



CÂMPUS ANÁPOLIS DE CIÊNCIAS EXATAS E TECNOLÓGICAS HENRIQUE  
SANTILLO – UNIVERSIDADE DE GOIÁS

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO *STRICTO SENSU* EM CIÊNCIAS  
MOLECULARES

**AVALIAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA E MICROBIOLÓGICA DE  
ÁGUAS RESIDUÁRIAS DA UEG-CÂMPUS ANÁPOLIS  
SUBMETIDAS A DIFERENTES SISTEMAS DE  
TRATAMENTO**

VERÔNICA ALMEIDA COSTA

ANÁPOLIS – GO  
2018

VERÔNICA ALMEIDA COSTA

**AVALIAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA E MICROBIOLÓGICA DE  
ÁGUAS RESIDUÁRIAS DA UEG-CÂMPUS ANÁPOLIS  
SUBMETIDAS A DIFERENTES SISTEMAS DE  
TRATAMENTO**

Dissertação de mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação *Stricto sensu* em Ciências Moleculares da Universidade Estadual de Goiás como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ciências Moleculares.

Área de concentração: Química

Orientador: Dr. Plínio Lázaro Faleiro Naves

Coorientadora: Dra. Marilene Silva Oliveira

ANÁPOLIS – GO

2018

Elaborada pelo Sistema de Geração Automática de Ficha Catalográfica da UEG  
com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

AAL447 ALMEIDA, VERÔNICA  
a AVALIAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA E MICROBIOLÓGICA DE ÁGUAS  
RESIDUÁRIAS DA UEG-CÂMPUS ANÁPOLIS SUBMETIDAS A  
DIFERENTES SISTEMAS DE TRATAMENTOS / VERÔNICA  
ALMEIDA; orientador Plínio Lázaro; co-orientador Marilene Silva. --  
Anápolis, 2018.  
99 p.

Dissertação (Mestrado - Programa de Pós-Graduação Mestrado  
Acadêmico em Ciências Moleculares) -- Câmpus-Anápolis CET,  
Universidade Estadual de Goiás, 2018.

1. Tratamento de águas residuárias. 2. Wetlands construídos. 3.  
Filtros biológicos. I. Lázaro, Plínio, orient. II. Silva, Marilene, co-orient.  
III. Título.

**AVALIAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA E MICROBIOLÓGICA DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS  
DA UEG-CÂMPUS ANÁPOLIS SUBMETIDAS A DIFERENTES SISTEMAS DE  
TRATAMENTO**

**VERÔNICA ALMEIDA COSTA**

Dissertação apresentada ao Programa de Mestrado em Ciências Moleculares do Câmpus Anápolis de Ciências Exatas e Tecnológicas Henrique Santillo, da Universidade Estadual de Goiás, apresentada como parte dos requisitos necessários para obtenção do título de Mestra em Ciências Moleculares.

Aprovada em 27/09/2018 por:

  
\_\_\_\_\_  
Dr. Marilene Silva Oliveira (Coorientadora/UEG)

  
\_\_\_\_\_  
Dr. Lucas da Costa Santos (UEG)

  
\_\_\_\_\_  
Prof. Dr. Hernane de Toledo Barcelos (IFG)

ANÁPOLIS – GO

*Dedico este trabalho a Deus por seu amor infinito.*

*Ao meu amado avô (in memoriam) por seu amor e apoio incondicional em  
todas as etapas da minha vida.*

*A minha mãe por seu amor, carinho, paciência e presença nos momentos mais  
difíceis da minha vida.*

## **AGRADECIMENTOS**

Primeiramente eu agradeço a Deus por ter me dado sabedoria, saúde e força para a realização desse trabalho.

A minha família por me apoiar em todos os momentos da minha vida. A minha mãe e ao meu avô por serem meu alicerce e meus referenciais. Sem vocês eu nunca teria chegado até aqui.

Ao meu orientador Prof. Dr. Plínio Lázaro Faleiro Naves e coorientadora Prof.<sup>a</sup> Dra. Marilene Silva Oliveira, obrigada pelos ensinamentos, por acreditarem no projeto e principalmente por acreditarem em mim. Vocês representaram parte fundamental desse projeto.

A Prof.<sup>a</sup> Dra. Flávia Martins de Queiroz pela parceria na realização do projeto.

A Prof.<sup>a</sup> Dra. Maísa Borges pelos ensinamentos repassados durante a pesquisa.

Aos meus amigos que me ajudaram durante a jornada do mestrado Raissa, Edwin, Gabriela, Renato, Júnior, Thiago, Célio, Cleiber, Marcos, Delayne, Isadora, Vinícius e Matheus. Obrigada pelo incentivo, por me apoiarem nos momentos alegres, difíceis e pela contribuição de cada um para a realização desse trabalho.

Ao apoio do Programa de Mestrado em Ciências Moleculares da Universidade Estadual de Goiás.

*“Bom mesmo é ir à luta com determinação, abraçar a vida com paixão, perder com classe e vencer com ousadia, por que o mundo pertence a quem se atreve. E a vida é muito bela para ser insignificante”.*

*Charles Chaplin*

## RESUMO

A utilização de sistemas naturais tais como filtros biológicos e *wetlands* construídos no tratamento de águas residuárias tem se tornado cada vez mais importante devido a capacidade desses sistemas de promoverem a degradação da matéria orgânica, além de remover grandes quantidades de nutrientes, elementos traços e micro-organismos. Diante disto, o objetivo desse estudo foi caracterizar as águas residuárias provenientes de tanque séptico da UEG-Câmpus Anápolis por meio de atributos físico-químicos e microbiológico de qualidade de água, no intuito de avaliar a eficiência de dois sistemas de tratamentos: seis filtros biológicos cada qual contendo um diferente substrato, sendo eles: *Bambusa gracilis*, *Bambusa multiplex*, argila expandida, brita 0 e brita 2 e *wetland* construído horizontal de fluxo subsuperficial. Nos sistemas de filtros o substrato que apresentou maior eficiência na remoção de matéria orgânica foi o *Bambusa multiplex* com 84,40% e o de menor eficiência foi o substrato argila expandida com 48,0%. No sistema de *wetland* construído os resultados de eficiência percentual encontrados para remoção de nutrientes variaram de 57,90 a 94,70%, elementos traços de 50,0 a 100,0% e matéria orgânica de 87,0 a 91,0%. De um modo geral, constatou-se que o tempo de detenção do sistema de filtros biológicos foi insuficiente para tirar conclusões precisas quanto a eficiência dos atributos analisados no sistema. Concluiu-se também que o sistema de *wetland* construído pode ser utilizado em tratamento de águas residuárias provenientes de tanques sépticos tanto a nível secundário quanto terciário, devido a sua alta eficiência percentual na remoção de nutrientes, matéria orgânica e elementos traços. Na avaliação geral dos resultados obtidos os sistemas estudados demonstram ser uma opção de tratamento versátil, sustentável e econômica, podendo ser utilizado como um sistema complementar ao tratamento por tanque séptico utilizado na UEG-Câmpus Anápolis.

**PALAVRAS-CHAVE:** Águas residuárias, Tratamento de efluentes, *Wetlands* construídos, Filtros biológicos.

## ABSTRACT

The use of natural systems such as biological filters and *wetlands* built into wastewater treatment has become increasingly important because of the ability of these systems to promote organic matter degradation and to remove large amounts of nutrients, heavy metals and microorganisms. The objective of this study was to characterize the wastewater from the septic tank of UEG-Campus Anápolis through physico-chemical and microbiological parameters of water quality, in order to evaluate the efficiency of two treatment systems: six biological filters each which contain a different substrate, being: *Bambusa gracilis*, *Bambusa multiplex*, expanded clay, gravel 0 and gravel 2 and constructed horizontal *wetland* of subsurface flow. In the filter systems, the substrate that showed the greatest efficiency in the removal of organic matter was the *Bambusa multiplex* with 84.40% and the substrate was the expanded clay with 48.0%. In the constructed *wetland* system, the percent efficiency results found for nutrient removal ranged from 57.90 to 94.70%, heavy metals from 50.0 to 100.0% and organic matter from 87.0 to 91.0%. In general, it was found that the operating time of the biological filter system was insufficient to draw precise conclusions as to the efficiency of the parameters analyzed in the system. It is also concluded that the built *wetland* system can be used in the treatment of wastewater from septic tanks at both secondary and tertiary level due to its high percentage efficiency in the removal of nutrients, organic matter and heavy metals. In the general evaluation of the results obtained, the systems studied prove to be a versatile, sustainable and economical treatment option, being able to be used as a complementary system to the treatment by septic tank used in UEG-Campus Anápolis.

**KEYWORDS:** Wastewater, Effluent treatment, *Wetlands* built, Biological filters.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - <i>Wetland</i> natural. ....	7
Figura 2 - Biofilme em partes submersas de plantas emergentes de <i>wetlands</i> ...	12
Figura 3 - Principais processos de remoção de elementos traços em um sistema de <i>wetland</i> construído.....	20
Figura 4 - Sistemas de filtro com diferentes substratos.....	24
Figura 5 - Esquema da metodologia de quantificação de coliformes totais .....	36
Figura 6 - Valores de porcentagem de eficiência de remoção dos atributos físico-químicos utilizados no sistema de filtros biológicos.....	39
Figura 7 - Valores médios das concentrações de condutividade elétrica obtidos para a água residuária sem e pós- tratamento.....	40
Figura 8 - Valores médios de pH obtidos para a água residuária sem e pós-tratamento.....	42
Figura 9 - Valores médios das concentrações de sólidos totais obtidos para a água residuária sem e pós-tratamento.....	43
Figura 10 - Valores médios das concentrações de turbidez obtidos para a água residuária sem e pós-tratamento.....	45
Figura 11- Valores médios das concentrações de carbono orgânico total obtidos para a água residuária sem e pós-tratamento.....	46
Figura 12 - Valores médios das concentrações de demanda química de oxigênio obtidos para a água residuária sem e pós-tratamento.....	48
Figura 13 - Valores médios das concentrações de condutividade elétrica obtidos para a água residuária sem e pós-tratamento.....	51
Figura 14 - Valores médios de pH obtidos para a água residuária sem e pós-tratamento.....	52
Figura 15 - Valores médios das concentrações de sólidos totais obtidos para a água residuária sem e pós-tratamento.....	53
Figura 17 - Valores médios de turbidez obtidos para a água residuária sem e pós-tratamento.....	55

Figura 18 - Valores médios das concentrações de carbono orgânico total obtidos para a água residuária sem e pós-tratamento.....	56
Figura 19 - Valores médios das concentrações de demanda química de oxigênio obtidos para a água residuária sem e pós-tratamento.....	57
Figura 20 - Valores médios das concentrações de nitrogênio obtidos para a água residuária sem e pós-tratamento.....	59
Figura 21 - Valores médios das concentrações de fósforo obtidos para a água residuária sem e pós-tratamento.....	61
Figura 22 - Valores médios das concentrações de cálcio, magnésio e potássio obtidos para a água residuária sem e pós-tratamento.....	63
Figura 23 - Valores médios das concentrações de prata obtidos para a água a água residuária sem e pós-tratamento.....	66
Figura 24 - Valores médios das concentrações de cobre obtidos para a água a água residuária sem e pós-tratamento.....	67
Figura 25 - Valores médios das concentrações de chumbo obtidos para a água a água residuária sem e pós-tratamento.....	69
Figura 26 - Valores médios das concentrações de cloreto obtidos para a água a água residuária sem e pós-tratamento.....	71

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Resumo dos principais papéis das macrófitas em áreas de <i>wetlands</i> construídos.....	11
Tabela 2 - Determinação da significância estatística utilizando o Teste t Student pareado, conforme o valor de p.....	37
Tabela 3 - Determinação da significância estatística utilizando a análise de variância (ANOVA), conforme o valor de $F_{\text{calculado}}$ .....	37
Tabela 4 - Resultados dos atributos físico-químicos e microbiológico analisados na água residuária sem e pós-tratamento do sistema de <i>wetland</i> construído.....	50

## LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Principais características físico-químicas e microbiológicas das águas residuárias.....	4
Quadro 2 - Representação dos sistemas de <i>wetlands</i> construídos de acordo com a forma superficial e subsuperficial .....	8
Quadro 3 - Principais exemplos de macrófitas aquáticas.....	9
Quadro 4 - Construção do sistema de <i>wetland</i> construído.....	25
Quadro 5 - Resultado das concentrações médias dos atributos físico-químicos e microbiológico do sistema de filtros biológicos e o resultado da análise estatística de Tukey.....	38

## **LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS**

ANOVA – análise de variância

Ce - concentração de entrada

CE - Condutividade elétrica

CF - Coliformes fecais

CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente

COT - carbono orgânico total

Cs - concentração de saída

CT - Coliformes totais

DAIA - Distrito Agroindustrial de Anápolis

DBO - demanda bioquímica de oxigênio

DP - Desvio padrão

DQO - demanda química de oxigênio

EMB - *eosin methylene blue*

NBR – Normas Brasileiras

NMP - número mais provável

pH - potencial hidrogeniônico

PVC –policloreto de vinila

SS – Sólidos suspensos

ST – Sólidos totais

ST – solução de trabalho

UEG - Universidade Estadual de Goiás

UNT- Unidade nefelométrica de turbidez

UV - ultravioleta

VBBL - verde brilhante bile lactose

WC – *wetland* construídos

# SUMÁRIO

<b>1. INTRODUÇÃO .....</b>	<b>1</b>
<b>2. REFERENCIAL TEÓRICO .....</b>	<b>3</b>
2.1 CARACTERIZAÇÃO DAS ÁGUAS RESIDUÁRIAS .....	3
2.2 SISTEMAS NATURAIS NO TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS .....	5
2.2.1 FILTROS BIOLÓGICOS .....	5
2.2.2 WETLANDS NATURAIS .....	7
2.2.3 WETLANDS CONSTRUÍDOS .....	8
2.2.3.1 MACRÓFITAS AQUÁTICAS.....	9
2.3 ATRIBUTOS NECESSÁRIOS PARA O TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS .....	12
2.3.1 CONDUTIVIDADE ELÉTRICA .....	12
2.3.2 SÓLIDOS TOTAIS .....	12
2.3.3 TURBIDEZ .....	13
2.3.4 POTENCIAL HIDROGENIÔNICO .....	13
2.3.5 CARBONO ORGÂNICO TOTAL .....	14
2.3.6 DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO .....	14
2.3.7 NITROGÊNIO .....	14
2.3.8 FÓSFORO .....	18
2.3.9 ELEMENTOS TRAÇOS .....	19
2.3.10 MICRO-ORGANISMOS .....	20
<b>3. OBJETIVOS .....</b>	<b>22</b>
3.1 OBJETIVO GERAL .....	22
3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS .....	22
<b>4. MATERIAL E MÉTODOS .....</b>	<b>23</b>
4.1 AMOSTRAGEM E ARMAZENAMENTO DA ÁGUA RESIDUÁRIA..	23
4.2 DESCRIÇÃO DAS UNIDADES DE TRATAMENTO .....	23
4.2.1 Sistemas de filtros biológicos de fluxo intermitente .....	23
4.2.2 <i>Wetland</i> construído de fluxo horizontal subsuperficial .....	24
4.3 AVALIAÇÃO DOS ATRIBUTOS FÍSICO-QUÍMICOS .....	28
4.3.1 Condutividade elétrica e sólidos totais .....	28
4.3.2 Potencial hidrogeniônico .....	28
4.3.3 Turbidez .....	28
4.3.4 Carbono Orgânico Total.....	28
4.3.5 Demanda Química de Oxigênio .....	29
4.3.6 Determinação de Nitrogênio total.....	29
4.3.6.1 Preparo das amostras .....	29
4.3.6.2 Digestão .....	29
4.3.6.3 Destilação .....	30
4.3.6.4 Titulação.....	30
4.3.7 Determinação de fósforo total .....	30
4.3.7.1 Preparo do reagente “725” solução ácida de molibdato de amônio com bismuto .....	30
4.3.7.2 Preparo da solução de trabalho (ST) .....	30
4.3.7.3 Preparo da curva de calibração .....	31

4.3.7.4	Preparo das amostras .....	31
4.3.7.5	Análise das amostras no espectrofotômetro UV .....	31
4.3.8	Determinação da concentração de cálcio (Ca <sup>2+</sup> ).....	32
4.3.9	Determinação da concentração de magnésio (Mg <sup>2+</sup> ).....	32
4.3.10	Determinação da concentração de prata (Ag <sup>+</sup> ) .....	33
4.3.11	Determinação da concentração de cobre (Cu <sup>2+</sup> ).....	33
4.3.12	Determinação da concentração de cloretos (Cl <sup>-</sup> ) .....	34
4.3.13	Determinação da concentração de potássio (K <sup>+</sup> ).....	34
4.3.14	Determinação da concentração de chumbo (Pb <sup>2+</sup> ) .....	34
4.3.15	Quantificação de coliformes totais pela técnica de tubos múltiplos .....	35
4.4	CÁLCULO DA EFICIÊNCIA PERCENTUAL .....	36
4.5	ANÁLISE ESTATÍSTICA DOS DADOS .....	36
<b>5.</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÃO .....</b>	<b>37</b>
5.1	ANÁLISE DOS RESULTADOS FÍSICO-QUÍMICOS E MICROBIOLÓGICO DA ÁGUA RESIDUÁRIA SEM E PÓS-TRATAMENTO .....	37
5.1.1	Filtros biológicos de fluxo intermitente .....	37
5.1.1.1	Análise de condutividade elétrica .....	39
5.1.1.2	Análise do potencial hidrogeniônico .....	41
5.1.1.3	Análise de sólidos totais .....	43
5.1.1.5	Análise da turbidez .....	44
5.1.1.6	Análise de carbono orgânico total .....	46
5.1.1.7	Análise de demanda química de oxigênio .....	47
5.1.1.8	Análise de quantificação de coliformes totais .....	49
5.1.2	<i>Wetland</i> horizontal de fluxo subsuperficial .....	49
5.1.2.1	Análise de condutividade elétrica .....	50
5.1.2.2	Análise do potencial hidrogeniônico .....	51
5.1.2.3	Análise de sólidos totais .....	53
5.1.2.5	Análise da turbidez .....	54
5.1.2.6	Análise de carbono orgânico total .....	56
5.1.2.7	Análise de demanda química de oxigênio .....	57
5.1.2.8	MACRONUTRIENTES .....	58
5.1.2.8.1	ANÁLISE DE NITROGÊNIO TOTAL .....	59
5.1.2.8.2	ANÁLISE DE FÓSFORO TOTAL .....	61
5.1.2.8.3	ANÁLISE DE CÁLCIO, MAGNÉSIO E POTÁSSIO ....	63
5.1.2.9	DETERMINAÇÃO DE ELEMENTOS TRAÇOS .....	65
5.1.2.9.1	ANÁLISE DE PRATA .....	65
5.1.2.9.2	ANÁLISE DE COBRE .....	67
5.1.2.9.3	ANÁLISE DE CHUMBO .....	69
5.1.2.10	ANÁLISE DE CLORETOS .....	70
5.1.2.11	ANÁLISE DE QUANTIFICAÇÃO DE COLIFORMES TOTAIS .....	72
<b>6.</b>	<b>CONCLUSÃO .....</b>	<b>74</b>
<b>7.</b>	<b>REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA .....</b>	<b>76</b>
<b>8.</b>	<b>PERSPECTIVAS FUTURAS.....</b>	<b>77</b>

## 1. INTRODUÇÃO

A água é um recurso natural de extrema importância para o nosso planeta e a necessidade de melhorar e preservar sua qualidade está crescendo continuamente. Fontes pontuais e não pontuais estão contaminando nossos valiosos recursos hídricos. Os tipos de poluentes presentes nas águas residuárias dependem da natureza das atividades industriais, agrícolas e municipais de liberação de efluentes (GUPTA *et al.*, 2012).

As águas residuárias podem ser definidas como uma combinação de resíduos líquidos ou transportados por água removidos de residências, instituições e estabelecimentos comerciais e industriais, juntamente com águas subterrâneas, superficiais e pluviais. Geralmente contêm uma alta carga de agentes patogênicos ou causadores de doenças, materiais orgânicos, nutrientes que estimulam o crescimento das plantas, produtos químicos inorgânicos e sedimentos (SONUNE e GHATE, 2004).

Os sistemas de tratamento de águas residuárias podem ser classificados em sistemas convencionais e naturais. Nos sistemas convencionais (tratamentos primário, secundário e terciário) os processos físicos e biológicos de tratamento de águas residuárias são frequentemente operações complexas que requerem entrada de energia intensiva (para dispositivos / equipamentos mecânicos) e / ou entrada de material como floculantes e oxidantes (GIKAS; TSAKMAKIS e TSIHRINTZIS, 2017).

O tratamento de águas residuárias naturais refere-se a uma categoria de tecnologias como filtros biológicos, *wetlands* construídos e outras soluções descentralizadas que utilizam métodos naturais em grandes campos abertos para reduzir contaminantes de águas residuárias com baixos custos de instalação e baixos requisitos de gestão e operação (MUGA e MIHELICIC, 2008).

Muitos materiais podem ser utilizados como adsorventes dentre os quais os sistemas de filtros biológicos são um dos métodos mais bem-sucedidos de rápida purificação de águas residuárias por oxidação microbiana aeróbica. Ao percolar através dos filtros contendo os diversos substratos, a matéria orgânica

em partículas é removida por filtração superficial, enquanto a matéria orgânica dissolvida é degradada (ACHAK; MANDI e OUAZZANI, 2009).

Os sistemas de tratamento de *wetlands* construídos são sistemas que foram projetados para utilizar os processos naturais, mas o fazem dentro de um ambiente mais controlado. *Wetlands* construídos podem ser categorizados de acordo com os vários parâmetros do projeto, mas os três critérios mais importantes são hidrologia (superficial e subsuperficial), tipo de crescimento macrofítico (emergente, submerso, flutuante livre) e vazão (horizontal e vertical) (VYMAZAL, 2011).

Visando obter informações efetivas para que esses sistemas sejam utilizados como alternativas sustentáveis (criação de áreas verdes com aspecto paisagístico) e econômicas (baixos custos de implantação, manutenção e operação), este trabalho tem por objetivo propor um tratamento complementar ao tratamento por tanque séptico utilizado na UEG-Câmpus Anápolis, com a finalidade de melhorar os padrões de lançamento de águas residuárias nos corpos hídricos. Para que isso aconteça é necessária uma avaliação dos atributos físico-químicos antes e após a utilização dos sistemas de tratamento.

## **2. REFERENCIAL TEÓRICO**

### **2.1 CARACTERIZAÇÃO DAS ÁGUAS RESIDUÁRIAS**

O termo água residuária ou esgoto pode ser definido como a combinação dos resíduos líquidos provenientes de diversas modalidades de uso e da origem das águas, tais como as de uso industrial, comercial, doméstico, pluvial, de infiltração, de superfície e outros efluentes sanitários (JORDÃO e PESSOA, 2005).

De acordo com o Decreto-Lei nº 152/97 de 19 de junho, as águas residuárias costumam ser classificadas em três grupos principais: industriais, domésticas e por ocorrência urbana. As industriais provêm de qualquer utilização de instalações para fins industriais. As domésticas são as provenientes de serviços e de instalações residenciais, essencialmente do metabolismo humano e de atividades domésticas. As por ocorrência urbana são constituídas por uma mistura de domésticas com industriais urbanas e ou com águas pluviais.

As águas residuárias contêm aproximadamente 99,9% de água. A fração de 0,1% corresponde a sólidos orgânicos, inorgânicos, suspensos, dissolvidos, bem como micro-organismos. Seus principais atributos de avaliação são caracterizados de acordo com suas propriedades físicas, químicas e biológicas conforme mostrado no Quadro 1 (SPERLING, 2003).

Tais atributos definem a qualidade do esgoto em função do uso a qual a água foi submetida. O caráter ou o potencial poluidor do despejo está diretamente relacionado com a forma de utilização, podendo variar com o clima, situação social e econômica, e hábitos da população (METCALF e EDDY, 2016).

Quadro1: Principais características físico-químicas e microbiológicas das águas residuárias.

<b>Propriedades</b>	<b>Atributo</b>	<b>Descrição</b>
<b>Física</b>	Turbidez	Causada devido a presença de uma grande quantidade de sólidos em suspensão.
	Sólidos Totais	Orgânicos, inorgânicos, suspensos, dissolvidos e sedimentáveis
<b>Química</b>	DBO	Fração biodegradável dos componentes orgânicos carbonáceos.
	DQO	Quantidade de oxigênio requerido para estabilizar a matéria orgânica carbonácea.
	COT	Determinação direta da matéria orgânica carbonácea.
	Nitrogênio Total	Nutriente indispensável no tratamento biológico. Constitui o nitrogênio orgânico, amônia, nitrito e nitrato.
	Fósforo Total	Nutriente indispensável no tratamento biológico. Presente na forma orgânica e inorgânica.
	pH	Indicador das características ácida, básica ou neutra do esgoto.
	Alcalinidade	Indicador da capacidade tamponante do meio.
	Cloretos	Provenientes de água de abastecimento e dos dejetos humanos.

Quadro1: Principais características físico-químicas e microbiológicas das águas residuárias.

<b>Microbiológica</b>	Bactérias	Principais indicadores de contaminação fecal: coliformes totais; coliformes fecais; Exemplos: <i>Escherichia coli</i> ; <i>Enterococos fecais</i> e <i>Streptococos fecais</i> .
	Protozoários	Parasitas cujos cistos são típicos de fezes humanas. Exemplos: <i>Giardia lamblia</i> ; <i>Entamoeba histolytica</i> e <i>Cryptosporidia spp.</i>
	Vírus	Pequenos parasitas capazes de infectar organismos vivos. Exemplos: vírus entéricos e colifagos.

Legenda: DBO- demanda bioquímica de oxigênio; DQO- demanda química de oxigênio; COT- carbono orgânico total; pH: potencial hidrogeniônico. Fonte: SPERLING (2003); JORDÃO e PESSOA (2005).

## 2.2 SISTEMAS NATURAIS NO TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS

Sistemas de tratamento de águas residuárias naturais, tais como *wetlands* construídos (WC), lagoas de estabilização, filtros biológicos e outras soluções descentralizadas, fornecem processos de tratamento silenciosos e robustos. Eles, no entanto, exigem maior faixa de terra do que os processos de tratamento convencionais primário, secundário e terciário (ADRADOS *et al.*, 2014; SEAN, 2014).

A fim de tratar eficazmente a água residuária utilizando sistemas naturais, vários fatores devem ser levados em consideração, por exemplo, a capacidade do sistema, as espécies de macrófitas utilizadas, e as interações que ocorrem por processos mediados por micro-organismos, reações químicas, volatilização, sedimentação, adsorção e absorção por plantas (GIKAS; TSAKMAKIS e TSIHRINTZIS, 2017).

### 2.2.1 FILTROS BIOLÓGICOS

O uso de filtros biológicos é uma tecnologia simples que tem sido aplicada há muito tempo no processamento de água potável e foi ajustada no processo de purificação de águas residuárias (LANGENBACH *et al.*, 2009; NAZ *et al.*, 2015).

O tratamento que ocorre nesses filtros é do tipo biológico por culturas bacterianas fixadas em suportes finos. Ao percolar através dos filtros contendo os diversos substratos, a matéria orgânica em partículas é removida por filtração superficial, enquanto a matéria orgânica dissolvida é degradada. Os compostos nitrogenados, são oxidados na forma de nitratos por micro-organismos quimioautotróficos (*Nitrosomonas* e *Nitrobacter*) devido a elevada capacidade de fixação dessas bactérias ao substrato beneficiando a formação do biofilme (ACHAK; MANDI e OUAZZANI, 2009).

A condição ideal de funcionamento dos filtros contendo os substratos depende da taxa de oxigenação do filtro, da granulometria dos meios filtrantes, da carga orgânica diária aplicada e da carga hidráulica utilizada (ACHAK; MANDI e OUAZZANI, 2009).

Quando não utilizado em condições ideais, a eficiência do sistema é comprometida pelo entupimento biológico dos substratos. O entupimento das camadas superiores dos filtros aumenta o tempo médio de retenção de água e reduz a área efetiva disponível para infiltração. Acredita-se que a acumulação de micro-organismos nas superfícies como biofilmes seja a causa da selagem superficial, ocasionando um acúmulo de matéria orgânica na camada superior e redução na sorção desses compostos pelo sistema (HEALY; RODGERS e MULQUEEN, 2007).

Uma variedade de substratos como, agregados leves, colmos de bambu, areias, britas, carvão ativado, vermiculita, zeólitas, argilas, dentre outros, podem ser utilizadas como adsorventes para remoção de matéria orgânica (FORBES *et al.*, 2005).

Estes podem ser utilizados como substratos sem qualquer pré-tratamento, mas também podem ser usados após um ligeiro pré-tratamento que é realizado para otimizar a capacidade de sorção desses materiais (WESTHOLM, 2006).

Os substratos são um dos principais componentes presentes em sistemas naturais de tratamento de águas residuárias, pois além de fornecer suporte físico e químico para as plantas, áreas superficiais, nutrientes para fixação microbiana e condições hidráulicas para o escoamento de esgotos, eles desempenham um importante papel na degradação de poluentes através de interações físicas,

químicas e biológicas incluindo filtração, adsorção, precipitação e biodegradação (WU *et al.*, 2015; YANG *et al.*, 2018).

Os filtros biológicos já provaram ser uma alternativa bem-sucedida para o pós-tratamento de efluentes aeróbios em países em desenvolvimento, apresentando boa eficiência, baixo consumo de energia (até nenhum), menor produção ou utilização de biomassa, simplicidade em termos de equipamentos, projeto, operação, manutenção e tempo de tratamento relativamente menor (PYANKOV *et al.*, 2008).

### 2.2.2 WETLANDS NATURAIS

Os *wetlands* ou zonas úmidas naturais (Figura 1), são áreas de transição entre terra e água e distinguem-se por solos úmidos e plantas adaptadas a solos úmidos. Nessas áreas a água, os animais, as plantas e os micro-organismos interagem formando um ecossistema equilibrado para melhorar a qualidade da água (EKE e SCHOLZ, 2007; VYMAZAL, 2005a).

Esses ecossistemas aquáticos, fornecem múltiplos serviços, tais como armazenamento de água, degradação de matéria orgânica, biodegradação de contaminantes, reciclagem de nutrientes, bem como habitat para muitas espécies, das quais uma parte considerável depende dessas áreas (RAKOCZY *et al.*, 2011).

Os *wetlands* naturais cobrem uma área maior que 1,28 bilhão de hectares mundialmente, e estão entre os ecossistemas mais complexos do mundo (VERONES; PFISTER e HELLWEG, 2013).

Figura 1: *Wetland* natural.



Fonte: MAZZONETTO (2011).

### 2.2.3 WETLANDS CONSTRUÍDOS

Durante as últimas décadas, os *wetlands* construídos tornaram-se cada vez mais reconhecidos como uma opção de tratamento de baixo custo para diferentes tipos de águas residuárias (BUDD, 2011; RAKOCZY *et al.*, 2011).

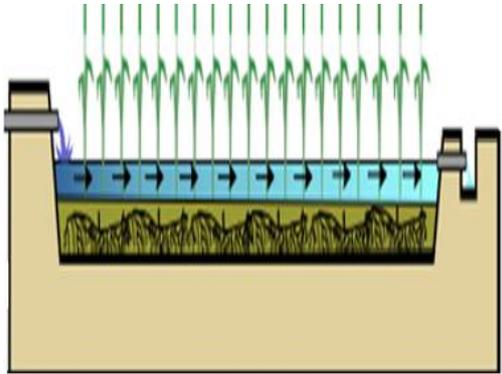
São sistemas de engenharia projetados e construídos para utilizar os processos naturais envolvendo vegetação de zonas úmidas, solos e as associações microbianas para auxiliar no tratamento de águas residuárias (VYMAZAL, 2005a).

As forças potenciais envolvidas na remoção de contaminantes são processos físicos (adsorção, sedimentação, volatilização), químicos (hidrólise, oxidação) e biológicos (degradação biológica, captação por plantas) (BUDD, 2011).

Do ponto de vista prático, os WC oferecem melhores oportunidades para tratamento de águas residuárias do que os *wetlands* naturais. Eles podem ser projetados para otimizar o desempenho dos processos de remoção de DBO, DQO, nitrogênio, fósforo, elementos traços, coliformes totais, pesticidas e para o máximo controle sobre o gerenciamento hidráulico e vegetativo da zona úmida (LOW *et al.*, 2008; VERHOEVEN e MEULEMAN, 1999).

No Quadro 2 é demonstrado a classificação dos sistemas de WC de disposição horizontal de acordo com a forma superficial e subsuperficial.

Quadro 2: Representação dos sistemas de *wetlands* construídos de acordo com a forma superficial e subsuperficial.

Classificação	Função
 <p><b>WC horizontal de fluxo superficial</b></p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>-Difusão de nutrientes dissolvidos no sedimento;</li> <li>-Mineralização de material orgânico;</li> <li>-Captação de nutrientes por micro-organismos e vegetação;</li> <li>-Transformações microbianas em componentes gasosos;</li> <li>-Adsorção físico-química e precipitação no sedimento.</li> </ul>

Quadro 2: Representação dos sistemas de *wetlands* construídos de acordo com a forma superficial e subsuperficial.



Fonte: Autoria própria.

### 2.2.3.1 MACRÓFITAS AQUÁTICAS

Segundo KADLEC *et al.* (2000), as plantas aquáticas que crescem em *wetlands* construídos geralmente são denominadas de macrófitas. O termo macrófita inclui plantas vasculares que possuem tecidos facilmente visíveis. Estas incluem plantas vasculares aquáticas, musgos aquáticos e algas maiores.

Segundo BRIX (1994), as macrófitas aquáticas são classificadas em cinco principais tipos biológicos. O Quadro 3 ilustra os principais exemplos de macrófitas aquáticas de acordo com essa classificação.

Quadro 3: Principais exemplos de macrófitas aquáticas.



Quadro 3: Principais exemplos de macrófitas aquáticas.

MACRÓFITAS EMERSAS OU EMERGENTES	MACRÓFITAS COM FOLHAS FLUTUANTES
	
<p><i>Junco (Phragmites australis)</i></p>	<p><i>Vitória-Régia (Victoria amazônica)</i></p>
MACRÓFITAS SUBMERSAS ENRAIZADAS	MACRÓFITAS SUBMERSAS LIVRES
	
<p><i>Lobélia-azul (Lobelia erinus)</i></p>	<p><i>Utriculária graminifolia (Utriculária graminifolia)</i></p>

Fonte: Autoria própria.

A Tabela 1 demonstra as principais funções das macrófitas em sistemas de WC no tratamento de águas residuárias através dos seus efeitos físicos.

Tabela 1: Resumo dos principais papéis das macrófitas em áreas de *wetlands* construídos.

Propriedade das Macrófitas	Papel no processo de tratamento
Planta de tecido aéreo	<ul style="list-style-type: none"> <li>•Atenuação da luz → crescimento reduzido do fitoplâncton;</li> <li>•Influência no microclima → isolamento durante o inverno;</li> <li>•Velocidade reduzida do vento → risco reduzido de ressuspensão;</li> <li>•Aparência agradável estética do sistema;</li> <li>•Armazenamento de nutrientes (N, P, K<sup>+</sup>, Na<sup>+</sup>, Mg<sup>2+</sup> e K<sup>+</sup>), utilizando-os para o seu crescimento e desenvolvimento.</li> </ul>
Tecidos da planta em contato com a água (água residuária)	<ul style="list-style-type: none"> <li>•Efeito de filtragem → filtrar grandes detritos;</li> <li>•Reduz a velocidade atual → aumento da taxa de sedimentação, reduz o risco de ressuspensão;</li> <li>•Fornece área de superfície para os biofilmes;</li> <li>•Excreção de oxigênio fotossintético → aumenta a degradação aeróbia;</li> <li>•Captação de nutrientes.</li> </ul>
Raízes e rizomas em contato com o solo	<ul style="list-style-type: none"> <li>•Estabiliza a superfície do sedimento → menos erosão;</li> <li>•Impede que o meio obstrua os sistemas de fluxo vertical;</li> <li>•Liberação de degradação do aumento de oxigênio e nitrificação;</li> <li>•Captação de nutrientes</li> </ul>

Fonte: Brix (1997).

Essas plantas aquáticas, além de estabilizarem a superfície dos WC, fornecem uma enorme área superficial para a formação de biofilmes através dos caules e folhas que estão submersos na coluna de água. Os tecidos vegetais são colonizados por comunidades densas de algas fotossintéticas, bem como por bactérias e protozoários. Da mesma forma, as raízes e os rizomas que estão enterrados no solo úmido, fornecem um substrato para o crescimento de microorganismos. Assim, os biofilmes (Figura 2) estão presentes no tecido acima e abaixo do solo das macrófitas, sendo responsáveis pela maior parte do processamento microbiano que ocorre em WC (BRIX, 1997).

Figura 2: Biofilme em partes submersas de plantas emergentes de *wetlands*.



Fonte: Brix (1997).

## **2.3 ATRIBUTOS NECESSÁRIOS PARA O TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS**

Para se ter um tratamento adequado e definir a qualidade da água residuária é necessário o controle dos seguintes atributos:

### **2.3.1 CONDUTIVIDADE ELÉTRICA**

A condutividade elétrica é uma medida da capacidade de uma solução aquosa para transportar energia elétrica. Como a corrente elétrica é transportada por íons em solução, a condutividade elétrica aumenta conforme a concentração de íons, mobilidade, valência e da temperatura da solução. O valor medido da condutividade elétrica é utilizado para a determinação da concentração de sólidos totais, avaliar o grau de mineralização da água destilada e deionizada, avaliar as variações na concentração mineral dissolvida de água bruta ou águas residuárias, dentre outras aplicações (METCALF e EDDY, 2016).

### **2.3.2 SÓLIDOS TOTAIS**

Os sólidos totais referem-se a matéria suspensa e dissolvida em água ou águas residuárias. Os sólidos podem afetar negativamente a qualidade da água ou efluente de várias maneiras. As águas com altos índices de sólidos dissolvidos geralmente são de palatabilidade inferior e podem induzir uma

reação fisiológica desfavorável no consumidor transitório. Em processos de tratamento de águas residuárias, as análises de sólidos são importantes para efetuar o controle dos atributos físicos, químicos e biológicos, além de avaliar o cumprimento das limitações dos tratamentos de águas residuárias segundo exigências dos órgãos ambientais (APHA, 1998).

### **2.3.3 TURBIDEZ**

Turbidez é uma expressão da propriedade óptica que faz com que a luz seja espalhada e absorvida em vez de transmitida sem mudança de direção ou nível de fluxo através da amostra. Quanto maior a intensidade da luz espalhada, maior será a turbidez da amostra analisada (METCALF e EDDY, 2016).

A turvação na água é causada por matéria suspensa e coloidal, como argila, limo, matéria orgânica e inorgânica finamente dividida, plâncton e outros organismos microscópicos (APHA, 1998).

Quando a matéria suspensa ou coloidal está presente em concentrações significativas, pode estar associada a compostos tóxicos e organismos patogênicos. Não traz inconvenientes sanitários, porém é esteticamente desagradável, reduz a penetração da luz, prejudicando a fotossíntese, e os sólidos em suspensão podem servir de abrigo para micro-organismos patogênicos diminuindo a eficiência no processo de desinfecção. Em baixas concentrações, essas partículas tendem a ter uma influência positiva porque contribuem para a turbidez (JORDÃO e PESSOA, 2005; SPERLING, 2003).

### **2.3.4 POTENCIAL HIDROGENIÔNICO (pH)**

O pH representa a concentração de íons hidrogênios ( $H^+$  ou  $H_3O^+$ ) em solução. A concentração dos íons  $H_3O^+$  é um importante atributo de qualidade das águas naturais e das águas residuárias quanto as características de acidez, neutralidade e alcalinidade. Essa concentração de íons  $H_3O^+$  está diretamente relacionada com o grau de dissociação das moléculas na água. Quando essa concentração de íons se afasta da neutralidade, é difícil tratar as águas residuárias, pois tendem a afetar as taxas de crescimento dos micro-organismos, o equilíbrio de compostos químicos e possibilitam a precipitação de metais (JORDÃO e PESSOA, 2005; METCALF e EDDY, 2016).

### **2.3.5 CARBONO ORGÂNICO TOTAL (COT)**

Atualmente a medida de carbono orgânico total é reconhecida como o melhor método para a avaliação do conteúdo orgânico nas amostras de água residuária. Por meio da medição de CO<sub>2</sub> produzido pela oxidação de moléculas orgânicas presentes em uma matriz aquosa, é possível determinar o grau de contaminação orgânica, pois, a quantidade de carbono nas águas residuárias é um indicador do caráter orgânico do efluente (CHOU *et al.*, 2010).

Comparando-o com outros atributos como DBO (Demanda de Oxigênio Bioquímico) e DQO (Demanda de Oxigênio Químico), a medição de COT é um método eficiente, pois apresenta sensibilidade e rapidez (VISCO *et al.*, 2005).

### **2.3.6 DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO (DQO)**

A DQO é a quantidade de oxigênio necessária para oxidação química dos poluentes presentes em águas residuárias, biodegradável ou não. É amplamente utilizada como um atributo importante para a compreensão da força de poluição da água e das águas residuárias (ZHAO *et al.*, 2004).

O método convencional prevê a oxidação da matéria orgânica presente na água e nas águas residuárias, utilizando um dos agentes oxidantes fortes citados a seguir, tais como dicromato de potássio, sulfato cérico, iodato de potássio, permanganato de potássio, etc. A extensão da degradação é caracterizada pela quantidade de elétrons transferidos para o agente oxidante químico durante a oxidação química. A sensibilidade do método depende do tipo de oxidante utilizado e do método de digestão realizado para a oxidação dos poluentes (DHARMADHIKARI; VANERKAR e BARHATE, 2005; ZHAO *et al.*, 2004).

### **2.3.7 NITROGÊNIO**

Os compostos nitrogenados estão entre os principais constituintes de preocupação em tratamento de águas residuárias devido a seu papel na eutrofização, seu efeito no teor de oxigênio das águas receptoras e sua toxicidade para invertebrados aquáticos e espécies de vertebrados (KADLEC e WALLACE, 2009).

O nitrogênio nas águas residuárias surge principalmente de interconversões metabólicas, ou seja, da degradação de biomoléculas. As principais formas inorgânicas que ocorrem nas águas residuárias são amônio ( $\text{NH}_4^+$ ), nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ), nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ), óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ ) e nitrogênio elementar dissolvido ou gás dinitrogênio ( $\text{N}_2$ ). O nitrogênio também está invariavelmente presente nos WC em compostos orgânicos (JASPER *et al.*, 2014).

As transformações químicas do nitrogênio são uma das principais funções de WC que se traduz em seu valor para melhorar a qualidade das águas residuárias. Processos sequenciais de nitrificação e desnitrificação são geralmente a via mais importante de remoção de nitrogênio. A água residuária é tratada principalmente por degradação biológica aeróbica ou anaeróbica, onde o oxigênio produzido através da fotossíntese é transferido das folhas para as raízes das plantas pelos processos de difusão e convecção das moléculas, contribuindo assim para a suplementação de oxigênio nos WC (DING *et al.*, 2014; WESTGATE e PARK, 2010).

No entanto, a água tratada ainda contém compostos inorgânicos tais como íons nitrato, nitrito e amônio, o que leva à eutrofização em lagos e causa o crescimento de microalgas prejudiciais. Com o uso crescente de fertilizantes nitrogenados inorgânicos e a produção de resíduos de populações humanas e animais, já existem sinais de acumulação de nitrogênio no meio ambiente (IBRAHEEM, 2012).

Nos WC as perdas de nitrogênio no sistema estão relacionadas às vias biológicas de remoção por volatilização da amônia, amonificação (mineralização), nitrificação e desnitrificação, absorção pelas plantas, assimilação microbiana e processos físicos e químicos como: filtração, sedimentação e adsorção (BIAŁOWIEC; JANCZUKOWICZ e RANDERSON, 2011).

Abaixo são caracterizados os principais mecanismos de remoção de nitrogênio segundo os autores KADLEC e WALLACE (2009).

### ✓ Volatilização de amônia

A volatilização da amônia é um processo físico-químico no qual o  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  é conhecido por estar em equilíbrio entre as formas gasosa e hidróxi, conforme indicado abaixo:

$$\text{N total} = \text{N orgânico} + \text{N amônia} + \text{NO}_2^- + \text{NO}_3^- \quad (2.3.7.1)$$

Equilíbrio da amônia:



A taxa de volatilização é controlada pela concentração de  $\text{NH}_4^+$  na água, temperatura, velocidade do vento, radiação solar, natureza e número de plantas aquáticas e a capacidade do sistema de alterar o pH em ciclos diurnos (a ausência de  $\text{CO}_2$  aumenta a volatilização).

### ✓ Amonificação (mineralização)

Amonificação é o processo no qual o nitrogênio orgânico é convertido em nitrogênio inorgânico, especialmente  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ . As taxas de mineralização são mais rápidas na zona oxigenada e diminuem à medida que a mineralização muda da zona aeróbia para anaeróbia facultativa. A taxa de amonificação em WC dependem da temperatura, pH, nutrientes disponíveis no sistema e condições do solo, como textura e estrutura. A faixa ideal de pH para o processo de amonificação é entre 6,5 e 8,5. Em solos saturados, o pH é mantido em torno da neutralidade, enquanto que em condições bem drenadas o valor de pH do solo diminui como resultado do acúmulo de nitratos e a produção de íons  $\text{H}^+$ .

### ✓ Nitrificação

A nitrificação é geralmente definida como a oxidação biológica de amônio a nitrato tendo o nitrito como intermediário na reação. A nitrificação é um processo quimioautotrófico, onde as bactérias nitrificadoras obtêm energia a partir da oxidação de amônia e / ou nitrito e o dióxido de carbono é usado como fonte de carbono para a síntese de novas células. A oxidação de amônio para nitrato é um processo de duas etapas como demonstrado a seguir:

Oxidação da amônia a nitrito:



Oxidação do nitrito a nitrato:



Nitrificação: Oxidação da amônia a nitrato reação global:



Na primeira etapa, a oxidação do amônio ao nitrito, é executado por bactérias estritamente quimioautotróficas (estritamente aeróbicas), que são inteiramente dependentes da oxidação da amônia para a geração de energia para o crescimento. O segundo passo no processo de nitrificação, a oxidação de nitrito a nitrato, é realizado por bactérias quimioautotróficas facultativas, que também podem usar compostos orgânicos além do nitrito para a geração de energia para o seu crescimento.

Vymazal (2005b) resume que a nitrificação é influenciada pela temperatura, pH, alcalinidade, população microbiana, concentrações de  $\text{NH}_4^+$  e oxigênio dissolvido. A temperatura ótima para nitrificação em culturas puras varia de 25 a 35 ° C e em solos de 30 a 40 ° C. Temperaturas mais baixas (abaixo de 15 ° C) têm um efeito maior sobre a taxa de nitrificação do que as temperaturas entre 15 e 35 ° C.

#### ✓ **Desnitrificação**

A desnitrificação é mais comumente definida como o processo no qual o nitrato é convertido em gás nitrogênio através dos intermediários nitrito, óxido nítrico e óxido nitroso. A desnitrificação (dissimilação de nitratos) é realizada por heterotróficos facultativos, organismos que podem usar oxigênio ou nitrato como receptores de elétrons terminais. A partir do nitrato via nitrito, há produção sequencial de óxido nítrico (NO), óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ ) e gás nitrogênio ( $\text{N}_2$ ).

Desnitrificação: Redução do nitrato a nitrogênio gasoso



### 2.3.8 FÓSFORO

O fósforo é um nutriente indispensável para o crescimento das algas e para o desenvolvimento dos micro-organismos que promovem a estabilização da matéria orgânica. Não apresenta problemas de ordem sanitária nas águas residuárias, porém, o excesso de fósforo em ambientes lênticos é uma das principais causas do processo de eutrofização (PARK e JUNG, 2011).

A principal entrada de fósforo na natureza ocorre através do seu uso na agricultura, na indústria e de águas residuárias domésticas, no entanto, 50,0% ou mais de fósforo são provenientes de detergentes sintéticos (JASPER *et al.*, 2014).

O fósforo presente na água residuária encontra-se principalmente nas formas de ortofosfato, polifosfato e fósforo orgânico. Os ortofosfatos são diretamente disponíveis para o metabolismo biológico sem necessidade de conversões a forma mais simples. As formas em que os ortofosfatos se apresentam na água são dependentes do pH, e incluem  $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{HPO}_4^{2-}$ ,  $\text{H}_2\text{PO}_4^-$  e  $\text{H}_3\text{PO}_4$ . Os polifosfato são moléculas mais complexas que possuem dois ou mais átomos de fósforo, e o fósforo orgânico se encontra combinado a matéria orgânica em aminoácidos e proteínas (JORDÃO e PESSOA, 2005; SPERLING, e CHERNICHARO, 2006 ).

A remoção de fósforo em sistemas naturais é o resultado de um conjunto de mecanismos que envolve: remoção por bactérias, absorção pelas plantas, adsorção por meios porosos e precipitação, onde o fósforo reage com o meio poroso e com minerais como hidróxido férrico e carbonato. A remoção por bactérias e a absorção de plantas são responsáveis pela remoção de fosfato ( $\text{PO}_4^{3-}$ ), enquanto a precipitação e a adsorção são responsáveis pela remoção de todas as formas de fósforo (AKRATOS; PAPASPYROS e TSIHRINTZIS, 2009).

### 2.3.9 ELEMENTOS TRAÇOS

A presença de elementos traços no meio ambiente tem sido uma grande preocupação, devido à sua alta toxicidade e ao seu efeito carcinogênico (CHENG *et al.*, 2002).

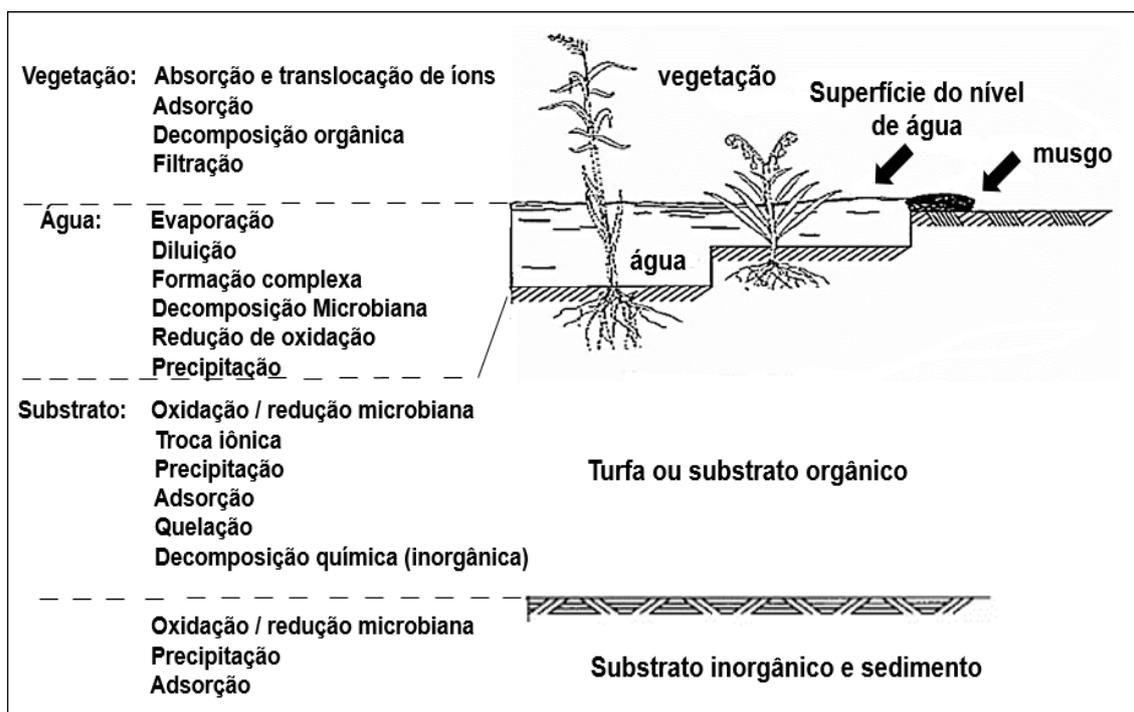
A contaminação por elementos traços dos fluxos de água provém de muitos efluentes industriais como químicos, galvanoplastia, mineração, curtumes, pintura, encanamentos, bem como fontes agrícolas onde fertilizantes e defensores agrícolas são intensamente utilizados (ALI, 2011).

Os elementos traços tóxicos de particular interesse, no tratamento de águas residuárias, incluem chumbo, cromo, cádmio, mercúrio, arsênio, níquel, cobre e zinco. Os efeitos nocivos desses elementos traços incluem vários distúrbios agudos e crônicos no metabolismo (POURBEYRAM, 2016).

Estes elementos podem ocorrer nas formas dissolvidas ou particuladas, sendo que o primeiro representa a forma mais biodisponível, particularmente quando o metal está presente como uma espécie iônica livre na solução. Na forma particulada, os metais encontram-se fracamente complexados ou precipitados com ligantes orgânicos ou inorgânicos. A distribuição entre as fases particulada e dissolvida é determinada por processos físico-químicos como sorção, precipitação, complexação, sedimentação, erosão e difusão (KADLEC *et al.*, 2000).

O potencial de empregar sistemas naturais, tais como, *wetlands* construídos para tratar águas residuárias contendo elementos traços tem recebido uma grande atenção em todo o mundo. A remoção de elementos traços nos WC ocorre por meio de mecanismos, incluindo absorção pelas plantas, troca de cátions com solos, hidrologia, sedimentação de partículas, oxidação e redução microbiana (Figura 3) (YEH; CHOU e PAN, 2009).

Figura 3: Principais processos de remoção de elementos traços em um sistema de *wetland* construído.



Fonte: KADLEC *et al.* (2000) com adaptações.

A extensão em que essas reações ocorrem depende da composição do substrato, do pH, da natureza das águas residuárias e das espécies de plantas tornando os mecanismos de remoção de elementos traços em WC muito complexos (SHEORAN e SHEORAN, 2006).

### 2.3.10 MICRO-ORGANISMOS

Os micro-organismos desempenham um papel vital na manutenção da estrutura do solo e contribuem no tratamento de água residuárias por meio de mecanismos de decomposição da matéria orgânica, nitrificação, desnitrificação, nos processos biogeoquímicos, na redução da produção de lodo contribuindo para a clarificação do esgoto e na disponibilidade de nutrientes para as plantas (YU *et al.*, 2012).

Em ambientes com nutrientes limitados, a disponibilidade contínua de recursos nutricionais depende da decomposição microbiana de detritos, por meio do papel desempenhado pelas enzimas extracelulares. Essas enzimas são necessárias para catalisar o processamento de matéria orgânica de alto peso molecular em subunidades assimiláveis, permitindo assim que as bactérias

heterotróficas obtenham substratos adequados, tornando o processo de decomposição fundamental no fluxo de carbono do ecossistema e na circulação de nutrientes (REJMÁNKOVÁ e SIROVÁ, 2007).

O ambiente de águas residuárias é um ambiente ideal para uma ampla gama de micro-organismos, especialmente bactérias, vírus e protozoários. A maioria é inofensiva e pode ser utilizada no tratamento de esgoto biológico, mas o esgoto também contém micro-organismos patogênicos, que são excretados em grandes quantidades por indivíduos doentes e por um transportador sintomático (ABDEL-RAOUF; AL-HOMAIDAN e IBRAHEEM, 2012).

Os efluentes das águas residuárias são uma importante fonte de contaminação fecal dos ecossistemas aquáticos e causam graves perturbações no seu funcionamento ecológico. Concentrações elevadas de coliformes totais indicam aumento do potencial de contaminação de resíduos animais e risco associado de exposição a agentes patogênicos. Estudos realizados indicam que, as bactérias patogênicas geralmente têm tempos de sobrevivência mais curtos no ambiente do que os coliformes totais, enquanto os vírus tendem a sobreviver por mais tempo (GEORGE, 2002; JIN *et al.*, 2002).

A eficácia dos sistemas de tratamento de águas residuárias em relação à eliminação da poluição microbiológica é muitas vezes medida pela determinação das densidades de coliformes totais (CT) e coliformes fecais (CF) no efluente de plantas de tratamento de águas residuárias. Os CT indicam a presença de patógenos bacterianos, enquanto o CF indicam a presença de agentes patogênicos bacterianos, bem como a presença de vírus entéricos por meio da sua relação com os colifagos (MUNGRAY e PATEL, 2011).

A escolha desses micro-organismos baseia-se em dois motivos principais: primeiro, é simples e econômico determinar sua presença e, em segundo lugar, essa determinação fornece informações relacionadas à presença e ao comportamento dos principais agentes patogênicos humanos presentes nas águas residuárias (MUNGRAY e PATEL, 2011).

### 3. OBJETIVOS

#### 3.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar atributos físico-químicos e microbiológico de águas residuárias provenientes de tanque séptico do Campus Anápolis de Ciências Exatas e Tecnológicas da Universidade Estadual de Goiás quando submetidas ao tratamento por *wetland* construído de fluxo horizontal subsuperficial e por sistemas de filtros biológicos de fluxo intermitente utilizando diferentes substratos.

#### 3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Avaliar atributos físico-químicos como condutividade elétrica, pH, sólidos totais, turbidez, carbono orgânico total, demanda química de oxigênio nas amostras sem e pós-tratamento dos sistemas de filtros biológicos de fluxo intermitente e *wetland* construído;

Determinar a concentração dos macronutrientes nitrogênio, fósforo, cálcio, magnésio e potássio nas amostras sem e pós-tratamento do sistema de *wetland* construído por técnicas analíticas;

Determinar a concentração de cloretos nas amostras sem e pós-tratamento do sistema de *wetland* construído por Volumetria;

Determinar a concentração dos elementos traços prata, cobre e chumbo nas amostras sem e pós-tratamento do sistema de *wetland* construído por técnicas analíticas;

Quantificar os coliformes totais nas amostras de águas residuárias sem e pós-tratamento dos sistemas *wetland* construído e filtros biológicos de fluxo intermitente pela técnica de tubos múltiplos;

Comparar a eficiência dos tratamentos de água residuária avaliados;

Avaliar a eficiência dos substratos utilizados no sistema de tratamento por filtros biológicos.

## **4 MATERIAL E MÉTODOS**

### **4.1 AMOSTRAGEM E ARMAZENAMENTO DA ÁGUA RESIDUÁRIA**

O experimento foi desenvolvido na Universidade Estadual de Goiás, Câmpus Anápolis de Ciências Exatas e Tecnológica Henrique Santillo, localizada na Rodovia BR-153. Toda a água residuária gerada na Universidade, proveniente dos laboratórios de ensino e pesquisa e sanitários é conduzida para unidades de tanques sépticos, a qual passa por tratamentos primários, sendo posteriormente conduzida para a caixa de distribuição final.

A água residuária utilizada no experimento foi retirada por meio de um caminhão limpa-fossa do último tanque de um sistema de cinco tanques sépticos em série. O volume de água residuária foi armazenado em um tanque com capacidade de 5000 L para abastecer o sistema de filtros biológicos e a unidade do *wetland* construído.

Os frascos utilizados para o armazenamento e coleta das amostras foram ambientalizados com ácido nítrico ( $\text{HNO}_3$ ) 50% por um período de 24h seguido de tríplice lavagem com água. As amostras coletadas para a realização das análises físico-químicas e microbiológica foram armazenadas em frascos de vidro e de plástico mantidas a temperatura de 4 °C, conforme a especificação da NBR 9898/1987.

### **4.2 DESCRIÇÃO DAS UNIDADES DE TRATAMENTO**

#### **4.2.1 SISTEMA DE FILTROS BIOLÓGICOS DE FLUXO INTERMITENTE**

O experimento constitui-se de um módulo com seis filtros cilíndricos de policloreto de vinila (PVC), de fluxo vertical descendente, com altura de 1,34 m, 200 mm de diâmetro, capacidade volumétrica de 0,042 m<sup>3</sup> preenchidos com camada de 0,40 m de material filtrante *Bambusa gracilis*, *Bambusa Multiplex*, argila expandida, brita 0 e brita 2.

Os filtros biológicos (Figura 4) foram instalados na Universidade Estadual de Goiás, Campus Anápolis de Ciências Exatas e Tecnológica Henrique Santillo, sob supervisão da Prof. Dra. Flávia Martins de Queiroz do curso de Engenharia Agrícola.

Figura 4- Sistemas de filtros biológicos com diferentes substratos.



Fonte: Autoria própria.

#### **4.2.2 WETLAND CONSTRUÍDO DE FLUXO HORIZONTAL SUBSUPERFICIAL**

O sistema de *wetland* foi construído utilizando caixas de armazenamento agrícola conforme apresentado no Quadro 4. A coleta de amostras de água residuária do sistema de *wetland* construído foi realizada em triplicata nos meses de agosto a novembro em duas etapas. A primeira etapa a amostra foi retirada do tanque de armazenamento de 5000 L proveniente do tanque séptico afim de caracterizar a água residuária e a segunda etapa a amostra foi coletada após um período de detenção de 3 meses do sistema para caracterizar a água residuária pós-tratamento.

Quadro 4: Construção do sistema de *wetland* construído.

Materiais	Descrição
 <p data-bbox="300 667 817 701"><b>Caixa de armazenamento agrícola</b></p>	<p data-bbox="901 315 1356 678">O sistema de <i>wetland</i> foi construído em uma caixa de armazenamento agrícola cujas células possuísem área superficial de 1 m<sup>3</sup>. Este tanque possui dimensão de 1,20 cm x 1,00 cm e 90 cm de altura.</p>
 <p data-bbox="391 1059 726 1093"><b>Sistema de drenagem</b></p>	<p data-bbox="901 707 1356 958">A tubulação do sistema de drenagem de 100 mm foi perfurada em todo seu perímetro com 30 furos dispersos.</p>
 <p data-bbox="507 1473 609 1507"><b>Brita 1</b></p>	<p data-bbox="901 1106 1356 1294">A primeira camada do sistema de <i>wetland</i> construído foi preenchida com o substrato brita 1.</p>
 <p data-bbox="518 1877 598 1910"><b>Areia</b></p>	<p data-bbox="901 1514 1356 1702">A segunda camada do sistema de <i>wetland</i> construído foi preenchida com o substrato areia.</p>

Quadro 4: Construção do sistema de wetland construído.

 <p><b>Brita 0</b></p>	<p>A terceira camada do sistema de <i>wetland</i> construído foi preenchida com o substrato brita 0.</p>
 <p><b>Terra, areia e adubo orgânico</b></p>	<p>Constituintes do substrato para plantio: duas porções de terra, uma porção de areia e uma porção de adubo orgânico.</p>
 <p><b>Tubulação de alimentação</b></p>	<p>A tubulação do sistema de alimentação foi perfurada em todo seu perímetro com furos de 10 mm.</p>

Quadro 4: Construção do sistema de *wetland* construído.

 <p><b>Implantação do sistema de alimentação</b></p>	<p>A tubulação do sistema de alimentação foi acoplada de forma linear na caixa de armazenamento agrícola.</p>
 <p><b>Substrato para plantio</b></p>	<p>A última camada do sistema de <i>wetland</i> construído foi preenchida com o substrato para plantio.</p>
 <p><b>Muda da macrófita <i>Zantedeschia aethiopica</i></b></p>	<p>Foram utilizadas 5 mudas jovens, colocadas a cerca de 50 cm de distância umas das outras e 25 cm de distância das bordas.</p>
	<p>Disposição das mudas na célula.</p>
	<p>Sistema de <i>wetland</i> construído de fluxo horizontal superficial após o desenvolvimento das mudas de <i>Zantedeschia aethiopica</i>.</p>

### **4.3 AVALIAÇÃO DOS ATRIBUTOS FÍSICO-QUÍMICOS**

As análises físico-químicas de condutividade elétrica, sólidos totais, pH, turbidez, carbono orgânico total e demanda química de oxigênio foram realizadas nos laboratórios de uma indústria farmacêutica localizada no Distrito Agroindustrial de Anápolis (DAIA). As análises de macronutrientes (nitrogênio, fósforo, cálcio, magnésio e potássio), elementos traços, cloretos e coliformes totais foram realizadas no laboratório de química da UEG-Câmpus Anápolis. Todas as análises citadas foram realizadas para as amostras sem e pós-tratamento. Para cada análise, o preparo do branco foi realizado conforme o preparo da amostra.

#### **4.3.1 CONDUTIVIDADE ELÉTRICA E SÓLIDOS TOTAIS**

As análises de condutividade elétrica e sólidos totais foram realizadas em um condutivímetro Thermo orion 3 star. Foram adicionados 50 mL da amostra de água residuária em um béquer de 100 mL e efetuada a leitura individual de cada amostra.

#### **4.3.2 POTENCIAL HIDROGENIÔNICO (pH)**

A análise de pH foi realizada em um pHmêtro Thermo orion 3 star. O pHmêtro foi previamente calibrado utilizando os tampões pH 4,00 e 7,00 (Neon). Foram adicionados 50 mL da amostra de água residuária em um béquer de 100 mL e efetuado a leitura individual de cada amostra.

#### **4.3.3 TURBIDEZ**

A análise da turbidez foi realizada em um turbidímetro da marca Hach 2100P. A amostra de água residuária foi adicionada até a marca da cubeta de vidro e foi realizada a leitura individual de cada amostra.

#### **4.3.4 CARBONO ORGÂNICO TOTAL (COT)**

A análise de carbono orgânico total foi realizada em um analisador de COT Sievers 900. Foram adicionados 50 mL de água residuária e efetuado a leitura individual de cada amostra.

#### **4.3.5 DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO (DQO)**

A análise de DQO foi realizada em um colorímetro DR 900 e em um reator DRB 200 no laboratório do meio ambiente de uma indústria farmacêutica utilizando um medidor de DQO do fabricante Hach.

Pipetou-se individualmente 2 mL de água residuária pós-tratamento para o tubo digestor contendo 5 mL da solução digestora LR e 0,2 mL da amostra de água residuária sem tratamento para o tubo digestor contendo 5 mL da solução digestora HR<sup>+</sup>.

As amostras analisadas juntamente com o seu respectivo branco foram aquecidas no reator DRB 200 por um período de 2 h a temperatura de 150 °C. Após o período de 2 h foi efetuado a leitura das amostras no colorímetro DR 900 utilizando o programa 430 DQO no comprimento de onda de 600 nm.

A solução digestora DQO LR foi utilizada para analisar as amostras pós-tratamento e a solução digestora DQO HR<sup>+</sup> foi utilizada para analisar as amostras de água residuária sem tratamento. Elas são diferenciadas pela faixa de DQO na unidade de mg L<sup>-1</sup> que pode variar conforme fabricante.

#### **4.3.6 DETERMINAÇÃO DE NITROGÊNIO TOTAL**

A análise de nitrogênio total foi determinada utilizando o método Kjeldahl proposto por MATOS (2012) com adaptações.

##### **4.3.6.1 PREPARO DAS AMOSTRAS**

A determinação do nitrogênio total pelo método Kjeldahl envolveu três etapas: digestão, destilação e titulação.

##### **4.3.6.2 DIGESTÃO**

Foram pipetados, individualmente, 20 mL de cada amostra de água residuária para um respectivo tubo de digestão. Foram adicionados ao tubo digestor 1,0 g da mistura digestora (sulfato de potássio (K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>), sulfato de cobre penta hidratado (CuSO<sub>4</sub>. 5H<sub>2</sub>O) na proporção de 10:1, 3,0 mL de ácido sulfúrico (H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>) e 1 mL de peróxido de hidrogênio (H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>) (30%). Procedeu-se a digestão a uma temperatura de 250 °C por um período de 3 h.

#### **4.3.6.3 DESTILAÇÃO**

Após o processo de digestão, cada tubo contendo a solução digerida foi acoplado individualmente no destilador. Na saída do condensador, foi colocado um erlenmeyer de 250 mL com 10 mL de ácido bórico ( $\text{H}_3\text{BO}_3$ ) (2,0%) como solução indicadora, mergulhando-se o tubo de saída dentro da solução de  $\text{H}_3\text{BO}_3$  (2,0%). Adicionou-se 20 mL de hidróxido de sódio (40,0%) e, por arraste de vapor de água, esperou-se que se destilasse 100 mL de cada solução analisada.

#### **4.3.6.4 TITULAÇÃO**

Titulou-se o destilado obtido com ácido clorídrico  $0,01 \text{ mol L}^{-1}$  até viragem da cor verde-azulada para a cor púrpura- avermelhada.

#### **4.3.7 DETERMINAÇÃO DE FÓSFORO TOTAL**

A análise de fósforo total foi determinada utilizando o método proposto por MATOS (2012) com adaptações.

##### **4.3.7.1 PREPARO DO REAGENTE 725 (SOLUÇÃO ÁCIDA DE MOLIBDATO DE AMÔNIO COM BISMUTO)**

Inicialmente preparou-se o reagente 725. Em um balão de 100 mL dissolveu-se 1,0 g de carbonato de bismuto ( $\text{Bi}_2\text{O}_2(\text{CO}_3)$ ) em 100 mL de água destilada. Adicionou-se 70 mL de ácido sulfúrico concentrado. Em outro balão, dissolveu-se 10 g de molibdato de amônio ( $(\text{NH}_4)_6\text{Mo}_7\text{O}_{24}$ ) em 250 mL de água destilada. As duas soluções preparadas anteriormente, foram misturadas em um balão de 500 mL. O volume final foi completado com água destilada. Esta solução foi guardada em frasco âmbar e bem vedado.

##### **4.3.7.2 PREPARO DA SOLUÇÃO DE TRABALHO (ST)**

Foram diluídos 25 mL do reagente 725 em 100 mL de água destilada. Simultaneamente dissolveu-se 0,20 g de vitamina C (ácido ascórbico) e completou-se o volume com água destilada até obter-se 125 mL de solução. Misturou-se as duas soluções. A solução de trabalho foi preparada na hora da utilização.

#### **4.3.7.3 PREPARO DA CURVA DE CALIBRAÇÃO**

A partir da solução padrão estoque de fósforo de 10 mg L<sup>-1</sup>, preparou-se uma curva de calibração de soluções padrões nas concentrações de 2,0; 3,0; 4,0; 5,0 e 6,0 mg L<sup>-1</sup> de fósforo. Utilizando o branco da amostra como diluente, completou-se o volume do balão volumétrico para 50 mL.

#### **4.3.7.4 PREPARO DAS AMOSTRAS**

Foram pipetados individualmente 10 mL de cada amostra de água residuária para erlenmeyers de 250 mL. Para cada alíquota transferiu-se 10 mL de ácido nítrico concentrado. As amostras foram agitadas e deixadas em repouso por um período de 24h. Foram adicionados individualmente mais 30 mL de ácido nítrico concentrado. As soluções foram aquecidas em chapa a uma temperatura de 95 °C. Quando as amostras apresentaram uma suspensão límpida e o volume do ácido adicionado apresentou metade do volume inicial, adicionou-se 20 mL de ácido perclórico (70%) (HClO<sub>4</sub>) em cada alíquota, aumentando-se gradativamente a temperatura até 150 °C. Após obter uma solução límpida as amostras foram resfriadas a temperatura ambiente e as paredes de cada erlenmeyer foram lavadas com água destilada. As soluções obtidas foram transferidas para um balão volumétrico individual de 50 mL e o volume foi completado com água destilada.

#### **4.3.7.5 ANÁLISE DA AMOSTRA NO ESPECTRÔMETRO UV**

Foram adicionados 5 mL da solução das amostras digeridas e das soluções padrões em erlenmeyers individuais de 125 mL. Adicionou-se 10 mL da solução de trabalho juntamente com 30 mg de ácido ascórbico em cada erlenmeyer sob constante agitação. As soluções foram deixadas em repouso por 30 minutos até o desenvolvimento da coloração azul. A leitura no espectrofotômetro foi realizada no comprimento de onda de 625 nm. A concentração do fósforo foi obtida diretamente da curva de calibração por meio da absorbância de cada leitura realizada no espectrofotômetro UV PerkinElmer Lambda 25.

#### 4.3.8 DETERMINAÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE CÁLCIO ( $\text{Ca}^{2+}$ )

A análise de determinação da concentração de cálcio foi realizada utilizando o método titulométrico do permanganato de potássio, conforme NBR 13799/97.

A digestão das amostras foi realizada conforme o item 4.3.7.4. Transferiu-se 50 mL das amostras obtidas do processo de digestão para erlenmeyers individuais de 125 mL. Foram adicionadas 3 gotas do indicador vermelho de metila em cada alíquota. Posteriormente as amostras foram neutralizadas com ácido clorídrico (50%) (HCl) e levadas ao aquecimento por 1 minuto. Adicionou-se 50 mL da solução de oxalato de amônio ( $(\text{NH}_4)_2\text{C}_2\text{O}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$ )  $0,3 \text{ mol L}^{-1}$ , juntamente com 5 mL de hidróxido de amônio  $3 \text{ mol L}^{-1}$  ( $\text{NH}_4\text{OH}$ ) em cada erlenmeyer sob constante agitação.

As amostras foram digeridas a  $90 \text{ }^\circ\text{C}$  por 90 minutos. Após as amostras atingirem a temperatura ambiente, filtrou-se o precipitado em um cadinho com sucção. O precipitado depositado no cadinho foi lavado com hidróxido de amônio (1,0%) e com água destilada. Transferiu-se o resíduo juntamente com a água de lavagem para erlenmeyers individuais de 125 mL. Adicionou-se 10 mL de ácido sulfúrico (50%) sob agitação constante e aqueceu-se a  $95 \text{ }^\circ\text{C}$ . As amostras foram tituladas rapidamente com solução de permanganato de potássio  $0,01 \text{ mol.L}^{-1}$  ( $\text{KMNO}_4$ ) até a viragem para uma coloração rosa fraco que persistiu pelo menos por 1 minuto. O titulante permanganato de potássio  $0,01 \text{ mol L}^{-1}$  foi padronizado com o padrão oxalato de sódio anidro. A partir dos resultados obtidos, calculou-se a concentração de cálcio na solução em  $\text{mg L}^{-1}$ .

#### 4.3.9 DETERMINAÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE MAGNÉSIO ( $\text{Mg}^{2+}$ )

A análise de determinação da concentração de magnésio por titulometria com EDTA foi realizada conforme metodologia do departamento de química Ashley French e os autores PAYNE e COMBS, 1968.

A digestão da amostra foi realizada conforme o item 4.3.8.1. Foram pipetados volumetricamente 50 mL das amostras obtidas do processo de digestão para erlenmeyers individuais de 125 mL. Para cada alíquota foram adicionados 2,0 mL do tampão cloreto de amônio-hidróxido de amônio ( $\text{NH}_4\text{Cl}/\text{NH}_4\text{OH}$ )  $2,6 \text{ mol L}^{-1}$ , juntamente com 8 gotas do indicador negro de

eriocromo. As amostras foram tituladas com uma solução de EDTA  $0,01 \text{ mol L}^{-1}$  até a viragem da coloração violeta para azul. O titulante EDTA  $0,01 \text{ mol L}^{-1}$  foi padronizado com o padrão carbonato de cálcio. A partir dos resultados obtidos, calculou-se a concentração de magnésio na solução em  $\text{mg L}^{-1}$ .

#### **4.3.10 DETERMINAÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE PRATA ( $\text{Ag}^+$ )**

A análise de determinação da concentração de prata pelo método de Volhard foi realizada utilizando o método proposto pelo autor BACCAN *et al.*, 2001.

Foram pipetados volumetricamente 25 mL das amostras para erlenmeyers individuais de 250 mL. Para cada alíquota foram adicionados 1 mL de uma solução saturada de sulfato férrico amoniacal (40%) ( $\text{NH}_4\text{Fe}(\text{SO}_4)_2 \cdot 12 \text{ H}_2\text{O}$ ). O meio foi acidificado adicionando-se 5 mL de  $\text{HNO}_3$   $6 \text{ mol L}^{-1}$ . As amostras foram tituladas com a solução de tiocianato de potássio  $0,1 \text{ mol L}^{-1}$  ( $\text{KSCN}$ ) sob forte agitação até o aparecimento de uma coloração marrom-avermelhada. O titulante tiocianato de potássio  $0,1 \text{ mol L}^{-1}$  foi padronizado com o padrão tiocianato de amônio. A partir dos resultados obtidos, calculou-se a concentração de prata na solução em  $\text{mg L}^{-1}$ .

#### **4.3.11 DETERMINAÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE COBRE ( $\text{Cu}^{2+}$ )**

A análise de determinação da concentração de cobre por iodometria foi realizada utilizando o método proposto pelo autor BACCAN *et al.*, 2001.

Pipetou-se volumetricamente 25 mL das amostras para erlenmeyers individuais de 250 mL. Para cada alíquota foram adicionados 3,0 g de iodeto de potássio (KI) e 5 gotas de ácido sulfúrico (10%). As soluções foram deixadas em repouso por 5 minutos em lugar escuro para que a reação se completasse. Titulou-se o iodo liberado na reação com uma solução padrão de tiosulfato de sódio  $0,1 \text{ mol L}^{-1}$  ( $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$ ), juntando-se 3 mL de solução indicadora de amido. Quando as soluções individuais contendo o precipitado apresentaram uma coloração amarelo-clara, prosseguiu-se com a titulação até a mudança da cor azul para a formação de uma suspensão branca. O titulante tiosulfato de sódio  $0,1 \text{ mol L}^{-1}$  foi padronizado com o padrão dicromato de potássio. A partir dos resultados obtidos, calculou-se a concentração de cobre na solução em  $\text{mg L}^{-1}$ .

#### **4.3.12 DETERMINAÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE CLORETOS (Cl<sup>-</sup>)**

A análise de determinação da concentração de cloretos pelo método de Mohr foi realizada conforme NBR 5759 P MB 1056.

Foram pipetados volumetricamente 50 mL das amostras para erlenmeyers individuais de 125 mL. Posteriormente foram adicionados 1 mL de solução indicadora de dicromato de potássio (K<sub>2</sub>Cr<sub>2</sub>O<sub>7</sub>) em cada alíquota. Titulou-se as amostras sem e pós tratamento com uma solução de nitrato de prata (AgNO<sub>3</sub>) 0,0141 mol L<sup>-1</sup>, até o ponto final da solução para a cor marrom. O titulante nitrato de prata 0,0141 mol L<sup>-1</sup> foi padronizado com o padrão cloreto de sódio. A partir dos resultados obtidos, calculou-se a concentração de cloretos na solução em mg L<sup>-1</sup>.

#### **4.3.13 DETERMINAÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE POTÁSSIO (K<sup>+</sup>)**

A análise de determinação da concentração de potássio por fotômetro de chama foi realizada conforme NBR 13811/97 com adaptações.

A partir da solução padrão estoque de potássio de 100 mg L<sup>-1</sup>, preparou-se uma curva de calibração de soluções padrões nas concentrações de 2,5; 5,0; 10,0; 15,0; 20,0; 25,0 e 30,0 mg L<sup>-1</sup> de K<sup>+</sup>, usando água destilada como diluente para completar o volume do balão de 100 mL.

A digestão da amostra foi realizada conforme o item 4.3.8.1. A concentração de potássio foi obtida diretamente da curva de calibração por meio da emissão de cada leitura realizada no fotômetro de chama Celm Fc-280.

#### **4.3.14 DETERMINAÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE CHUMBO (Pb<sup>2+</sup>)**

A análise de determinação da concentração de chumbo por análise gravimétrica foi realizada utilizando o método proposto pelo autor BACCAN *et al.*, 2001.

Foram pipetados volumetricamente 25 mL das amostras para erlenmeyers individuais de 250 mL. Para cada alíquota foram adicionados 20 mL de uma solução de brometo de potássio 0,2 mol L<sup>-1</sup>, juntamente com 20 mL de uma solução 0,1 mol L<sup>-1</sup> de nitrato de crômio III (Cr(NO<sub>3</sub>)<sub>3</sub>). As soluções foram aquecidas próximo ao ponto de ebulição até a formação de um precipitado. Quando as soluções individuais contendo o precipitado ficaram límpidas (cor

alaranjada), deixou-se esfriar a temperatura ambiente e filtrou-se as amostras em um cadinho de placa porosa previamente seco e aferido. O cadinho foi lavado com 5 mL de água destilada e levado a estufa para secagem a 110 °C. A partir dos resultados obtidos, calculou-se a concentração de chumbo na solução em mg L<sup>-1</sup>.

#### **4.3.15 QUANTIFICAÇÃO DE COLIFORMES TOTAIS PELA TÉCNICA DE TUBOS MÚLTIPLOS**

As amostras sem tratamento dos dois sistemas de tratamentos de águas residuárias, *wetland* construído e filtros biológicos, foram diluídas na proporção 1:100. Foram pipetados 1 mL de cada amostra para balões volumétricos individuais de 100 mL e completado o volume com água destilada. Nas amostras pós-tratamento os ensaios foram realizados sem diluição.

Foram realizados 3 testes: Presuntivo, Confirmativo e Completo conforme APHA (1998). Todos os ensaios foram realizados em triplicata (Figura 5).

O teste presuntivo implicou na visualização da fermentação em uma série múltipla de tubos com tubos invertidos de Durham. Para a realização do teste foram inoculados:

-10 mL de água residuária sem e pós-tratamento em 5 tubos com caldo de lactose de dupla concentração;

-1,0 mL de água residuária sem e pós-tratamento em 5 tubos com caldo lactosado de concentração simples e;

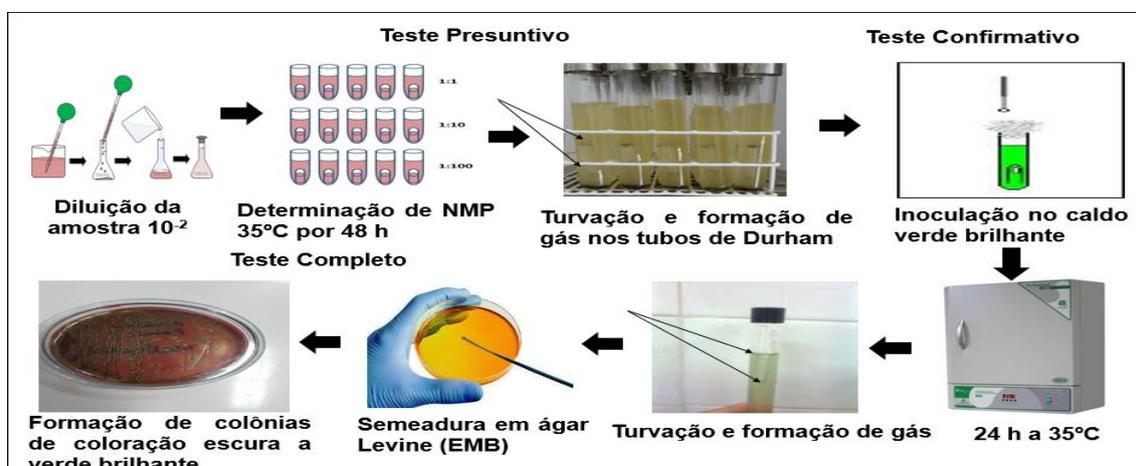
-0,10 mL de água residuária sem e pós-tratamento em 5 tubos com caldo lactosado de concentração simples.

Os tubos foram incubados em uma estufa por 48 h a 35 °C. Após o período de incubação foi determinado a estimativa do número de coliformes totais por meio do número mais provável (NMP).

Na prova confirmativa foi realizado a transferência da amostra dos tubos com caldo lactosado a partir da diluição mais alta que demonstraram crescimento e produção de gás. As amostras foram inoculadas no caldo verde brilhante bile lactose (VBBL) e incubadas na estufa por 24 h a 35 °C.

No teste completo as amostras positivas do caldo VBBL foram semeadas em ágar levine (EMB) e incubadas na estufa por 24 h a 35 °C.

Figura 5- Esquema da metodologia de quantificação de coliformes totais.



Legenda: NMP- número mais provável; EMB- *Eosin Methylene Blue*. Fonte: Autoria própria.

#### 4.4 CÁLCULO DA EFICIÊNCIA PERCENTUAL

Os resultados obtidos dos sistemas estudados, filtros biológicos e *wetland* construído, foram analisados utilizando o cálculo de eficiência de remoção dos atributos físico-químicos na água residuária sem e pós-tratamento utilizando-se a equação 1.

$$Ef (\%) = \frac{C_e - C_s}{C_e} \times 100 \quad (4.4.1)$$

Onde:

C<sub>s</sub>= Concentração de saída;

C<sub>e</sub>= Concentração de entrada;

Ef (%)= Eficiência percentual de remoção da carga poluidora.

#### 4.5 ANÁLISE ESTATÍSTICA DOS DADOS

A análise estatística dos dados obtidos para a água residuária sem e pós-tratamento do sistema de *wetland* construído de fluxo horizontal subsuperficial foi realizada utilizando o Teste t Student pareado e a significância estatística foi interpretada conforme o valor de p obtido (Tabela 2).

Tabela 2: Determinação da significância estatística utilizando o Teste t Student pareado, conforme o valor de p.

Valor de p	Significado
>0,05	Não significativa
0,01 a 0,05	Significante
0,001 a 0,01	Muito significativa
<0,0001	Extremamente significativa

A diferença estatística entre as médias da eficiência dos tratamentos dos seis sistemas de filtro biológico durante os cinco dias de monitoramento, foi realizada através do valor estatístico obtido para o  $F_{\text{calculado}}$  e o  $F_{\text{crítico}}$  por meio da análise de variância (ANOVA), seguido do teste de Tukey (Tabela 3).

Os resultados do teste de Tukey estão apresentados por letras indicativas presentes ao lado de cada média obtida nos pontos de amostragem. Resultados de médias seguidas por letras distintas diferem estatisticamente entre si no intervalo de confiança a 5%. Quando as letras aparecerem juntas, significa que os grupos representados não diferem estatisticamente entre si, porém, diferem dos outros grupos analisados.

Tabela 3: Determinação da significância estatística utilizando a análise de variância (ANOVA), conforme o valor de  $F_{\text{calculado}}$ .

Valor de F	Significado
$F_{\text{calculado}} > F_{\text{crítico}}$	Hipótese nula descartada
$F_{\text{calculado}} < F_{\text{crítico}}$	Hipótese nula

Ambos os testes foram realizados com 5,0% de significância, empregando o software GraphPad Prism 5.

## 5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

### 5.1 ANÁLISE DOS RESULTADOS FÍSICO-QUÍMICOS E MICROBIOLÓGICO DA ÁGUA RESIDUÁRIA SEM E PÓS-TRATAMENTO

#### 5.1.1 FILTROS BIOLÓGICOS DE FLUXO INTERMITENTE

O Quadro 5 apresenta os valores médios das concentrações com desvio padrão dos atributos físico-químicos e microbiológico da água residuária sem e pós-tratamento do sistema de filtros biológicos e o resultado da análise estatística do teste de Tukey a 5% de probabilidade.

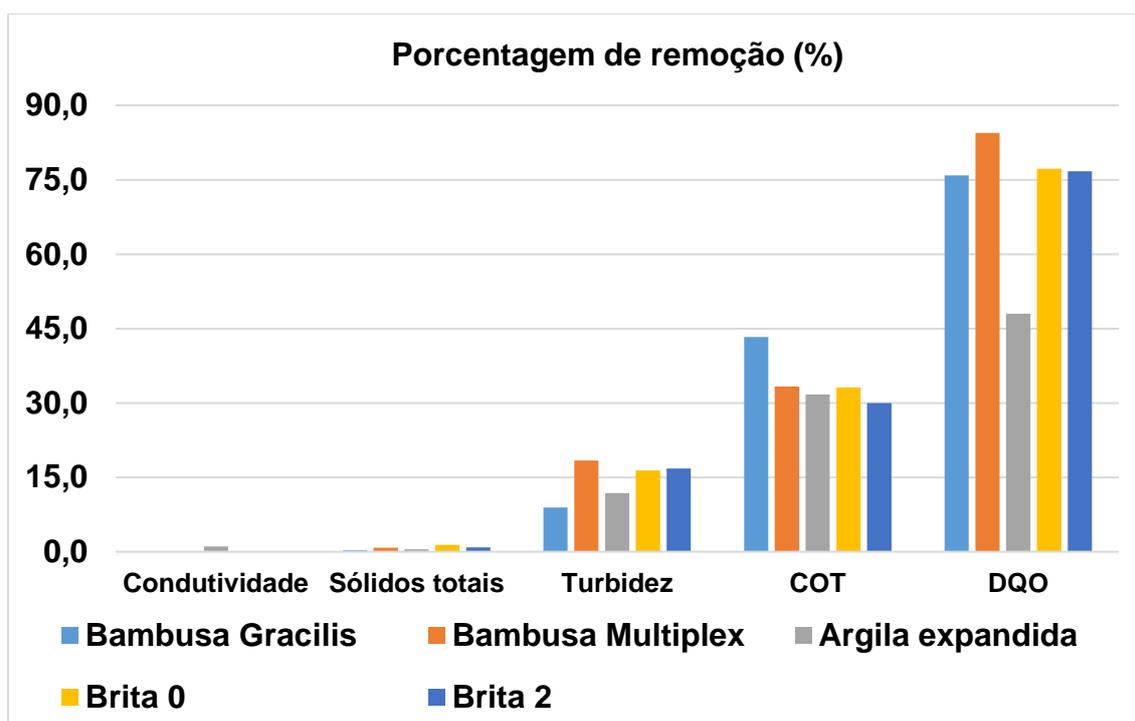
Quadro 5 - Resultado das concentrações médias dos atributos físico-químicos e microbiológico do sistema de filtros biológicos e o resultado da análise estatística de Tukey.

Atributos	Tratamentos (média ± DP + Teste de Tukey)	Percentual de remoção (%)	Análise de variância (ANOVA)			
			F <sub>calculado</sub>	F <sub>crítico</sub>	Significância estatística	
Físico	Condutividade elétrica ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ )	ST: 2138,00 ± 39,70 T1: 2151,30 ± 24,57a T2: 2157,80 ± 27,92a T3: 2114,70 ± 76,76a T4: 2142,00 ± 48,93a T5: 2141,50 ± 55,17a	T1: 0,00 T2: 0,00 T3: 1,10 T4: 0,00 T5: 0,00	0,6653	2,6206	Hipótese nula
	Sólidos Totais ( $\text{mg mL}^{-1}$ )	ST: 1063,00 ± 8,76 T1: 1060,10 ± 13,33a T2: 1054,80 ± 16,03a T3: 1057,50 ± 11,84a T4: 1047,90 ± 27,60a T5: 1053,70 ± 16,09a	T1: 0,30 T2: 0,80 T3: 0,50 T4: 1,40 T5: 0,90	0,3407	2,6206	Hipótese nula
	Turbidez (UNT)	ST: 114,00 ± 23,10 T1: 103,90 ± 9,14a T2: 93,00 ± 14,16a T3: 100,50 ± 20,58a T4: 95,30 ± 13,93a T5: 94,80 ± 8,44a	T1: 8,90 T2: 18,40 T3: 11,80 T4: 16,40 T5: 16,80	0,8791	2,6206	Hipótese nula
Químico	pH	ST: 7,50 ± 0,20 T1: 7,70 ± 0,22a T2: 7,80 ± 0,18a T3: 7,60 ± 0,04a T4: 7,60 ± 0,03a T5: 7,60 ± 0,04a	-	2,3003	2,6206	Hipótese nula
	COT ( $\text{mg L}^{-1}$ )	ST: 6,01 ± 0,96 T1: 3,40 ± 0,69a T2: 4,0 ± 0,74a T3: 4,10 ± 0,43a T4: 4,01 ± 0,68a T5: 4,20 ± 0,23a	T1: 43,30 T2: 33,30 T3: 31,70 T4: 33,10 T5: 30,00	7,3639	2,6206	Hipótese nula descartada
	DQO ( $\text{mg L}^{-1}$ )	ST: 2138,00 ± 39,70 T1: 207,50 ± 3,54b T2: 134,00 ± 5,66e T3: 448,00 ± 2,73a T4: 196,50 ± 2,12dc T5: 200,50 ± 0,71cd	T1: 75,90 T2: 84,40 T3: 48,00 T4: 77,20 T5: 76,70	32000	3,1058	Hipótese nula descartada
Microbiológico	Coliformes totais (NMP $\text{mL}^{-1}$ )	ST: >2400 T1: >2400a T2: >2400a T3: >2400a T4: >2400a T5: >2400a	-	-	-	-

Legenda: ST: sem tratamento; T1= *Bambusa gracilis*; T2= *Bambusa multiplex*, T3.= Argila expandida; T4: brita 0; T5: brita 2; UNT= unidade nefelométrica de turbidez; COT= carbono orgânico total e DQO= demanda química de oxigênio; NMP= número mais provável e DP= desvio padrão. Médias seguidas pela mesma letra na vertical não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Na Figura 6 são apresentados os valores médios de porcentagem de eficiência de remoção dos atributos físico-químicos da água residuária sem e pós-tratamento do sistema de filtros biológico.

Figura 6: Valores de porcentagem de eficiência de remoção dos atributos físico-químicos utilizados no sistema de filtros biológicos.

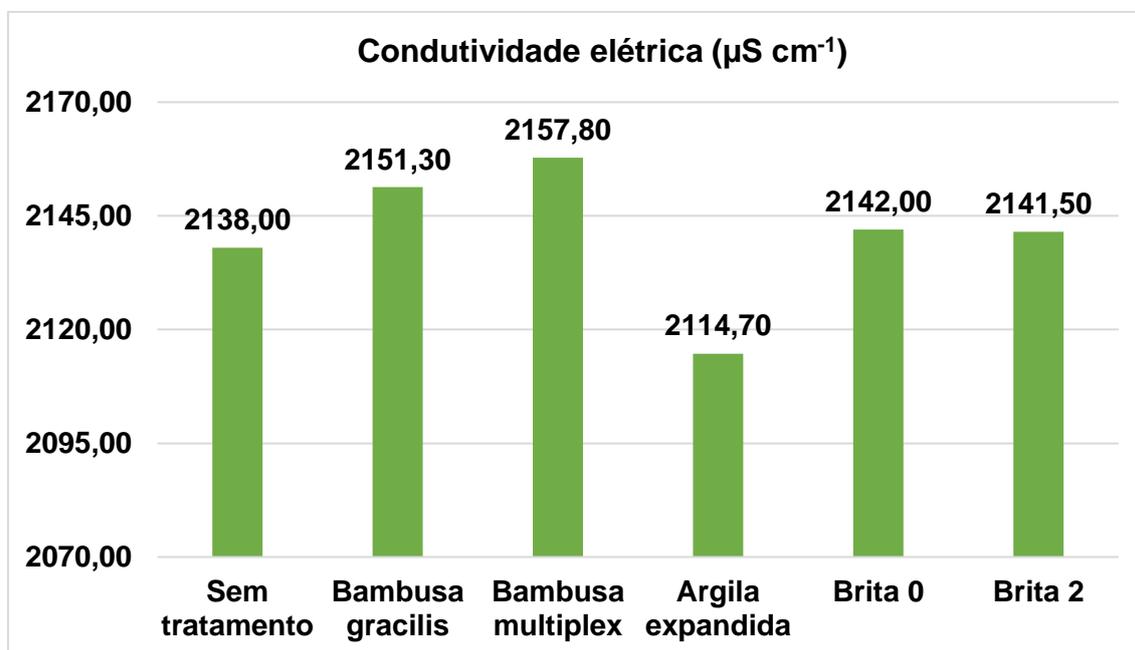


Os dados apresentados no Quadro 5 e na Figura 6 serão discutidos separadamente a seguir.

#### 5.1.1.1 ANÁLISE DE CONDUTIVIDADE ELÉTRICA

Segundo Libânio (2005) a condutividade elétrica de águas residuárias sem tratamento pode atingir até  $1000 \mu\text{S cm}^{-1}$ . Foi obtida uma concentração média de  $2138,00 \mu\text{S cm}^{-1}$  para a água residuária sem tratamento, demonstrando que a amostra do ponto de coleta de entrada já apresentava altos valores de sólidos dissolvidos. Após passagem pelo sistema de filtros contendo os diferentes tipos de substrato, os valores médios de condutividade elétrica variaram de  $2114,70$  a  $2157,80 \mu\text{S cm}^{-1}$  conforme apresentado na Figura 7.

Figura 7: Valores médios das concentrações de condutividade elétrica obtidos para a água residuária sem e pós- tratamento.



Legenda: Os valores correspondem à média de 5 determinações.

Em média todos os valores de condutividade elétrica obtidos para os diferentes tipos de substrato pós-tratamento pelos sistemas de filtros biológicos apresentaram médias maiores que a água residuária sem tratamento, não sendo observado nenhuma diferença significativa ( $F_{\text{calculado}} 0,6653 < F_{\text{crítico}} 2,6206$ ) entre os pontos de coleta.

A Resolução CONAMA 430/2011 não estabelece limites de condutividade elétrica para lançamento de efluentes em corpos receptores de água, porém esse fator deve ser avaliado, pois, altos valores de condutividade elétrica indicam uma grande quantidade de sólidos dissolvidos iônicos e catiônicos.

Senna (2010) ao avaliar o tratamento de efluente sanitário por sistemas de filtros contendo os substratos bambu (*Bambusa taloides*), brita e areia também relatou um aumento na condutividade elétrica final dos sistemas. Segundo o autor, após a passagem no sistema de filtro, o esgoto bruto arrasta íons provenientes da degradação da matéria orgânica, como também ácidos orgânicos e nitrogênio amoniacal, os quais também contribuem para aumento da condutividade elétrica.

Oza (2017) encontrou resultados de condutividade elétrica semelhantes aos encontrados no presente estudo ao avaliar sistemas de filtros contendo os substratos brita e anéis de bambu. Não houve diferença estatística entre os substratos estudados pelo autor obtendo-se uma porcentagem de remoção de 25,0%. O autor relatou que houve um aumento da condutividade elétrica durante o monitoramento de estudo. Tais resultados podem estar associados à liberação de íons presentes nas estruturas dos próprios materiais suporte.

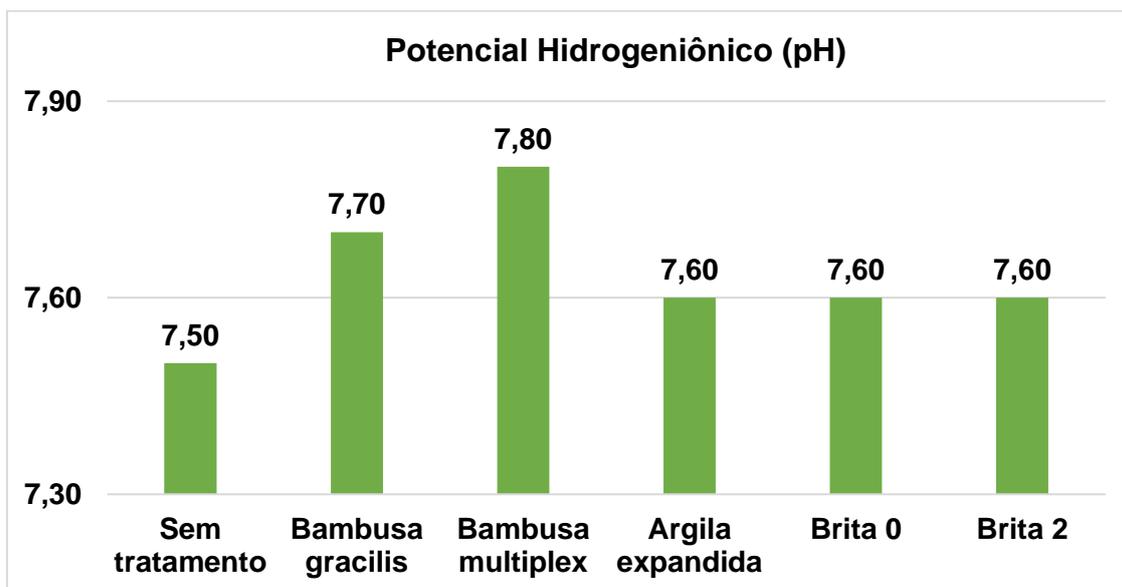
Scholz (2002) ao estudar a combinação de 6 filtros de areia e brita aplicadas as águas residuárias contaminadas com chumbo e cobre, observou que alguns filtros resultaram em valores de condutividade elétrica mais elevados do que o afluente. Foi observado que esse aumento de condutividade elétrica ocorreu no sistema devido a acumulação de nutrientes e minerais obtidos dos processos de decomposição. Em contraste, os filtros que estavam com deficiência de nutrientes, apresentaram valores de condutividade elétrica mais baixos.

#### **5.1.1.2 ANÁLISE DO POTENCIAL HIDROGENIÔNICO**

Os valores de pH obtidos variaram de 7,50 a 7,80 apresentando um pequeno aumento no decorrer dos dias quando comparado com o valor obtido para a água residuária sem tratamento (Figura 8). Apesar do aumento de pH todas as amostras analisadas ficaram dentro dos padrões estabelecidos pela Resolução Conama nº 430/2011 que estabelece como padrão de lançamento de efluentes que o pH esteja na faixa de 5 a 9.

Os resultados de pH não apresentaram diferença significativa ( $F_{\text{calculado}} 2,3003 < F_{\text{crítico}} 2,6206$ ) entre os valores obtidos para a água residuária sem e pós-tratamento durante o período de estudo.

Figura 8: Valores médios de pH obtidos para a água residuária sem e pós-tratamento.



Legenda: Os valores correspondem à média de 5 determinações.

O pH é um atributo químico importante, pois, valores de pH afastados da neutralidade tendem a afetar o equilíbrio de compostos químicos, as taxas de crescimento de micro-organismos afetando diretamente na taxa de depuração da matéria orgânica presente na água residuária, além de que pH elevados possibilitam a precipitação de metais.

Todos os valores de pH obtidos no presente estudo ficaram próximos a neutralidade, não interferindo no desenvolvimento dos micro-organismos responsáveis pela depuração da matéria orgânica.

Senna (2010) ao avaliar a eficiência de 3 sistemas de filtros contendo os substratos bambu (*Bambusa tuldoides*), areia e brita no tratamento de efluente sanitário para reuso agrícola, encontrou valores de pH próximos a neutralidade para o filtro contendo anéis de bambu e brita.

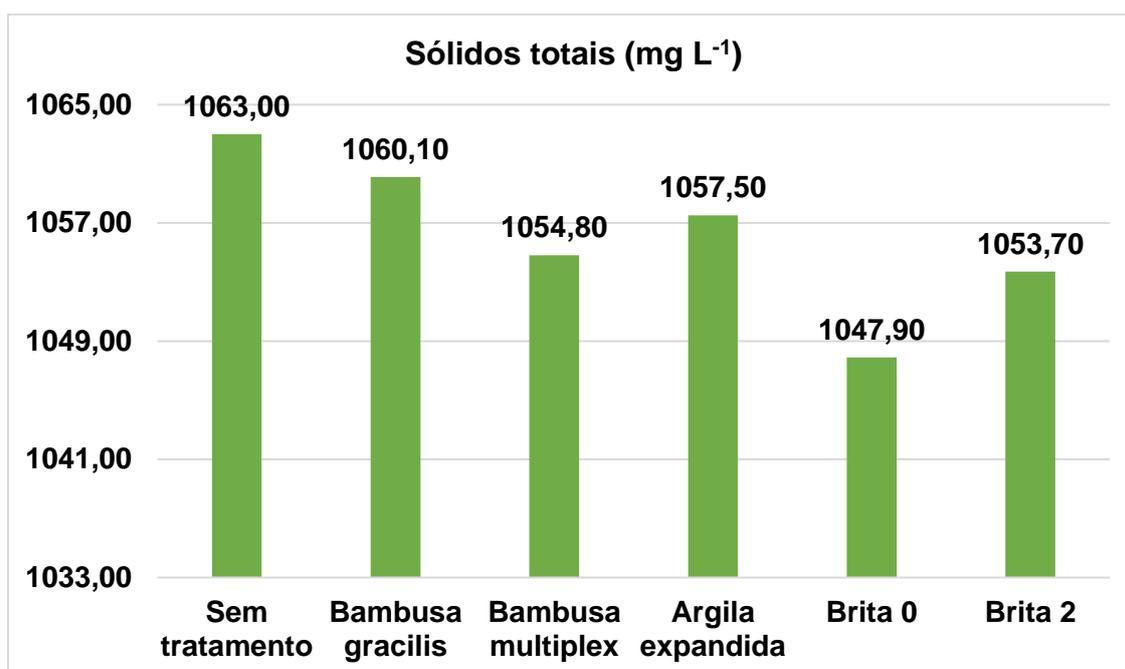
Souza; Isoldi e Oliz (2010) reportaram valores de pH de 6,70 a 8,0. Segundo os autores, valores de pH abaixo de 6,0 e acima de 8,30 devem ser evitados, uma vez que valores fora dessa faixa podem inibir por completo o desenvolvimento das bactérias formadoras de metano, provocando uma diminuição da eficiência de remoção da matéria orgânica presente no esgoto.

### 5.1.1.3 ANÁLISE DE SÓLIDOS TOTAIS

A remoção de sólidos totais na água residuária é importante, pois, esse atributo está diretamente relacionado com o aumento da turbidez impedindo a penetração da luz necessária para muitos micro-organismos presentes no meio e para a produção de oxigênio dissolvido.

Os valores da concentração de sólidos totais obtidos nos pontos de coleta estão representados na Figura 9. Foi obtido para a água residuária sem tratamento uma concentração média de 1063,00 mg L<sup>-1</sup>, obtendo-se o máximo valor de 1060,10 mg L<sup>-1</sup> para o substrato *Bambusa gracilis* e o mínimo valor de 1047,90 mg L<sup>-1</sup> para o substrato brita 0 pós passagem pelo sistema de filtros.

Figura 9: Valores médios das concentrações de sólidos totais obtidos para a água residuária sem e pós-tratamento.



Legenda: Os valores correspondem à média de 5 determinações.

Os resultados de sólidos totais não apresentaram diferença significativa ( $F_{\text{calculado}} 0,3407 < F_{\text{crítico}} 2,6206$ ) entre os valores obtidos para a água residuária sem e pós-tratamento durante o período de estudo.

Foram obtidas baixas porcentagens de remoção de sólidos totais com o máximo valor de 0,80% para o substrato brita 0 e mínimo valor de 0,30% para a espécie *Bambusa gracilis*.

O resultado obtido não era esperado, pois, os anéis de *Bambusa gracilis* possuem maiores índices de vazios conseguindo reter uma maior quantidade de sólidos totais quando comparado com outros substratos estudados.

Acredita-se que o tempo de detenção do sistema de 5 dias associado a colmatação dos filtros, ou seja, o entupimento dos índices de vazios dos substratos contribuiu para a baixa remoção de sólidos totais no sistema.

Scholz (2002) encontrou uma porcentagem de remoção de 52,0% de sólidos totais ao avaliar sistemas de filtros por um período de 10 meses contendo os substratos areia e brita.

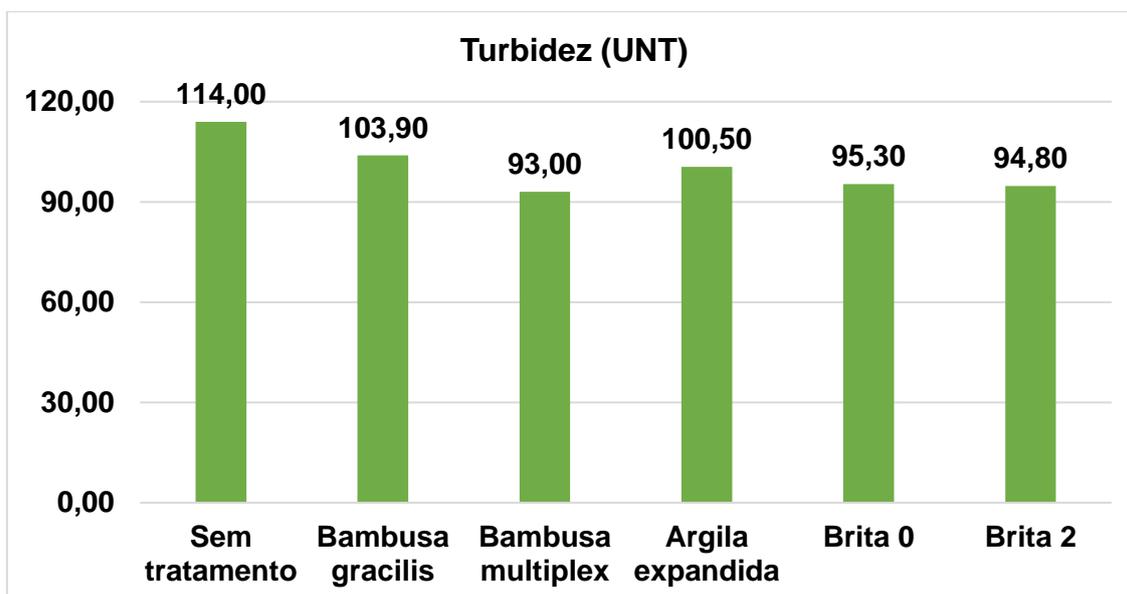
Oza (2017) encontrou porcentagens de remoção de sólidos totais de 15,36% para o substrato bambu e 31,87% para o substrato brita com um tempo de detenção do sistema de 15 dias. Após 60 dias de operação dos filtros a porcentagem de remoção subiu para 64,0% nos dois substratos em comparação. Conforme verificado pelo autor, a formação do biofilme bacteriano só é estabelecida após alguns meses e, como a eficiência dos substratos está relacionada as suas estruturas filtrantes, somente após os 60 dias ocorreu a evolução do biofilme contribuindo para a remoção de sólidos totais.

#### **5.1.1.5 ANÁLISE DA TURBIDEZ**

A Resolução CONAMA 430/2011 não estabelece limites de turbidez para lançamento de efluentes em corpos receptores, porém a Resolução 357/2005 estabelece que todo efluente lançado em corpos d'água deverão ter valores de turbidez inferiores a 100 UNT.

De modo geral, quando comparado os valores médios para a água residuária sem tratamento e pós-tratamento do sistema para os diferentes substratos estudados, foi observado que a remoção de sólidos totais foi baixa, com o valor mínimo de 8,90% para a *Bambusa gracilis* (103,9 UNT) e valor máximo de 18,40% para a *Bambusa multiplex* (93,0 UNT) (Figura 10).

Figura 10: Valores médios das concentrações de turbidez obtidos para a água residuária sem e pós-tratamento.



Legenda: Os valores correspondem à média de 5 determinações.

Os resultados obtidos não eram esperados, pois, os colmos de bambu assim como as diversas granulometrias de brita, apresentam alto índice de vazios, o que contribui para a retenção de matéria orgânica no interior do filtro, produzindo um efluente com baixa turbidez. Assim como citado para o atributo de sólidos totais, a baixa porcentagem de remoção de turbidez na água residuária foi atribuída ao tempo de detenção do sistema de 5 dias e ao processo de colmatação que ocorreu nos filtros biológicos.

O baixo percentual de remoção obtido para esse atributo, em específico, entra em concordância com os valores de sólidos totais, uma vez que, a turbidez está diretamente relacionada com a presença de sólidos.

Senna (2010) ao avaliar sistemas de filtros contendo bambu e brita como substratos, alcançou uma porcentagem de remoção de 100,0% de turbidez na sétima semana de operação dos sistemas.

Martins (2016) em seu estudo sobre filtros percoladores contendo os substratos argila expandida e brita 1, encontrou uma eficiência de remoção de turbidez de 47,80% para o substrato argila expandida e 49,50% para o substrato brita 1. No presente estudo a brita 0 (16,40%) e a brita 2 (16,80%) obtiveram

melhores resultados na remoção de turbidez assim como os resultados obtidos pelo autor.

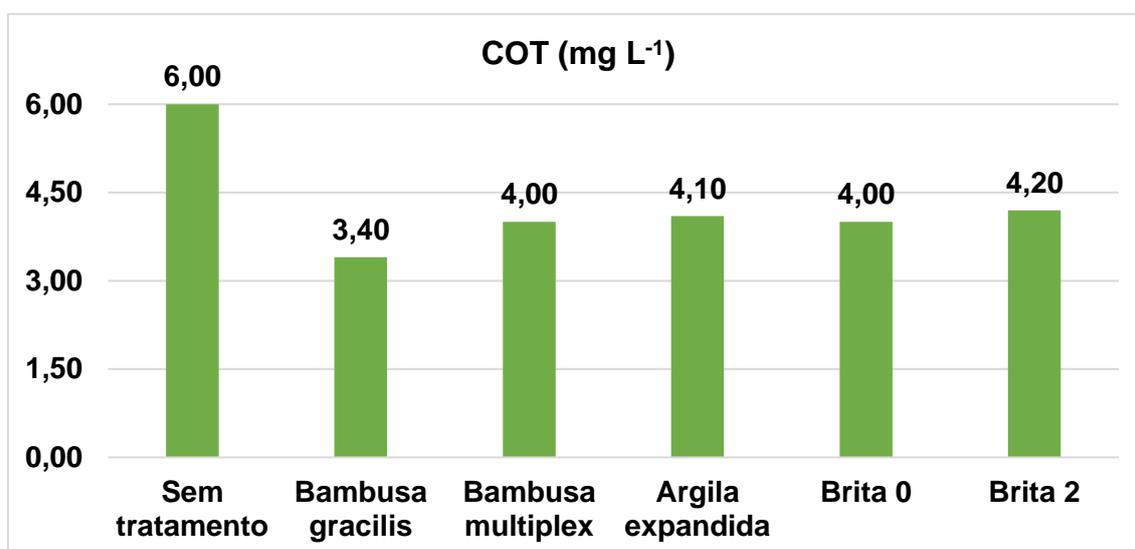
Oza (2017) ao avaliar o tratamento de águas residuárias de suinocultura em filtros anaeróbios contendo os substratos brita 4 e bambu, observou que não houve diferença estatística ( $P > 0,05$ ) entre os meios suportes utilizados no tratamento. Os filtros contendo os anéis de bambu obtiveram uma eficiência de 75,86%, enquanto os filtros contendo a brita obtiveram uma eficiência de 55,13%. Foi observado no estudo que os filtros contendo o substrato bambu demonstrou um melhor desempenho na remoção de turbidez.

#### 5.1.1.6 ANÁLISE DE CARBONO ORGÂNICO TOTAL

Todos os filtros contendo os diferentes substratos apresentaram bons resultados em termos de remoção de carbono orgânico total. O filtro de *Bambusa gracilis* apresentou maior remoção com 43,30%, seguido do *Bambusa multiplex* e brita 0 com 33,30%.

Foi obtida uma concentração média de 6,00 mg L<sup>-1</sup> para a água residuária sem tratamento e uma variação média na ordem de 3,40 a 4,20 mg L<sup>-1</sup> pós passagem pelo sistema de filtros contendo os substratos. A diferença de resultados obtido foi considerada significativa ( $F_{\text{calculado}} 7,3640 > F_{\text{crítico}} 2,6206$ ) pela análise de variância. Estes valores estão representados na Figura 11.

Figura 11: Valores médios das concentrações de carbono orgânico total obtidos para a água residuária sem e pós-tratamento.



Legenda: Os valores correspondem à média de 5 determinações.

A partir desses resultados pode-se relacionar a eficiência da remoção de matéria orgânica com a porosidade do material. Notou-se que quanto maior for a porosidade do material e o índice de vazios, melhor será a retenção de carbono orgânico total na água residuária. Desse modo, explica-se o fato do filtro contendo os anéis de *Bambusa gracilis* ter apresentado uma maior taxa de retenção de carbono orgânico em relação aos demais substratos.

Essas propriedades favorecem a circulação do esgoto e do ar no meio filtrante, propiciando a formação de biofilme pelos micro-organismos. Quanto maior o índice de vazios proporcionado pelo material, maior o volume efetivo conseguido no sistema.

Durante o período de monitoramento do sistema, verificou-se que os valores de COT aumentaram no decorrer dos dias. Esse resultado pode ser explicado pela interrupção do funcionamento do sistema. Possivelmente ocorreu um acúmulo de biomassa nos filtros biológicos, de modo que ao se iniciar a coleta no dia posterior, a carga de matéria orgânica acumulada tenha sido eliminada com o efluente, elevando os resultados obtidos de COT.

Tonetti *et al.* (2004) ao estudarem sobre o tratamento de esgotos domésticos de um sistema alternativo constituído por filtro anaeróbio com recheio de bambu (*Bambusa taloides*) associado a um filtro de areia, encontraram valores de remoção média de COT de aproximadamente 51,0%, valor próximo ao encontrado nesse estudo.

Souza; Isoldi e Oliz (2010) obtiveram uma remoção média de 90,0% de COT, valor bem superior ao encontrado nesse estudo. Os autores avaliaram um sistema de filtro com anéis de bambu com um tempo de detenção de 3 meses com fluxo intermitente de 12h.

#### **5.1.1.7 ANÁLISE DE DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO**

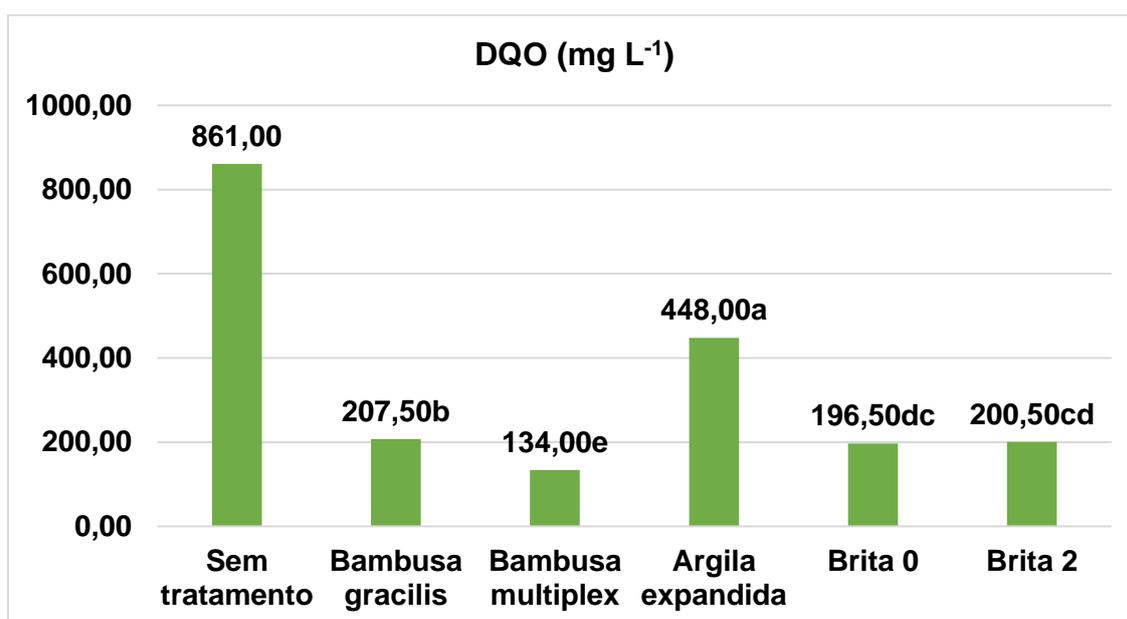
A demanda química de oxigênio corresponde a quantidade de oxigênio necessário para oxidar a matéria orgânica presente na água residuária.

Os resultados de DQO foram satisfatórios quando comparados com o resultado obtido para a água residuária sem tratamento de 861,00 mg L<sup>-1</sup>,

demonstrando que houve uma redução significativa ( $F_{\text{calculado}} 32000 > F_{\text{crítico}} 3,1058$ ) de matéria orgânica em todos os substratos estudados (Figura 12).

Dentre os substratos analisados a espécie *Bambusa multiplex* 84,40%, obteve a maior porcentagem de remoção seguido da brita 0 77,20%, brita 2 76,70%, *Bambusa gracilis* 75,90% e argila expandida 48,0%.

Figura 12: Valores médios das concentrações de demanda química de oxigênio obtidos para a água residuária sem e pós-tratamento.



Legenda: Os valores correspondem à média de 5 determinações e as letras ao teste estatístico de Tukey.

Valores semelhantes aos reportados nesse estudo foram verificados no trabalho de Ávila (2005) que ao monitorar um efluente proveniente de um tanque séptico em um sistema de filtro anaeróbio por 6 meses com diferentes tipos de meio suporte: anéis de plástico, cubos de espuma e brita n.º4, encontrou uma porcentagem de remoção de DQO de 69,0%, 73,0% e 68,0%, respectivamente.

Beli; Hussar e Hussar (2010) ao avaliarem um sistema de filtro biológico contendo brita 3 no tratamento de efluente suinícola obtiveram uma porcentagem de remoção de DQO que variou de 74,55 a 94,41%, com uma remoção média de 85,51%; resultados semelhantes aos reportados no presente estudo para os substratos brita 0 e brita 2.

Campos e Kautzmann (2004) ao estudarem três modelos de filtros anaeróbios contendo os substratos brita, cerâmico e cimentício e cerâmico

encontraram uma porcentagem de remoção de 25,80% para o substrato brita com 19 dias de tempo de detenção.

#### **5.1.1.8 ANÁLISE DE QUANTIFICAÇÃO DE COLIFORMES TOTAIS**

Os resultados obtidos do sistema de filtros para o grupo de coliformes totais não demonstrou nenhuma variação significativa em relação ao resultado obtido para a água residuária sem e pós-tratamento. Todos os resultados obtidos ultrapassaram a escala de NMP. 100 mL<sup>-1</sup> ou seja, >2400 NMP. 100 mL<sup>-1</sup>. Atribui-se esse resultado ao período de operação do sistema que foi insuficiente para avaliar a remoção de coliformes totais presentes no meio.

A Resolução Conama 430/2011 não estabelece padrões de lançamento de coliformes totais em corpos receptores de água. No entanto, o Decreto lei n° 1.745, de 06 de dezembro de 1979 do estado de Goiás, determina que não deve ser excedido um limite de 1000 NMP 100 mL<sup>-1</sup> para coliformes de origem fecal para 80,0% de pelo menos, cinco amostras colhidas num período de até cinco semanas consecutivas para corpos receptores de classe 2.

Senna (2010) ao avaliar sistemas de filtros contendo os substratos bambu e brita no tratamento de esgoto sanitário encontrou um valor de  $2,1 \times 10^7$  NMP 100 mL<sup>-1</sup> de coliformes totais. A autora obteve um baixo índice de remoção de coliformes totais nos sistemas (19,0%) com um tempo de detenção do sistema de 4 meses.

Tonetti *et al.* (2005) ao estudarem sobre o tratamento de esgotos domésticos de um sistema alternativo constituído por filtro anaeróbio com recheio de bambu (*Bambusa taloides*) associado a um filtro de areia, encontraram uma porcentagem de remoção de 100,0% de coliformes totais com um tempo de detenção do sistema de 100 dias.

#### **5.1.2 WETLAND HORIZONTAL DE FLUXO SUBSUPERFICIAL**

A Tabela 4 apresenta os valores médios das concentrações com desvio padrão dos atributos físico-químicos e microbiológico da água residuária sem e pós-tratamento do sistema de *wetland* construído, as médias das eficiências percentuais de remoção para os atributos avaliados e o resultado do teste de média t Student pareado a 5% de probabilidade.

Tabela 4 - Resultados dos atributos físico-químicos e microbiológico analisados na água residuária sem e pós-tratamento do sistema de *wetland* construído.

Atributos	Água residuária sem tratamento (média ± DP)	Água residuária pós-tratamento (média ± DP)	Percentual de remoção (%)	Teste T Student (p)
Condutividade ( $\mu\text{S.cm}^{-1}$ )	2066,00 ± 1,0	201,70 ± 0,58	90,20	< 0,0001
pH	7,30 ± 0,07	7,20 ± 0,050	-	0,4241
Sólidos totais ( $\text{mg L}^{-1}$ )	1070,0 ± 1,0	25,30 ± 0,58	97,60	< 0,0001
Turbidez (UNT)	131,00 ± 1,0	4,00 ± 0,06	96,90	< 0,0001
COT ( $\text{mg L}^{-1}$ )	202,00 ± 1,5	25,00 ± 1,0	87,60	< 0,0001
DQO ( $\text{mg L}^{-1}$ )	860,00 ± 0,58	77,00 ± 1,0	91,00	< 0,0001
Nitrogênio Total ( $\text{mg L}^{-1}$ )	37,40 ± 0,45	2,00 ± 0,21	94,70	< 0,0001
Fósforo Total ( $\text{mg L}^{-1}$ )	8,90 ± 0,08	1,40 ± 0,02	84,30	< 0,0001
$\text{K}^+$ ( $\text{mg L}^{-1}$ )	23,00 ± 0,25	4,60 ± 0,05	80,00	< 0,0001
$\text{Ca}^{2+}$ ( $\text{mg L}^{-1}$ )	0,015 ± 0,0004	0,001 ± 0,00065	93,33	0,0005
$\text{Mg}^{2+}$ ( $\text{mg L}^{-1}$ )	20,90 ± 0,46	8,80 ± 0,02	57,90	0,0004
$\text{Ag}^+$ ( $\text{mg L}^{-1}$ )	$8,9 \times 10^{-5} \pm 1,29 \times 10^{-6}$	0,00 ± 0,0	100,0	< 0,0001
$\text{Cu}^{2+}$ ( $\text{mg L}^{-1}$ )	5,20 ± 0,04	2,50 ± 0,03	51,90	< 0,0001
$\text{Pb}^{2+}$ ( $\text{mg L}^{-1}$ )	2,60 ± 0,26	0,00 ± 0,0	100,0	0,0033
$\text{Cl}^-$ ( $\text{mg L}^{-1}$ )	183,50 ± 0,59	21,30 ± 0,83	88,40	< 0,0001
Coliformes Totais (NMP 100 $\text{mL}^{-1}$ )	> 2400	9,30	-	-

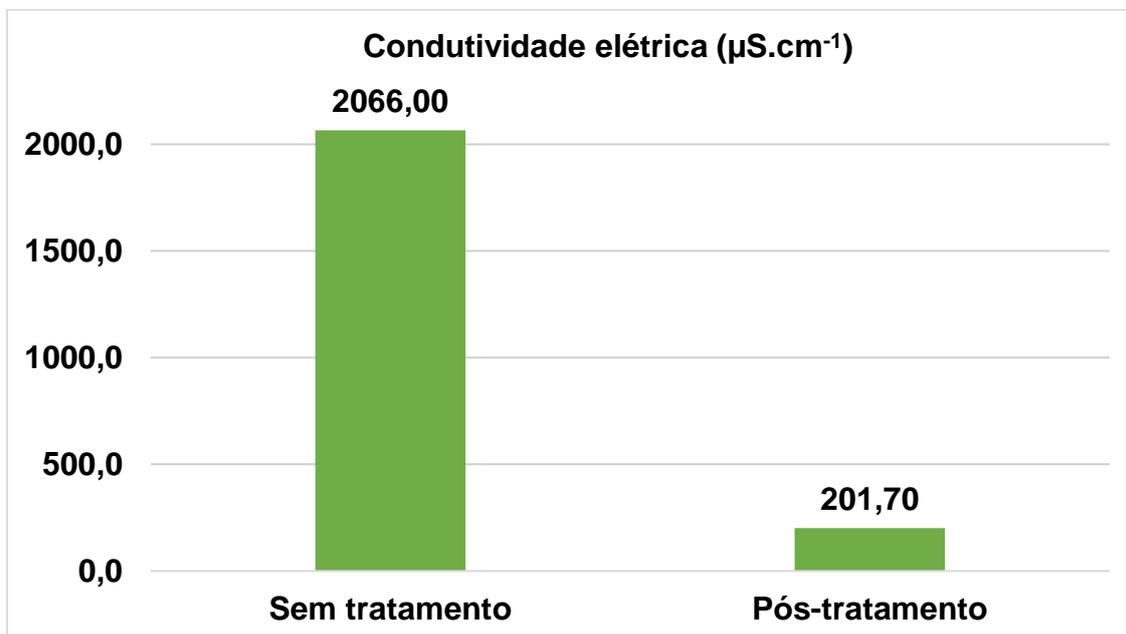
Legenda: UNT- unidade nefelométrica de turbidez; COT- carbono orgânico total; DQO- demanda química de oxigênio; NMP= número mais provável; DP - desvio padrão e p - nível descritivo do teste t pareado da diferença das amostras sem tratamento versus pós-tratamento.

Os dados apresentados na Tabela 4 serão discutidos separadamente a seguir.

### 5.1.2.1 ANÁLISE DE CONDUTIVIDADE ELÉTRICA

Quando comparado os valores médios de condutividade elétrica obtidos para a água residuária sem tratamento de  $2066,00 \mu\text{S.cm}^{-1}$  e pós-tratamento de  $201,70 \mu\text{S.cm}^{-1}$  (Figura 13), notou-se uma redução extremamente significativa ( $p < 0,0001$ ) desse atributo no sistema com uma eficiência percentual de remoção de 90,20% de sólidos iônicos e catiônicos dissolvidos.

Figura 13: Valores médios das concentrações de condutividade elétrica obtidos para a água residuária sem e pós-tratamento.



Legenda: Os valores correspondem à média de 3 determinações.

Essa redução de condutividade elétrica no meio ocorre principalmente por processos de absorção pelas macrófitas dos íons cálcio, magnésio, potássio, cloretos dentre outros presentes no meio, por meio de troca iônica e adsorção pelos substratos.

A Resolução CONAMA 430/2011 não estabelece limites de condutividade elétrica para lançamento de efluentes em corpos receptores de água, porém esse fator deve ser avaliado, pois, altos valores de condutividade elétrica indicam uma grande quantidade de sólidos dissolvidos.

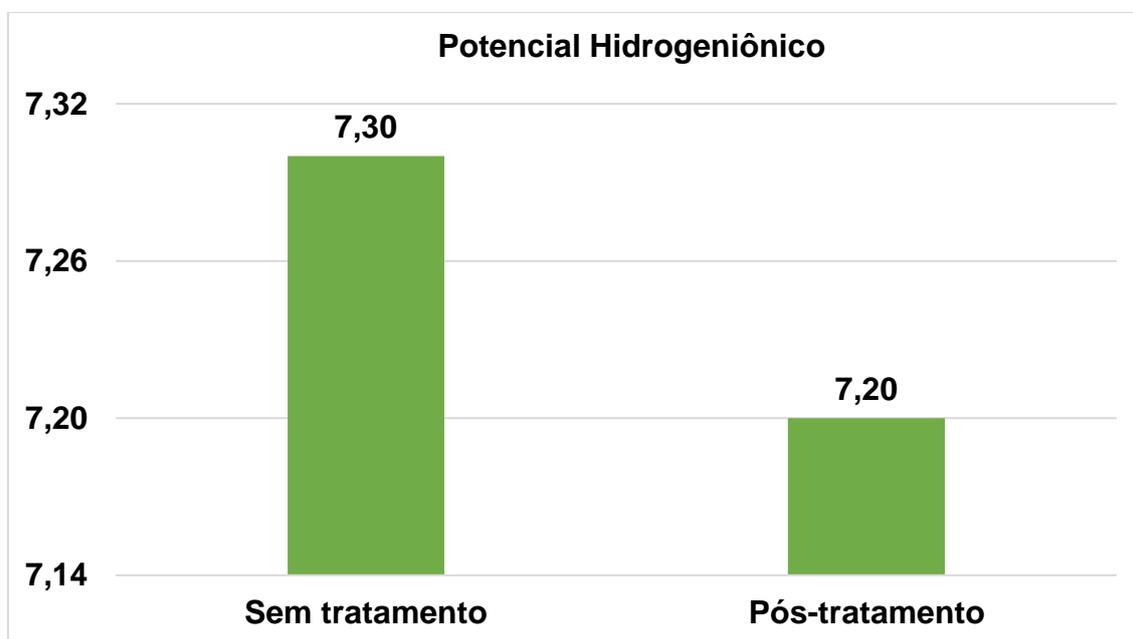
Santos *et al.* (2016) ao avaliar a eficiência de um sistema de tratamento por *wetland* construído aplicado ao efluente de suínos, atribui a redução do valor de condutividade elétrica de 85,0% ao consumo de nutrientes pelas macrófitas que ao absorver os íons presentes no meio, ocorre a liberação dos nutrientes que antes estavam complexados na sua forma iônica com estabilização da matéria orgânica e consequente redução da condutividade elétrica.

#### 5.1.2.2 ANÁLISE DE POTENCIAL HIDROGENIÔNICO

Os valores médios de pH não apresentaram diferença significativa ( $p > 0,05$ ), permanecendo próximos a neutralidade com o valor de 7,30 para água

residuária sem tratamento e 7,20 pós tratamento, conforme verificado no gráfico da Figura 14.

Figura 14: Valores médios de pH obtidos para a água residuária sem e pós-tratamento.



Legenda: Os valores correspondem à média de 3 determinações.

Foi constatado durante o período de estudo que valores próximos a neutralidade garantem um melhor desenvolvimento dos micro-organismos e uma acelerada degradação da matéria orgânica.

Como mencionado anteriormente, segundo a Resolução Conama nº 430/2011 o padrão de lançamento de água residuária tratada em corpos receptores de água devem estar na faixa de pH de 5,0 a 9,0. Todos os resultados obtidos na avaliação desse atributo durante o período de monitoramento encontram-se dentro dos padrões exigidos pela Resolução.

Lohmann (2011) ao estudar sobre a caracterização de uma estação de tratamento de esgoto por *wetland* construído, também observou que não houve diferença significativa entre os valores de pH obtidos (6,60 a 7,50) comparando a entrada e a saída do sistema. Para a autora, o sistema manteve-se tamponado sem sofrer alterações bruscas de pH devido a atividade de micro-organismos como as bactérias heterotróficas e desnitrificantes.

A oxidação da matéria orgânica pelos micro-organismos gera subprodutos como ácido nítrico, gás carbônico e ácido sulfúrico. As substâncias

alcalinas (carbonatos, bicarbonatos e hidróxidos) presentes no meio neutralizam os ácidos mantendo os valores de pH próximos a neutralidade.

Resultados semelhantes ao encontrado nesse estudo foram relatados pelos autores Prata *et al.* 2013 que ao estudar sobre o tratamento de esgoto sanitário em sistemas de *wetlands* construídos encontraram valores de pH próximos a neutralidade com variação de 7,20 a 7,50.

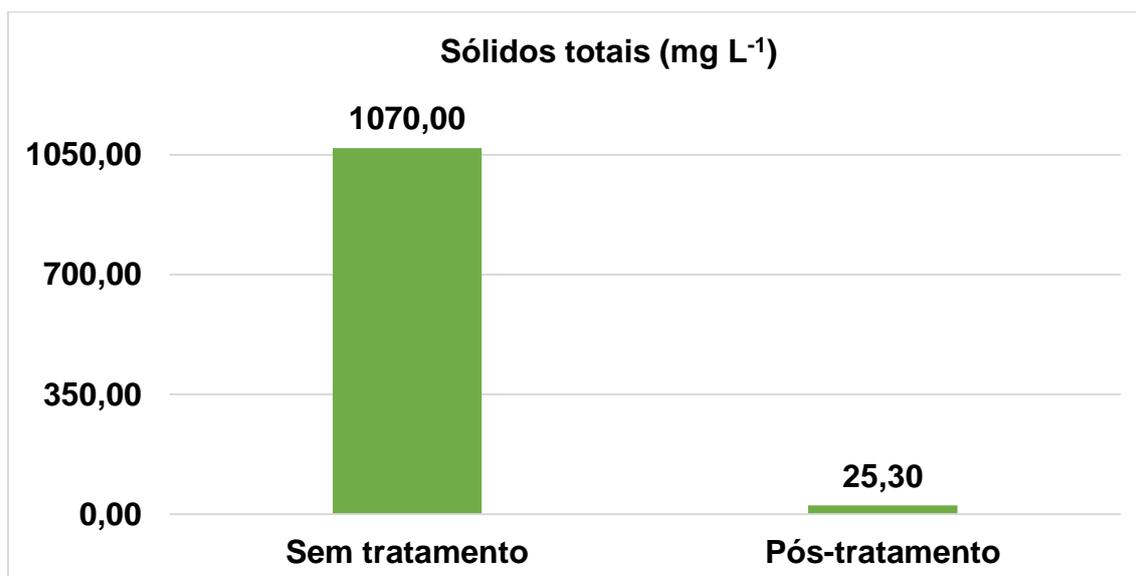
Quege (2011) em estudos realizados sobre o tratamento de esgotos sanitários por *wetlands* construídos encontrou uma variação de pH de 6,70 a 7,30, demonstrando que os valores médios obtidos durante o seu estudo não apresentaram variabilidade significativa. Os valores médios de pH encontrados nesse estudo foram próximos aos relatados pela autora.

### 5.1.2.3 ANÁLISE DE SÓLIDOS TOTAIS

Os sólidos totais correspondem aos sólidos sedimentáveis, dissolvidos e em suspensão, sendo eles orgânicos e inorgânicos.

A remoção percentual de sólidos totais no sistema foi de 97,60%, com obtenção de concentrações médias de 1070,00 mg L<sup>-1</sup> para a amostra de água residuária sem tratamento e 25,30 mg L<sup>-1</sup> pós-tratamento (Figura 15).

Figura 15: Valores médios das concentrações de sólidos totais obtidos para a água residuária sem e pós-tratamento.



Legenda: Os valores correspondem à média de 3 determinações.

Por meio da análise estatística t Student observou-se uma diferença extremamente significativa ( $P < 0,0001$ ) nos resultados obtidos.

A significativa retenção de sólidos totais nos sistemas naturais de tratamento de águas residuárias ocorre principalmente por processos de filtração promovido pelos substratos, sedimentação, precipitação de compostos insolúveis, oxidação pelos micro-organismos, presença de raízes e rizomas desenvolvidas pelas macrófitas atuando como uma barreira de retenção e assimilação pelas mesmas (BRIX, 1997).

Resultado semelhante foi obtido por Dornelas (2008) que ao avaliar um sistema de *wetland* horizontal subsuperficial com pós-tratamento de efluente por reatores, constatou uma eficiência de 91,0% de remoção de sólidos totais.

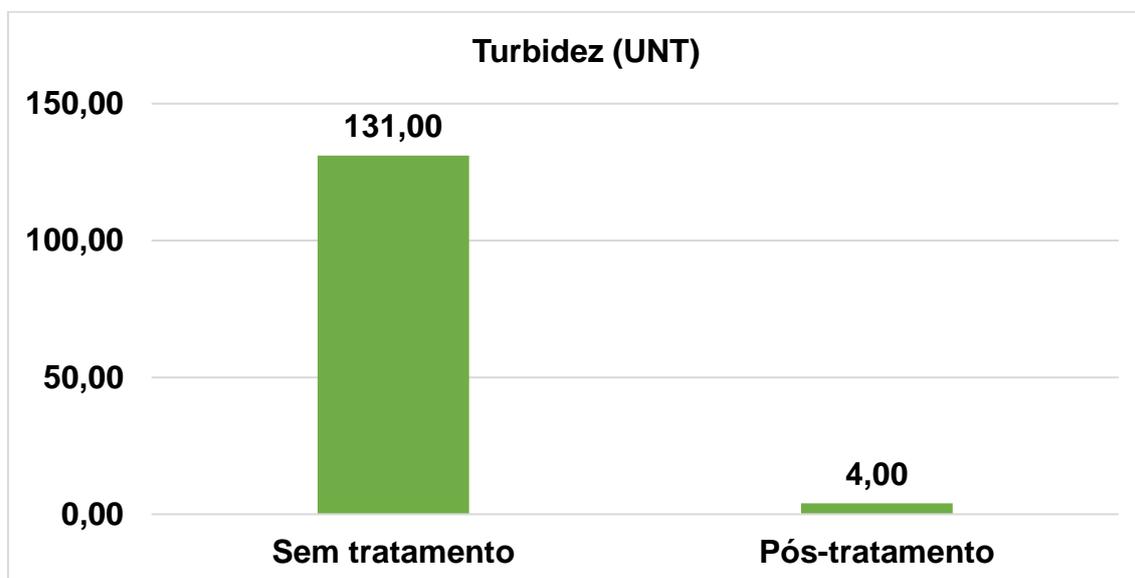
Coleman *et al.* (2001) ao estudarem sobre o tratamento de águas residuárias domésticas utilizando três espécies de macrófitas (*Juncus*, *Scirpus* e *Typha*) em um sistema de *wetland* construído relataram uma eficiência de 78,0% de remoção de sólidos totais para a espécie *Scirpus*, sendo que esta espécie teve a maior porcentagem obtida dentre as três espécies estudadas. Através deste estudo foi observado que a escolha da espécie de macrófita é extremamente importante, levando-se em consideração a característica da água residuária a ser tratada.

Pitaluga (2011) em seu estudo sobre a avaliação de diferentes substratos (areia, brita 1 e brita 0) utilizados no tratamento de esgoto sanitário por *wetland* construído obteve uma eficiência de 80,40% de remoção de sólidos totais contabilizando um tempo de detenção de 135 dias.

#### **5.1.2.4 ANÁLISE DA TURBIDEZ**

Foi observado uma eficiência percentual de remoção de turbidez de 96,90% demonstrando a grande eficiência do sistema de *wetland* construído na retenção de sólidos suspensos contidos na água residuária. Os valores encontrados para as amostras de água residuária sem tratamento de 131,00 NTU e pós-tratamento de 4,00 NTU foram considerados extremamente significantes ( $P < 0,0001$ ) conforme verificado na Figura 17.

Figura 17: Valores médios de turbidez obtidos para a água residuária sem e pós-tratamento.



Legenda: Os valores correspondem à média de 3 determinações.

A remoção de turbidez em águas residuárias está diretamente relacionada com o processo de filtração, ou seja, com a capacidade de retenção de sólidos pelos substratos e com a atividade microbiana. O processo de filtração por sua vez, está relacionado com a porosidade do meio filtrante, quanto maior o índice de vazios existentes no sistema, maior será a retenção de sólidos e menor será a turbidez da água residuária.

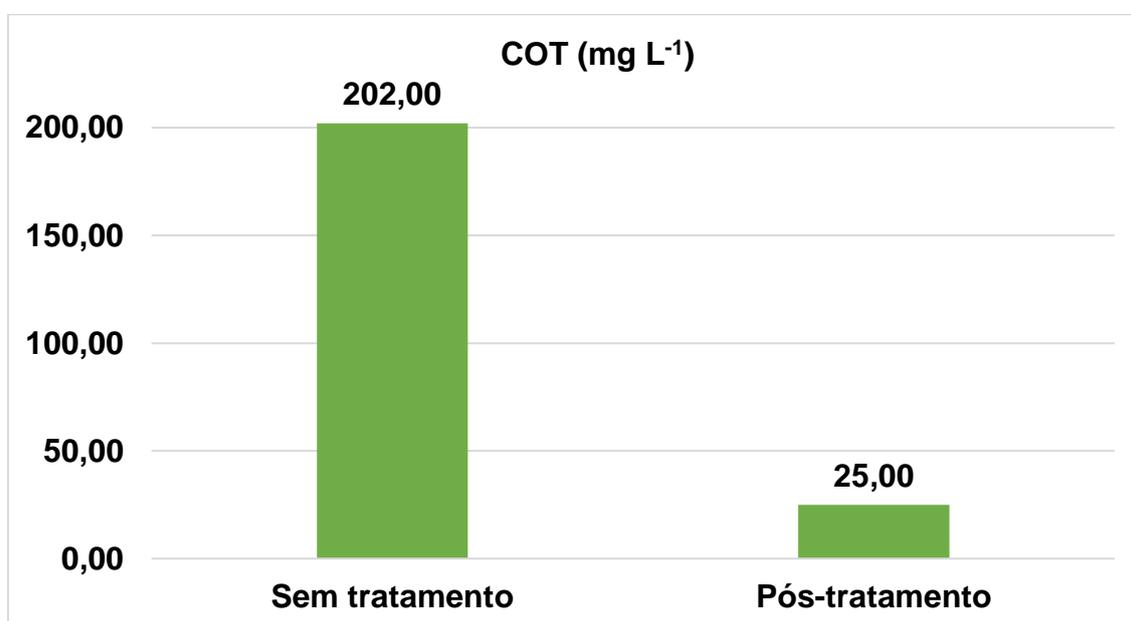
Resultados similares ao obtido nesse estudo foram encontrados por Stiegemeier (2014), que ao avaliar um sistema de *wetland* construído no polimento do efluente da indústria frigorífica de aves, encontrou uma redução na turbidez do efluente com uma variação de 83,24 a 96,65%, com uma média de 92,32% ao longo das análises.

Ormonde (2012) ao estudar a avaliação de *wetlands* construídos no pós-tratamento de efluente de lagoa de maturação com diversas espécies de vegetais, encontrou uma porcentagem de eficiência de remoção que variou de 92,40% a 95,40%, valor semelhante ao encontrado nesse estudo.

### 5.1.2.6 ANÁLISE DE CARBONO ORGÂNICO TOTAL

A determinação de carbono é um importante atributo para indicar a presença de matéria orgânica carbonácea na água residuária a ser analisada. Houve uma redução na concentração média de carbono orgânico total presente no sistema de 202,00 mg L<sup>-1</sup> para 25,00 mg L<sup>-1</sup> (Figura 18) entre as amostras de água residuária sem e pós-tratamento. O valor obtido foi considerado extremamente significativo ( $P < 0,0001$ ) com uma eficiência percentual de 87,60% de remoção matéria orgânica carbonácea.

Figura 18: Valores médios das concentrações de carbono orgânico total obtidos para a água residuária sem e pós-tratamento.



Legenda: Os valores correspondem à média de 3 determinações.

Em alguns processos de tratamento, essa redução de matéria orgânica carbonácea ocorre por adsorção pelos substratos e pela ação dos micro-organismos presentes no meio.

Os micro-organismos possuem a propriedade de se organizarem em uma unidade estrutural denominada de floco. Os flocos representam uma estrutura heterogênea que contém a matéria orgânica adsorvida, material inerte do esgoto, material microbiano produzido e células vivas e mortas dos micro-organismos. Os flocos formados no meio se concentram e são separados do líquido pelo simples mecanismo físico de sedimentação. Esta separação permite que o efluente final seja clarificado com concentrações reduzidas de matéria

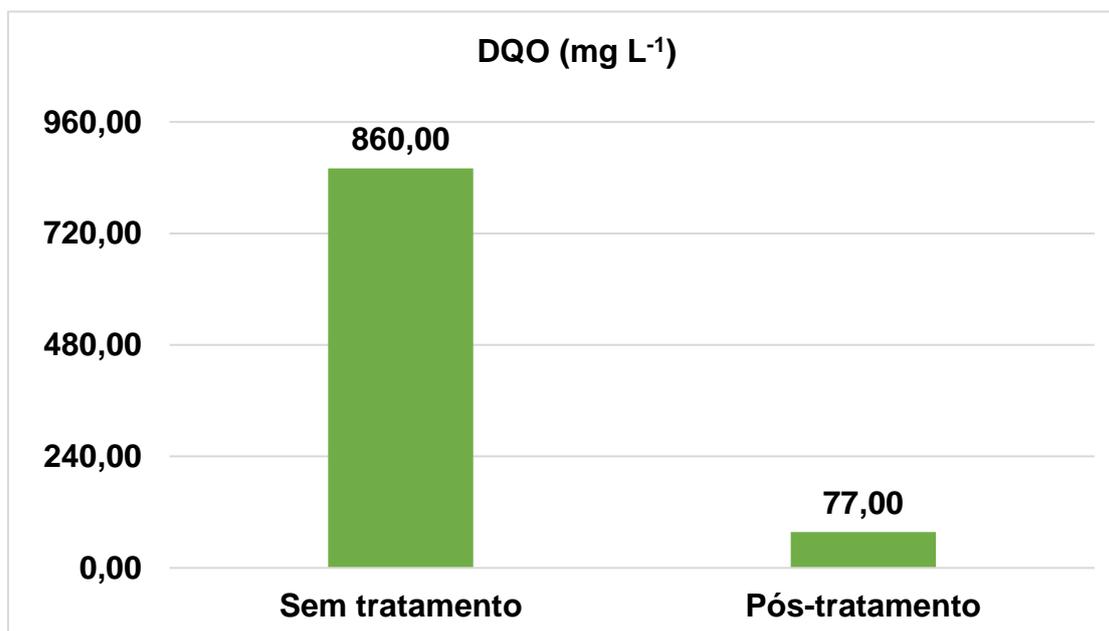
orgânica suspensa. A qualidade do efluente final é, portanto, caracterizada por baixos valores de DBO, DQO e COT solúvel e suspenso (SPERLING, 2007a).

Andrade (2015) ao avaliar um sistema de tratamento de águas residuárias por *wetland* construído com etapa aerada, encontrou uma concentração média de matéria orgânica, em termos de COT, igual a 374,00 mg/L para o afluente, e valores finais entre 41,00 e 50,00 mg/L para o efluente, representando uma eficiência de até 89,0% de remoção de matéria orgânica. O valor de eficiência encontrado pelo autor foi semelhante ao encontrado nesse estudo.

### 5.1.2.7 ANÁLISE DE DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO

A média percentual de remoção de demanda química de oxigênio no sistema foi de 91,0%. A variação das concentrações obtidas para a água residuária sem de 860,00 mg L<sup>-1</sup> e pós-tratamento de 77,00 mg L<sup>-1</sup> foi considerada extremamente significativa ( $P < 0,0001$ ) (Figura 19).

Figura 19: Valores médios das concentrações de demanda química de oxigênio obtidos para a água residuária sem e pós-tratamento.



Legenda: Os valores correspondem à média de 3 determinações.

Estes resultados eram esperados já que o COT e a DQO medem a matéria orgânica presente nas águas residuárias e os mesmos princípios de comportamento e remoção dentro das *wetlands* construídos são aplicados a eles.

Zurita; Anda e Belmont (2009) ao analisarem dois leitos de *wetlands* construídos de fluxo horizontal subsuperficial encontraram uma diferença significativa de remoção de DQO ( $p=0,0194$ ) com uma eficiência de remoção de matéria orgânica de 75,0 a 77,0%.

Berté; Gregori e Thomé (2005) ao avaliarem a eficiência de uma estação de tratamento de efluente da Universidade de Passo Fundo, encontraram uma porcentagem de remoção de matéria orgânica em termos de DQO de 94,52%, valor próximo ao encontrado nesse estudo.

Lohmann (2011) ao avaliar diferentes sistemas de tratamento de águas residuárias, sendo 3 sistemas de *wetland* construído utilizando como substrato brita e 3 sistemas de filtros de areia, encontrou uma remoção média total de DQO de 57,58% com porcentagens máxima de 90,0% para os sistemas de *wetland* construído e mínima de 26,76% para os filtros de areia. Foi observado no estudo que o leito contendo o substrato brita propiciou a maior porcentagem de redução de DQO, não havendo influência da macrófita na remoção desse atributo no sistema. Vale salientar que no período de estudo as plantas não se desenvolveram satisfatoriamente, o que levou a autora a concluir que a remoção de DQO depende dos substratos utilizados no sistema.

Da mesma forma Zanella (2008) observou em seu estudo que o material de preenchimento utilizado nos *wetlands* construídos tem importância fundamental na remoção de DQO. Ao avaliar a combinação de diversos substratos e suas vegetações, o autor concluiu que o leito contendo brita e papiro apresentou uma maior porcentagem de eficiência de remoção no valor de 82,60%, visto que as plantas não apresentaram um bom desenvolvimento no período de estudo.

#### **5.1.2.8 MACRONUTRIENTES**

Segundo Brix (1997) a quantificação de macronutrientes (nitrogênio, fósforo, cálcio, magnésio, potássio) nas águas residuárias que são submetidas ao tratamento por sistemas de *wetlands* construídos são importantes, pois, as macrófitas presente nos sistemas requerem nutrientes para o seu crescimento e reprodução. As macrófitas enraizadas absorvem nutrientes principalmente

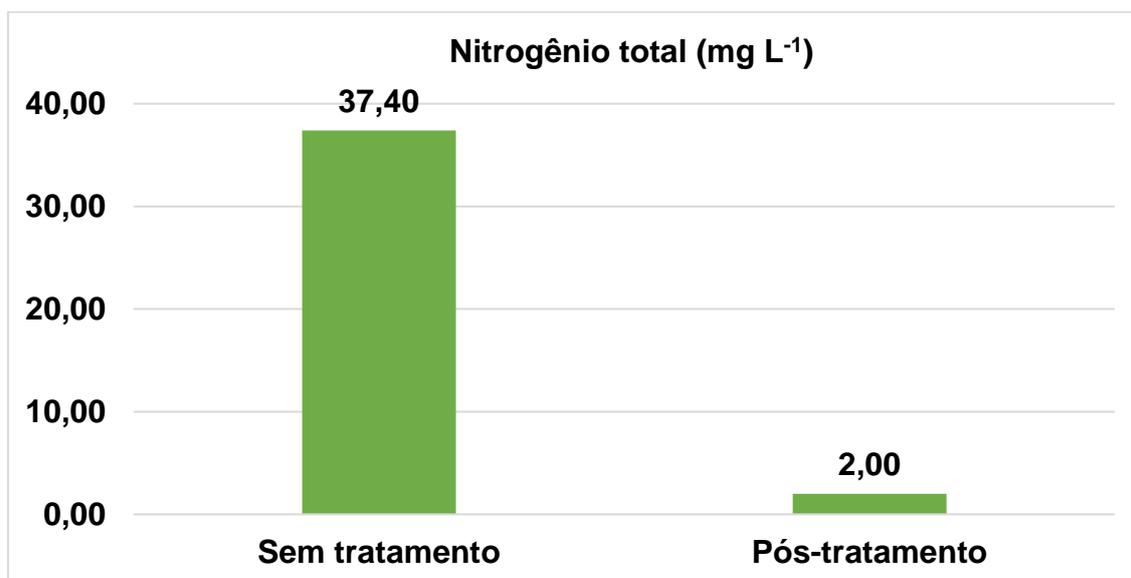
através dos seus sistemas radiculares. Alguma absorção ocorre também por meio de hastes e folhas imersas da água circundante.

No presente estudo foi necessário quantificar o teor desses elementos, visto que, algumas mudas da macrófita *Zantedeschia aethiopica* não estavam se desenvolvendo. Foi necessário avaliar se existiam nutrientes suficiente para a planta absorver e se desenvolver.

#### 5.1.2.8.1 ANÁLISE DE NITROGÊNIO TOTAL

A média de eficiência percentual de remoção de nitrogênio total no sistema foi de 94,70%. Houve uma redução na concentração de nitrogênio total na água residuária sem e pós-tratamento de 37,40 mg L<sup>-1</sup> para 2,00 mg L<sup>-1</sup> (Figura 20), sendo esses valores obtidos considerados extremamente significante ( $P < 0,0001$ ) de acordo com o teste estatístico T Student.

Figura 20: Valores médios das concentrações de nitrogênio obtidos para a água residuária sem e pós-tratamento.



Legenda: Os valores correspondem à média de 3 determinações.

Para o lançamento de nitrogênio total, a Resolução CONAMA 430/2011 e o Decreto Goiano nº 1745 de 1979, não fazem restrições para efluentes lançados por sistemas de tratamento de esgoto. Porém, essa mesma resolução define que o órgão ambiental competente poderá estabelecer limites para o lançamento desse nutriente em corpos receptores de água com registro de floração de cianobactérias em trechos onde ocorra captação de água para abastecimento. Desta forma a legislação não obriga o controle desse atributo no lançamento em

corpos receptores de água, mas é bem rígida quanto aos impactos que o mesmo pode causar quando lançado no ambiente sem o devido tratamento.

Segundo Greenway (2004), os principais processos microbianos que ocorrem em *wetlands* construídos para a remoção e transformação do nitrogênio são amonificação, nitrificação, volatilização, adsorção, troca iônica e desnitrificação, conforme descrito no item 2.5.8.

A amonificação da matéria orgânica morta ocorre sob condições aeróbicas e anaeróbicas. Os íons amônio são removidos do sistema por meio da assimilação por plantas e algas, ou nitrificados em condições aeróbicas por bactérias nitrificantes em nitritos e nitratos. Estes nitratos podem então ser absorvidos diretamente pelas raízes das plantas. O processo de desnitrificação ocorre sob condições anaeróbicas, geralmente em sedimentos mais profundos. Os nitratos são reduzidos a nitrogênio gasoso que se difunde na água e é finalmente perdido na atmosfera. O nitrogênio também é absorvido pelas plantas e incorporado à biomassa.

Segundo Brix (1995), o oxigênio necessário para a nitrificação é fornecido diretamente da atmosfera através da superfície da água ou dos sedimentos, ou por vazamento das raízes das plantas. A oxigenação é frequentemente o passo limitante para a remoção de nitrogênio e, portanto, o projeto da área úmida, o tipo e a composição da água residuária influenciarão na remoção de nitrogênio.

Prata *et al.* (2013) ao avaliarem quatro sistemas de *wetlands* construídos no tratamento de esgoto sanitário após ser submetido ao tratamento primário por tanque séptico, tendo a brita 0 como meio suporte e o lírio amarelo (*Hemerocallis flava*) como macrófita, obtiveram a maior eficiência média de remoção de nitrogênio total de 52,40% com um tempo de detenção de 99 dias. Os autores observaram que quanto maior o tempo de detenção do sistema, maior será a remoção de nitrogênio.

Pitaluga (2011) ao avaliar a eficiência e o comportamento de três substratos (areia lavada, brita 0 e brita 1) no tratamento de esgoto sanitário em um sistema de *wetland* construído na Universidade Federal de Goiás, alcançou a eficiência média percentual de 56,20% (areia), 57,90% (brita 0) e 59,20% (brita 2) para o atributo de nitrogênio total. Não houve diferença significativa entre os

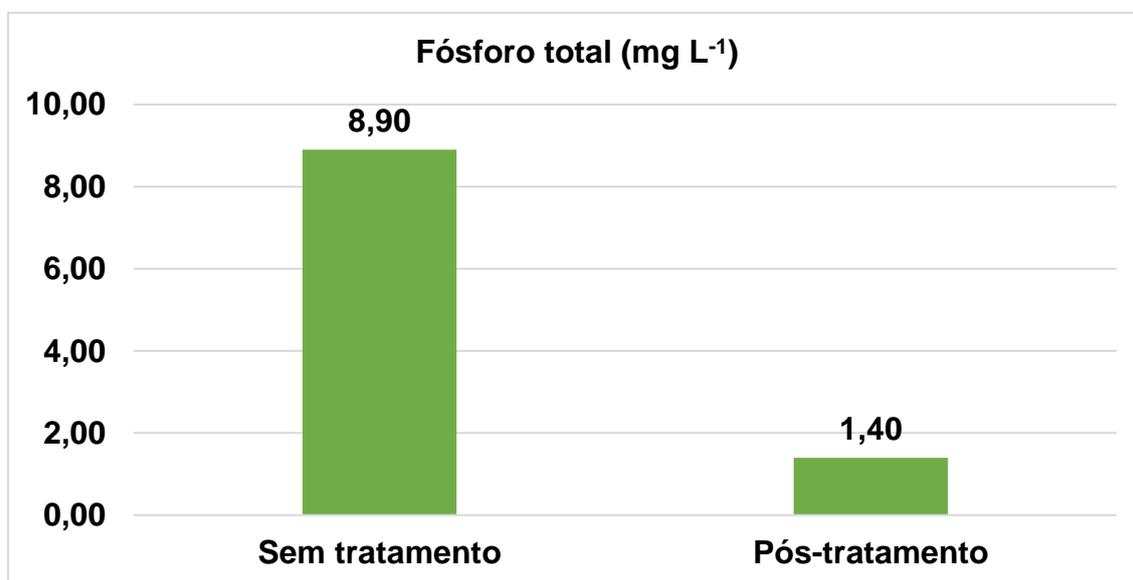
tratamentos para este atributo. No presente estudo, foi obtido uma porcentagem de remoção maior. Vale salientar que o autor utilizou um único tipo de substrato em cada leito estudado obtendo assim uma eficiência menor. Nesse estudo foram utilizados três substratos (areia, brita 0 e brita 1) juntamente com a macrófita *Zantedeschia aethiopica*.

#### 5.1.2.8.2 ANÁLISE DE FÓSFORO TOTAL

Como citado anteriormente no tópico 5.1.2.8.1 assim como o nitrogênio, para o lançamento de fósforo total a Resolução CONAMA 430/2011 e o Decreto Goiano nº 1745 de 1979 não fazem restrições para efluentes lançados por sistemas de tratamento de esgoto.

Para as análises de fósforo total observou-se que houve uma redução na concentração média do sistema de *wetland* construído de 8,90 mg L<sup>-1</sup> na água residuária sem tratamento para 1,40 mg L<sup>-1</sup> pós tratamento (Figura 39). Essa redução de fósforo total no sistema foi considerada extremamente significativa ( $P < 0,0001$ ) com uma porcentagem de remoção de fósforo de 84,30%.

Figura 21: Valores médios das concentrações de fósforo obtidos para a água residuária sem e pós-tratamento.



Legenda: Os valores correspondem à média de 3 determinações.

A redução de fósforo nos sistemas de *wetlands* construídos ocorre, principalmente, por processos de adsorção e precipitação utilizando substratos ricos em ferro, alumínio, cálcio e magnésio, assimilação pelas raízes das

macrófitas, filtração promovidos pela brita e areia e remoção do fosfato inorgânico pela ação dos micro-organismos por meio da conversão desse íon em biomassa microbiana orgânica (GREENWAY, 2004).

No processo de adsorção de fósforo, as britas utilizadas no sistema de *wetland* construído, provenientes de britagem do carbonato de cálcio, contendo o cálcio como um dos principais ligantes que promovem a sorção de fósforo, podem formar diferentes precipitados, por exemplo, fosfato de cálcio ( $\text{Ca}_3(\text{HPO}_4)_2$ ), fosfato dicálcico ( $\text{CaHPO}_4$ ), fosfato tricálcico ( $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$ ) ocasionando a redução do fósforo no sistema.

Ucker; Almeida e Kemerich (2012) em seu trabalho sobre remoção de nitrogênio e fósforo do esgoto sanitário em um sistema de alagados construídos utilizando leitos com diferentes níveis de esgoto contendo o capim vetiver realizado na Universidade Federal de Goiás, encontraram valores médios de porcentagem de eficiência de remoção que variaram de 44,60% a 90,50%. Foi observado pelos autores que onde havia a presença de plantas a eficiência de remoção foi maior comparado com os módulos sem a presença da planta. A remoção de fósforo total foi de 90,50% para a unidade plantada com o esgoto mantido a 0,05 m da superfície e de 70,20% para a unidade plantada com o esgoto mantido a 0,25 m da superfície, que diferiram estatisticamente entre si. Nos módulos sem a presença da planta os valores foram mais baixos, com 44,30% de remoção nos módulos de tratamento para a unidade sem planta com o esgoto mantido a 0,05 m da superfície e 44,60% de remoção nos módulos de tratamento para a unidade sem planta com o esgoto mantido a 0,25 m da superfície, que não diferiram estatisticamente entre si, mas diferiram dos demais tratamentos.

Vohla *et al.* (2011) ao fazer uma revisão sobre diversos materiais filtrantes utilizados para a remoção de fósforo das águas residuárias por *wetlands* construídos, relataram que os sistemas onde se utilizam a brita e areia como substrato, os principais mecanismos de remoção de P são reações de adsorção e precipitação com Ca, Al e Fe, mas também, como em todos os meios, a assimilação por micro-organismos e pelas plantas podem desempenhar um papel notável. Nos níveis de pH superiores a 6,0, as reações são uma combinação de adsorção a óxidos de ferro e alumínio e precipitação com fosfatos

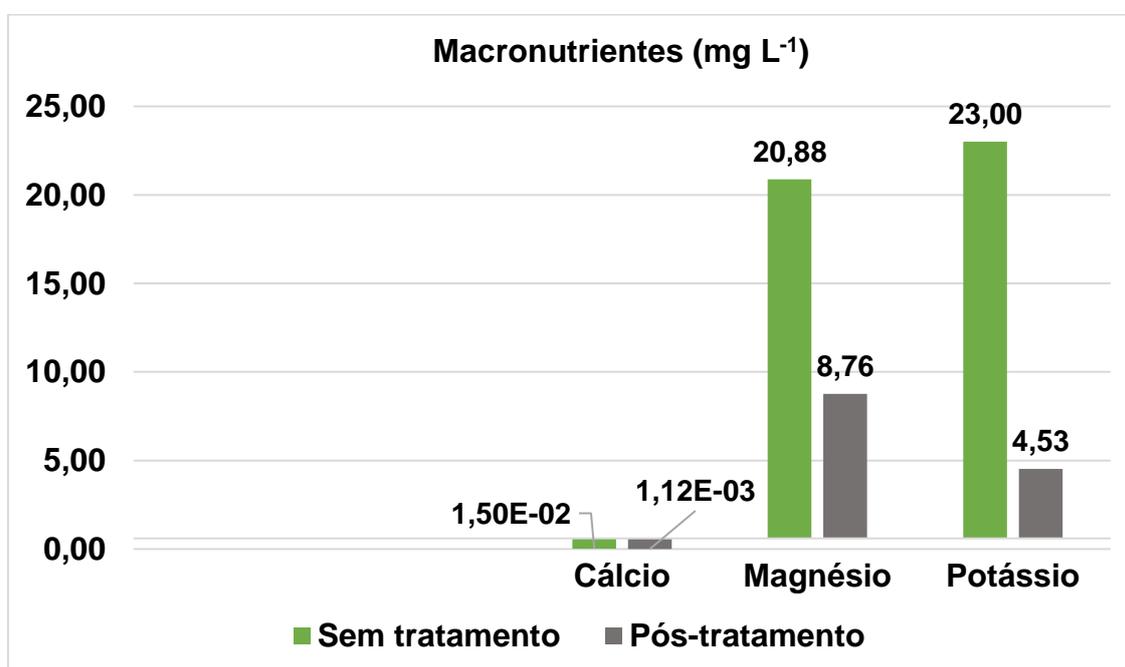
de cálcio solúveis. Em níveis mais baixos de pH, a precipitação com ferro e fosfatos de alumínio torna-se cada vez mais importante.

### 5.1.2.8.3 ANÁLISE DE CÁLCIO, MAGNÉSIO E POTÁSSIO

Os macronutrientes cálcio, magnésio e potássio são elementos essenciais para o crescimento das macrófitas, do desenvolvimento dos micro-organismos, sendo o potássio, depois do nitrogênio, o elemento mais exigido pelas macrófitas para o seu desenvolvimento. Além disso, o cálcio e o magnésio são dois dos principais elementos responsáveis pela dureza permanente da água.

A maior média de eficiência percentual de remoção desses elementos no sistema de *wetland* construído foi obtida para o elemento cálcio com 93,33%, devido a sua concentração de entrada ter sido muito baixa, seguido do potássio com 80,0% e a menor para o magnésio com 57,90%. As concentrações de entrada e saída no sistema podem ser verificadas na Figura 22.

Figura 22: Valores médios das concentrações de cálcio, magnésio e potássio obtidos para a água residuária sem e pós-tratamento.



Legenda: Os valores correspondem à média de 3 determinações.

A redução desses macronutrientes no sistema de *wetland* construído ocorre, principalmente, quando absorvidos por plantas ou micro-organismos como nutrientes para o seu desenvolvimento, por reações de precipitação,

principalmente, na forma de hidróxidos, sulfatos e carbonatos adsorção pelos substratos e por processos de troca catiônica que ocorre no meio.

No processo de remoção por adsorção, as cargas positivas dos íons se ligam aos sítios carregados negativamente na superfície do substrato presentes na água residuária ou na própria planta.

No processo de troca iônica, um íon presente na solução é trocado por um íon com carga semelhante ligado a uma partícula sólida imóvel. É representada pela capacidade de conter cátions que podem ser substituídos pelos macronutrientes sódio ( $\text{Na}^+$ ), potássio, cálcio e magnésio. Possui correlações positivas com a incorporação de  $\text{NH}_4^+$  e alguns elementos traços como o cobre e o chumbo. A seletividade dos metais nos locais de troca iônica ocorre na seguinte ordem:  $\text{Na}^+ > \text{K}^+ > \text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+}$  (YANG *et al.*, 2018).

Souza *et al.* (2015) ao estudarem sobre a eficiência de uma estação de tratamento de esgoto doméstico utilizando um sistema de *wetland* com cultivo de *Zantedeschia aethiopica*, visando reuso agrícola, encontraram uma porcentagem de remoção de 23,0% de cálcio.

Hussar *et al.* (2004) ao avaliarem o desempenho do uso de leitos cultivados de vazão subsuperficial na remoção de macronutrientes de efluentes de tanques de piscicultura reportaram um percentual de remoção de cálcio que variou 6,45% a 46,88%, verificando-se uma remoção média de 26,30%.

Vymazal (2010) ao estudar sobre a eficiência de remoção de metais em um sistema de *wetland* horizontal subsuperficial utilizando as macrófitas caniço-de-água (*Phragmites australis*) e capim amarelo (*Phalaris arundinacea*) encontrou um aumento na concentração final de magnésio no sistema, não sendo possível determinar a eficiência de remoção do metal. Dornelas (2008) da mesma forma não conseguiu determinar a eficiência de remoção do magnésio devido ao aumento da concentração do metal no efluente em estudo.

Dornelas (2008) ao avaliar o desempenho de dois sistemas de *wetland* de fluxo horizontal subsuperficial, sendo uma unidade não plantada e outra utilizando a taboa (*Typha latifolia*) como macrófita encontrou uma redução de potássio de 10,70% para a unidade plantada e 4,60% para a unidade não

plantada. Pelos resultados o autor observou a importância da macrófita na absorção do elemento potássio pelo sistema.

Prata *et al.*, (2013) alcançaram uma máxima remoção de potássio de 22,40%. De acordo com o autor, a remoção desse nutriente foi considerada baixa devido ao tempo de detenção do sistema (6 meses) que foi insuficiente para que proporcionasse a remoção desse elemento no sistema pelas raízes das macrófitas.

Souza *et al.* (2015) ao estudarem sobre a eficiência de uma estação de tratamento de esgoto doméstico utilizando um sistema de *wetland* construído com cultivo de *Zantedeschia aethiopica* visando reuso agrícola encontrou um valor de 21,50 mg L<sup>-1</sup> de potássio no afluente com uma eficiência de remoção de 10,0%. O resultado de entrada de 23,00 mg L<sup>-1</sup> encontrado nesse estudo foi próximo ao encontrado pelo autor, porém, com uma porcentagem de eficiência maior utilizando a mesma espécie de macrófita.

#### **5.1.2.9 DETERMINAÇÃO DE ELEMENTOS TRAÇOS**

Os principais mecanismos de remoção de elementos traços em sistemas de *wetlands* construídos ocorre por processos de sedimentação, absorção pelas raízes das macrófitas e pela ação microbiana, onde bactérias oxidantes de metais na zona aeróbica e bactérias redutoras de sulfato nas zonas anaeróbicas causam a precipitação de óxidos metálicos e sulfetos e adsorção dos íons nos substratos. A escolha dos elementos traços analisados no presente estudo baseou-se nos principais reagentes utilizados nas aulas ministradas nos laboratórios da Universidade.

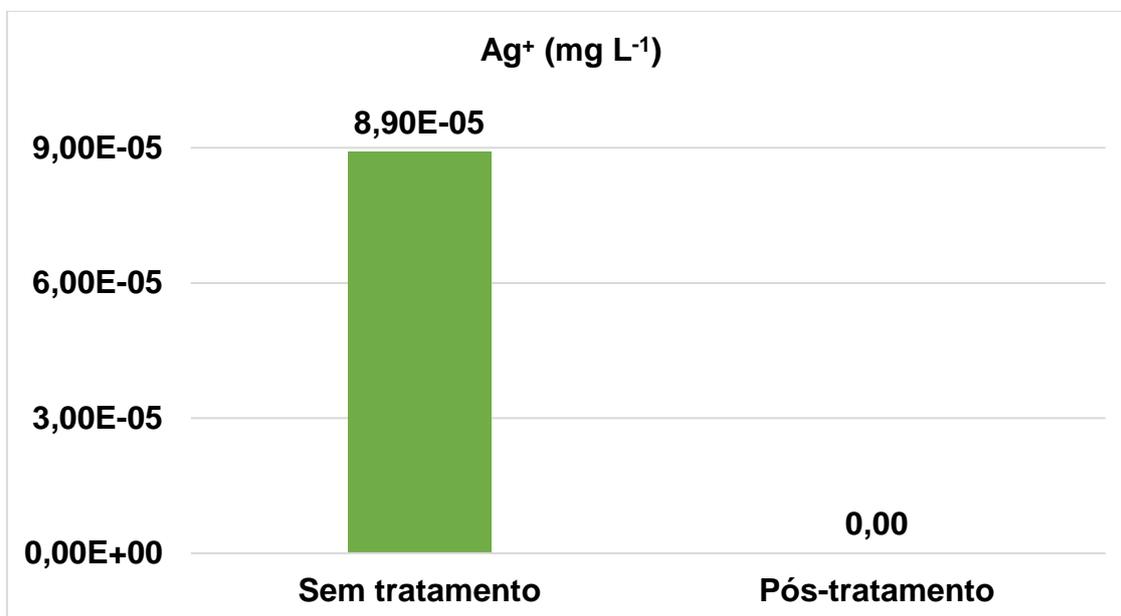
##### **5.1.2.9.1 ANÁLISE DE PRATA**

A resolução CONAMA 430/2011 estabelece como padrão de lançamento de efluente em corpos receptores de água um valor máximo de 0,10 mg L<sup>-1</sup> de prata total.

A concentração de Ag<sup>+</sup> encontrada de 8,90 x 10<sup>-5</sup> mg L<sup>-1</sup> para a água residuária sem tratamento encontra-se muito abaixo dos limites preconizado na resolução, demonstrando que a amostra de entrada no sistema possuía somente traços desse elemento, o que justificou uma elevada porcentagem de remoção

do metal no sistema dentro dos limites de detecção da técnica volumétrica utilizada (Figura 23).

Figura 23: Valores médios das concentrações de prata obtidos para a água residuária sem e pós-tratamento.



Legenda: Os valores correspondem à média de 3 determinações.

Resultados semelhantes ao presente estudo foram obtidos por Auvinen *et al.* (2016) que ao avaliarem a eficiência de remoção de  $\text{Ag}^+$  no sistema de *wetlands* construído, utilizando a macrófita junco e os substratos areia e brita, relataram uma porcentagem de 100,0% de redução do elemento no sistema.

Foi observado pelos autores que a remoção total de  $\text{Ag}^+$  no sistema ocorreu pela formação do biofilme nas raízes das macrófitas e pela adsorção do metal nos substratos. Os autores relataram ainda que as macrófitas possuem a capacidade de oxidar a raiz da zona de transporte de oxigênio para o rizoma dos brotos e desse modo causar a oxidação dos metais.

Odinga *et al.* (2013) encontraram uma porcentagem de remoção de  $\text{Ag}^+$  de 75,90%, com um tempo de detenção do sistema de 5 meses. Foi observado pelos autores que o mecanismo de absorção de elementos traços depende das espécies das plantas, propriedades do meio, dos mecanismos de absorção, da biodisponibilidade do metal e das propriedades químicas do contaminante.

Cunha (2006) encontrou uma concentração de prata abaixo do limite de quantificação não sendo possível calcular a taxa de remoção para o elemento no sistema.

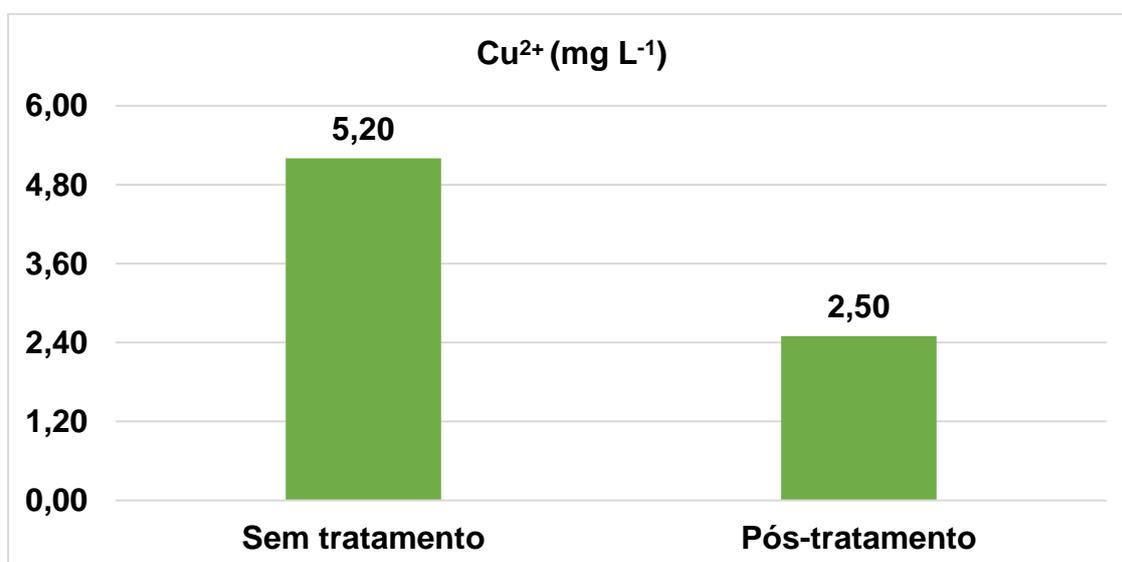
#### 5.1.2.9.2 ANÁLISE DE COBRE

Toda fonte de esgoto possui baixas concentrações de cobre provenientes do metabolismo humano, porém, a elevada concentração de  $5,20 \text{ mg L}^{-1}$  de  $\text{Cu}^{2+}$  encontrada na água residuária da Universidade em estudo, pode ter como origem as tubulações que sofreram corrosão e o descarte proveniente dos laboratórios de ensino e pesquisa.

A resolução CONAMA 430/2011 estabelece como padrão de lançamento de efluente em corpos receptores de água um valor máximo de  $1,00 \text{ mg L}^{-1}$  de  $\text{Cu}^{2+}$  dissolvido. O resultado da concentração de  $5,20 \text{ mg L}^{-1}$   $\text{Cu}^{2+}$  para a água residuária sem tratamento está fora dos limites preconizado na resolução.

A redução da concentração de  $\text{Cu}^{2+}$  na água residuária sem e pós-tratamento de  $5,20 \text{ mg L}^{-1}$  para  $2,5 \text{ mg L}^{-1}$  (Figura 24) foi considerada extremamente significativa ( $P < 0,0001$ ) com uma eficiência percentual de remoção de  $\text{Cu}^{2+}$  de 51,90%. Resultados similares a esse estudo foram encontrados pelos autores Yeh; Chou e Pan (2009) ao relatarem uma porcentagem de remoção de 56,0% de  $\text{Cu}^{2+}$ .

Figura 24: Valores médios das concentrações de cobre obtidos para a água residuária sem e pós-tratamento.



Legenda: Os valores correspondem à média de 3 determinações.

A redução de  $\text{Cu}^{2+}$  nas águas residuárias é importante, uma vez que esse metal quando presente em altas concentrações, inibe o desenvolvimento das macrófitas, dos micro-organismos e reduz a degradação da matéria orgânica presente no sistema.

Os principais mecanismos de redução nos sistemas de *wetlands* construído ocorre devido aos processos de precipitação na forma de hidróxidos, carbonatos e sulfetos, oxidação pelos micro-organismos, adsorção pelos substratos, assimilação pelas macrófitas e formação de complexos com a matéria orgânica presente no meio.

A oxidação de  $\text{Cu}^{2+}$  mediada por micro-organismos, seguida pela precipitação subsequente de hidróxido de cobre II ( $\text{CuOH}$ )<sub>2</sub>, é considerada o mecanismo mais importante de remoção de cobre em *wetlands* construído tratando águas residuárias ricas em metais. Mecanismos de oxidações similares ocorrem para muitos outros metais, incluindo níquel, ferro, chumbo, zinco, prata e ouro.

Vários metais, incluindo cobre e o chumbo, ligam-se facilmente à matéria orgânica; mas com o tempo, a matéria orgânica pode se biodegradar e eventualmente liberar metais adsorvidos. Sulfetos e carbonatos se combinam com esses metais para formar compostos relativamente insolúveis. Arsênio, cobre, chumbo e zinco formam compostos sulfurados altamente insolúveis (LEE e SCHOLZ, 2006).

Cortes *et al.* (2012) ao avaliarem a remoção de elementos traços em águas residuárias de suínos usando um sistema de *wetlands* construído com fluxo horizontal subsuperficial, encontraram uma variação de porcentagem de remoção de  $\text{Cu}^{2+}$  de 50,0% a 100,0%. De acordo com os autores, a porcentagem de eficiência é influenciada por fatores como o tipo de espécie de macrófita utilizada no sistema, a capacidade de adsorção do substrato e o tempo de detenção.

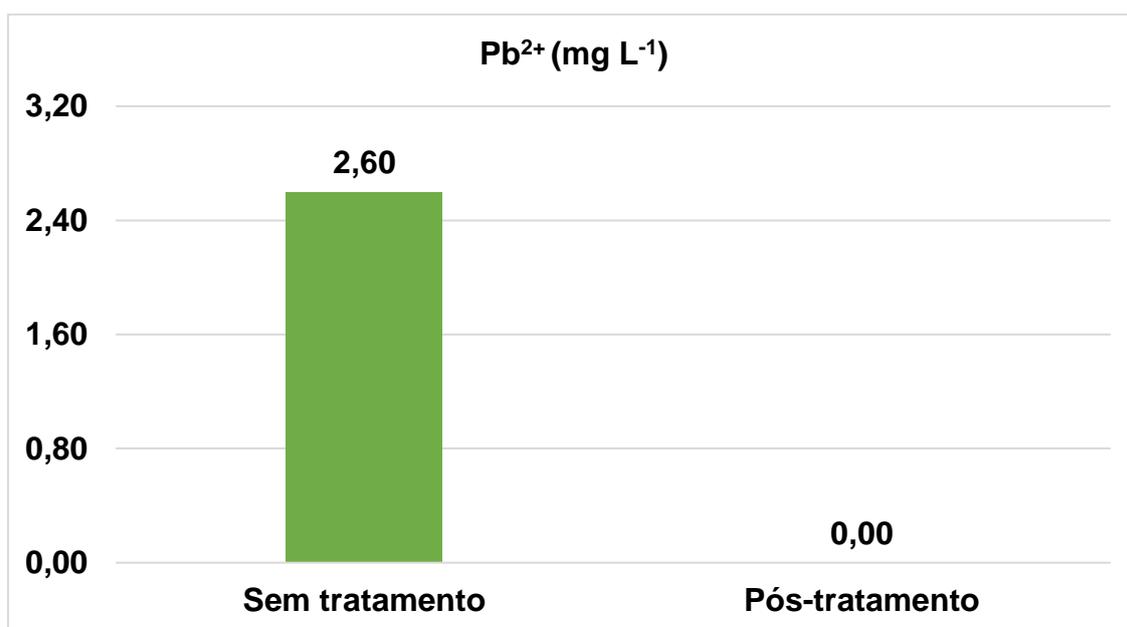
Yadav *et al.* (2012), ao estudarem sobre a remoção de elementos traços em sistemas de *wetlands*, encontraram uma porcentagem de remoção de 79,20% utilizando brita como substrato, assim como Vymazal (2010) obteve em seu estudo uma porcentagem de remoção de 75,0% de  $\text{Cu}^{2+}$ .

Cheng (2002) encontrou uma porcentagem de remoção de  $\text{Cu}^{2+}$  de 100,0% em 5 meses de operação do sistema. Foi observado no estudo que 30,0% do  $\text{Cu}^{2+}$  foi absorvido pelas raízes da macrófita, enquanto que 70,0% ficou adsorvido no substrato areia.

### 5.1.2.9.3 ANÁLISE DE CHUMBO

A variação média da concentração de chumbo encontrado na água residuária sem e pós-tratamento de  $2,60 \text{ mg L}^{-1}$  para  $0,00 \text{ mg L}^{-1}$  (Figura 25) foi considerada extremamente significativa ( $P < 0,0001$ ) com uma elevada porcentagem de eficiência de remoção de  $\text{Pb}^{2+}$  no sistema dentro dos limites de detecção da técnica volumétrica utilizada.

Figura 25: Valores médios das concentrações de chumbo obtidos para a água residuária sem e pós-tratamento.



Legenda: Os valores correspondem à média de 3 determinações.

Possivelmente, a alta concentração de chumbo encontrada na água residuária sem tratamento, pode ter sido advinda de encanamentos corroídos, descarte de tintas e descartes provenientes dos laboratórios de ensino e pesquisa.

Quando lançado nos corpos receptores sem o devido tratamento, sua toxicidade causa alterações nas espécies aquáticas presentes no meio, inibição do desenvolvimento da vegetação e alteração metabólica dos micro-organismos.

A resolução CONAMA 430/2011 estabelece como padrão de lançamento de efluente em corpos receptores de água um valor máximo de  $0,50 \text{ mg L}^{-1}$  de  $\text{Pb}^{2+}$  total. O resultado encontrado de  $2,60 \text{ mg L}^{-1} \text{ Pb}^{2+}$  na água residuária sem tratamento está fora dos limites preconizado na resolução.

Foi observado no estudo que a remoção de  $\text{Pb}^{2+}$ , assim como já citado para o metal  $\text{Cu}^{2+}$ , ocorre principalmente por processos de adsorção, formação de complexos com a matéria orgânica, precipitação na forma de hidróxidos e sulfetos, carbonato de cálcio presente no meio e proveniente do substrato brita, manganês, e pela assimilação por parte das raízes das macrófitas.

Cheng *et al.*, (2002) alcançaram uma remoção de 100,0% de  $\text{Pb}^{2+}$  durante cinco meses de operação do sistema. No presente estudo foi encontrado uma mesma porcentagem de remoção com 3 meses de operação do sistema. Foi observado no estudo que a concentração mais alta de elementos traços absorvidos na macrófita *C. alternifolius* ocorreu nas raízes laterais, seguidas por sua vez pelo raízes submersas, rizomas e folhas.

Da mesma forma o autor Vymazal (2010) encontrou uma porcentagem de remoção de 100,0% de  $\text{Pb}^{2+}$  ao avaliar um sistema de *wetlands* horizontal subsuperficial.

Wojciechowska e Waara (2011) ao avaliarem a eficiência de distribuição e remoção de elementos traços em dois sistemas de *wetlands* construídos tratando lixiviados de aterro obtiveram uma porcentagem de remoção de 80,0% de  $\text{Pb}^{2+}$ .

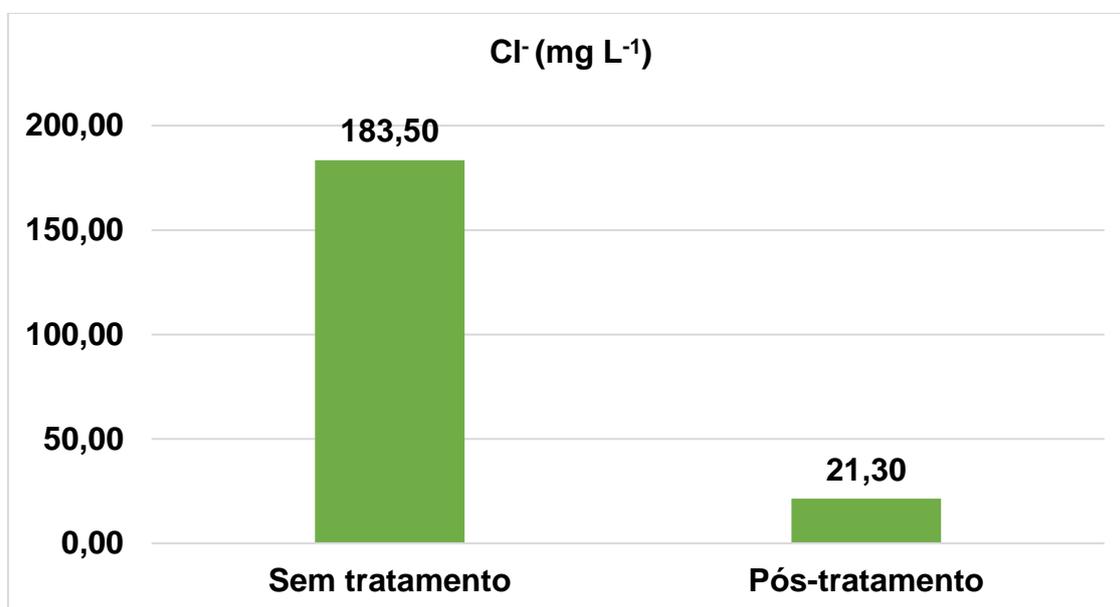
### **5.1.3.0 ANÁLISE DE CLORETOS**

A Resolução CONAMA 430/2011 não estabelece limites de cloretos para lançamento de efluentes em corpos receptores, porém a Resolução 357/2005 estabelece que todo efluente lançado em corpos d'água de classe 2 deverão ter valores de cloretos inferiores a  $250,0 \text{ mg L}^{-1}$ .

Ao se comparar os valores médios de concentração de cloretos obtidos nas amostras de água residuária sem tratamento de  $183,50 \text{ mg L}^{-1}$  e pós-tratamento de  $21,30 \text{ mg L}^{-1}$  foi observado uma diferença extremamente

significante ( $P < 0,0001$ ) com uma eficiência percentual de remoção de 88,40% (Figura 26).

Figura 26: Valores médios de concentração de cloretos obtidos para a água residuária sem e pós-tratamento.



Legenda: Os valores correspondem à média de 3 determinações.

Os resultados obtidos encontram-se dentro dos parâmetros preconizados pela Resolução CONAMA 357/2005.

A redução de cloretos na água residuária é importante, pois, além de causar corrosão nas tubulações interfere na determinação de demanda química de oxigênio, podendo provocar também alterações na pressão osmótica das células dos organismos responsáveis pela depuração da matéria orgânica.

Possivelmente a redução dos íons cloretos no sistema ocorreu por absorção pelas macrófitas, formação de complexos com os íons magnésio e cálcio e redução na forma de precipitados contendo cobre, chumbo e prata.

Cunha (2006) ao analisar a eficiência de um sistema combinado de alagados construídos na melhoria da qualidade das águas, obteve uma taxa de remoção média de 16,80% em 2004 e de 8,20% em 2005. Foi observado que a redução de cloretos no meio ocorreu por meio da absorção desses íons pelas macrófitas e pela formação de complexos com os íons metálicos.

Cecconello (2005) ao estudar sobre o pós-tratamento de lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos utilizando leitos cultivados obteve uma

redução de 14,10% a 68,70% na remoção de cloretos com resultados de 120,40 mg L<sup>-1</sup> a 160,60 mg L<sup>-1</sup> de Cl<sup>-</sup>. O autor observou que a redução de cloretos provocada nos leitos cultivados contendo macrófitas foi considerada significativa ( $p < 0,05$ ), enquanto o leito sem o cultivo das plantas não apresentou diferença significativa ( $P > 0,05$ ).

### 5.1.3.1 ANÁLISE DE QUANTIFICAÇÃO DE COLIFORMES TOTAIS

O valor médio geral da água residuária pós-tratamento obtido para coliformes totais foi de 9,30 NMP. 100 mL<sup>-1</sup>. Não foi possível estimar a porcentagem de remoção, nem tratar os dados estatísticos, pois, o resultado da água residuária sem tratamento ultrapassou a escala de NMP. 100 mL<sup>-1</sup>, ou seja, foi obtido um resultado superior a 2400 NMP. 100 mL<sup>-1</sup>.

Segundo DOTRO *et al.* (2017) os principais mecanismos de remoção de patógenos em sistemas de *wetlands* construídos incluem fatores físicos, químicos e biológicos. Os fatores físicos incluem filtração e sedimentação, os fatores químicos incluem oxidação e adsorção à matéria orgânica, e os mecanismos de remoção biológica incluem liberação de oxigênio e atividade bacteriana na zona radicular (rizosfera), bem como agregação e retenção em biofilmes, morte natural, predação e competição para limitar nutrientes ou oligoelementos.

Toniato (2005) ao avaliar um sistema de *wetlands* construído no tratamento de efluentes sépticos obteve uma porcentagem de remoção de coliformes totais de 99,89%. Foi observado que a remoção de patógenos no sistema ocorre principalmente por processos de sedimentação, filtração, morte por predação e competição entre os micro-organismos existentes no meio, sendo o tempo de detenção o fator mais importante que ocasionou a morte e a inativação dos micro-organismos.

Zanella (2008) ao estudar sobre um sistema de *wetlands* construído de fluxo subsuperficial com leitos de brita e leitos de bambu, encontrou uma porcentagem de 93,0% de remoção de coliformes totais para a unidade que utilizou bambu como substrato e papiro como vegetação e 85,0% para unidade que utilizou brita como substrato e papiro como vegetação. Diante esse estudo foi observado a importância da contribuição da vegetação no sistema em relação

a capacidade de remover coliformes totais e a independência desse atributo quanto aos substratos que foram utilizados.

Souza *et al.* (2015) ao estudarem sobre a eficiência de uma estação de tratamento de esgoto doméstico utilizando um sistema de *wetlands* com cultivo de *Zantedeschia aethiopica* visando reuso agrícola encontrou uma redução de 99,20% para coliformes totais.

## 6 CONCLUSÃO

Com o intuito de analisar as águas residuárias da UEG-Câmpus Anápolis e propor um sistema de tratamento complementar ao tanque séptico utilizado na Universidade, foi concluído por meio deste trabalho uma eficácia no sistema utilizado e também nos sistemas que vem sendo utilizados pelos laboratórios. Diante disto será apontado a seguir os principais pontos obtidos neste trabalho.

Os resultados obtidos para o sistema de filtros biológicos indicaram um alcance mínimo de eficiência de remoção para as diversas variáveis analisadas, em especial para os atributos sólidos totais, condutividade elétrica, turbidez e COT. Somente o atributo DQO alcançou uma porcentagem de remoção máxima de 84,40% em termos de remoção de matéria orgânica.

Quando comparado as duas espécies de bambu *Bambusa multiplex* e *Bambusa gracilis* utilizadas como substrato no tratamento da água residuária pós-tratamento por tanque séptico, a *Bambusa multiplex* demonstrou ser mais eficiente na remoção dos atributos analisados levando a conclusão que apesar dos anéis de bambu serem ótimos meios filtrantes a espécie utilizada interfere na eficiência do sistema.

Não foi possível estimar a porcentagem de remoção de coliformes totais no sistema. Atribui-se esse resultado ao tempo de detenção do sistema.

De modo geral, o tempo de detenção do sistema de 5 dias foi insuficiente para tirar conclusões quanto a eficiência do sistema devido à grande variação obtida nos resultados, no entanto, foi observado que os substratos de anéis de bambu e brita conseguem reter uma maior quantidade de matéria orgânica e sólidos, podendo ser utilizados como meios filtrantes no tratamento de águas residuárias obtidas pós-tratamento por tanque séptico.

Para o sistema *wetlands* construído de fluxo horizontal subsuperficial o desempenho foi muito satisfatório com elevadas porcentagens de remoção de sólidos totais, matéria orgânica, elementos traços, macronutrientes, turbidez e cloretos, mostrando-se adequado como sistema de pós-tratamento de águas residuárias advindas de tratamento por tanque séptico proporcionando melhorias na qualidade da água residuária tratada.

Observou-se que a presença da macrófita *Zantedeschia aethiopica* além de agregar um efeito estético no sistema de tratamento, exerceu uma influência considerável na remoção dos macronutrientes, matéria orgânica e elementos traços. O tratamento mostrou-se eficiente na redução de nutrientes eutrofizantes com uma porcentagem de remoção de 94,70% para o nitrogênio e 84,30% para o fósforo.

Através dos altos índices de remoção obtidos para os atributos de nutrientes e elementos traços, conclui-se que o sistema de *wetlands* horizontal subsuperficial pode ser utilizado como um tratamento terciário.

Em termos de matéria orgânica foram obtidas porcentagens de remoção de 87,60% para COT e 91,0% para DQO. Os altos índices obtidos podem ser explicados pela ação dos micro-organismos desenvolvidos no biofilme e pelos substratos areia e brita que auxiliam no processo de remoção da matéria orgânica.

Apesar de não ter sido possível estimar a porcentagem de remoção de coliformes totais, os resultados demonstraram um decaimento no valor obtido, indicando a necessidade de um sistema auxiliar para promover a desinfecção da água residuária dependendo da finalidade de uso e da qualidade esperada para a água residuária tratada.

Quando comparado os dois sistemas de tratamentos de águas residuárias estudados, notou-se uma maior eficiência de remoção dos atributos estudados para os sistemas de *wetland* construído, levando a conclusão que o sistema de filtros biológicos de fluxo intermitente necessita de um tratamento pós passagem da água residuária pelos filtros para se alcançar uma eficiência similar a obtida pelo sistema de *wetland* construído.

Os resultados obtidos nesse trabalho, embora preliminares, indicaram que os sistemas de tratamento estudados são de fato sistemas que melhoram a qualidade das águas residuárias, embora muitos mecanismos de depuração não estejam totalmente esclarecidos.

## 7 PERSPECTIVAS FUTURAS

Ao final deste trabalho, sugerem-se os seguintes tópicos para serem estudados e desenvolvidos a partir dos resultados obtidos nessa pesquisa:

- Analisar a biomassa das macrófitas colhidas para quantificar os macronutrientes e os elementos traços;
- Comparar o estudo de diferentes espécies de macrófitas em sistemas de *wetlands* construídos;
- Avaliar o uso de diferentes substratos utilizados em sistemas de filtros biológicos;
- Comparar a eficiência de remoção dos atributos em unidades plantadas e não plantadas nos sistemas de *wetlands* construídos;
- Implantar uma unidade de desinfecção subsequente aos sistemas estudados, para melhorar a remoção de coliformes totais.

## 8 REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

ABDEL-RAOUF, N.; AL-HOMAIDAN, A.; IBRAHEEM, I. Microalgae and wastewater treatment. **Saudi Journal of Biological Sciences**, v. 19, n. 3, p. 257–275, 2012.

ABNT- Associação Brasileira de Normas Técnicas. **Água - Determinação de cálcio- Métodos titulométrico do EDTA e do permanganato de potássio**: NBR 13799. Rio de Janeiro, 1997. 6.p.

ABNT- Associação Brasileira de Normas Técnicas. **Água - Determinação de potássio e sódio- Método da espectrometria de absorção atômica por chama**: NBR 13811. Rio de Janeiro, 1997. 3.p.

ABNT- Associação Brasileira de Normas Técnicas. **Água - Determinação de Cloreto- Métodos Argentométrico**: NBR 5759 PMB1056. Rio de Janeiro, 1975. 5.p.

ABNT- Associação Brasileira de Normas Técnicas. **Preservação e técnicas de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores**: NBR 9898. Rio de Janeiro, 1987. 22.p.

ADRADOS, B. *et al.* Microbial communities from different types of natural wastewater treatment systems: Vertical and horizontal flow constructed *wetlands* and biofilters. **Water Research**, v. 55, p. 304–312, 2014.

AKRATOS, C. S.; PAPASPYROS, J. N.; TSIHRINTZIS, V. A. Artificial neural network use in ortho-phosphate and total phosphorus removal prediction in horizontal subsurface flow constructed *wetlands*. **Biosystems Engineering**, v. 102, n. 2, p. 190–201, 2009.

ALI, A. E.-H. Removal of heavy metals from model wastewater by using carboxymethyl cellulose/2-acrylamido-2-methyl propane sulfonic acid hydrogels. **Journal of Applied Polymer Science**, v. 123, n. 2, p. 763–769, 2011.

ANDRADE, H. H. B. Avaliação de um Sistema de Tratamento de Águas Residuárias por *Wetland* Construído com Etapa Aerada. Programa de Pós-Graduação em Sustentabilidade, EACH-USP, São Paulo, 2015.

APHA. In: Clesceri, L. S., A. E. Greenberg & A. D. Eaton (Eds.). Standard methods for the examination of water and wastewater, 20th edition. Washington, American Public Health Association, 1998.

ASHLEY, F. Determination of magnesium using EDTA. Department of Chemistry. Lucerna, p. 62-68, 2006.

AUVINEN, H. *et al.* Substrate- and plant-mediated removal of citrate-coated silver nanoparticles in constructed *wetlands*. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 23, n. 21, p. 21920–21926, 2016.

ÁVILA, R. O. de. Avaliação do desempenho do sistema tanque séptico-filtro anaeróbio com diferentes meios suportes. 2005. 166 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Engenharia Civil) - Programas de Pós-Graduação de Engenharia da Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2005.

BACCAN, N. *et al.* **Química analítica quantitativa elementar**. 1ª ed. Edgard Blucher, p. 160-240, 2001.

BATISTA, R. O.; *et al.* Remoção de nitrato e condutividade elétrica em biofiltros operando com esgoto doméstico primário. **Science Technology**, Rio Verde, v. 05, n. 01, p.59 – 69, 2012.

BELI, E.; HUSSAR, G. J.; HUSSAR, D. H. Redução de DQO e turbidez de efluente de uma unidade suinícola empregando reator anaeróbio compartimentado seguido de filtro biológico e filtro de areia. **Engenharia Ambiental** - Espírito Santo do Pinhal, v. 7, n. 1, p. 005-019, 2010.

BERTÉ, V. S.; GREGORI, A.; THOMÉ, A. Avaliação da eficiência da estação de tratamento de efluente da Universidade de Passo Fundo. Encontro Latino Americano de Universidades Sustentáveis – Universidade de Passo Fundo, 2005.

BIAŁOWIEC, A.; JANCZUKOWICZ, W.; RANDERSON, P. F. Nitrogen removal from wastewater in vertical flow constructed *wetlands* containing LWA/gravel layers and reed vegetation. **Ecological Engineering**, v. 37, n. 6, p. 897–902, 2011.

BRASIL. **Decreto lei nº 152, de 19 de junho de 1997**.Consolidação da lei das águas e águas residuárias. Diário da República n.º 139/1997, Série I-A de 1997-06-19.

BRASIL. Resolução CONAMA Nº 357/2005 - "**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**". Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>>. Acesso em: 8 de maio de 2018 às 08 h e 53 minutos.

BRASIL. Resolução CONAMA Nº 430/2011 - "**Dispõe sobre 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.". Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>>. Acesso em: 8 de maio de 2018 às 08 h e 32 minutos.

BRIX, H. Do macrophytes play a role in constructed treatment *wetlands*? **Water Science and Technology**, v. 35, n. 5, 1997

BRIX, H. Functions of macrophytes in constructed *wetlands*. **Water Science and Technology**, v. 29, n. 4, p. 71-78, 1994.

BRIX, H. Treatment *Wetlands*: an overview. Proceedings Conference on Constructed *Wetlands* for Wastewater Treatment. **Technical University of Gdansk, Poland**, p. 167-176, 1995.

BUDD, R. Use of Constructed *Wetlands* as Best Management Practice to Reduce Pesticide Loads. **ACS Symposium Series Pesticide Mitigation Strategies for Surface Water Quality**, p. 39–50, 2011.

CAMPOS, L. E. F.; KAUTZMANN, R. M. Filtragem anaeróbia utilizando resíduos gerados na construção civil. ICTR 2004 – Congresso brasileiro de ciência e tecnologia em resíduos e desenvolvimento sustentável, Santa Catarina, 2004.

CECCONELLO, C. M. Pós-tratamento de lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos utilizando leitos cultivados. 149f. Dissertação (Mestrado em Engenharia) – Universidade de Engenharia e Arquitetura, Passo Fundo, 2005.

CHENG, S.; GROSSE, W.; KARRENBROCK, F.; *et al.* Efficiency of constructed *wetlands* in decontamination of water polluted by heavy metals. **Ecological Engineering**, v. 18, n. 3, p. 317–325, 2002.

CHOU, W.L.; WANG, C.T.; CHIA, W.; *et al.* Removal of total organic carbon from aqueous solution containing polyvinyl alcohol by electrocoagulation technology. **Dessalination**, v. 259, n. 1-3, p. 103–110, 2010.

COLEMAN, J. *et al.* Treatment of domestic wastewater by three plant species in constructed *wetlands*. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 128, n. 3/4, p. 283–295, 2001.

CORTES, E. J. A. *et al.* Heavy Metals Removal from Swine Wastewater Using Constructed *Wetlands* with Horizontal Sub-Surface Flow. **Journal of Environmental Protection**, v. 03, n. 08, p. 871–877, 2012.

CUNHA, C. A. G. Análise da eficiência de um sistema combinado de alagados construídos na melhoria da qualidade das águas. 174f. Dissertação (Mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental) – Escola de Engenharia de São Carlos, São Paulo, 2006.

DHARMADHIKARI, D. M.; VANERKAR, A.P.; BARHATE, N. M. Chemical Oxygen Demand Using Closed Microwave Digestion System. **Environmental Science and Technology**, v. 39, n. 16, p. 6198–6201, 2005.

DING, Y. *et al.* Spatial distribution characteristics of environmental parameters and nitrogenous compounds in horizontal subsurface flow constructed *wetland* treating high nitrogen-content wastewater. **Ecological Engineering**, v. 70, p. 446–449, 2014.

DORNELAS, F. L. Avaliação do desempenho de *wetlands* horizontais subsuperficiais como pós-tratamento de efluentes de reatores uasb. 115 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Escola de Engenharia da UFMG, Belo Horizonte, 2008.

DOTRO, G.; LANGERGRABER, G.; MOLLE, P.; NIVALA, J.; *et al.* Treatments *Wetlands* – Biological Wastewater Treatment Series. **IWA Publishing**, v. 7, p. 11-12, 2017.

EKE, P. E.; SCHOLZ, M. Benzene removal with vertical-flow constructed treatment *wetlands*. **Journal of Chemical Technology and Biotechnology**, v. 83, n. 1, p. 55–63, 2007.

FORBES, M. G.; DICKSON, K. L.; SALEH, F.; *et al.* Recovery and Fractionation of Phosphorus Retained by Lightweight Expanded Shale and Masonry Sand Used as Media in Subsurface Flow Treatment *Wetlands*. **Environmental Science and Technology**, vol. 39, n. 12, p. 4621–4627, 2005.

FRANÇA, J. B. A.; *et al.* Tratamento de efluente doméstico com macrófitas aquáticas para reuso na fertirrigação. **Irriga, Botucatu**, n.1, p. 85-93, 2014.

GEORGE, I. Fecal coliform removal in wastewater treatment plants studied by plate counts and enzymatic methods. **Water Research**, v. 36, n. 10, p. 2607–2617, 2002.

GIKAS, G. D.; TSAKMAKIS, I. D.; TSIHRINTZIS, V. A. Hybrid natural systems for treatment of olive mill wastewater. **Journal of Chemical Technology and Biotechnology**, v. 93, n. 3, p. 800–809, 2017.

GREENWAY, M. Constructed *Wetlands* for Water Pollution Control - Processes, Parameters and Performance. **Dev. Chemical Eng. Mineral Process**, v.12, p. 491-504, 2004.

GUPTA, V. K.; ALI, I.; SALEH, T. A.; *et al.* Chemical treatment technologies for wastewater recycling—an overview. **RSC Advances**, v. 2, n. 16, p. 6380, 2012.

HEALY, M.G.; RODGERS, M.; MULQUEEN, J. Treatment of dairy wastewater using constructed *wetlands* and intermittent sand filters. **Bioresource Technology**, v. 98, n. 12, p. 2268–2281, 2007.

HUSSAR, *et al.* Uso de leitos cultivados de vazão subsuperficial na remoção de macronutrientes. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, Espírito Santo do Pinhal, v.1, n.1, p.25-34, 2004.

JASPER, J.T.; JONES, Z.L.; SHARP, J.O.; *et al.* Nitrate Removal in Shallow, Open-Water Treatment *Wetlands*. **Environmental Science and Technology**, v. 48, p. 11512–11520, 2014.

JIN, G.; KELLEY, T.; FREEMAN, M.; *et al.* Removal of N, P, BOD<sub>5</sub>, and Coliform in Pilot-Scale Constructed *Wetland* Systems. **International Journal of Phytoremediation**, v. 4, n. 2, p. 127–141, 2002.

JORDÃO, E. J.; PESSOA, C. A. **Tratamento de Esgotos Domésticos**. 6ª edição. Editora: Abes, 2005.

KADLEC, R. H.; WALLACE, S. D. **Treatment *wetlands***. Taylor & Francis Group, LLC, 2ª ed., p. 285-300, 2009.

KADLEC, R.H.; KNIGHT R.L.; VYMAZAL J.; BRIX H.; COOPER P.; HABERL R. Constructed *Wetlands* for Pollution Control. Processes, Performance, Design and Operation. **IWA Publishing, Scientific and Technical Report**, nº 8, 2000.

LANGENBACH, K. *et al.* Slow Sand Filtration of Secondary Clarifier Effluent for Wastewater Reuse. **Environmental Science and Technology**, v. 43, n. 15, p. 5896–5901, 2009.

LEE, B.-H.; SCHOLZ, M. Application of the self-organizing map (SOM) to assess the heavy metal removal performance in experimental constructed *wetlands*. **Water Research**, v. 40, n. 18, p. 3367–3374, 2006.

LIBÂNIO, M. **Fundamentos de qualidade e tratamento de água**. Campinas, SP: Editora Átomo, 2005.

LOHMANN, G. Caracterização de uma estação de tratamento de esgoto por zona de raízes utilizando variáveis abióticas e microbiológicas. 2011. 93f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Curitiba, 2011.

LOW, D.; TAN, K.; ANDERSON, T.; *et al.* Treatment of RDX using down-flow constructed *wetland* mesocosms. **Ecological Engineering**, v. 32, n. 1, p. 72–80, 2008.

MARTINS, V. F. Influência do meio suporte e da presença de vegetação no desempenho de filtros biológicos percoladores. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Viçosa, Minas Gerais, 2016.

MATOS, A.T. **Qualidade do meio físico ambiental**: práticas de laboratório. Viçosa, MG: Ed. UFV, 2012.

MAZZONETTO, C. **Tratamento natural de esgoto - Municípios brasileiros fazem experimentos no uso de ecossistemas artificiais para tratar água e esgoto de forma mais barata e sustentável às tradicionais ETEs Infraestrutura Urbana**. Equipe de Obra. Disponível em: <<http://infraestruturaurbana.pini.com.br/solucoes-tecnicas/14/artigo256157-2.aspx>>. Acesso em: 3 de maio de 2018 às 10 h e 43 minutos.

METCALF, L; EDDY, H. P. **Tratamento de efluentes e recuperação de recursos**. 5. ed. Porto Alegre: AMGH, 2016.

METCALF, L; EDDY, H. P. **WasteWater Treatment Plants**. 4. ed. Amazon, 2003.

MUGA, H. E.; MIHELIC, J. R. Sustainability of wastewater treatment technologies. **Journal of Environmental Management**, v. 88, n. 3, p. 437–447, 2008.

MUNGRAY, A.K.; PATEL, K. Coliforms removal in two UASB ASP based systems. **International Biodeterioration Biodegradation**, v. 65, n. 1, p. 23–28, 2011.

NAZ, I. *et al.* Assessment of biological trickling filter systems with various packing materials for improved wastewater treatment. **Environmental Technology**, v. 36, n. 4, p. 424–434, 2015.

ODINGA, C. *et al.* Investigating the efficiency of constructed *wetlands* in the removal of heavy metals and enteric pathogens from wastewater. **Environmental Technology Reviews**, v. 2, n. 1, p. 1–16, 2013.

ORMONDE, V. S. S. Avaliação de '*wetlands*' construídos no pós-tratamento de efluente de lagoa de maturação. 2012. 96f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de edificações e ambiental) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia edificações e ambiental, Universidade Federal de Mato Grosso. Cuiabá, 2012.

OZA, E. F. Tratamento de águas residuárias de suinocultura em filtros anaeróbios com diferentes tipos de meio suporte. Grupo de Pesquisa em Manejo Ambiental, Instituto Federal do Espírito Santo, 2017.

PARK, J. H.; JUNG, D. I. Removal of total phosphorus (TP) from municipal wastewater using loess. **Desalination**, v. 269, n. 1-3, p. 104–110, 2011.

PAYNE, C. E.; COMBS, H. F. Determination of Magnesium in Vomitus by Atomic Absorption Spectrophotometry and EDTA Titration. **Applied Spectroscopy**, v. 22, n. 6, p. 786–789, 1968.

PITALUGA, D. P. S. Avaliação de diferentes substratos no tratamento de esgoto sanitário por zona de raízes. 133f. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Meio Ambiente) – Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2011.

POURBEYRAM, S. Effective Removal of Heavy Metals from Aqueous Solutions by Graphene Oxide–Zirconium Phosphate (GO–Zr-P) Nanocomposite. **Industrial and Engineering Chemistry Research**, v. 55, n. 19, p. 5608–5617, 2016.

PRATA, R. C. C. *et al.* Tratamento de esgoto sanitário em sistemas alagados construídos cultivados com lírio-amarelo. *Engenharia Agrícola*, Jaboticabal, v. 33, n. 6, p. 1144-1155, 2013.

PYANKOV, O. V. *et al.* Removal of Biological Aerosols by Oil Coated Filters. **CLEAN - Soil, Air, Water**, v. 36, n. 7, p. 609–614, 2008.

QUEGE, K. E. Tratamento de esgoto sanitário pelo sistema zona de raízes utilizando plantas de bambu. 2011. 85f. Dissertação (Mestrado em Engenharia do meio ambiente) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia do meio ambiente, Universidade Federal de Goiás. Goiânia, 2011.

RAKOCZY, J.; REMY, B.; VOGT, C.; *et al.* A Bench-Scale Constructed *Wetland* As a Model to Characterize Benzene Biodegradation Processes in Freshwater *Wetlands*. **Environmental Science and Technology**, v. 45, n. 23, p. 10036–10044, 2011.

REJMÁNKOVÁ, E.; SIROVÁ, D. *Wetland* macrophyte decomposition under different nutrient conditions: Relationships between decomposition rate, enzyme activities and microbial biomass. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 39, n. 2, p. 526–538, 2007.

SANTOS, B. S. D. *et al.* Avaliação da Eficiência de Um Sistema de Tratamento por *Wetland* Construído Aplicado ao Efluente de um Frigorífico de Suínos. **Semina: Ciências Exatas e Tecnológicas**, v. 37, n. 2, p. 13, 2016.

SCHOLZ, M. Performance comparison of experimental constructed *wetlands* with different filter media and macrophytes treating industrial wastewater contaminated with lead and copper. **Bioresource Technology**, v. 83, n. 2, p. 71–79, 2002.

SEAN X, L. Natural systems for wastewater treatment. **Food and Agricultural Wastewater Utilization and Treatment**, 2<sup>o</sup>. ed, p. 153–194, Apr. 2014.

SENNA, P. R. C. B. Tratamento de efluente sanitário, utilizando filtro anaeróbio como reator de desnitrificação, para reuso agrícola. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Estadual de Campinas, São Paulo, 2010.

SHEORAN, A.; SHEORAN, V. Heavy metal removal mechanism of acid mine drainage in *wetlands*: A critical review. **Minerals Engineering**, v. 19, n. 2, p. 105–116, 2006.

SONUNE, A.; GHATE, R. Developments in wastewater treatment methods. **Desalination**, v. 167, p. 55–63, 2004.

SOUZA, C. F.; *et al.* Eficiência de estação de tratamento de esgoto doméstico visando reuso agrícola. **Ambiental Água**, v. 10, n. 3, Taubaté, 2015.

SOUZA, C. S.; ISOLDI, L. A.; OLIZ, C. M. Tratamento de esgoto doméstico por filtro anaeróbio com recheio de bambu. **Vetor**, Rio Grande, v.20, n.2, p. 5-19, 2010.

SPERLING, M. V. Basic principles of wastewater treatment – Biological Wastewater Treatment Series. **IWA Publishing**, v. 2, p. 16-17, 2007a.

SPERLING, M. V. Wastewater characteristics, treatment and disposal. **IWA Publishing**, v.1, p. 29-30, 2007b.

SPERLING, M. V.; CHERNICHARO, C. A. L. Biological wastewater treatment in warm climate regions. **IWA Publishing**, v. 1, p. 180-190, 2006.

SPERLING, V. M. Introdução a qualidade das águas e ao tratamento de esgotos, cap. 1, Minas Gerais: ed. **Desa**, v. 1, p.15-127, 2003.

STIEGEMEIER, A. M. Avaliação do sistema de *Wetland* construído no polimento do efluente da indústria frigorífica de aves, 2014. Monografia – Centro Universitário UNIVATES, Lajeado, 2014.

TONETTI, A. L.; FILHO, B. C.; STEFANUTTI, R.; FIGUEIREDO, R. F.; *et al.* O emprego do filtro de areia no pós-tratamento de efluente de filtro anaeróbio. Sanare. **Revista Técnica da Sanepar**, Curitiba, v. 21, n. 21, p. 42-52, 2004.

TONETTI, A. L.; FILHO, B. C.; STEFANUTTI, R.; FIGUEIREDO, R. F.; *et al.* Remoção de matéria orgânica, coliformes totais e nitrificação no tratamento de esgotos domésticos por filtro de areia. Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental, Curitiba, v.10, n. 3, p. 209-218, 2005.

TONIATO, J. V. Avaliação de um *wetland* construído no tratamento de efluentes sépticos – estudo de caso ilha grande, Rio de Janeiro, Brasil. 95f. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Escola Nacional de Saúde Pública, Fundação Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro, 2005.

UCKER, F. E.; ALMEIDA, R. A.; KEMERICH, P. D. C. Remoção de nitrogênio e fósforo do esgoto sanitário em um sistema de alagados construídos utilizando o capim vetiver. **Ambi-Agua**, Taubaté, v. 7, n. 3, p. 87-98, 2012.

VERHOEVEN, J. T.A.; MEULEMAN, A. F.M. *Wetlands* for wastewater treatment: Opportunities and limitations. **Ecological Engineering**, v. 12, n. 1-2, p. 5–12, 1999.

VERONES, F.; PFISTER, S.; HELLWEG, S. Quantifying Area Changes of Internationally Important *Wetlands* Due to Water Consumption in LCA. **Environmental Science and Technology**, v. 47, n. 17, p. 9799–9807, May 2013.

VISCO, G.; BELLANTI, F.; CAMPANELLA, L.; *et al.* Optimisation of a Photochemical Sensor for Total Organic Carbon Measurement. **Annali di Chimica**, v. 95, n. 3-4, p. 185–198, 2005.

VOHLA, C. *et al.* Filter materials for phosphorus removal from wastewater in treatment *wetlands*—A review. **Ecological Engineering**, v. 37, n. 1, p. 70–89, 2011.

VYMAZAL, J. Constructed *Wetlands* for Wastewater Treatment. **Water**, v. 2, n. 3, p. 530–549, 2010.

VYMAZAL, J. Constructed *Wetlands* for Wastewater Treatment: Five Decades of Experience. **Environmental Science and Technology**, v. 45, n. 1, p. 61–69, 2011.

VYMAZAL, J. Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed *wetlands* systems for wastewater treatment. **Ecological Engineering**, v. 25, n. 5, p. 478–490, 2005a.

VYMAZAL, J. Removal of Enteric Bacteria in Constructed Treatment *Wetlands* with Emergent Macrophytes: A Review. **Journal of Environmental Science and Health, Part A**, v. 40, n. 6-7, p. 1355–1367, 2005b.

WESTGATE, P. J.; PARK, C. Evaluation of Proteins and Organic Nitrogen in Wastewater Treatment Effluents. **Environmental Science and Technology**, v. 44, n. 14, p. 5352–5357, 2010.

WESTHOLM, L. J. Substrates for phosphorus removal—Potential benefits for on-site wastewater treatment. **Water Research**, v. 40, n. 1, p. 23–36, 2006.

WOJCIECHOWSKA, E.; WAARA, S. Distribution and removal efficiency of heavy metals in two constructed *wetlands* treating landfill leachate. **Water Science and Technology**, v. 64, n. 8, p. 1597, 2011.

WU, J. *et al.* Comprehensive evaluation of substrates in vertical-flow constructed *wetlands* for domestic wastewater treatment. **Water Practice and Technology**, v. 10, n. 3, p. 625, 2015. YADAV, A. K.; ABBASSI, R.; KUMAR, N.; *et al.* The removal of heavy metals in *wetland* microcosms: Effects of bed depth, plant species, and metal mobility. **Chemical Engineering Journal**, v. 211-212, p. 501–507, 2012.

YANG, Y. *et al.* Global development of various emerged substrates utilized in constructed *wetlands*. **Bioresource Technology**, 2018.

YEH, T.; CHOU, C.; PAN, C. Heavy metal removal within pilot-scale constructed *wetlands* receiving river water contaminated by confined swine operations. **Desalination**, v. 249, n. 1, p. 368–373, 2009.

YU, Y.; WANG, H.; LIU, J.; *et al.* Shifts in microbial community function and structure along the successional gradient of coastal *wetlands* in Yellow River Estuary. **European Journal of Soil Biology**, v. 49, p. 12–21, 2012.

ZANELLA, L. Plantas ornamentais no pós-tratamento de efluentes sanitários, Campinas. 219f. Dissertação (Doutorado em Engenharia Civil) –Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo, São Paulo, 2008.

ZHAO, H.; JIANG, D.; ZHANG, S.; *et al.* Development of a Direct Photoelectrochemical Method for Determination of Chemical Oxygen Demand. **Analytical Chemistry**, v. 76, n. 1, p. 155–160, 2004.

ZURITA, F.; ANDA, J. D.; BELMONT, M. Treatment of domestic wastewater and production of commercial flowers in vertical and horizontal subsurface-flow constructed *wetlands*. **Ecological Engineering**, v. 35, n. 5, p. 861–869, 2009.