



LUCAS DE ALBUQUERQUE MARTINS

**SISTEMA DE TRATAMENTO DE EFLUENTE SANITÁRIO
PELA ASSOCIAÇÃO DE TANQUE SÉPTICO E *WETLANDS*
CONSTRUÍDOS**

TRÊS CORAÇÕES – MG

2020

LUCAS DE ALBUQUERQUE MARTINS

**SISTEMA DE TRATAMENTO DE EFLUENTE SANITÁRIO PELA ASSOCIAÇÃO
DE TANQUE SÉPTICO E WETLANDS CONSTRUÍDOS**

Trabalho de conclusão de curso apresentado à
Universidade Vale do Rio Verde (UninCor) como
parte das exigências do programa de pós-graduação
Mestrado Profissional Sustentabilidade em Recursos
Hídricos, para obtenção do título de mestre.
Área de concentração: Recursos Hídricos

Orientadora: Dra. Rosângela Francisca de Paula Vitor Marques

**TRÊS CORAÇÕES - MG
2020**

Tratamento de águas residuárias. Esgoto. *Wetlands* de escoamento horizontal.

577.4

M386s

MARTINS, Lucas de Albuquerque

Sistema de tratamento de efluente sanitário pela associação de tanque séptico e *wetlands* construídos. – Três Corações : Universidade Vale do Rio Verde, 2020.
80 fls. il

Orientadora: Prof^a. Dr^a. Rosângela Francisca de Paula V.Marques

Dissertação – Universidade Vale do Rio Verde de Três Corações/
Mestrado Profissional Sustentabilidade em Recursos Hídricos.

1. Tratamento de águas residuárias. 2. Esgoto. 3. *Wetlands* de escoamento horizontal. I. Prof^a. Dr^a. Rosângela Francisca de Paula V.Marques, orientadora. II. Universidade Vale do Rio Verde de Três Corações. III. Título.

Catálogo na fonte

Bibliotecária responsável: ERNESTINA MARIA PEREIRA CAMPOS DANTAS CRB6: 2.101

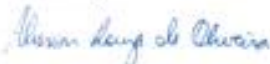
ATA DE DEFESA DE TRABALHO DE CONCLUSÃO DE CURSO DE MESTRADO APRESENTADA POR LUCAS DE ALBUQUERQUE MARTINS, COMO PARTE DOS REQUISITOS PARA OBTENÇÃO DO TÍTULO DE MESTRE NO PROGRAMA DE MESTRADO PROFISSIONAL EM SUSTENTABILIDADE EM RECURSOS HÍDRICOS.

Aos nove dias do mês de julho de dois mil e vinte, reuniu-se, remotamente, a Comissão Julgadora, constituída pelos professores doutores: Profa. Dra. Rosângela Francisca de Paula Vitor Marques (UninCor), Prof. Dr. Alisson Souza de Oliveira (UninCor) e Prof. Dr. Ronaldo Fia (UFLA), para examinar o(a) candidato(a) Lucas de Albuquerque Martins na defesa de seu trabalho de conclusão de curso intitulado: "SISTEMA DE TRATAMENTO DE EFLUENTE SANITÁRIO PELA ASSOCIAÇÃO DE TANQUE SÉPTICO E WETLANDS CONSTRUÍDOS". O(A) Presidente da Comissão, Profa. Dra. Rosângela Francisca de Paula Vitor Marques, iniciou os trabalhos às 09:00, solicitando ao(a) candidato(a) que apresentasse, resumidamente, os principais pontos do seu trabalho. Concluída a exposição, os examinadores arguíram alternadamente o(a) candidato(a) sobre diversos aspectos da pesquisa e da dissertação. Após a arguição, que terminou às 11:30, a Comissão reuniu-se para avaliar o desempenho do(a) candidato(a), tendo chegado ao seguinte resultado: Profa. Dra. Rosângela Francisca de Paula Vitor Marques (Aprovada), Prof. Dr. Alisson Souza de Oliveira (Aprovada), Prof. Dr. Ronaldo Fia (Aprovado). Em vista deste resultado, o(a) candidato(a) Lucas de Albuquerque Martins foi considerado(a) Aprovado, fazendo jus ao título de Mestre pelo Programa de Mestrado Profissional em Sustentabilidade em Recursos Hídricos. Sendo verdade, eu, Prof. Francislaine Santos Silva do Rosário, Secretária Geral da UninCor, confirmo e lavro a presente ata, que assino juntamente com os Membros da Banca Examinadora. Três Corações, 09 de julho de 2020.

Novo título (sugerido pela banca):



Profa. Dra. Rosângela Francisca de Paula Vitor Marques (UninCor)



Prof. Dr. Alisson Souza de Oliveira (UninCor)



Prof. Dr. Ronaldo Fia (UFLA)



Prof. Francislaine Santos Silva do Rosário
Secretária Geral - UninCor

AGRADECIMENTOS

Agradeço a todos que fizeram parte desta trajetória, por mais uma etapa concluída.

A minha filha Maria Clara e minha família por sempre caminharmos juntos.

As Professoras Rosângela e Graziella pelos ensinamentos, orientações e pela disponibilidade.

Aos professores do curso do mestrado profissional Sustentabilidade e Recursos Hídricos, pela parceria, pela disponibilidade em ensinar e pela amizade.

À Universidade Vale do Rio Verde e a todos os colaboradores.

Aos meus gestores da Vale, Rodrigo Dutra Amaral e João Carlos Henriques, pela oportunidade de realização do curso.

Aos meus colegas de trabalho da agenda azul Luiz Cláudio (Cacau) e Livia Nogueira e a equipe de Licenciamento Ambiental Ferrosos.

Aos companheiros de viagem e amigos de curso Flávio Nunes e Rayssa Garcia.

Aos amigos do mestrado.

À Amanda Guerra da gerência de infraestrutura da MAC, por ter apoiado com todas as análises de qualidade do efluente e pela condução/operação do sistema de tratamento de efluentes.

Ao SINDIEXTRA, pelo apoio com a bolsa de estudo.

A todos as pessoas que de alguma forma, direta ou indiretamente, contribuíram para a conclusão deste trabalho.

“A persistência é o caminho do êxito”

Charles Chaplin

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 - Classificação dos <i>wetlands</i> construídos. Em destaque o tipo de wetland que será abordado no presente estudo.....	24
Figura 2 – Desenho esquemático de um sistema WES	25
Figura 3 – Desenho esquemático de um sistema de WVESS.....	26
Figura 4 - Desenho esquemático de um sistema de WHESS.	27
Figura 5–Croqui de um sistema de WHESS.	28
Figura 6 – Localização e identificação das fontes geradoras de efluente sanitário (prédios 1, 2 e 3) e do sistema de tratamento composto por wetlands construídos.	40
Figura 7 – Fluxograma do sistema de tratamento e disposição de efluentes da Mina de Águas Claras.	41
Figura 8 – Vista do WAHESS cultivado com <i>Cyperus prolifer</i> (Mini Papiro) e do WHESS cultivado com <i>Thalia Dealbata</i> (Thalia).	45
Figura 9 – Vazão média diária da geração de efluentes sanitários na Mina de Águas Claras.	47
Figura 10 – Volume mensal de efluente sanitário gerado na Mina de Águas Claras.....	48
Figura 11 - Box-Plot da concentração efluente de pH.....	52
Figura 12 - Box-Plot da concentração efluente de Temperatura.	52
Figura 13 - Variação temporal do pH nas unidades de tratamento.	53
Figura 14 - Variação temporal da temperatura nas unidades de tratamento.	53
Figura 15 – Box-Plot da concentração efluente de DBO das diferentes unidades de tratamento.	54
Figura 16 - Box-Plot da concentração efluente de DQO.....	54
Figura 17 – Variação temporal da DBO nas unidades de tratamento.	55
Figura 18 – Variação temporal da DQO nas unidades de tratamento.	56
Figura 19 - Box-Plot da concentração efluente de SST.....	57
Figura 20 – Variação temporal de SST nas unidades de tratamento.	58
Figura 21 – Box-plot da turbidez efluente.....	59
Figura 22 - Variação temporal de turbidez nas unidades de tratamento.	59
Figura 23 - Coleta de amostras efluente final.....	60
Figura 24 - Box-Plot da concentração efluente de Coliformes Termotolerantes.	60
Figura 25 - Variação temporal de coliformes termotolerantes nas unidades de tratamento.....	62
Figura 26 - Box-Plot da concentração efluente de oxigênio dissolvido.	63
Figura 27 - Variação temporal do oxigênio dissolvido nas unidades de tratamento.....	63

Figura 28 - Box-Plot da concentração efluente de Nitrogênio Amoniacal.....	64
Figura 29 - Variação temporal do nitrogênio amoniacal nas unidades de tratamento.	65
Figura 30 - Box-Plot da concentração efluente de Nitrato.Fonte: Do autor (2020).	66
Figura 31 - Variação temporal do nitrato-N nas unidades de tratamento.....	67
Figura 32 - Box-Plot da concentração efluente de Fósforo Total.....	68
Figura 33 - Variação temporal do fósforo total nas unidades de tratamento.....	69

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Vantagens e limitações dos <i>wetlands</i> construídos.	23
Quadro 2 - Processos de remoção de poluentes em WC.	30
Quadro 3 - Divisão do sistema de escoamento superficial quanto a predominância de macrófitas.	37
Quadro 4 - Função das macrófitas nos WHESS no tratamento de efluentes.	38

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Função das macrófitas nos WHESS no tratamento de efluentes.....	41
Tabela 2 - Caracterização dos efluentes gerados na Mina de Águas Claras quanto a concentração de DQO, DBO, SST, NT.	42
Tabela 3 - Geração de efluentes sanitários nos prédios 1, 2 e 3 na Mina de Água Claras.	42
Tabela 4 - Volume dos tanques sépticos 1, 2 e 3.....	43
Tabela 5 - Dimensões dos <i>wetlands</i> construídos utilizados no tratamento do efluente sanitário do tanque séptico.	44
Tabela 6 – Metodologia adotada para análise das variáveis e limite de detecção de acordo com Standard of Methods.....	46
Tabela 7 - Estatística descritiva dos parâmetros analisados durante a pesquisa.	49
Tabela 8 - Eficiências médias de remoção (%) das variáveis de qualidade do esgoto sanitário nas diferentes unidades de tratamento no período avaliado.	50

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

CT – Coliformes termotolerantes

DBO – Demanda bioquímica de oxigênio

DQO – Demanda química de oxigênio

EB – Efluente bruto

N - Nitrogênio

NO_3^- - Nitrato

N-NH_4^+ - Nitrogênio amoniacal

NTK - Nitrogênio Total Kjeldahl

OD – Oxigênio dissolvido

P - Fósforo

pH – Potencial Hidrogeniônico

SNIS – Sistema nacional de informações de saneamento

SST– Sólidos suspensos totais

T – Temperatura

TS – Tanque séptico

VMP – Valor máximo permitido

WC – *Wetlands* construídas

WES – *Wetlands* de escoamento superficial

WESS – *Wetlands* de escoamento subsuperficial

WAHESS – *Wetlands* aerado horizontal de escoamento subsuperficial

WHESS – *Wetlands* horizontal de escoamento subsuperficial

WVESS – *Wetlands* vertical de escoamento subsuperficial

RESUMO

Esta pesquisa teve por objetivo avaliar o desempenho e o comportamento de um sistema de tratamento de esgoto sanitário dos funcionários de um escritório administrativo de uma mineradora, localizada no município de Nova Lima – MG, composto por tanque séptico (TS) seguido de um *wetland* aerado horizontal de escoamento subsuperficial (WAHESS) e um *wetland* horizontal de escoamento subsuperficial (WHESS), em escala plena. O sistema de tratamento de efluentes foi dimensionado para uma vazão média diária de $40 \text{ m}^3 \text{ dia}^{-1}$, cargas de DBO de $13,5 \text{ kg dia}^{-1}$, de DQO de $27,5 \text{ kg dia}^{-1}$, de NT de $2,5 \text{ kg dia}^{-1}$ e carga de SST de 15 kg dia^{-1} , sendo composto por dois TS de 18 m^3 cada e TDH de 0,5 dia, seguido de dois WC, sendo o primeiro com área de 225 m^2 , volume de 180 m^3 , TDH de 1,49 dia cultivado com *Cyperus prolifer* e o segundo com área de 225 m^2 , volume de 90 m^3 , TDH de 0,64 dia cultivado com *Thalia Dealbata*, em ambos os sistemas foi utilizado brita nº 1 como meio suporte. Foram avaliadas as variáveis DBO, DQO, SST, N-amoniacal, N-nitrato, P-total, coliformes termotolerantes, pH, temperatura, turbidez e OD, com periodicidade quinzenal, totalizando 10 amostras no período de 03/10/2019 a 18/02/2020, os dados foram analisados por meio de estudos de estatística descritiva e foram plotados gráficos em excell. Pode-se concluir que, tal sistema demonstrou adequação aos padrões preconizados pela legislação ambiental vigente, quanto à remoção de matéria orgânica (DBO e DQO), SST e pH e temperatura. A eficiência de remoção no WAHESS para DBO e DQO foi de 94% e 88% respectivamente, SST com 83%, turbidez com 94% e remoção de 97% para coliformes termotolerantes. Sendo que a eficiência global do sistema para todas essas variáveis permaneceu acima de 95%. O pH tendeu a neutralidade dentro do sistema e a temperatura não sofreu grandes oscilações. Houve oferta de OD no WAHESS, o que proporcionou estabilização da matéria orgânica, e concentração no efluente final equivalente a $2,21 \text{ mg L}^{-1}$. Com relação aos nutrientes o P-total, foi o que apresentou maiores eficiências de remoção, sendo no WAHESS 16% e ET 23%. O N-amoniacal apresentou incremento nos valores em torno de 100% ao passar pelo TS, e remoção de 52% no WAHESS, o que resultou em menor remoção global (15%). Para o nitrato houve aumento de concentração em 104% em relação ao efluente bruto, podendo estar associado ao TDH equivalente 1,49 dia. Observou-se que o sistema de *wetlands* construídos (WC) foi essencial para o tratamento de efluentes, sendo o WAHESS o que apresentou maiores taxas de remoção dos poluentes, seguido do WHESS. O estudo permitiu concluir que o emprego de WC para o tratamento de esgoto doméstico após tratamento por TS, foi eficiente, atingindo os valores exigidos pela legislação estadual vigente para lançamento de efluentes.

Palavras-chave: Tratamento de águas residuárias. Esgoto. *Wetlands* de escoamento horizontal.

ABSTRACT

*This research aimed to evaluate the performance and behavior of a sanitary sewage treatment system for employees of an administrative office of a mining company, located in the municipality of Nova Lima - MG, consisting of a septic tank (TS) followed by an aerated wetland horizontal subsurface flow (WAHESS) and a horizontal subsurface flow (WHESS) wetland, at full scale. The effluent treatment system was designed for an average daily flow of 40 m³ day⁻¹, DBO load of 13.5 kg day⁻¹, DQO load of 27.5 kg day⁻¹, NT load of 2, 5 kg day⁻¹ and SST load of 15 kg day⁻¹, consisting of two TS of 18 m³ each and TDH of 0.5 day, followed by two WCs, the first with an area of 225 m², volume of 180 m³, 1.49 day TDH cultivated with *Cyperus proliifer* and the second with an area of 225 m², 90 m³ volume, 0.64 day TDH cultivated with *Thalia Dealbata*, in both systems gravel n° 1 was used as support. The variables DBO, DQO, SST, N-ammoniacal, N-nitrate, P-total, thermotolerant coliforms, pH, temperature, turbidity and DO were evaluated, with biweekly intervals, totaling 10 samples in the period from 03/10/2019 to 18/02/2020. It can be concluded that, such a system demonstrated adequacy to the standards recommended by the current environmental legislation, regarding the removal of organic matter (DBO and DQO), SST and pH and temperature. The removal efficiency at WAHESS for DBO and DQO was 94% and 88% respectively, SST with 83%, turbidity with 94% and 97% removal for thermotolerant coliforms. The overall efficiency of the system for all these variables remained above 95%. The pH tended to be neutral within the system and the temperature did not undergo major fluctuations. There was an offer of OD in WAHESS, which provided stabilization of organic matter, and concentration in the final effluent equivalent to 2.21 mg L⁻¹. With regard to nutrients, the P-total was the one with the highest removal efficiencies, with WAHESS being 16% and ET 23%. The N-ammoniacal showed an increase in values around 100% when passing through the TS, and removal of 52% in the WAHESS, which resulted in less overall removal (15%). For nitrate, there was an increase in concentration of 104% in relation to the raw effluent, which may be associated with the equivalent TDH 1.49 days. It was observed that the system of constructed wetlands (WC) was essential for the treatment of effluents, with WAHESS having the highest pollutant removal rates, followed by WHESS. The study concluded that the use of WC for the treatment of domestic sewage after treatment by a septic tank was efficient, reaching the values required by the current state legislation for the discharge of effluents (DN COPAM CERH n° 01/2008).*

Keywords: Wastewater treatment. Sewage. Horizontal runoff wetlands.

SUMÁRIO

LISTA DE ILUSTRAÇÕES	7
LISTA DE TABELAS	9
LISTA DE QUADROS	10
LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS	11
RESUMO	12
ABSTRACT	13
1 INTRODUÇÃO	16
2 REFERENCIAL TEÓRICO	19
2.1 A problemática das águas residuárias no Brasil	19
2.2 Características gerais de <i>wetlands</i> naturais.....	21
2.3 Características gerais dos <i>wetlands</i> construídos	21
2.3.1 Classificação dos <i>wetlands</i> construídos (WC).....	23
2.3.2 <i>Wetlands</i> de Escoamento Superficial (WES).....	24
2.3.3 <i>Wetlands</i> de Escoamento Subsuperficial (WESS).....	25
2.3.3.1 <i>Wetlands</i> Verticais de Escoamento Subsuperficial (WVESS)	25
2.3.3.2 <i>Wetlands</i> Horizontais de Escoamento Subsuperficial (WHESS)	26
2.3.3.3 Sistemas Híbridos	28
2.4 Mecanismos físicos, químicos e biológicos de remoção de poluentes em WHESS.....	29
2.6 Experiências Brasileiras com <i>Wetlands</i> Construídos	38
3 MATERIAL E MÉTODOS	39
3.1 Localização e caracterização da área de estudo	39
3.2 Descrição das unidades de tratamento do efluente	40
3.3 Dimensionamento das estruturas de tratamento	41
3.3.1 Dimensionamento dos tanques sépticos	43
3.3.2 Dimensionamento dos <i>wetlands</i> construídos.....	43
3.3.3 Plantas utilizadas	44
3.4 Levantamento e sistematização dos dados	45
3.5 Estatística descritiva e tratamento dos dados.....	46
4 RESULTADO E DISCUSSÃO	47
4.1 Vazões e volumes	47
4.2 Análise dos efluentes	48
4.2.1 Resumo dos resultados	48
4.3 Análise da Temperatura e pH	51

4.4	Análise de matéria orgânica.....	54
4.5	Análise de sólidos suspensos totais e turbidez	57
4.6	Análise de coliformes termotolerantes	60
4.7	Análise de Oxigênio dissolvido	62
4.8	Análise de nutrientes.....	64
4.8.1	Nitrogênio Amoniacal	64
4.8.2	Nitrato	66
4.8.3	Fósforo Total	68
5	CONCLUSÃO.....	70
	REFERÊNCIAS	71

1 INTRODUÇÃO

No Brasil, no que se refere ao serviço de esgotamento sanitário, 43% da população possui esgoto coletado e tratado e 12% utilizam-se de fossa séptica, ou seja, 55% da população possuem tratamento considerado adequado, 18% possuem esgoto coletado e não tratado e 27% não possuem coleta e tratamento (ANA, 2017).

Observa-se que há uma grande parcela da população brasileira não atendida com os sistemas de esgotamento sanitário. Dessa forma, os estudos e aplicação de sistemas de tratamentos descentralizados ou unifamiliares, são capazes de atender a população carente e núcleos de pequeno porte. Sendo que a coleta e o tratamento dos esgotos gerados, devem ser prioridade, afim de evitar danos à população e ao meio ambiente, que podem ocasionar a incidência de doenças de veiculação hídrica e o comprometimento da qualidade da água e vida aquática.

Segundo Paulino e Teixeira (2012), a destinação mais comum dos esgotos é o lançamento nos corpos hídricos, o que proporciona condições de poluição e contaminação ao corpo hídrico receptor e dentre os principais impactos ambientais pode-se citar: Eutrofização de corpos d'água, diminuição do oxigênio dissolvido, toxicidade aos organismos aquáticos devido à presença de metais pesados, demanda de maiores quantidades de produtos químicos para tratamento de água e alteração da qualidade física, química e microbiológica do corpo receptor.

Os microrganismos presentes nos esgotos podem transmitir doenças, e a origem dos agentes patogênicos presentes nos esgotos é de predominância humana, o que reflete diretamente no nível de saúde pública da população, pois grande parte das doenças de veiculação hídrica são provenientes da água de má qualidade que recebe cargas de esgotos sanitários (ALMEIDA *et al.* 2017).

Segundo dados do IBGE (2014), anualmente ocorrem 400 mil internações por diarreia no Brasil, além disso, a falta de saneamento básico contribui para a proliferação de vetores transmissores de doenças (Dengue, chikungunya, zica, esquistossomose entre outros). Conforme aponta DATASUS (2018) a ocorrência de internações totais por doenças de veiculação hídrica chega a 233.880 casos no Brasil, sendo desse montante, 2.180 casos vieram a óbito.

Para minimizar os impactos descritos, maior esforço deve ser empreendido na implantação de sistemas de tratamento. Segundo Von Sperling (2014), para escolha do processo de tratamento que será utilizado é preciso considerar aspectos como eficiência,

confiabilidade, área de implantação, impactos ambientais, custos de operação e implantação, características do efluente a ser tratado entre outras variáveis.

As condições climáticas no Brasil favorecem a aplicação de sistemas naturais, dos quais destaca-se os *wetlands* construídos (WC), que vem despertando o interesse em algumas empresas, pequenos núcleos populacionais e universidades, pelo seu baixo custo de implantação, operação, manutenção e não há exigência de mão-de-obra qualificada. Os WC já são utilizados por países desenvolvidos como alternativa tecnológica para o tratamento de esgotos e na promoção do saneamento rural (SEZERINO, 2006).

Conforme apontado por Salaro (2008) e Monteiro (2009) os WC são sistemas naturais de tratamento de esgotos que utilizam plantas aquáticas, estabelecidas em leitos filtrantes, sendo adequadas às condições climáticas do Brasil. Esses sistemas apresentam baixa demanda energética, baixa ou nenhuma geração de lodo e de maus odores. Os WC são resistentes às variações de carga sem comprometimento de sua eficiência e podem ser utilizadas como pós-tratamento de efluentes domésticos ou industriais (TONIATO, 2005; SEZERINO, 2006; MONTEIRO, 2009, PELISSARI, 2013).

Dentre os modelos de WC destacam-se as *wetlands* horizontais de escoamento subsuperficial (WHESS), que podem promover tratamento satisfatório, quando dimensionadas corretamente e instaladas com materiais adequados para sua construção e operação (DE PAOLI, 2010). De acordo com Phillippi e Sezerino (2004) esse modelo de *wetland* é constituído de leito filtrante (comumente utilizado brita, cascalho ou areia) onde são plantadas macrófitas aquáticas e por onde o efluente a ser tratado irá percolar.

No Brasil, estudos utilizando *wetlands* para tratamento de águas residuárias, devem atender os valores obtidos para parâmetros físicos, químicos e biológicos preconizados na Resolução CONAMA nº 430 de 2011 (BRASIL, 2011) e no âmbito estadual, a Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH 01/2008 (MINAS GERAIS, 2008). O uso dos WC tem-se demonstrado uma alternativa ambientalmente sustentável e estudos que avaliam a eficiência do seu desempenho são de fundamental importância para propor medidas de otimização do processo e divulgação dos resultados, além de promover o tratamento adequado dos efluentes.

Diante disso, o presente trabalho tem por objetivo avaliar o desempenho e o comportamento de um sistema de tratamento de esgoto sanitário dos funcionários de um escritório administrativo de uma mineradora, localizada no município de Nova Lima – MG, composto por tanque séptico (TS) seguido de um *wetland* aerado horizontal de

escoamento subsuperficial (WAHESS) e um *wetland* horizontal de escoamento subsuperficial (WHESS), em escala plena.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 A problemática das águas residuárias no Brasil

Segundo os dados apontados por ANA (2017), no Brasil, referente ao serviço de esgotamento sanitário, 43% da população possui esgoto coletado e tratado e 12% utilizam-se de fossa séptica, ou seja, 55% da população possuem tratamento considerado adequado, 18% possuem esgoto coletado e não tratado e 27% não possuem coleta e tratamento. No país de toda carga orgânica gerada, apenas 39% é removida com infraestrutura de tratamento dos esgotos (BRASIL, 2017).

Águas residuárias ou esgotos são definidos como líquidos provenientes de usos domésticos, industriais e comerciais em diferentes níveis de tratamento, sendo as recém-produzidas turvas, de cor escura, de forte odor e podem conter sólidos de variadas dimensões, em flutuação ou suspensão e conter certa periculosidade devido aos organismos patogênicos (SILVA; MARA, 2010).

Dentre os impactos ambientais associados às águas residuárias destaca-se: eutrofização dos corpos d'água em decorrência da presença de nutrientes (nitrogênio e fósforo), diminuição do oxigênio dissolvido devido à sua utilização pelas bactérias aeróbias para oxidar matéria orgânica solúvel, alteração da qualidade física, química e biológica do corpo hídrico receptor, doenças de veiculação hídrica, podendo causar danos à saúde da população (PAULINO; TEIXEIRA, 2012).

Em função da rápida e crescente urbanização no Brasil, há necessidade de opções adequadas de tratamento das águas residuárias, essas águas devem receber tratamentos diversos para estarem aptas e não serem prejudiciais quando devolvidas aos corpos d'água; dessa forma, colaborando para que os mananciais não sejam poluídos, preservando-se a saúde da população e as comunidades aquáticas (VIEIRA; KOVALICZN, 2010).

O tratamento das águas residuárias objetiva remover o máximo de poluentes possível, com potencial de prejudicar o meio ambiente aquático em que são descartados. A remoção de poluentes pode ocorrer física, química ou bioquimicamente (VIEIRA; KOVALICZN, 2010).

Dentre os sistemas anaeróbios, o tanque séptico, comumente chamado de fossa séptica, corresponde a uma unidade cilíndrica ou prismática retangular de escoamento horizontal, normalmente utilizado como alternativa ao tratamento descentralizado de

esgotos por processos de sedimentação, flotação e digestão (ABNT, 1993). De acordo com Jordão e Pessoa (1995) os tanques sépticos são sistemas para tratamento de nível primário.

Os tanques sépticos são reatores biológicos anaeróbios, onde há reações bioquímicas com a interferência de microrganismos, os quais participam ativamente no decréscimo da matéria orgânica. Nesses tanques, o esgoto é tratado na ausência de oxigênio livre (ambiente anaeróbio), ocorrendo a formação de uma biomassa anaeróbia (lodo anaeróbio) e formação do biogás, que é composto principalmente de metano e gás carbônico. Nos tanques sépticos ocorre sedimentação de sólidos, decomposição de parte da fração orgânica e retenção de material graxo (JORDÃO; PESSÔA, 1995).

Os tanques sépticos apresentam como vantagens, a construção e operação simples com baixo custo associado, resistente às variações do afluente, adequado para tratamento do esgoto fresco, não há necessidade de inocular lodo, absorve choques tóxicos e de sobrecarga com rápida recuperação, não perde eficiência em longo prazo com o envelhecimento do lodo, mas como limitação apresenta baixa eficiência na remoção de DBO, DQO e SST (ÁVILA, 2005), diante disso, há necessidade de tratamento complementar.

Os tanques sépticos apresentam eficiências de remoção para DBO entre 30 a 60%, DQO entre 30 a 60% e sólidos suspensos totais entre 50 a 70%, (JORDÃO; PESSÔA, 1995, NUVOLARI, 2011), porém produz um efluente de qualidade razoável, que pode ser encaminhado a um pós-tratamento, de forma complementar, para remoção de matéria orgânica solúvel, nutrientes e demais poluentes (ÁVILA, 2005).

Em complementação ao sistema de tanque séptico e como pós-tratamento, os *wetlands* construídos (WC) vêm sendo implantados ao redor do mundo como uma alternativa aos sistemas convencionais de tratamento de esgotos e é indicada para países em desenvolvimento, uma vez que esses sistemas apresentam baixo requisito energético e são de simples construção, operação e manutenção (SEZERINO, 2006).

Para Haberl *et al.* (1999), os WC estão entre as mais promissoras tecnologias de pós-tratamento de águas residuárias anaerobicamente pré-tratadas, uma vez que possuem boa eficiência tanto na remoção de DBO, DQO, sólidos e nitrogênio, quanto na redução de traços de metais, substâncias orgânicas e agentes patogênicos. Os WC têm capacidade de remoção de patógenos dos esgotos através de uma combinação de fatores, biológicos, químicos e físicos (SEZERINO, 2006).

No Brasil, a utilização de WC difundiu-se a partir da década de 1990, mas foi a partir dos anos 2000 que o uso dessa tecnologia foi difundido por todo o território nacional, com diferentes configurações de escoamento, diversidade de espécies de macrófitas e meios filtrantes (SEZERINO et al., 2015).

2.2 Características gerais de *wetlands* naturais

Wetland é um termo em inglês utilizado mundialmente para denominar qualquer ecossistema alagado ou em transição entre o terrestre e o aquático. Para Salati (2003) e Phillippi e Sezerino (2004), no Brasil estes ecossistemas são conhecidos como brejos, banhados, pântanos, várzeas, igapós, manguezais, dentre outros, que ficam total ou parcialmente alagados durante o ano. As áreas alagadas são porções de terra que ficam encharcadas e que se encontram em depressões topográficas em solos com baixa permeabilidade (LIMA, 2016).

Wetlands naturais apresentam grande capacidade de alterar a qualidade das águas que por ela passam por diversos mecanismos físicos, químicos e biológicos. Estes sistemas têm atividade biológica elevada e que favorece a transformação de poluentes comuns em subprodutos inofensivos, e ainda em nutrientes essenciais aos organismos vivos (KADLEC; KNIGHT, 1996). Os nutrientes servem de suporte aos organismos fotossintetizantes que convertem compostos inorgânicos em compostos orgânicos, que servem de alimento para animais e microrganismos (SEZERINO, 2006).

2.3 Características gerais dos *wetlands* construídos

Wetlands construídos (WC) operam como um filtro biológico, na qual, ocorre o desenvolvimento de microrganismos capazes de promover reações de depuração da água e, portanto, controlar a poluição e o manejo de resíduos (sólidos provenientes dos esgotos) em um local diferente de onde existe um *wetland* natural (USEPA, 2000; POÇAS, 2015).

Os WC são sistemas projetados que utilizam tecnologia com o objetivo de reproduzir os *wetlands* naturais, em condições ótimas de tratamento e possuem flexibilidade quanto à escolha do local de implantação, definição das variáveis hidráulicas e maior facilidade no manejo da vegetação, com o objetivo de obter maior eficiência de remoção de material orgânico e nutrientes (IWA, 2000 apud MELO, 2016; SANTIAGO et al., 2005).

O uso de WC como pós-tratamento de esgoto sanitário é recomendado para pequenas populações (menor que 2.000 pessoas), e por isso estão sendo cada vez mais utilizados (DECEZARO, 2018), possui baixo custo de implantação, fácil operação e manutenção em relação aos sistemas convencionais, podendo ser implantados em comunidades rurais, pequenos e médios municípios, e em núcleos populacionais (condomínios, escolas, vilarejos, hotéis e empresas) (VALENTIM, 2003).

O Brasil é um dos países que possui condições climáticas e ambientais favoráveis para a implantação deste tipo de sistema, além de apresentar uma enorme carência no tratamento de águas residuárias (VALENTIM, 2003).

Esses sistemas de tratamento de esgotos apresentam capacidade de remoção de poluentes, sendo eles: DBO, DQO, organismos patogênicos, sólidos suspensos totais (SST), nutrientes, metais pesados e compostos orgânicos tóxicos (CHERCHINARO, 2001).

Os WC possuem uma série de vantagens, além do baixo custo de implantação, apresenta simplicidade de operação e auto sustentabilidade, que tornam estes sistemas uma alternativa para pós-tratamento de efluentes anaeróbios quando não atingem a eficiência, pois fornecem tratamento efetivo e seguro de esgoto e são tolerantes a variações de carga hidráulica e de contaminantes, além de fornecerem uma área verde promovendo habitats para a vida selvagem (DE PAOLI, 2010; SANTIAGO *et al.*, 2005).

Entretanto, uma das limitações dos WC é a necessidade de grandes áreas para tratamento de grandes volumes de efluente, quando comparados a outros tipos de tratamento (BEDA, 2011; VALENTIM, 2003).

O Quadro 1 apresenta em síntese, as principais vantagens e limitações da aplicação de WC (CHERCHINARO, 2001; CHERCHINARO, 2011; VALENTIM, 2003; PHILIPPI; SEZERINO, 2004).

Quadro 1 - Vantagens e limitações dos *wetlands* construídos.

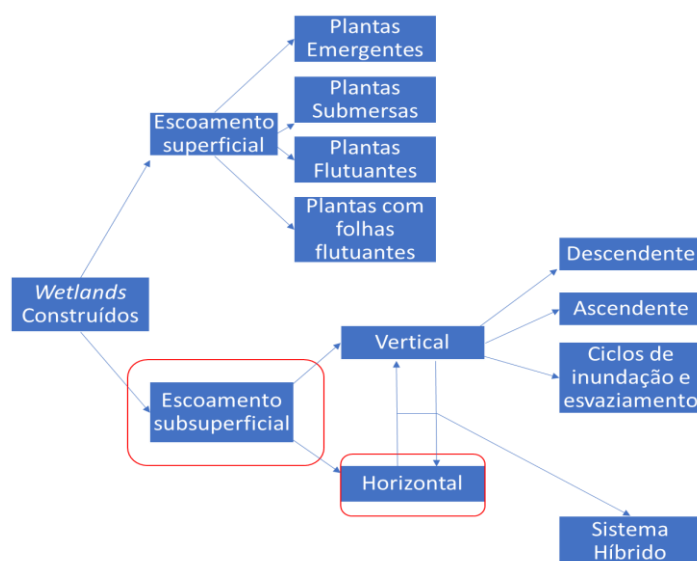
Vantagens	Limitações
Baixos custos de construção e operação quando comparados a outros sistemas de tratamento	Maior demanda de área para construção quando comparados a sistemas mais complexos como o lodo ativado
Baixo consumo de energia e produção de lodo	Possibilidade de colmatção do substrato e formação de curtos-circuitos hidráulicos
Promoção de um tratamento satisfatório quanto a remoção de matéria orgânica, sólidos em suspensão e macronutrientes (nitrogênio e fósforo)	Necessidade de manejo das macrófitas aquáticas e recorrentes imprecisões para os critérios de projeto e operação
Remoção de organismos patogênicos	Substrato para enchimento do leito

Fonte: (CHERCHINARO, 2001; CHERCHINARO, 2011; VALENTIM, 2003; PHILIPPI; SEZERINO, 2004).

2.3.1 Classificação dos *wetlands* construídos (WC)

Os WC são classificados de acordo com o tipo de escoamento adotado. Os tipos básicos são *wetlands* construídos de escoamento superficial (WES) e subsuperficial (WESS), podendo variar a direção do escoamento na vertical ou horizontal. Cada modelo de WC pode operar conforme o tipo de escoamento (ascendente, descendente e contínuo ou bateladas) e com variações de dimensionamento, meio suporte, plantas, de acordo com as necessidades de cada tratamento (SEZERINO *et al.*, 2015). A Figura 1 explicita as principais classificações de WC, quanto ao tipo de escoamento e plantas utilizadas.

Figura 1 - Classificação dos *wetlands* construídos. Em destaque o tipo de *wetland* que será abordado no presente estudo.



Fonte: Adaptado de Sezerino *et al.* (2015).

2.3.2 *Wetlands* de Escoamento Superficial (WES)

Nos sistemas de *wetlands* de escoamento superficial (WES), a lâmina d'água está acima da superfície do solo e as plantas estão enraizadas na camada de sedimento na base da coluna de água, ou flutuantes no meio. Geralmente, o ambiente é aeróbio próximo a superfície da água, com tendências a condições anóxicas em direção ao fundo da unidade de tratamento (DE PAOLI, 2010; DORNELAS, 2008).

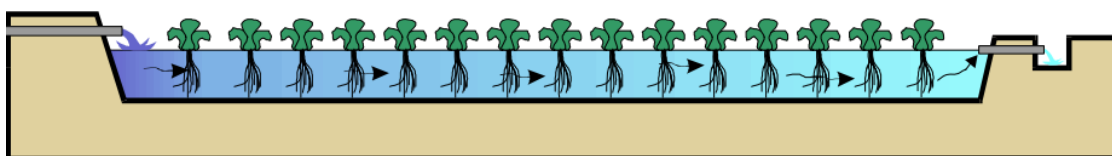
Os esgotos ao passarem pelo WES são tratados por processos de sedimentação, filtração, oxidação, redução, adsorção e precipitação (KADLEC; WALLACE, 2008). Nesses sistemas (Figura 2), o tratamento do efluente ocorre pela absorção de nutrientes por meio das macrófitas e o transporte de oxigênio para a rizosfera e pela ação de microrganismos no processo. Esse tipo de *wetland* possui duas desvantagens, a primeira é o fato de poder ocorrer proliferação de mosquitos e a segunda é a possibilidade de ocorrer produção de mau odor (KNIGHT; WALLACE, 2004).

Os WES devido ao seu potencial de exposição humana aos patógenos, raramente são utilizadas para tratamento primário ou secundário, sendo a aplicação desta tipologia no tratamento de efluentes secundários ou terciários como as lagoas, filtros biológicos percoladores, lodos ativados (USEPA, 2000).

Dentre as espécies de macrófitas mais utilizadas nesse tipo de *wetland*, encontra-se a *Eichhornia crassipes* (espécie flutuante), mais conhecida como aguapé, por possuir alta capacidade de resistir a águas poluídas, variações de temperatura, nutrientes, pH e metais pesados (SALATI, 2000).

Em detalhe, a configuração do WES é apresentada na Figura 2.

Figura 2 – Desenho esquemático de um sistema WES



Fonte: SALATI (1998).

2.3.3 *Wetlands* de Escoamento Subsuperficial (WESS)

Com relação aos *wetlands* de escoamento subsuperficial (WESS), são considerados dois tipos: *wetlands* verticais de escoamento subsuperficial (WVESS) e *wetlands* horizontais de escoamento subsuperficial (WHESS) e pode haver a combinação dos dois tipos de sistemas, comumente chamado de sistema híbrido (DE PAOLI, 2010).

Nesses sistemas de escoamento subsuperficial não existe uma coluna d'água sob a superfície do terreno, são filtros lentos preenchidos com areia ou brita como meio suporte para as raízes das plantas crescerem. O esgoto passa pelo substrato, onde entra em contato com bactérias facultativas, associadas às raízes das macrófitas e ao material suporte, que promovem, por diversos processos, a purificação do esgoto (POÇAS, 2015).

O fato dos WESS não possuírem lâmina d'água exposta, não ocorre a proliferação de mosquitos e não há contato de pessoas e animais com o esgoto. São adequadas para receber efluentes de tanques sépticos e reatores anaeróbios, e merecem cuidados especiais no caso de efluentes de lagoas de estabilização, devido à presença de algas (PROSAB, 2009; KNIGHT; WALLACE, 2004).

2.3.3.1 *Wetlands* Verticais de Escoamento Subsuperficial (WVESS)

Os *wetlands* verticais de escoamento subsuperficial (WVESS) são sistemas preenchidos com um leito filtrante provido de plantas emergentes (*Cynodon spp.*, *Typha*, *Cyperus Papyrus*, *Canna L* e *Heliconia spp.*, por exemplo) (VON SPERLING, 2018). O

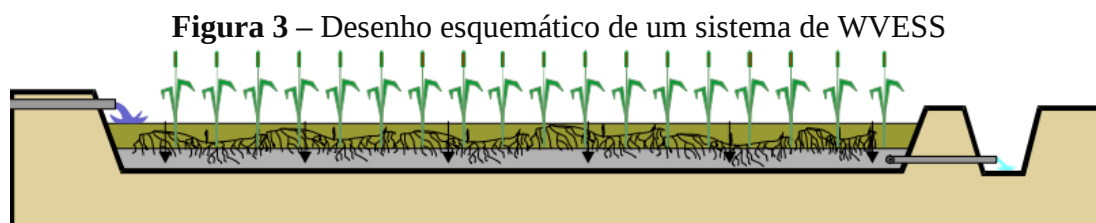
efluente a ser tratado é distribuído homogeneamente na superfície do leito, infiltrando e percolando pelo meio poroso. Sua coleta ocorre no fundo da unidade por um sistema de drenagem. O WVESS é alimentado de forma intermitente, por meio de bateladas, ou por escoamento contínuo, com águas residuárias pré-tratadas ou não (DORNELAS, 2008).

Como material suporte e de enchimento do WVESS podem ser usados brita, cascalho, escória siderúrgica ou outros tipos de materiais que não sofram desagregação devido as atividades químicas e biológicas que ocorrem no leito (VON SPELIRNG, 2018).

Segundo De Paoli (2009), a aplicação de uma vazão afluyente intermitente para alimentar o sistema, tem por finalidade melhorar a oxigenação do meio filtrante e, conseqüentemente, do biofilme presente nos espaços e aderido ao meio suporte, resultando em um ambiente aeróbio. Essa intermitência, intensifica a oxidação da amônia, e como resultado um efluente nitrificado (USEPA, 2000).

Geralmente utiliza-se mais de um *wetland* em paralelo, sendo que um deles recebe a batelada e os outros estão em repouso, o que permite a ocorrência da degradação e secagem do lodo na superfície e a manutenção das condições aeróbias (PROSAB, 2009).

Na Figura 3 observa-se o desenho esquemático de um WVESS. Neste sistema o líquido a ser tratado é disposto uniformemente sobre toda área superficial do módulo de tratamento, de forma intermitente ou por bateladas (SALATI, 1998).



Fonte: SALATI (1998).

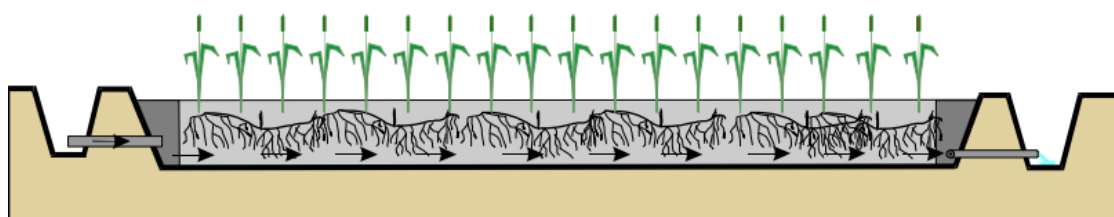
2.3.3.2 Wetlands Horizontais de Escoamento Subsuperficial (WHESS)

Os WHESS, objeto deste estudo, são constituídos por tanques permeáveis com camada inferior impermeável para prevenir a contaminação do lençol freático e conter o substrato que dará meio suporte ao crescimento das macrófitas e do biofilme de microrganismos. Quando operados e dimensionados corretamente, o efluente mantém-se abaixo da superfície do leito e fluem em contato com as raízes e rizomas das plantas. Devido a não exposição do efluente durante o tratamento pode ser minimizado o risco

associado à exposição humana ou de animais aos organismos patogênicos (USEPA, 2000; DORNELAS, 2008).

Na Figura 4 está apresentado um desenho esquemático de um WHESS, onde o efluente a ser tratado é mantido com escoamento horizontal subsuperficial, percolando pelo elemento filtrante. Essa tipologia de escoamento horizontal subsuperficial é bastante comum no tratamento secundário em residências ou pequenas comunidades, principalmente como pós-tratamento de fossas sépticas ou fossa séptica-filtro anaeróbico, ou ainda utilizada no tratamento de efluentes industriais (DE PAOLI, 2010).

Figura 4 - Desenho esquemático de um sistema de WHESS.



Fonte: SALATI (1998).

Os microrganismos se desenvolvem aderidos à superfície do material do meio suporte, do caule e das raízes das plantas e dos sólidos em suspensão aglomerados no sistema. O esgoto flui longitudinalmente e é submetido ao tratamento durante o contato com a superfície do substrato e com os rizomas e raízes que são locais de concentração do biofilme bacteriano que decompõe o material orgânico. A oxidação no meio é realizada, dependendo da espécie cultivada, via rizoma das plantas e por difusão do ar atmosférico na superfície do meio suporte, possibilitando a formação de locais aeróbios e anaeróbios no interior da unidade de tratamento (MATOS; LO MONACO, 2003 apud DE PAOLI, 2010).

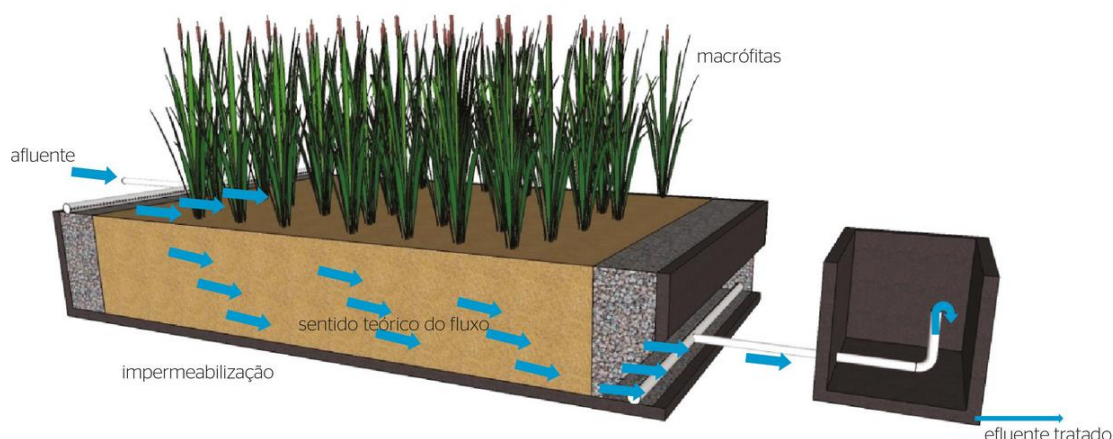
Os WHESS possuem vantagens em relação aos WES, pois apresentam altas taxas de remoção de contaminantes por unidade de área (DBO, DQO, SST) (DE PAOLI, 2010). O substrato promove maior área superficial para o crescimento de microrganismos, aumentando o efeito da filtração e resultando no aumento da eficiência do tratamento, desta forma, caracteriza um sistema com menor requisito de áreas se comparado a um *wetland* de escoamento superficial (USEPA, 2000).

Em relação ao desempenho de WHESS aplicados ao tratamento de esgoto doméstico, em escala real, com sistema de tratamento composto por tanque séptico

seguido de *wetland* horizontal de escoamento subsuperficial, verificou-se eficiência de remoção de 82% a 98% para DQO e de 82% a 90% para SST (SEZERINO *et al.*, 2012).

A Figura 5 é um esquema típico de um WHESS. Basicamente são compostos por uma tubulação de distribuição na entrada, fundo impermeabilizado para evitar contaminação do lençol freático, elemento filtrante, vegetação (macrófitas) e tubulação de saída provida de dispositivo de controle de nível do sistema.

Figura 5—Croqui de um sistema de WHESS.



Fonte: Sezerino *et al.* (2015).

2.3.3.3 Sistemas Híbridos

Os sistemas híbridos de *wetlands*, unem as vantagens do sistema horizontal e o sistema vertical. Os elementos filtrantes e plantas utilizadas são os mesmos utilizados para cada sistema, quando operados individualmente.

Diferentes tipos de *wetlands* construídos têm sido combinados para melhorar a eficiência de remoção de poluentes específicos, como o nitrogênio (VYMAZAL, 2005). A maioria dos sistemas híbridos combinam unidades de tratamento com escoamento vertical seguido por escoamento horizontal (PHILIPPI; SEZERINO, 2004).

Essa configuração vem sendo bastante aplicada, principalmente na Europa, devido aos altos requisitos para remoção de amônia nesses países (KADLEC; WALLACE, 2008). No Brasil, um estudo conduzido para avaliar um *wetland* vertical seguido de um *wetland* horizontal, em escala piloto, tratando esgoto sanitário, mostrou-se eficiente em relação a remoção de material orgânico, tendo eficiência na remoção de sólidos de 99% e DQO de 87%, e satisfatória remoção de NTK (48%) e fósforo total (68%) (SILVA *et al.*, 2015).

Uma alternativa de configuração de *wetlands* híbridos é um WC horizontal seguido de um vertical, com recirculação. O WC horizontal remove o material orgânico e os sólidos suspensos, em seguida o WC vertical promove a nitrificação da amônia em nitrato e uma parte recircula para o WC horizontal, onde ocorre a desnitrificação e remoção, em muitos casos, total do nitrogênio. É um sistema complexo em que há necessidade de um maior controle operacional e gasto com energia elétrica para o bombeamento e promoção da recirculação (DE PAOLI, 2010).

Recentemente o uso de sistemas híbridos incorporou, também, o uso dos *wetlands* de escoamento superficial, sendo o WES localizado sempre por último para dar um polimento ao efluente. Uma configuração adotada são dois *wetlands* verticais em paralelo alternando seu funcionamento, seguido de um *wetland* horizontal e logo após um *wetland* superficial (DE PAOLI, 2010). Esta associação proporciona a ocorrência dos processos de nitrificação e desnitrificação, nos *wetlands* verticais e horizontais, tendo em vista que os sistemas verticais são mais oxigenados que nos horizontais, onde encontram-se condições anóxicas (LOURENÇO, 2017).

Portanto, quando se une as vantagens desses sistemas é possível produzir um efluente com baixa concentração de DBO, DQO, nutrientes e sólidos (LOURENÇO, 2017).

Em um estudo conduzido em escala real, tratando efluente sanitário, composto por tanque séptico, seguido por um *wetland* vertical e *wetland* horizontal, os resultados mostraram que o sistema híbrido foi capaz de remover grande parte dos poluentes, apresentando eficiências de remoção de DQO, SST, N-NH_4^+ e P-PO_4^{3-} superiores a 90% (ROUSSO, 2017).

2.4 Mecanismos físicos, químicos e biológicos de remoção de poluentes em WHESS

O tratamento de esgotos, por WHESS, abrangem uma diversa variedade de processos físicos, químicos e biológicos que ocorrem e que são promovidos pelos elementos presentes no sistema que são: o efluente em tratamento, substrato, plantas, restos de plantas, invertebrados (larvas de insetos e lombrigas) e diversos tipos de microrganismos. Os fatores físicos e químicos e biológicos estão interligados entre si e ocorrem concomitantemente (DE PAOLI, 2010).

Para Dornelas (2008), o objetivo do tratamento de águas residuárias, sejam elas provenientes de esgoto doméstico, industrial, atividades minerárias, agrícolas, drenagem

urbana e rural por meio dos WHESS é acelerar o contato dos microrganismos juntamente com o substrato, de forma a proporcionar a bioconversão para gás carbônico, biomassa e efluente tratado.

Resumidamente o tratamento de esgotos em WC acontece pela atuação do material filtrante, das plantas e dos microrganismos, por mecanismos físicos, químicos e biológicos. No Quadro 2 estão listados os principais mecanismos de remoção de poluentes em WC.

Quadro 2 - Processos de remoção de poluentes em WC.

Poluente	Processo de transformação / remoção		
	Físico	Químico	Biológico
Matéria Orgânica Carbonácea (DBO, DQO)	Filtração e sedimentação (Matéria Orgânica Particulada)	Oxidação	Degradação bacteriana consumo microbiano
Sólidos em suspensão	Filtração e sedimentação		Decomposição bacteriana
Nitrogênio	Volatilização	Troca catiônica	Nitrificação/Desnitrificação, consumo microbiano, absorção pelas plantas
Fósforo	Filtração	Adsorção, Precipitação	Consumo microbiano, absorção pelas plantas
Patógenos	Filtração	Degradação UV, adsorção	Predação, Decaimento Natural
Metais Pesados	Sedimentação	Adsorção, Precipitação	Biodegradação, Fitodegradação, fitovolatilização, absorção pelas plantas

Fonte: Adaptado de Stefanakis, Akratos e Tsihrintzis (2014) apud Decezarro (2018).

Dentre os processos listados acima a matéria orgânica é o principal poluente no esgoto sanitário/doméstico, e que para remover é imprescindível a atuação desses mecanismos que são responsáveis pela estabilização da matéria orgânica solúvel, que pode ocorrer aerobicamente ou anaerobicamente (DECEZARO, 2018). A eficiência de todos os processos (biológicos, químicos e físicos) varia com o tempo de detenção hidráulica (TDH).

Outro importante mecanismo é a precipitação de metais que podem precipitar na coluna d'água como compostos insolúveis. Essa conversão de um elemento solubilizado

presente no efluente em uma forma sólida ocorre pelo contato da água com o substrato e resíduos, imobilizando metais tóxicos no WHESS (DE PAOLI, 2010).

Com relação aos metais pesados, há processos principais responsáveis por sua remoção nos WHESS, a saber: retenção pelo meio filtrante, sedimentação das partículas, precipitação como sais insolúveis e assimilação pelas bactérias e plantas (KADLEC; KNIGHT, 1996). Estes processos são muito eficazes, com taxas de remoção relatadas em até 99% (REED *et al.*, 1995).

O processo de sedimentação e filtração em WHESS é um processo puramente físico, e ocorre tanto pelo meio suporte quanto pelas raízes das plantas e é responsável pela remoção de porções significativas de outros constituintes dos efluentes como DBO, DQO, SST, nutrientes e patógenos associados ao material particulado (FAULKNER; RICHARDSON, 1989).

A remoção de sólidos em suspensão nos WHESS também ocorre por mecanismos de filtração e sedimentação no interior do meio filtrante, compreendendo a retenção física do material sólido em suspensão no meio suporte e a sedimentação e a disposição desses materiais atingirem o fundo da unidade por terem densidades maiores (DORNELAS, 2008).

Os dois mecanismos citados estão ligados às baixas velocidades de percolação dos esgotos nos WHESS, associados às espécies de macrófitas e o material filtrante. Sendo assim a sedimentação dos sólidos, a precipitação química, a decomposição e inclusão dos sólidos no biofilme, ocorre de forma simultânea, e todos são responsáveis pela redução na concentração de sólidos em suspensão (KADLEC; KNIGHT, 1996).

Os WHESS apresentam problemas na colmatação do meio filtrante, devido ao fato, da grande retenção e sedimentação de sólidos, crescimento do biofilme e precipitação química (LANGERGRABER *et al.*, 2003).

Para Tanner *et al.* (1998) apud De Paoli (2010), a retenção de sólidos suspensos nos WHESS, promove a obstrução dos espaços entre o meio filtrante, levando a redução da condutividade hidráulica e ao aumento da velocidade de escoamento dos esgotos no sistema. Para a redução da taxa de colmatação em WHESS, podem ser utilizados processos preliminares de filtração, decantação ou coagulação e floculação.

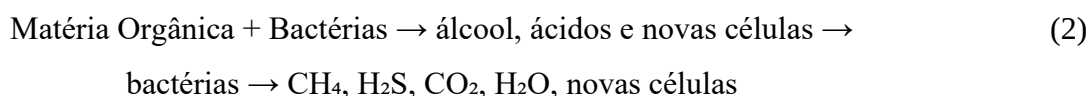
Além dos mecanismos de filtração e sedimentação, a matéria orgânica presente nos esgotos é removida no WHESS pelo mecanismo biológico de decomposição, aerobiamente ou anaerobiamente, realizada por grupo de microrganismos, autotróficos e heterotróficos, que estão dispersos no material filtrante ou aderidos a ele, constituindo o

biofilme. Nos WHESS o grupo considerado mais importante na degradação do material orgânico são os heterotróficos (DE PAOLI, 2010).

No processo de decomposição aeróbia, a matéria orgânica solúvel é retirada pelas bactérias heterotróficas de acordo com a seguinte reação (COOPER *et al.*, 1996).



No processo de degradação anaeróbia, as reações são mediadas por bactérias facultativas e anaeróbias e pelas arqueias metanogênicas, processando-se através de duas etapas: sendo a primeira caracterizada pela conversão da matéria orgânica, geração de ácidos e álcoois por bactérias formadoras de ácidos. A segunda, promovida por arqueias formadoras de metano e ocorre com a contínua conversão da matéria orgânica para a síntese de novas células, o metano e dióxido de carbono, resumida na seguinte reação:



Apesar da decomposição anaeróbia ser mais lenta que a aeróbia, quando o oxigênio é um fator limitante em WHESS, ela se torna a reação predominante e responsável pela redução da DBO nessas unidades de tratamento (COOPER *et al.*, 1996). A maior parte do material carbonáceo nos WHESS é degradado anaerobiamente, devido à saturação do meio pela presença de matéria orgânica e os mecanismos de oxigenação (troca atmosférica e metabolismos das plantas) não fornecerem concentrações de oxigênio mínimas para reações aeróbias (DE PAOLI, 2010; BRASIL, 2005)

Dentre os mecanismos biológicos, há seis reações biológicas principais envolvidas no desempenho dos WHESS que são a fotossíntese, a respiração, a fermentação, a nitrificação, a desnitrificação e a remoção microbiológica de fósforo (MITCHELL; HAMILTON, 1996 apud DORNELAS, 2008), sendo que, a biota envolvida é representada por uma variedade de microrganismos, especialmente as bactérias, fungos e macrófitas.

As bactérias e fungos têm relação simbiótica no meio em que vivem. Os primeiros estão em simbiose com as raízes e a parte submersa. A segunda classe de organismos mantém relação de simbiose com algas e plantas mais evoluídas (micorrizas) (HUSSAR, 2001 apud BRASIL, 2005). Esses microrganismos são capazes de desempenhar seu papel

na degradação dos poluentes nos *wetlands*, exceto em condições extremas, como ocorre quando há presença de componentes tóxicos na água residuária (DEPAOLI, 2010).

Com relação as formas mais importantes de nitrogênio em *wetlands* destacam-se o amônio solúvel, nitrito e o nitrato. Outras formas incluem o óxido nitroso, o gás nitrogênio, a ureia, aminoácidos e amina (PROSAB, 2009). As diversas formas de nitrogênio estão envolvidas com as transformações de compostos orgânicos para inorgânicos, e vice-versa, sendo estas transformações bióticas realizadas por bactérias do gênero *Nitrobacter* e *Nitrosomonas* (KADLEC; KNIGHT, 1996).

De acordo com Von Sperling (2007) as principais rotas de conversão de compostos nitrogenados são por mecanismos biológicos como assimilação do nitrato e da amônia, amonificação, nitrificação, desnitrificação, fixação de nitrogênio por cianobactérias e bactérias (ESTEVES, 2011).

A capacidade de remoção do nitrogênio pelas macrófitas, ou seja, a quantidade que pode ser removida se a planta for podada ou colhida é aproximadamente na faixa de 200 a 2.500 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de N (BRIX, 1997). Ainda de acordo com o mesmo autor, se as plantas não forem podadas e colhidas, uma grande quantidade de N que foi incorporada à biomassa retornará ao meio devido à senescência e à decomposição do tecido vegetal.

Outro mecanismo envolvido é a adsorção por meio da mobilização do nitrogênio por meio de processo físico. A amônia ionizada pode ser removida de uma solução por meio de reações de adsorção com detritos e sedimentos inorgânicos como o que ocorre nos *wetlands* de escoamento superficial e pela adsorção ao material filtrante nos *wetlands* de escoamento subsuperficial (KADLEC; KNIGHT, 1996).

A adsorção ao material filtrante, detritos e sedimentos, dos WC pode ser uma rota de remoção da amônia da solução aquosa (KADLEC; KNIGHT, 1996). Contudo, a capacidade de troca iônica da amônia, com os minerais do material filtrante não é considerada como sendo uma forma de remoção permanente (COOPER *et al.*, 1996).

Nos WHESS, o nitrogênio pode ser assimilado pelas plantas e microrganismos, parte dele pode ser lixiviado para o fundo da unidade, parte liberado como gás e uma fração pode sair com o efluente final, normalmente na forma dissolvida (DORNELAS, 2008)

A forma como o nitrogênio é incorporado na biomassa das macrófitas é por meio da assimilação. Este mecanismo é composto por uma variedade de processos biológicos que convertem formas inorgânicas do nitrogênio para compostos orgânicos que servem de reserva para células e os tecidos das plantas. As duas formas de nitrogênio geralmente

utilizadas são amônio e nitrato. Porém, o amônio (NH_4^+), por ser mais reduzida energeticamente do que o nitrato (NO_3^-) é a fonte preferencial. Apesar disso, em ambientes onde o nitrato é predominante este será a maior fonte de nitrogênio passível de ser assimilado (KADLEC; KNIGHT, 1996).

As macrófitas emergentes em *wetlands* construídos absorvem nutrientes (N e P) e micronutrientes (incluindo metais) por meio de suas raízes, durante o estágio de crescimento. No início da senescência, a maioria dos nutrientes são transportados para o rizoma e raízes e uma significativa proporção pode ser também exsudada da planta e retornar ao efluente (BRASIL, 2005).

Com relação ao fósforo, está presente nas águas residuárias, na forma de fosfato orgânico (proteínas, lipídios e aminoácidos) e inorgânico (ortofosfato e polifosfato) (DORNELAS, 2008). Sua liberação para as águas superficiais é uma preocupação ambiental, porque é um nutriente essencial, enquanto limitante, para o crescimento de organismos na maioria dos ecossistemas, sendo a causa principal da eutrofização (PHILIPPI; SEZERINO, 2004).

De acordo com Crites *et al.* (2005), os mecanismos de retenção deste elemento em *wetlands*, incluem captação e liberação pela vegetação, perifiton e microrganismos; adsorção e reações de troca com o leito e sedimentos; precipitação química; e sedimentação. Estes mecanismos explicam a combinação biológica, física e química de retenção de P em *wetlands*. Assim, ao avaliar a capacidade de retenção de P nesses sistemas, devem ser considerados ambos os processos bióticos e abióticos (DORNELAS, 2008; SILVA, 2009).

Para que a remoção de fósforo em *wetlands* ocorra, ao tratarem águas residuárias de origem doméstica, requer um tempo de detenção hidráulica (TDH) maior, para gerar um efluente com baixa concentração de fósforo, dessa forma as plantas absorvendo uma maior quantidade deste nutriente (USEPA, 2000). O mecanismo de remoção ocorre através da incorporação do fósforo na biomassa das macrófitas e sua poda e colheita regulares, afim de favorecer o crescimento e desenvolvimento das plantas (KADLEC; KNIGHT, 1996).

A composição do meio suporte é muito relevante para retenção de fósforo, sendo que, materiais ricos em ferro, alumínio, carbonato de cálcio e argilas podem ser utilizados para maior remoção do elemento (MACHADO, 2017; VON SPERLING, 2015).

No WC devido à exposição à luz e aos gases atmosféricos, ocorrem fotodegradação e oxidação, o que pode favorecer a eliminação de microrganismos patogênicos (USEPA, 2000).

Com relação a remoção de organismos patogênicos, os sistemas de *wetlands* horizontais são conhecidos por oferecerem uma combinação de fatores físicos, químicos e biológicos (DE PAOLI, 2010). Os fatores físicos incluem a filtração e sedimentação. Os fatores químicos incluem a oxidação, exposição aos biocidas excretados pelas raízes das plantas, exposição ao pH do meio e absorção pela matéria orgânica, já os mecanismos biológicos incluem a predação por nematoides e protistas, pelas bactérias e vírus, e finalmente morte natural (PHILIPPI; SEZERINO, 2004; ANSARI *et al.* 2016; SILVA, 2009, CALIJURI *et al.*, 2009).

Conforme apresentado, os mecanismos físicos, químicos e biológicos estão envolvidos na remoção de poluentes nos *wetlands*, contudo, segundo Dornelas (2008), a eficiência dos processos é influenciada pela temperatura, oxigênio dissolvido e pH. O metabolismo do sistema é reduzido pela diminuição da temperatura que reduz a eficiência dos processos de remoção de poluentes resultante da atividade biológica. As baixas concentrações de oxigênio também limitam os processos que envolvem a respiração aeróbica no meio filtrante, promovendo um aumento de processos anaeróbios, podendo causar degradação da qualidade da água.

Com relação ao pH da água e do meio filtrante do WHESS, esta variável pode exercer uma forte influência na direção de muitas reações e processos, incluindo transformações biológicas, partição de formas ionizadas e não ionizadas de ácidos e bases, as trocas catiônicas e a solubilidade de sólidos e gases (DORNELAS, 2008).

Para White *et al.* (2007) a capacidade dos *wetlands* de tratar águas residuárias está condicionada aos termos de quantidade de água e carga dos poluentes. A sobrecarga hidráulica acontece quando a vazão excede a capacidade de dimensão do *wetland*, causando uma redução no TDH, podendo afetar as taxas de remoção de poluentes. A sobrecarga de poluentes ocorre quando a entrada de poluente excede as taxas de remoção dentro do sistema.

Os primeiros estudos realizados na Alemanha por Kickuth, empregaram o solo como meio filtrante e de sustentação para as macrófitas, o material de enchimento do leito vem merecendo bastante atenção, devido, principalmente, à necessidade de manter as condições hidráulicas para que o processo de tratamento ocorra (PHILIPPI, 2006).

A seleção do material filtrante para o WC é baseada principalmente, nos custos do material, configuração de escoamento, vegetação empregada e as necessidades de tratamento. O material filtrante ideal é aquele que apresenta condutividade hidráulica adequada e boa capacidade de adsorção de poluentes (SEZERINO, 2006). Atualmente, a brita e a areia são os materiais filtrantes mais usuais, sendo os mais utilizados em WC, devido ao fato de oferecerem boas condições de escoamento, apesar da baixa capacidade de adsorção (DECEZARO, 2018).

2.5 Macrófitas

A escolha da macrófita utilizada no *wetland* deve estar associada à tolerância da planta quanto a ambientes saturados de água ou esgoto e o seu potencial de crescimento. Outro fator importante é optar pela seleção de macrófitas da região onde o sistema será implantado, pois isso contribui para diminuir o custo para plantio e manutenção das mesmas, uma vez que já estarão mais adaptadas às condições climáticas locais (ZANELLA, 2008, SEZERINO *et al.*, 2015).

Para se obter resultados positivos no tratamento de esgotos em WC utilizando macrófitas é fundamental conhecer as funções ecológicas envolvidas para que se ofereça as condições similares aquelas que ocorrem nos *wetlands* naturais, nas quais, são fundamentadas nas interações com as comunidades aquáticas e plantas envolvidas (DE PAOLI, 2010).

Conforme Brix (1997), as macrófitas aquáticas nos WC atuam na estabilização da superfície do filtro, promove boas condições para o processo físico de filtração, aeração da rizosfera, promove locais de aderência para os microrganismos nas raízes, retirada de nutrientes pelas plantas e função paisagística.

As plantas aquáticas aumentam a remoção de nutrientes por acumulação na biomassa, fixação de particulados inorgânicos e orgânicos, e quando a amônia está presente, a rizosfera através de oxidação pode contribuir para a conversão desta a nitrato (BRIX, 1994).

Contudo, a variação mensal ou sazonal da composição química de macrófitas pode influenciar em sua relação com alguns nutrientes, como o fósforo e o nitrogênio, sendo que as concentrações podem variar constantemente, com tendência de acentuar nas regiões temperadas. As variações estão ligadas à dinâmica da comunidade de macrófitas, à disponibilidade de nutrientes no meio e aos fatores climáticos, que permitam estocar,

metabolizar, translocar ou mesmo excretar para o meio ambiente (PHILIPPI; SEZERINO, 2004).

Existem alguns tipos de macrófitas específicos para os tipos de *wetlands* em relação ao fluxo:

Os *wetlands* de escoamento superficial podem ser divididos de acordo com a predominância das macrófitas, conforme mostrado no Quadro 3 (PHILIPPI; SEZERINO, 2004).

Quadro 3 - Divisão do sistema de escoamento superficial quanto a predominância de macrófitas.

Sistema de escoamento superficial				
Macrófitas emergentes (São fixas e as folhas, caules e flores ficam acima do nível da água)	Macrófitas flutuantes	Macrófitas flutuantes (Com as raízes fixas no solo)	Macrófitas flutuantes (Novas espécies podem crescer sobre o meio)	Macrófitas submersas (Permanecem suspensas na massa líquida e que podem ou não estar enraizadas no sedimento).

Fonte: Adaptado de Philippi & Sezerino, (2004).

As espécies de macrófitas comumente utilizadas nestes sistemas conforme Silva (2009) são:

- Emergente: taboa (*Typha spp.*), junco (*Juncus spp.*), caniço (*Phragmites spp.*), Bunho (*Carex spp.*) lírio (*Íris spp.*);
- Flutuantes: jacinto d'água (*Eichhornia crassipes*), lentilha d'água (*Lemna*), rede de água (*Hidodictyon*);
- Submersas: elódea (*Elodea canadensis*), erva água (*Egéria densa*), *Hydrilla Verticillata* e *Cabomba caroliliana*.

Os tipos de macrófitas mais adequadas para os WHESS são as macrófitas emergentes, uma vez que os níveis da água nesses sistemas, se mantém abaixo da superfície do material suporte. Entre as mais utilizadas para este tipo de WC são a *Phagmite sp.*, *Typha sp.* e *Juncus sp.* (KADLEC; WALACE, 2009; VYMAZAL, 2013;

MACHADO *et.al.*, 2017). Essas espécies possuem altas taxas de crescimento e adensamento no leito plantado, devido à disponibilidade de nutrientes para o seu desenvolvimento (KLETECK, 2011).

De acordo com Tchobanoglous (1993), a remoção de nutrientes e os processos de transformação ocorrem devido à conversão microbiana, decomposição, sedimentação, volatilização, reações de adsorção-fixação e assimilação pelas plantas no sistema de WHESS. O Quadro 4 apresenta as funções de macrófitas no tratamento de efluentes nos WHESS.

Quadro 4 - Função das macrófitas nos WHESS no tratamento de efluentes.

Propriedade das macrófitas	Ação de auxílio no tratamento de esgotos
Parte aérea	- Potencial estético e paisagístico - Armazenamento de nutrientes - Atenuação da radiação solar, efeito isotérmico
Tecidos da planta em contato com a água residuária	- Promoção de filtração - Dispõem de grande área para aderência de microrganismos - Facilitam a transferência de gases - Retirada de nutrientes
Raízes e rizomas em contato com o solo	- Prevenção contra a erosão - Liberação de oxigênio, auxiliando na degradação aeróbica da matéria orgânica e na nitrificação - Retirada de nutrientes

Fonte: Adaptado de Brix (1997) apud Phillippi e Sezerino (2004).

2.6 Experiências Brasileiras com *Wetlands* Construídos

A utilização de *wetlands* construídos para o tratamento de águas residuárias no Brasil iniciou-se nos anos 1980, na qual, intensificou-se nos anos 2000 (SEZERINO *et al.*, 2015). As primeiras experiências foram conduzidas pelos pesquisadores Salati e Rodrigues (SALATI JR, SALATI, SALATI, 1999). Costa e Sezerino (1999) verificaram o desempenho do tratamento de esgotos com zona de raízes (área superficial 450 m²) pós tanque séptico, implantado na cidade Agrônômica, Santa Catarina em 1994, aumentando a eficiência de remoção de 71 % (DQO) e 69% (DBO) para 98% de remoção em ambos (PHILLIPPI *et al.*, 2006).

As experiências brasileiras intensificadas a partir dos anos 2000, para tratamento de efluentes de diversas tipologias, com diferentes projetos de *wetlands*, formas e

arranjos, empregando diversos elementos filtrantes e macrófitas, foram difundidas por todo território nacional (SEZERINO *et al.*, 2015).

Dentre as macrófitas mais utilizadas no Brasil, conforme relatado por Lima (2016) a *Typha ssp.* (Taboa) é a mais usual, seguida da *Zinaposis Bonariensis* (Espanada) e *Cyperus Papiros Nano* (Papiro), dependendo das características do efluente a ser tratado.

Os materiais empregados como meio suporte as macrófitas, no estudo de Lima (2016) é a brita e a areia, ou a mistura dos dois, evidenciado nos trabalhos de Valentim (2003), Mazzola *et al.* (2004), Costa (2011), Pelissari *et al.* (2011). Trein *et al.* (2015), Sezerino *et al.* (2015). Outros materiais foram empregados nos sistemas de Lima (2016), como: solo, bambu, casca de arroz e argila.

Com relação a remoção de poluentes PHILLIPPI *et al.* (2006), em um *wetland* horizontal, obtiveram resultados para remoção de uma concentração de 979 mg L⁻¹ (DBO), 1.005 mg L⁻¹ (DQO) e 224 mg L⁻¹ (SST) de 98%, 98% e 53 % respectivamente. No mesmo trabalho houve uma remoção de 67% de amônia, utilizando como meio filtrante brita nº 1, no município de Agronômica – SC.

Conforme retratado por Sezerino *et al.* (2015) a vazão afluyente a ser tratada no Brasil aplica-se para vazões inferiores a 10.000 L d⁻¹, sendo que 64% dos trabalhos brasileiros utilizaram brita como elemento filtrante e a *Typha spp.* como macrófita mais usual. Grande parte dos trabalhos realizados são em escala experimental, o que reforça a aplicação destas tecnologias para maiores vazões de efluente.

Von Sperling (2018) a partir da publicação do manual “*Dimensionamento de wetlands construídos no Brasil. Documento de consenso entre pesquisadores e praticantes*”, objetiva buscar uma consolidação acerca dos principais critérios e parâmetros de projeto para as *wetlands* no Brasil, e dar diretrizes e orientações para que esta tecnologia seja mais empregada.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Localização e caracterização da área de estudo

O sistema de tratamento de efluente do presente estudo, está localizado em uma empresa do ramo de mineração, no município de Nova Lima – Minas Gerais, na latitude 19° 58’ 07’’ sul e longitude 43° 54’ 54’’ oeste. Segundo a classificação de Köppen (1948) o clima é do tipo Cwa (Clima subtropical úmido), possui um clima quente e temperado,

maior pluviosidade no verão que no inverno, uma temperatura média anual de 21° C e 1.390 mm de pluviosidade média anual. Na Figura 6 é apresentada a localização dos escritórios administrativos dos prédios 1, 2 e 3 e a localização dos *wetlands*.

Figura 6 – Localização e identificação das fontes geradoras de efluente sanitário (prédios 1, 2 e 3) e do sistema de tratamento composto por *wetlands* construídos.



Fonte: Adaptado de Google Earth (2019).

O sistema de tratamento de efluentes está em operação desde janeiro de 2018 e possui duas premissas: tratar os efluentes sanitários gerados nos escritórios administrativos e promover um espaço para educação ambiental. É composto por tratamento primário (tanque séptico), secundário (*wetlands* aerado horizontal de escoamento subsuperficial seguido de *wetland* horizontal de escoamento subsuperficial) e lago para reúso do efluente.

3.2 Descrição das unidades de tratamento do efluente

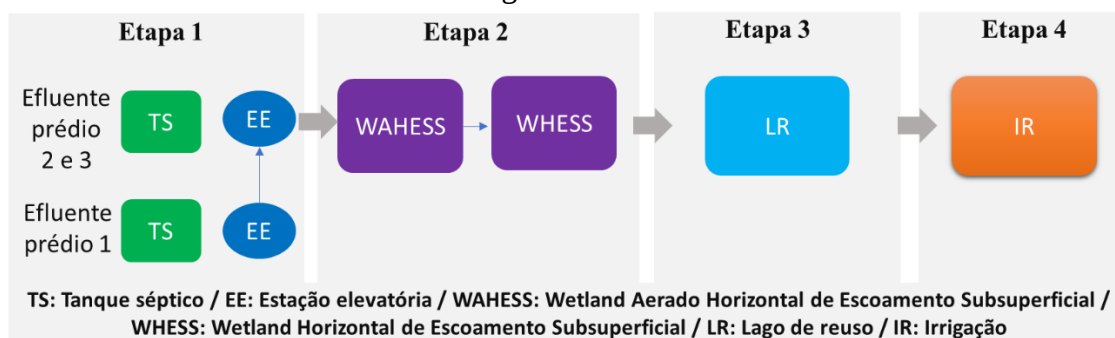
O sistema de tratamento de efluentes dos prédios administrativos 1, 2 e 3 da mina de Águas Claras, foram projetados para atender uma população em torno de 800 pessoas, divididas conforme Tabela 1.

Tabela 1 - Função das macrófitas nos WHESS no tratamento de efluentes.

Local	Quantidade de pessoas
Prédio 1	450
Prédio 2	250
Prédio 3	100
Total	800

Fonte: Do autor (2020).

O sistema de tratamento de efluentes da mina de Águas Claras para os prédios administrativos 1, 2 e 3 é composto por tanque séptico, *wetland* aerado horizontal de escoamento subsuperficial, *wetland* horizontal de escoamento subsuperficial, lago de reúso e posteriormente irrigação, caso não haja utilização para o efluente tratado, o mesmo é lançado no curso d'água. A Figura 7 demonstra o fluxograma de tratamento de efluentes dos prédios 1, 2 e 3 da Mina de Águas Claras.

Figura 7 – Fluxograma do sistema de tratamento e disposição de efluentes da Mina de Águas Claras.

Fonte: Adaptado de Rotária (2017).

Para o trabalho em questão foram considerados apenas os dados dos efluentes nas etapas 1 e 2, ou seja, considerados os dados qualitativos dos pontos de amostragem: efluente bruto, tanque séptico, WAHESS e WHESS, bem como os dados quantitativos do efluente bruto.

3.3 Dimensionamento das estruturas de tratamento

Para dimensionamento das estruturas que compõe o sistema de tratamento de efluentes da Mina de Águas Claras foram adotados critérios estabelecidos com base em

referências e normas disponíveis no Brasil, cabe ressaltar que todos os sistemas foram dimensionados pela empresa Rotária do Brasil.

Para os dados qualitativos de acordo com Von Sperling (2005) devem ser consideradas as variáveis demanda química de oxigênio (DQO), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), sólidos suspensos totais (SST), nitrogênio total (NT) para os esgotos tipicamente domésticos, além dos dados de vazão representados na Tabela 2.

Tabela 2 - Caracterização dos efluentes gerados na Mina de Águas Claras quanto a concentração de DQO, DBO, SST, NT.

Parâmetros	Valor	Unidade
Vazão média diária de esgoto	40	m ³ dia ⁻¹
Vazão máxima horária de esgoto	0,83	L s ⁻¹
Carga Orgânica DBO	13,5	kg dia ⁻¹
Carga Orgânica DQO	27,5	kg dia ⁻¹
Carga NT	2,5	kg dia ⁻¹
Carga de SST	15	kg dia ⁻¹

Fonte: adaptado de Rotária (2017).

Para estimativa do volume gerado de efluentes nos prédios 1, 2 e 3 foi considerado os dados de contribuição dos funcionários. Foi considerado para dimensionamento o valor de 50 litros de efluente produzidos diariamente por funcionário (contribuição específica), para tipologia ocupantes temporários em escritório (ABNT, 1993).

Os valores de vazão considerados estão descritos na Tabela 3.

Tabela 3 - Geração de efluentes sanitários nos prédios 1, 2 e 3 na Mina de Água Claras.

Local	Nº funcionários	Q med (m ³ d ⁻¹)	Q med (m ³ h ⁻¹)	Contribuição DBO (g hab ⁻¹ d ⁻¹)	DBO Total (kg d ⁻¹)
Prédio 1	450	22,50	0,94	54	7,6
Prédio 2	250	12,50	0,52	54	4,22
Prédio 3	100	5	0,21	54	1,68
Total	800	40,00	1,67	54	13,5

Fonte: adaptado de Rotária (2017)

3.3.1 Dimensionamento dos tanques sépticos

O dimensionamento dos tanques sépticos dos prédios 1 e 2/3 seguiram os critérios e recomendações da NBR 7229 (ABNT, 1993) e NBR 13969 (ABNT, 1997). Os tanques sépticos foram dimensionados para uma remoção de carga orgânica com eficiência de 35%, conforme exposto na Tabela 4, e são pré-fabricados em polietileno.

Tabela 4 - Volume dos tanques sépticos 1, 2 e 3.

Local	Nº Funcionários	Vazão média Q med (L d ⁻¹)	Tempo de detenção hidráulica TDH (dia)	Volume TS (m ³)
Prédio 1	450	22500	0,5	18
Prédio 2 e 3	350	12500	0,5	18

Fonte: adaptado de Rotária (2017)

3.3.2 Dimensionamento dos *wetlands* construídos

Após o tratamento primário (tanques sépticos), os efluentes são bombeados por estações elevatórias localizadas nos TS, que são acionadas por sensores de nível, para o tratamento secundário que é constituído por dois *wetlands* construídos horizontais de escoamento subsuperficial, sendo que no primeiro há um sistema de aeração mecânica, conduzida por compressores de ar. Os WC foram impermeabilizados com manta geotextil para evitar infiltrações e possível contaminação do lençol freático.

O oxigênio no WAHESS é fornecido por sopradores de ar, distribuídos em todo o sistema, através de mangueiras difusoras dispostas no fundo do leito filtrante, impulsionados por dois sopradores de ar a uma vazão equivalente a 0,70 m³ min⁻¹.

A partir da eficiência média de tratamento dos tanques sépticos (35%), para tratamento de efluentes domésticos, considerando as variáveis DQO, DBO, SST e NT (VON SPERLING, 2005), foi realizado o dimensionamento do WAHESS e WHESS.

A área dimensionada para os *wetlands* foi calculada de acordo com os valores sugeridos por Usepa (2000), sendo a carga orgânica de 13,5 kg dia⁻¹ de DBO e 27,5 kg dia⁻¹ de DQO, carga de nitrogênio de 2,5 kg dia⁻¹ e carga de sólidos suspensos totais de 15 kg dia⁻¹ e a vazão de projeto de 40 m³ dia⁻¹.

Os *wetlands* construídos foram preenchidos com brita nº 1 e as dimensões dos mesmos, bem como os tempos de detenção hidráulica e velocidade escoamento estão descritas na Tabela 5.

Tabela 5 - Dimensões dos *wetlands* construídos utilizados no tratamento do efluente sanitário do tanque séptico.

Dimensões	WAHESS	WHESS	Total
Comprimento (m)	15	15	30
Largura (m)	15	15	30
Profundidade do leito (m)	0,80	0,40	-
Borda Livre (m)	0,10	0,10	-
Área (m ²)	225	225	450
Volume (m ³)	180	90	270
TDH (dia)	1,49	0,64	-
Velocidade de escoamento (m dia ⁻¹)	3,8	8,8	-

Fonte: adaptado de Rotária (2017)

3.3.3 Plantas utilizadas

A planta cultivada no WAHESS é a *Cyperus prolifer* (Mini Papiro), já no WHESS foi cultivada a espécie *Thalia Dealbata* (Thalia). O plantio foi realizado por mudas adquiridas na região de Belo Horizonte, e passaram por um período prévio de aclimação antes de realizar o despejo de esgotos.

As macrófitas emergentes *Cyperus prolifer* e *Thalia Dealbata* foram escolhidas pelos resultados satisfatórios em diversos (TREIN *et al.* 2015; SEZERINO *et al.* 2015, MOURÃO *et al.* 2015, NORTE, 2013) (Figura 8).

Figura 8 – Vista do WAHESS cultivado com *Cyperus prolifer* (Mini Papiro) e do WHESS cultivado com *Thalia Dealbata* (Thalia).



Fonte: Do Autor (2020).

3.4 Levantamento e sistematização dos dados

Foram realizadas análises do efluente bruto e tratado ao passar por cada sistema de tratamento (TS, WAHESS, WHESS) que foram disponibilizadas pela Vale S.A. As variáveis avaliadas foram: demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO), sólidos suspensos totais (SST), nitrogênio amoniacal, nitrato, fósforo total, coliformes termotolerantes, pH, temperatura, turbidez e oxigênio dissolvido.

As amostras foram coletadas quinzenalmente, no período de 03/10/2019 a 18/02/2020, totalizando 10 amostras, em cada parte do sistema de tratamento, ressalta-se que o sistema já estava em operação desde janeiro de 2018, dessa forma as plantas e microrganismos estabelecidos nos *wetlands*. A Tabela 6 apresenta a metodologia de análise de cada variável bem como seu limite de detecção de acordo com APHA, AWWA e WEF (2012).

Tabela 6 – Metodologia adotada para análise das variáveis e limite de detecção de acordo com Standard of Methods.

Variáveis	Método	Limite de detecção
DBO	Método 5210 B	3 mg L ⁻¹
DQO	Método 5220 D	5 mg L ⁻¹
SST	Método 2540B	5 mg L ⁻¹
Nitrogênio Amoniacal	Método 4500 NH ₃	0,10 mg L ⁻¹
Nitrato	POP PA 124 - Rev.11	0,5 mg L ⁻¹
Fósforo Total	Método 4500 P – C	0,1 mg L ⁻¹
Coliformes Termotolerantes	Método 9223 B	NMP 100mL ⁻¹
pH	Método 4500H ⁺ B	-
Temperatura	Método 2550 B	1 a 70° C
Turbidez	Método 2130 B	0,1 NTU
OD	Método 4500O G	0,1 mg L ⁻¹

Fonte: Adaptado de APHA, AWWA e WEF (2012).

Para melhor compreensão do sistema de tratamento foram monitorados o efluente bruto, tanque séptico, WAHESS e WHESS (efluente tratado) quinzenalmente para calcular as eficiências parciais e eficiência global do sistema.

3.5 Estatística descritiva e tratamento dos dados

Com intuito de avaliar o desempenho dos sistemas de tratamento de efluentes da Mina de Águas Claras, os dados do monitoramento do afluente e efluentes foram analisados por meio de estudos de estatística descritiva relativas ao número de dados, média, valores máximos e mínimos e desvio padrão.

Para análise e geração de gráficos dos dados, foi utilizado o software Microsoft Excel (MICROSOFT, 2016).

As variáveis estudadas foram avaliadas por tipo de tratamento no tempo e por gráficos e planilhas plotados no software Excel (2016) com intuito de auxiliar na avaliação do desempenho do processo durante o período de monitoramento.

As variáveis bem como as eficiências (parcial e global) foram comparadas com os valores máximos permitidos preconizados pela Deliberação Normativa COPAM/CERH 01/2008, relacionada aos padrões de lançamento de efluentes no estado de Minas Gerais.

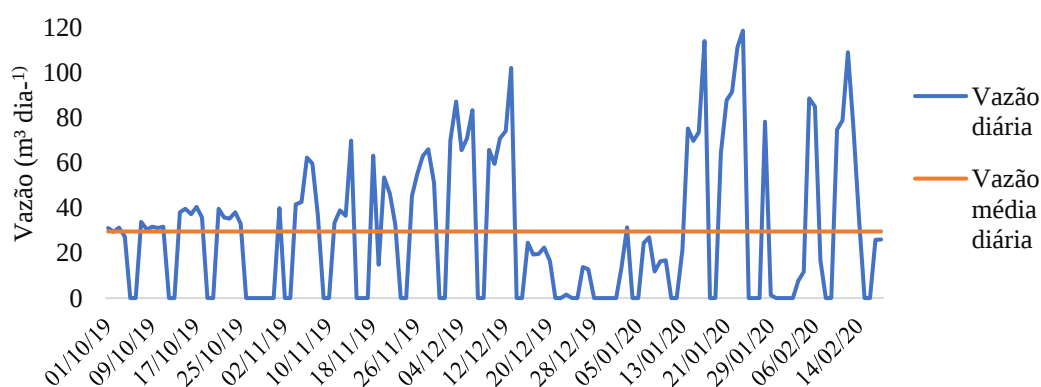
4 RESULTADO E DISCUSSÃO

O sistema de tratamento de efluentes encontra-se em operação desde o ano de 2018 e não houve necessidade de realizar a partida do sistema, os TS em operação, as plantas desenvolvidas, e os microrganismos estabelecidos no sistema. Dessa forma, questões como o plantio das macrófitas utilizadas, densidade de propágulos por metro quadrado, estabelecimento de biofilme bacteriano no interior do leito filtrante dos *wetlands* e tanque séptico, crescimento e desenvolvimento das plantas, dentre outras características, não foram objetos de investigação da presente pesquisa. Durante o período de início e fim de coleta das análises, não foram realizadas alterações e/ou adaptações no sistema existente.

4.1 Vazões e volumes

As vazões do afluente seguem descritas nas Figuras 9 e 10, representadas pela vazão média diária e volume mensal, respectivamente. Destaca-se que o sistema opera de forma alternada, sendo o bombeamento acionado por sensor de nível. Observa-se que aos finais de semana não houve bombeamento, pelo fato de o regime de trabalho ser administrativo (segunda a sexta). Alguns picos de volume foram observados, correlacionados a maior quantidade pessoas relacionadas às reuniões e ou às visitas externas. Observa-se que no período do 21/12/2019 a 08/01/2020, foram observadas as menores vazões, devido ao recesso de fim de ano (natal e virada de ano).

Figura 9 – Vazão média diária da geração de efluentes sanitários na Mina de Águas Claras.

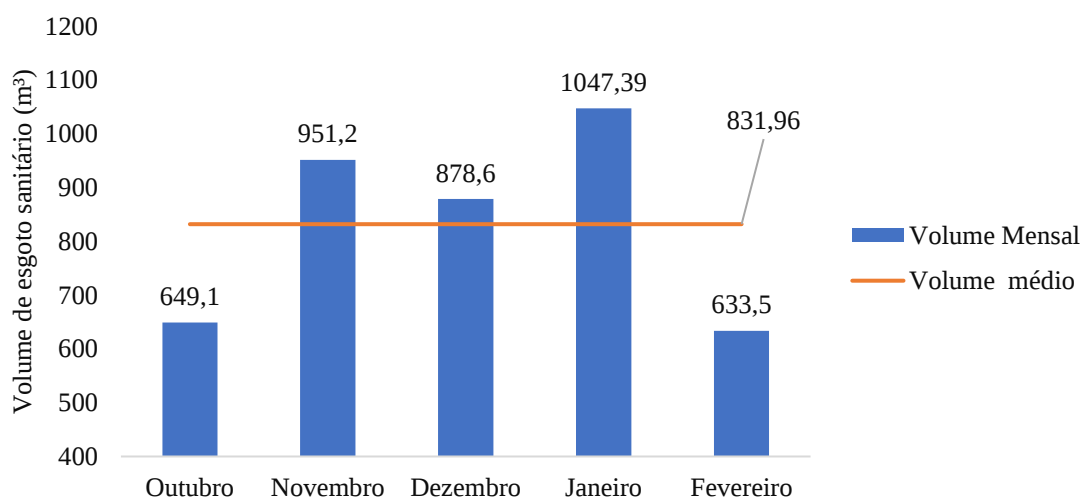


Fonte: Do autor (2020).

A vazão média diária afluente foi equivalente $29,5 \text{ m}^3 \text{ dia}^{-1}$ durante o período avaliado conforme exposto na Figura 9. A vazão média horária encontrada foi equivalente a $1,22 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$, abaixo da vazão de projeto de $1,67 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$, conforme indicado pela Tabela 7.

Com relação ao volume médio mensal, observa-se pela Figura 10 que o mês de fevereiro/2020 foi o mais baixo, com $633,5 \text{ m}^3$, bem próximo ao mês de outubro/2019 com $649,1 \text{ m}^3$, já o maior valor encontrado foi no mês de janeiro/2020 com $1.047,39 \text{ m}^3$, associado ao maior número de reuniões e visitas externas. Observa-se que o volume médio mensal foi equivalente $831,9 \text{ m}^3$. Nos meses com volume mais baixos, pode estar associado ao número de dias (fevereiro), bem como parte dos funcionários estarem de férias, ou seja, menor quantidade de pessoas nos escritórios, diminuindo a geração de efluente, conforme pode ser observado também no mês de outubro.

Figura 10 – Volume mensal de efluente sanitário gerado na Mina de Águas Claras.



Fonte: Do autor (2020).

4.2 Análise dos efluentes

4.2.1 Resumo dos resultados

A Tabela 7 apresenta a análise da estatística descritiva para as variáveis avaliadas em cada etapa de tratamento do efluente, bem como o efluente final.

Tabela 7 - Estatística descritiva dos parâmetros analisados durante a pesquisa.

Parâmetro		EB	TS	WAHESS	WHESS
DBO (mg L ⁻¹)	Média	161,2	121,5	7,1	3,3
	Mínimo	52,0	40,8	3,0	3,0
	Máximo	264	228	16,4	5,5
	Desvio padrão	81,8	55,9	5,1	0,7
DQO (mg L ⁻¹)	Média	550,4	453,1	56,1	26,1
	Mínimo	203	286	19,2	5
	Máximo	106	555	124	45
	Desvio padrão	264,4	83,5	31	15,1
SST (mg L ⁻¹)	Média	139,9	79,3	13,4	5,0
	Mínimo	48,	26	5,0	5,0
	Máximo	390	118	86	5,0
	Desvio padrão	98,2	32,4	25,5	0
N-Amoniacal (mg L ⁻¹)	Média	66,9	173,1	83,3	57,1
	Mínimo	8,2	89,8	11,0	13,9
	Máximo	128	195	159	113
	Desvio padrão	39	32,6	51,1	35,6
Nitrato – N (mg L ⁻¹)	Média	1,7	1,8	8,4	3,4
	Mínimo	0,7	0,9	0,5	0,8
	Máximo	2,7	4,2	19,2	5,8
	Desvio padrão	0,6	1,1	6,4	1,7
Fósforo (mg L ⁻¹)	Média	15,2	15,3	13	11,7
	Mínimo	9,4	11,4	6,9	5
	Máximo	20	16,9	18,8	17,6
	Desvio padrão	3,2	1,6	3,3	4
Coliformes Termotolerantes (NMP 100 mL ⁻¹)	Média	2x10 ⁵	2,4x10⁶	6,3x10 ⁴	3,5x10 ³
	Mínimo	3,6x10 ⁵	2,4x10 ⁶	1x10 ³	1x10 ³
	Máximo	2,4x10 ⁶	2,4x10 ⁶	7,2x10 ⁵	6,4x10 ⁴
	Desvio padrão	6,50x10 ⁵	0,0	2,67x10 ⁵	2,00x10 ⁴
pH	Média	8,2	8,1	7,8	7,7
	Mínimo	8,0	8,0	7,5	7,5
	Máximo	9,0	8,2	7,9	7,9
	Desvio padrão	0,28	0,08	0,13	0,14
Temperatura (°C)	Média	29,5	29,3	29,3	29,4
	Mínimo	23,0	23,0	23,0	23
	Máximo	32,0	32,0	32,0	32
	Desvio padrão	2,8	2,6	2,7	2,8
Turbidez (NTU)	Média	100,5	104,9	6,3	2,1
	Mínimo	59,6	57,5	1,1	0,9
	Máximo	142	129	12,8	5,7
	Desvio padrão	24,1	23,5	3,4	1,4
OD (mg L ⁻¹)	Média	0,6	0,9	2,2	2,2
	Mínimo	0,7	0,4	1,1	2
	Máximo	0,9	1,1	2,9	2,7
	Desvio padrão	0,2	0,2	0,6	0,2

Fonte: Do autor (2020).

Os resultados evidenciam que para a comparação entre os valores de entrada (efluente bruto) e saída (efluente tratado parcialmente em cada unidade e final), para a concentração dos parâmetros relativos à matéria orgânica (DQO e DBO), sólidos (SST), turbidez e coliformes termotolerantes, apresentaram valores expressivos de eficiência de remoção obtida pelo sistema (parcial e global).

Na etapa de tratamento no TS, observou-se que somente nas variáveis DBO, DQO e SST, houve redução, corroborando com Jordão e Pessoa (1995), de que os TS são concebidos para retenção de sólidos e degradação de parte da matéria orgânica. Dessa forma, existe a necessidade de tratamento complementar ao TS. Assim conforme os dados desta pesquisa, os WC atenderam satisfatoriamente esta complementação para as variáveis DBO, DQO e SST e adicionalmente a turbidez e os coliformes termotolerantes. Deve-se considerar que o pH e a temperatura sempre estiveram dentro das faixas estabelecidas pela legislação estadual ao longo do processo de tratamento de efluentes.

As eficiências médias para cada unidade de tratamento, eficiência parcial e eficiência global são descritas na Tabela 8.

Tabela 8 - Eficiências médias de remoção (%) das variáveis de qualidade do esgoto sanitário nas diferentes unidades de tratamento no período avaliado.

Variáveis	TS	WAHESS	WHESS	Eficiência Global
DBO	24%	94%	53%	97%
DQO	17%	87%	53%	95%
SST	43%	83%	62%	96%
N-Amoniacal	0%	51%	31%	14%
Nitrato-N	0%	0%	58%	0%
Fósforo Total	0%	15%	9%	22%
Coliformes Termotolerantes	0%	97%	94%	99%
Turbidez	0%	93%	66%	97%

Fonte: Do autor (2020).

Pode-se constatar que todas as variáveis, à exceção de Nitrato-N, as remoções foram mais eficientes no WAHESS, principalmente porque neste ocorre a degradação aeróbia, sabidamente mais eficiente no processo de degradação de poluentes, associado ao maior TDH em relação a WHESS (Tabela 8).

Com relação à eficiência global do sistema (Tabela 12), observa-se resultados satisfatórios em termos de remoção de matéria orgânica, alcançando remoção de DBO e DQO de 98% e 95%, respectivamente.

Para os nutrientes houve redução do N – amoniacal em 15% no efluente final, ressalta-se que a baixa eficiência global está associada ao aumento no Tanque séptico com incremento de N – amoniacal, podendo estar associado ao arraste de lodo do TS.

Com relação ao nitrato – N houve aumento da oferta em 105%, com destaque para o WAHES, indicando que o oxigênio fornecido pelos sopradores de ar no interior do leito, favoreceu a nitrificação do efluente, e desnitrificação no WEHSS, fato também observado por Guimarães *et al.* (2000) e Sezereino *et al.* (1998) com aumento de 40% e 20% respectivamente. Em relação ao fósforo total, houve redução da ordem de 23%, no efluente final.

Em relação aos SST e turbidez, houve redução de 96% e 98% respectivamente, associados ao caráter de filtração e sedimentação dos leitos dos *wetlands*. Já para os coliformes houve 97,9% de redução ao longo do sistema.

Quanto ao OD, houve aumento de sua oferta ao longo do sistema de tratamento, em associação aos difusores de ar no leito do WAHES, com incremento de 246% em relação ao tanque séptico, e ao decaimento da matéria orgânica ao longo do processo, reduzindo a demanda de OD para atividades de oxidação da matéria orgânica e pode estar associado ao processo de fotossíntese das plantas.

Observa-se que o TS foi o sistema que apresentou menor eficiência de remoção de DBO, DQO e SST (25%, 18% e 43%), por sua simplicidade de concepção construtiva e reduzida capacidade de remoção de poluentes, justificando a implantação do WAHES e do WEHSS como pós-tratamento. Conforme critérios de dimensionamento dos TS, os mesmos foram projetados para uma remoção de carga orgânica máxima de 35%.

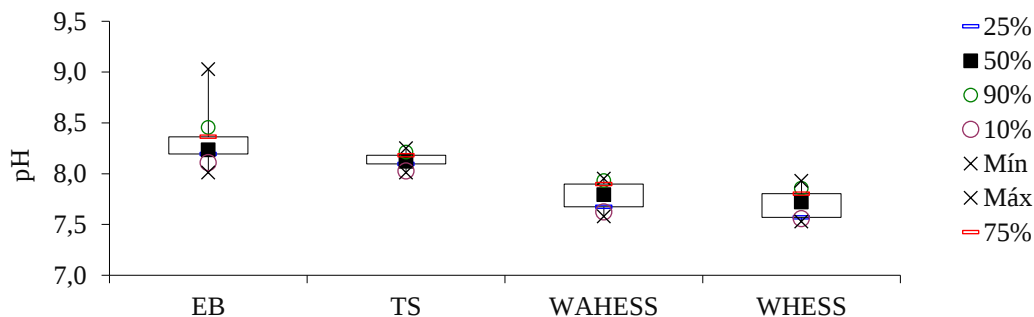
4.3 Análise da Temperatura e pH

Nas Figuras 11 e 12 estão apresentados os dados relativos à estatística descritiva das variáveis pH e temperatura, para o efluente em cada etapa de tratamento, representados por gráficos do tipo Box-plot.

O efluente final apresentou pH médio de 7,7, com redução do mesmo ao longo do processo (Figura 11), sendo que, o sistema como um todo, tendeu a neutralização do pH, de acordo com a atividade microbiana no processo de degradação. Observa-se que a

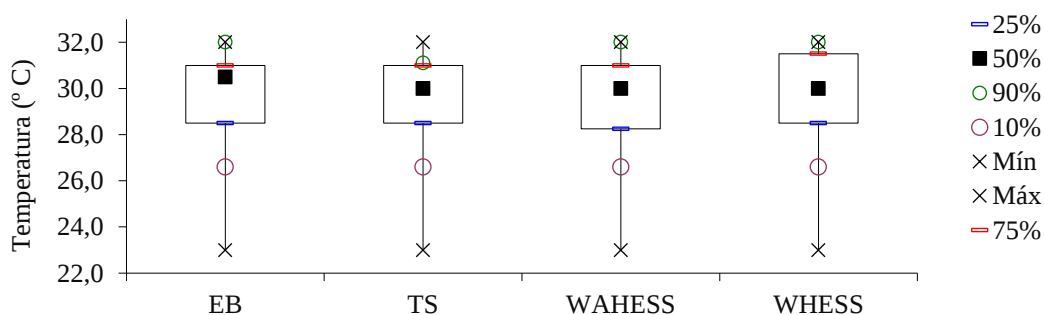
temperatura (Figura 12), manteve-se constante ao longo do sistema, não sendo observado grandes variações de uma unidade para outra.

Figura 11 - Box-Plot da concentração efluente de pH.



Fonte: Do autor (2020).

Figura 12 - Box-Plot da concentração efluente de Temperatura.



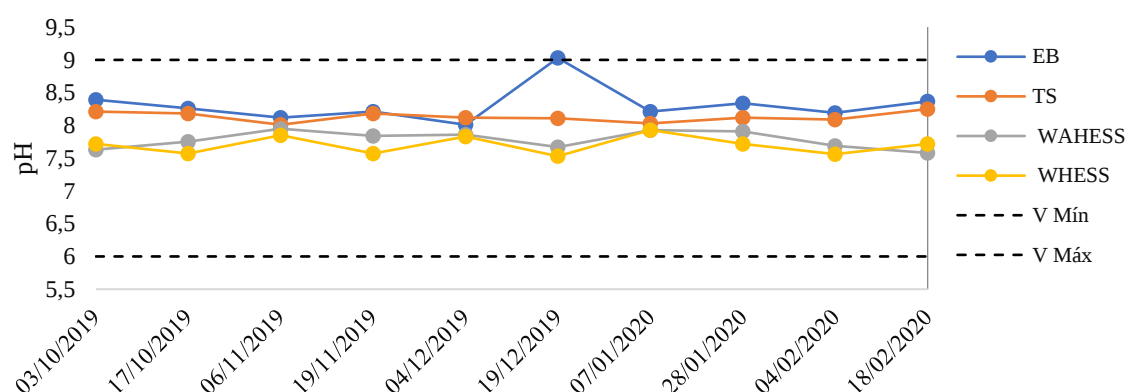
Fonte: Do autor (2020).

Na Figura 13 está apresentada a evolução temporal do pH ao longo do sistema de tratamento de efluentes. Observou-se pH 9,0 no dia 19/12 corroborando com os valores mais elevados de matéria orgânica (DBO e DQO), podendo ser associado a produtos de limpeza utilizados na higienização das instalações (banheiros e cozinha). Observa-se que apesar de haver uma redução durante o processo, o efluente final encontra-se dentro do intervalo permitido pelos padrões de lançamento de efluentes domésticos que varia de 6,0 a 9,0 no Estado (MINAS GERAIS, 2008). Dornelas (2008) também atendeu aos limites estabelecidos pela DN COPAM CERH nº 01/2008, com valores da ordem de 8,2, porém utilizando como meio suporte escória de alto forno, já Souza *et al.* (2015) reportou valores de pH de 7,3 e Colares e Sandri (2013) com valores de 7,4 utilizando brita número 2. No

TS, por ser um sistema de degradação anaeróbia, as atividades microbianas podem gerar ácidos orgânicos que podem reduzir o pH do meio, caso a alcalinidade não seja suficiente. Além disso, no WAHESS houve aeração e a nitrificação contribui na redução do pH do meio, pela liberação de H^+ do amônio convertido em nitrato (FIA, 2008).

Grandes variações nas variáveis de pH e temperatura podem alterar a eficiência dos *wetlands*, pois afetam a ação dos microrganismos e solubilidade do oxigênio no sistema (KADLEC; KNIGHT, 1996).

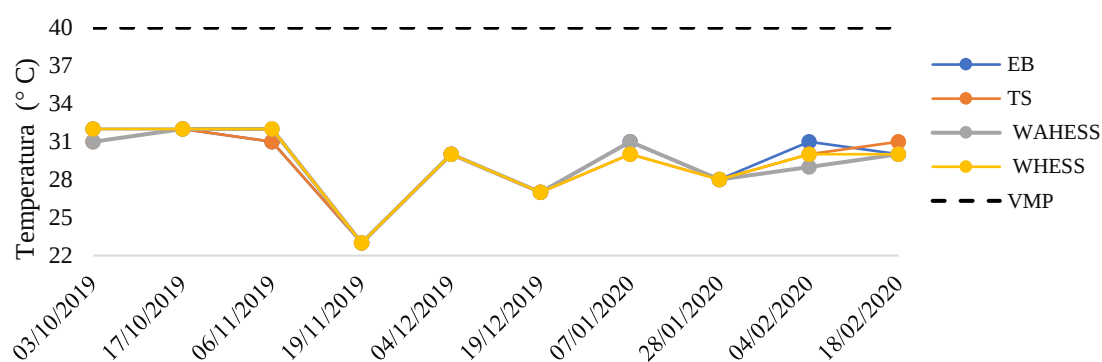
Figura 13 - Variação temporal do pH nas unidades de tratamento.



Fonte: Do autor (2020).

Com relação a temperatura, a Figura 14, demonstra que durante o período de análise os valores encontrados sempre foram abaixo do exigido pela legislação ($<40^{\circ}C$), conforme estabelecido pela DN COPAM CERH nº 01/2008. Os valores médios de temperatura para o efluente tratado foi equivalente a $29,4^{\circ}C$, semelhante nas etapas anteriores de tratamento, sendo $29,5^{\circ}C$ (TS), $29,3^{\circ}C$ (WAHESS) e $29,3^{\circ}C$ (WHESS).

Figura 14 - Variação temporal da temperatura nas unidades de tratamento.



Fonte: Do autor (2020).

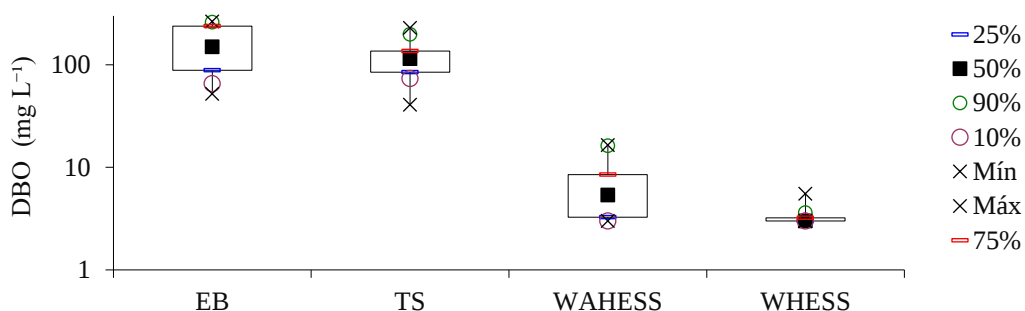
Observou-se que o efluente final, tanto para temperatura quanto para pH, atenderam a legislação estadual vigente.

4.4 Análise de matéria orgânica

Na Tabela 7 estão apresentados os dados relativos à estatística descritiva das variáveis correspondentes à matéria orgânica (DBO e DQO) nas unidades de tratamento e efluente tratado.

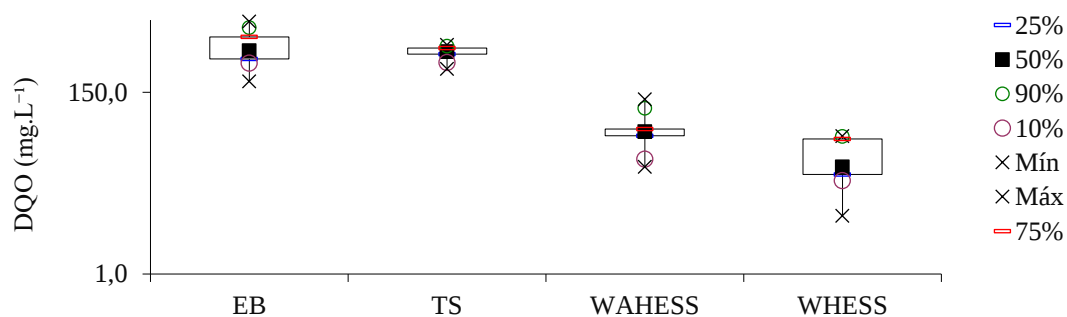
As Figuras 15 e 16, demonstram os dados relativos à estatística descritiva dos parâmetros correspondentes à matéria orgânica (DBO e DQO) para o efluente em cada etapa de tratamento, representados por gráficos do tipo Box-plot.

Figura 15 – Box-Plot da concentração efluente de DBO das diferentes unidades de tratamento.



Fonte: Do autor (2020).

Figura 16 - Box-Plot da concentração efluente de DQO.



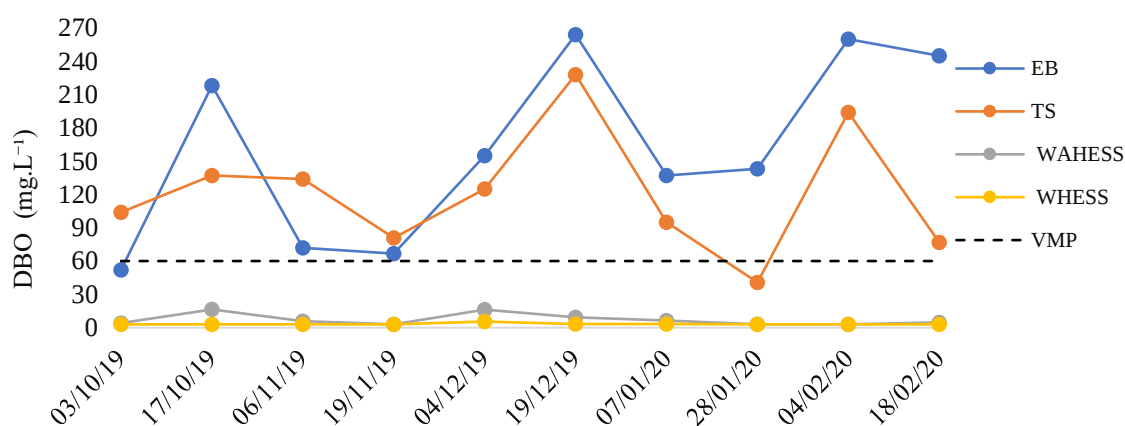
Fonte: Do autor (2020).

Nota-se pelos resultados apresentados no período de análise, a eficiência de remoção bastante satisfatória no efluente final em termos de matéria orgânica. O sistema como um todo apresentou boas eficiências de remoção de matéria orgânica, sendo o WAHESS que apresentou os maiores valores de remoção parcial, sendo 94% e 88% para DBO e DQO, respectivamente (Tabela 8). Para o efluente final foram obtidas eficiências médias de remoção de 98% para DBO e 95% para DQO, atendendo a legislação estadual vigente que determina valores menores ou iguais a 60 mg L^{-1} ou 60 % de eficiência para DBO, e valores de DQO inferiores ou iguais a 180 mg L^{-1} ou 70% de eficiência de remoção para o lançamento de efluentes no estado de Minas Gerais (MINAS GERAIS, 2008), sendo atendido em todo o período de monitoramento conforme demonstrado nas Figuras 14 e 15.

Conforme Ferreira (2013) a remoção de matéria orgânica em sistemas de WC ocorre, em geral, por meio de processo físicos, químicos e biológicos, como a sedimentação seguida de processos de decomposição, associada a baixa velocidade de escoamento (FERREIRA, 2013). Segundo Usepa (2000), a utilização de macrófitas auxilia pela presença de raízes e rizomas que servem de meio suporte para o crescimento das bactérias que se desenvolvem no meio, promovendo a decomposição dos poluentes.

As Figuras 17 e 18 apresentam a evolução temporal das unidades de tratamento do efluente para DBO e DQO no período de análise.

Figura 17 – Variação temporal da DBO nas unidades de tratamento.

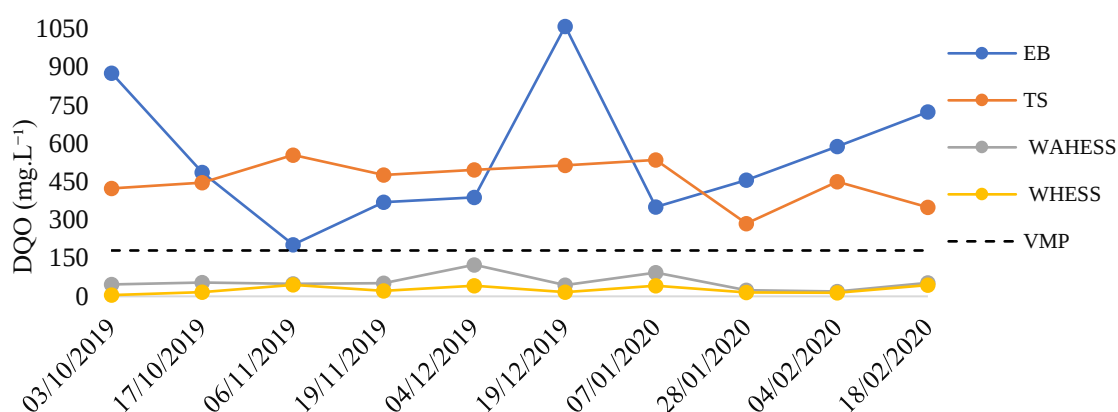


Fonte: Do autor (2020).

É possível observar que houve um acréscimo tanto em DBO quanto em DQO no dia 06/11 no efluente do TS, o que pode ter sido causado pelo arraste de sólidos, visto que nesse período foi a segunda maior vazão média. Além disso, as eficiências de remoção

no TS de matéria orgânica, foram abaixo do preconizado pela literatura. Em geral os tanques sépticos apresentam eficiências de remoção para DBO entre 30 a 60%, DQO 30 a 60% e sólidos suspensos totais de 50 a 70% (JORDÃO; PESSÔA, 1995). O WAHES apresentou maiores eficiências de remoção de matéria orgânica, relacionadas ao aporte de oxigênio pelos difusores de ar, distribuídos no fundo do leito filtrante e também ao meio suporte que favorece a fixação de microrganismos para decomposição da MO. O WHES apresentou eficiência de remoção de 54% para DBO e 53% para DQO, relacionado a uma baixa concentração afluente ($7,2 \text{ mg L}^{-1}$ para DBO e 56 mg L^{-1} para DQO).

Figura 18 – Variação temporal da DQO nas unidades de tratamento.



Fonte: Do autor (2020).

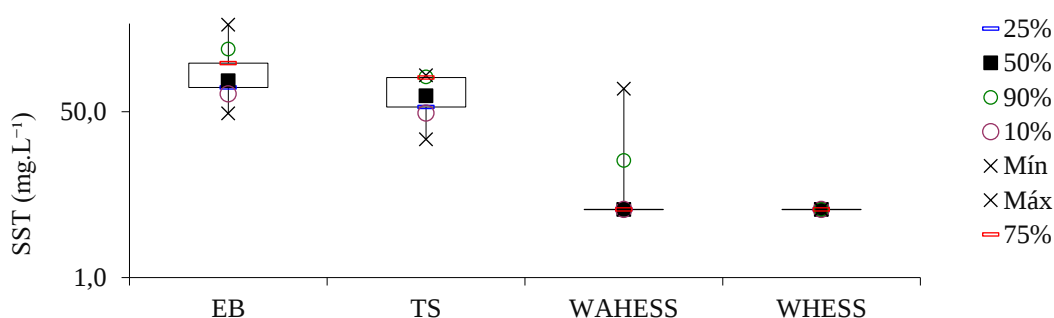
Os valores obtidos para eficiência de remoção de DBO e DQO estão de acordo com o encontrado por Dornelas (2008) 62% e 71% em *wetlands* plantados com taboa (*Typha latifolia*) e utilizando como meio suporte escória de alto forno, tratando efluente de reator UASB, com concentrações médias de DBO e DQO equivalentes a 154 mg L^{-1} e 528 mg L^{-1} . Phillipi *et al.* (2015) e Almeida *et al.* (2010) encontraram valores semelhantes de eficiência no efluente final para DQO equivalentes a 98% e 81,1% de remoção em sistemas de *wetlands*, já Solano (2004) e Almeida *et al.* (2010) observaram valores equivalentes a 88% e 90,7% para remoção de DBO no efluente final, após tratamento em sistema de wetland de escoamento horizontal. O resultado apresentado para a remoção de matéria orgânica, tendo em vista que os sistemas de *wetlands* construídos como tratamento secundário de efluente de tanque séptico, aliados aos processos físicos, químicos e biológicos, apresentam boa eficiência. Os resultados indicaram que os *wetlands* foram eficientes na remoção de matéria orgânica e o efluente final atendeu a

legislação estadual vigente, demonstrando que o sistema de tratamento de efluentes operou, no período avaliado, de forma satisfatória para estas variáveis.

4.5 Análise de sólidos suspensos totais e turbidez

Na Figura 19 está demonstrado os dados relativos à estatística descritiva do comportamento dos SST para o efluente em cada etapa de tratamento, representado por gráfico do tipo Box-plot.

Figura 19 - Box-Plot da concentração efluente de SST.



Fonte: Do autor (2020).

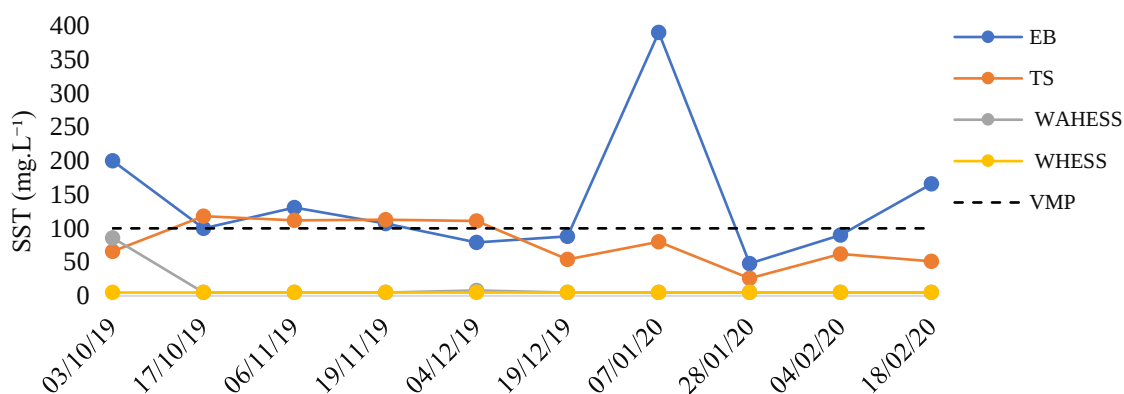
Quanto aos sólidos suspensos totais, os resultados indicam faixas de remoção de 43% (TS), 83% (WAHES), 62% (WHES) e 96% (ET). Observa-se que o tanque séptico forneceu efluente aos *wetlands* com concentrações mais reduzidas de SST que as concentrações de matéria orgânica, sendo mais eficiente para este parâmetro. Entretanto, as eficiências de remoção de SST nos *wetlands* foram ainda maiores, sendo que, o meio filtrante composto de brita nº 1 aliado às raízes das plantas nos *wetlands* contribui de forma significativa na redução deste ao longo do processo, corroborando com De Paoli (2010) que refere que os meios mais eficientes na remoção de SST, são através de processos de sedimentação e filtração pelos elementos filtrantes que presentes nos *wetlands*.

Os dados obtidos são próximos aos resultados reportados por Fia (2009), que obteve remoção de 84 e 90% de SST em um *wetland* plantado com taboa e um *wetland* não plantado, tratando efluente pré-tratado de água residuária da suinocultura com alta concentração de sólidos. De Paoli (2010) utilizando *wetland* plantado com taboa e não

plantado e escória de alto forno como elemento filtrante, para tratar efluente de reator UASB, obteve eficiência média de remoção de 87% e 90%, respectivamente.

A Figura 20 relaciona cada etapa de tratamento e a variação temporal dos valores encontrados para sólidos suspensos totais.

Figura 20 – Variação temporal de SST nas unidades de tratamento.



Fonte:Do autor (2020).

Em relação ao afluente observa-se um pico na coleta de 07/01, equivalente a 390 mg L⁻¹, muito possivelmente relacionado a um erro de leitura/análise no laboratório, quando comparado com outros parâmetros no mesmo dia (DBO, DQO e turbidez).

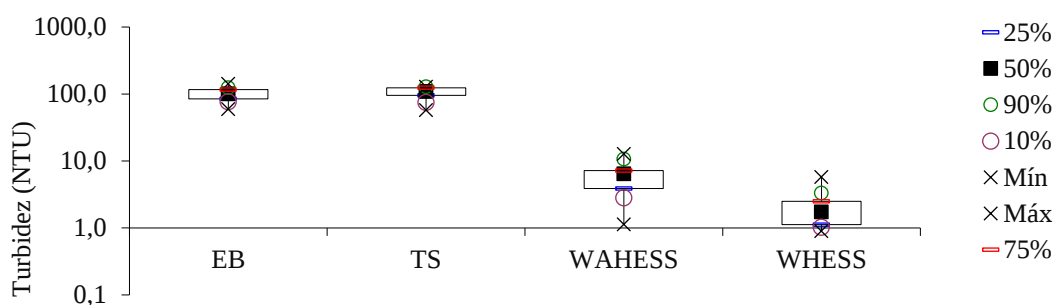
Observa-se que os valores de SST aumentaram após o TS em algumas análises, que pode estar associado ao fato do efluente ser bombeado ao sistema de *wetland*, ocasionando turbilhonamento, revolvimento do material de fundo no TS e aumento na concentração de sólidos, considerando que o bombeamento, conduz todo o efluente do TS ao WAHES.

As concentrações médias de SST no efluente bruto e efluente tratado foram 140 mg L⁻¹ e 5 mg L⁻¹, respectivamente, com uma eficiência global de 96%, valor próximo ao descrito por Cano (2009), que ao pesquisar em escala experimental, observou a taxa de remoção de SST próxima a 90%, resultando em efluentes com concentrações inferiores a 34 mg L⁻¹. Sezerino *et al.* (2006) obtiveram remoção de 70% em sistema de tratamento com tanque séptico seguido de filtro plantado, com uma concentração média afluente equivalente a 73 mg L⁻¹.

A concentração de SST após todo processo de tratamento foi inferior aos 100 mg L⁻¹ estabelecidos pela legislação para disposição em curso d'água (MINAS GERAIS, 2008).

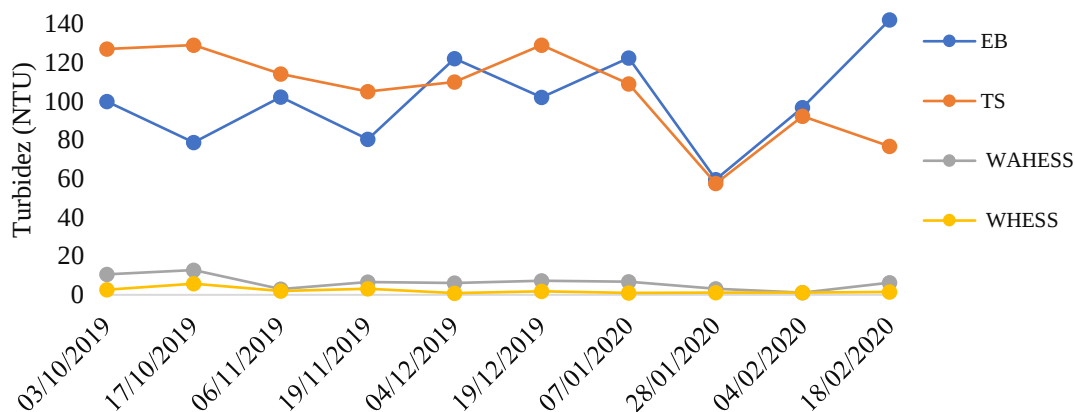
A remoção de sólidos e o desempenho apresentado pelo sistema podem ser confirmados pelos baixos valores de turbidez, apresentando o efluente tratado 2,1 NTU e eficiência de 97%, sendo o WAHESS a unidade em que houve maior efetividade no decaimento da turbidez com 94% (Figuras 21 e 22). De Paoli (2010) no *wetland* plantado com taboa e utilizando escória de alto forno como elemento filtrante encontrou o valor de 9 NTU e para o *wetland* não plantado 8 NTU.

Figura 21 – Box-plot da turbidez efluente.



Fonte: Do autor (2020).

Figura 22 - Variação temporal de turbidez nas unidades de tratamento.



Fonte: Do autor (2020).

Assim como os SST, os valores de turbidez também aumentaram após o tanque séptico, corroborando com as afirmações sobre o bombeamento do efluente para os *wetlands*, ocasiona turbilhonamento e elevação da turbidez.

A turbidez, caracterizada pela presença de partículas suspensas na massa líquida (KADLEC; KNIGHT, 1996), foi bastante reduzida nos sistemas de *wetlands*,

apresentando valores baixos e um efluente final clarificado conforme indicado na Figura 23.

Figura 23 - Coleta de amostras efluente final

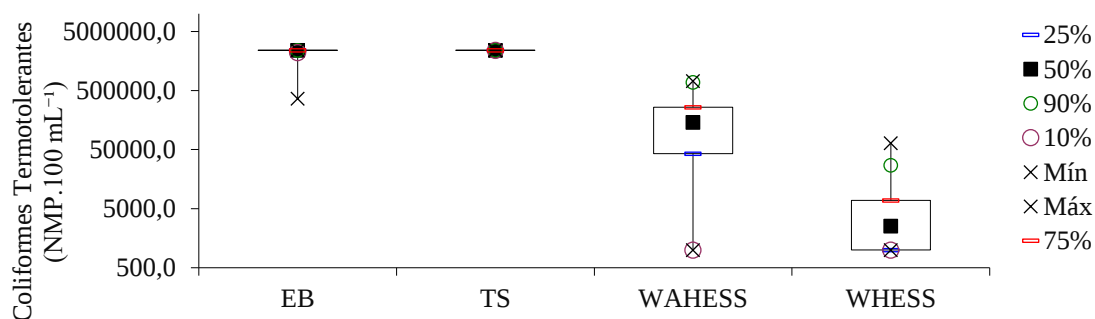


Fonte: Rotaria (2020).

4.6 Análise de coliformes termotolerantes

Na Figura 24 estão os dados referentes ao monitoramento dos coliformes termotolerantes para o efluente em cada unidade de tratamento, representados por gráficos do tipo Box-plot.

Figura 24 - Box-Plot da concentração efluente de Coliformes Termotolerantes.



Fonte: Do autor (2020).

As análises de coliformes termotolerantes demonstraram remoção de 2 unidades logarítmicas ao final do processo (efluente tratado), atingindo valores médios de $3,59 \times 10^3$ NMP 100mL^{-1} e eficiência de 99% de remoção, semelhante ao valor encontrado por Dornelas (2008) de 95,8 % e De Paoli (2010) 96,8%, utilizando escória de alto forno como meio suporte e taboa como macrófita.

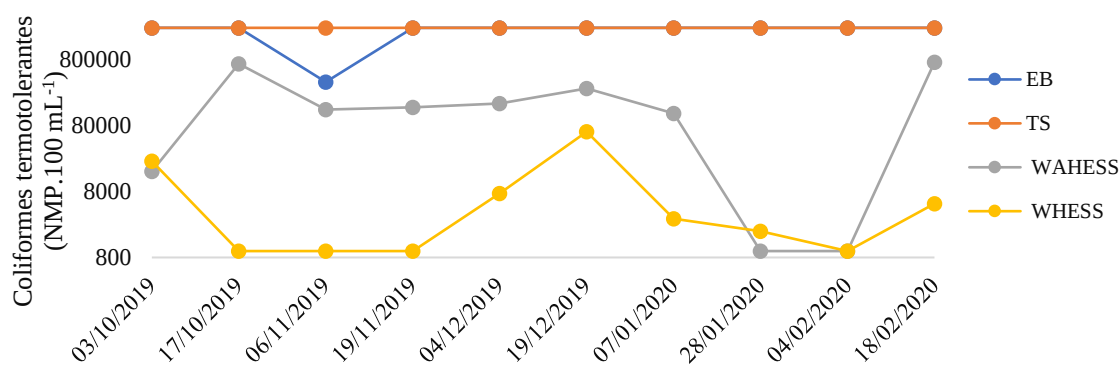
Observa-se que no tanque séptico não houve eficiência de remoção, devido a sua concepção ser favorável a apenas a remoção de matéria orgânica e SST (JORDÃO; PESSÔA, 1995), porém no WAHES foi equivalente a 97,4% e no WHES equivalente 94,3%, demonstrado na Tabela 8.

No presente trabalho a remoção de coliformes foi devida, provavelmente, à variação de temperatura, moderada radiação solar na superfície (devido as plantas fechadas na superfície); retenção no meio suporte e raízes das plantas, como relatado por Kadlec e Knight (1996) e Usepa (2000; e à possível liberação de biocidas e oxigênio pelas raízes das plantas e pelo ambiente favorável a maior diversidade de microrganismos predadores (DE PAOLI, 2010). De Paoli (2010) e Dornelas (2008) destacam que o TDH é um fator importante no tempo de exposição das bactérias em todas condições encontradas no leito das wetlands e que podem favorecer no decaimento dos organismos patogênicos. O TDH do sistema da presente pesquisa é de 1,49 dia para o WAHES e 0,64 dia para WHES, apesar do baixo TDH de projeto, o sistema apresentou satisfatória remoção de coliformes, quando comparadas a outros trabalhos reportados por Souza *et al.* (2004) utilizando WHES como pós-tratamento de efluentes de reatores UASB com TDH de 10 dias, removeu 4 log, Calijuri *et al.* (2009) observaram remoções de 4 log em WHES recebendo efluente de reator UASB e operando com TDH de 2,2 dias e Sezerino *et al.* (2005) utilizando WHES tratando efluentes de lagoas de estabilização obtiveram 5,4 log de remoção.

Na Figura 25 está apresentada a variação temporal de coliformes termotolerantes nas unidades de tratamento, e pode-se observar que tanto no efluente bruto quanto após o TS os valores são elevados, que pode estar relacionado ao bombeamento do efluente, aumentando concentração e a própria concepção do TS, que não é favorável a remoção de coliformes, conforme reporta Jordão e Pessôa (1995). O WAHES foi mais eficiente na remoção quando comparado ao WHES, pois é a primeira estrutura a receber o efluente, e possivelmente por possui maior volume de armazenamento, com inoculação de oxigênio e possivelmente ao tipo de planta utilizada neste sistema, já que o meio suporte é o mesmo em ambos sistemas. A planta utilizada no WAHES é a *Cyperus*

prolifer (Mini Papiro), já no WHESS a planta utilizada é a *Thalia Dealbata* (Thalia), observa-se que o Mini Papiro possui porte e adensamento menor que a Thalia, propiciando dessa forma, maior penetração de raios solares, filtração pelas raízes e pela secreção de biocidas, além de levar em consideração fatores como predação, ataques de outros microrganismos e morte natural (DORNELAS, 2008).

Figura 25 - Variação temporal de coliformes termotolerantes nas unidades de tratamento.



Fonte: Do autor (2020).

Lourenço (2017) encontrou remoção média 69,7% no efluente final utilizando wetland de escoamento horizontal, macrófita *Thypha sp* e brita nº 1 como meio filtrante. Em estudo conduzido no Brasil (Brasil, 2005) foram obtidas eficiências de remoção para coliformes totais de 99,02%, em wetland horizontal de escoamento subsuperficial com *Typha latifolia*.

Apesar da variável não possuir limite legal para lançamento em corpos d'água foi satisfatório os resultados encontrados comparados com os autores descritos e com os valores médios estabelecidos na literatura.

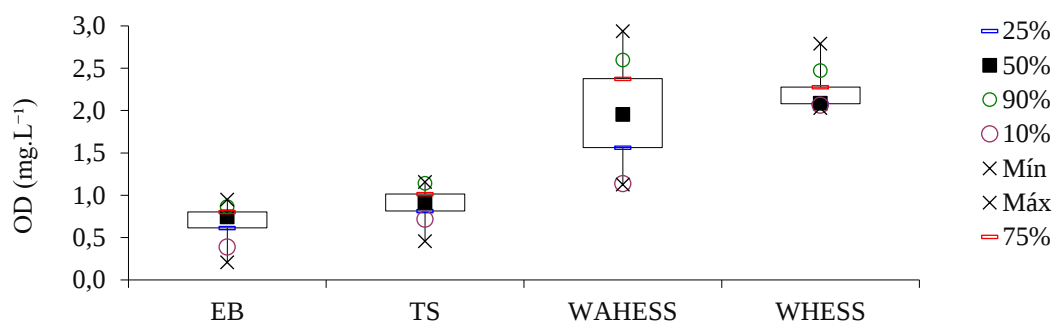
4.7 Análise de Oxigênio dissolvido

NA Figura 26 estão os dados relativos à estatística descritiva de OD para o efluente em cada unidade de tratamento, representados em gráfico do tipo Box-plot.

Conforme Tabela 7 e Figura 26 observa-se aumento do oxigênio dissolvido ao longo do processo. No tanque séptico, esse valor foi muito baixo ($0,7 \text{ mg L}^{-1}$), caracterizado pelo sistema anaeróbio. No WAHES, o valor de OD aumentou, porém ainda manteve-se dentro da condição anóxica ($0,9 \text{ mg L}^{-1}$), pois a matéria orgânica proveniente do TS, com concentrações elevadas, foi degradada pelos microrganismos

com o consumo do oxigênio dissolvido, e promoveu a remoção satisfatória em termos de DBO e DQO. No WHESS, os valores de OD ($2,21 \text{ mg L}^{-1}$) foram muito semelhantes aos observados no WAHESS, proporcionado pelo arraste do efluente do WAHESS com OD e, provavelmente, a menor concentração de matéria orgânica exigindo menor consumo de OD no WHESS.

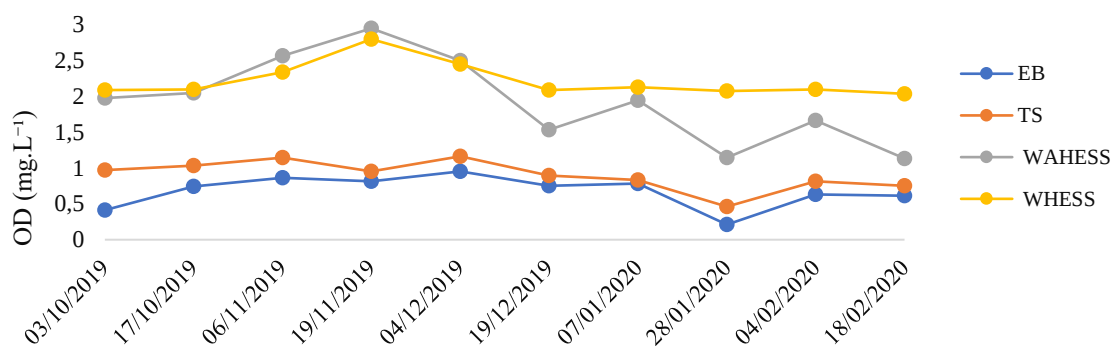
Figura 26 - Box-Plot da concentração efluente de oxigênio dissolvido.



Fonte: Do autor (2020).

A Figura 27 está a evolução temporal do oxigênio dissolvido ao longo do processo de tratamento.

Figura 27 - Variação temporal do oxigênio dissolvido nas unidades de tratamento.



Fonte: Do autor (2020).

No sistema global houve aumento de 227% de oxigênio dissolvido no efluente tratado. Corroborando com os estudos de Freitas (2011), que constatou o aumento da oferta de OD, passando de $0,32 \text{ mg L}^{-1}$ (efluente bruto) para $4,14 \text{ mg L}^{-1}$ (efluente final), demonstrando que os wetlands podem aumentar a oferta de OD no meio, relacionados aos processos de fotossíntese das plantas e a baixa concentração de MO. Ainda neste

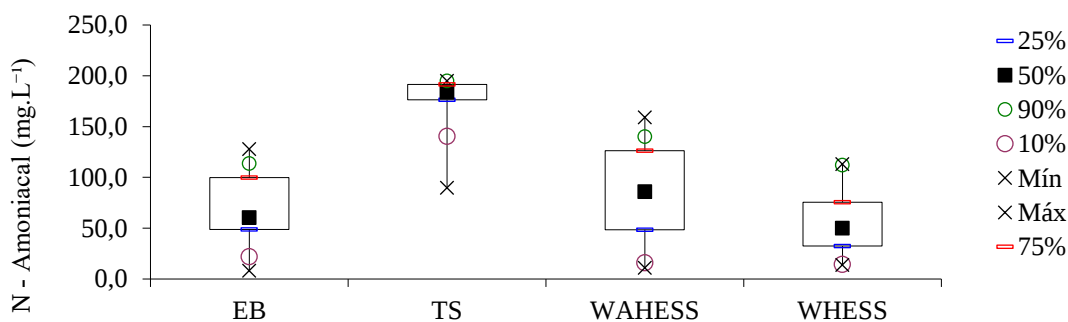
trabalho, deve-se considerar a introdução de oxigênio no primeiro *wetland*, que pode colaborar para o resultado final.

4.8 Análise de nutrientes

4.8.1 Nitrogênio Amoniacal

Na Figura 28 estão apresentados os dados relativos à estatística descritiva da variável nitrogênio amoniacal para o efluente em cada unidade de tratamento, representados por gráficos do tipo Box-plot.

Figura 28 - Box-Plot da concentração efluente de Nitrogênio Amoniacal.



Fonte: Do autor (2020).

A média de nitrogênio amoniacal na entrada de cada sistema variou, sendo no EB 66,9 mg.L⁻¹, no TS 173 mg.L⁻¹, no WAHES 83,3 mg.L⁻¹ e WHES 57,1 mg.L⁻¹ e suas eficiências de remoção equivalentes a 0%, 51,8%, 31,4% e 14,6% para o TS, WAHES, WHES e Eficiência global, respectivamente (Tabelas 7 e 8), valores estes semelhantes aos encontrados por Dornelas (2008), De Paoli (2010) e Rios *et al.* (2008) em relação ao efluente final, de 22%, 15% e 22% respectivamente. Os esgotos tipicamente domésticos apresentam entre 10 mg.L⁻¹ e 50 mg.L⁻¹ de nitrogênio amoniacal (Jordão; Pessoa, 2011),

Observou-se que houve aumento considerável do nitrogênio amoniacal após o TS, que pode estar associado ao arraste de lodo, porém após o WAHES, o efluente declinou nas taxas, por conseguinte no WHES, sendo o resultado do efluente final próximo ao efluente bruto.

O TS por ser um sistema anaeróbio e possível arraste de lodo, pode ter colaborado para o aumento da concentração de nitrogênio amoniacal, devido ao processo de

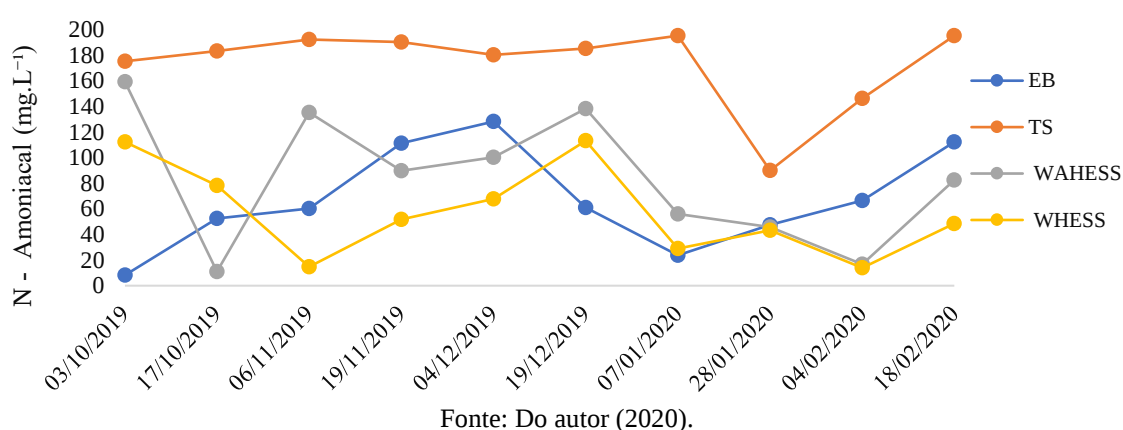
amonificação, ou seja, a transformação do nitrogênio orgânico em nitrogênio amoniacal (Ferreira, 2013). O processo de amonificação é uma sequência de decomposição da matéria orgânica, resultado da ação de microrganismos aeróbios e anaeróbios. Deste modo essa característica tende a aumentar segundo Gerardi (2002), visto que o processo ainda ocorre nas condições anaeróbicas.

Segundo IWA (2000), o maior mecanismo de remoção de nitrogênio orgânico nos filtros plantados com macrófitas é a sequência dos processos de amonificação, nitrificação e desnitrificação. Já os processos de volatilização, assimilação pelas plantas e adsorção são formas bem menos importantes de remoção do nitrogênio. Para Reed *et al.* (1995), afirmam que a volatilização da amônia, desnitrificação e assimilação pelas plantas (se ocorre poda das macrófitas) são os métodos potenciais para a remoção de nitrogênio pelas *wetlands*.

Conforme reporta FIA (2008) a remoção de nitrogênio em *wetlands* ocorre por processos de nitrificação e desnitrificação, sendo os microrganismos os únicos responsáveis por essas transformações.

Na Figura 29 está a variação temporal do nitrogênio amoniacal ao longo do período avaliado, observa-se que este variou muito ao longo do processo, porém o valor médio do efluente tratado foi equivalente ao efluente bruto, podendo estar ocasionado ao tipo de espécies de plantas utilizadas e ao TDH de 1,49 e 0,64 dias para WAHES e WHES, respectivamente.

Figura 29 - Variação temporal do nitrogênio amoniacal nas unidades de tratamento.



As eficiências médias de remoção ao longo do processo apontam uma constante nos *wetlands*. Porém, no WAHES foi o processo onde houve maior taxa de remoção com 52%, e no WHES de 31%, devendo levar em consideração que o efluente provindo

do TS apresentava elevadas concentrações de N amoniacal, ocasionado pelo processo de amonificação do nitrogênio orgânico presente.

Sezerino *et al.* (2005) ponderam que as baixas remoções de nutrientes não devem ser consideradas como uma deficiência, e sim uma potencialidade para o reúso do efluente na agricultura ou aquicultura, levando em consideração que uma das premissas desse projeto de tratamento de efluentes é a reutilização do efluente na irrigação dos jardins adjacentes aos escritórios.

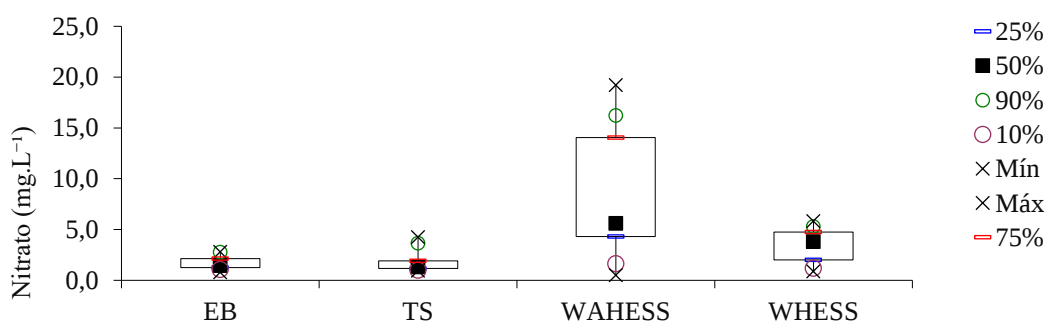
Na presente pesquisa não houve podas ou manutenções nas plantas ou foram estudados o comportamento e composição do tecido das mesmas.

Observa-se que na legislação estadual (DN COPAM CERH nº 01/2008) não existe limites para nitrogênio amoniacal para o lançamento de efluentes domésticos.

4.8.2 Nitrato

Na Figura 30 estão os dados relativos à estatística descritiva do nitrato para o efluente em cada unidade de tratamento, representados por gráficos do tipo Box-plot.

Figura 30 - Box-Plot da concentração efluente de Nitrato.



Fonte: Do autor (2020).

O nitrato é a principal forma de nitrogênio disponível na água, a desnitrificação (conversão de nitrato e nitrogênio gasoso) é um processo de decomposição anóxica, onde ocorre a quebra da matéria orgânica por bactérias heterotróficas (ESTEVES, 1998). Olijnyk (2008) define o processo de desnitrificação como um processo no qual microrganismos reduzem o nitrato a óxido nítrico, óxido nitroso e nitrogênio gasoso, sob condições anóxicas. Já a nitrificação pode ser definida como a oxidação biológica da amônia para nitrato, sendo executada por bactérias, principalmente as do gênero

Nitrosomonas, estritamente aeróbias, as quais são dependentes da oxidação da amônia para geração de energia e crescimento (IWA, 2000).

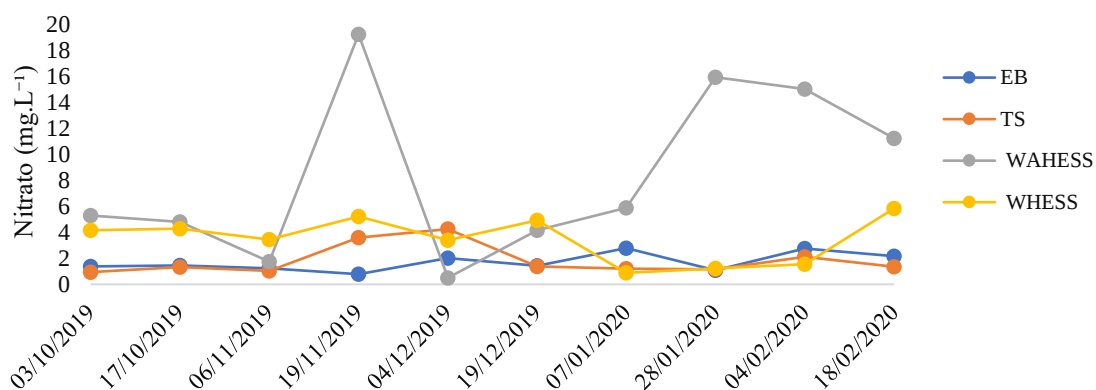
Os processos de nitrificação e desnitrificação são influenciados por fatores como, a temperatura, pH, alcalinidade, fonte de carbono inorgânico, população microbiana e concentrações de NH_4^- e oxigênio dissolvido (OLIJNYK, 2008).

No efluente bruto a média de nitrato foi de $1,70 \text{ mg.L}^{-1}$, no TS $1,83 \text{ mg.L}^{-1}$, no WAHESS $8,37 \text{ mg.L}^{-1}$ e o WHESS $3,49 \text{ mg.L}^{-1}$. Segundo Jordão e Pessoa (2009), a concentração de nitrato dos efluentes tratados pode variar de 0 a 20 mg.L^{-1} , valores parecidos ao de Toniato (2005), que ao estudar wetlands de escoamento horizontal tratando efluente de TS, encontrou valores que variaram entre $2,75 \text{ mg.L}^{-1}$ a $8,95 \text{ mg.L}^{-1}$ no efluente final. Observa-se que o limite indicado pela ABNT NBR 13969 para lançamentos em corpos hídricos classe a, é de 20 mg.L^{-1} , porém na legislação estadual (DN COPAM CERH nº 01/2008) não existe limites para nitrato para o lançamento de efluentes domésticos.

Observa-se o aumento do nitrato nos *wetlands*, sendo os maiores valores no WAHESS devido a introdução de oxigênio, aumentando a taxa de nitrificação. Contudo, pode-se ainda relacionar as concentrações de nitrato do presente trabalho ao desempenho das plantas na assimilação do elemento, à temperatura, à concentração de OD no meio e aos microrganismos presentes atuantes (OLIJNYK, 2008).

Na Figura 31 estão os dados relativos à variação temporal do nitrato nas unidades de tratamento.

Figura 31 - Variação temporal do nitrato-N nas unidades de tratamento.



Fonte: Do autor (2020).

Dentre os meios de tratamento observou-se que o WHESS foi mais eficiente na remoção do nitrato com 58%, porém no efluente final houve aumento de 104% em sua

concentração, se comparado ao efluente bruto, conforme Tabela 8, constatando o processo de nitrificação.

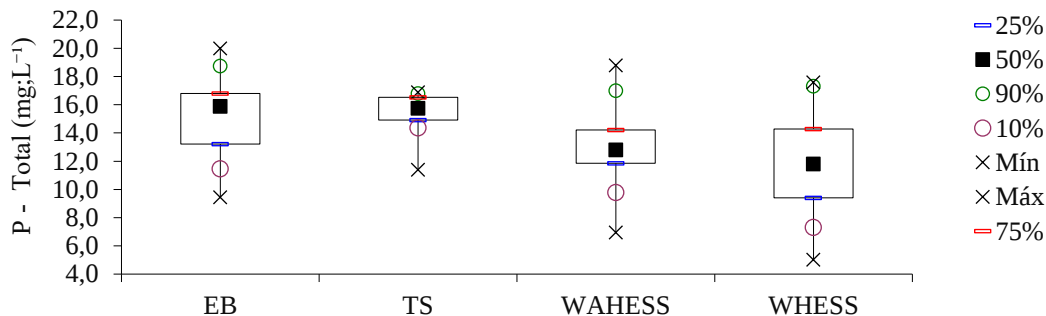
Apesar dos resultados satisfatórios, o monitoramento de longo prazo torna-se importante, pois segundo Souza et al. (2004) e Vymazal (2005) valores de eficiência de remoção de nitrogênio elevados no início do funcionamento do sistema, seguidos de períodos de queda e ganho de desempenho. Ainda, esses autores atribuem tais variações ao ciclo vegetativo das macrófitas, tendo em vista que a capacidade de assimilação de nutrientes pelas plantas é maior durante a fase de crescimento.

Na presente pesquisa não houveram podas ou manutenções nas plantas ou foram estudados o comportamento e composição do tecido das mesmas.

4.8.3 Fósforo Total

Na Figura 32 estão os dados relativos à estatística descritiva do fósforo total para o efluente em cada unidade de tratamento, representados por gráficos do tipo Box-plot.

Figura 32 - Box-Plot da concentração efluente de Fósforo Total.



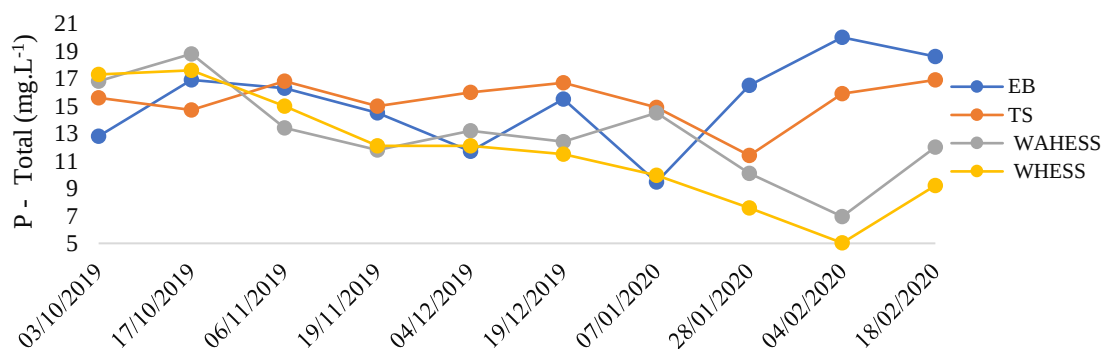
Fonte: Do autor (2020).

Observa-se com relação ao fósforo houve redução o ao longo do processo de tratamento, principalmente nos wetlands (Tabelas 7 e 8), sendo um dos principais nutrientes para os processos biológicos, chamado macro nutriente, por ser exigido em grandes quantidades pelas células de acordo com Freitas, 2011. No tanque séptico houve aumento em 1%, considerando que este sistema em sua concepção não remove nutrientes sendo necessário processo complementar ao TS (JORDÃO; PESSÔA, 1995), porém, no WAHES houve remoção de 16%, no WHES 10% e a eficiência global do sistema foi

de 23%, valores estes, próximos ao encontrado por Dornelas (2008) e De Paoli (2010) no efluente final de 44% e 33%, respectivamente, com TDH de 1,2 dias.

Na Figura 33 está a evolução temporal dos valores de fósforo em cada unidade de tratamento durante o período da pesquisa.

Figura 33 - Variação temporal do fósforo total nas unidades de tratamento.



Fonte: Do autor (2020).

As amostras indicaram que a quantidade média de fósforo total no TS foi de 15,2 mg.L⁻¹, no WAHES 15,4 mg.L⁻¹, no WHES 13 mg.L⁻¹ e ET 11,7 mg.L⁻¹, resultados semelhantes aos encontrados por Freitas (2011) no efluente final, equivalente a 16 mg.L⁻¹ e eficiência média de remoção de 38%, com concentrações afluentes ao sistema equivalentes a 25,7 mg.L⁻¹, utilizando filtros plantados horizontais com *Eichornea crassipes*, tratando efluente sanitário da Universidade Estadual do Rio de Janeiro. Assim, observa-se a importância na remoção de fósforo seja pela absorção das macrófitas ou por meio de reações químicas que ocorrem no elemento filtrante conforme relatado por De Paoli (2010), conforme observado também nos trabalhos de Brasil (2005) que encontrou eficiências de remoção de P-Total de 35% para um TDH de 1,9 dias e de 48% para um TDH de 3,8 dias e Rios *et al.* (2008) obtiveram 3% de remoção de fosfato para um TDH de 1,2 dias.

Observa-se na legislação estadual (DN COPAM CERH nº 01/2008) não existe limites para o fósforo total para o lançamento de efluentes.

5 CONCLUSÃO

A operação do sistema de tratamento de efluentes composto por tanque séptico seguido de WAHESS e WHESS, permitiu concluir que, tal sistema demonstrou adequação do efluente sanitário gerado por funcionários de um escritório de uma mineradora aos padrões preconizados pela legislação ambiental vigente, quanto à remoção de matéria orgânica (DBO e DQO), sólidos suspensos totais e pH e temperatura.

A eficiência de remoção no WAHESS para DBO e DQO foi de 95% e 88% respectivamente, sólidos suspensos totais com 83%, turbidez com 94% e remoção de 97% para coliformes termotolerantes. Sendo que a eficiência global do sistema para todas essas variáveis permaneceu acima de 95%.

O pH tendeu à neutralidade dentro do sistema de tratamento atingindo o valor de 7,7 e a temperatura não sofreu grandes oscilações durante o período, seguindo a temperatura ambiente.

Ao longo do processo, houve oferta de OD devido a estabilização da matéria orgânica.

Com relação aos nutrientes o fósforo total, foi o que apresentou maiores eficiências de remoção. Sendo no WAHESS 16% e ET 23%. O nitrogênio amoniacal apresentou 52% de remoção no WAHESS, porém ao final do processo o efluente final apresentou remoção de 15%. Para o nitrato houve aumento de concentração no final do efluente em 104% em relação ao efluente bruto, podendo estar associado ao TDH equivalente 1,49 dia no WAHESS e 0,64 dia no WHESS. Os nutrientes não possuem limite legal estabelecido pela legislação para o seu lançamento, mas ressalta-se que este efluente final, possui características vantajosas para aplicação na agricultura, como , por exemplo, a irrigação de jardins, conforme delimitado no projeto de tratamento de efluentes desta mineradora.

Observou-se nesta pesquisa que os *wetlands* construídos foram essenciais para o tratamento de efluentes, sendo o WAHESS o que apresentou maiores taxas de remoção dos poluentes, seguido do WHESS.

Conclui-se que o emprego de *wetlands* construídos para o tratamento de esgoto doméstico após tratamento por tanque séptico, foi eficiente, atingindo os valores exigidos pela legislação estadual vigente para lançamento de efluentes no estado de Minas Gerais.

REFERÊNCIAS

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS – ANA. **Atlas Esgotos: Despoluição das Bacias Hidrográficas**. 97 p. 2017.

ALMEIDA, R. A; PITALUGA, D. P.S; REIS, R. P. A. Tratamento de esgoto doméstico por zona de raízes precedida de tanque séptico. **Revista biociências**, UNITAU. V. 16, n. 1, p 73 a 81. 2010.

ALMEIDA, J. M. A. B; ALMEIDA, R. S; SILVA. G. O. C. Diagnóstico dos impactos ambientais provocados pelo lançamento de esgotos no Rio Piancó em Pombal-PB. **Revista GeoSertões** (UNAGEO/CFP-UFCG) vol. 2, nº 3, jan/jun. p. 75 a 93. 2017

ANSARI, A.A.; GILL, R.; GILL, S.S.; LANZA, G.R. Phytoremediation. **Management of Environmental Contaminants**. Volume 4. Suíça, Springer. 409 p. 2016.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **Projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos**: NBR 7.229. Rio de Janeiro, 1993

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **Tanques sépticos - unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos – projeto, construção e operação**: NBR 13.969. Rio de Janeiro, 1997.

ÁVILA, R. O. D. **Avaliação do desempenho de sistemas tanque séptico-filtro anaeróbio com diferentes tipos de meio suporte**. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, RJ. 166 p. 2005.

BEDA, J. N. **Determinação do coeficiente de decaimento bacteriano em Wetland (Alagado construído)**. 2011. 50 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária) - Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal.

BRASIL. Lei 9.433, de 08 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, Cria o Sistema Nacional de Gerenciamento dos Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do artigo 21 da CF, e altera o artigo 1 da Lei 8.001 de 13.03.1990 que modificou a Lei 7.990, de 28.12.1989. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 09 jan. 1997.

BRASIL. Lei Nº 11.445 de 5 de janeiro de 2007. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico; altera as Leis nos 6.766, de 19 de dezembro de 1979, 8.036, de 11 de maio de 1990, 8.666, de 21 de junho de 1993, 8.987, de 13 de fevereiro de 1995; revoga a Lei no 6.528, de 11 de maio de 1978; e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF. 05 jan. 2007.

BRASIL. Resolução Conama nº 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. **Diário Oficial da União**, Brasília-DF, 16 mai. 2011.

BRASIL. Resolução Conama nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para seu enquadramento, bem

como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e da outras providencias. Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. **Diário Oficial da União**, Brasília-DF, 18 mar. 2015.

BRASIL, M. S. **Desempenho de sistema alagado construído para tratamento de esgoto doméstico**. 160 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) Departamento de Engenharia Agrícola da Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2005.

BRASIL. Ministério do Desenvolvimento Regional. Secretaria Nacional de Saneamento – SNS. **Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos – 2017**. Brasília: SNS/MDR, 2019. 226 p.

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

BRIX, Hans. Do Macrophytes Play a Role in Constructed Treatment *Wetlands*. **Water Science and Technology**. v. 35. n5. P. 11-17.1997

CALIJURI, M. L.; BASTOS, R. K. X.; MAGALHÃES, T.D. B.; CAPELETE, B. C.; DIAS, E. H. O. Domestic Wastewater Treatment in UASB-Horizontal Flow Constructed *Wetlands* Systems: Organic Matter, Solids, Nutrients and Coliforms Removal. **Engenharia Sanitária Ambiental**, Viçosa, v. 14, n. 3, p. 421-430, 2009.

CHERNICHARO, C.A.L. **Pós-tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios**. 1ª Edição. Belo Horizonte: [s.n.]. Projeto PROSAB. 406 p.2001.

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

COOPER, P.; SMITH, M.; MAYNARD, H. The design and performance of a nitrifying vertical-flow reed bed treatment system. **Water Science and Technology**, v. 35, n. 5, p. 215-221, 1996.

COSTA, J.F.; DE PAOLI, A. C.; VON SPERLING, M. Desempenho de wetlands de fluxo horizontal subsuperficial vegetadas e não vegetadas atuando como pós-tratamento de efluente sanitário de reator uasb. In: 26 **Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, 2011.

CUNHA, C. A. G. **Análise da eficiência de um sistema combinado de alagados construídos na melhoria da qualidade das águas**.157 f. Dissertação (Ciências da Engenharia Ambiental) – Programa de Pós-Graduação em Ciências da Engenharia Ambiental, Escola de Engenharia de São Carlos, São Carlos, 2006.

DATASUS – Departamento de Informática do Sus. Informações de saúde. Disponível em: <https://datasus.saude.gov.br/> Acesso em 17/06/2020.

DECEZARO, S. T. **Sistema de tanque séptico e wetland construído vertical com recirculação para remoção de matérias orgânica e nitrogênio de esgoto doméstico**.

2018. 217 p. Tese de doutorado Universidade Federal de Santa Maria, Rio Grande do Sul.

DE PAOLI, A. C. **Análise de desempenho e comportamento de *wetlands* horizontais de fluxo subsuperficial baseado em modelos hidráulicos e cinéticos**. Dissertação (Programa de Pós-graduação em saneamento, meio e recursos hídricos) Universidade Federal de Minas Gerais, 165 p. 2010.

DORNELAS, F. L. **Avaliação do desempenho de *wetlands* horizontais subsuperficiais como pós-tratamento de efluentes de reatores UASB**. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos). Universidade Federal de Minas Gerais, Belo horizonte, Minas Gerais. 101p. 2008.

ESTEVES, F. d. A. Fundamentos de limnologia. 2 ed. Rio de Janeiro: **Interciência/FINEP**, 602 p. 1998.

FAULKNER, S. P.; RICHARDSON, C. J. Physical and Chemical Characteristics of Freshwater Wetland Soils. In: HAMMER, D. A. (ed). *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment: municipal, industrial and agricultural*. Michigan: **Lewis Publisher**, p. 319- 352. 1989.

FIA, F. R. L. **Modelos de remoção de matéria orgânica e nutrientes de águas residuárias da suinocultura em sistemas alagados construídos**. Tese. (Doutorado em engenharia agrícola). Universidade Federal de Viçosa – UFV, Viçosa, Minas Gerais. 143p. 2009.

FIA, RONALDO. **Desempenho de sistemas alagados construídos no tratamento de água residuárias da lavagem e descascamento/despolpa dos frutos do cafeeiro**. Tese (Pós-Doutorado em engenharia agrícola). Universidade Federal de Viçosa – UFV, Viçosa, Minas Gerais. 195p. 2008.

FREITAS, T. R. . **Desempenho de tanques vegetados em um ecossistema engenhariado para tratamento descentralizado de esgotos domiciliares na Ilha Grande, RJ**. Dissertação de Mestrado Universidade do Estado do Rio de Janeiro. 127p. 2011.

FERREIRA, L. S. **Avaliação do desempenho de *wetlands* construídos para o tratamento de efluente de reator UASB: Estudo de caso da ETE Vog Ville**. Dissertação de Mestrado Universidade Federal da Bahia. Escola Politécnica. 89p. 2013.

GIL, A. C. **Como elaborar projetos de pesquisa**. 5. ed. São Paulo: Atlas, 2008.
GOMES, B. G. L. A. **Tratamento de esgoto de pequena comunidade utilizando tanque séptico, filtro anaeróbio e filtro de areia**. Dissertação de mestrado. Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo. Campinas, SP. 2015.

GOOGLE. **Google Earth Pro**. Disponível em:
<https://www.google.com.br/earth/download/gep/agree.html>. Acesso em: maio de 2019.

GRAY, D. E. **Pesquisa no mundo real**, 2 ed. São Paulo: Editora Penso, 2012, 242 p.

- HABERL, R., Constructed Wetlands: a chance to solve wastewater problems in developing countries. **Water Science and Technology**, 40, 11-17, Oxford, 1999.
- ITRC - Interstate Technology & Regulatory Council. Technical and Regulatory Guidance. Document for Constructed Treatment *Wetlands*. **The Interstate Technology & Regulatory Council Wetlands Team**. 2003.
- JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. **Tratamento de Esgotos Domésticos**, Rio de Janeiro, ABES, 1995
- JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos** – 5ª Ed – ABES, Rio de Janeiro. 2009. 360 p.
- KADLEC, R. H; KNIGHT, R. L. **Treatment wetlands**. Boca Raton, Florida: Lewis Publishers, 1996.
- KADLEC, R. H.; WALLACE, R. D. **Treatment wetlands**. 2. ed. 366 p. 2008
- KADLEC, R. H.; WALLACE, .. D. **Treatment wetlands**. Boca Raton: CRC, Press 2 ed., 907 p. 2009.
- KLETECK, R. M. **Remoção/exportação de nutrientes de esgoto doméstico utilizando plantas ornamentais: *Hedychium coronarium*, *Heliconia psittacorum*, *Cyperus alternifolius* e *Colocasia esculenta***. Tese de doutorado. Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas. Campinas, SP. 310 p. 2011.
- KÖCHE, J. C. **Fundamentos de metodologia científica: Teoria da ciência e iniciação à pesquisa**. 20. ed. atualizada. Petrópolis, RJ: Vozes, 185 p. 1997.
- KÖPPEN, W. **Climatologia**. Con un estudio de los climas de la tierra. México, FCE, 478 p. 1948.
- LANGERGRABER, G.; HABERL, R.; LABER, J.; PRESSL, A. Evaluation of substrate clogging process in vertical flow constructed *wetlands*. **Water Science & Technology**, v. 48, n. 5, p. 25-34, 2003.
- LAUTENSCHLAGER, S. R. **Modelagem do desempenho de Wetlands construídas**, 2001. Dissertação (Mestrado) – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária, São Paulo, 106 p. 2001.
- LEONETI, A. B; PRADO, E.L.; OLIVEIRA, S.; V. W. B. Saneamento básico no Brasil: considerações sobre investimentos e sustentabilidade para o século XXI. **Revista Administração Pública** [online].v.45, n.2, p.331-348. 2011
- LIMA, R. F. S. **Potencialidade dos wetlands construídos empregados no pós-tratamento de esgotos: Experiências Brasileiras**. Dissertação de mestrado – Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico. Programa de pós-graduação em Engenharia Ambiental. Florianópolis. 81 p. 2016.

LOURENÇO, L. S. **Remoção de matéria orgânica e nutrientes de esgoto doméstico por wetland na estação de tratamento aparecida – Campos Novos**. Dissertação mestrado Centro de ciências agro veterinárias Universidade do estado de Santa Catarina. Lajes, 88 p., 2017

MACHADO, A.I., BERETTA, M., FRAGOSO, R., DUARTE, E. Overview of the state of the art of constructed *wetlands* for decentralized wastewater management in Brazil – Review. *Journal of Environmental Management*, v. 187, p. 560–570, 2017.

MARQUES, R. F. de P. V. **Tratamento biológico de percolados de resíduos sólidos urbanos pela associação entre reator anaeróbio de baixa carga e wetlands**. 2015. 263 p. Tese (Doutorado em Recursos Hídricos em Sistemas Agrícolas)-Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2015.

MATOS, A. T.; LO MONACO, P. A. **Tratamento e aproveitamento agrícola de resíduos sólidos e líquidos da lavagem e despolpa de frutos do cafeeiro**. Viçosa: UFV, 2003. 68p.

MAZZOLA, M. ROSTON, D. M.; VALENTIM, M. A. A. Uso de leitos cultivados de fluxo vertical por batelada no pós-tratamento de efluente de reator anaeróbio compartimentado. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 9, n. 2, p. 276-283, 2005.

MELLO, D. **Avaliação do uso de sistemas de wetlands construídos no tratamento de esgotos sanitários**. 2016. 161 f. Dissertação de mestrado. Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Programa de Pós-graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, Curitiba, 2016.

MINAS GERAIS. Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG N.º 1, de 05 de maio de 2008. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Diário Oficial de Minas Gerais**. 05 de maio, 2008.

MITSCH, W.J.; GOSSELINK, J.G. *Wetlands*. 4th ed. **New York: John Wiley & Sons, Inc.**, 582 p. 2007.

MONTEIRO, R. C. M. **Viabilidade técnica do emprego de sistemas tipo “wetlands” para tratamento de água cinza visando reuso não potável**. 2009. Dissertação de Mestrado – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária, São Paulo/SP, 2009.

MOTA, F.S.B.; VON SPERLING, M. **Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção**. 1ª Edição. Rio de Janeiro: ABES, 430 p. 2009

MOURÃO, J.R.; SILVA, M.A.V.; ARRUDA, D. S.; RIBEIRO, L. C. L. J.; PIRES, M. S. G. Avaliação da eficiência de wetlands construídas, em escala de laboratório, no pós-tratamento de efluentes domésticos. In: **2º Simpósio Brasileiro sobre Wetlands Construídos**, Curitiba, PR, 2015.

NORTE, A. C. C., **Uso de Wetlands construídos como parte integrante de projetos paisagísticos**. Dissertação de mestrado. Instituto de pesquisas tecnológicas do estado de São Paulo. 118p. 2013.

NUNES, J.A. Tratamento Biológico de Águas Residuárias. 3 ed. Aracaju: **Gráfica Editora J. Andrade**, 277 p. 2012.

OLIJNYK, D. P. **Avaliação da nitrificação e desnitrificação de esgoto doméstico empregando filtros plantados com macrófitas (wetlands) de fluxos vertical e horizontal – sistemas híbridos**. Dissertação de mestrado. Universidade Federal de Santa Catarina. Centro tecnológico. Programa de pós graduação em engenharia ambiental. 112p. Florianópolis, SC. 2008.

PAULINO, W. D.; TEIXEIRA, F. J. C.. A questão ambiental e a qualidade da água nas bacias hidrográficas do Nordeste. In: ANA – Agência Nacional de Águas. A Questão da Água no Nordeste/ **Centro de Gestão e Estudos Estratégicos, Agência Nacional de Águas**. – Brasília, DF: CGEE, 2012.

PELISSARI, C. **Tratamento de efluente proveniente da bovinocultura de leite empregando wetlands construídos de escoamento superficial**. 2013. 145f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil e Ambiental, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2013.

PHILLIPPI, L. S.; SEZERINO, P. H. **Aplicação de sistemas tipo wetlands no tratamento de águas residuárias: utilização de filtros plantados com macrófitas**. Ed. do autor, 2004, 144p.

PHILLIPPI, L.S.; SEZERINO, P.H.; BENTO, A.P.; MAGRI, M.E. Vertical flow constructed wetlands for nitrification of anaerobic pond effluent in southern Brazil under different loading rates. In: **10th International Conference on Wetland System for Water Pollution Control**. Lisboa: IWA, p. 631-639. 2006.

POÇAS, C.D. **Utilização da tecnologia de Wetlands para Tratamento Terciário: Controle de Nutrientes**. 2015. 93 p. Dissertação (Mestre em Ciências) – Faculdade de Saúde Pública, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2015.

PROSAB – **PROGRAMA DE PESQUISA EM SANEAMENTO BÁSICO. Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção**. Rio de Janeiro, 2009.

SALARO JUNIOR, R. **Avaliação da eficiência de sistema fito-pedológico (wetlands) na depuração de efluentes domésticos gerado em pequena comunidade**. 2008. 156f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) Universidade Estadual Paulista. Botucatu, 2008.

SALATI, E. **Controle de qualidade de águas através de sistemas de wetlands construídos**. Rio de Janeiro. FBDS. 19 p. 1998

SALATI, E. **Utilização de sistemas de wetlands construídas para tratamento de água**. 2000. Programa de pós-graduação em ciências da engenharia ambiental, escola estadual de São Carlos, São Carlos, SP, 36 p. 2000.

SALATI, E. Utilização de sistemas de *wetlands* construídas para tratamento de águas. **Biológico**, v. 65, n.1/2 p.113-116, 2003.

SANTIAGO, A. F.; CALIJURI M. L.; LUIS P. G. Potencial para utilização de sistemas de *wetlands* no tratamento de águas residuárias: uma contribuição a sustentabilidade dos recursos hídricos no Brasil. **Revista Natureza e desenvolvimento**, v 1, n. 1, p. 29-39, 2005.

SEZERINO, P. H; BENTO, A.P.; LOBO, M. A.; LAPOLLI, F. R. PHILLIPPI, L. S. Sistemas naturais aplicados ao tratamento descentralizado de esgotos: uso combinado de lagoas de estabilização e filtros plantados com macrófitas (*wetlands*). IN: 23 **Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. Campo grande. 2005.

SEZERINO, P. H. **Potencialidade dos filtros plantados com macrófitas (Constructed Wetlands) no pós-tratamento de lagoas de estabilização sob condições de clima subtropical**. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 166p; 2006.

SEZERINO, P. H.; SANTOS, M, O.; PELISSARI, C.; CELIS, G. S.; PHILLIPI, L. S. *Wetlands* construídos horizontais aplicados no tratamento descentralizado de esgotos. 2 **Simpósio Brasileiro sobre Wetlands Construídos**, Curitiba, Paraná, 2015.

SEZERINO, P. H.; BENTO, A. P.; DECEZARO, S. T.; Magri, M. E.; PHILLIPPI, L. S. Experiências brasileiras com *wetlands* construídos aplicados ao tratamento de águas residuárias: parâmetros de projeto para sistemas horizontais. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.20, n.1, jan-mar, p 151 – 158. 2015.

SEZERINO, P.H., ROUSSO, B. Z., PELISSARI, C., SANTOS, M, O., FREITAS, M. N., FECHINE, V. Y., LOPES, A. M. B, *Wetlands* construídos aplicados no tratamento de esgoto sanitário: recomendações para implantação e boas práticas de operação e manutenção / **Ministério da saúde, Fundação Nacional de Saúde** – Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina, 2018.

SILVA, L. C.; MARA, D. D. **Tratamentos biológicos de águas residuais: lagoas de estabilização**. 1. ed. Rio de Janeiro: ABES, 140 p. 1979.

SILVA, S. C. **Wetlands construídos" de fluxo vertical com meio suporte de solo natural modificado no tratamento de esgotos domésticos**. 2007. 231 f. Tese (Doutorado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) - Universidade de Brasília, Brasília, DF, 2009.

SILVA, M. V., BUENO, R. F. Avaliação de um wetland construído híbrido no tratamento de esgoto sanitário. **Holos Environment**, v.15, n.2, p.212 - 222, 2015.

SIQUEIRA, E. R. **Tratamento dos resíduos de fossas e tanques sépticos em um sistema de alagado construído** - 2014 - 82 f. - Dissertação - Programa de Pós-graduação em Engenharia do Meio Ambiente (EEC) - Universidade Federal de Goiás - Goiânia - Goiás - Brasil.

SNIS – SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE O SANEAMENTO. Diagnostico dos serviços de água e esgotos – 2015. **Ministério das cidades, Secretaria nacional de saneamento ambiental**, Brasília: SNSA/Ministério das Cidades, 212 p. 2017.

SOLANO, M. L; SORIANO, P; CIRIA, M. P. Constructed wetlands as a sustainable solution for wastewater treatment in small villages. **Biosystem Engineering**, v. 87, n. 1, p. 109-188, 2004.

SOUZA, J. T.; HAANDEL, A.V.; LIMA, E. P. C.; HENRIQUE, I. N. Utilização de wetland construído no pós-tratamento de esgotos domésticos pré-tratados em reator UASB. **Engenharia Sanitária e Ambiental**. V.9 N. 4. P.285-290. 2004

SOUZA, F. F; BASTOS, R. G; GOMES, M. P. M; PULSCHEN, A. A. Eficiência de estação de tratamento de esgoto doméstico visando reúso agrícola. **Ambiente e água – NA interdisciplinar jornal of applied science**, v. 10 n. 3, p. 587 -597,2015

STANDARD, methods for examination of water and wastewater, 22ª Edição, Washington: **APHA**, 1360 p. 2012.

TANNER, C. C.; CLAYTON, J. S.; UPSDELL, M. P. Effect of loading Rate and planting on treatment of dairy farm wastewaters in constructed *wetlands* – I. Removal of oxygen demand, suspended solids and faecal coliforms. **Water Research**, v. 29, n. 1, p. 17-26, 1995.

TOMÉ, L. M. Saneamento Básico: Situação atual e perspectivas. **Caderno Setorial ETENE**. Ano 3, nº 37, agosto – 2018.

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

TCHOBANOGLOUS, G. Constructed wetlands and aquatic plant systems: research, design, operational, and monitoring issues. Pages 23–24 in G. A. Moshiri, ed. Constructed wetlands for water quality improvement. **Lewis Publishers**, Boca Raton, FL. 1993.

TRANG, N. T. D. et al. Kinetics of pollutant removal from domestic wastewater in a tropical horizontal subsurface flow constructed wetland system: Effects of hydraulic loading rate. **Academic Search Premier**, v. 36, n. 4, p. 527-535, 2010.

TREIN, C. M.; PELISSARI, C.; HOFFMAN; H.; PLATZER, C. J.; SEZERINO, P. H. Tratamento descentralizado de esgotos de empreendimento comercial e residencial empregando a ecotecnologia dos *wetlands* construídos. **Ambiente Construído**, v. 15, n. 4, p. 351-367. 2015

USEPA – UNITED STATES ENVIROMENTAL PROTECTION AGENCY. Constructed *wetlands* treatment of municipal wastewater. Enviromental Agency Protection. 2000.

VALENTIM, M.A.A. **Desempenho de leitos cultivados para tratamento de esgoto: contribuição para concepção e operação.** Tese de doutorado. Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas. Campinas, SP, 208p. 2003.

VIEIRA, L. M. M; KOVALICZN, R. A. **Tratamento de efluentes domésticos com plantas macrófitas.** Ponta Grossa, 34 p. 2009.

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

VYMAZAL, J., ŠVEHLA, Jaroslav. Iron and manganese in sediments of constructed *wetlands* with horizontal subsurface flow treating municipal sewage. **Ecological Engineering**, v.50, p.69-75, 2013.

VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos.** Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental/UFMG, 452 p. 1996

VON SPERLING, M. Basic principles of wastewater treatment. London: **IWA publishing**, 208 p. 2007

VON SPERLING, M. **Avaliação e análise comparativa de três diferentes sistemas de “Wetlands” - Fluxo Superficial, Vertical e Subsuperficial- utilizados para o tratamento de curso d’água poluído por fontes difusas e pontuais, para o tratamento de esgotos brutos e para o pós-tratamento de efluentes de reatores UASB.** In: BRASIL- Fundação Nacional da Saúde. 7º Caderno de pesquisa em engenharia de saúde pública. 1.ed. Brasília: Funasa, 2013. p. 81-108.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade da água e ao tratamento de esgoto: Princípio do tratamento biológico de águas residuárias.** 4ª ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental/UFMG, 452 p. 2014.

VON SPERLING, M. Comparison of simple, small, full-scale sewage treatment systems in Brazil: UASB-maturation ponds-coarse filter; UASB- horizontal subsurface-flow wetland; vertical-flow wetland (first stage of French system). **Water Science Technology**. v. 71, n.3, p.329-337. 2015

VON SPERLING, M.; SEZERINO, P.H. (2018). Dimensionamento de wetlands construídos no Brasil. **Boletim Wetlands Brasil**, Edição Especial,. 65 P 2018.

WALLACE, S.; KNIGHT, R. Water environmental research foundation (WERF) small scale treatment wetland database. In: **INTERNATIONAL CONFERENCE ON WASTE STABILIZATION PONDS, 6.; INTERNATIONAL CONFERENCE ON WETLANDS SYSTEMS**, 9, Avignon, 2004. Communications of common interest. P. 229-235.2004

WETLANDS. **Memorial descritivo do projeto executivo do sistema Eco praça Ciclo das águas.** Projeto 1: Tratamento e destinação de efluentes. Wetlands construídos. Mina de Águas Claras, Nova Lima – Mina Gerais. 41 p. 2016.

ROTARIA. **Estação de tratamento de esgotos** – VALE MAC. Projeto AS-BUILT – Memorial descritivo e de cálculo – MDAB-ARQ-17083-00. Nova Lima – Minas Gerais. 30 p. 2017.

ROUSSO, B. Z. **Avaliação de um sistema híbrido de wetlands construídos empregado no tratamento de esgoto sanitário.** Dissertação Mestrado – Universidade Federal de Santa Catarina, centro tecnológico, programa de pós-graduação, em engenharia ambiental, Florianópolis, 191 p. 2017.

ZANELLA, L. **Plantas ornamentais no pós-tratamento de efluentes sanitários: Wetlands-construídos utilizando brita e bambu como suporte.** 2008. 189 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP, 2008.