



UNIVERSIDADE FEDERAL DE UBERLÂNDIA  
INSTITUTO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS  
CURSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL



GEISSIELEN ANDRADE LAURIUCHI

**REMOÇÃO DE COBRE E ZINCO DE UM EFLUENTE SINTÉTICO EM  
WETLAND CONSTRUÍDO UTILIZANDO MACRÓFITAS DO CERRADO E  
RESÍDUO DE CERÂMICA**

Uberlândia

2021

GEISSIELEN ANDRADE LAURIUCHI

**REMOÇÃO DE COBRE E ZINCO DE UM EFLUENTE SINTÉTICO EM  
WETLAND CONSTRUÍDO UTILIZANDO MACRÓFITAS DO CERRADO E  
RESÍDUO DE CERÂMICA**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Instituto de Ciências Agrárias da Universidade Federal de Uberlândia como requisito parcial para obtenção do título de bacharel, em Engenharia Ambiental.

Orientador: Sueli Moura Bertolino

Uberlândia

2021

GEISSIELEN ANDRADE LAURIUCHI

**REMOÇÃO DE COBRE E ZINCO DE UM EFLUENTE SINTÉTICO EM  
WETLAND CONSTRUÍDO UTILIZANDO MACRÓFITAS DO CERRADO E  
RESÍDUO DE CERÂMICA**

Trabalho de Conclusão de Curso  
apresentado ao Instituto de Ciências  
Agrárias da Universidade Federal de  
Uberlândia como requisito parcial para  
obtenção do título de bacharel, em  
Engenharia Ambiental.

Uberlândia, 14 de junho de 2021

Banca Examinadora:

---

Dra. Sueli Moura Bertolino (UFU)

---

Dra. Bruna Fernanda Faria Oliveira (UFU)

---

Dr. Lucas Carvalho Basilio de Azevedo (UFU)

“A vida me ensinou a nunca desistir. Nem ganhar, nem perder, mas procurar evoluir”.

(Charlie Brown Jr.)

## AGRADECIMENTOS

Agradeço ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela bolsa concedida durante a pesquisa que foi extremamente importante para o desenvolvimento deste projeto nesse tempo de crise.

À Universidade Federal de Uberlândia, ao Instituto de Ciências Agrárias pela oportunidade para desenvolvimento deste trabalho.

Agradeço a Deus por todas manhãs que acordo, por todas oportunidades oferecidas, e por toda força e estímulo em forma de fé para chegar até aqui.

Agradeço aos meus pais Weder Ferreira e Francielle Ferreira que por tantas dificuldades não me deixaram desanimar me incentivando e orientando.

Agradeço aos meus Irmãos Welder, Eldy Ellen e Adrielly por me trazer tanta alegria em meio ao caos acadêmico.

Agradeço ao meu noivo Yuri Teixeira que me apoiou em toda essa caminhada, me auxiliando em todos os meus passos, e por seu companheirismo.

Agradeço a minha amiga Marina Homaied por me acompanhar, aprender e apoiar em toda a jornada acadêmica e chance de desenvolver e com ela este trabalho. A minha amiga Nathália Rodovalho por me acompanhar e compartilhar comigo todas as dificuldades da jornada acadêmica e por me escutar nos momentos difíceis da universidade. A Thaís Jesus pelo seu companheirismo.

Agradeço minha orientadora Sueli Moura Bertolino pela orientação, ensinamentos e pela ajuda no meu desenvolvimento profissional e da pesquisa deste trabalho.

Ao laboratório de Qualidade Ambiental (LAQUA), laboratório de Hidrologia (HIDRO) e laboratório de tecnologia ambiental (LATEC) no qual cedeu as instalações para que a pesquisa fosse feita. Em especial os técnicos Glaicom Florisbelo e a Marcia Regina Batistela pelos conselhos e ensinamentos. Ao professor Hudson de Paula e Roberto Atarassi pelas orientações. Ademais agradeço o professor Lísias Coelho por ceder um espaço para que o trabalho fosse desenvolvido.

## RESUMO

Além do preocupante déficit na cobertura de tratamento de esgotos produzidos no Brasil, a demanda por água em qualidade para seus diversos usos é cada vez maior. Sendo assim o objetivo dessa pesquisa foi avaliar a eficiência do *Wetland* construído de fluxo vertical, utilizando meio filtrante alternativos, utilizando resíduos de construção civil cerâmicos (RCCC), cultivado com macrófita presente no cerrado *Eleocharis acutangula*, para o polimento de efluentes secundários contendo cobre e zinco. O experimento foi composto por duas unidades sendo uma plantada com macrófita (U1) e o controle sem planta (U2). As unidades experimentais possuíam uma área superficial de 0,21m<sup>2</sup>, carga aplicada de metais de 13,60 mg/m<sup>2</sup>.d, taxa de aplicação hidráulica (TAH) de 0,003m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.d e tempo de detenção hidráulica (TDH) de 7 dias. As amostragens foram realizadas na entrada e na saída das unidades para determinação dos parâmetros: turbidez, pH, sólidos dissolvidos totais (SDT), temperatura, condutividade e os metais cobre e zinco. As eficiências de remoção de metais alcançadas nos WC-FV foram satisfatórias, considerando a concentração média de metais adicionados no experimento 11,75mg/L (Cu) e 14,13 mg/L(Zn). As unidades 1 e 2 ambas obtiveram uma eficiência média de remoção de cobre de 99,6 %, enquanto que para o zinco a U1 foi de 81,2% e U2 98,8%.

Palavras- chave: *Eleocharis acutangula*. Remoção de metais. *Wetland* construído de fluxo vertical. Resíduos de construção civil cerâmicos.

## ABSTRACT

In addition to the worrying deficit in the coverage of sewage treatment produced in Brazil, the demand for quality water for its various uses is increasing. Thus, the objective of this research was to evaluate the efficiency of the wetland built with vertical flow, using alternative filter media, using ceramic construction waste (RCCC), cultivated with macrophyte present in the cerrado *Eleocharis acutangula*, for polishing secondary effluents containing copper and zinc. The experiment consisted of two units, one planted with macrophyte (U1) and the control without plant (U2). The experimental units had a surface area of 0.21m<sup>2</sup>, an applied metal load of 13.60 mg / m<sup>2</sup>.d, a hydraulic application rate (TAH) of 0.003m<sup>3</sup> / m<sup>2</sup>. Of hydraulic detention time (TDH) of 7 days. Sampling was carried out at the entrance and exit of the units to determine the parameters: turbidity, pH, total dissolved solids (SDT), temperature, conductivity and the metals copper and zinc. The metal removal efficiencies achieved in WC-FV were satisfactory, considering the average concentration of metals added in the experiment 11.75 mg / L (Cu) and 14.13 mg / L (Zn). Units 1 and 2 both achieved an average copper removal efficiency of 99.6%, while for zinc U1 was 81.2% and U2 98.8%.

**Key- words:** *Eleocharis acutangula*. Metal removal. Wetland built with vertical flow. Ceramic construction waste.

## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO.....</b>	<b>12</b>
<b>2 OBJETIVOS .....</b>	<b>13</b>
2.1 Objetivos específicos.....	14
<b>3 REVISÃO BIBLIOGRAFICA .....</b>	<b>14</b>
3.1 Sistemas wetlands.....	14
3.1.1 <i>Wetlands</i> construídos (WC).....	14
3.2 Critério de projetos de <i>wetlands</i> .....	16
3.2.1 Vegetação dos <i>wetlands</i> construídas .....	17
3.2.2 Meio filtrante/meio suporte em <i>wetlands</i> construídos.....	18
3.2.3 Resíduos Construção Civil Cerâmicos (RCCC).....	19
3.2.4 Eficiência dos <i>wetlands</i> construídas .....	20
3.3 Remoção de cobre (Cu) e zinco (Zn) em <i>Wetlands</i> .....	21
<b>4 METODOLOGIA.....</b>	<b>23</b>
4.1 UNIDADES EXPERIMENTAIS .....	23
4.2 Procedimento de alimentação das unidades .....	28
4.3 Parâmetros físico-químicos monitorados .....	28
4.4 Análise Estatística.....	29
<b>5 RESULTADOS E DISCUSSÕES.....</b>	<b>29</b>
5.1 Parâmetros de estabilidade dinâmica.....	29
5.2 Desempenho da unidade WC-FV e controle, U1 e U2 na remoção de metais.....	34
<b>6 CONCLUSÃO .....</b>	<b>40</b>
<b>7 REFERÊNCIAS.....</b>	<b>41</b>
<b>APÊNDICES .....</b>	<b>49</b>

## LISTA DE ILUSTRAÇÕES

<b>Figura 1-</b> Esquema de um Wetland Construído – Fluxo Vertical (WC-FV) plantado com macrófita e com sentido de escoamento descendente.....	15
<b>Figura 2-</b> Registro fotográfico das unidades experimentais, U1 e U2, sem o plantio da macrófita e apresentado a saída do efluente tratado e a disposição do meio filtrante composto de RCCC e areia grossa. ....	24
<b>Figura 3-</b> Registro fotográfico apresentando a confecção da parte de escoamento (A) e preenchimento com a manta geotêxtil (B), das unidades experimentais.....	24
<b>Figura 4-</b> Registro fotográfico do material RCCC nos leitos. (a) RCCC quebrado e peneirado em uma granulometria de tamanho nº1(19,5mm) e (b) RCCC quebrado na e peneirado em uma granulometria de tamanho nº0 (12,5mm).....	25
<b>Figura 5</b> - Esquema das unidades experimentais, U1 e U2, apresentando o preenchimento do leito com os materiais: areia e RCCC.....	25
<b>Figura 6-</b> Local e coleta e remoção de mudas na lagoa próxima ao zoológico do Parque do Sabiá em Uberlândia.....	26
<b>Figura 7-</b> Leitos alagados e macrófita <i>Eleocharis Acutangula</i> plantada na unidade 1..	27
<b>Figura 8-</b> Séries temporais dos valores de pH monitorados na U1 e U2 e afluente. ....	30
<b>Figura 9-</b> Séries temporais dos valores de condutividade monitorados na U1 e U2 e afluente. ....	31
<b>Figura 10-</b> Gráfico das séries temporais dos valores de sólidos dissolvidos totais monitorados na U1 e U2.....	32
<b>Figura 11-</b> Gráfico das séries temporais dos valores de turbidez monitorados na U1 e U2 e afluente.....	33
<b>Figura 12-</b> Gráfico das séries temporais dos valores de temperatura monitorados na U1 e U2.....	34
<b>Figura 13-</b> Gráfico das séries temporais dos valores de concentração de cobre efluente na U1 e U2 e afluente. ....	35
<b>Figura 14-</b> Gráfico das séries temporais dos valores de concentração de zinco efluente na U1 e U2.....	36
<b>Figura 15-</b> Gráfico box plot de eficiência de remoção de cobre em ambas unidades...	37
<b>Figura 16-</b> Gráfico Box plot da eficiência de remoção de cobre nas unidades U1 e U2	37
<b>Figura 17-</b> Crescimento da macrófita ao longo do experimento, entre os meses de maio à novembro de 2020. a) Período de floração da macrófita <i>Eleocharis acutângula</i> ; b)	

Perda das flores da macrófita e crescimento das folhas; c) Amarelamento e ressecamento da parte superior das folhas das macrófitas; d) Perca das folhas e toda parte superior da macrófita ressecada..... 39

## LISTA DE TABELAS

<b>Tabela 1-</b> Concentrações dos componentes no efluente sintético. ....	27
<b>Tabela 2-</b> Concentração das soluções de metais.....	28
<b>Tabela 3-</b> Valores do parâmetro operacionais aplicados na fase do sistema WC na U1 e U2. ....	34
<b>Tabela 4-</b> Comparação entre as concentrações médias de cada unidade do sistema de tratamento. ....	40

**LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS**

<b>CM</b>	Carga de Metal
<b>CMA</b>	Carga de Metal Aplicada
<b>CONAMA</b>	Conselho Nacional do Meio Ambiente
<b>COPAM</b>	Conselho Nacional de Meio Ambiente
<b>Cu</b>	Cobre
<b>DBO</b>	Demanda Bioquímica de Oxigênio
<b>DQO</b>	Demanda Química de Oxigênio
<b>PREMEND</b>	Programa de Monitoramento de Efluentes não Domésticos
<b>Q</b>	Vazão
<b>RCCC</b>	Resíduos de Construção Civil Cerâmicos
<b>SDT</b>	Sólidos Dissolvidos Totais
<b>TAH</b>	Taxa de Aplicação Hidráulica
<b>TDH</b>	Tempo de Detenção Hidráulica
<b>U1</b>	Unidade 1 de <i>Wetland</i> Construído de Fluxo Vertical com Resíduo de Cerâmica e Macrófita do Cerrado
<b>U2</b>	Unidade 2 controle com Resíduo de Cerâmica sem Macrófita do Cerrado
<b>WC</b>	<i>Wetlands</i> Construídos
<b>WC-FV</b>	<i>Wetlands</i> Construídos de Fluxo Vertical
<b>Zn</b>	Zinco

## 1 INTRODUÇÃO

O crescimento populacional vem sendo discutido com olhares preocupantes pela Organização das Nações Unidas (ONU). Isso se dá especialmente pelo aumento acelerado nas últimas décadas, que segundo a ONU em 2019 foi de 7,7 bilhões de pessoas no mundo e chegará a 9,7 bilhões em 2050. Como consequência, houve aumento de poluição dos corpos hídricos, sendo de forma indireta e direta por mecanismos de introdução de micropoluentes pelo homem, ocasionando prejuízos aos recursos naturais, e ameaça à saúde humana (França, 2003).

Desse modo, uma preocupação advinha desse tipo de poluição está no aumento de concentração metais nos corpos hídricos, isso porque os procedimentos disponíveis para remoção destes elementos são de elevado custo, e muitas das vezes não estão inseridos no sistema de tratamento de esgoto. Além disso, no Brasil o saneamento básico (tratamento de esgoto) não atende a toda população, apresentando cerca de 49,1% (SNIS,2019), logo todos os locais onde não possuem saneamento despejam sem nenhum tratamento prévio estes efluentes urbanos e/ou industriais, em corpos de água, diminuído significativamente a qualidade destes meios.

À depender das concentrações e formas encontradas, os metais pesados podem ser tóxicos e não passíveis de remoção pelos sistemas de tratamentos convencionais de esgotos, que são dominantes no país. Mesmo essenciais para o funcionamento de algumas vias metabólicas, a maioria quando em elevadas concentrações possui características acumulativas no organismo sendo altamente prejudicial ao sistema metabólico tanto dos seres humanos quanto aos animais da vida aquática (AGUIAR,2002).

Os metais pesados tais como Mn, Zn, Cu, B e Se, são biologicamente essenciais, no entanto, podem ser tóxicos quando a concentração destes metais for superior aos valores máximos permitidos aos seres vivos, definidos por legislações, o que define a toxicidade destes elementos são: os tipos de organismos expostos, capacidade de assimilação dos metais, a concentração e as vias de exposição (PEIJNENBURG & JAGER, 2003). Desse modo, torna-se necessário o tratamento adequado dos efluentes antes do lançamento no corpo receptor.

No Brasil o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) por meio das Resoluções 357/2005 e 430/2011 estabelece padrões de lançamento de efluentes e

diretrizes para a conservação dos recursos hídricos no país (BRASIL, 2005, 2011). No estado de Minas Gerais, a Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG nº 01 de 5 de maio de 2008 estabelece diretrizes para que corpos hídricos sejam enquadrados, bem como os valores padrões para lançamento de efluentes (MINAS GERAIS, 2008). E no âmbito municipal o município de Uberlândia-MG possui um Programa de Monitoramento de Efluentes não Domésticos (PREMEND), onde determina que efluentes não domésticos, para serem lançado na rede coletora de esgoto doméstico necessitam estar adequados aos padrões exigidos pelo PREMEND segundo o Decreto nº 13.481, de 22 de junho de 2012 (UBERLÂNDIA, 2012).

Visando a adequação dos valores de concentração de efluentes para lançamento, visto que, existe uma deficiência no tratamento de esgoto no Brasil, com destaque para os nutrientes e metais, sendo um grande problema da gestão de recursos hídricos, e destoa com as diversas possibilidades de tratamentos que existem no país, considerando as boas condições climáticas para implantação de vários sistemas de tratamento (Leal, 2019). A partir disso, há uma corrida para criação de novas técnicas que visa tratar efluentes, e que são capazes de remover metais de forma eficiente e com menor custo. Os *wetlands* construídos de fluxo vertical (WC-FV), plantado com macrófita do cerrado apresentam uma excelente alternativa na remoção de metais de efluentes secundários (BARRETO; VON SPERLING; AGUIAR; PENA, 2011).

Assim, este trabalho propôs-se avaliar a eficiência de remoção de zinco e cobre presente em efluente secundário, visto que, estes metais estão sempre presentes nos efluentes domésticos/industrias e são micronutrientes essenciais para as plantas, por meio de um sistema *Wetland* construído de fluxo vertical (WC-FV), tendo como meio suporte Resíduos de Construção Civil Cerâmicos (RCCC), plantado com a espécie de macrófita do cerrado *Eleocharis acutangula* (Roxb.) Schult.

## 2 OBJETIVOS

Avaliar a eficiência de um sistema *Wetland* construído de fluxo vertical utilizando meio filtrante de resíduos de construção civil cerâmico associado à macrófita presente do cerrado *Eleocharis acutangula*, na remoção de cobre e zinco de um efluente secundário.

## 2.1 Objetivos específicos

- a) Construir em escala piloto uma unidade de *Wetland* utilizando como meio filtrante RCCC associado com a macrófita *E. acutangula* e verificar o crescimento da macrófita
- b) Analisar os parâmetros de estabilidade dinâmica dos leitos, pH, condutividade, Sólidos Dissolvidos Totais (SDT) e turbidez.
- c) Comparar as eficiências de remoção dos metais zinco e cobre.

## 3 REVISÃO BIBLIOGRAFICA

### 3.1 Sistemas wetlands

*Wetland*, da definição do inglês significa uma área de terra que é naturalmente molhada. Esse é utilizado para definir um ambiente de ecossistema úmido, que popularmente pode ser caracterizado de nomes diferentes como, banhados, zonas alagadiças, pântanos, brejos, manguezais, charcos e veredas. Estes locais estão propensos a inundações intermitentes ou permanentes, sendo que o solo da região afetada se mantém sempre saturado, ocasionando um local propício para o estabelecimento de macrófitas (ANJOS, 2003).

Os *wetlands* podem ser considerados como um dos maiores sistemas naturais que são bastante produtivos na terra, e que são de extrema importância para preservação da biodiversidade do planeta, dentre estes sistemas podemos citar o pantanal Mato-Grossense, os igarapés no rio Amazonas e os manguezais na faixa do litoral brasileiro (ANJOS, 2003). Além disso, os wetlands naturais tende a ter uma taxa de decomposição da matéria orgânica baixa se comparado com área não inundadas, promovendo o estoque de carbono no solo (HOLDEN, 2005).

#### 3.1.1 *Wetlands* construídos (WC)

Os WC simulam os *wetlands* naturais sendo projetos com diferentes meios filtrantes, planta e microrganismos visando o tratamento de efluentes domésticos e/ou industriais. Estes sistemas são eficientes tanto no tratamento de efluentes domésticos, quanto de efluentes industriais, desempenhando uma melhor eficiência quando o esgoto

bruto em questão passar por um tratamento preliminar (grade e desarenador) para remoção de partículas grandes e areia (CONSTRUÍDOS, 2021).

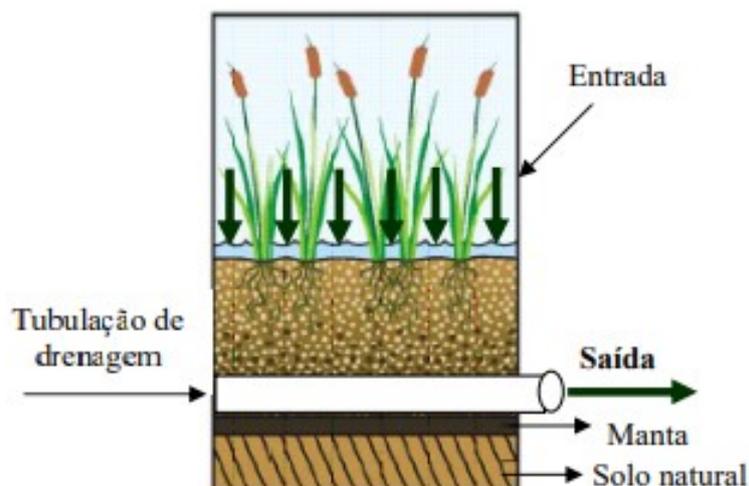
A técnica utilizada para construção de *wetlands* se iniciou em meados da década de 70 impulsionado pelo movimento ambientalista, com a finalidade de produção de habitats e controle de qualidade de água de forma mais barata (KADLEC E KNIGHT 1996). Os WC se comportam com as mesmas características positivas de uma zona úmida, e seus efeitos negativos podem ser facilmente controlados de forma que torna este sistema de baixo custo e eficiente. Deste modo, os *Wetlands* podem ser construídos em diferentes locais, dependendo da vazão do sistema, condições climáticas e também das restrições das espécies vegetais escolhidas.

Segundo Silva (2007), o primeiro WC de fluxo vertical foi projetado na Europa pela Dra. Seidel conhecido como sistema Krefeld (Seidel e Happel 1981, citado por Brix, 1994a), e desde então houve um interesse nesse tipo de sistema, pelo motivo da grande capacidade de nitrificação. A nitrificação é almejada a partir, do tempo de detenção hidráulica (TDH) do projeto, com isso forma-se condições aeróbias pela alternância entre as fases de alimentação, e isto é, fundamental para evitar o crescimento de biomassa no material filtrante dos *wetlands*.

Segundo Leal (2019) no fluxo vertical a alimentação dos leitos é verticalmente intermitente, tendo na maioria das vezes como meio suporte, brita e areia (Figura 1). O efluente é espalhado por um encanamento perfurando em todo seu comprimento, para que ocorra a distribuição vertical ao longo do leito, assim, o tratamento funciona mediante a infiltração vagarosa no meio filtrante, até alcançar o fundo do leito, onde deve haver tubulações de drenagem.

O sentido do fluxo tanto pode ser ascendente quanto descendente, sendo que especialistas recomendam o sentido descendente, pois, o crescimento das plantas envolvidas no processo ocorre nas primeiras camadas do sistema. Neste sentido, o projeto se torna mais eficiente devido às raízes e microrganismos rizosféricos, que absorvem nutrientes do efluente. De acordo com Sezerino (2002) as plantas empregadas, desempenham funções extremamente importantes, pois, os biofilmes microbianos são formados em suas raízes e rizomas, e espalham o fluxo da água nos WC-FV, evitando zonas mortas no sistema.

**Figura 1-** Esquema de um Wetland Construído – Fluxo Vertical (WC-FV) plantado com macrófita e com sentido de escoamento descendente.



Fonte:

Silva 2007 adaptada de (Anjos 2003)

### 3.2 Critério de projetos de *wetlands*

Os WC não possuem um manual técnico com critérios e padrões definidos de dimensionamento, pois a sua estrutura se difere de acordo com a região e as características do efluente a ser tratado. Estes sistemas podem ser projetados com inúmeras tecnologias adaptadas ao local de implantação, variando o TDH, regime hidráulico, meio suporte e macrófitas de modo a deixar o tratamento mais eficiente. Tendo em vista essa grande variação de projetos, estes sistemas apresentam ser estruturalmente simples de ser executado, além disso, apresenta baixo consumo de energia, pequena formação de biomassa e alta eficiência de tratamento (LEAL, 2019; PELISSARI, 2017).

Para se obter uma melhor eficiência dos WC, deve-se considerar os fatores da região geográfica, condições climáticas e operacionais, além disso, as características do efluente sendo como, a carga orgânica a ser aplicada, se existe ou não um tratamento preliminar, e determinar quais as substâncias desejadas para remoção, assim como analisar os mecanismos de transformação (físicos, químicos e biológicos). É recomendado escolher macrófitas presentes na região de implantação, e o material do meio filtrante dos WC deve ser inerte e se possível buscar por alternativas de baixo custo (LEAL, 2019; MACHADO et al., 2017).

### 3.2.1 Vegetação dos *wetlands* construídas

Alguns tipos de espécies de plantas de origem terrestre conseguem se adaptar a ambientes aquáticos sob condições anaeróbicas e podem ser implementadas nos sistemas de *wetlands* construídos, sendo as mais conhecidas as macrófitas emergentes, flutuantes e submersas. Segundo Machado et al., (2017) as macrófitas são plantas aquáticas que pertencem ao reino *Plantae*, atuam de forma autótrofa e fotossintetizante, ou seja, possuem capacidade de alterar energia solar em química e armazenam em forma de matéria orgânica, de tal maneira que fungos e bactérias utilizam essa matéria orgânica como fonte de energia, desta forma as macrófitas são essenciais para a cadeia trófica.

Alguns tipos de espécies de macrófitas possuem capacidade de absorver metais pesados e purificar águas contaminadas (Gago, 2019). Essas plantas possuem um sistema radicular capaz de adsorver partículas dissolvidas em água, além disso, suas raízes podem servir de morada para bactérias e fungos que assimilam matéria orgânica tornando-a disponível para ser absorvidas pelas macrófitas mais facilmente.

As macrófitas mais conhecidas e utilizadas segundo Silva (2007) são as emergentes como a, taboa (*Typha angustifolia* ou *Typha latifolia*), junco (*Juncus* spp e *junco ingens*), caniço (*Phragmites* spp), *Schoenoplectus validus*, bunho (*Carex* spp), *Scirpus lacustris*, *Eleocharis* spp, as flutuantes como a lentilha-d'água (*Lemna minor*), rede de água (*Hydrodictyon*), *Reticulatum*, *Scenedesmus asuminatus* e as submersas *Elodea nutalli*, *Elodea candensis*, *Ceratophyllum demersum*, *Hydrilla verticillata*, *Miriophyllum heterophyllum*.

Atualmente existem poucos estudos relacionando o tratamento de efluentes em *wetlands* consorciadas com macrófitas existentes no cerrado, apesar deste bioma compreender um grande sistema de *wetland* natural denominado de veredas (LEAL,2019). Segundo Re flora (2021), a *Eleocharis acutangula* é uma espécie que está presente no sul do México, na Guiana, Guiana Francesa e em quase todo os Estados brasileiros, inclusive no cerrado, exceto Tocantins, Amazonas, Acre, Roraima e Amapá.

No entanto, para selecionar o tipo de macrófita a ser utilizada no sistema de *wetlands* construídos é necessário, conhecer e estudar fatores determinantes da região a ser implantada no WC, ou seja, analisar se o tipo de planta escolhido está presente em determinada região, avaliar o caráter ecológico e se a espécie apresenta um baixo custo.

Apesar disso, é necessário considerar se esta espécie se adapta a condições de solo saturado, e se consegue sobreviver a altos teores de matéria orgânica e poluentes (ROUSSO, 2017).

### 3.2.2 Meio filtrante/meio suporte em *wetlands* construídos

O sistema de WC é formado por um material filtrante o qual serve de suporte para a macrófita, onde em suas raízes aderem microrganismos que atuam na formação do biofilme. O meio filtrante também participa da remoção dos nutrientes (fósforo e nitrogênio), da matéria orgânica, metais e de patógenos. Segundo Silva (2007) a escolha do meio filtrante está totalmente relacionada ao tipo de escoamento e de quais poluentes se deseja remover, não é indicado utilizar meio suporte que contenha altos teores de argila, pois, ao invés dos poluentes serem degradados pelos microrganismos, tenderão a se grudar no meio filtrante e quando o meio estiver saturado serão eliminadas novamente no efluente (SILVA, 2007; LEAL, 2019).

Segundo Sezerino (2002), o tipo do material filtrante deve ser inerte, pois o efluente tende a alterar as suas características ao longo do escoamento. A disposição do meio filtrante deve ser sobreposta de acordo com o fluxo vertical, também é sugerido que o meio suporte deve ser escolhido de acordo com as características físicas, como a porosidade e condutividade hidráulicas que são fundamentais para que haja adsorção dos elementos presentes no efluente, além disso, proporcionar uma filtração dos sólidos suspensos presentes sem que ocorra a colmatação do sistema.

A colmatação acontece quando o efluente é disposto e percola pelo meio suporte ocasionando o entupimento pelo crescimento desordenado do biofilme e/ou a quantidade de sólidos nos espaços vazios que barram a passagem do líquido, com isso é necessário que se faça a escolha de materiais com maior porosidade para garantir que tenha um fluxo ordenado do efluente evitando a colmatação (LEAL, 2019).

Segundo a literatura para tratamento de esgotos domésticos recomenda-se a utilização de areias, cascalho e brita no meio filtrante, estes trazem bons resultados de remoção. Entretanto segundo Vilar et al (2010), existem materiais filtrantes alternativos, tais como, resíduos de atividades industriais (resíduos de construção civil, resíduos de indústrias de cerâmica), que possuem um potencial de aumentar a remoção de fósforo,

mas que necessitam de uma maior avaliação, visto que, ainda se tem poucos estudos no Brasil.

### 3.2.3 Resíduos Construção Civil Cerâmicos (RCCC)

Entende-se por resíduos de construção civil de classe A, sendo resíduos reutilizáveis ou recicláveis como agregados provenientes de demolições de obras de construção civil, reformas, reparos, e, além disso, resultantes da preparação e escavação de terrenos, sendo eles: azulejos, blocos cerâmicos, concreto em geral, tijolos, entre outros descritos na Resolução CONAMA nº307 de 5 de julho de 2002.

Pelo Art. 7º da Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) de agosto de 2010, a gestão dos resíduos sólidos deve assegurar a não geração, redução, reutilização, reciclagem, tratamento dos resíduos sólidos e disposição final ambientalmente correta dos rejeitos. Sendo assim, o uso de materiais alternativos como os RCCC para o meio suporte dos WC contempla um dos objetivos do sistema de gestão segundo a PNRS.

Os resíduos da construção civil cerâmicos, segundo Leal (2019) apresentam ter vantagens e custos mais acessíveis se comparados com materiais convencionais como a brita, pois trata-se de um resíduo e um subproduto da engenharia civil e caso o RCCC seja utilizado no mesmo local da obra não haverá custo de transporte, tornando-o mais vantajoso. Apesar de possuir estes pontos positivos e um grande potencial para remoção de fósforo, há poucos experimentos feitos sobre estes em relação aos WC no Brasil.

A eficiência de infiltração dos RCCC depende de sua resistência de fabricação, ou seja, quanto maior a resistência menor será a infiltração de água. Existem dois tipos de resíduos cerâmicos da construção civil, os que provêm do material original que possui mais argila em sua composição, chamados de cerâmicos de base vermelha, produzidos a temperaturas mais baixas tornando-o menos resistente. O outro tipo são os cerâmicos de base branca que são produzidos em temperaturas mais elevadas e com menos teor de argila, portanto, possuem maior resistência.

A utilização de RCCC como meios filtrantes em WC demonstrou uma eficiência bastante satisfatória no experimento em escala piloto de Leal (2019), constituído por dois tratamentos, um com meio filtrante convencional que continha brita e areia e outro contento RCCC e areia, ambos obtiveram resultados similares de remoção de turbidez, DBO, DQO e nitrogênio, respectivamente 77%, 71%, 78% e 69%. Sendo assim, foi

possível verificar, que tanto o material convencional e o alternativo foram eficientes, porém o alternativo é economicamente viável.

#### 3.2.4 Eficiência dos *wetlands* construídas

A eficiência dos *wetlands* construídos está relacionada com a quantidade de nutrientes removida, retida, transformada ou degradada pela biota do sistema. Segundo Haberl et al. (1999), os WC é uma das mais promissoras tecnologias de pós tratamentos de esgotos, pois eles possuem boa eficiência de redução de sólidos, Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Demanda Química de Oxigênio (DQO), metais, patógenos e substâncias orgânicas. Em um experimento realizado por Elfanssi et al., (2018) utilizando a macrófita *Phragmites australis* em uma comunidade rural em Marrakech, Marrocos, um sistema com três unidades de fluxo vertical em paralelo, com TDH de 2 dias apresentou uma eficiência de remoção de nitrogênio total de 67% e fósforo de 62%.

Outro projeto realizado por Miranda (2020), para avaliar a eficiência de sistemas alagados utilizando diferentes tipos de materiais suportes e espécies vegetais, o estudo continha seis tratamentos, utilizando como meios filtrantes intercalados de garrafas PET trituradas, cascalho e algumas variações de plantas. O projeto avaliou diferentes parâmetros com destaque para a DBO e TSS (Totais de sólidos em suspensão), quem em todos os tratamentos obtiveram uma remoção média de 80% DBO e 90% TSS.

Em um estudo feito por Barszcz (2019), para avaliar o desempenho de WC cultivados utilizando as macrófitas *Eleocharis sp.* (junco) e *Typha sp.* (taboa), no intuito de reduzir a toxicidade de um efluente, mostrou ser bastante eficiente, o experimento foi dividido em dois tratamentos um plantado com a taboa e o outro com junco e um controle sem planta. A eficiência de diminuição de toxicidade para o tratamento utilizando a taboa foi de 78,25% e o tratamento com a macrófita junco de 53,71%. O controle também obteve uma alta eficiência na redução da toxicidade do efluente cerca de 63,13%.

Apesar de existir vários estudos sobre o emprego de macrófitas em *wetlands*, há poucos estudos das espécies de macrófitas do Cerrado com potencial uso em WC, sendo que o cerrado possui as veredas que são *wetlands* naturais. Segundo Faxina et. al (2017)

uma das alternativas de macrófita do cerrado é a *Eleocharis acutangula* presente nas veredas. Estes mesmos autores realizaram um experimento com WC com TDH de 3 dias apresentando uma eficiência muito significativa em relação a remoção de fósforo (87,9%), nitrogênio (80,8%) e DQO (92,69%) para esgoto bruto de uma central de processamento de alimentos da cidade de Uberlândia-MG.

Em outro experimento realizado por Leal (2019), em um condomínio empresarial em Uberlândia-MG, no qual o sistema continha dois tratamentos, um com a macrófita *Eleocharis acutangula* e o outro com *Typha* ambos com um TDH de 3 a 4 dias, os resultados de eficiência de remoção foram similares cerca de DBO 71%, DQO 78%, P 91%, N 69% e turbidez 77%. Sendo assim, demonstrando uma alternativa bastante viável o emprego da *Eleocharis acutangula* em WC nas regiões do cerrado.

### 3.3 Remoção de cobre (Cu) e zinco (Zn) em *Wetlands*

O cobre é um metal avermelhado, dúctil e maleável, ele é um elemento essencial às plantas, pois ele atua na associação de enzimas em funções vitais, além disso, o cobre tem um papel importante na síntese de clorofila e atua na síntese da hemoglobina. O cobre possui baixa mobilidade e pode ser tanto adsorvido no meio filtrante dos *wetlands*, quanto ser absorvidos pelas macrófitas no sistema e bioacumulados nas folhas (ANJOS, 2003). O zinco é um elemento essencial para vida das plantas e dos animais, é um metal lustroso, dúctil, maleável quando aquecido, é essencial ao metabolismo humano, porém em grandes concentrações pode provocar distúrbio aos seres humanos. Assim como o cobre o zinco pode ser adsorvido no meio filtrante do sistema *wetlands* e bioacumulado por plantas.

O Zn e o Cu são micronutrientes essenciais para a nutrição das plantas, sendo requeridos em pequenas quantidades para o crescimento e reprodução. No entanto, existem fatores que impedem que esses elementos sejam absorvidos pelas raízes das plantas, por exemplo se não estiverem na forma de cátions  $\text{Cu}^{2+}$  e  $\text{Zn}^{2+}$ , um outro fator que impede a absorção do zinco é a densidade e o comprimento das raízes, sendo assim, as raízes em tamanhos menores inibem a aquisição desse metal. A mobilidade também influencia nas disponibilidades destes metais, a mobilidade do cobre pode ser comprometida caso a planta contenha um alto suprimento de nitrogênio, diminuindo a disponibilidade Cu para planta, enquanto que para o metal zinco a mobilidade dentro

das plantas é diminuída principalmente durante a senescência (KIRKBY; RÖMHELD, 2007).

Os sistemas de *wetlands* combinado com macrófitas proporcionam uma ação despoluidora de metais, pois as raízes das macrófitas desempenham uma ação adsorvente, além disso, possibilita a absorção ativa destes poluentes, além de compostos organoclorados, organofosforados e fenóis. Em ambientes aquáticos a presença dos íons  $\text{Na}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{K}^+$  e  $\text{Mg}^{2+}$  reduz a toxicidade quando ligados aos íons  $\text{Pb}^{2+}$ ,  $\text{Cu}^{2+}$  e  $\text{Zn}^{2+}$ . No entanto, pode ocorrer o efeito contrário se estiver ligado aos pares de metais Ni e Zn, Cd e Zn, Cu e Zn e Cu e Cd (TAVARES, 2013).

Sendo assim, as macrófitas juntamente com o meio filtrante dos WC funcionam como um mecanismo com capacidade de adsorver e/ou absorver íons metálicos. Este mecanismo atua de forma similar ao carvão ativado e resina de troca iônica. No processo de biossorção do sistema a adsorção e a absorção de metais pesados ocorrem na biomassa de organismos mortos e vivos, essa remoção ocorre por meio da quelação, troca iônica, complexação, coordenação, precipitação inorgânica e adsorção (TAVARES, 2013). Em ambientes alagados os metais em sua forma catiônica tendem a se dissolver quando pH diminui, no entanto, com o aumento do pH esses metais sofrem precipitação.

Segundo Pio (2012), a sorção é um dos principais mecanismos de remoção de metais potencialmente tóxicos em *wetlands*, através da transferência de íons das fases líquida e/ou solúvel para fase sólida nos solos das *wetlands*. A sorção envolve dois processos básicos chamados de precipitação e adsorção. O autor cita também outra variável bastante importante no processo de remoção de metais em *wetlands*, a presença de formas de enxofre, pois os sulfetos e sulfatos são responsáveis pela precipitação de metais.

Esgotos industriais e domésticos apresentam metais em sua composição e isso é bastante preocupante, pois, os sistemas de tratamento de efluentes convencionais não conseguem efetivamente remover estes metais. Entretanto em *wetlands* construídos os metais como zinco e cobre presente em esgotos podem ser facilmente absorvidos pelas plantas e ou adsorvidos no meio filtrante do sistema. Em um estudo feito por Anjos (2003), um experimento utilizando *wetlands* de fluxo horizontal na Bahia a porcentagem de remoção de cobre e zinco foi de 100%, mostrando que o sistema é muito eficiente para remoção destes metais

Outro estudo feito por Pio (2012), através de um sistema composto por um tanque de macrófitas acoplado a um WC-FV com a finalidade de remover metais potencialmente tóxicos, Fe, Mn, Cu, Pb, Co, Ni e Cd de um esgoto do Polo Industrial de Manaus contendo uma alta carga de metais, obteve-se uma boa eficiência de remoção desses metais variando em cerca de 30 a 40 %. Enquanto em um projeto piloto executado por Serigheli (2019), de WC plantado com *Typha latifolia*, mostrou-se muito eficiente para a remoção de zinco em águas pluviais drenadas de uma área de estacionamento. Os índices de remoção de zinco foram de 92% mostrando que experimento foi bem satisfatório na remoção deste metal pesado.

Segundo Fia (2017), altas eficiências de remoção dos metais cobre e zinco presentes em águas residuárias da suinocultura podem ser alcançadas em sistemas alagados construídos. Sua pesquisa avaliou três unidades experimentais em escala piloto, sendo um como controle e os outros plantados com a *Typha latifolia* e *Cynodon spp.*, a eficiência de remoção na unidade um (controle) foi de 93% para o cobre e 100% para o zinco, enquanto que, nos leitos plantado a remoção de cobre foi de 96,5% e 83,5% de zinco.

#### **4 METODOLOGIA**

O experimento foi conduzido em duas unidades experimentais de WC-FV: unidade 1 (U1), plantado com a macrófita presente no cerrado *Eleocharis acutangula* e unidade 2 (U2) sem planta servindo de controle, ambas as unidades possuíam as mesmas configurações para o meio filtrante. O fluxo adotado para o sistema foi de batelada com avaliação do TDH inicial de 5 dias e 7 dias.

Os aparatos experimentais foram confeccionados no Laboratório de Tecnologia Ambiental (LATEC), e após estarem prontos foram dispostos na casa de vegetação do campus Umuarama; o esgoto sintético foi produzido no Laboratório de Qualidade Ambiental (LAQUA); ambos os laboratórios e a casa de vegetação pertencem à Universidade Federal de Uberlândia.

##### **4.1 UNIDADES EXPERIMENTAIS**

Para a construção das unidades experimentais foram utilizados 2 recipientes de polietileno tereftalato (PET) (Figura 2), com 26 cm de diâmetro, altura do leito de 25 cm e com de 17L de volume útil.

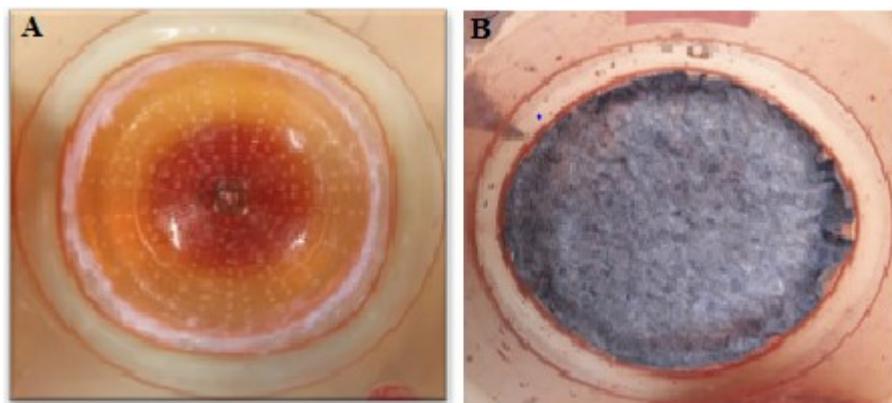
**Figura 2-**Registro fotográfico das unidades experimentais, U1 e U2, sem o plantio da macrófita e apresentado a saída do efluente tratado e a disposição do meio filtrante composto de RCCC e areia grossa.



**Fonte:** Autoral.

O sistema de drenagem do efluente tratado foi confeccionado semelhante a um ralo, como apresentado na Figura 3. Nesta parte do leito é formada uma zona anaeróbia e líquida para que ocorram as reações finais de degradação da matéria orgânica. Além disso, acima do sistema de drenagem (ralo) foi adicionado uma manta geotêxtil para impedir a perda do meio filtrante (Figura 3).

**Figura 3-** Registro fotográfico apresentando a confecção da parte de escoamento (A) e preenchimento com a manta geotêxtil (B), das unidades experimentais.



Fonte: Autoral

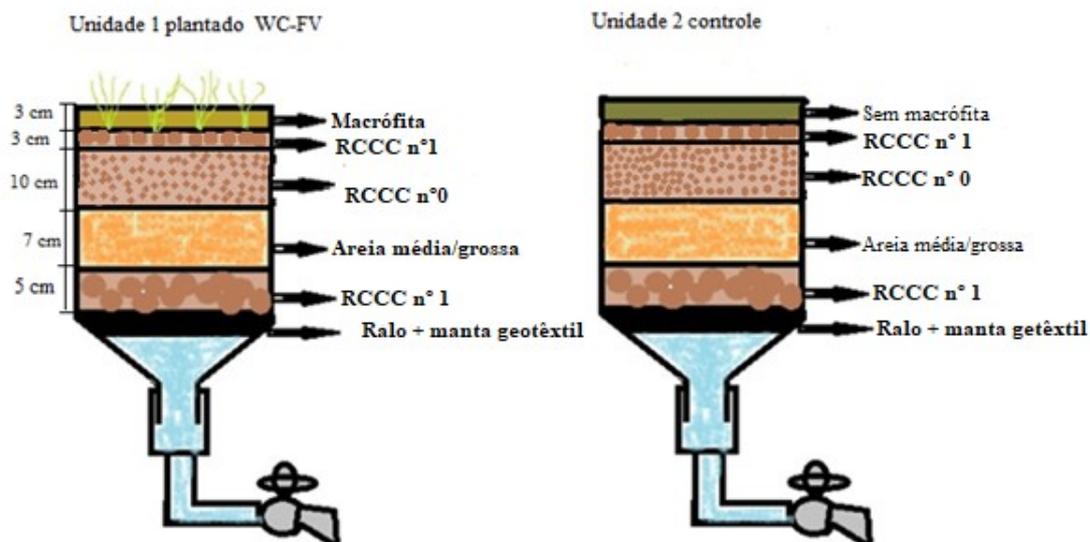
Como meio filtrante foi utilizado, nas duas unidades (U1 e U2) areia média/grossa, e RCCC quebrados manualmente de forma que, a granulometria se aproximasse dos tamanhos de brita 0 e 1 (Figura 4), que são respectivamente 12,5 e 19,5 mm de acordo com a ABNT 7211 de 2007. O preenchimento de cada material ao longo do leito é apresentado na Figura 5. Os RCCC utilizados foram provenientes de uma mistura entre azulejos de base branca e vermelha.

**Figura 4**-Registro fotográfico do material RCCC nos leitos. (a) RCCC quebrado e peneirado em uma granulometria de tamanho nº1 (19,5mm) e (b) RCCC quebrado na e peneirado em uma granulometria de tamanho nº0 (12,5mm).



Fonte: Autoral

**Figura 5** - Esquema das unidades experimentais, U1 e U2, apresentando o preenchimento do leito com os materiais: areia e RCCC.



Fonte: Autoral.

#### 4.1.1 Plantio da Macrófita *Eleocharis acutangula*

A espécie de macrófita foi coletada no Parque do Sabiá na lagoa de frente à entrada do zoológico (Figura 6), no dia 28/11/2019 no município de Uberlândia-MG. Na U1 foram plantadas aproximadamente 20 mudas de *eleocharis acutangula* conforme Figura 7.

**Figura 6-** Local e coleta e remoção de mudas na lagoa próxima ao zoológico do Parque do Sabiá em Uberlândia.



**Fonte:** Google Earth e autoral.

**Figura 7-** Leitos alagados e macrófita *Eleocharis Acutangula* plantada na unidade 1.



**Fonte:** Autoral.

#### 4.1.2 Efluente sintético

O efluente sintético foi produzido com características de esgoto secundário, para isso foram realizados vários testes utilizando diferentes concentrações dos componentes descritos na tabela 2, com intuito de simular as características de um esgoto secundário contendo metais (cobre e zinco), além de nutrientes e DQO de 60 mg O<sub>2</sub>/L, adaptado de Araújo (2006). A concentração dos metais, cobre e zinco, foi de 12mg/L e 14mg/L, respectivamente, pela adição de nitrato de cobre e zinco. As concentrações de cada componente do efluente sintético e estão apresentadas na Tabela 2. O pH do meio foi mantido dentro da faixa da neutralidade (6 - 7) simulando um efluente secundário (doméstico) com presença de metais.

**Tabela 1-** Concentrações dos componentes no efluente sintético.

<b>Componente</b>	<b>Concentração (g/L)</b>
Sacarose	0,069
Amido	0,114
Caldo de carne	0,208
Óleo de soja	0,020/ 1 gota
NaCl	0,250
MgCl <sub>2</sub> 6H <sub>2</sub> O	0,008
CaCl <sub>2</sub> 2H <sub>2</sub> O	0,0045
NaHCO <sub>3</sub>	0,200
CO(NH <sub>2</sub> ) <sub>2</sub>	0,320
KH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub>	0,18

**Fonte:** Araújo (2006) adaptado.

**Tabela 2-** Concentração das soluções de metais.

<b>Solução de 1L de cobre e zinco</b>	
Cu (NO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> 6H <sub>2</sub> O	4,55 g/L
Zn (NO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> 3H <sub>2</sub> O	3,80 g/L

**Fonte:** Autoral

#### **4.2 Procedimento de alimentação das unidades**

As unidades começaram a serem monitoradas no dia 30/07/2020, a alimentação foi feita adotando o sistema de batelada intermitente, empregando um tempo de detenção hidráulica (THD) de 7 dias, as unidades possuíam uma área superficial de 0,21 m<sup>2</sup>, o volume de esgoto adicionado por área foi de 23,8 L/m<sup>2</sup>, com uma carga aplicada de metais sendo de 13,60 mg/m<sup>2</sup>.d e a taxa de aplicação hidráulica (TAH) de 3,30 L/m<sup>2</sup>.d.

#### **4.3 Parâmetros físico-químicos monitorados**

As unidades foram avaliadas pelo desempenho da remoção dos metais cobre e zinco e dos parâmetros físico-químicos: pH, condutividade, sólidos dissolvidos totais, turbidez, que estão relacionados ao equilíbrio dinâmico dos leitos. Para executar a determinação dos parâmetros, foram coletadas amostras em triplicadas a cada 7 dias das duas unidades. As determinações dos parâmetros pH, turbidez, SDT e condutividade

eram realizadas *in loco* em equipamento multiparâmetro, marca HANNA, modelo HI 9829.

Para a determinação dos metais (Cu e Zn) as amostras eram coletadas em galões de 5L a cada 7 dias, e em seguida eram filtradas em membrana 0,45 $\mu$ m, posteriormente eram separadas em triplicadas utilizando tubos falcon de 15 mL cada e acidificadas com uma gota de ácido sulfúrico concentrado, feito esse procedimento, as amostras eram acondicionadas em uma geladeira para posterior determinação por espectrometria de emissão óptica de plasma indutivamente acoplado (ICP-OES). O equipamento marca Agilent, modelo 5100 operou nas seguintes configurações: potência RF 1200W, plasma 12Lmin<sup>-1</sup>, auxiliar 1L min<sup>-1</sup>, vazão do nebulizador 0,7L min<sup>-1</sup>, velocidade da bomba 12rpm, tempo de estabilização 15s, tempo de leitura 5s.

#### 4.4 Análise Estatística

A interpretação dos dados foi realizada a partir das séries temporais de remoção dos metais e pela análise estatística descritiva básica para cada parâmetro. Para normalidade do desempenho entre a unidade com macrófita *Eleocharis acutangula* (U1) e a unidade sem macrófita *Eleocharis acutangula* (U2-controle) foi realizado um teste de hipótese, sendo  $H_0$  a hipótese considerada que os dados apresentam comportamento paramétrico e  $H_1$  que os dados apresentam comportamento não paramétrico.

O estudo da normalidade foi realizado com tipo de teste Shapiro-wilk. Para os testes resultantes em normal, será feito o teste estatístico T – Student, onde a hipótese nula será que a variável não apresenta diferença significativa enquanto que a hipótese contrária deverá apontar diferença significativa entre os dados. Para parâmetros não normais, será feito o teste de Wilcoxon. Toda análise estatística será realizada com 95% de significância e por meio de software *Action Stat*, plataforma operacional do ®Excel (Von Sperling).

## 5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

### 5.1 Parâmetros de estabilidade dinâmica

Os dados brutos dos valores dos parâmetros pH, condutividade, sólidos dissolvidos totais (SDT) e turbidez monitorados para a verificação da estabilidade

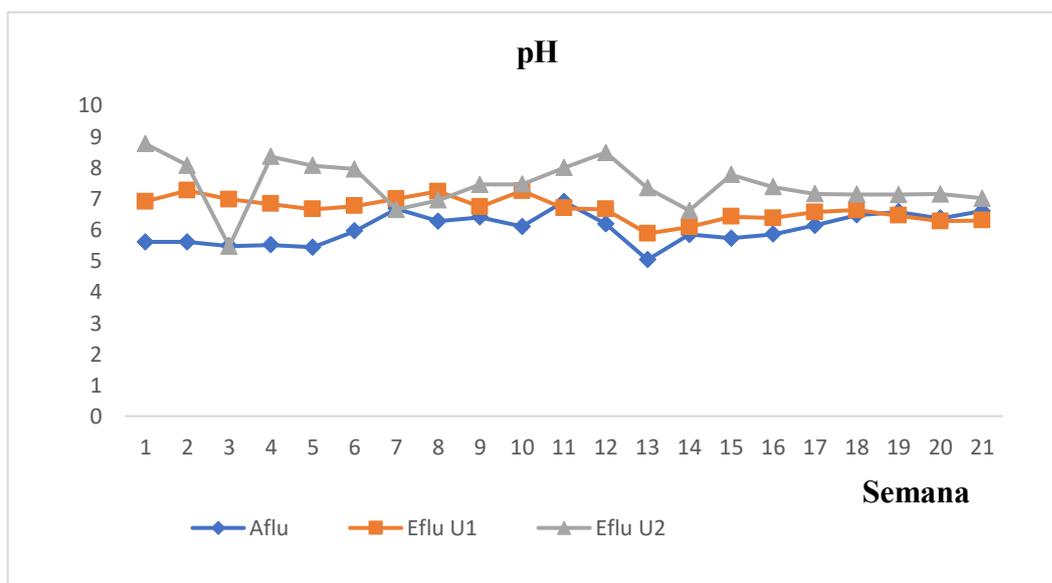
dinâmica dos leitos, durante os meses de julho a dezembro de 2020, estão apresentados no Apêndice 1.

A Figura 8 apresenta o gráfico da evolução temporal dos valores de pH nos efluentes quando comparados com os valores do afluente. Ao analisar os valores de pH, nota-se que a média do afluente foi de  $6,0 \pm 0,49$ , enquanto que os valores médios dos efluentes da U1 e U2, foram de  $6,4 \pm 0,37$  e  $7,4 \pm 0,75$ , respectivamente. O leito com macrófita U1, os valores mostraram-se estar ligeiramente ácidos se comparados com os valores da unidade sem planta (U2). Tal fato pode ser devido à decomposição da matéria orgânica proveniente das folhas da vegetação no leito cultivado.

Segundo Travaini (2011), a queda das folhas da macrófita fornecem mais substrato aos microrganismos decompositores e elevando a concentração  $\text{CO}_2$  no sistema. O dióxido de carbono é resultante da respiração dos microrganismos, nos WC o  $\text{CO}_2$  liberado se transformam em ácido carbônico essa reação também pode proporcionar uma diminuição do pH na U1, em contrapartida na U2 sem macrófita. Portanto, mesmo que os valores de pH oscilaram em torno 5 a 9 ficaram em conformidade com o intervalo definido pela Resolução CONAMA 430/2011 que é de 5 a 9, para lançamento de efluentes em corpos hídricos.

Segundo Nolla (2007), a redução do pH na rizosfera pode estar relacionado as liberações de  $\text{H}^+$  que são resultados da maior absorção de cátions em relação a ânions na produção e hidrólise de  $\text{CO}_2$ , pela respiração radicular feita pela macrófita, ou seja, pela substituição do  $\text{H}^+$  por um cátion solúvel, presente no esgoto, e/ou cátions liberados dos argilominerais presentes na composição dos RCCC ( $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Na}^{2+}$ , e  $\text{K}^+$ ).

**Figura 8-** Séries temporais dos valores de pH monitorados na U1 e U2 e afluente.

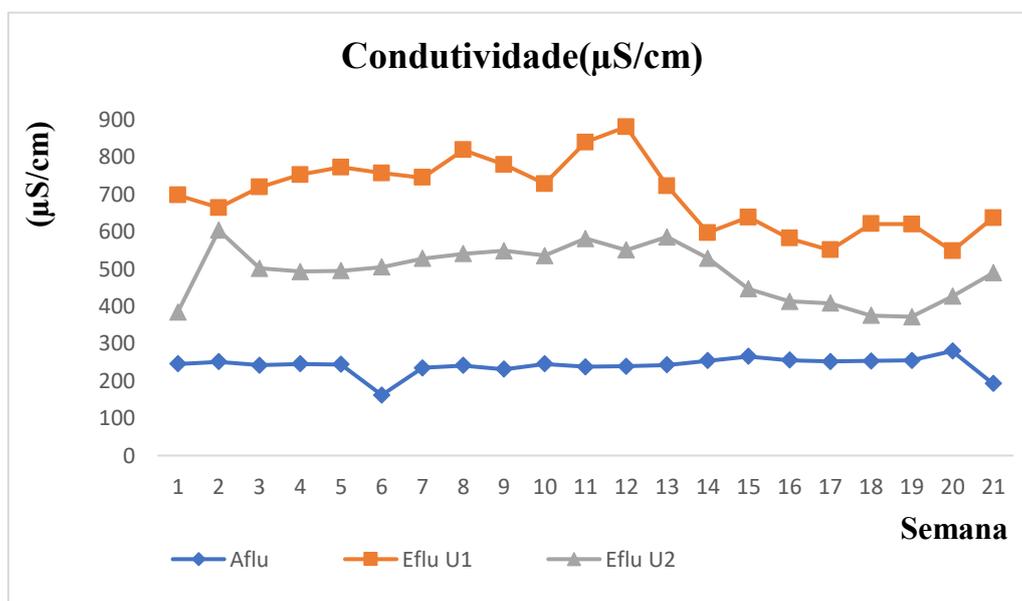


**Fonte:** Autoral

O parâmetro condutividade também foi monitorado ao longo do tempo nas unidades U1 e U2 (Figura 9). É perceptível um aumento do valor médio da condutividade dos efluentes tanto na U1 (289%) quanto na U2 (203%) se comparados com os dados do afluente. Esse aumento dos valores segundo Souza (2015), pode ser explicado pelo acúmulo de sais (cálcio, potássio e sódio) no meio filtrante, que liberam íons contribuindo para o aumento da condutividade elétrica, além disso, TDH altos como o aplicado no experimento de 7 dias, pode ter influenciado nestes valores indicando perda de material do suporte.

A diferença dos valores médios da condutividade comparando as duas unidades foi bem expressiva, sendo de  $698\mu\text{S}/\text{cm}$  na U1 e  $490\mu\text{S}/\text{cm}$  na U2. O maior valor observado de condutividade foi no efluente da unidade com macrófita, que devido ao pH levemente ácido, tende a lixiviar partículas solúveis carregadas de íons do meio filtrante.

**Figura 9-** Séries temporais dos valores de condutividade monitorados na U1 e U2 e afluente.

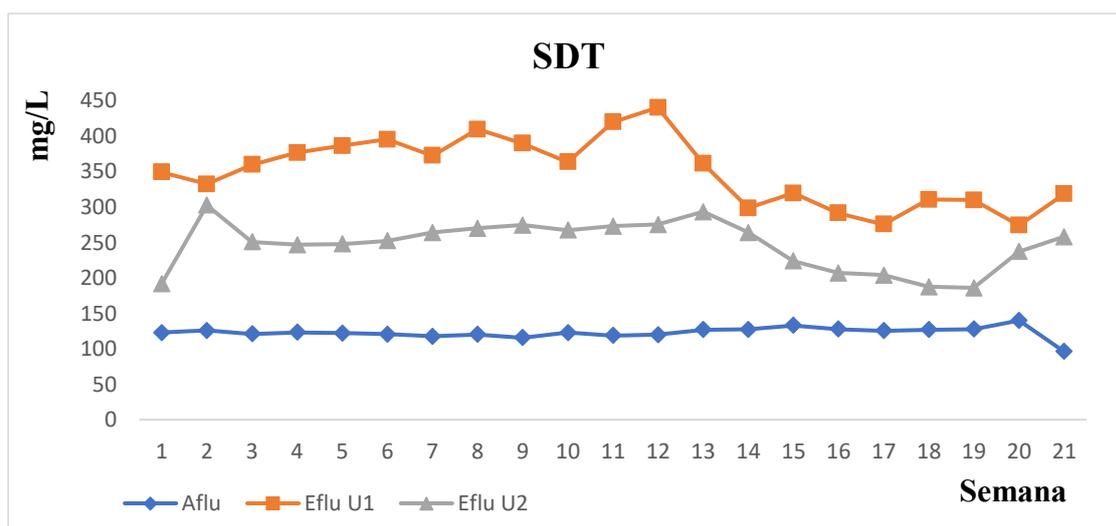


**Fonte:** Autoral

A evolução temporal da concentração dos sólidos dissolvidos totais (SDT) no efluente das unidades U1 e U2 pode observada ser pela Figura 10. Tem-se que, o comportamento do SDT é semelhante ao da condutividade, ou seja, os valores efluentes das unidades foram bem superiores do que os dados afluentes, na U1 foi um aumento médio de 284% e na U2 de 200%. Segundo Leal (2019) o aumento dos SDT pode ser justificado pelo motivo em que, os RCCC apresentam uma grande quantidade de material pulverulento, ou seja, um elemento bastante fino capaz de se dispersar no efluente ao longo dos dias, resultando no aumento dos SDT.

Os valores médios de SDT ao longo do experimento foram de 350 mg/L na U1 e 246mg/L na U2, a partir da semana 12 nota-se uma queda na concentração de SDT nas unidades, na mesma proporção que a condutividade diminui a quantidade de SDT também diminui, apresentando um menor potencial de transferência de cargas na mesma medida em que menos sólidos dissolvidos totais foram lixiviados.

**Figura 10-** Gráfico das séries temporais dos valores de sólidos dissolvidos totais monitorados na U1 e U2.



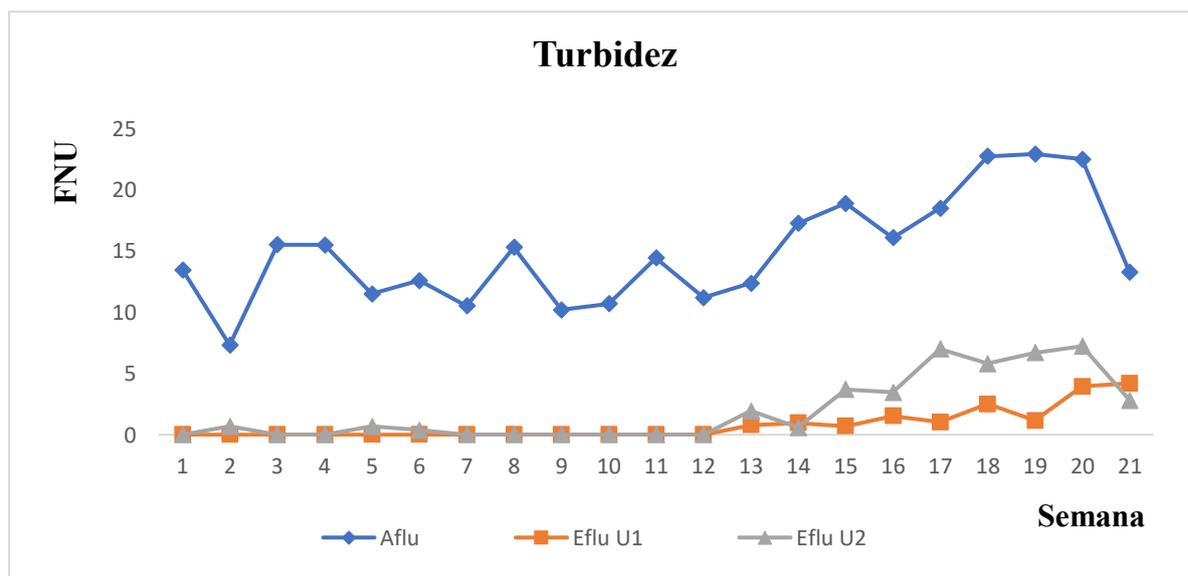
**Fonte:** Autoral

Os WC-FV se mostraram bem eficientes na redução do parâmetro turbidez, que é caracterizado pela remoção de substâncias em suspensão no efluente líquido. O valor médio de turbidez nos efluente das unidades U1 e U2 foram de 0,8 e 1,9 FNU

respectivamente, obtendo então uma eficiência de remoção de 96,57% para U1 e de 87,24% para U2. No entanto, a partir da décima segunda semana houve um crescimento no valor da turbidez afluente, que pode ser explicado pelo o aumento na concentração de DQO do afluente de 70mg/L para 300mg/L, o que consequentemente aumentou a turbidez nas unidades (Figura 11).

As remoções obtidas neste trabalho são semelhantes aos resultados observados por Vieira, Cavalcanti e Cavalcanti (2020) em um experimento para tratar águas cinzas utilizando WC, onde apresentou uma redução de turbidez de 92%. A resolução do CONAMA 430/2011 não estipula um limite de controle de qualidade do efluente para a turbidez, contudo, a Deliberação Normativa Conjunta Nº 01 do COPAM-CERH de 2008 apresenta um limite de 40 FNU para água doce de classe 1 e 100 FNU para classe 2, logo as concentrações de turbidez apresentadas neste experimento estão dentro dos limites estabelecidos.

**Figura 11-** Gráfico das séries temporais dos valores de turbidez monitorados na U1 e U2 e afluente.

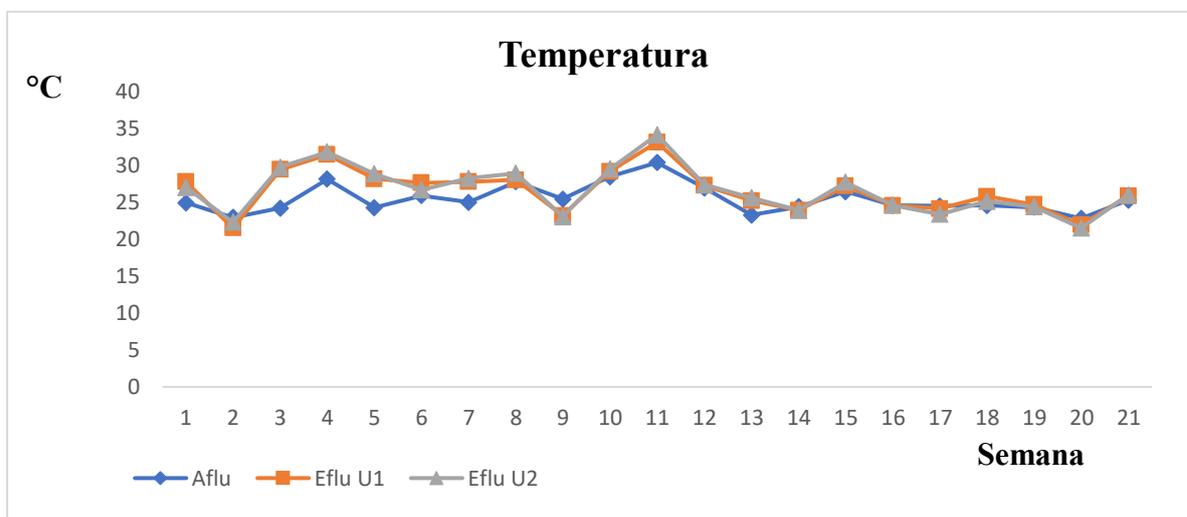


**Fonte:** Autoral

A temperatura também foi um parâmetro monitorado neste experimento (Figura 12). Foi possível ver as variações de temperatura ao longo das 21 semanas de monitoramento, sendo maior valor de temperatura registrado de 34,2 °C (U2) no início

do mês de outubro e a menor temperatura registrada em ambas unidades de 21,5 °C, no mês de dezembro, evidenciando condições ideais para o crescimento da macrófita (Cancian, 2007), em estufa.

**Figura 12-** Gráfico das séries temporais dos valores de temperatura monitorados na U1 e U2.



Fonte: Autoral

## 5.2 Desempenho da unidade WC-FV e controle, U1 e U2 na remoção de metais

Os dados brutos dos valores das concentrações dos metais cobre e zinco, afluente e efluente, durante os meses de maio a dezembro de 2020, estão apresentados no Apêndice 2.

A partir dos parâmetros operacionais das unidades U1 e U2: área superficial de 0,21 m<sup>2</sup>, volume por pulso entre 0,005 m<sup>3</sup> e concentração média afluente dos metais de 11,85 mg.L<sup>-1</sup> para o cobre e 14,25 mg.L<sup>-1</sup> para o zinco, e dos dados apresentados na apêndice 2 foram calculados valores das CMA e TAH (Tabela 3).

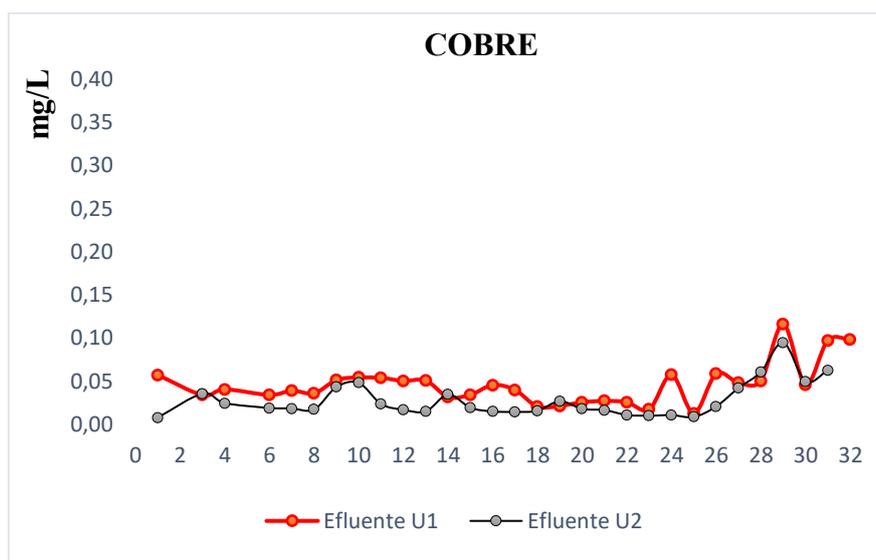
**Tabela 3-**Valores do parâmetro operacionais aplicados na fase do sistema WC na U1 e U2.

PARÂMETRO	FASE 0 a 219 dias
Q (m <sup>3</sup> /d)	0,0007
CM (mgCu/Zn. d <sup>-1</sup> )	0,5
CMA (mgCu/Zn. m <sup>-2</sup> .d <sup>-1</sup> )	2,3
TAH (m <sup>3</sup> /(m <sup>2</sup> .d))	0,0033
N (nº de amostras)	29

**Fonte:** Autoral

Considerando os valores das concentrações de cobre e zinco no sistema de WC-FV, foi possível fazer uma avaliação dos desempenhos de cada unidade (Figura 13 e 14), comparando-se as concentrações de entrada e saída do sistema. O comportamento temporal das concentrações de saída de cobre nas semanas 12 e 16 da U1 foi diferente quando comparado a U2. A partir da semana 18 até a 23 semana, as remoções em ambas as unidades seguiram um mesmo comportamento, no entanto, a partir da semana 26 as unidades obtiveram remoções menores e com comportamento parecidos.

**Figura 13-** Gráfico das séries temporais dos valores de concentração de cobre efluente na U1 e U2 e afluente.

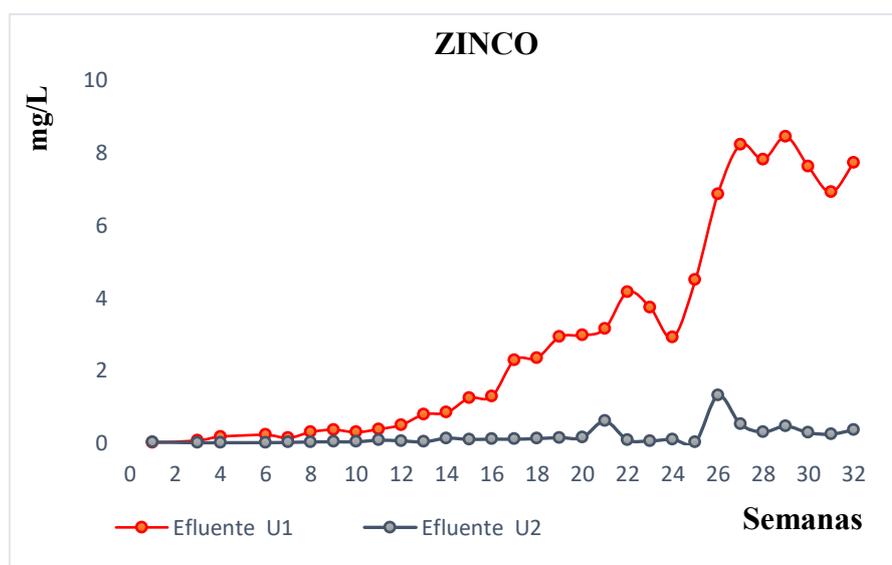


**Fonte:** Autoral

O comportamento temporal nas concentrações de saída de zinco é apresentado na Figura 14. A unidade 2 ao longo das 32 semanas obteve um comportamento linear com poucas variações, no entanto, a partir da semana 12 a U1 não consegue reter a

mesma quantidade de zinco se comparada com a U2, a diminuição remoção da concentração na U2 tem um comportamento exponencial chegando em um grande pico na última semana. Esse pico pode ter sido ocasionado pela ausência de retenção de zinco no meio filtrante da U1, ou seja, pode estar relacionada a Capacidade de Troca Catiônica (CTC) que provavelmente foi reduzida, e como consequência a quantidade de íons, capazes de adsorver ou trocar com íon de zinco diminui, devido ao desequilíbrio gerado das cargas elétricas na estrutura cristalina presentes nos RCCC (AGUIAR,2002).

**Figura 14-** Gráfico das séries temporais dos valores de concentração de zinco efluente na U1 e U2.

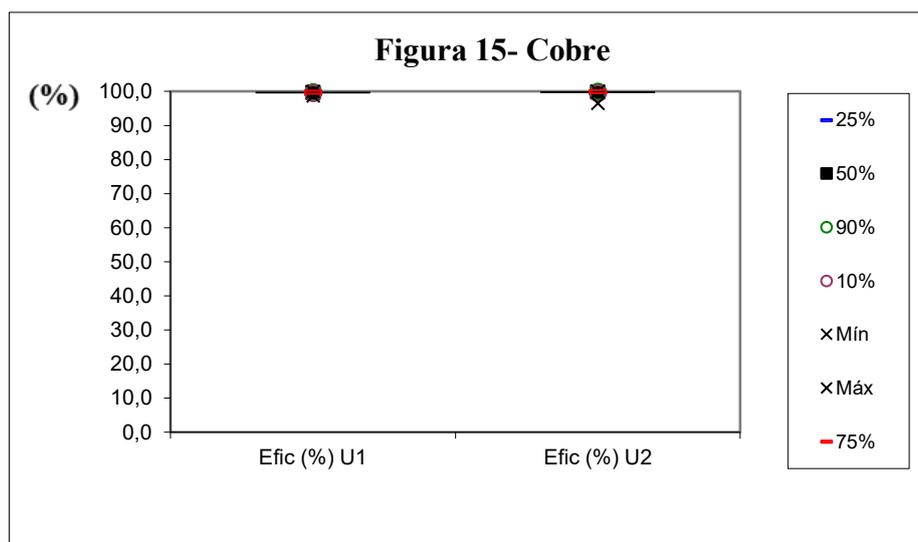


**Fonte:** Autoral

A concentração média de entrada de cobre (afluente) nas unidades experimentais foi de 11,85 mg/L, enquanto a concentração média de saída (efluente) foi de  $0,05 \pm 0,024$  mg/L na U1 e de  $0,04 \pm 0,023$  mg/L na unidade U2. Para o metal zinco a concentração média de entrada foi de 14,25 mg/L, sendo que a concentração média de saída foi de  $3,06 \pm 2,95$  mg/L na U1 e  $0,18 \pm 0,27$  mg/L para U2. Tanto a Resolução CONAMA 430/2011, quanto a Deliberação Normativa Conjunta N° 01 do COPAM-CERH de 2008 estipulam um valor máximo permitido para lançamentos de efluentes contendo Zn total de 5 mg/L e Cu dissolvido de 1 mg/L. Portanto, os valores médios dos efluentes tratados pelos WC-FV estão de acordo com os valores máximos permitidos, constatando que dependendo da concentração de entrada nos WC, os sistemas são eficientes na remoção de cobre e zinco.

Em relação às eficiências, ambas as unidades alcançaram eficiência de remoção média de 99,6 % para o metal cobre (Figura 15). Semelhante ao estudo de Fia (2017) com três unidades experimentais em escala piloto, utilizando as macrófitas *Typha latifolia* e *Cynodon spp.*, as eficiências de remoção foram de 93% para o cobre e 100% para o zinco na unidade controle, enquanto que, nos leitos plantado a remoção de cobre foi de 96,5% e 83,5% para o zinco. Outro experimento apresentado por Serigheli (2019) de WC plantado com *Typha latifolia*, mostrou-se eficiente atingido uma eficiência de remoção de zinco de 92%.

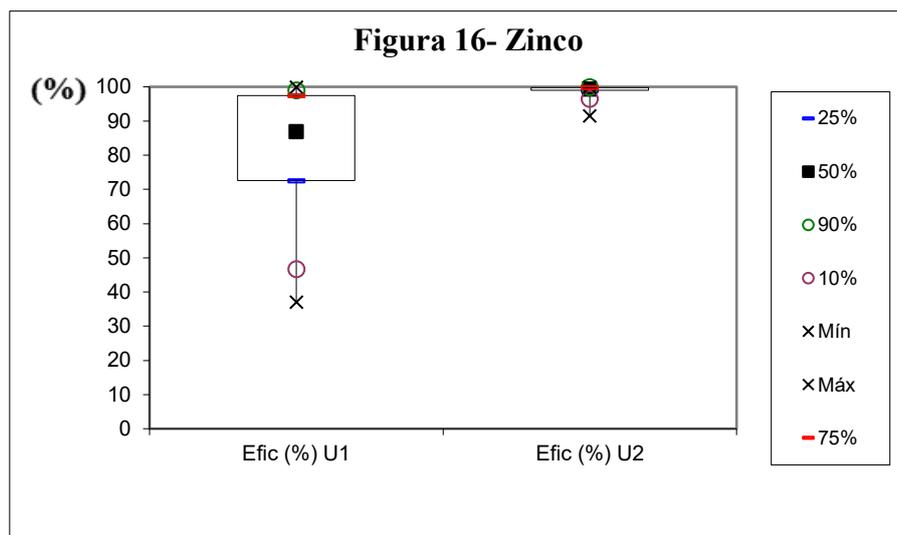
**Figura 15-** Gráfico box plot de eficiência de remoção de cobre em ambas unidades.



**Fonte:** Autoral

A eficiência de remoção de zinco na U2 foi muito satisfatória visto que, ao longo do experimento apresentou uma eficiência média de remoção de 98,8% (Figura 16). Enquanto, a unidade U1 (com planta) apresentou uma eficiência média de 81,2% sendo bastante adequando, no entanto, após o terceiro mês de monitoramento a eficiência do sistema foi decaindo gradativamente atingindo um valor de 38% no final do monitoramento.

**Figura 16-** Gráfico Box plot da eficiência de remoção de cobre nas unidades U1 e U2



**Fonte:** Autoral

O decaimento da eficiência de remoção de zinco na U1 no final do experimento, está relacionado a capacidade de remoção do metal pela planta e o meio filtrante, ou seja, na parte superior do leito onde está localizada a zona aeróbia das unidades, ocorre as etapas iniciais de degradação do material orgânico o que diminui o valor do pH, desta forma pode ocorrer a disponibilização do metal ( $Zn^{2+}$ ) para a macrófita. Ao longo do leito, como o pH tende a aumentar, as formas predominantes de zinco serão  $ZnOH^+$  e  $ZnO$ , ocorrendo então processo de remoção deste metal por vias de complexação e adsorção pelo material RCCC dos leitos (PIETROBELLI, 2013).

No entanto, chega-se um momento em que o meio filtrante dos WC satura-se diminuindo a eficiência de remoção, isso devido a atenuação da CTC que influencia na adsorção feita pelo tipo de argila que contém no RCCC, a área superficial, além de condições em que ambientais tais como, alterações das forças iônicas e pH. Segundo Tavares (2013) em WC os metais pesados em suas formas catiônicas tendem a se dissolver quando o pH decresce tornando disponível para as plantas, enquanto que com o aumento do pH, sendo um pH maior que 7 ocorre a precipitação dos metais catiônicos podendo ficarem retidos no meio filtrante dos sistemas.

Já em relação ao metal cobre, segundo Wang e Qin (2005) valores de pH próximo a 7,3, as formas predominantes de cobre serão  $Cu^{2+}$  (50%) e  $CuOH^+$  (50%), como o pH afluente apresentava um valor de 6, as formas predominantes era  $Cu^{2+}$ , ou seja, forma mais disponível para as plantas. O valor médio do pH efluente foi de 7,4

tendo então as formas de cobre disponíveis  $\text{Cu}^{2+}$  (50%) e  $\text{CuOH}^+$  (50%), sendo feita as remoções por meio das vias de complexação e/ou adsorção pelo material RCCC.

Apesar da macrófita *Eleocharis acutangula* necessitar de baixas concentrações dos micronutrientes cobre e zinco para seu desenvolvimento, o cobre é mais requerido na ausência de nitrogênio, logo quando se tem excesso de nitrogênio o cobre é pouco absorvido pela planta, enquanto que o zinco é requerido pela planta em concentrações menores que o cobre, no entanto, quando a planta chega em um estágio de senescência, que é a fase em que a planta reduz significativamente a absorção de zinco (KIRKBY; RÖMHELD, 2007). Foi neste período que se observou a redução na remoção de zinco, ou seja, uma diminuição da capacidade absorptiva do zinco pelas macrófitas conforme a Figura 17-d.

**Figura 17-** Crescimento da macrófita ao longo do experimento, entre os meses de maio à novembro de 2020. a) Período de floração da macrófita *Eleocharis acutangula*; b) Perda das flores da macrófita e crescimento das folhas; c) Amarelamento e ressecamento da parte superior das folhas das macrófitas; d) Perca das folhas e toda parte superior da macrófita ressecada.



**Fonte:** Autoral

As unidades 1 e 2 obtiveram uma eficiência média de remoção de cobre de 99,6 % e não se diferem estatisticamente para remoção da concentração média de cobre obtendo um p-valor  $>0,05$  conforme a (Tabela 4). Enquanto, para o metal zinco a eficiência de remoção foi de 81,2% para U1 e de 98,8% para U2; sendo que as concentrações médias se diferem, ou seja, o valor de p-valor  $<0,05$ , indicando que a U1 possui uma remoção média menor se comparado com a U2.

Quando comparadas as concentrações de metais nos efluentes das unidades experimentais, U1 (0,05mgCu/L) e U2 (0,04mgCu/L), tem-se que para o metal cobre

ambas configurações foram eficientes em produzir efluente com concentrações abaixo do permitido pela Resolução CONAMA 430/2011 (1 mgCu/L), não apresentando diferença significativa para um nível de significância de 95% (Tabela 4). Em relação ao metal zinco, a concentração remanescente no efluente (U1-3,06mg/L; U2-0,19mg/L) não ultrapassou o valor máximo estipulado para lançamento (5 mgZn/L) nas duas unidades avaliadas, contudo, as concentrações se diferem a um nível de significância de 95% (Tabela 4), tendo a unidade sem planta (U2) apresentado melhor desempenho. Tal fato sugere a importância da manutenção das plantas nos sistemas *wetlands*, com podas periódicas, a fim de evitar a estagnação da absorção pelas macrófitas.

**Tabela 4-** Comparação entre as concentrações médias de cada unidade do sistema de tratamento.

Estatística	Cobre		Zinco	
	Efluente U1	Efluente U2	Efluente U1	Efluente U2
Número de dados	29,000	29,000	29,000	29,000
Média	0,05	0,04	3,06 <sup>a</sup>	0,19 <sup>a</sup>
Mínimo	0,013	0,008	0,007	0,007
Máximo	0,116	0,352	8,441	1,307
Coef. Var	52,8	162,6	96,6	142,4
Mediana	0,040	0,019	2,343	0,099
Desvio padrão	0,024	0,063	2,939	0,265

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

**Fonte:** Autoral

## 6 CONCLUSÃO

Os resultados obtidos neste trabalho indicam que o uso de materiais alternativos em WC-FV tais como, os resíduos de construção civil cerâmicos são poderosos aliados sendo utilizados como meio filtrantes nos WC, para remoção de zinco e cobre. A unidade 2 (sem planta) obteve um comportamento de remoção mais eficiente se comparado com a unidade 1 (com macrófita). Na unidade U2 a eficiência média de remoção de zinco foi de 98,8% e de 99,6% para o cobre enquanto na unidade U1 foi de 99,6% para o Cu e 81,2% para Zn.

Foi possível inferir que a macrófita presente no cerrado *E. acutangula* não é eficiente em remover zinco quando relacionada a boa eficiência em remoção do cobre, dado que os resultados da U1 a remoção de zinco, apresentou um valor menor se

comparado o resultado da U2, para uma melhor conclusão sobre a eficiência de remoção da planta é necessário realizar um balanço de massas no sistema avaliar as rotas de remoção dos metais.

Quando comparada as concentrações finais dos metais das unidades experimentais, U1 (0,05mgCu/L) e U2 (0,04mgCu/L), tem-se que para o metal cobre ambas configurações foram eficientes em produzir efluente com concentrações abaixo do permitido pela Resolução CONAMA 430/2011 (1 mgCu/L). Em relação ao metal zinco, a concentração final no efluente (U1-3,06mg/L; U2-0,19mg/L) não ultrapassou o valor máximo estipulado para lançamento (5 mgZn/L) nas duas unidades avaliadas. Com relação aos parâmetros avaliados neste trabalho destaca-se o pH e a turbidez, os WC se mostraram muito eficientes em manter o pH do sistema que ficou em torno de 5-9, em conformidade com o intervalo definido pela Resolução CONAMA 430/2011 que é de 5 a 9, para lançamento de efluentes em corpos hídricos

## 7 REFERÊNCIAS

AGUIAR, Mônica Regina Marques Palermo de; NOVAES, Amanda Cardoso; GUARINO, Alcides Wagner Serpa. Remoção de metais pesados de efluentes industriais por aluminossilicatos. *Quím. Nova*, São Paulo, v. 25, n. 6b, p. 1145-1154, Dec. 2002. Acesso em 18 Sept. 2020. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-40422002000700015>.

ANJOS, José Ângelo Sebastião Araujo dos. Avaliação da eficiência de uma zona alagadiça (wetland) no controle da poluição por metais pesados: o caso da Plumbum em Santo Amaro da Purificação/BA. 2003. Tese (Doutorado em Engenharia Mineral) - Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2003. doi:10.11606/T.3.2003.tde-28042004-094552. Acesso em: 2021-04-03.

ARAÚJO, J.C. Estudo da eficiência do tratamento de efluentes domésticos da cidade de Araraquara- SP na remoção de hormônios sexuais. Dissertação de Mestrado. Instituto de Química- UFSCar. 2006.

BARRETO, André Baxter; VON SPERLING, Eduardo; AGUIAR, Rosane M.; PENA, Felipe Silva Rodrigues. Bioacumulação de metais-traço em macrófitas aquáticas: um

estudo sobre potencial de remoção e aplicação em sistemas de wetlands construídos e fitorremediação. 26º congresso brasileiro de engenharia sanitária e ambiental. Belo Horizonte: ABES – Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2011. v. 1, p. 1-10.

BARSZCZ, Leonardo Beltrão et al. Avaliação ecotoxicológica de efluentes tratados por alagados construídos. Eng. Sanit. Ambient., Rio de Janeiro, v. 24, n. 6, p. 1147-1156, Dec. 2019. Acesso em 19 Dec. 2020. Epub Dec 20, 2019. <https://doi.org/10.1590/s1413-41522019184120>

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. Acesso em: 08 Set. 2020. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_ato2007-2010/2010/lei/112305.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/112305.htm). BRASIL.

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. Functions of macrophytes in constructed wetlands. Water Science and Technology, v.29, n.4, p71-78, 1994a.

CANCIAN, Leonardo Farage. Crescimento das macrófitas aquáticas flutuantes *Pistia stratiotes* e *Salvinia molesta* em diferentes condições de temperatura e fotoperíodo. 2007. iii, 54 f. Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista, Centro de Aquicultura, 2007. Disponível em: <<http://hdl.handle.net/11449/86718>>.

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. DCTech. Qual é a técnica certa para a sua análise de determinação e quantificação de metais pesados?. Acesso: julho de 2020

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. Acesso em: 15 de Setembro de 2020. <https://doi.org/10.1080/15226514.2017.1337067>

FAXINA, Rudmir Rogerio de Camargo. Diagnóstico ambiental de veredas na bacia do rio Uberabinha: qualidade de água e sedimentos. 2019. 88 f. Dissertação (Mestrado em Qualidade Ambiental) - Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2019. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.14393/ufu.di.2019.2334>

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. Acesso em: 08 de janeiro de 2020. <https://doi.org/10.9771/gesta.v6i1.22206>

FIA, Fátima Resende Luiz et al. Efeito da vegetação em sistemas alagados construídos para tratar águas residuárias da suinocultura. *Eng. Sanit. Ambient.*, Rio de Janeiro, v. 22, n. 2, p. 303-311, Apr. 2017. Acesso em 19 Dec. 2020. Epub Nov 21, 2016. <https://doi.org/10.1590/s1413-41522016123972>.

FRANÇA, Rosilea Garcia. Remoção de metais de lodo de esgoto por biolixiviação visando a sua utilização agrícola. 2003. 134p. Tese (doutorado) - Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Civil, Campinas, SP. Disponível em: <<http://www.repositorio.unicamp.br/handle/REPOSIP/257921>>. Acesso em: 10 set. 2020

Gago, D. (2019). Avaliação do desempenho de leitos flutuantes de macrófitas (*Vetiveria zizanioides* e *Phragmites australis*) na remoção de metais pesados da água da Ribeira de Água Forte (Aljustrel, Sul de Portugal). (Instituto Politécnico de Beja, Escola Superior Agrária).

HABERL, R., *Constructed Wetlands: a chance to solve wastewater problems in developing countries*. *Water Science and Technology*, 40, 11-17, Oxford, 1999.

HOLDEN, J. *Peatland hydrology and carbon release: why small-scale process matters*. *Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences*, 2005. v. 363, n. 1837, p. 2891-2913

KADLEC, R.H.; KNIGHT, R. L. *Treatment Wetlands*. Boca Raton, Lewis Publishers, 1996. 893p

KADLEC, R.H. *Chemical, Physical and Biological Cycles In Treatment Wetlands*. In: 6th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control. Águas de São Pedro, 1998. p. 42-53

LEAL, Juliana da Silva Garcia. *Wetland construído para tratamento de efluente secundário de condomínio empresarial, Uberlândia-MG*. 2019. 63 p. Dissertação (Mestrado em Meio Ambiente e Qualidade Ambiental) - Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia-MG, 2019. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.14393/ufu.di.2019.1316>

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. Acesso em: 15 de Set de 2020. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.11.015>

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.

MIRANDA, Suymara Toledo et al. Eficiência de áreas úmidas construídas com fluxo subsuperficial horizontal considerando diferentes materiais de suporte e as posições de cultivo das espécies de plantas. *Rev. Ambient. Água*, Taubaté, v. 15, n. 2, e2476, 2020. Acesso em 19 de dezembro de 2020. Epub 09 de abril de 2020. <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.2476>.

NOLLA, A.; SCHLINDWEIN, J. A.; ANGHINONI, I. Crescimento, morfologia radicular e liberação de compostos orgânicos por plântulas de soja em função da atividade de alumínio na solução do solo de campo natural. *Revista Ciência Rural*, Santa Maria, v. 37, n.1, p. 97-101, 2007

ONU - Organização das Nações Unidas. População mundial deve chegar a 9,7 bilhões de pessoas em 2050. Disponível <https://nacoesunidas.org/populacao-mundial-deve-chegar-a-97-bilhoes-de-pessoas-em-2050-diz-relatorio-da-onu/> acesso em :18 set.2020

KIRKBY, Ernest Arnold; RÖMHELD, Volker. Micronutrientes na fisiologia de plantas: funções, absorção e mobilidade: International Plant Nutrition Institute (IPNI): Encarte técnico informações agronômicas, Reino Unido., v. 118, n. 1, p. 1-24, 01 jul. 2007.

PIETROBELLI, J.; CORRÊA, A.; LEICHTWEIS, W.; PIETROBELLI, S.; MÓDENES, A.; TRIGUEROS, D.; QUIÑONES, F.; RAVAGNANI, M. Avaliação da capacidade de remoção dos íons cádmio (ii) e zinco (ii) pela macrófita egeria densa. *Brazilian Journal of Environmental Sciences (Online)*, n. 28, p. 1-9, 30 jun. 2013.

PELLISSARI, 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. Acesso em: 15 Set. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.08.207>.

PEIJNENBURG, W. J. G. M.; JAGER, T. Monitoring approaches to assess bioaccessibility and bioavailability of metals: matrix issues. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v.56, p. 63-77, 2003.

PIO, Mauro Célio da Silveira. Estudo da viabilidade da remoção de metais potencialmente tóxicos de um igarapé da região do Polo Industrial de Manaus (PIM) utilizando um sistema piloto de tanque com macrófita e *wetland* contruído. 2012. 105 f. Tese (Doutorado em química) Universidade Federal do Amazonas, Manaus, 2012.

REFLORA. Plantas do brasil: resgate histórico e herbário virtual para o conhecimento e conservação da flora brasileira. REFLORA. 2021. Desenvolvido por COPPETEC-UFRJ. Disponível em: <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/reflora/PrincipalUC/PrincipalUC.do>. Acesso em 14 jun. 2021.

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

SERIGHELI, Franciele; CIRELLI, Giuseppe Luigi; VENTURA, Delia; SUNTTI, Carla; SOARES, Petrick Anderson. Wetlands construídos para o tratamento de águas residuais pluviais de escoamento superficial: wetlands construídos. in: 4º simpósio brasileiro sobre wetlands construídos, 4., 2019, Belo Horizonte. **4º Simpósio Brasileiro sobre Wetlands Construídos**. Belo Horizonte: UFMG, 2019. p. 1-10.

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, Selma Cistina da et al. Wetlands construídos de fluxo vertical com solo, plantados com as culturas do arroz, feijão e milho na remoção de metais de esgotos domésticos: xxvii congresso interamericano de engenharia sanitária e ambiental. 2019. 7

f - Curso de Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Recôncavo da Bahia, - Cruz das Almas/Ba, 2019.)

SILVA, Selma Cristina da. "Wetlands construídos" de fluxo vertical com meio suporte de solo natural modificado no tratamento de esgotos domésticos. 231 f. 2007. Tese (Doutorado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) -Universidade de Brasília, Brasília, 2007.

SILVA, P. M. O. Estudo sistemático da precipitação seletiva de Cu(II), Zn(II), Ni(II) utilizando H<sub>2</sub>S gerado na hidrólise da Tioacetamida para aplicação no tratamento de resíduos aquosos da indústria de galvanoplastia. 2012. 94 f. Dissertação (Mestrado em Química) - Centro de Ciências, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2012.

TAVARES, S.R. de L. Remediação de solos e águas contaminadas por metais pesados: conceitos básicos e fundamentos. Joinville: Clube de Autores, 2013.cap. 2 e 3, p. 61-132.

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

VIEIRA, Samara Pereira; CAVALCANTI, Maria Gabriela da Silva; CAVALCANTI, Luiz Antonio Pimentel. Redução de impactos ambientais pelo tratamento de águas cinzas: reduction of environmental impacts by treatment of gray water. **Brazilian Journal Of Development**. Curitiba-PR, p. 43258-43267, 01 jun. 2020. Mensal. Sem. Disponível em: <https://doi.org/10.34117/bjdv6n7-079>. Acesso em: 25 maio 2021.

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>

TRAVAINI-LIMA, Fernanda. Capacidade de retenção e dinâmica de um wetland construído no tratamento de águas residuais. 2011. xii, 123 f. Dissertação (mestrado) -

Universidade Estadual Paulista, Centro de Aquicultura, 2011. Disponível em: <<http://hdl.handle.net/11449/86746>>.

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.

SOUZA, Claudinei Fonseca et al. Eficiência de estação de tratamento de esgoto doméstico visando reuso agrícola. Rev. Ambient. Água, Taubaté , v. 10, n. 3, p. 587-597, Sept. 2015. Acesso em 14 Jan. 2021. <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.1549>

CONTRUÍDOS, Wetlands. **Wetlands Construídos**: ETE wetlands. 2021. Tipos de efluentes tratados. Disponível em: <https://www.wetlands.com.br/empresa>. Acesso em: 03 abr. 2021.

Wang, XS e Qin, Y. (2005) Equilibrium Sorption Isotherms for Cu<sup>2+</sup> on Rice Bran. Process Biochemistry, 40, 677-680. <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2004.01.043>

## APÊNDICES

**Apêndice 1 - Tabela - Dados dos parâmetros monitorados unidades 1 e 2, no período de julho a dezembro de 2020.**

Data	Dia	Semana	pH			Condutividade(μS/cm)			SDT (mg/L)			Turbidez (FNU)			Temperatura(°C)		
			Aflu	Eflu U1	Eflu U2	Aflu	Eflu U1	Eflu U2	Aflu	Eflu U1	Eflu U2	Aflu	Eflu U1	EfluU2	Aflu	EfluU1	EfluU2
30/07/2020	1	1	5,60	6,90	8,76	245,00	696,67	384,00	122,67	348,67	191,67	13,47	0,00	0,00	24,96	27,80	27,05
06/08/2020	8	2	5,60	7,26	8,07	250,75	663,00	602,50	125,75	331,67	302,00	7,33	0,00	0,67	22,99	21,52	22,34
13/08/2020	15	3	5,48	6,97	5,46	241,33	718,00	500,67	120,67	359,00	250,33	15,53	0,00	0,00	24,24	29,47	29,80
20/08/2020	22	4	5,51	6,83	8,35	245,00	751,33	492,33	123,00	376,00	246,33	15,50	0,00	0,00	28,15	31,50	31,86
27/08/2020	29	5	5,43	6,65	8,06	244,00	771,33	494,67	122,00	385,67	247,33	11,50	0,00	0,67	24,31	28,19	28,90
03/09/2020	36	6	5,95	6,76	7,95	161,79	755,67	504,67	120,33	394,67	252,00	12,60	0,00	0,37	25,93	27,67	26,72
10/09/2020	43	7	6,67	6,99	6,65	234,67	743,33	527,33	117,33	372,00	263,67	10,52	0,00	0,00	25,02	27,80	28,28
17/09/2020	50	8	6,27	7,23	6,95	240,67	818,00	540,00	120,00	409,00	269,67	15,30	0,00	0,00	27,82	28,06	28,96
24/09/2020	57	9	6,40	6,73	7,45	231,00	778,33	548,00	115,67	389,00	274,00	10,20	0,00	0,00	25,45	23,21	23,09
01/10/2020	64	10	6,10	7,24	7,46	245,00	727,00	534,67	122,67	363,00	267,00	10,70	0,00	0,00	28,50	29,20	29,55
08/10/2020	71	11	6,90	6,69	7,99	237,00	838,00	580,33	118,67	419,00	272,67	14,43	0,00	0,00	30,40	33,16	34,18
15/10/2020	78	12	6,18	6,66	8,48	239,00	879,67	550,00	119,67	439,67	274,67	11,20	0,00	0,00	26,99	27,29	27,40
23/10/2020	86	13	5,03	5,87	7,34	242,11	721,67	585,00	126,67	360,67	292,67	12,37	0,80	1,93	23,28	25,23	25,65
30/10/2020	93	14	5,84	6,08	6,61	254,00	596,33	527,67	127,00	298,00	263,67	17,27	0,97	0,60	24,41	23,96	23,94
06/11/2020	100	15	5,72	6,42	7,77	265,33	637,67	446,00	132,67	319,00	223,33	18,90	0,70	3,70	26,48	27,24	27,73
13/11/2020	107	16	5,85	6,37	7,38	255,33	581,33	412,33	127,67	291,00	206,67	16,10	1,53	3,47	24,61	24,59	24,62
20/11/2020	114	17	6,14	6,56	7,15	251,33	550,00	407,33	125,33	275,00	203,67	18,50	1,03	7,00	24,52	24,15	23,41
27/11/2020	121	18	6,47	6,64	7,14	253,00	619,50	374,67	126,67	310,00	187,00	22,73	2,50	5,80	24,60	25,83	25,17
04/12/2020	128	19	6,57	6,45	7,12	254,67	618,67	371,33	127,67	309,33	185,67	22,93	1,17	6,70	24,36	24,70	24,41
11/12/2020	135	20	6,37	6,27	7,14	279,67	547,33	426,33	139,67	273,67	237,00	22,50	3,93	7,23	22,83	21,98	21,53
18/12/2020	142	21	6,60	6,30	7,01	192,33	636,00	488,67	96,00	318,00	257,67	13,27	4,20	2,80	25,32	25,90	26,04
Média			6,0	6,7	7,4	241,1	697,6	490,4	122,8	349,6	246,1	14,9	0,8	1,9	25,5	26,6	26,7
Mínimo			5,0	5,9	5,5	161,8	547,3	371,3	96,0	273,7	185,7	7,3	0,0	0,0	22,8	21,5	21,5
Máximo			6,9	7,3	8,8	279,7	879,7	602,5	139,7	439,7	302,0	22,9	4,2	7,2	30,4	33,2	34,2
Desvio Padrão			0,49	0,37	0,75	24,35	94,49	71,39	8,18	47,86	34,25	4,35	1,28	2,63	1,95	2,95	3,20
Coefficiente de variação			8,13	5,58	10,03	10,10	13,55	14,56	6,66	13,69	13,91	29,21	159,55	135,07	7,64	11,09	12,00

**Legenda:** Aflu (afluente), Eflu U1 (efluente unidade1), Eflu U2 (efluente unidade

## Apêndice 2- Dados da concentração de cobre e zinco no WC-FV unidades 1 e 2, no período de maio a novembro de 2020

<b>Data</b>	<b>Tempo</b>		<b>Cobre</b>			<b>Zinco</b>		
	Dia	Semana	Afluentes	Efluente U1	Efluente U2	Afluentes	Efluente U1	Efluente U2
<b>07/05/2020</b>	1	1	19,63	0,06	0,01	19,35	0,01	0,03
<b>21/05/2020</b>	15	3	12,63	0,03	0,04	17,21	0,07	0,01
<b>28/05/2020</b>	22	4	10,69	0,04	0,02	15,92	0,17	0,01
<b>11/06/2020</b>	36	6	10,32	0,03	0,02	14,05	0,22	0,01
<b>18/06/2020</b>	43	7	10,96	0,04	0,02	13,74	0,14	0,02
<b>25/06/2020</b>	50	8	8,30	0,04	0,02	12,09	0,30	0,03
<b>02/07/2020</b>	57	9	9,17	0,05	0,04	13,31	0,37	0,03
<b>09/07/2020</b>	64	10	9,99	0,05	0,05	13,63	0,30	0,03
<b>16/07/2020</b>	71	11	19,62	0,05	0,02	14,44	0,38	0,08
<b>30/07/2020</b>	85	13	8,91	0,05	0,01	14,58	0,79	0,03
<b>06/08/2020</b>	92	14	6,19	0,03	0,03	13,15	0,84	0,13
<b>13/08/2020</b>	99	15	9,04	0,03	0,02	13,60	1,24	0,10
<b>20/08/2020</b>	106	16	9,20	0,05	0,01	12,99	1,28	0,11
<b>27/08/2020</b>	113	17	9,29	0,04	0,01	13,81	2,28	0,10
<b>03/09/2020</b>	120	18	9,40	0,02	0,02	13,58	2,34	0,12
<b>10/09/2020</b>	127	19	9,11	0,02	0,03	13,61	2,92	0,15
<b>17/09/2020</b>	134	20	13,65	0,03	0,02	14,02	2,97	0,15
<b>24/09/2020</b>	141	21	20,18	0,03	0,02	15,57	3,15	0,60
<b>01/10/2020</b>	148	22	8,77	0,03	0,01	13,93	4,16	0,08
<b>08/10/2020</b>	155	23	7,62	0,02	0,01	13,85	3,74	0,06
<b>15/10/2020</b>	162	24	9,35	0,06	0,01	13,76	2,91	0,10
<b>23/10/2020</b>	170	25	16,09	0,01	0,01	15,64	4,49	0,02
<b>30/10/2020</b>	177	26	21,20	0,06	0,02	15,49	6,86	1,31
<b>06/11/2020</b>	184	27	18,82	0,05	0,04	14,90	8,22	0,51
<b>13/11/2020</b>	191	28	17,48	0,05	0,06	14,91	7,81	0,30
<b>20/11/2020</b>	198	29	8,75	0,12	0,09	13,41	8,44	0,46
<b>27/11/2020</b>	205	30	10,09	0,05	0,05	13,37	7,61	0,28
<b>04/12/2020</b>	212	31	9,93	0,09	0,062	12,84	6,91	0,24
<b>11/12/2020</b>	219	32	9,31	0,098	0,053	12,45	7,71	0,36
<b>Média</b>			11,85	0,05	0,03	14,25	3,06	0,19
<b>Mínimo</b>			6,190	0,013	0,008	12,090	0,007	0,007
<b>Máximo</b>			21,200	0,116	0,094	19,354	8,441	1,307
<b>Desvio Padrão</b>			4,390	0,024	0,020	1,483	2,953	0,269
<b>Coefficiente de variação</b>			37,04	52,78	71,80	10,40	96,64	142,36