção de 95% para SST, 93% para DBO 5, 91% para DQO, 67% para N total e 62% para P total. O sistema apresentou capacidade muito alta para remover coliformes totais, coliformes fecais e estreptococos fecais (4,46, 4,31 e 4,10 unidades log, respectivamente).

Em um sistema WC híbrido operado de forma intermitente, o vertical (WC- FV), He et al., (2018) operou com taxa hidráulica utilizada de $0,24 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$ e TDH de 1 dia, enquanto no de fluxo horizontal (WC-FH), taxa hidráulica foi de $0,150 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$. Os registros de entrada e saída WC-FH foram fechadas após o abastecimento para atingir a taxa hidráulica projetada e TDH de 2,5 dias. Este sistema foi adequado para o tratamento de efluentes residências universitárias, obtendo taxas de remoção de DQO 59,0%, N total 57,7% e P total 82,8%, em média, durante o período operacional de nove meses

2.4 Meio filtrante

O meio filtrante funciona como suporte para as plantas se desenvolverem nos sistemas *wetlands*, além de participar dos processos de remoção de sólidos suspensos, da matéria orgânica particulada, do nitrogênio, do fósforo e de patógenos (SILVA, 2007). Em um sistema WC, o meio filtrante oferece um substrato sólido para o crescimento da planta e uma estabilidade para adesão e crescimento microbiano na formação do biofilme. Essas atividades atuam diretamente no tratamento de efluentes por meio de processos físicos e químicos (BRIX, 1997). Para o meio filtrante, sugere-se a utilização de mais de um material, visto que a característica do efluente é alterada no escoar, o que permite o uso de materiais de enchimento mais adequados, desde que inertes (SEZERINO, 2002). A disposição do material vai depender do fluxo selecionado para implantação, podendo ser colocados lado a lado ou sobrepostos.

A seleção do material do meio filtrante deve ser realizada considerando-se suas características físicas, como uniformidade, porosidade e condutividade hidráulica. Esses são fatores cruciais para o desempenho do sistema, por conferirem a capacidade de adsorção dos compostos presentes, e pela necessidade de permitirem a filtração de sólidos suspensos sem sofrer colmatção (SEZERINO, 2002; MONTEIRO, 2009; ROUSSO, 2017).

Sendo assim, a escolha de um material com maior porosidade favorece a ordenação regular do efluente, garantindo menor contingência e evitando a colmatção. A colmatção ocorre conforme o efluente é disposto e percola pelo material filtrante causando o entupimento pelo crescimento desordenado do biofilme e/ou pelo conglomerado de sólidos nos espaços vazios que impede a passagem do líquido. Esse impedimento tende a causar fluxo superficial com formação de lâmina d'água e poças onde a condutividade hidráulica intrínseca diminui até ocorrer a colmatção (SEZERINO, 2002; MONTEIRO, 2009).

Como mencionado anteriormente, o preenchimento total do sistema não precisa necessariamente ser feito com o mesmo material. A camada inicial é responsável por conter sólidos que ainda não foram removidos anteriormente e assegura a menor manutenção do sistema, dificultando a formação de lâmina na superfície, além de favorecer o crescimento do biofilme devido a maior concentração de matéria orgânica. Justifica-se o uso de menor granulometria e porosidade ao longo do perfil, pois já ocorreu a retirada da matéria orgânica o que reduz o crescimento exagerado do biofilme (SEZERINO, 2002; MONTEIRO, 2009). É válido ressaltar que, na tubulação do dreno na parte inferior, é

indicado o envolvimento com material de granulometria maior, para se evitar o surgimento de um fluxo preferencial (MELO et al., 2009).

Para esgotos domésticos, a literatura traz recomendações da utilização de areias e britas (BARRETO, 2016; CALIJURI et al., 2009; PELISSARI, 2017; ROUSSO, 2017; MATOS et al., 2018) para o tratamento de efluentes secundário e terciário, devido à maior facilidade de caracterização desses materiais (PLATZER, 1999; ARIAS et al., 2001).

Alguns sistemas são compostos por cascalho e areia, trazendo bons resultados de remoção (MACHADO et al., 2017). Entretanto, outros materiais filtrantes alternativos, como resíduos de atividades industriais (resíduos de construção civil, resíduos de indústrias de cerâmica) necessitam ser avaliados, uma vez que existem poucos estudos sobre eles no Brasil. Essa exploração pode aumentar a remoção de fósforo, pois o estudo dessas interações traz a relação entre os constituintes do leito e a adsorção de fósforo (VILAR et al., 2010).

2.5 Resíduo de cerâmica (RC)

Um material residual com potencial para ser implementado nos leitos de *wetlands* são os resíduos da construção civil, principalmente os resíduos da cerâmica (RC), que, por serem um subproduto, o material se torna mais econômico do que a brita, especialmente quando aplicado no local de origem, por evitar custos com transporte (DORNELAS; MACHADO; SPERLING, 2009) uma vez que podem ser oriundos da produção industrial ou são os provenientes de construções, reformas, reparos e demolições de obras de construção civil (BRASIL, 2010) e resultantes da preparação e da escavação de terrenos, tais como tijolos, blocos cerâmicos, concreto em geral, solos, rochas, metais, resinas, colas, tintas, madeiras e compensados, forros, argamassa, gesso, telhas, pavimento asfáltico, vidros, plásticos, tubulações, fiação elétrica etc., comumente chamados de entulhos de obras, caliça ou metralha (CONAMA, 2002). A gestão e o gerenciamento de resíduos sólidos deve seguir a ordem de prioridade, não geração, redução, reutilização, reciclagem, tratamento dos resíduos sólidos e disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos (BRASIL, 2010). Quando esse material é utilizado como material filtrante de WC, consegue-se atingir a prioridade da gestão de resíduos.

O uso do RC em leitos cultivados 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.

No estudo de Venske (2017), foi utilizado um sistema WC, escala piloto, fluxo horizontal subsuperficial, material filtrante de resíduos da construção e da demolição e planta ornamental *Zantedeschia aethiopica* para tratamento de água cinza sintética e para reuso. No regime de operação em batelada observou-se um aumento de 117% de sólidos totais para TDH de quatro dias e de 7,1% para dois dias, 86% para DQO e 20% para fósforo. No sistema intermitente com TDH de dois dias o aumento foi de 1100%, resultando em remoção de 8% para fósforo total e um aumento com pH máximo de 7,7. O RC (reciclado) sofre uma perda de material com a abrasão (MATUELLA et al., 2015) que pode ser três vezes maior quando comparado com o agregado convencional (brita) (TENÓRIO, 2007). Quanto à remoção de matéria orgânica, a eficiência na remoção da DQO foi de 57% e 86%, para um TDH de um e dois dias, respectivamente (VENSKE, 2017).

2.6 Critérios de projeto dos sistemas *wetlands*.

O tratamento de efluentes em WC é caracterizado por um projeto estrutural de operação simples, de baixa produção de biomassa, de baixo uso de energia externa e de alta eficiência de tratamento segundo a German Association for Water, Wastewater and Waste (DWA, 2017). Os WC possuem a vantagem de serem projetados nos mais variados cenários e arranjos tecnológicos com a flexibilidade da determinação do local de implantação, do dimensionamento, do regime hidráulico, do meio suporte, levando à otimização do tratamento (BARRETOS, 2016; PELISSARI, 2017). Até o presente momento, não há critérios de dimensionamento padronizados (SUNTTI, MAGRI, PHILIPPI, 2011) e, enquanto os requisitos de gerenciamento e os parâmetros de efluentes forem atendidos com operação adequada, os sistemas existentes podem continuar a ser operados (DWA, 2017). Para cada tipo de WC, os mecanismos de transformação físicos, químicos e biológicos são aprimorados, favorecendo-se a eliminação de diferentes contaminantes (MACHADO et al., 2017).

Como os sistemas WC não possuem parâmetros de projeto formatados em alguma norma ou documento específico, os arranjos variam de acordo com a região geográfica, com as características do efluente a serem tratadas e com o tipo de remoção que se deseja. Para se aperfeiçoar o desempenho desses sistemas, é necessário levar em consideração determinadas variáveis, como presença ou ausência de etapas primárias e secundárias,

alimentação contínua ou intermitente, material filtrante, carregamento hidráulico e orgânico, tipos de macrófita, condições climáticas locais, bem como as condições operacionais (MACHADO et al., 2017). Alguns países, como a Dinamarca, a Alemanha e a Áustria, possuem guias com diretrizes de projetos específicas para WC de fluxo vertical que visam o tratamento de efluentes secundários. Nesses países, a área adotada é de 3 m²/EP (Dinamarca) e de 4 m²/EP (Alemanha e Áustria), a carga orgânica máxima é de 27g DBO/m²d⁻¹ (Dinamarca) e 20g DBO/m²d⁻¹ (Alemanha e Áustria) e para o material filtrante recomenda-se areia. Esses guias internacionais garantem, nessas condições de dimensionamento, a remoção de 95% de DBO e de 90% de nitrogênio amoniacal. No Brasil, alguns estudos já foram conduzidos acerca do tratamento do efluente primário em WC-FV, sendo os principais parâmetros de projeto estudados o Tempo de Detenção Hidráulica (TDH), o Tempo Taxa de Aplicação Hidráulica (TAH) e a Carga Orgânica Aplicada (COA) (SPERLING, 2015; MANT et al., 2006; SEZERINO et al., 2012; PELISSARI et al., 2014; KAFER et al., 2015; TREIN et al., 2015).

O TDH é um importante parâmetro operacional nos sistemas de tratamento, sendo definido com o tempo em que uma molécula de água permanece no *wetland* em média, da entrada até a saída, sendo tipicamente calculado como a razão entre o volume do reator pela vazão de entrada do efluente. Contudo, o fluxo em zonas úmidas varia no espaço e no tempo, sendo que o volume do reator pode não considerar o volume preenchido pelas plantas e pelo material, apresentando “espaços mortos”, e, assim, um TDH teórico diferente do TDH medido. Na maioria dos estudos brasileiros não é encontrado TDH mínimo requerido – o TDH nem mesmo é empregado como parâmetro de construção. Entretanto, foi encontrado um máximo de 12 dias de detenção (SEZERINO, et. al, 2015) e TDH de 1 a 5 dias (POÇAS, 2015).

Outro importante critério de dimensionamento dos WC de fluxo vertical é a carga orgânica de entrada aplicada e taxa hidráulica aplicada, sendo que nesses sistemas não é possível exceder 120L/m²d, havendo intervalo entre as cargas no mínimo de três horas. A vazão diária de alimentação dividida pela área superficial do leito é chamada de vazão de alimentação ou taxa hidráulica (KADLEC R.H. et al., 2000). Os tubos de distribuição devem ter um diâmetro de cerca de 40 mm com orifícios de abertura circulares com um diâmetro não inferior a 8 mm para evitar o bloqueio das aberturas com sólidos e recomenda-se que o WC-FV seja projetado de modo que um quarto da superfície total esteja em fase de repouso (DWA, 2017).

Os critérios de projeto dos WC incluem a escolha da espécie da planta a ser utilizada, dos materiais para compor o meio filtrante, além dos parâmetros de dimensionamento como, TDH e COA. Na Tabela 1, são apresentadas as condições operacionais e o desempenho de sistema WC em estudos de diferentes efluentes. Na literatura, são encontrados valores para COA variando de 12 g DBO/m²d⁻¹ (MOREL; DIENER, 2006; SEZERINO *et al.*, 2012) a 80 g DBO/m²d⁻¹ (PELISSARI, 2017).

Os sistemas de tratamento por *wetland* construído é uma alternativa promissora para locais de baixa concentração populacional, como condomínios, uma vez que, para o WC com fluxo verticalmente subsuperficial o espaço requerido costuma ser de 1-3 m² por população equivalente (PE) para tratamento de esgoto doméstico.

Tabela 1- Síntese de resultados obtidos em relação ao fluxo, macrófita, TDH, nitrogênio amoniacal, fósforo total, DQO e DBO

Autor (Ano)	Fluxo	Macrófita	TDH (dia)	Remoção de Nitrogênio (%)	Remoção de Fósforo Total (%)	Remoção de DQO/DQO (%)
Platzer et al. (2007)	FV	<i>Typha sp.</i>	NI	84, 89	NI	85, 92
Calijuri et al. (2009)	FH (FS e FSS)	<i>Typha sp.</i> e <i>Brachiaria arrecta</i>	1,3 a 5,3	22 e 67	25 e 79	80
Dornelas et. al. 2009	WC-FH	<i>Typha latifolia</i>	1,2	25	44	63
Bordin (2010)	FS	<i>Typha sp.</i>	NI	56	67	56
	FSS	<i>Hedychium coronarium</i>	1,3	11	5	30
Kletecke (2011)	FSS	<i>Heliconia</i>	1,2	10	8	39
	FSS	<i>Cyperus alternifolius</i>	1,3	6	5	33
	FH-SS	<i>Colocasia esculenta</i>	1,1	11	8	2
Ucker (2012)	FV-SS	<i>Vetiveria zizanioides</i>	3,4	94	91	87
	FV-SS	<i>Vetiveria zizanioides</i>	1,9	74	70	72
	FH-SS	<i>Zantedeschia aethiopica</i>	2, 4 e 6	NI	20	86
Venske (2017)	FH-SS	<i>Zantedeschia aethiopica</i>	1 e 2	NI	8	56; 86
Faxina et. al (2017)	FV-S	<i>Eleocharis acutangula</i>	3	81	88	93
Elfanssi et al. (2018)	FV+FH	<i>Phragmites australis</i>	2	67	62	91; 93
He et al. (2018)	FV+FH	<i>Canna indica L.</i> , <i>Juncus effusus L.</i> , and <i>Scirpus validus Vahl</i>	1 a 2,5	58	83	59
Fonte: A autora		NI-não informado				

METODOLOGIA

3.1 Área de estudo: Condomínio empresarial PK Center Uberlândia

A pesquisa foi realizada no condomínio empresarial PK Center Uberlândia, localizado na Rodovia BR 497, Km 1+480 metros, s/n, Jardim Europa, município de Uberlândia-MG (Figura 2). A vegetação típica presente nas áreas remanescentes e também na reserva legal do local é de característica do bioma cerrado. Esse condomínio é classificado como condomínio logístico, onde as atividades desenvolvidas pelas empresas que nele estão alocadas são, em sua maioria, centros de distribuição. Neste local, não é desenvolvida atividade industrial, sendo que o efluente tem características semelhantes ao esgoto doméstico. A geração de efluente diferencia-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 29.000 m² de área de jardins e paisagismo, com potencial para reuso de efluente para a irrigação (ELFANSSI et al., 2018; STEFAN; DUMENCU; WANG, 2019) e 30.000 m² de reserva legal.

Figura 2-Vista aérea do condomínio empresarial – PK Center Uberlândia.



Fonte: Arquivo PK Center (2018)

O abastecimento de água é feito parcialmente pelo Departamento Municipal de Água e Esgoto (DMAE) e funciona por Sistema Alternativo Coletivo (SAC) por poço profundo, pertencente a Bacia Estadual Córrego Beija-Flor e a Bacia Federal do Paranaíba, sendo

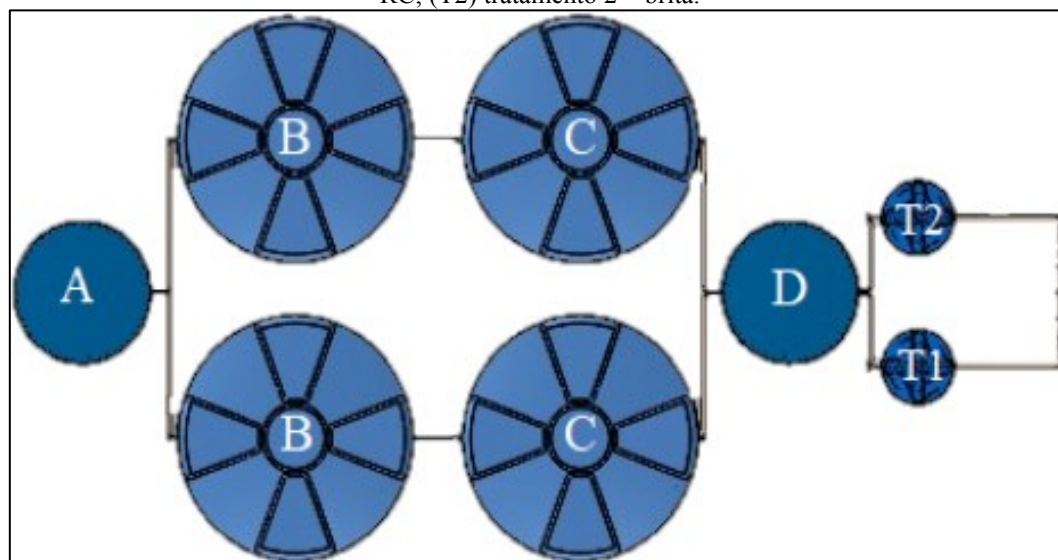
devidamente outorgado pelo órgãos regulamentadores estadual, a Superintendência Regional de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável do Triângulo Mineiro e Alto Paranaíba (SUPRAM TMAP) e municipal, a Vigilância Ambiental de Uberlândia (VIGAM). O consumo da água do poço é monitorado diariamente por leitura de horímetro (saída do poço) e hidrômetros (saída do poço e da irrigação), com histórico de consumo completo desde 10/2016. O uso da água em todo condomínio é similar ao consumo doméstico para limpeza do local, higienização pessoal, consumo humano, irrigação de jardins. A vazão média anual de consumo do poço é de 23,88 m³/dia, sendo que usa-se 4,8 m³/dia desse número para irrigação de jardins. A água pluvial de drenagem dos pátios e das ruas é encaminhada para uma lagoa de contenção de capacidade para 24.691,7m³, e posteriormente lançada em curso d'água.

Todo efluente é coletado e encaminhado para tratamento em sistema pré-existente, tanque séptico seguido de filtro anaeróbico (TS/FA), desde 2010. De acordo com os projetos apresentados pela diretoria do condomínio, para o dimensionamento do sistema de tratamento TS/FA, foi considerada uma população flutuante de até 800 pessoas. O projeto hidrossanitário apresenta a coleta de esgoto unificada dos efluentes chamados de águas cinzas, que são, resumidamente, as das pias e dos chuveiros, e das águas negras, que são aquelas que apresentam material fecal e urina, oriunda das bacias sanitárias. O tratamento do efluente do TS/FA antecede o lançamento do esgoto na rede do DMAE.

3.2 Unidades experimentais – WC fluxo vertical

Este estudo foi conduzido com a construção de dois leitos experimentais de WC-FV, após o sistema TS/FA denominados Tratamento 1 (T1) e Tratamento 2 (T2), havendo o polimento de efluente secundário proveniente do sistema TS/FA, configurando o sistema ETE Experimental de Tratamento e Reuso de Esgotos PK Center (Figura 3).

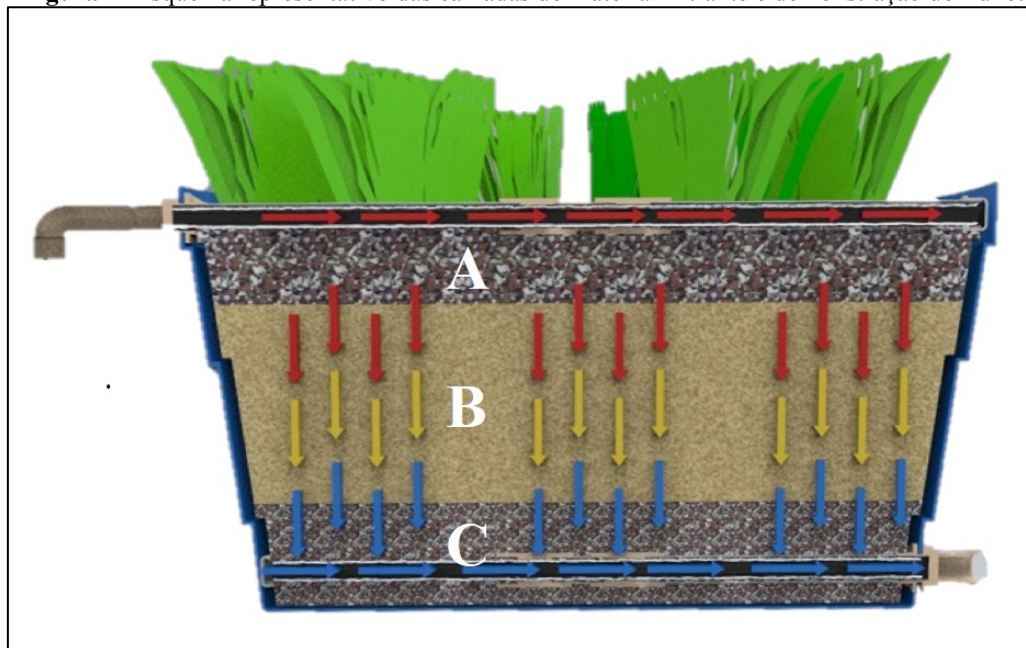
Figura 3 - Esquema representativo das unidades experimentais estudadas ligados a TS/FA. (A) entrada geral (efluente bruto); (B) tanque séptico; (C) filtro anaeróbico; (D) elevatória (efluente tratado); (T1) tratamento 1 – RC; (T2) tratamento 2 – brita.



Fonte: A autora.

Para o dimensionamento dos leitos WC, foram considerados os seguintes parâmetros: regime de fluxo, volume total, volume útil, carga orgânica aplicada, porosidade do material filtrante, área superficial, taxa hidráulica, profundidade, vazão por tratamento, TDH, número de pulsos, intervalo de pulsos, período de descanso do leito. A configuração do WC escolhida foi a de fluxo superficial vertical descendente (Figura 4), uma vez que ela 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 (PELISSARI, 2017). A unidade T1 foi preenchida com resíduo de cerâmica e cultivada com a espécie *E. acutangula*, e a unidade T2 foi preenchida com brita e cultivada com a espécie *Typha sp.*

Figura 4- Esquema representativo das camadas do material filtrante e demonstração do fluxo.

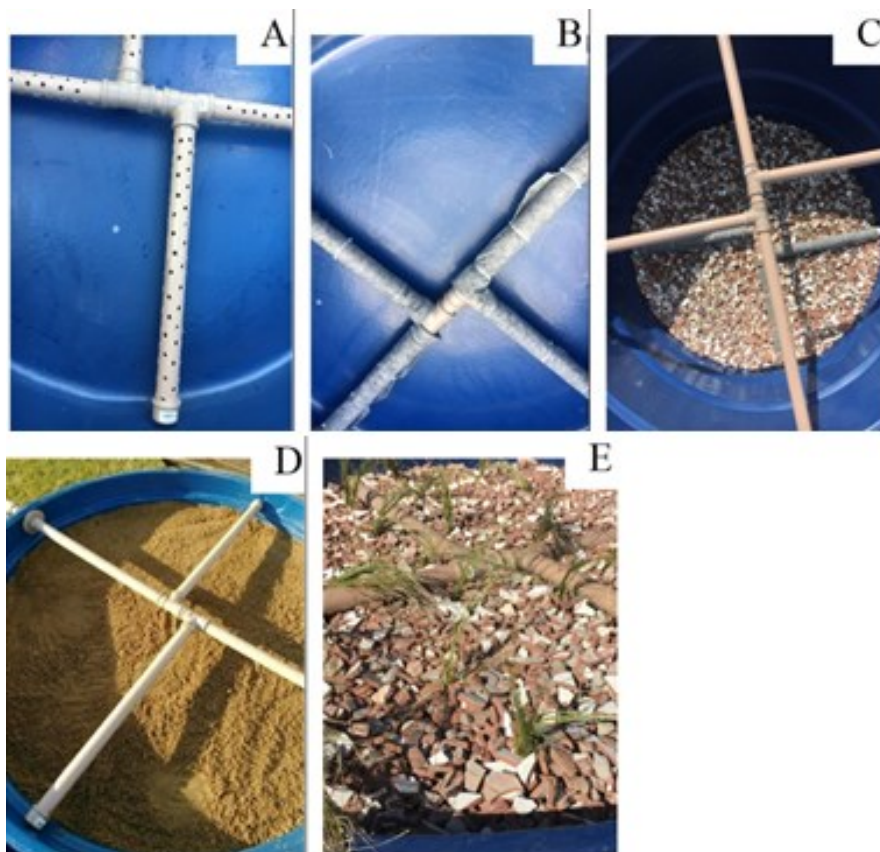


Borda Livre de 6 cm; Camada Filtrante (A e B) de 65 cm, sendo: 8 cm de material granulometria Nº1; 2 cm de material granulometria Nº 0 e 55 cm de areia grossa; Camada de Fundo (C) com tubulação de drenagem 5 cm com material granulometria Nº1. Sendo Tratamento 1 (RC) o material de granulometria Nº 0 e 1 foi o RC e no Tratamento 2 (BRITA) foi a brita. A areia grossa empregada como material filtrante parcial de ambos possui características de diâmetro efetivo (d10) de 1,2 a 4,8 mm.

Fonte: A autora

Os leitos experimentais WC foram construídos utilizando-se reservatório circular feita de polietileno com dimensões de área superficial de 1,79m², profundidade de 0,76 m e volume total de 1m³. A tubulação de distribuição, em PVC rígido DN 40, foi perfurada ao longo de sua extensão inferior longitudinal (Figura 5A), com furos de 8mm. Esta tubulação foi apoiada sob uma camada de 0,08m de material granulometria nº1, 0,02 m, granulometria nº0, que ficava sobre a areia grossa, utilizada como material filtrante parcial de 0,55m de altura. A tubulação de coleta, em PVC rígido com DN 40, foi perfurada ao longo de toda a extensão superficial longitudinal com furos de 8mm, revestida com manta de impermeabilização bidim (Figura 5B) para impedir a passagem de partículas sólidas sobre de uma camada de 0,05m de espessura de granulometria nº1 que foi assentada no fundo do tanque (Figura 5C). A tubulação de distribuição e coleta foi disposta de forma cruzada com ângulo de 90° (perpendicular, Figura 5D). Acima do leito foi realizado o plantio de mudas (Figura 5E).

Figura 5 - Fotos ilustrativas da instalação dos leitos. (A) detalhe furos – PVC DN 40; (B) tubulação revestida; (C) detalhe da camada de fundo do material filtrante (granulometria 1); (D) detalhe do assentamento da areia grossa; (E) leito plantado e tubulação de distribuição do afluente – PVC DN 40.



Fonte: A autora.

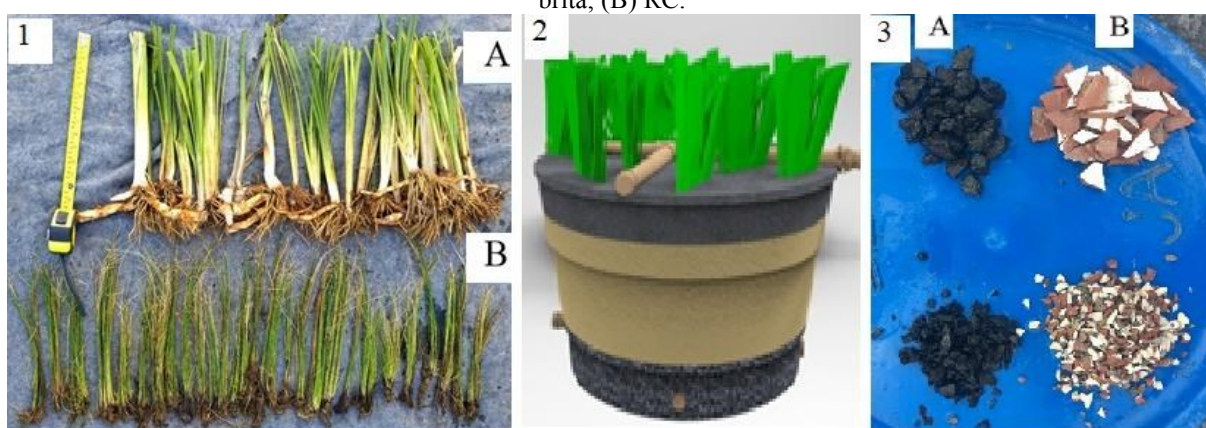
O RC foi coletado no próprio condomínio, oriundo de uma reforma de salas comerciais. O material foi britado a mão e passado em peneira para atingir partículas com tamanho e porosidade equivalente a brita 0 (zero), dimensões de 4,8 mm a 9,5 mm e brita 1 (um) com dimensões de 9,5mm a 19,5 mm.

Os materiais, brita e RC, foram lavados com água corrente para retirada dos materiais pulverulentos, sendo que esse procedimento foi repetido três vezes. A areia grossa não foi lavada, pois, para chegar a essa granulometria, ela passa por esse processo. Após este período de limpeza dos materiais, procedeu-se a partida dos sistemas, alimentados com efluente secundário em regime batelada, em dois TDH, 3 e 4 dias. Após a partida (também conhecida como adaptação), duas fases em regime intermitente foram monitoradas em função da carga orgânica aplicada (COA) por área. Neste estudo foram avaliados três valores de COA: Fase 1 – até 1,59 g DBO/m²d⁻¹; Fase 2 – até 6,56 g DBO/m²d⁻¹; Fase 3 – até 35,57 g DBO/m²d⁻¹.

Na fase 1, alimentação em batelada, o abastecimento foi temporizado manualmente (cronômetro), com duração de 3 minutos e 10 segundos de abastecimento abrangendo os finais de semana o TDH de 3 dias, porém sem coletas de amostras de entrada e saída. Na fase 2 e 3, a alimentação dos leitos foi intermitente (por pulsos), com sistema de bombeamento e temporizador automatizado de 4 minutos. Em períodos de manutenção da bomba, os leitos permaneceram cheios preferencialmente com efluente para garantir o desenvolvimento da planta. Quando impossibilitados de enchimento com efluente, foi realizado o enchimento com água. A bomba utilizada foi do modelo Schneider Submersa (BSC 200 – 2 cv). Na saída de cada tratamento, foram instalados um registro e uma torneira. As saídas dos tratamentos foram unificadas e equipadas com um hidrômetro para medição de vazão de até 1,5m³/hora, que, por gravidade, encaminha o efluente tratado para a caixa de passagem ligada na rede do DMAE.

A espécie de macrófita utilizada no T1(material filtrante RC), *E. acutangula* (Figura 6 1B), foi comprada, uma parte, em loja especializada, outra parte foi coletada em vereda da região. Já no T2, a espécie *Typha sp.* (Figura 6 1A) foi coletada em uma área alagada *in natura* com realização de corte para padronização. Foram plantadas 39 mudas de taboa e 39 touceiras de mudas de *E. acutangula*, sendo que o espaçamento do plantio foi de 0,20 m por 0,20 m, uma vez que as mudas tinham um comprimento de aproximadamente 0,35 m, para não sofrerem tombamento (BORDIN, 2010).

Figura 6- Registro fotográfico e esquema representativo. (1) Vegetação utilizada padronizada – (A) *Typha*; (B) *E. acutangula*; (2) Esquema representativo do leito com vegetação; (3) Material do meio filtrante parcial - (A) brita; (B) RC.



Fonte: A autora

Foi necessário realizar replantio devido ao ataque sofrido por invasores (cachorros e pássaros) que arrancavam as mudas escavando o leito. Isso ocorreu principalmente com

a *E. acutangula*, que não demonstrou estabilidade suficiente de fixação das raízes na fase inicial. Ações mitigadoras foram empregadas: (i) replantio das mudas; (ii) nivelamento do leito; (iii) corte das mudas até que elas ficassem com 15cm; (iv) cobertura do leito com tela. Com o emprego dessas ações mitigadoras, as macrófitas desenvolveram-se. É importante, então, destacar que essas ações devem ser contínuas.

3.3 Monitoramento do sistema de tratamento

O monitoramento dos sistemas foi realizado pela caracterização do efluente secundário, por meio de coleta de amostras simples do afluente provenientes do sistema de tratamento TS/FA e da caracterização do efluente das saídas das unidades T1 e T2 para determinações dos parâmetros físico-químicos e bacteriológicos. A partida do sistema WC foi realizada no dia 18 de junho de 2018 e finalizada em 08 de janeiro de 2019. A rotina de monitoramento em função do TDH aplicado e o tempo total de cada fase está apresentada na Tabela 2.

Tabela 2- Rotina de monitoramento em função do TDH aplicado e o tempo total.

UNIDADE	FASE 1	FASE 2	FASE 3
	REGIME BATELADA	REGIME INTERMITENTE	
ALIMENTAÇÃO	TDH 4 e 3 dias	1 pulso/d	5 pulsos/d
Nº DIAS	130	28	40
N*	8	7	6

Fonte: A autora

N*- número de repatições

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/AWWA/WEF, 2012), como demonstra a Tabela 3.

Tabela 3- Parâmetros avaliados no afluentes geral e efluente de cada leito.

Parâmetro	Unidade	Metodologia
pH		<i>SMWW 22st edition, 2012 Method 4500 H+B</i>
<i>DQO</i>	<i>mg/L</i>	<i>SMWW 22st edition, 2012 Method 5220 D</i>
<i>DBO</i>	<i>mg/L</i>	<i>SMWW 22st edition, 2012 Method 5210 B</i>
<i>Turbidez</i>	<i>NTU</i>	<i>SMWW 22st edition, 2012 Method 2130 B</i>
<i>SDT</i>	<i>mg/L</i>	<i>SMWW 22st edition, 2012 Method 2540 C</i>
<i>Temperatura</i>	<i>°C</i>	<i>SMWW 22st edition, 2012 Method 2550 B</i>
<i>Nitrogênio Total</i>	<i>mg/L</i>	<i>SMWW 22st edition, 2012 Method 4500 N</i>
<i>Fósforo Total</i>	<i>mg/L</i>	<i>SMWW 22st edition, 2012 Method 4500 P E</i>
<i>Coliformes Totais</i>	<i>NMP/100mL</i>	<i>SMWW 22st edition, 2012 Method 9223 B</i>

Fonte: A autora

Esses parâmetros foram selecionados na listagem estabelecida para lançamentos em corpos d'água receptores do CONAMA - nº357/2005 e 430/2011 (BRASIL, 2005, 2001), do COPAM/CERH-MG - nº 01 de 05 de maio de 2008 (MINAS GERAIS, 2008) – e do Decreto nº 13.481, de 22 de junho de 2012 (UBERLANDIA, 2010). Considerando-se, ainda, a possibilidade do reuso do efluente, foi avaliada a ABNT nº13.969 de 1997.

3.4 Análise estatística

A análise estatística dos dados foi avaliada com análise descritiva, posteriormente foram realizados testes de hipótese. O estudo da normalidade foi realizado com tipo de teste Shapiro-wilk. Para dados com distribuição normal foi aplicado o teste estatístico T – Student e para dados não paramétricos, foi feito o teste de Wilcoxon. Toda análise estatística foi realizada com 95% de significância e utilizando-se *software* Action Stat, plataforma operacional do Excel

RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Infiltração dos *wetlands* construídos de fluxo vertical e parâmetros de entrada

Conforme alimentação explicada em materiais e métodos o tempo de infiltração do efluente secundário nos leitos foi verificado aferindo-se o momento de saída por temporizador manual (cronômetro) em cada fase. Na fase 1, sistema em regime batelada (TDH 3 – 4), o tempo de infiltração no T2 (brita) variou de 13 a 18 minutos, tempo superior ao encontrado para o T1(RC), que foi de 5,33 até 10 minutos, uma vez que o meio filtrante estava saturado de efluente, havendo uma infiltração mais rápida. O regime em batelada favorece a partida do sistema.

Na fase 2, de regime intermitente, onde a maior parte do tempo o sistema encontrava-se seco, com baixa saturação, exceto em dias de chuva, o tempo máximo de infiltração foi de 74 minutos no T1 e de 42 minutos no T2. Já na fase 3, aplicando-se cinco pulsos diários em regime intermitente, apenas o tempo de infiltração do primeiro pulso foi monitorado, e variou de 15 a 22 minutos em T1 e de 18 a 21 minutos em T2. No dia 198º, após o primeiro pulso do dia, a infiltração no leito foi muito lenta, apresentando tempo de 300 minutos para T1 e T2. Nessa situação, considerou-se o início de um processo de colmatção dos WC, o que foi constatado no dia 203º, quando não foi possível realizar a coleta, pois não houve infiltração, sendo que o local permaneceu alagado por dias (esse período não foi contabilizado). Como uma tentativa de se recuperar o sistema, ele foi deixado em descanso (TREIN et al., 2015) ou operando com baixa carga orgânica e baixa taxa hidráulica por 30 dias buscando reverter o processo e para não afetar a população de bactérias nitrificantes ou desnitrificantes (PELISSARI, 2017). Após o período de descanso, no dia 235º, o sistema se recuperou, chegando a uma taxa de infiltração de 0,93 L.min⁻¹. Neste estudo, a avaliação do monitoramento dos WC T1 e T2 foi realizada com os dados de 198 dias de operação.

Salienta-se que as fases 2 e 3 operaram em período de chuva, enquanto a fase 1 ocorreu em período de seca, atingindo apenas o início das chuvas. Notou-se que, em dias de chuva, quando o sistema se encontrava molhado, a infiltração acontecia mais rapidamente em relação aos dias de seca. A condutividade hidráulica de um material filtrante é uma propriedade que expressa a facilidade com que a água nele se movimenta

(GONÇALVES; LIBARDI, 2013) e tem seu valor máximo quando o meio se apresenta saturado, ou seja, seu valor decresce acentuadamente com a diminuição da presença de umidade no meio (HURTADO, 2004).

Portanto, a condutividade hidráulica de um meio atinge o ápice em meios saturados e é altamente dependente da umidade. A infiltração ocorre com a gravidade e com a capilaridade, que estão diretamente ligadas à distribuição do tamanho dos grãos, à porosidade, à matéria orgânica, às características estruturais, como textura e teor de umidade (características granulométricas) (HURTADO, 2004). Ou seja, o tamanho e a forma dos poros do material filtrante, tais como densidade, textura, estrutura e porosidade (propriedades físicas), são propriedades que afetam a distribuição do efluente e influenciam na condutividade hidráulica. As propriedades físicas do RC diferenciam-se das da brita no que se refere ao formato (Figura 6), sendo o RC mais achatado e com quinas, enquanto a brita aproxima-se do formato esférico. A brita zero (ou pedrisco) possui dimensões de 4,8 mm a 9,5 mm, e a brita 1 apresenta dimensões de 9,5 mm a 19 mm, (ABNT, 2007). Ambas têm origem basáltica com capacidade de absorção de 4,02 % de água e granítica apenas 0,50 % (SILVA JÚNIOR; MARTINELLI, 2014).

O RC utilizado nesta pesquisa é constituído por revestimento de base vermelha, com acabamento superficial, ou seja é esmaltada (*glazed*), formada pela base de argila, fabricada pelo método prensado, com capacidade de absorção de água 0,5 e 3% (ABNT, 1997). Esse tipo de RC apresenta uma camada impermeabilizada, que pode ter favorecido a infiltração mais rápida na fase 1, considerando-se a saturação do material filtrante. Essa situação pode ter sido invertida nas fases 2 e 3, devido à formação do biofilme e acúmulo de material orgânico (Figura 7). O desenvolvimento não homogêneo do biofilme ao longo de toda a profundidade do meio interfere na condutividade hidráulica de um leito de fluxo vertical (PENIDO, 2009).

Figura 7- Registro fotográfico do crescimento de musgos no tratamento T1- RC.



Fonte: A autora.

Quanto à influência da planta no tempo de infiltração, é preciso salientar que as raízes das macrófitas *E. acutangula* e *Typha*, não são semelhantes e podem interferir no potencial de infiltração, visto que uma das funções das plantas e de suas raízes em um WC é a de convalescer a infiltração no meio (Figura 6).

Das 39 mudas inicialmente plantadas, no 79 dia, foram contabilizadas apenas 9 touceiras de mudas no T1 e 8 mudas no T2. No dia 98, foi verificado a morte de mais quatro mudas de *E. acutangula*. Tal perda das espécies foi ocasionada por ataques de aves e cachorros, por várias vezes flagrados no local, bem como pela presença de fezes na superfície do sistema de tratamento. O replantio foi realizado no dia 114, totalizando nove touceiras de mudas de *E. acutangula* e no dia 169. As mudas de *E. acutangula* foram colhidas em uma vereda de Uberlândia-MG e plantadas imediatamente após a colheita.

O recobrimento do leito com tela no T1 foi realizado após o plantio do dia 114, para inibir o ataque dos predadores. É importante frisar que, até o dia 130, o leito foi operado na fase 1, e não houve falta de alimentação significativa. Entre problemas de alimentação e trocas de fases, o sistema sofreu alguns momentos de falta de efluente, fato que ocasionou no amarelamento das folhas nos dois tratamentos, durante a fase 2, provavelmente devido à falta de água e nutrientes. Essa observação das macrófitas levou à mudança de operação dos WC, para 5 pulsos diários, na fase 3, o que acarretou na recuperação imediata das plantas (Figura 9).

Figura 1- Registro fotográficos das macrófitas amareladas na fase 2. Imagem da esquerda *E. acutangula* no T1, imagem direita *Typha* no T2.



Fonte: A autora

Figura 2- Registro fotográficos das macrófitas em recuperação durante a fase 3. Imagem da esquerda *E. acutangula* no T1, imagem direita *Typha* no T2.



Fonte: A autora

Em relação aos parâmetros de entrada, o afluente nos leitos T1 e T2 foram provenientes de um sistema de tratamento já existente no condomínio empresarial, constituído de um tanque

séptico seguido de um filtro anaeróbio (TS-FA). A caracterização desse afluente foi avaliada em função do parâmetro DBO e suas concentrações e eficiências são apresentadas na Tabela 4.

Tabela 1- Dados da concentração de DBO no sistema de tratamento TS/FA, no período de junho de 2017 a janeiro de 2019

AMOSTRAGEM	DBO (mg. L ⁻¹)		EFICIÊNCIA (%)
	ENTRADA	SAÍDA	
13/06/2017	118	41	65
11/07/2017	137	62	55
16/08/2017	195	61	69
12/09/2017	781	68	91
10/10/2017	568	171	70
07/11/2017	98	90	8
20/12/2017	631	109	83
29/01/2018	164	59	64
13/03/2018	91	41	55
06/04/2018	141	58	59
10/05/2018	171	56	67
14/11/2018*	7705	1436	81
20/12/2018	223	86	62
MÉDIA	277	74	62
MAX	781	171	91
MIN	91	41	8
DP	207	27	13
COEF. DE VARIAÇÃO	75	36	21

*Dado desconsiderado na análise estatística descritiva.

Fonte: A autora

O sistema TS/FA foi configurado considerando-se uma população equivalente de 800 habitantes e está de acordo com a ABNT NBR 7229 (1993), segundo arquivo disponibilizado pelo condomínio. Como descrito na metodologia (Item 4.1, 20p) a população no condomínio é flutuante, justificando a grande variação encontrada na concentração da DBO de entrada, variando de 91 mg.L⁻¹ a 781 mg.L⁻¹, com exceção do dado do dia 14/11/2018 (7705 mg.L⁻¹) que se deve ao transbordamento do tanque séptico, retornando material orgânico para o tanque de recebimento do esgoto bruto. Após o ocorrido, no dia 17 de dezembro de 2018 foi realizada a limpeza do sistema, retornando à normalidade a concentração de DBO no sistema (Tabela 4). Quanto às variações nas concentrações de saída do sistema, o incorreto procedimento de monitoramento e limpeza (superior a 1 ano) da fossa séptica, também justifica a grande variação observada (CV de 36%, desconsiderando o dado do dia 14/11/2018) e média na remoção da DBO de 62±13% (Tabela 4).

A partir dos parâmetros operacionais das unidades de tratamento WC: área superficial de 1,79 m², volume por pulso entre 0,16 a 0,195 m³ e DBO média de 74mg.L⁻¹, sendo desconsiderada a concentração de 1436 mg.L⁻¹ pois, por se tratar um valor isolado resultaria em erros de projeto, foram definidos os valores das COA e TAH durante as fases 1, 2 e 3 (Tabela 5).

Tabela 2- Valores dos parâmetros operacionais aplicados em cada fase no sistema WC em T1 e T2.

PARÂMETRO	FASE 1	FASE 2	FASE 3
	0 a 130 dias	131 – 158 dias	159 – 198 dias
Q (m ³ /d)	0,05	0,19	0,95
CO (g DBO. d ⁻¹)	2,85	11,74	50,26
COA (g DBO. m ⁻² . d ⁻¹)	1,59	6,56	35,57
TAH (m ³ / (m ² .d))	0,03	0,11	0,53
N (nº de amostras)	8	7	6

Fonte: A autora

4.2 Desempenho dos *wetlands* construídos, tratamentos T1 e T2

As concentrações obtidas durante as três fases avaliadas nos WC T1 e T2 e a análise descritiva dos dados são apresentadas na Tabela 6. A análise e a discussão de cada parâmetro serão abordadas nos itens seguintes.

Tabela 3- Concentração, número de amostras (N), concentrações médias, mínima e, máximas dos WC T1 (RC) e T2 (brita) durante o monitoramento das fases 1, 2 e 3.

	DBO			DQO			CT			P			N			Turbidez			SDT			pH			
	Dia	Afl.	T1	T2	Afl.	T1	T2	Afl.	T1	T2	Afl.	T1	T2	Afl.	T1	T2	Afl.	T1	T2	Afl.	T1	T2	Afl.	T1	T2
Fase I	4	59	13	8	144	31	19	3,00E+06	3,00E+04	1,00E+04	7,50	0,30	0,90	48,1	5,1	8,6	31,0	1,4	18,0	424,0	596,0	256,0	7,0	6,7	7,5
	11	59	8	2	145	19	19	2,00E+06	6,00E+04	3,00E+04	6,60	0,20	0,23	58,5	10,1	7,1	25,5	8,4	8,8	264,0	672,0	532,0	7,1	7,6	7,7
	18	53	6	6	133	19	19	1,00E+07	9,00E+04	1,00E+04	6,70	0,50	0,24	73,2	49,8	12,7	31,9	7,0	23,0	668,0	616,0	540,0	7,6	7,6	7,5
	39	61	2	14	150	19	38	5,00E+06	6,00E+02	6,68E+05	0,70	0,20	0,22	58,0	26,4	13,8	39,0	3,4	3,5	144,0	616,0	576,0	7,1	7,1	6,9
	95	60	14	13	161	22	20	3,90E+07	2,30E+06	4,80E+02	8,50	0,10	0,04	87,3	34,9	17,5	34,2	1,2	1,1	712,5	430,0	443,0	8,6	7,0	7,4
	102	81	11	15	130	68	68	1,90E+05	4,40E+04	8,80E+02	0,50	0,00	0,01	52,8	36,2	40,2	33,1	1,7	2,4	656,0	492,0	480,0	7,2	6,8	6,5
	109	61	18	23	125	46	52	6,00E+06	1,60E+03	1,50E+03	5,40	0,10	0,01	42,1	22,5	NR	59,6	1,7	1,7	418,0	471,0	485,0	7,0	6,7	6,4
	130	47	7	22	110	31	61	1,50E+06	6,00E+02	1,15E+03	4,80	0,10	0,00	94,2	9,8	15,0	26,1	0,4	0,9	343,0	268,5	281,5	7,6	7,2	6,6
Fase 2	134	67	37	24	157	92	92	7,50E+05	2,40E+04	1,04E+05	9,90	0,20	1,10	NR	NR	NR	61,4	3,2	4,9	878,0	539,5	544,0	7,4	6,9	6,5
	135	69	15	29	141	63	68	NR	NR	NR	12,10	0,70	1,50	NR	NR	NR	20,3	3,2	5,5	717,5	540,5	516,5	7,5	6,9	6,7
	141	53	16	23	152	61	73	7,20E+05	8,00E+02	4,00E+04	9,30	0,20	1,70	NR	NR	NR	25,8	2,0	6,6	674,5	570,0	568,0	7,9	7,0	6,7
	142	72	20	23	136	66	72	1,20E+06	1,80E+04	1,80E+05	7,90	0,40	1,70	NR	NR	NR	24,2	2,7	6,1	564,0	554,5	546,5	7,7	7,2	6,8
	149	48	3	3	125	18	14	7,00E+06	2,40E+04	4,00E+04	7,20	0,90	1,40	NR	NR	NR	47,9	8,1	16,0	497,5	160,0	150,5	7,9	6,9	6,4
	156	48	14	19	157	58	55	4,00E+06	4,00E+02	1,00E+02	7,00	1,70	1,60	NR	NR	NR	28,7	9,4	18,6	467,0	292,5	262,5	7,1	6,2	5,9
	158	76	7	8	157	34	27	3,10E+05	8,90E+01	9,30E+04	6,90	0,50	0,60	NR	NR	NR	32,6	1,5	1,8	500,1	415,0	413,0	7,4	6,8	6,1
Fase 3	161	86	28	26	163	69	67	1,00E+07	9,40E+03	1,50E+04	NR	NR	NR	NR	NR	NR	12,4	7,0	5,9	492,0	467,0	387,5	7,6	6,8	6,7
	163	69	23	19	156	51	39	4,80E+06	2,90E+02	1,10E+05	NR	NR	NR	NR	NR	NR	28,5	5,8	5,5	483,5	363,0	351,0	7,5	6,7	6,3
	168	95	36	31	167	72	62	5,60E+05	7,20E+04	1,90E+04	NR	NR	NR	NR	NR	NR	31,5	12,5	6,8	481,5	387,0	374,0	7,6	6,9	6,6
	170	50	27	23	135	60	55	7,90E+05	5,00E+04	1,90E+04	NR	NR	NR	NR	NR	NR	18,2	10,4	5,6	449,5	384,0	333,5	7,6	6,8	6,6
	177	77	29	31	156	53	20	5,70E+06	1,10E+05	4,30E+04	NR	NR	NR	NR	NR	NR	38,3	7,1	5,7	622,0	342,5	295,0	7,8	7,1	6,9
	198	26	19	17	60	46	58	2,00E+06	1,00E+06	1,00E+04	NR	NR	NR	NR	NR	NR	24,5	12,7	7,0	313,5	258,0	255,0	6,9	6,8	6,9
N	21	21	21	21	21	21	20	20	20	15	15	15	8	8	7	21	21	21	21	21	21	21	21	21	21
Média	63	17	18	141	48	48	5,23E+06	1,92E+05	6,98E+04	6,73	0,41	0,75	64	24	16	32	5	7	513	449	409	7	7	7	
Mínimo	26	2	2	60	18	14	1,90E+05	8,90E+01	8,90E+01	0,50	0,00	0,00	42	5	7	12	0	1	144	160	151	7	6	6	
Máximo	95	37	31	167	92	92	3,90E+07	2,30E+06	2,30E+06	12,10	1,70	1,70	94	50	40	61	13	23	878	672	576	9	8	8	

DBO, DQO, Coliformes Totais, Fósforo Total, Nitrogênio Total, Turbidez, SDT, pH.

*amostra desconsiderada por contaminação. NR- Não realizado

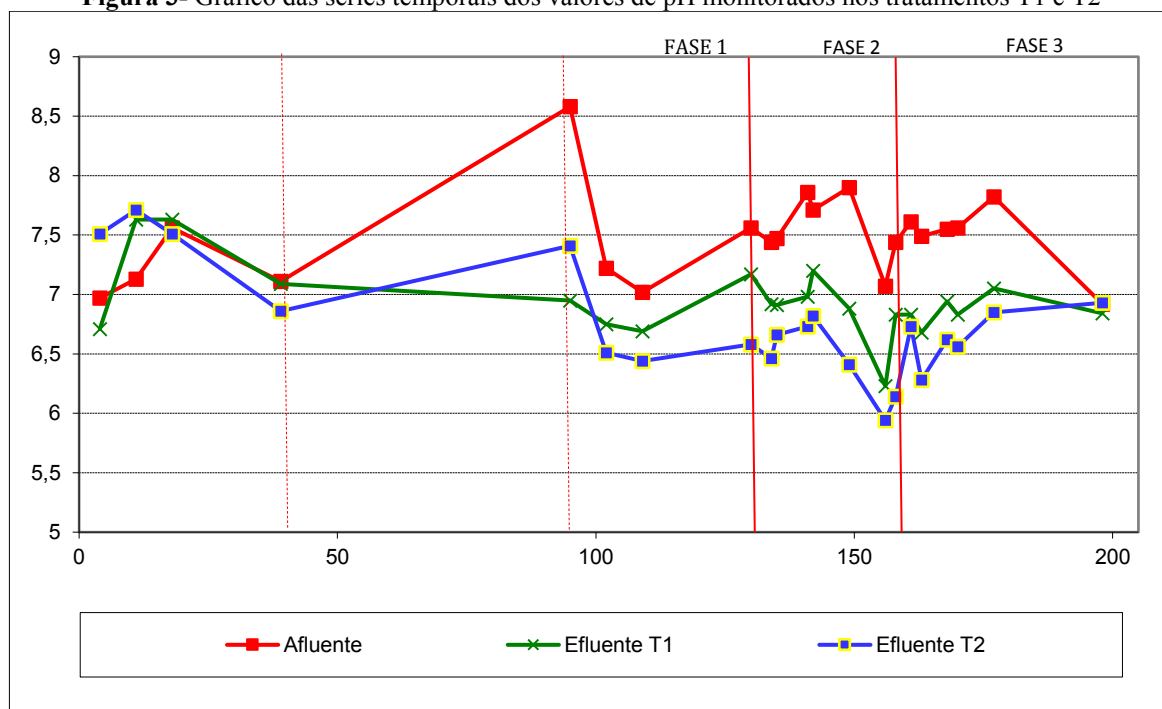
Fonte: A autora

4.3 Variação do potencial hidrogeniônico (pH), da turbidez (TURB) e dos sólidos dissolvidos totais (SDT).

Os efluentes dos WC T1 e T2 sofreram variações de pH (Figura 10) apresentando valor médio de 7,0 e ficando, assim, dentro do valor esperado para a retenção de metais no meio filtrante, acima de 6,5; abaixo deste valor a solubilização dos metais é esperada (METCALF; EDDY, 2015). Durante a fase 2, com o aumento da COA para $6,56 \text{ gDBO.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$, observou-se redução do pH para valores abaixo de 6,5 (Figura 8), provavelmente devido a um choque de carga orgânica no sistema, o que pode ter acarretado no aumento de ácidos graxos voláteis pela degradação biológica da matéria orgânica (AQUINO; CHERNICHARO, 2005). Porém, o sistema tende a se estabilizar durante a fase 3, retornando os valores de pH nos efluentes à neutralidade.

Os valores obtidos de pH nos dois tratamentos ficaram em conformidade com o intervalo definido pela Legislação Federal (BRASIL, 2011), entre 5 e 9, para lançamento de efluentes em curso de água, e para reuso classe 1, entre 6 e 8 (ABNT, 1997).

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

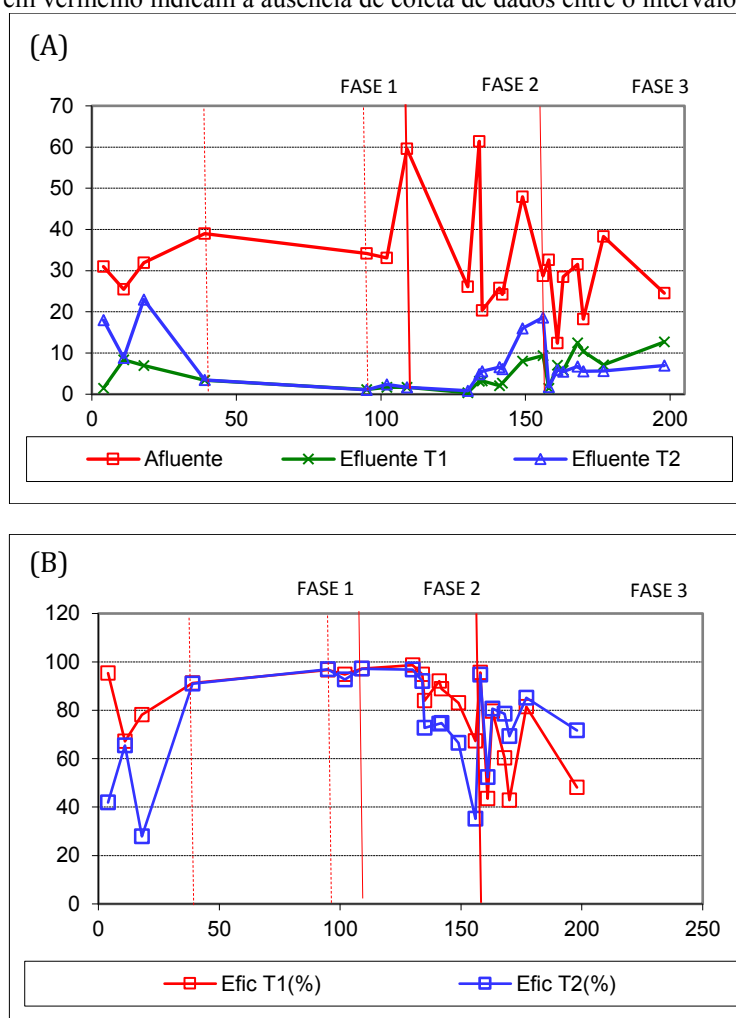


As linhas verticais em vermelho indicam a “quebra” de coleta de dados entre o intervalo de tempo.

Fonte: A autora

A presença de substâncias em suspensão no efluente líquido é demonstrada pelo parâmetro turbidez. O maior valor encontrado por Faxina et al., (2017), com tratamento primário foi de 88,80 NTU com média de 45,88 NTU, já esta pesquisa apresentou média de 5,27 (T1) e 7,39 (T2) NTU, ultrapassando o limite de 5 NTU para reuso em classe 1 e 2, estando enquadrado apenas na classe 3 na NBR 13969:1997. A CONAMA (BRASIL, 2011) não estipula limites para turbidez e a N° 01 do COPAM-CERH de 2008 apresenta limite mínimo de 40 NTU.

Figura 4- Gráfico das séries temporais dos valores de turbidez monitorados nos tratamentos T1 e T2. As linhas verticais em vermelho indicam a ausência de coleta de dados entre o intervalo de tempo.



Fonte: A autora

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% (Tabela 7; Figura 11). Na fase 2,

de pulso, o sistema permanecia por um período seco, o que acarretou no 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) (Tabela 7). Não houve diferença significativa de eficiência global entre T1 e T2 (Tabela 9).

Tabela 4- Análise da eficiência de remoção (%) dos parâmetros monitorados durante a operação dos *wetlands*, T1 e T2, durante as fases 1, 2 e 3

E%	DBO		DQO		P		N		TURB		SDT	
	T1	T2	T1	T2	T1	T2	T1	T2	T1	T2	T1	T2
FASE 1	84 *	78	76 *	72	93	93	60	62	90*	76	155**+	135+
FASE 2	74	70	62	61	93	84**	NR	NR	87	73	29	31
FASE 3	55**	59	54**	58	NR	NR	NR	NR	59**	73	21	28 *

NR- Não realizada.

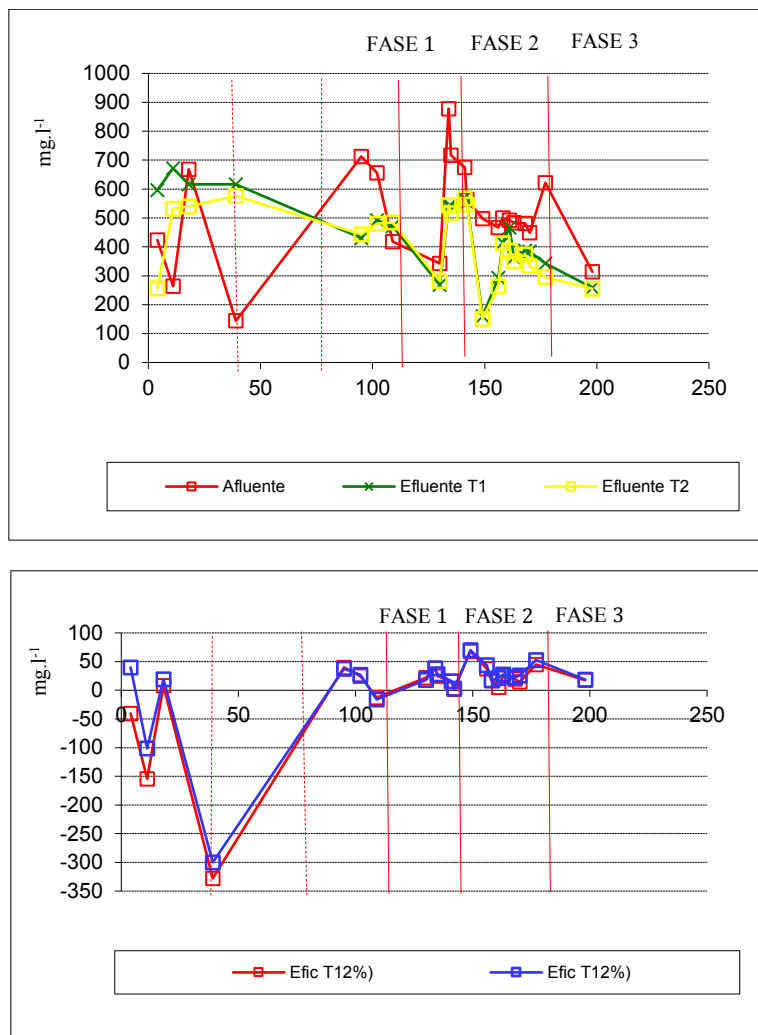
*maior valor de remoção entre tratamentos. **menor valor de remoção entre tratamentos.

+ aumento de concentração (não houve remoção)

Fonte: A autora

Em relação ao SDT, a variação das concentrações durante as fases é apresentada na Tabela 7. 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 (Figura 12). 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, em valores absolutos 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 (Tabela 9) e concentrações médias (mg. L⁻¹) de 449,29 (T1) e 409,07 (T2). Tanto o CONAMA 430, quanto a Deliberação Normativa Conjunta N° 01 do COPAM-CERH de 2008 não estabelecem valores limites para SDT.

Figura 5- (A) Gráfico das séries temporais dos valores SDT monitorados nos tratamentos T1 (Resíduo de Cerâmica) e T2 (Brita). (B) Gráfico das eficiências alcançadas nos tratamentos T1 e T2. As linhas verticais em vermelho indicam a “quebra de coleta de dados entre o intervalo de tempo.



Fonte: A autora

4.4 Remoção de matéria orgânica, coliformes totais e nutrientes, nos tratamentos T1 e T2.

Considerando a concentração de DBO do sistema de tratamento TS/FA (Tabela 5), afluentes dos *wetlands* T1 e T2, conjuntamente com a vazão e a área superficial, obtêm-se: COA média de 1,59 g DBO.m⁻². d⁻¹, 6,56 g DBO.m⁻². d⁻¹ e 35,57 g DBO.m⁻². d⁻¹ nas fases 1, 2 e 3, respectivamente.

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. Ambas resultaram em p-valor >0,05 não apresentando diferenças estatisticamente significativas. As diferentes cargas (Tabela 5) 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). Esses valores são semelhantes aos 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 43 g DBO m⁻².d⁻¹ e 87 g 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 25 g DQO.m⁻².d⁻¹. No presente estudo, a remoção da matéria orgânica diminuiu com o aumento da COA nos dois tratamentos (Tabela 7). 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; CHERNICHARO, 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 aeróbica, na superfície, e anaeróbia, no interior do leito, que é fortemente influenciada pelo tempo de detenção hidráulico (METCALF; EDDY, 2015), 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, considerando-se o valor de concentração e por se tratar de tratamento terciário, em torno de 70% de DBO (Tabela 8), em T1 e T2, porém, inferior ao valor típico esperado para WC de fluxo vertical tratando efluente secundário, que é de 90% (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.

Tabela 5- Comparação entre as eficiências médias (%) de cada unidade do sistema de tratamento, monitoramento total (FASE I, II e III).

Estatística	DBO		DQO		CT		P		N		Turbidez	
	T1	T2	T1	T2	T1	T2	T1	T2	T1	T2	T1	T2
N	21	21	21	21	20	20	15	15	8	7	21	21
Média	72 a	70 a	65	64	2,30	2,22	92	89	61	74	80	74
Mínimo	26	33	23	4	0,30	0,52	70	60	31	24	43	28
Máximo	97	96	87	89	4,22	4,91	99	100	90	88	99	97
Coef. Var	0,24	0,23	0,26	0,34	0,52	0,54	0,1	0,1	0,4	0,3	0,23	0,28
Mediana	72	68	64 a	63 a	2,02 a	2,18 a	95 a	89 a	57 a	82a	84 a	75 a
Desvio padrão	18	16	17	22	1,21	1,20	8	10	24	22	18	21

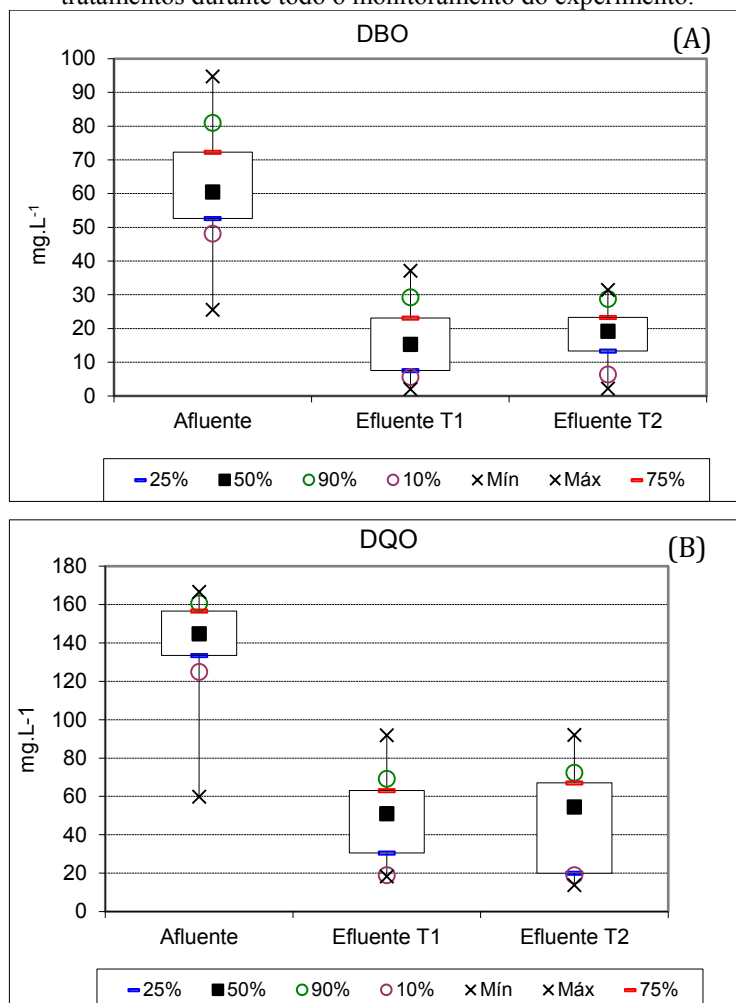
Média seguida por letra igual não diferem entre si pelo teste de t.

Mediana seguida de letra igual não difere entre si pelo teste de Wilcoxon.

Fonte: A autora

A análise do gráfico Box Plot dos dados da DBO (Figura 13) sinaliza que 75% dos valores da concentração, nos efluente em T1 e T2, ficaram abaixo de 23mg.L^{-1} , com concentração residual médio de 15mg.L^{-1} e 13mg.L^{-1} , respectivamente, valores próximos ao encontrado por Calijuri et al., (2009) e Dornelas, Machado e Sperling, (2009), de 15mg.L^{-1} . Essas concentrações, no entanto, estão abaixo da concentração de 18mg.L^{-1} encontrada por Trein et al., (2015), que obteve eficiência de remoção de 88%. Os valores de DBO no efluente T2 apresentaram menor variabilidade e desvio padrão em relação a T1, ou seja, refletem um sistema com tendência ao equilíbrio dinâmico. É importante observar que os valores da concentração da DQO e DBO de entrada apresentaram alta amplitude de valores, provavelmente devido ao protocolo de limpeza do sistema de tratamento TS/FA do condomínio

Figura 6- Gráficos Box Plot das concentrações dos parâmetros DBO (A) e DQO (B), da entrada e saídas dos tratamentos durante todo o monitoramento do experimento.



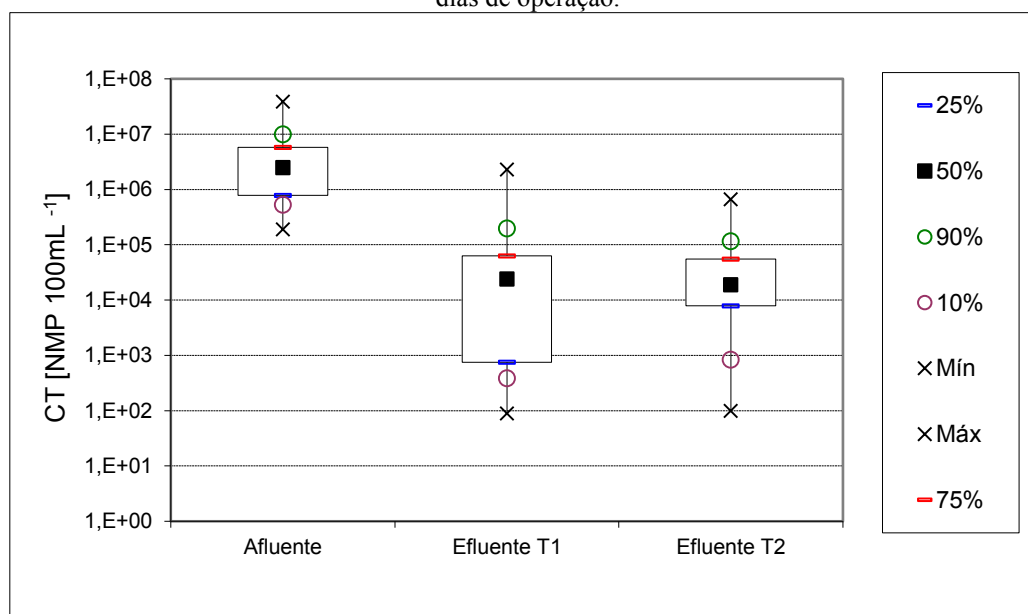
Fonte: A autora

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.

No gráfico Box Plot apresentado na Figura 14, observa-se maior variação de concentrações no efluente T1, enquanto T2 apresentou valores de concentrações mais homogêneos. Entretanto, os dois tratamentos apresentam concentração residual de coliformes totais na ordem de $2,4 \times 10^4$ NMP.100 mL⁻¹, resultados superiores ao encontrado por Calijuri et al. (2009) de 10^5 NMP.100 mL⁻¹. A eficiência de remoção alcançada em T1 pode ser considerada tão eficiente quanto T2, descartando-se p-valor >0,05.

Figura 7- Gráfico Box Plot dos valores de coliformes totais monitorados nos tratamentos T1 e T2, durante 198 dias de operação.



Fonte: A autora

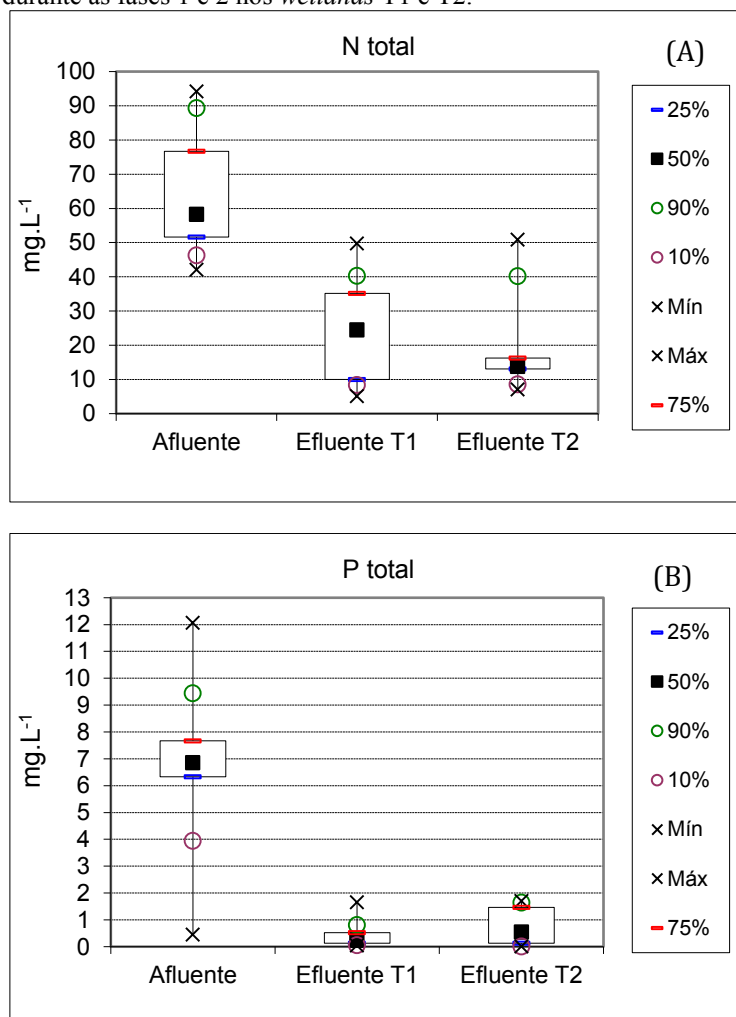
O desempenho dos *wetlands* na remoção do parâmetro nitrogênio foi avaliado apenas na fase 1 - dados de 130 dias de operação - enquanto a remoção do parâmetro fósforo foi avaliada durante as fases 1 e 2 - duração de 158 dias (Tabela 6).

Durante a fase 1, com regime em batelada e carga de nitrogênio aplicada de $1,71 \text{ g N} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ e concentração média de nitrogênio de $64 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, os WC apresentaram eficiência de remoção de 61% para T1 e 74% para T2, o que gerou uma concentração média residual de $24 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ para T1 e $16 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ para T2. Os resultados de nitrogênio obtidos neste estudo foram superiores aos observados por Dornelas, Machado e Sperling. (2009), apresentando concentração residual de $28 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ em um WC-FV e concentração de saída de aproximadamente $20 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 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; BERTOLINO; AZEVEDO, 2017) e 67% (CALIJURI et al., 2009).

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.

A eficiência média de remoção de fósforo durante na 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 $0,81 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, enquanto T2 apresentou 75% dos valores abaixo de $1,65 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ (Figura 15). 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). Os valores globais de 92% T1 e 89% T2 obtidos neste estudo ficaram acima de 88% (FAXINA; BERTOLINO; AZEVEDO, 2017), 83% (He et al., 2018), 62% (ELFANSSI et al., 2018).

Figura 8- Gráfico Box plot das concentrações de nitrogênio (A) e fósforo (B) monitorados nos tratamentos T1 e T2, durante as fases 1 e 2 nos *wetlands* T1 e T2.



Fonte: A autora

As eficiências de remoção de nutrientes alcançadas nos WC foram satisfatórias, considerando-se a concentração média residual dos parâmetros P e N, sendo 24,46 mg N.L⁻¹ em T1 e 13,85 mg N.L⁻¹ em T2, valores próximos ao encontrado por Pelissari *et al.* (2014) (20 mg N.L⁻¹) no sistema de fluxo vertical, e por Costa, Da et al., 2015 (22 mg N.L⁻¹), sistema fluxo horizontal. Vale observar que em T2 a meta de enquadramento para o N é alcançada, sendo o limite o estabelecido para nitrogênio como amoniacal (20 mg.L⁻¹). As concentrações de saída do fósforo, ficaram abaixo de 1,31 (COSTA et al., 2015) e de 1,23 mg.L⁻¹ (DORNELAS; MACHADO; SPERLING, 2009); sendo de 0,24 mg.L⁻¹ para T1 e 0,55 mg.L⁻¹ para T2, valores considerados como excelentes para um sistema de tratamento.

4.5 Atendimento aos padrões de lançamento e reuso

Considerando-se que os tratamentos são estatisticamente iguais, os limites estabelecidos na legislação e os resultados médios de concentração estão demonstrados (Tabela 9) para verificação de enquadramento.

Tabela 9- 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 (BRASIL, 2011)	COPAM/CERH Nº 01 (MG, 2008)
DBO	17	18	18	< 60 mg. L ⁻¹ *	< 120 mg. L ⁻¹	< 60 mg. L ⁻¹
DQO	47	48	48	< 150 mg. L ⁻¹ *	NE	180
CT	1,92E+05	6,98E+04	1,31E+05	< 200 **	NE	NE
P	0,4	0,8	0,6	NE	NE	NE
N	24	17	21	NE	20 mg. L ⁻¹ ***	20 mg. L ⁻¹ ***
TURB	5	7	6	< 5 **	NE	NE
SDT	449	409	429	< 200 **	NE	NE
pH	7	7	7	6 – 8 **	5 – 9	6 - 9

NE- Não estabelecido

*Valores para lançamento nas galerias de águas pluviais

** Valores para reuso classe 1

*** valores para nitrogênio amoniacal total

Fonte: A autora

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 (BRASIL, 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 (BRASIL, 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 20 mg.L⁻¹, sendo de 24 mg.L⁻¹ em T1 e de 17 mg.L⁻¹ em T2 na fase 1.

A resolução 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 (BRASIL, 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 10 NTU. As demais normas não relacionam valores limites de turbidez. A avaliação de SDT não é solicitada pela resolução estadual nem pela federal (BRASIL, 2011), sendo que na resolução federal é solicitado apenas a eficiência de remoção de 20% de sólidos suspensos.

Os tratamentos desempenharam uma performance estatisticamente igual, com média de remoção representada pelos parâmetros DBO 71% (18 mg.L⁻¹), DQO 78% (48 mg.L⁻¹) CT 95% (1,31E+05), P total 91% (0,57 mg.L⁻¹), N total 69% (21 mg.L⁻¹), TURB 77% (6 NTU), SDT 429 mg.L⁻¹ e pH 7. Somente a turbidez do efluente final, em termos absolutos, enquadra-se em reuso classe 3, os demais parâmetros para reuso analisados não se enquadraram nessa mesma classe.

CONCLUSÕES

Após a caracterização do efluente e a construção do sistema de tratamento (leitos) o resultado de comparação entre eficiências de remoção entre os tratamentos, *wetland* T1 (RC e macrófita do cerrado) e T2 (brita e *Thypha sp*) mostraram-se semelhantes, onde 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^{-1} e para o nitrogênio total valores abaixo de 24mg.L^{-1} . A matéria orgânica remanescente do sistema de tratamento TS/FA foi satisfatoriamente removida pelos leitos *wetlands* T1 e T2, apresentando carga orgânica removida de $9,17\text{g DBO. m}^{-2}. \text{d}^{-1}$ em T1 e $9,50\text{g DBO. m}^{-2}. \text{d}^{-1}$ em T2.

As eficiências de remoção dos parâmetros analisados, exceto para SDT, tendem a diminuir com a alteração do sistema batelada com TDH de 4 dias, para intermitente (1 e 5 pulsos), pois o aumento da COA aplicada no regime intermitente em pulsos, sem intervalos de descanso, influencia na capacidade de remoção dos parâmetros.

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, que necessitaria de uma fase de polimento, ou otimização do próprio sistema.

Para tratamento de efluente secundário, em WC, oriundo de TS/FA, é recomendável a realização do plano de amostragem em todas as etapas de tratamento para corroborar a avaliação das variáveis existentes em um experimento de campo e possibilitar a avaliação do desempenho de remoção completo do sistema. Esse sistema de tratamento pode gerar economia, porém seus maiores benefícios estão relacionados à preservação do meio ambiente.

Para melhor adaptação da macrófita em um WC pode ser necessário que medidas protetivas contra eventuais ataques de predadores às plantas sejam adotadas. É necessário, ainda, quantificar o desenvolvimento das macrófitas pelo ganho de biomassa, e avaliar o potencial dos WC em relação à remoção de metais traços.

É necessário avaliar diferentes TDH em regime de batelada e em regime intermitente de 5 pulsos, porém com intervalo entre pulsos de 4,5 horas ao longo de 24 horas, operando em uma escala de 25:5, 25 dias de alimentação para 5 de repouso; além de se determinar o tempo

de detenção hidráulica real com auxílio de traçadores, principalmente no regime intermitente de pulsos.

Como forma de reuso do efluente tratado, deve-se avaliar a aplicação do efluente no solo como fonte de nutrientes e pesquisar o alcance de infiltração dos nutrientes (N e P) no solo.

Salienta-se que não existe normativa oficial para funcionamento e dimensionamento de WC e, quanto ao regime de alimentação, é indispensável que os sistemas de tratamento tenham alternância entre funcionamento e folga para evitar a colmatção.

REFERÊNCIAS

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (Brasil). **Atlas Esgotos revela mais de 110 mil km de rios com comprometimento da qualidade da água por carga orgânica**. 2011. Disponível em: <http://atlasesgotos.ana.gov.br/>. Acesso em: 12 dez. 2017.

Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. Standard Methods, 2012.

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

ARIAS, C. A.; BUBBA, M. del; BRIX, H. Phosphorus removal by sands for use as media in subsurface flow constructed reed beds. **Water Research**. England. v. 35, n. 5, p. 1159-1168, 2001. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(00\)00368-7](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(00)00368-7)

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS E TÉCNICAS. **ABNT NBR 7211**: norma brasileira ABNT NBR 7211. Rio de Janeiro, 2007.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS E TÉCNICAS. **ABNT NBR 13817**: Placas cerâmicas para revestimento: classificação. Rio de Janeiro, 1997.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS E TÉCNICAS. **ABNT NBR 13969**: Tanques sépticos, unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos, projeto, construção e operação. Rio de Janeiro, 1997.

BARRETO, A. B. **Contribuição da zona de raízes em sistemas alagados construídos de escoamento subsuperficial horizontal para tratamento de efluentes sanitários**. 2004. Tese (Doutorado) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2004. Disponível em: <http://www.bibliotecadigital.ufmg.br/dspace/handle/1843/BUOS-ATSMBJ?show=full>

BARRETO, A. B. et al. Field application of a planted fixed bed reactor (PFR) for support media and rhizosphere investigation using undisturbed samples from full-scale constructed wetlands. **Water Science and Technology**. England v. 72, n. 4, p. 553–560, 2015. <https://doi.org/10.2166/wst.2015.238>

BORDIN, F. **Carbonaceous organic matter, ammoniacal nitrogen and phosphorus removal study in pre-treated sanitary landfill leachate using Typha in wetlands**. 2010. Dissertação (Mestrado) – Universidade do Vale do Rio dos Sinos, 2010.

BRASIL, M. S.; MATOS, A. T. Avaliação de aspectos hidráulicos e hidrológicos de sistemas alagados construídos de fluxo subsuperficial. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**. [s.l.] v. 13, n. 3, p. 323–328, set. 2008. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522008000300012>

BRASIL. **Lei 12.305, 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, DF: Presidência da República, 2010. Disponível em:

http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/112305.htm. Acesso em: 08 dez. 2017.

BRASIL. Resolução CONAMA nº430 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. **Diário Oficial da União**: seção II, n.92, 16 maio. 2011.

BRASIL. Resolução n 357, 18 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 II. n.53, p. 58–63, 18 mar. 2005.

BRIX, H. Do macrophytes play a role in constructed wetlands? **Water Science and Technology**. England. v. 35, n. 5, p. 11-17, 1997. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0273122397000474>.
<https://doi.org/10.2166/wst.1997.0154>

CALIJURI, M. L. et al. 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**. [s.l.] v. 14, n. 3, p. 421–430, 2009. Disponível em: http://www.abes-dn.org.br/publicacoes/engenharia/resaonline/v14n03/RESAv14n3_p421-30.pdf.
<https://doi.org/10.1590/S1413-41522009000300016>

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (Brasil). Resolução nº307, de 5 de julho de 2002. Estabelece diretrizes, critérios e procedimentos para a gestão dos resíduos da construção civil. **Diário Oficial da União**: seção 1. Brasília, DF, n.136, v. 2015, p. 95–96, 17 jul. 2002.

COOPER, P. F. et al. Reed beds and constructed wetlands for wastewater treatment. **European water pollution control**. v.6, n. 7, p. 49, 1996.

COSTA, J. F. et al. 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**. England.v. 68, n. 7, p. 1495–1502, 2013.
<https://doi.org/10.2166/wst.2013.391>

COSTA, J.F. et al. 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**. England v.71, n. 7, p. 1004-1010, 2015.
<https://doi.org/10.2166/wst.2015.055>

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**. England. v. 60, n. 12, p. 3025–3033, dez. 2009. <https://doi.org/10.2166/wst.2009.743>

DOTRO, G. et al. **Treatment Wetlands**. [s.l: s.n.]. 2017.v.7.

DWA. German Association for Water, Wastewater and Waste. **Standard DWA-A 262E**:

principles for dimensioning, construction and operation of wastewater treatment plants with planted and unplanted filters for treatment of domestic and municipal wastewater. Hennef, Alemanha. 2017.

ELFANSSI, S. *et al.* Phytoremediation of domestic wastewater using a hybrid constructed wetland in mountainous rural area. **International Journal of Phytoremediation**. United States. v. 20, n. 1, p. 75–87, 2018. <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 (GESTA)** [s.l.] p. 71–84, 2017. <https://doi.org/10.9771/gesta.v6i1.22206>

FIA, R. *et al.* 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. <https://doi.org/10.1590/S0100-69162014000100013>

GOMES, M. V. T. *et al.* Phytoremediation of water contaminated with mercury using *Typha domingensis* in constructed wetland. **Chemosphere**. v. 103, p. 228–233, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.11.071>

GONÇALVES, A. D. M. DE A.; LIBARDI, P. L. Análise da determinação da condutividade hidráulica do solo pelo método do perfil instantâneo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. v. 37, n. 5, p. 1174–1184, out. 2013. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832013000500007>

HE, Y. *et al.* Treatment for domestic wastewater from university dorms using a hybrid constructed wetland at pilot scale. **Environmental Science and Pollution Research**. 2018. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-1168-7>

HURTADO, A. L. B. **Variabilidade da condutividade hidráulica do solo em valores fixos de umidade e de potencial matricial**. 2004. Tese (Doutorado) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2004.

IWA. Constructed wetlands for pollution control: processes, performance, design and operation. **Scientific and Technical Report**. n. 8, 2000

KADLEC, R. H.; WALLACE, S. D. **Treatment Wetlands, 2nd Ed.**. [s.l.: s.n.], 2009. <https://doi.org/10.1201/9781420012514>

KADLEC, R. H. *et al.* **Constructed wetlands for pollution control. Processes, performance, design and operation**. London: IWA Publishing, 2000

KAFER, S. C. *et al.* Application of high organic loading rate in sludge treatment wetlands as an option for developing countries with tropical and sub- tropical climate. **In**: INTERNATIONAL FAECAL SLUDGE MANAGEMENT, 3., 2015. Hanoi. **Anais** ,p. 19-21.

KLETECKE, R. M. **Remoção/exportação de nutrientes de esgoto doméstico utilizando plantas ornamentais: *Hedychium coronarium*, *Heliconia psittacorum*, *Cyperus alternifolius* e**

Colocasiaesculenta. 2011. Tese (Doutorado) - Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP, 2011.

MACHADO, A. I. et al. 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. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0301479716308921?via%3Dihub>. Acesso em: 13 jun. 2018.
<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.11.015>

MANT, C. *et al.* Phytoremediation of chromium by model constructed wetland. **Bioresource Technology** v. 97, n. 15, p. 1767–1772, 2006.
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2005.09.010>

MATOS, A. T. et al. 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.
<https://doi.org/10.1590/S1413-41522010000100010>

MATOS, M. P. et al. Colmatção 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.
<https://doi.org/10.1590/s1413-41522018175770>

MATUELLA, M. F.; DELONGUI, L.; PEREZ, W. **Resíduos de construção e demolição melhorados com cimento portland**: contribuições para a aplicação em camadas inferiores de pavimentos. 2015. Monografia (Graduação em Engenharia Civil) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2015.

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. <https://doi.org/10.1590/S1415-43662005000200020>

MELO, P. F. et al. Desempenho de sistemas alagados construídos verticais no tratamento do efluente do biodigestor da suinocultura. **In: SEMANA DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA DO IFMG CAMPUS BAMBUÍ**, JORNADA CIENTÍFICA, 2009. **Anais [...]**, 2009. p. 1–5.

METCALF, L.; EDDY, H. P. **Tratamento de efluentes e recuperação de recursos**. McGraw Hill, 2015.

MINAS GERAIS. **Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG nº 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) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, 2009.

PELISSARI, C. et al. 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.

PELISSARI, C. et al. 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.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.08.207>

PENIDO, R. C. S. **Avaliação hidráulica de leitos de fluxo vertical plantados e não plantado em escala de demonstração**. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2009.

PHILIPPI, L. S. et al. Root Zone System to Treat Wastewater in Rural Areas in South of Brazil. In: INTERNATIONAL CONFERENCE WETLAND SYSTEMS FOR WATER POLLUTION CONTROL. **Anais [...]** 2006.

PLATZER, C. Design recommendations for subsurface flow constructed wetlands for nitrification and denitrification. **Water Science and Technology**. England. v. 40, n. 3, p. 257–263, 1999.
<https://doi.org/10.2166/wst.1999.0170>

PLATZER, C. et al. 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. 2007, Florianópolis. **Anais [...]** Florianópolis. 2007. p. 1–7.

POÇAS, C. D. **Utilização da tecnologia de wetlands para tratamento terciário : controle de nutrientes**. Dissertação (Mestrado) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2015.

ROUSSO, B. Z. **Avaliação de um sistema híbrido de wetlands construídos empregado no tratamento de esgoto sanitário**. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2017.

SEZERINO, P. H. et al. 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.
<https://doi.org/10.2166/wpt.2012.047>

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

SEZERINO, P. H. et al. Nutrient removal from piggery effluent using vertical flow constructed wetlands in southern Brasil. **Water Science and Technology**. v.48, n.2, p. 129-135, 2003. <https://doi.org/10.2166/wst.2003.0103>

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, 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

SILVA JÚNIOR, F. A.; MARTINELLI, A. E. Análise das propriedades do agregado graúdo: brita de origem calcária, proveniente do rejeito da fabricação de cimentos, para compósitos cimentícios. **In:** CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA E CIÊNCIA DOS MATERIAIS. **Anais [...]**, Cuiabá 2014. p. 2516–2523, 2014.

SILVA, S. C. **“Wetlands Construídos” de fluxo vertical com meio suporte de solo natural modificado no tratamento de esgotos domésticos.** Tese (Doutorado) – Universidade de Brasília, Brasília, 2007.

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.

SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO. **PERDAS DE ÁGUA 2018 (SNIS 2016):** desafios para disponibilidade hídrica e avanço da eficiência do saneamento básico. São Paulo, 2018.

SOUSA, J. T. et al. Uso de Wetland construído no pós – tratamento. **Engenharia Sanitária e Ambiental**. v. 9, n. 4, p. 285–290, 2004.
<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**. England v. 71, n. 3, p. 329–336, 2015. <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 by ASABE, 2019, Washington. **Anais [...]** p. 1–4. Washington. 2019.

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**. England v. 71, n. 3, p. 329–336, 2015. <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 by ASABE, 2019, Washington. **Anais [...]** p. 1–4. Washington. 2019.

SUNTTI, C.; MAGRI, M. E.; PHILIPPI, L. S. Filtros plantados com macrófitas de fluxo vertical aplicados na mineralização e desaguamento de lodo de tanque séptico. **Engenharia Sanitária e Ambiental** v. 16, n. 1, p. 63–72, 2011. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522011000100010>

TENÓRIO, J. J. L. **Avaliação de Propriedades do Concreto Produzido com Agregados Reciclados de Resíduos de Construção e Demolição Visando Aplicações Estruturais.** Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Alagoas, Maceió, 2007.

TREIN, C. M. et al. Tratamento descentralizado de esgotos de empreendimentos comercial e residencial empregando a ecotecnologia dos wetlandsconstruídos. **Ambiente Construído**, Porto Alegre, v. 15, n. 4, p. 351–367, 2015. <https://doi.org/10.1590/s1678-86212015000400055>

UBERLÂNDIA. (MG) Prefeitura. **Decreto nº 13.481, de 22 de junho de 2012.** Uberlândia, MG, 012.

UCKER, F. E. **Eficiência do capim vetiver (veteveriazizamiodes L. Nash) no tratamento de esgoto sanitário.** Dissertação de Mestrado. Escola de Engenharia Civil, Universidade Federal de Goiás. Goiania, 2012 <https://doi.org/10.17565/gesta.v1i2.8541>

UCKER, F. E. Eficiência do capim vetiver (veteveriazizamiodes L. Nash) no tratamento de esgoto sanitário. **Revista Eletrônica de Gestão e Tecnologias Ambientais** v.1, n.2, p. 267-275, 2013.

VALENTIM, M. A. A. **Desempenho de leitos cultivados (“constructed wetland”) para tratamento de esgoto:** contribuições para concepção e operação. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Faculdade de Engenharia Agrícola da Unicamp, 2003

VILAR, C. C. *et al.* Capacidade máxima de adsorção de fósforo relacionada a formas de ferro e alumínio em solos subtropicais. **Revista Brasileira de Ciencia do Solo** v. 34, n. 4, p. 1059–1068, 2010. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832010000400006>

YANG, Y. *et al.* 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. <https://doi.org/10.1080/10934529.2011.571621>