

LUCAS SILVA LOURENÇO

**REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA E NUTRIENTES DE ESGOTO DOMÉSTICO
POR *WETLAND* NA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO APARECIDA – CAMPOS
NOVOS**

Dissertação apresentada ao centro de Ciências Agroveterinárias da Universidade do Estado de Santa Catarina no Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ciência do Solo.

Orientador: Prof. Dr. Marcelo Alves Moreira
Co-orientador: Prof. Dr. Paulo Cezar Cassol
Co-orientador: Prof. Dr. Everton Skoronsk

**LAGES, SC
2017**

Ficha catalográfica elaborada pelo(a) autor(a), com
auxílio do programa de geração automática da
Biblioteca Setorial do CAV/UDESC

SILVA LOURENÇO, LUCAS
REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA E NUTRIENTES DE
ESGOTO DOMÉSTICO POR WETLAND NA ESTAÇÃO DE
TRATAMENTO APARECIDA, CAMPOS NOVOS / LUCAS SILVA
LOURENÇO. - Lages , 2017.
88 p.

Orientador: Marcelo Alves Moreira
Co-orientador: Everton Skoronsk
Co-orientador: Paulo Cezar Cassol
Dissertação (Mestrado) - Universidade do Estado
de Santa Catarina, Centro de Ciências
Agroveterinárias, Programa de Pós-Graduação em
Ciência Do Solo, Lages, 2017.

1. Wetland Construído. 2. Fluxo Horizontal. 3.
Tratamento de Esgoto . 4. Matéria Orgânica. 5.
Thypha sp.. I. Alves Moreira, Marcelo. II.
Skoronsk, Everton. Cezar Cassol, Paulo .III.
Universidade do Estado de Santa Catarina, Centro de
Ciências Agroveterinárias, Programa de Pós-Graduação
em Ciência Do Solo. IV. Título.


LUCAS SILVA LOURENÇO

REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA E NUTRIENTES DE ESGOTO DOMÉSTICO
POR WETLAND NA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO APARECIDA – CAMPOS
NOVOS

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo no Centro de Ciências Agroveterinárias da Universidade do Estado de Santa Catarina, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ciência do Solo.

Banca Examinadora:

Orientador:

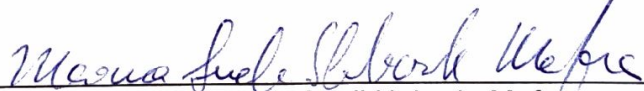


Prof. Dr. Marcelo Alves Moreira
Universidade do Estado de Santa Catarina – UDESC

Membros:



Prof. Dr. Rogério Laus
Universidade do Estado de Santa Catarina – UDESC



Dra. Maria Sueli Heberle Mafra
Universidade do Planalto Catarinense – UNIPLAC

Lages, 31 de julho de 2017

Dedico este trabalho aos meus pais, Eliseu de Barros Lourenço e Célia Silva Lourenço, pelo amor e carinho, e aos valores a mim passados.

AGRADECIMENTOS

À Deus, pela possibilidade de realizar mais um sonho na minha trajetória acadêmica-profissional.

Aos meus pais Eliseu de Barros Lourenço e Célia Silva Lourenço, as minhas irmãs Daiane Silva Lourenço e Késia Silva Lourenço por estarem sempre ao meu lado em todos os momentos, com amor, dedicação e carinho.

À minha atual namorada Ketriane Mota de Souza, por ter me apoiado em todos os momentos com compreensão, carinho, amor e também por emprestar o automóvel nos momentos difíceis.

Ao orientador, professor Marcelo Alves Moreira, pela confiança, ensinamentos e conselhos.

Aos professores, Eduardo Bello Rodrigues, Everton Skoronsk, Paulo Cezar Cassol e Rogério Laus pela parceria e ajuda.

Ao Laboratório LabTrat por me receber de portas abertas.

À SAMAE Campos Novos - SC, por disponibilizar o local para a pesquisa.

Aos colegas e amigos da Pós-Graduação e do Laboratório LabTrat.

Aos Professores do Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo.

Ao Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo.

Ao Centro de Ciências Agroveterinárias (CAV), a Universidade do Estado de Santa Catarina (UDESC) e a CAPES.

Aos que de alguma forma contribuíram para o desenvolvimento deste trabalho.

RESUMO

LOURENÇO, L.S. **REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA E NUTRIENTES DE ESGOTO DOMÉSTICO POR *WETLAND* NA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO APARECIDA – CAMPOS NOVOS**. 2017. 88 p. Dissertação de Mestrado em Ciência do Solo. Universidade do Estado de Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Lages, 2017.

O sistema *wetland* construído (WC) é uma tecnologia empregada no tratamento de esgoto doméstico, através da ação combinada de plantas, microrganismos e material filtrante. O tratamento ocorre por processo físico, químico e biológico, entre eles sedimentação, precipitação, adsorção às partículas do material filtrante, assimilação por plantas e transformações microbiológicas. No entanto, esse sistema precisa de manutenção periódica afim de prevenir problemas ao longo do período de funcionamento, sendo o principal deles a colmatção (entupimento causando escoamento superficial, antes subsuperficial). Este é um trabalho exploratório de 6 meses (agosto de 2016 a janeiro de 2017) que visou determinar a eficiência da estação de tratamento de esgoto (ETE) “Bacia D” do bairro Aparecida no município de Campos Novos, SC. O objetivo foi avaliar o sistema *wetland* construído em função da remoção da matéria orgânica carbonácea (Demanda bioquímica de oxigênio - DBO e Demanda química de oxigênio - DQO), sólidos suspensos totais (SST), turbidez, cor aparente, pH, condutividade elétrica, coliformes totais, nitrogênio e fósforo total. O sistema utilizado foi uma unidade de fluxo horizontal subsuperficial operando com pós-tratamento de esgotos doméstico com filtro anaeróbio. Foi utilizado *Typha* sp., (taboa) como espécie de planta para absorção dos nutrientes. A remoção de matéria orgânica e de sólidos mostrou-se estável, com eficiências médias de 62, 64 e 50 % para DQO, DBO₅ e SST, respectivamente. O sistema apresentou uma redução em 2 unidades logarítmicas para coliformes totais, com eficiência de remoção de 69,7 %. A remoção de nutrientes, após início promissor, mostrou-se instável devido a colmatção, com remoção média de 31,8 e 22,4% para N_{Total} e P_{Total}, respectivamente. Durante o período monitorado a ETE Aparecida atendeu as legislações vigentes (Resolução CONAMA n° 430/2011 e Lei estadual n° 14675/2009 (FATMA)) quanto ao descarte de efluente domésticos em corpo hídrico. A exceção foi DBO₅ e P_{Total} que estavam acima dos padrões estabelecidos pela FATMA nos dois últimos meses, contudo dentro dos limites estabelecidos pelo CONAMA. Apesar da precoce manutenção corretiva e preventiva devido a colmatção, a utilização de *wetlands* construídos de escoamento horizontal de fluxo subsuperficial é uma alternativa tecnicamente e economicamente viável para o tratamento de esgoto doméstico.

Palavras-chave: *Wetland* Construído. Fluxo Horizontal. Tratamento de Esgoto Doméstico. *Typha* sp.

ABSTRACT

LOURENÇO, L.S. **Removal of Organic matter and nutrients from domestic sewage by constructed *wetlands* in Aparecida treatment station – Campos Novos**. 2017. 88 p. Dissertation (Master in Soil Science) – University of Santa Catarina State, CAV-UDESC. Master's Programs in Agricultural Science, Lages, SC, 2017.

The constructed *wetland* system (CWS) is a technology used in the treatment of domestic sewage, through the use of plants, microorganisms and gravel bed in which physical, chemical and biological processes occur. These include sedimentation, precipitation, adsorption to the gravel bed material, assimilation by plants and microbiological transformations. However, this system needs periodic maintenance to prevent problems during operating period and thus helps preventing clogging. The objective of this work was to evaluate the removal of carbonaceous and nutrients from domestic sewage by horizontal subsurface flow constructed *wetlands* in Aparecida treatment station in Campos Novos, Brazil. The plant used to uptake the nutrients was *Typha* sp. (taboa). The chemical and biological oxygen demand (COD and BOD), total suspended solids (TSS), turbidity, apparent color, pH, electrical conductivity, total phosphorus, total nitrogen, and total coliforms were intensively measured for a period of six months (August, 2016 until January, 2017). The removal of organic matter and suspended solids was stable, with efficiencies of 62, 64 and 50% for COD, BOD and SST, respectively. The nutrients uptake by taboa was unstable in last months, after a promising onset, with removal of 31.8 and 22.4% for total N and total P, respectively. The treatment system reduced 2 log units to the total coliforms, with 69.7% of efficiency. The CWS from Aparecida complied with the current legislation (CONAMA Resolution No. 430/2011 and State Law No. 14675/2009 (FATMA)) regarding to the disposal of domestic effluent in the waterbody. However, in the last two months of monitoring the BOD and total P did not comply with the standards established by FATMA. Nevertheless, they were lower than the limits established by CONAMA. Despite the early corrective and preventive maintenance to reduce clogging, the use of horizontal subsurface flow constructed *wetlands* is technically and economically feasible alternative to promote the treatment of domestic sewage.

Keywords: Constructed *wetlands*. Horizontal flow. Treatment of domestic sewage. *Thypha* sp..

LISTA DE FIGURAS

Figura 2.1 - Classificação dos <i>wetlands</i> construídos. Em destaque o tipo de <i>wetland</i> utilizado neste estudo.....	32
Figura 2.2 - Desenho esquemático de um sistema de escoamento superficial com plantas submersas.	32
Figura 2.3 - Desenho esquemático de um sistema <i>wetland</i> construído vertical de fluxo ascendente.	34
Figura 2.4 - Desenho esquemático de um sistema <i>wetland</i> construído horizontal. 1 - zona de distribuição do esgoto preenchido com pedras grandes, 2 - superfície do filtro, 3 - nível de água no <i>wetland</i> , 5 - filtro (areia, brita ou pedrisco), 6 – zona de saída preenchido com pedras grandes, 7 – tubo de drenagem, 8 – estrutura de coleta e manutenção e controle de nível dentro do <i>wetland</i>	35
Figura 2.5 - Desenho esquemático de um <i>wetland</i> híbrido (WHFSS - WVSS).	36
Figura 2.6 - Transformações de nitrogênio nos <i>wetlands</i> construídos.	39
Figura 2.7 - Exemplo de macrófita emergente em um <i>wetland</i>	44
Figura 3.1 - Vista aérea da ETE "Bacia D" com destaque para a localização do <i>wetland</i> construído.	47
Figura 3.2 - Etapas do tratamento do esgoto na ETE "Bacia D", Campos Novos-SC. a) tratamento preliminar, b) filtro anaeróbio e c) <i>wetland</i> construído. ..	48
Figura 3.3 - Vista geral das quatro unidades de <i>wetland</i> construído horizontal de fluxo subsuperficial.	49
Figura 3.4 - Vista geral de uma unidade de <i>wetland</i> construído preenchido com o leito filtrante e os detalhes construtivos.	50
Figura 3.5 - Corte longitudinal do <i>wetland</i> construído.....	50
Figura 3.6 - Corte transversal do <i>wetland</i> construído.	50
Figura 3.7 - a) Ponto de distribuição do esgoto para as unidades de WC após o tratamento primário (filtro anaeróbio) e ponto de coleta central, b) ponto de coleta de saída do efluente na unidade individual do WC, c) ponto de coleta central da saída geral dos WC.....	52
Figura 4.1 - Distribuição das plantas no maciço filtrante e o efeito do frio durante a estação do inverno.	55
Figura 4.2 - Exemplo da inflorescência da Taboa.....	56
Figura 4.3 - Séries temporais das concentrações efluentes de DQO e DBO.....	58
Figura 4.4 - Gráfico tipo <i>boxplot</i> , destacando as concentrações efluentes de DQO e DBO do filtro anaeróbio e os <i>wetlands</i> construídos.	59
Figura 4.5 - Gráfico tipo <i>boxplot</i> , destacando as eficiências de remoção de DQO e DBO dos <i>wetlands</i> construídos.	59
Figura 4.6 - Gráfico tipo <i>boxplot</i> , destacando as concentrações efluentes de SST e SSV do filtro anaeróbio e dos <i>wetlands</i> construídos.....	61
Figura 4.7 - Gráfico tipo <i>boxplot</i> , destacando as eficiências de remoção de SST e SSV dos <i>wetlands</i> construídos.	62

Figura 4.8 - Série temporal das concentrações efluentes de SST e SSV.	62
Figura 4.9 - Gráfico tipo <i>boxplot</i> , destacando as concentrações efluentes e das eficiências de remoção da turbidez no filtro anaeróbio e nos <i>wetlands</i> construídos.	65
Figura 4.10 - Gráfico tipo <i>boxplot</i> , destacando as concentrações efluentes e das eficiências de remoção da cor aparente no filtro anaeróbio e nos <i>wetlands</i> construídos.....	66
Figura 4.11 - Gráfico tipo <i>boxplot</i> , destacando os efluentes do filtro anaeróbio e <i>wetlands</i> construídos, quanto a pH e CE.....	67
Figura 4.12 - Gráfico tipo <i>boxplot</i> , destacando as concentrações efluentes e das eficiências de remoção do N_{Total} no filtro anaeróbio e nos <i>wetlands</i> construídos.	70
Figura 4.13 - Séries temporais das concentrações efluentes de N_{Total} para os <i>wetlands</i> construídos.	71
Figura 4.14 - Gráfico tipo <i>boxplot</i> , destacando as concentrações efluentes e eficiências de P_{Total} do filtro anaeróbio (entrada do WC) e os <i>wetlands</i> construídos.	73
Figura 4.15 - Séries temporais das concentrações efluentes de P_{Total} para o filtro anaeróbio (entrada dos WC) e <i>wetland</i> construídos.	73
Figura 4.16 - Gráfico tipo <i>boxplot</i> , destacando as concentrações efluentes e eficiências de coliformes totais do filtro anaeróbio e os <i>wetlands</i> construídos.	75

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 -	Concentração média, desvio padrão e eficiência - Ef (%) dos parâmetros de qualidade do efluente quanto a DQO e DBO ₅	57
Tabela 2 -	Concentração média, desvio padrão e eficiência - Ef (%) dos parâmetros de qualidade do efluente, quanto a SST, SSV e SSF.....	60
Tabela 3 -	Concentração média, desvio padrão e eficiência - Ef (%) dos parâmetros de qualidade do efluente, quanto a turbidez e cor aparente.	64
Tabela 4 -	Concentração média, desvio padrão e eficiência - Ef (%) dos parâmetros de qualidade do efluente, quanto a pH e CE.	67
Tabela 5 -	Concentração média, desvio padrão e eficiência - Ef (%) dos parâmetros de qualidade do efluente, quanto a N _{Total}	69
Tabela 6 -	Concentração média, desvio padrão e eficiência - Ef (%) dos parâmetros de qualidade do efluente, quanto a P _{Total}	72
Tabela 7 -	Concentração média, desvio padrão e eficiência - Ef (%) do parâmetro de qualidade do efluente, quanto à CT.....	75

LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS

CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CT	Coliformes Totais
DBO ₅	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
m	Metro
MO	Matéria Orgânica
N _{Total}	Nitrogênio total
P _{Total}	Fósforo total
SSF	Sólidos Suspensos Fixos
SSV	Sólidos Suspensos Voláteis
SST	Sólidos Suspensos Totais
TDH	Tempo de detenção hidráulico
WC	<i>Wetland</i> Construído
WFS	<i>Wetland</i> de Fluxo Superficial
WHFSS	<i>Wetland</i> Horizontal de Fluxo Subsuperficial
WVFSS	<i>Wetland</i> Vertical de Fluxo Subsuperficial

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	25
1.1	HIPÓTESE	26
1.2	OBJETIVOS	26
1.2.1	Objetivo Geral	26
1.2.2	Objetivo Específicos	26
2	REVISÃO DA LITERATURA.....	27
2.1	HISTÓRICO.....	27
2.2	CARACTERÍSTICAS GERAIS.....	29
2.2.1	Esgotamento sanitário	29
2.2.2	<i>Wetlands</i> construídos - WC	30
2.2.3	Sistemas de <i>Wetlands</i> de Fluxo Superficial – WFS	32
2.2.4	Sistema <i>Wetlands</i> de Escoamento Subsuperficial.....	33
2.2.5	<i>Wetlands</i> Verticais de Fluxo Subsuperficial – WVFSS	33
2.2.6	<i>Wetlands</i> Horizontais de Fluxo Subsuperficial – WHFSS	35
2.2.7	Sistemas Híbridos	36
2.3	FATORES DETERMINANTES NO PROCESSO DE TRATAMENTO	37
2.3.1	Sólidos em suspensão	37
2.3.2	Nitrogênio	38
2.3.3	Fósforo	40
2.3.4	Matéria Orgânica	41
2.3.5	Organismos Patogênicos.....	42
2.3.6	Macrófitas	43
2.3.7	Remoção de minerais pelas plantas	45
3	MATERIAL E MÉTODOS.....	47
3.1	LOCAL DA UNIDADE EXPERIMENTAL.....	47
3.2	ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO “BACIA D”	48
3.3	CARACTERÍSTICAS DO <i>WETLAND</i> CONSTRUÍDO	48
3.4	OPERAÇÃO DO SISTEMA	51
3.5	CRESCIMENTO E DESENVOLVIMENTO DA COBERTURA VEGETAL	51
3.6	AMOSTRAGEM E ANÁLISE DO EFLUENTE.....	51
4	RESULTADO E DISCUSSÃO	55
4.1	CRESCIMENTO E DESENVOLVIMENTO DA COBERTURA VEGETAL	55
4.2	CARACTERÍSTICAS DO EFLUENTE DO <i>WETLAND</i> CONSTRUÍDO	57
4.2.1	Matéria orgânica	57
4.2.2	Sólidos Suspensos Totais	60
4.2.3	Cor aparente e Turbidez.....	64

4.2.4	pH e Condutividade elétrica.....	66
4.2.5	Nitrogênio total	69
4.2.6	Fósforo total.....	72
4.2.7	Coliformes totais	75
5	CONCLUSÃO	77
6	REFERÊNCIAS	79

1 INTRODUÇÃO

O saneamento básico é um conjunto de medidas que tem como objetivo melhorar a qualidade de vida, promovendo saúde e bem-estar à população. No Brasil, o saneamento ainda apresenta muitas dificuldades, entre elas, destacam-se a coleta e o tratamento de efluentes. Estima-se que o Brasil tenha 206,1 milhões de habitantes distribuídos em 5.570 municípios e apenas 50,3 % da população tem acesso a coleta de esgoto, ou seja, mais de 100 milhões de brasileiros não tem acesso a este serviço e apenas 42,7 % do esgoto que é coletado no país é tratado (IBGE, 2016; SNIS, 2015).

Os números apresentados pelo Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento revelam que, 19,4 % dos municípios catarinenses dispõe de rede coletora de esgotos, porém, apenas 24,3 % do esgoto que é coletado é tratado. Esses baixos índices podem ser respondidos pelo fato que, 77,6 % das cidades catarinenses possuem uma população de até 20 mil habitantes, ou seja, são cidades pequenas, que possuem recursos limitados para um investimento e manutenção das redes e estação de tratamento de esgoto – ETE. Se olharmos no Brasil como um todo, a realidade é a mesma, ou seja, 3.809 municípios brasileiros (68,4 %) possuem uma população de até 20 mil habitantes, sendo necessário buscar soluções em que essas cidades possam implantar e manter um tratamento de esgoto adequado (IBGE, 2016; SNIS, 2015). Para isso, existem tecnologias eficientes e de baixo custo, ideais para essas pequenas cidades.

Um exemplo disso, é a cidade de Campos Novos em Santa Catarina, que através da autarquia responsável pelo tratamento de esgotos do município, planejou efetivar o seu atendimento a partir da Lei Nº 3.941/2013, estabelecendo uma série de normas de saneamento básico na área do tratamento de efluentes, para a implementação de loteamentos no município e buscar a universalização do acesso a rede coletora e ao tratamento. Para isto, ela exigiu como última etapa de tratamento do esgoto a tecnologia *wetlands* construídos horizontais de fluxo subsuperficial, para todos os novos loteamentos urbanos que não são atendidos pelo serviço de coleta e tratamento de esgotos, sendo esta, uma solução de tratamento de esgoto de forma descentralizada (CAMPOS NOVOS, 2013).

O sistema *wetland* construído (WC) é uma tecnologia empregada no tratamento de esgoto doméstico, através da utilização de plantas, microrganismos e material filtrante em que ocorrem processos físicos, químicos e biológicos (ANSARI *et al.*,

2016). Estes incluem, sedimentação, precipitação, adsorção às partículas do material filtrante, assimilação pelos tecidos das plantas e transformações microbiológicas (PHILIPPI & SEZERINO, 2004). Esse sistema de tratamento apresenta construção, operação e manutenção simplificadas (KIVAISI, 2001; SILVA, 2009). Diante disso, os *wetlands* construídos têm um grande potencial para aplicação em pequenas comunidades, ideais para a maioria dos municípios brasileiros.

Essa pesquisa foi desenvolvida no município de Campos Novos – SC em parceria com o Serviço Autônomo Municipal de Água e Esgoto – SAMAE, apresenta os resultados do monitoramento das unidades de um *Wetland* Construído Horizontal de Fluxo Subsuperficial – WHFSS, quanto na remoção de poluentes durante um período de seis meses (de agosto de 2016 a janeiro de 2017) e o seu desempenho como pós-tratamento de efluente de um filtro anaeróbio tratando águas residuárias tipicamente domésticas em uma Estação de Tratamento de Esgoto – ETE.

1.1 HIPÓTESE

Os *wetlands* construídos horizontais de fluxo subsuperficial são viáveis tecnicamente e economicamente para o tratamento de esgoto urbano na ETE Aparecida em Campos Novos, SC.

1.2 OBJETIVOS

1.2.1 Objetivo Geral

Avaliar o sistema *wetland* construído horizontal de fluxo subsuperficial no tratamento de esgoto urbano na ETE Aparecida em Campos Novos, SC.

1.2.2 Objetivo Específico

Avaliar o desempenho na remoção de DBO₅, DQO, SST, SSV, SSF, Turbidez, Cor aparente, pH, Condutividade elétrica, Nitrogênio total, Fósforo total e Coliformes totais de um *wetland* construído horizontal de fluxo subsuperficial plantada com *Typha* sp. (taboa) situada após um filtro anaeróbio.

2 REVISÃO DA LITERATURA

2.1 HISTÓRICO

Os *wetlands* naturais ou zonas úmidas, são ambientes úmidos naturais, ricos em biodiversidade, que abrangem a extensão de pântanos, charcos e turfas, várzeas, rios, pantanais, estuários, manguezais e até os recifes de corais. Essas áreas permanecem úmidas durante parte ou por todo o ano devido às condições locais. As *wetlands* são frequentemente ambientes transitórios entre sistemas terrestres e sistemas aquáticos (DANIELS, 2013).

Por possuírem uma alta atividade biológica, os *wetlands* podem transformar muitos dos poluentes que ocorrem nas águas residuárias convencionais em subprodutos menos danosos ou serem utilizados em parte dos processos biológicos. Essas transformações são potencializadas pela grande extensão de área das *wetlands*, onde os fatores inerentes aos sistemas naturais são altamente influenciáveis, como a energia do sol, o vento, o solo, as plantas e os animais (KADLEC; WALLACE, 2009; DANIELS, 2013).

A partir do conhecimento sobre os *wetlands* naturais e seu potencial de transformar poluentes em subprodutos menos danosos ao meio ambiente se desenvolveu uma metodologia de tratamento fundamenta na criação de ecossistemas artificiais, com base nos processos naturais de tratamento, abrangendo assim, uma complexa variedade de processos físicos, químicos e biológicos. Surgindo, assim, o sistema de *wetlands* construídos (WC) tendo como principal objetivo, a melhoria da qualidade da água, como acontece nos sistemas naturais (ANSARI *et al.*, 2016).

Os primeiros estudos sobre *wetlands* construídos iniciaram-se na Europa na década de 1950 para a remoção de fenol e na redução da carga orgânica de efluente de laticínio (KADLEC; WALLACE, 2009). A concepção de *wetland* construído aplicado ao tratamento de esgoto foi desenvolvida, durante a década de 70, sendo que o primeiro sistema de fluxo horizontal entrou em operação em 1974 em Othfresen, na Alemanha, sendo chamado de zona de raízes, por se utilizar um maciço filtrante e plantas como princípio de depuração do esgoto (KADLEC; KNIGHT, 1996; KADLEC; WALLACE, 2009). As espécies de juncos como *Phragmites arundinacea* e *Glyceria maxima*, bem como as taboas (*Typha* spp.), também, são frequentemente usadas no emprego dos *wetland* construídos (SEZERINO *et al.*, 2015).

Segundo Vymazal e Kröpfelová (2008) as experiências internacionais no uso da tecnologia de *wetlands* construídos são enormes e estão presentes em todos os continentes, Europa, América (Norte, Central e Sul), Oceania (Nova Zelândia e Austrália), África e Ásia. Essas experiências abrangem diversas aplicações dos WC em diferentes usos de tratamento de águas residuárias, desde efluentes residenciais até industriais, conferindo aos WC uma versatilidade de aplicação (VYMAZAL, 2014; DOTRO *et al.*, 2017).

O primeiro estudo realizado no Brasil foi através de Salati no ano 1982, a sua primeira experiência registrada através de sistemas de *wetlands* construídos, foi através da construção de um lago artificial nas proximidades do Rio Piracicamirim altamente poluído na Escola Superior de Agronomia Luiz de Queiroz - ESALQ, em Piracicaba – SP, (OLIVEIRA *et al.*, 2008; VYMAZAL; KRÖPFELOVÁ, 2008; SEZERINO *et al.*, 2015; MACHADO, 2017).

Segundo Sezerino (2015) nos anos 1990 as experiências com *wetlands* construídos se difundiram no Brasil e vários trabalhos foram desenvolvidos, como no uso dessa tecnologia no tratamento de águas residuárias no meio rural. Bem como, projetos experimentais de *wetland* construído de fluxo horizontal plantados com macrófitas *Typha* spp e *Eleocharis fistulosa*, tratando efluente com características domésticas pós lagoa de estabilização. E também, o desempenho de tratamento de um sistema WC (com área superficial de 450 m²) após tanque séptico, implantado em 1994 na cidade de Agronômica, Santa Catarina.

A partir do século XXI, as experiências brasileiras se intensificaram, com aplicações de sistemas *wetlands* construídos para o tratamento de diferentes águas residuárias, distribuídas ao longo de todo o território nacional, sob diferentes formas e arranjos, com diferentes materiais filtrantes e macrófitas empregadas (SEZERINO *et al.*, 2015; MACHADO, 2017).

Atualmente o estado de Santa Catarina apresenta vários ETE com relação ao tratamento de efluente com o uso da tecnologia de *wetland* construído. O primeiro sistema instalado em área rural foi no município de Agronômica, 1994, um WHFSS com capacidade para 200 pessoas (PHILIPPI *et al.*, 2006). Segundo Philippi *et al.* (2006), em 2001 foi instalado um WC com capacidade para 50 pessoas no município de Videira, no ano de 2002 em Tubarão, com capacidade para 150 pessoas e em 2004, na cidade de São Joaquim uma unidade para 50 pessoas. Todas essas unidades são de escoamento horizontal subsuperficial e usaram como material

filtrante areia e a planta utilizada era *Zizaniopsis bonariensis*, uma espécie facilmente encontrada na região sul do Brasil.

No município de Joinville, sistemas desse tipo vêm sendo utilizados para o tratamento secundário de esgotos de comunidades rurais desde 1998 (VICZNEVSKI *et al.*, 2003). Ibirama emprega essa tecnologia no tratamento de esgoto de uma unidade de conservação (REIS *et al.*, 2015) e a cidade de Campos Novos em uma escola rural com capacidade para 200 alunos (RODRIGUES *et al.*, 2010). O município de Lages também conta com uma unidade de WC para tratamento de efluente de esgoto sanitário de um loteamento que tem aproximadamente dois mil habitantes (LAGES, 2017)

O termo em inglês “*wetlands*”, que em livre tradução significa “terras úmidas”, está sendo adotado para designar o sistema de tratamento, objeto do presente estudo. Muitos outros nomes são utilizados em língua portuguesa tais como: leitos cultivados, leitos plantados, filtros plantados com macrófitas, alagados construídos, zonas de raízes, dentre outros. Optou-se por utilizar a terminologia em inglês por já se encontrar bastante difundida no meio científico e por representar de forma geral todas aquelas adotadas em português.

2.2 CARACTERÍSTICAS GERAIS

2.2.1 Esgotamento sanitário

Por definição apresentada na Lei nº 11.455 (BRASIL, 2007), o esgotamento sanitário é um item de serviço integrante do saneamento básico de um município, sendo constituído por atividades, infraestruturas e instalações operacionais de coleta, transporte, tratamento e disposição final adequados dos esgotos sanitários, desde as ligações prediais até o seu lançamento final no meio ambiente. Problemas decorrentes da falta ou da ineficiência de sistemas de esgotamento sanitário são frequentes em muitos municípios, destacando-se:

- Contaminação de corpos d’água pelo lançamento de efluentes líquidos domésticos e/ou industriais;
- Contaminação do lençol freático pela falta de tratamento de esgotos;

- Proliferação de doenças e epidemias devido à precariedade dos serviços de saneamento.

Problemas estes, que demonstram a importância da concepção, implantação e manutenção de sistemas de esgotamento sanitário adequados aos municípios, objetivando, principalmente, o controle e a erradicação das doenças de veiculação hídrica, promovendo o tratamento do efluente a ser lançado nos corpos receptores e a melhoria da qualidade de vida da população pela eliminação de odores desagradáveis, bem como, a recuperação das águas naturais e de suas margens.

2.2.2 *Wetlands* construídos - WC

O sistema *wetland* construído (WC) é uma tecnologia empregada no tratamento de esgoto doméstico, através da utilização de plantas, microrganismos e material filtrante em que ocorrem processos físicos, químicos e biológicos (ANSARI *et al.*, 2016). Estes incluem, filtração, sedimentação, precipitação, adsorção às partículas do material filtrante, assimilação pelos tecidos das plantas, transformações microbiológicas e volatilização da amônia (PHILIPPI; SEZERINO, 2004; KADLEC; WALLACE, 2009; DANIELS, 2013). Esses sistemas apresentam por características a sua construção, operação e manutenção simplificadas, a dispensa do uso de produtos químicos, além de poder ser utilizado como paisagismo local (KIVAISI, 2001; SILVA, 2009; MASI, *et al.*, 2017).

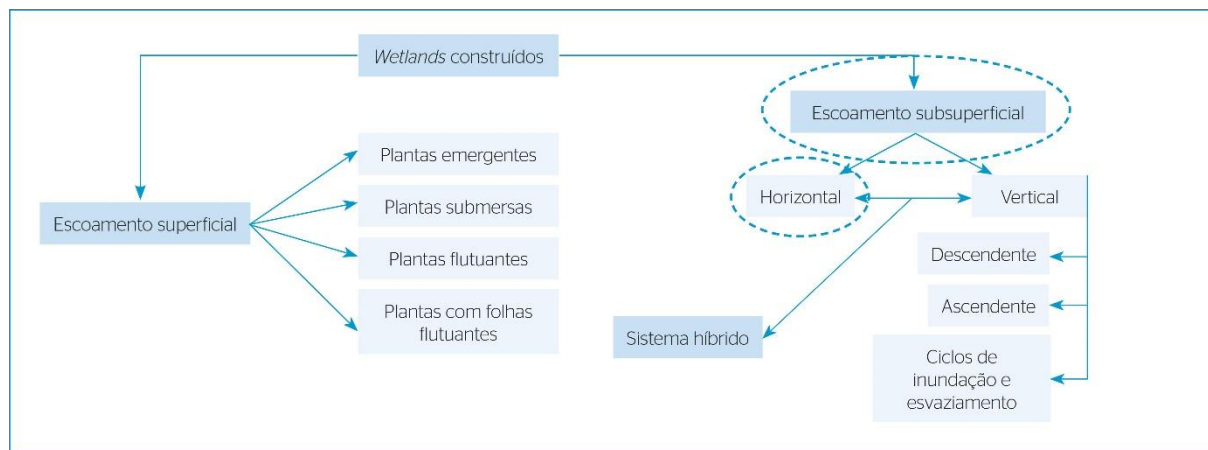
O tratamento convencional é mais indicado para grandes cidades e, além da rede pública de coleta domiciliar, segundo Von Sperling (2014) as seguintes etapas devem ser consideradas: tratamento preliminar (gradeamento, desarenação), tratamento primário (decantadores primários – sedimentação) e tratamento secundário (tanques de aeração e decantadores secundários). Segundo Barros *et al.* (1995) a escolha do processo de tratamento deve levar em conta os aspectos técnicos e os financeiros, conciliando de forma a atender da melhor maneira possível a realidade local. Os sistemas *wetlands* construídos são recomendados para pequenas cidades que dispõem de área suficiente para sua implantação e podem ser associados aos sistemas individuais para melhoria da qualidade dos efluentes domésticos. Diante disso, os *wetlands* construídos têm um grande potencial para aplicação em pequenas comunidades, ideais para a maioria dos municípios brasileiros.

Os *wetlands* construídos são comumente usados para o tratamento de águas residuárias, como de aeroporto, campo de golf, agricultura, suínos, produtos lácteos e os esgotos municipais (KADLEC; WALLACE, 2009; DANIELS, 2013; PAULO *et al.*, 2013; VYMAZAL; BŘEZINOVÁ, 2015; FIA *et al.*, 2017). Os WC também têm sido amplamente utilizados para o tratamento de águas de drenagem de minas de carvão, minas de minério de metal, lixiviados de aterros sanitários, lixiviados de resíduos de madeira, águas processuais de refinaria, efluentes de celulose e papel, incubadoras de peixes, matadouros ou fábricas de açúcar (VYMAZAL; KRÖPFELOVÁ, 2008; DANIELS, 2013; VYMAZAL, 2014; DOTRO *et al.*, 2017). Os WC podem ser dimensionados em diferentes arranjos de concepção por apresentarem uma versatilidade no uso de diferentes efluentes.

Os três tipos fundamentais de sistemas *wetlands* construídos baseados em macrófitas aquáticas, segundo Vymazal (2007, 2014), são: flutuantes, submersas e emergentes. Os sistemas de plantas emergentes são os mais utilizados e podem ser classificados segundo o fluxo de escoamento: escoamento superficial e escoamento subsuperficial. O escoamento subsuperficial é subdividido em escoamento horizontal, vertical e híbrido, ou misto (combinação de fluxo vertical com fluxo horizontal) (ver Figura 2.1) (MACHADO *et al.*, 2017). Geralmente, os meios suportes utilizados nos *wetland* construídos de fluxo subsuperficial são: areia grossa, cascalho, pedregulho e brita. Porém, já foram avaliados outros materiais inertes como pneus, conchas de ostra, escória de alto forno, zeólita e bauxita os quais apresentaram eficiências satisfatórias na remoção de poluentes (VYMAZAL; KRÖPFELOVÁ, 2008; PAOLI, 2012; VYMAZAL, 2014; MACHADO *et al.*, 2017).

Dentro destes grupos, alguns pesquisadores propuseram subdivisões com o propósito de relacionar às finalidades de usos, ou seja, diferentes configurações e princípios de funcionamento foram associados a objetivos como redução de matéria carbonácea, nitrificação, desnitrificação, retenção/remoção de fósforo, entre outros (PHILIPPI; SEZERINO, 2004; SEZERINO, 2006; VYMAZAL; KRÖPFELOVÁ, 2008; VYMAZAL, 2014; VON SPERLING, 2014).

Figura 2.1 - Classificação dos *wetlands* construídos. Em destaque o tipo de *wetland* utilizado neste estudo.

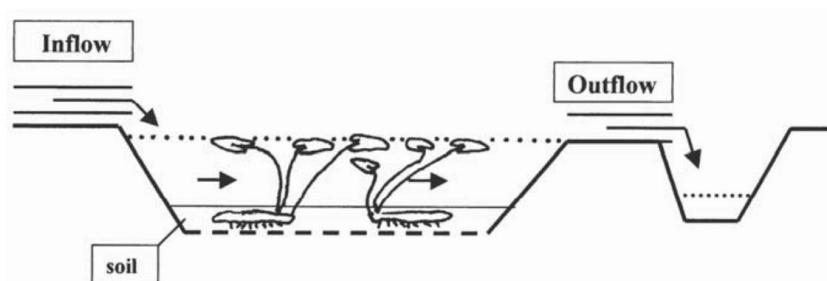


Fonte: Sezerino *et al.*, 2015.

2.2.3 Sistemas de *Wetlands* de Fluxo Superficial – WFS

Os sistemas de WFS apresentam a lâmina d'água acima da superfície do solo e as plantas se apresentam enraizadas na camada de sedimento na base da coluna de água (ver Figura 2.2). Esteticamente são bastante semelhantes às *wetlands* naturais e são muito apropriadas para o tratamento de efluentes secundários e terciários e também, de certa forma, prover habitat à eventuais espécimes de vida selvagem (VYMAZAL; KROEPFELOVÁ, 2008; VYMAZAL, 2014; MASI, *et al.*, 2017).

Figura 2.2 - Desenho esquemático de um sistema de escoamento superficial com plantas submersas.



Fonte: Vymazal; Kroepfelová, 2008.

Estes sistemas são mais rasos e não possuem materiais filtrantes, na superfície da lâmina de água (GARGALLO *et al.*, 2017). O ambiente geralmente é aeróbio próximo a superfície por ocorrer o processo de difusão com a atmosfera e tende a ter condições anóxicas em direção ao fundo do sistema próximo ao sedimento, com

características semelhantes às das lagoas facultativas, nas quais as zonas mais profundas tendem a ser dominadas por processos anaeróbios. Esta peculiaridade é importante para auxiliar na remoção de nitrogênio do efluente (IWA, 2000; VYMAZAL; KROEPFELOVÁ, 2008; PIO *et al.*, 2013; VYMAZAL, 2014).

Nestes sistemas, a depuração do efluente ocorre pela absorção de nutrientes por meio das macrófitas, transporte de oxigênio para a rizosfera e pela ação de microrganismos associados (ANSARI *et al.*, 2016; GARGALLO *et al.*, 2017). Uma das espécies mais estudadas neste tipo de sistema é a *Eichhornia crassipes*, conhecida como aguapé, por sua capacidade de resistir a águas altamente poluídas, com variação de temperatura, nutrientes, pH e metais pesados (KUMAR *et al.*, 2017).

2.2.4 Sistema *Wetlands* de Escoamento Subsuperficial

Os sistemas de escoamento subsuperficial são sistemas conhecidos como filtros plantados por utilizarem materiais filtrantes, como areia e brita para fixação das plantas. O escoamento nestes sistemas é denominado subsuperficial pelo fato da coluna de água ou do efluente não aparecer na superfície do sistema, ou seja, estar abaixo da primeira camada dos materiais filtrantes.

Os processos de depuração da matéria orgânica e transformação da série nitrogenada, bem como a retenção do fósforo, são físicos (filtração e sedimentação); químicos (adsorção, complexação e troca iônica) e biológicos (degradação microbiológica aeróbia e anaeróbia, predação e retirada de nutrientes pelas macrófitas), ocorrendo tanto no material filtrante como na rizosfera (PHILIPPI; SEZERINO, 2004; VYMAZAL; KROEPFELOVÁ, 2008; VYMAZAL; ŠVEHLA, 2013; CASELLES-OSORIO *et al.*, 2017).

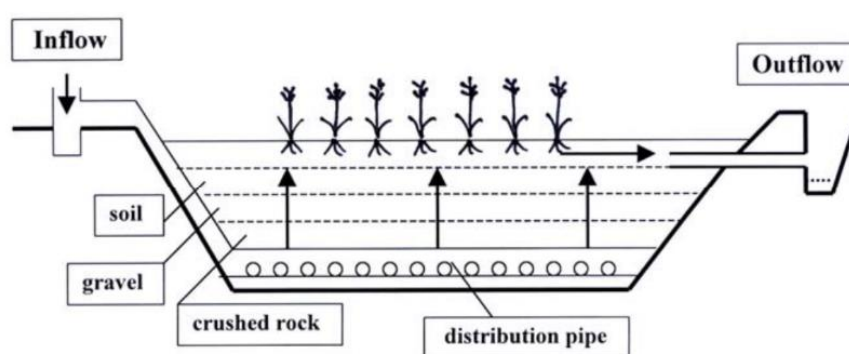
Este sistema é classificado como horizontal, vertical e/ou sistema híbrido, de acordo com o sentido do líquido ou da associação destes sistemas (VYMAZAL; KROEPFELOVÁ, 2008).

2.2.5 *Wetlands* Verticais de Fluxo Subsuperficial – WVFSS

São sistemas preenchidos com um leito filtrante plantado com plantas emergentes. O efluente a ser tratado é distribuído homogeneamente na superfície do

leito, infiltrando e percolando verticalmente através do meio poroso (comumente areia e brita) até atingir o fundo da unidade onde são coletados. Neste sistema, prevalece a entrada de ar, carregado através do efluente, e conseqüentemente maior presença de zonas aeróbias. E o sistema vertical é alimentado de forma intermitente, por meio de bateladas, com águas residuárias pré-tratadas ou não (ver Figura 2.3). (PHILIPPI; SEZERINO, 2004; OLIJNYK, 2008; VYMAZAL, 2014; ANSARI *et al.*, 2016).

Figura 2.3 - Desenho esquemático de um sistema *wetland* construído vertical de fluxo ascendente.



Fonte: Vymazal; Kroepfelová, 2008.

De acordo com Vymazal e Kroepfelová (2008) o sentido do fluxo pode ser ascendente ou descendente. O sentido descendente é mais recomendado uma vez que o desenvolvimento da planta ocorre nas primeiras camadas. Além disso, o tratamento é mais efetivo, pois nessas camadas existem as raízes, que absorvem os nutrientes do esgoto e os microrganismos rizosféricos têm grande participação no tratamento (ANSARI *et al.*, 2016).

O diferencial dos WVFSS está no processo de nitrificação, no qual é alcançado mantendo-se o reator em condições aeróbias por meio da intermitência na aplicação das cargas e pelo período de descanso (VYMAZAL, 2011). A alternância entre as fases de alimentação e descanso é fundamental no controle do crescimento da biomassa no material filtrante (meio suporte e raízes), uma vez que mantém o interior dos *wetlands* construídos em condições aeróbias, possibilitando a mineralização dos depósitos orgânicos resultantes dos sólidos suspensos totais (SST), contidos no esgoto retido na área superficial do meio suporte (BOUTIN; LIÉNARD, 2004).

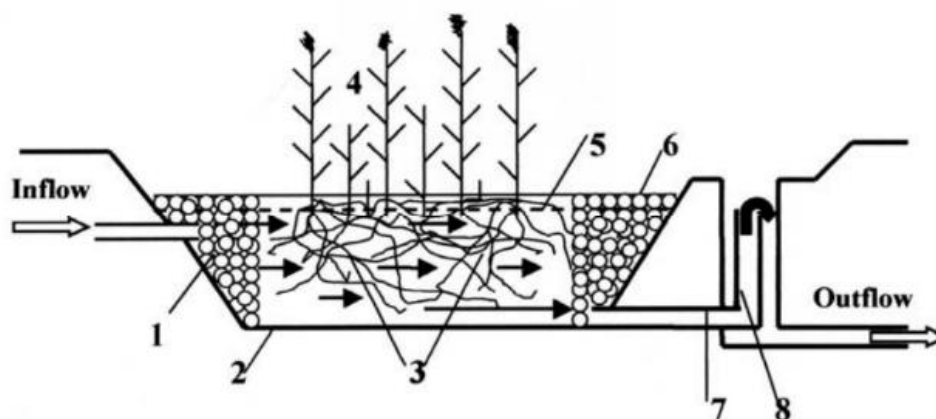
Os sistemas *wetlands* construídos têm se mostrado eficientes para o tratamento de esgotos em países de climas tropical e temperado (MACHADO *et al.*, 2017).

2.2.6 Wetlands Horizontais de Fluxo Subsuperficial – WHFSS

Os *wetlands* horizontais, objeto desse estudo, são projetadas para que o efluente se mantenha abaixo do nível do terreno, sem que a lâmina d'água seja visível, fazendo com que o mesmo percole entre os interstícios do meio filtrante (brita, pedra, cascalho, areia ou solo) e das raízes e rizomas das plantas (macrófitas emergentes) em um caminho mais ou menos horizontal até alcançar a zona de saída (VYMAZAL; KROEPFELOVÁ, 2008; VYMAZAL, 2014). Durante este percurso, o esgoto entra em contato com zonas aeróbias, anóxicas e anaeróbias (SEZERINO, 2006). As zonas aeróbias ocorrem perto das raízes e rizomas. Durante a passagem do esgoto pela rizosfera, ocorre a degradação do mesmo pela ação dos microrganismos e pelos processos físicos e químicos (BRIX, 1987; ANSARI *et al.*, 2016).

Os sistemas de *wetlands* horizontais de fluxo subsuperficial – WHFSS são constituídos com uma camada impermeável (concreto ou geomembrana PEAD) para prevenir a contaminação do lençol freático e conter o substrato que suporta o crescimento das macrófitas e do biofilme bacteriano. Na Figura 2.4 está representada uma *wetland* horizontal de fluxo subsuperficial e o seu funcionamento.

Figura 2.4 - Desenho esquemático de um sistema *wetland* construído horizontal. 1 - zona de distribuição do esgoto preenchido com pedras grandes, 2 - superfície do filtro, 3 - nível de água no *wetland*, 5 - filtro (areia, brita ou pedrisco), 6 - zona de saída preenchido com pedras grandes, 7 - tubo de drenagem, 8 - estrutura de coleta e manutenção e controle de nível dentro do *wetland*.



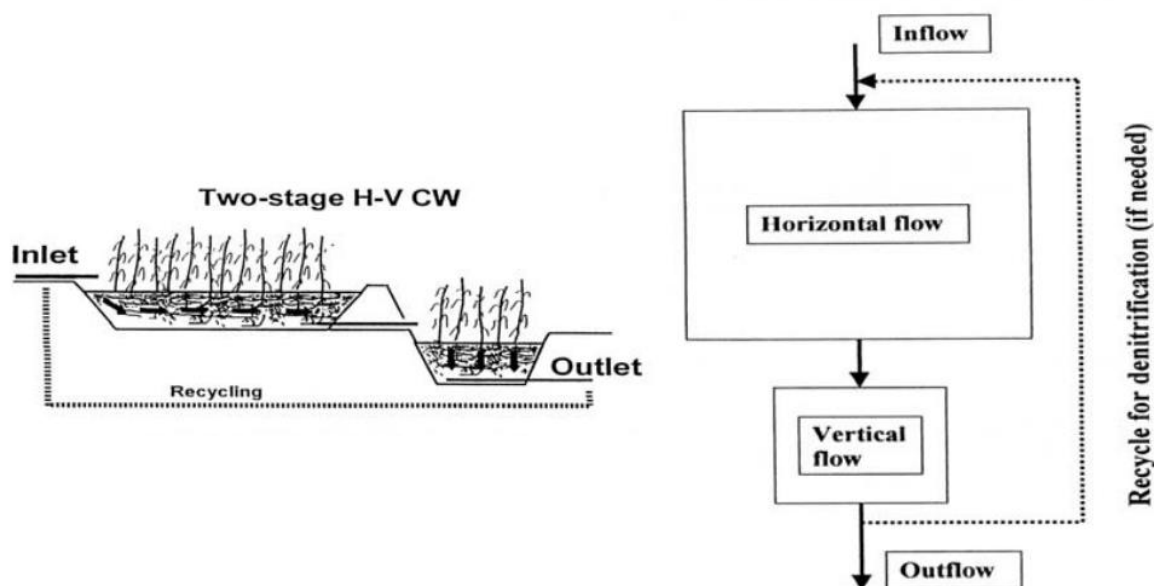
Fonte: Vymazal; Kroepfelová, 2008.

2.2.7 Sistemas Híbridos

Os sistemas híbridos ou combinados correspondem à associação dos sistemas vertical e horizontal, ou seja, um sistema horizontal seguido de um sistema vertical ou vice-versa, para buscar melhorias da eficiência do processo (PHILIPPI e SEZERINO, 2004; OLIJNYK, 2008; VYMAZAL; KROEPFELOVÁ, 2008; VYMAZAL, 2014).

A configuração mais comum é composta por um sistema vertical seguido de um horizontal, que vem sendo bastante aplicada, principalmente na Europa, devido aos altos requisitos de remoção de amônia (KADLEC; WALLACE, 2009; VYMAZAL, 2014; DOTRO *et al.*, 2017). Uma outra alternativa para sistemas de *wetlands* híbridos é a construção de um sistema horizontal seguido de um sistema vertical com recirculação (VYMAZAL; KROEPFELOVÁ, 2008). A célula horizontal remove primeiramente o material orgânico e os sólidos suspensos e em seguida a célula vertical promove a nitrificação da amônia em nitrato e uma parte da fase líquida é recirculada para a célula horizontal para promover a desnitrificação e a remoção total do nitrogênio em muitos casos (ver Figura 2.5). É um sistema mais complexo em que há necessidade de promover maior controle operacional e maior demanda por energia elétrica para a recirculação (OLIJNK, 2008).

Figura 2.5 - Desenho esquemático de um *wetland* híbrido (WHFSS - WVSS).



Fonte: Vymazal; Kroepfelová, 2008.

Em sistemas híbridos de *wetland* construído, as vantagens e desvantagens dos fluxos horizontal e vertical podem ser combinadas de maneira a complementar cada um deles individualmente (COOPER, 1999; COOPER *et al.*, 1999; VYMAZAL, 2014). O interesse desta associação é proporcionar a ocorrência dos processos de nitrificação e desnitrificação, nos filtros de fluxo vertical e de fluxo horizontal, respectivamente, visto que os sistemas verticais são bem oxigenados e que nos sistemas horizontais encontram-se condições de anoxia, características necessárias a estas reações (COOPER *et al.*, 1999; KADLEC; WALLACE, 2009).

Portanto, quando as vantagens dos dois tipos de sistemas são associadas, é possível produzir um efluente com baixa concentração de DBO₅, nitrificado, parcialmente desnitrificado, com uma menor concentração em nitrogênio total (COOPER, 1999) e também com baixa concentração de sólidos suspensos (COOPER *et al.*, 1999; KADLEC; WALLACE, 2009).

2.3 FATORES DETERMINANTES NO PROCESSO DE TRATAMENTO

2.3.1 Sólidos em suspensão

Muitos poluentes presentes nos esgotos domésticos estão associados com a quantidade de matéria sólida presente. A concentração de sólidos suspensos (SS) indica a quantidade de matéria orgânica, quando o teste é conduzido até a detecção dos sólidos suspensos voláteis (SSV), sendo um importante parâmetro de dimensionamento e de avaliação dos sistemas de tratamento de esgotos (PHILIPPI; SEZERINO, 2004; VON SPERLING, 2014).

Nos *wetlands* construídos de escoamento subsuperficial os sólidos suspensos que não foram removidos nas unidades de tratamento primário, são retidos por filtração, pelo próprio impacto das partículas com adesão ao biofilme presente no material do meio suporte e nas raízes das plantas e pelo processo de sedimentação (COOPER *et al.*, 1996; USEPA, 2000; VON SPERLING, 2014). Estas, filtração e sedimentação, estão relacionadas às baixas velocidades de percolação do esgoto no *wetland* construído (OLIJNYK, 2008), associadas com a presença das plantas e à grande área específica do meio suporte (KADLEC; KNIGHT, 1996; KADLEC; WALLACE, 2009).

Provavelmente, os SST e o material orgânico remanescente no efluente das WHFSS não sejam provenientes dos mesmos materiais lançados no sistema, mas, certamente são materiais convertidos ou produzidos no meio (USEPA, 2000).

Um dos grandes problemas apresentados pelas WHFSS é o aumento progressivo na colmatação do meio filtrante, principalmente nos primeiros metros do sistema, gerando um escoamento superficial indesejado. Este fato relaciona-se, a baixa velocidade de escoamento nos poros que favorece a sedimentação e a filtração de sólidos suspensos e a sua adsorção ao substrato poroso. Assim, ocorrem o acúmulo de sólidos dentro dos espaços porosos presentes no substrato, o que leva ao bloqueio interno, com diminuição da porosidade, consequentemente tornando o meio mais restritivo à passagem de substâncias (KARATHANASIS *et al.*, 2003; SULIMAN *et al.*, 2006; XU *et al.*, 2013). Portanto, essa restrição com o passar do tempo faz com que o esgoto busque caminhos menos restritivos dentro do leito, formando assim caminhos preferenciais, aumentando consequentemente a perda de carga e a elevação do nível dentro do leito, fazendo com que o escoamento, antes subsuperficial, passa a ser superficial. Esse processo, por sua vez, gera um menor tempo de detenção hidráulica ao esgoto que proporciona uma menor remoção física, química e bioquímica dos poluentes, contribuindo para o decréscimo da eficiência do sistema (ROUSSEAU *et al.*, 2005; NIVALA; ROUSSEAU, 2009; BABATUNDE, 2010).

Portanto, a colmatação é uma consequência da retenção de sólidos suspensos que fica retido no leito filtrante reduzindo a condutividade hidráulica inerente ao material (KADLEC; WALLACE, 2009). Esse fenômeno é o grande responsável pelo grave problema operacional dos *wetlands* construídos horizontais, sendo, por essa razão, merecedor de estudos para que técnicas que visem a atenuação e/ou remediação do problema, possam ser disponibilizadas proporcionando maior tempo de vida útil ao sistema.

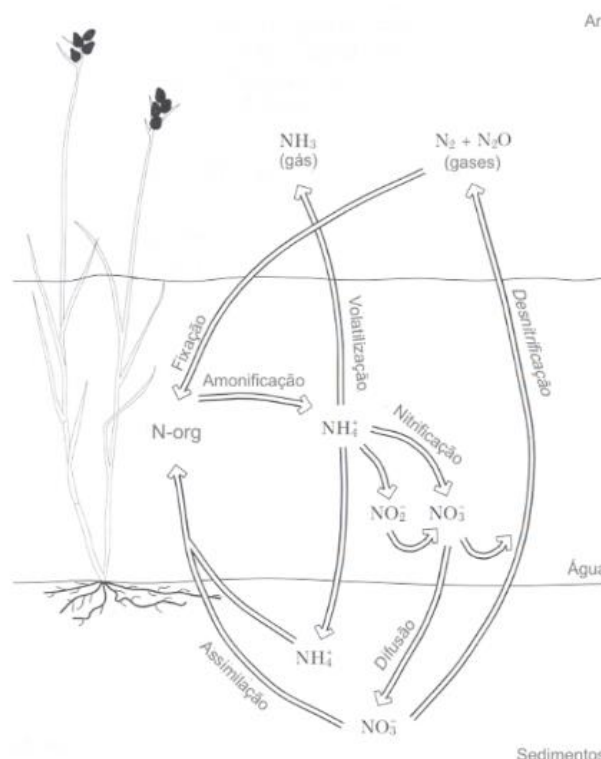
2.3.2 Nitrogênio

Nos *wetlands* construídos o nitrogênio (N) é encontrado na forma orgânica (aminoácidos, ureia, ácidos úricos, purinas e pirimidinas) ou inorgânica (USEPA, 2000; VYMAZAL; KROEPFELOVÁ, 2008). Na forma inorgânica o nitrogênio se apresenta em diferentes estados de oxidação: amônia (NH_4^+ e/ou NH_3), nitrito (NO_2^-),

nitrato (NO_3^-), óxido nítrico (NO), óxido nitroso (N_2O) e nitrogênio gasoso (N_2) (KADLEC; KNIGHT, 1996; VYMAZAL; KROEPFELOVÁ, 2008; PELISSARI, 2013).

A Figura 2.6 mostra os numerosos processos biológicos e físico-químicos da transformação do nitrogênio nos *wetlands* construídos.

Figura 2.6 - Transformações de nitrogênio nos *wetlands* construídos.



Fonte: IWA (2000).

O N-orgânico é biologicamente transformado em N-amoniacal através do processo de amonificação ($\text{N}_{\text{orgânico}} \rightarrow \text{NH}_4^+$). A amonificação é uma sequência de decomposição da matéria orgânica, resultado da ação de microrganismos aeróbios e anaeróbios. A amônia é convertida para N-nitrito e N-nitrato através de um processo aeróbio chamado de nitrificação ($\text{NH}_4^+ \rightarrow \text{NO}_2^- \rightarrow \text{NO}_3^-$). O $\text{N}_{\text{nitrato}}$ pode ser transformado em óxido nitroso ou N_{gasoso} em filtros plantados anóxicos ou anaeróbios pela ação de bactérias desnitrificantes ($\text{NO}_3^- \rightarrow \text{N}_2\text{O} \rightarrow \text{N}_2$). O N_{gasoso} também pode ser transformado em $\text{N}_{\text{orgânico}}$ por bactérias fixadoras de nitrogênio em alguns leitos aeróbios e anaeróbios de *wetland* construídos ($\text{N}_2 \rightarrow \text{N}_{\text{orgânico}}$). O nitrato pode sofrer amonificação ($\text{NO}_3^- \rightarrow \text{NH}_4^+$) e o $\text{N}_{\text{amoniacal}}$ pode sofrer oxidação anaeróbica (nitrato e nitrito sendo usado como aceptor de elétrons) e ser transformado em N_{gasoso} (ANAMMOX, $\text{NH}_4^+ \rightarrow$

N₂) e sofrer volatilização ($\text{NH}_4^+ \rightarrow \text{NH}_3$) (IWA, 2000; SEZERINO, 2006; VYMAZAL; KROEPFELOVÁ, 2008).

Segundo IWA (2000), o maior mecanismo de remoção de nitrogênio orgânico nos *wetlands* construídos 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 de nitrogênio (VYMAZAL, 2014).

Os *wetlands* construídos de simples estágio (vertical ou horizontal) não alcançam alta remoção de N_{Total} devido à sua inabilidade em fornecer simultaneamente condições aeróbias e anaeróbias (VYMAZAL, 2014). Elevadas remoções podem ser alcançadas em sistemas híbridos, nos quais as unidades de fluxo vertical promovem a nitrificação do esgoto doméstico e as de fluxo horizontal, a desnitrificação que é considerado o maior processo de remoção de nitrogênio em muitos tipos de *wetlands* construídos (VYMAZAL; KROEPFELOVÁ, 2008; VYMAZAL, 2014).

Já a remoção por absorção do N pela planta é mais efetiva em sistemas de plantas flutuantes, enquanto nos sistemas de plantas emergentes, o potencial de remoção de N é muito pequeno especialmente quando é projetado para tratamento de esgotos domésticos (DE PAOLI, 2013).

2.3.3 Fósforo

As maiores fontes de fósforo (P) nas águas residuárias são provenientes de excretas humanas ou animais, detergentes e elementos químicos utilizados no tratamento de água de abastecimento (PHILIPPI; SEZERINO, 2004; VON SPERLING, 2014). Sua liberação para as águas superficiais é uma preocupação ambiental, porque o fósforo (P) é um nutriente essencial, enquanto limitante, para o crescimento de organismos na maioria dos ecossistemas, sendo a causa principal da eutrofização (VON SPERLING, 2014).

A remoção de P nos *wetlands* construídos acontece por meio dos processos de absorção pela planta (H_2PO_4^- e HPO_4^{2-}) (VON SPERLING, 2014), imobilização microbiana, adsorção no solo ou substrato, precipitação química (Ca, Mg, Al e Fe) e sedimentação (SEZERINO, 2006; VYMAZAL; KROEPFELOVÁ, 2008; QUEGE *et al.*, 2013). Estes mecanismos exemplificam a combinação biológica, física e química de

retenção de P em *wetlands* (SILVA, 2009). Assim, ao avaliar a capacidade de retenção de P nesses sistemas, devem ser considerados ambos os processos bióticos e abióticos (DORNELAS, 2008).

O aumento da biomassa vegetativa pelo crescimento das macrófitas não deve ser diretamente relacionado com a capacidade de remoção do fósforo a longo prazo nas *wetlands*, isto porque ao morrer os tecidos destas plantas irão se decompor e liberar este nutriente (P) novamente ao ambiente (KADLEC; KNIGHT, 1996; QUEGE *et al.*, 2013). Essa liberação não ocorre somente pela parte foliar, mas também pelo caule, rizoma e raízes que podem conter grande quantidade de fósforo translocado, quando a planta atinge sua maturação e tende a morrer. Portanto, a simples poda e retirada do material vegetal não garante, nesse caso específico do fósforo, a remoção do nutriente utilizado no metabolismo das macrófitas.

Em sistemas *wetlands* construídos de fluxo subsuperficial, a planta e os microrganismos são importantes para a remoção de P em curto prazo (SAKADEVAN; BAVOR, 1998), porém, o maior potencial de remoção de P é via substrato ou solo (VYMAZAL; KROEPFELOVÁ, 2008; QUEGE *et al.*, 2013). Desta forma, a composição do meio suporte é muito importante no que diz respeito à retenção de fósforo. Materiais ricos em ferro, alumínio, carbonato de cálcio e argilas podem ser empregadas para melhor remoção de fósforo (KADLEC & KNIGHT, 1996; MACHADO, 2017; VON SPERLING, 2015). A remoção de P em *wetlands* construídos, geralmente, é baixa, variando entre 40% e 60%, podendo ser alta quando o substrato possuir elevada capacidade de sorção (VYMAZAL, 2005, 2007, 2011; VON SPERLING, 2015; MACHADO *et al.*, 2017).

2.3.4 Matéria Orgânica

A matéria orgânica (MO) presente nos esgotos é medida indiretamente pela Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO₅) ou Demanda Química de Oxigênio (DQO) (VON SPERLING, 2014).

Nos esgotos domésticos, a MO é encontrada em solução, representada pelos sólidos orgânicos dissolvidos (rapidamente biodegradáveis), e em suspensão, relativa aos sólidos suspensos no meio líquido (lentamente biodegradáveis) (USEPA, 2000; JORDÃO e PESSOA, 2005). A fração em solução é utilizada diretamente pelas bactérias heterotróficas - principais responsáveis pela redução da DBO₅ nos sistemas

de *wetlands* construídos (VALENTIM, 2003). A fração em suspensão é solubilizada pelo mecanismo da hidrólise, realizado pela atuação de enzimas intra e extracelulares produzidas pelas bactérias e que servem de catalisadoras nas reações de oxidação (METCALF; EDDY, 2003).

Nos sistemas *wetlands* construídos os principais responsáveis pela remoção da matéria orgânica são os microrganismos (aeróbios, facultativos e anaeróbios) que a utiliza em seu ciclo vital, obtendo dela a energia necessária para síntese celular, mobilidade, transporte de materiais e outras funções. A matéria orgânica solúvel ou suspensa é removida pela degradação microbiana. Esses microrganismos são geralmente associados ao lodo ou película que se desenvolve na superfície das partículas do solo e da planta (PHILIPPI; SEZERINO, 2004; ANSARI *et al.*, 2016).

A maior parte desse material carbonáceo nas WHFSS é degradado anaerobiamente devido às condições de saturação do meio e aos mecanismos de oxigenação pouco relevantes (troca atmosférica e metabolismo das plantas).

2.3.5 Organismos Patogênicos

O esgoto doméstico contém vários agentes patogênicos ou microrganismos potencialmente patogênicos (vírus, bactérias, protozoários e helmintos) que, dependendo da concentração de espécies, apresentam um risco potencial para a saúde humana e cuja presença deve, portanto, ser reduzida no processo de tratamento desses esgotos (VYMAZAL; KROEPFELOVÁ, 2008; VON SPERLING, 2014). Esses agentes patogênicos são geralmente monitorados como coliformes totais ou coliformes fecais.

Os sistemas de *wetlands* horizontais são conhecidos por oferecerem uma combinação de fatores físicos, químicos e biológicos para a remoção de organismos patogênicos (VYMAZAL; KROEPFELOVÁ, 2008; ANSARI *et al.*, 2016). 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 (ANSARI *et al.*, 2016). Os mecanismos biológicos incluem a predação por nematóides e protistas, ataque pelas bactérias e vírus, e finalmente morte natural (SEZERINO, 2006; SILVA, 2009; ANSARI *et al.*, 2016).

Kadlec e Wallace (2009) afirmam que as *wetlands* vegetadas costumam ser mais eficientes na remoção de patógenos porque apresentam uma variedade maior de microrganismos no meio poroso e que podem ser predadores de patógenos.

Nos *wetlands* construídos de fluxo subsuperficial uma estimativa razoável na redução dos coliformes totais são de duas a quatro unidades logarítmicas que resultam em um efluente com concentrações abaixo de 10^3 NMP/100mL (ANSARI *et al.*, 2016) uma vez que, patógenos são, parcialmente, removidos nesses sistemas, cabendo a tratamentos posteriores uma desinfecção complementar (USEPA, 2000; ANSARI *et al.*, 2016).

2.3.6 Macrófitas

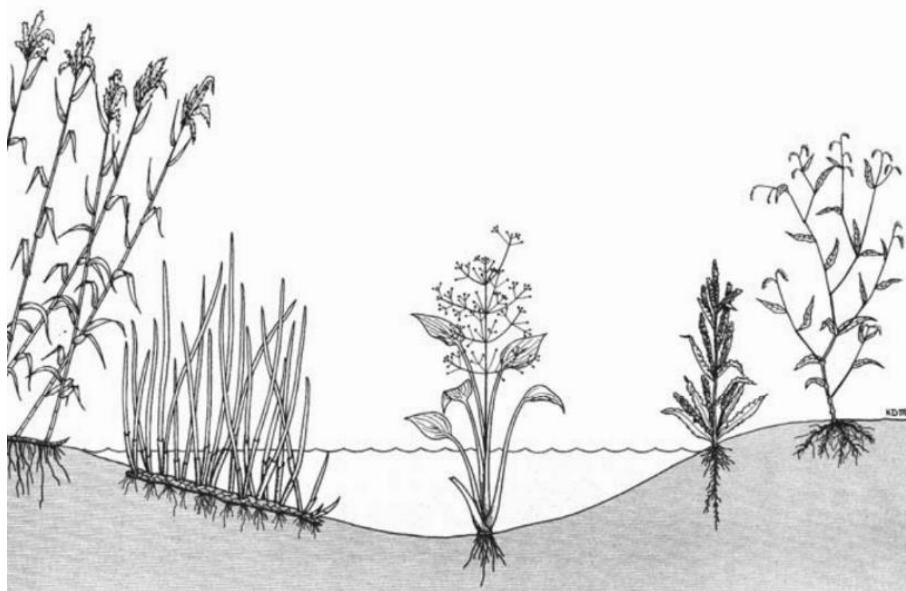
As plantas utilizadas nas *wetlands* construídas são as chamadas macrófitas, denominação genérica às plantas que crescem na água, em solos saturados ou alagados, independente do aspecto taxonômico, desde macroalgas, até as plantas aquáticas vasculares (angiospermas, por exemplo, a taboa – *Typha sp.*) (OLIJNYK, 2008; KADDAVERUGU *et al.*, 2016).

As macrófitas emergentes são as mais adequadas para os *wetlands* horizontais subsuperficiais, uma vez que o nível da água, nesses sistemas, se mantém abaixo da superfície do meio suporte. Entre elas, as mais utilizadas em todo o mundo são a *Phragmites sp.*, *Typha sp.* e *Juncus sp.* (KADLEC; WALLACE, 2009; VYMAZAL, 2013; MACHADO *et al.*, 2017). Essas espécies possuem alta taxa de crescimento e adensamento no leito, com destaque para a *Phragmites sp.* (COOPER, *et al.*, 1996). No Brasil, esta planta (*Phragmites sp.*) é considerada naturalizada e, portanto, a preferência é para a planta nativa *Typha sp.*, bem adaptada aos climas mais quentes (MACHADO, *et al.*, 2017).

Segundo IWA (2000) e Sezerino *et al.*, (2015), a escolha da macrófita está relacionada à tolerância da planta quanto a ambientes saturados de água (ou esgoto), seu potencial de crescimento, à presença destas plantas nas áreas onde o sistema será implantado, pois assim as macrófitas estarão adaptadas às condições climáticas da área em questão (ZANELLA, 2008), bem como o custo para o plantio e manutenção (poda regular, reaproveitamento como artesanato e combustível) (IWA, 2000; PHILIPPI; SEZERINO, 2004; SILVA, 2009; SEZERINO *et al.*, 2015). Na prática o critério de escolha de qual macrófita utilizar nos sistemas de tratamento está

associado à disponibilidade desta planta na região onde será implantado o sistema (ZANELLA, 2008). A Figura 2.7 traz um exemplo de macrófitas emergentes em *wetlands*.

Figura 2.7 - Exemplo de macrófita emergente em um *wetland*.



Fonte: Vymazal; Kroepfelová, 2008.

Todas as plantas, tais como as macrófitas, requerem nutrientes para o seu crescimento e reprodução (ORMONDE, 2012). Estudos sobre a variação mensal ou sazonal da composição química de macrófitas têm mostrado que, em relação a alguns elementos como o fósforo e o nitrogênio, as concentrações variam constantemente, sendo mais acentuado em regiões temperadas (ANSARI *et al.*, 2016). Estas variações estão ligadas à dinâmica da comunidade de macrófitas, à disponibilidade de nutrientes no meio e a fatores climáticos, que possibilitem estocá-los, metabolizá-los, translocá-los ou mesmo excretá-los para o meio ambiente (PHILIPPI; SEZERINO, 2004; ANSARI *et al.*, 2016).

Uma das funções das macrófitas apontadas por Brix (1997) é a manutenção da condutividade hidráulica do leito filtrante. Esta afirmação é justificada dado ao fato de que o contínuo crescimento de raízes e rizomas das macrófitas promoveria distúrbios na massa filtrante abrindo caminhos por onde o esgoto escoaria (MACHADO, *et al.*, 2017). Kickuth (1990) apud Leclerc *et al.*, (1999) expôs a mesma opinião. Porém, autores têm opinião divergentes. Segundo Iwa (2000) o crescimento das raízes

diminui o espaço poroso disponível em *wetlands* de escoamento subsuperficial, diminuindo, conseqüentemente, a condutividade hidráulica.

Os mais importantes processos de remoção de “poluentes” no tratamento em WHFSS estão baseados em processos físicos e microbiológicos, por isso o papel das macrófitas nesses sistemas tem sido questionado, não havendo consenso entre os pesquisadores a respeito da efetiva importância das macrófitas aquáticas nas *wetlands* horizontais subsuperficiais (MACHADO, *et al.*, 2017).

2.3.7 Remoção de minerais pelas plantas

As macrófitas, dos *wetlands* construídos, requerem nutrientes para seu crescimento e reprodução. Estes nutrientes são assimilados pelas macrófitas enraizadas, principalmente, através do seu sistema radicular. Como estas plantas são muito produtivas, consideráveis quantidades de nutrientes podem ser incorporadas na sua biomassa (BRIX, 1997; MACHADO, 2017).

A assimilação pelas macrófitas refere-se a uma variedade de processos biológicos que convertem formas inorgânicas do nitrogênio para compostos orgânicos que servem de reserva para as células e os tecidos das plantas. As duas formas de nitrogênio geralmente utilizadas são a amônia e o nitrato. Porém, a amônia, por ser mais reduzida energeticamente do que o nitrato, torna-se a fonte preferencial. Contudo, em ambientes onde o nitrato é predominante este será, então, a principal fonte de nitrogênio inorgânico passível de ser assimilado (KADLEC; KNIGHT, 1996; SEZERINO, 2006).

Segundo Sezerino (2006), a capacidade de assimilação pelas macrófitas emergentes, e assim a capacidade que pode ser removida se a biomassa é podada, é aproximadamente na faixa de 200-2500 kgN/ha.ano sob condições de clima temperado. Geller (1997) revela que a possível eliminação de nitrogênio e fósforo pela planta é de somente 4% e 2%, respectivamente. Vymazal (2005) aponta para um potencial de retirada de nitrogênio via assimilação pelas macrófitas e a subsequente poda, sob condições de clima tropical e subtropical, valores de até 10% do total de nutrientes removidos nos WC.

Se o filtro plantado com macrófitas não é podado, a grande maioria dos nutrientes que foi incorporado no tecido da planta irá retornar para a água/efluente no processo de decomposição da planta (IWA, 2000).

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 LOCAL DA UNIDADE EXPERIMENTAL

O município de Campos Novos localiza-se no planalto catarinense, com altitude média de 946,7 m do nível do mar. Segundo classificação de Köppen, o clima é subtropical mesotérmico úmido com verões amenos do tipo Cfb. As temperaturas médias do município são de 17 °C, com valor médio anual de precipitação de 1.880 mm e 79% de umidade relativa do ar.

O projeto foi desenvolvido na estação de tratamento de esgoto - ETE denominado “Bacia D” do bairro Aparecida em Campos Novos, SC. Essa ETE apresenta uma capacidade de tratamento de esgoto equivalente de 3.400 pessoas. O órgão responsável pela implantação e manutenção é o Serviço Autônomo Municipal de Água e Esgoto - SAMAE. A Figura 3.1 mostra uma vista aérea da ETE “Bacia D” com destaque para a localização das unidades de *wetland* construído.

Figura 3.1 - Vista aérea da ETE “Bacia D” com destaque para a localização do *wetland* construído.



Fonte: Google Maps, 2017.

3.2 ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO “BACIA D”

O esgoto doméstico referente ao bairro Aparecida é direcionado até a ETE “Bacia D”, este por sua vez é submetido a três etapas de tratamento, que engloba, um tratamento preliminar (ver Figura 3.2 a), um reator anaeróbio (ver Figura 3.2 b) e o *wetland* construído (ver Figura 3.2 c). Vale ressaltar que todo o sistema de tratamento de esgoto não consome energia na ETE, pois em cada etapa o esgoto é conduzido somente pela gravidade.

Figura 3.2 - Etapas do tratamento do esgoto na ETE “Bacia D”, Campos Novos-SC.
a) tratamento preliminar, b) filtro anaeróbio e c) *wetland* construído.

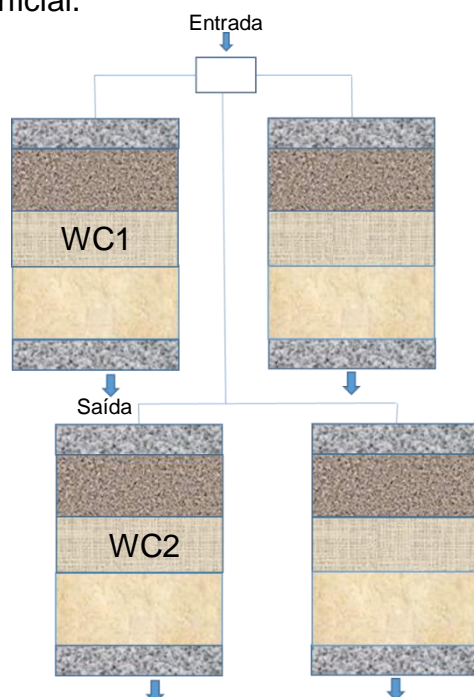


Fonte: Elaborado pelo autor, 2017.

3.2.1 Características do *wetland* construído

O sistema *wetland* construído da ETE “Bacia D” é de fluxo horizontal, com escoamento subsuperficial dividido em quatro unidades. Cada unidade de *wetland* construído apresenta as seguintes dimensões: 13 metros de largura, 26 metros de comprimento e 0,7 m de profundidade, perfazendo uma área total de 338 m² para cada WHFSS. A Figura 3.3 mostra o arranjo de como as quatro unidades de *wetland* construído estão dispostas na ETE “Bacia D”.

Figura 3.3 - Vista geral das quatro unidades de *wetland* construído horizontal de fluxo subsuperficial.

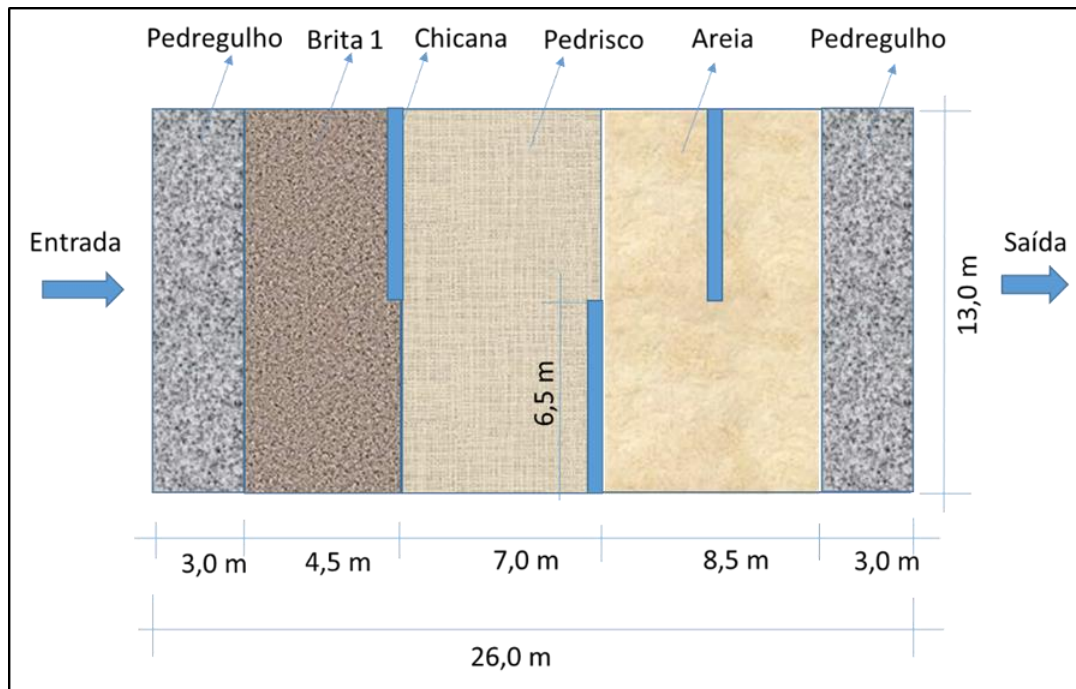


Fonte: Elaborado pelo autor, 2017.

Para o preenchimento do filtro das unidades de *wetland* construído foi usado como padrão três diferentes granulometrias de material filtrante, com o objetivo de submeter o esgoto a diferentes permeabilidades de material, e consequentemente melhorar a eficiência da unidade. Nos primeiros 3 m foi colocado pedregulho (10 – 20 cm) para facilitar a distribuição do esgoto dentro das unidades de WC. Como material filtrante foi utilizado brita nº1, nos primeiros 4,5 m, pedrisco nos próximos 7 m e areia grossa nos últimos 8,5 m e por fim, para coletar o esgoto tratado, novamente nos últimos 3 m pedregulho (10 – 20 cm). Esse arranjo tem por objetivo submeter o esgoto, a uma maior velocidade de percolação nos primeiros metros no maciço filtrante (brita nº1) do que nos metros finais (areia grossa), afim de melhorar a eficiência na remoção de nutrientes. A construção de chicanas ao longo do maciço filtrante tem por objetivo evitar a formação de caminhos preferenciais, ou seja, fazer com que o esgoto percorra todo o maciço filtrante. A macrófita emergente utilizada foi a *Thypha* sp., popularmente conhecida como a Taboa.

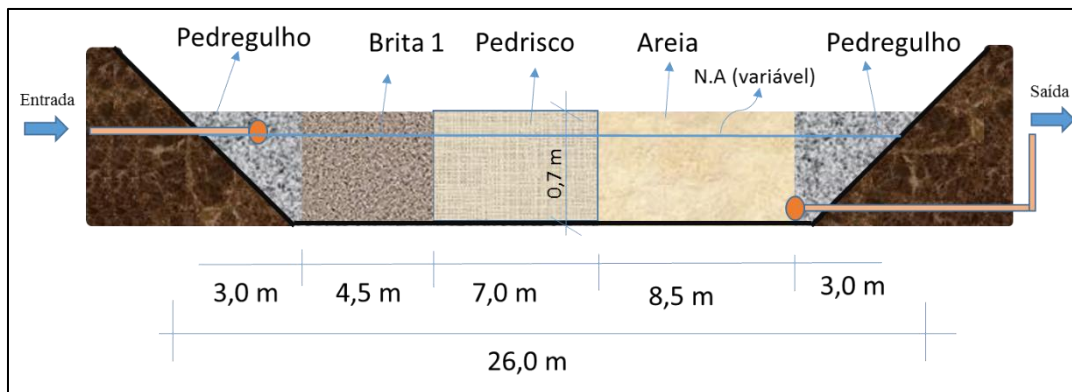
Nas Figuras 3.4 a 3.6, estão apresentados a vista geral e os cortes longitudinal e transversal dos WCHFSS, podendo-se observar as distâncias, a localização dos tubos de distribuição e outros detalhes construtivos do sistema, alguns desses discutidos nas próximas seções.

Figura 3.4 - Vista geral de uma unidade de *wetland* construído preenchido com o leito filtrante e os detalhes construtivos.



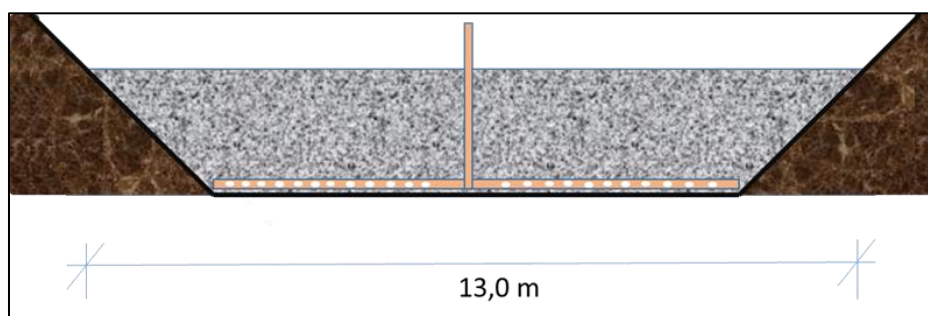
Fonte: Elaborado pelo autor, 2017.

Figura 3.5 - Corte longitudinal do *wetland* construído.



Fonte: Elaborado pelo autor, 2017.

Figura 3.6 - Corte transversal do *wetland* construído.



Fonte: Elaborado pelo autor, 2017.

3.3 OPERAÇÃO DO SISTEMA

O sistema *wetland* da ETE “Bacia D” do Bairro Aparecida iniciou sua operação em fevereiro de 2016, e o monitoramento dos WC iniciou em agosto de 2016, sendo o período de monitoramento da qualidade do efluente de 6 meses, terminando no mês de janeiro de 2017.

3.4 CRESCIMENTO E DESENVOLVIMENTO DA COBERTURA VEGETAL

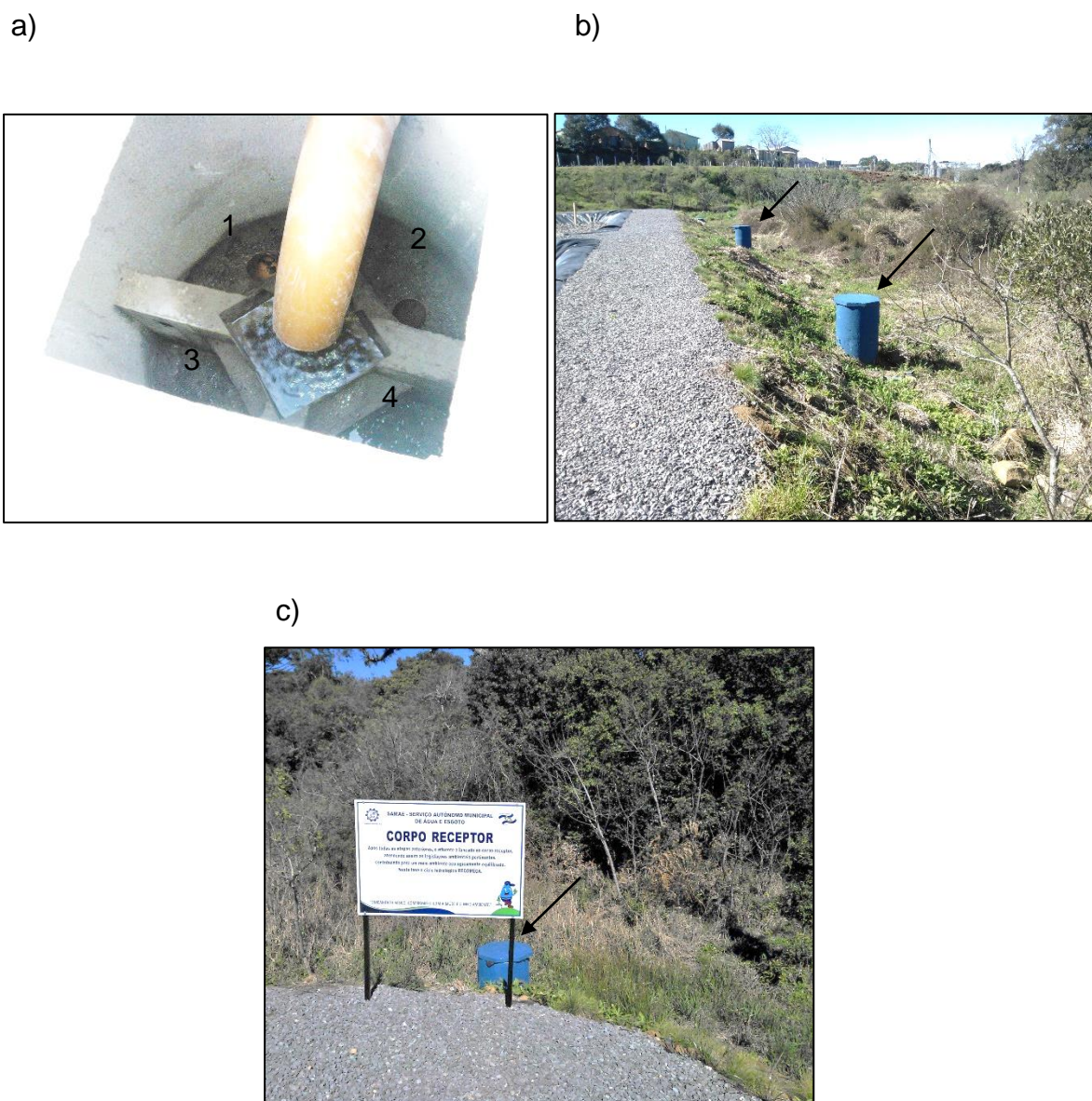
Para plantio no WC foi escolhida uma macrófita helófito, de nome *Typha latifolia*, muito utilizada em WHFSS, em todo o mundo e popularmente conhecida como taboa (SEZERINO *et al.*, 2015; ANSARI *et al.*, 2016).

As mudas foram coletadas em um alagado natural, no município de Campos Novos pela equipe do SAMAE, o transplante não seguiu um critério específico quanto a densidade de plantas por m², mas em média o sistema apresentou uma densidade aproximada de 4 plantas por m². Após o estabelecimento da planta, houve a disseminação natural das plantas pelo leito, aumentando o número de indivíduos.

3.5 AMOSTRAGEM E ANÁLISE DO EFLUENTE

Para a realização do monitoramento da ETE “Bacia D”, especificamente dos WC foram feitas coletas mensais e amostragem de esgoto em um ponto central de entrada e saída dos WC, ou seja, este ponto central de entrada é o ponto que distribui o esgoto para as 4 unidades de WC (Ver Figura 3.3) e o outro ponto central de saída denominado de “Saída Geral” é o ponto de amostragem que recebe o esgoto tratado após a passagem pelas 4 unidades de WC. Em duas unidades de *wetland* construído foram realizadas amostragens individuais, para avaliar a eficiência de cada uma. As coletas foram mensais e realizadas no mesmo horário, a partir das 14 horas para evitar a variação de vazão. A Figura 3.7a ilustra a localização da coleta do efluente no ponto de distribuição do esgoto para as 4 unidades de *wetland* construídos, a Figura 3.7b ilustra o ponto de saída e coleta individual em uma unidade de WC e a Figura 3.7c a coleta no ponto de saída geral de lançamento do esgoto tratando ao corpo receptor.

Figura 3.7 - a) Ponto de distribuição do esgoto para as 4 unidades de WC após o tratamento primário (filtro anaeróbico) e ponto de coleta central, b) ponto de coleta de saída do efluente na unidade individual do WC, c) ponto de coleta central da saída geral dos WC.



Fonte: Elaborado pelo autor, 2017.

As análises dos parâmetros de qualidade do afluente e efluente das unidades de WC foram realizadas no Laboratório de Tratamento de Água e Resíduo - Labtrat do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental do CAV/UDESC. Os seguintes parâmetros físico-químicos e microbiológicos foram avaliados: potencial hidrogeniônico (pH), condutividade elétrica (CE), cor aparente, turbidez, série de sólidos dissolvidos suspensos (Total, Voláteis e Fixos), nitrogênio e fósforo total, demandas bioquímica (DBO_5) e química (DQO) de oxigênio e coliformes totais. A

análise de algumas variáveis não foi contínua ou completa, o que se deveu ao início tardio ou interrupção no monitoramento.

As análises dos parâmetros citados foram realizadas de acordo com os procedimentos constantes no Métodos laboratoriais de análises físico-químicas e microbiológicas - 4ª edição, (CRQ – MG) e *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 1995) e os parâmetros foram comparados com as legislações vigentes (Resolução CONAMA nº 430/2011 e Lei estadual nº 14675/2009).

Para a realização da análise estatística foi usado o software GraphPad Prism 7 para execução da análise de valores mínimos, máximos, média aritmética, desvio padrão e quartis inferior e superior dos dados.

4 RESULTADO E DISCUSSÃO

4.1 CRESCIMENTO E DESENVOLVIMENTO DA COBERTURA VEGETAL

O crescimento das taboas não foi homogêneo ao longo de todo o maciço filtrante. Durante o inverno as plantas sofreram com o frio intenso da região que levou a um processo natural de secagem das suas folhas, essa secagem provavelmente aconteceu por causa das constantes geadas ao longo do inverno e também pelo final de ciclo da cultura (aproximadamente 4 meses) (DE PAOLI, 2010) (Ver Figura 4.1).

Figura 4.1 - Distribuição das plantas no maciço filtrante e o efeito do frio durante a estação do inverno.



Fonte: Elaborado pelo autor, 2017.

As plantas das unidades de WC da ETE Aparecida não foram cortadas e também não foi retirado do leito a matéria seca delas (ver Figura 4.1), pois como boa parte das taboas já tinham sofrido grande perda de seus tecidos durante o rigoroso inverno, a equipe da SAMAE optou em observar a sua capacidade de rebrotação após o inverno de 2016. A poda das macrófitas, como mencionado na revisão de literatura, é importante para se manter a constante assimilação de nutrientes pelas plantas e assim contribuir para a eficiência na remoção de nutrientes do sistema de *wetland*. O momento ideal de podar as plantas é quando elas atingem sua maturidade, ou seja, quando ocorre a inflorescência (ver Figura 4.2). Segundo Sezerino (2006) se as plantas não forem podadas, parte dos nutrientes tendem a ser translocados para as raízes, principalmente o nitrogênio, e estes podem retornar ao efluente líquido devido a sua decomposição.

De acordo com Vymazal (2005) e De Paoli (2010) esse material de origem pode comprometer o desempenho do sistema, além de atuar como uma barreira física para a troca de gases, tanto na liberação de CO_2 e CH_4 , como na introdução de O_2 atmosférico na massa líquida e diminuir a capacidade de eficiência das unidades de WHFSS.

Figura 4.2 - Exemplo da inflorescência da Taboa.



Fonte: Elaborado pelo autor, 2017.

É importante destacar que essa contribuição do material residual vegetal se torna cada vez maior com o tempo de operação do sistema porque, em geral, a taboa, assim como a grande maioria das macrófitas, tendem a colonizar toda a área habitável se alastrando por toda a massa filtrante. O rizoma, que é uma parte do sistema radicular, é fundamental nessa propagação (DE PAOLI, 2010).

O crescimento desuniforme da taboa nas unidades de WC ocorreu devido a variação do nível de efluente dentro das unidades de WC, principalmente nas regiões próximas as chicanas, onde se observou um maior acúmulo de esgoto e consequentemente estava mais próximo das raízes das plantas onde teve um maior desenvolvimento comparado com outras regiões do WC. De Paoli (2010) concluiu que a variabilidade na dinâmica de crescimento da taboa nos WC se deve, entre outros fatores, às condições climáticas e a variação de carga de afluente aplicado ao sistema ao longo do ano.

A região próxima a distribuição de esgoto na entrada do WC, região do filtro de brita nº1, apresentou um menor desenvolvimento das plantas, o que pode estar relacionado às elevadas concentrações de matéria orgânica (DQO e DBO_5) e nutrientes presente na água residuária. Hussar (2001) observou a morte de plantas de taboa, o que correlacionou à alta concentração de nutrientes na água residuária da

suinocultura e Brasil (2007) concluiu que altas concentrações de nutrientes podem causar danos à vegetação de macrófitas do sistema. Neste estudo não se observou ocorrência de pragas em nenhuma das unidades de WC.

Dornelas (2008) destaca que as plantas localizadas próxima ao início do leito de distribuição não cresceram como as demais ao longo do WC e apresentaram alguns sintomas de toxicidade (folhas queimadas e clorose), concluindo que à alta carga orgânica e de nutrientes aos quais as plantas ficaram expostas foram as responsáveis.

Resumidamente, as taboas se desenvolveram após o plantio com algumas regiões do leito sem plantas. A cultura se adaptou muito bem e dominou todo o sistema se alastrando rapidamente. Alguns trechos do leito apresentaram “falhas”, ora na região inicial, ora na região intermediária e ora na região final do leito. Variações internas no fluxo do líquido no meio suporte podem ser também, um dos motivos.

4.2 CARACTERÍSTICAS DO EFLUENTE DO *WETLAND* CONSTRUÍDO

4.2.1 Matéria orgânica

Os parâmetros analisados quanto a DQO e DBO₅ e seus respectivos valores de média aritmética, desvio padrão e eficiência estão apresentados na Tabela 1.

Tabela 1 - Concentração média, desvio padrão e eficiência - Ef (%) dos parâmetros de qualidade do efluente quanto a DQO e DBO₅.

Unidades	DQO			DBO ₅		
	Entrada	Saída	Ef	Entrada	Saída	Ef
WC1	456 ± 54,2	231 ± 63,6	49	200 ± 39	78 ± 26	61
WC2	456 ± 54,2	177 ± 39,3	61	200 ± 39	59 ± 20	71
WC geral	456 ± 54,2	175 ± 64,8	62	200 ± 39	72 ± 25	64

-Para todos os parâmetros a unidade adotada é mg/L, com exceção de Eficiência – Ef (%).

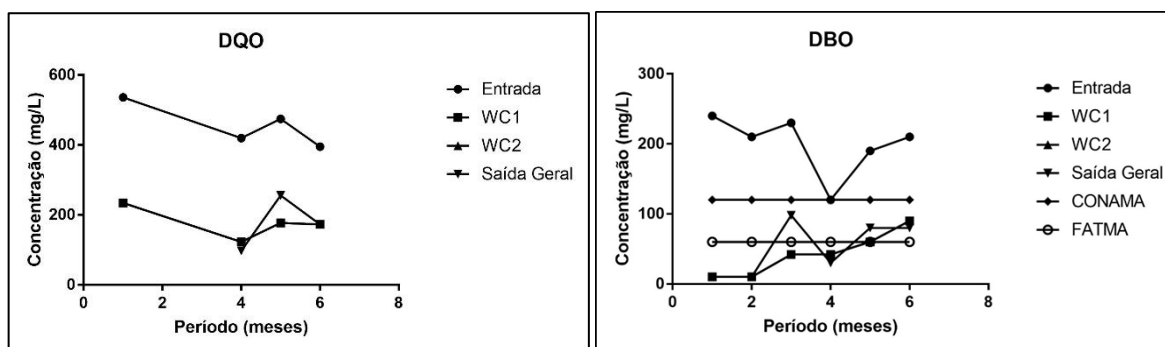
-Eficiência expressa em concentração: (concentração afluente – concentração efluente)/concentração afluente.

O efluente, após o filtro anaeróbio (entrada dos WC), apresentou concentrações médias de DQO e DBO₅ relativamente altas, 456 e 200 mg.L⁻¹, respectivamente, mas, ainda assim, os WC promoveram elevada remoção complementar, produzindo efluentes com concentrações médias de DQO de 175

mg.L⁻¹ e de DBO₅ de 72 mg.L⁻¹. Com uma eficiência média de remoção de 62% para DQO e 64% para DBO₅.

A Resolução 430/2011 do Conselho Nacional de Meio Ambiente – CONAMA (BRASIL, 2011), para o lançamento de efluentes tratados, estabelece a concentração de DBO₅ de 120 mg.L⁻¹ ou 60% de eficiência de remoção, e a Lei estadual nº 14675/2009 (FATMA) estabelece a concentração de 60 mg.L⁻¹ ou 80% de eficiência, o que foi atendido até o quarto mês de monitoramento (ver Figura 4.3), após este período os WC passaram a lançar 80 mg.L⁻¹ de DBO₅, deixando de atender os padrões estabelecidos pela FATMA, mas ainda dentro dos limites estabelecidos pelo CONAMA.

Figura 4.3 - Séries temporais das concentrações efluentes de DQO e DBO₅.

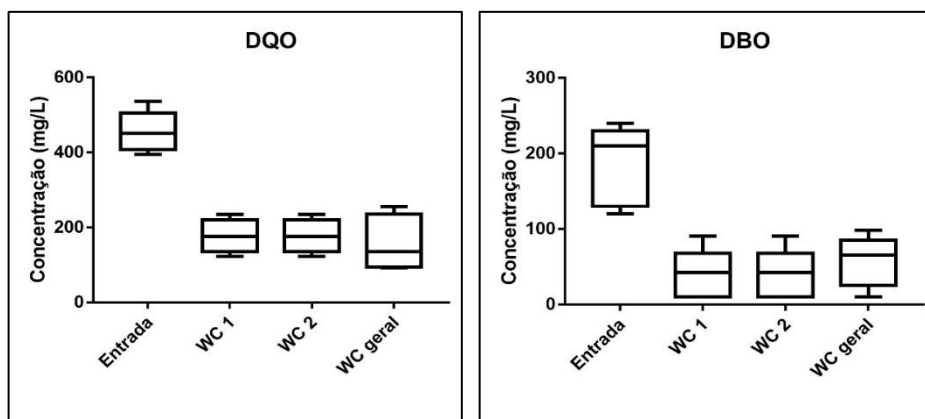


Fonte: Elaborado pelo autor, 2017.

A remoção de matéria orgânica suspensa, sedimentável ou solúvel é, em geral, muito elevada em WC e se dá por processos físicos e biológicos, como a sedimentação, que ocorre em razão da baixa velocidade de escoamento, a filtração, pela presença de raízes e rizomas, além do crescimento de bactérias que se desenvolvem dispersas no meio líquido e aderidas ao biofilme formado, promovendo a degradação desses poluentes (USEPA, 1988; KADLEC; WALLACE, 2009; MATOS, 2015).

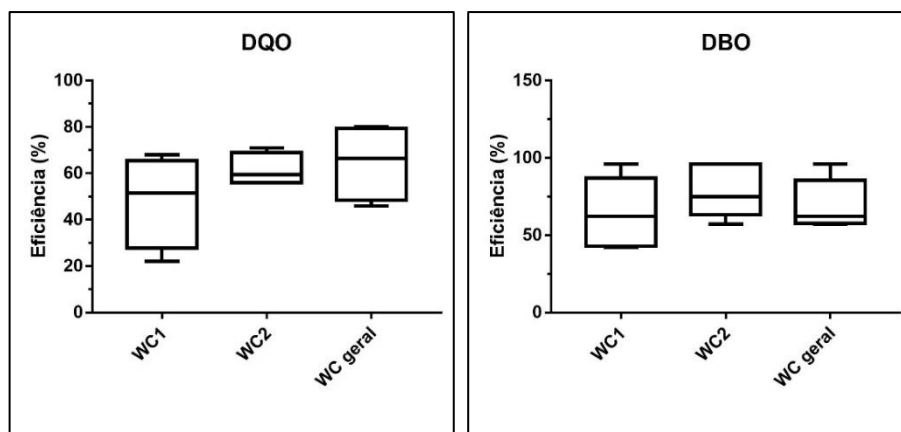
Nas Figuras 4.4 e 4.5 encontram-se os resultados (expressos em gráficos *boxplot*) do monitoramento de DBO₅, DQO nos efluentes das unidades de tratamento do filtro anaeróbio (entrada dos WC), WC1, WC2 e do WC geral (média das 4 unidades de WC). Os gráficos *boxplot* mostram a representação gráfica de alguns dados estatísticos com valores mínimos, máximos e média, e quartis inferior (25% percentis) e superior (75% percentis).

Figura 4.4 - Gráfico tipo *boxplot*, destacando as concentrações efluentes de DQO e DBO₅ do filtro anaeróbico e os *wetlands* construídos.



Fonte: Elaborado pelo autor, 2017.

Figura 4.5 - Gráfico tipo *boxplot*, destacando as eficiências de remoção de DQO e DBO₅ dos *wetlands* construídos.



Fonte: Elaborado pelo autor, 2017.

Em relação à concentração de DQO nos efluentes dos *wetlands* WC1, WC2 e WC geral, os valores obtidos nas amostras resultaram em 75 % das amostras inferiores a 220 mg.L⁻¹, 220,1 mg.L⁻¹ e 256 mg.L⁻¹, 25 % das amostras foram superiores a 135 mg.L⁻¹, 135 mg.L⁻¹ e 97,2 mg.L⁻¹ e 50 % das amostras estão na faixa de 175 mg.L⁻¹, respectivamente.

Eficiência parecida com este estudo (64 %) foi relatada por Sarmiento *et al.* (2012) em que obtiveram eficiências médias de remoção de DQO de 68 % em WC plantado e 66 % em WC não plantado, utilizando a macrófita *Cyperus* sp. no tratamento de efluente de suinocultura. Em outros estudos, Zanella (2008) e Konrad *et al.* (2015) obtiveram remoção média semelhante para DQO de 79,2 % e 78 %, respectivamente, já para Souza (2003) ao avaliar WHFSS com meio suporte de brita

e vegetado com taboa, obteve uma remoção média de 38,4 % para DQO. De acordo com Facchini (2015) a remoção da DQO em WHFSS tem relação direta com a remoção de DBO_5 , representando o comportamento de biodegradabilidade do efluente.

Para as concentrações de DBO_5 nos efluentes dos *wetlands* WC1, WC2 e WC geral, os valores obtidos nas amostras resultaram em 75 % das amostras inferiores a $67,5 \text{ mg.L}^{-1}$, $67,5 \text{ mg.L}^{-1}$ e 89 mg.L^{-1} , 25 % das amostras foram superiores a 10 mg.L^{-1} , 10 mg.L^{-1} e 20 mg.L^{-1} e 50 % das amostras estão na faixa de 42 a 80 mg.L^{-1} , respectivamente.

Eficiência média semelhante (62 %) foi encontrada por Salviato (2013) ao estudar o desempenho de um WHFSS, vegetado com taboa, em efluente de vinícola, encontrando valor médio de saída para DBO_5 de 61 %. O estudo de Colares e Sandri (2013) obtiveram eficiência de remoção similares para WC horizontais operados com TDH de 24 h no tratamento de esgoto sanitário, sendo de 56 % no WC composto por cascalho natural, 58 % no WC composto por brita número 2 e 57 % no WC composto por cascalho lavado, esses sistemas também operavam com a macrófita taboa.

4.2.2 Sólidos Suspensos Totais

Os parâmetros analisados quanto a sólidos suspensos totais (SST), sólidos suspensos voláteis (SSV) e sólidos suspensos fixos (SSF) e seus respectivos valores de média aritmética, desvio padrão e eficiência estão apresentados na Tabela 2.

Tabela 2 - Concentração média, desvio padrão e eficiência - Ef (%) dos parâmetros de qualidade do efluente, quanto aos SST, SSV e SSF.

Unidades	SST			SSV			SSF		
	Entrada	Saída	Ef	Entrada	Saída	Ef	Entrada	Saída	Ef
WC1	578 ± 106	$346 \pm 54,2$	41	$444 \pm 95,7$	$276 \pm 70,2$	40	$134 \pm 87,5$	$71 \pm 77,5$	43
WC2	578 ± 106	321 ± 73	44	$444 \pm 95,7$	$251 \pm 73,2$	43	$134 \pm 87,5$	$82 \pm 76,8$	39
WC geral	578 ± 106	$289 \pm 51,8$	50	$444 \pm 95,7$	$240 \pm 61,5$	46	$134 \pm 87,5$	$70 \pm 54,3$	48

-Para todos os parâmetros a unidade adotada é mg/L , com exceção de Eficiência – Ef (%).

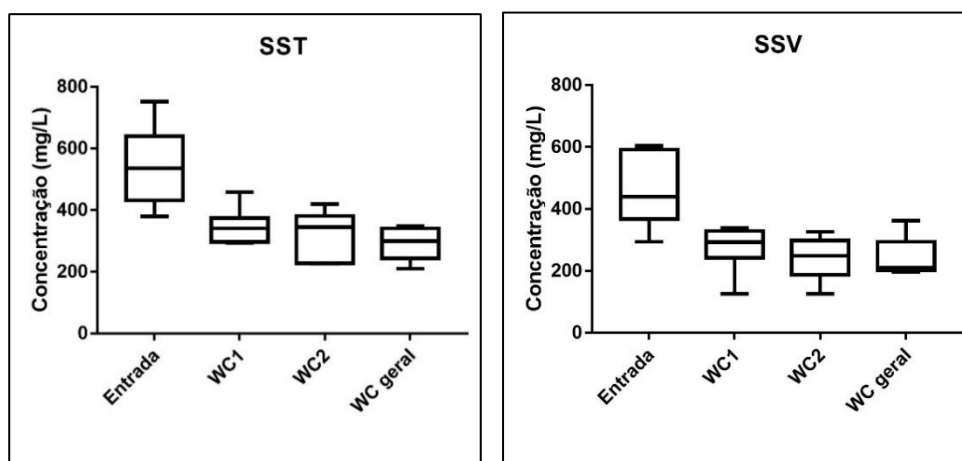
-Eficiência expressa em concentração: $(\text{concentração afluente} - \text{concentração efluente})/\text{concentração afluente}$.

Da mesma forma que para os parâmetros relativos à remoção de matéria orgânica, as concentrações de sólidos suspensos (SST, SSV e SSF) presentes no efluente do filtro anaeróbio e dos WC foram bastante removidos. O efluente, após o

filtro anaeróbio, apresentava concentrações médias de SST, SSV e SSF relativamente altas, 578, 444 e 134 mg.L⁻¹, respectivamente. Após o tratamento via WC, o efluente geral da ETE “Bacia D” apresentou concentrações médias de SST de 289 mg.L⁻¹, SSV de 240 mg.L⁻¹ e de SSF de 70 mg.L⁻¹. Apresentando uma eficiência média de remoção de 50 % para SST, 46 % para SSV e 48 % para SSF.

As Figuras 4.6 e 4.7 mostram o gráfico *boxplot* da eficiência e da evolução dos dados de SST e SSV durante o período monitorado para o efluente do filtro anaeróbio (entrada dos WC) e dos *wetlands* construídos. Os gráficos *boxplot* mostram os dados estatísticos com valores mínimos, máximos e média, e quartis inferior (25 % percentis) e superior (75 % percentis).

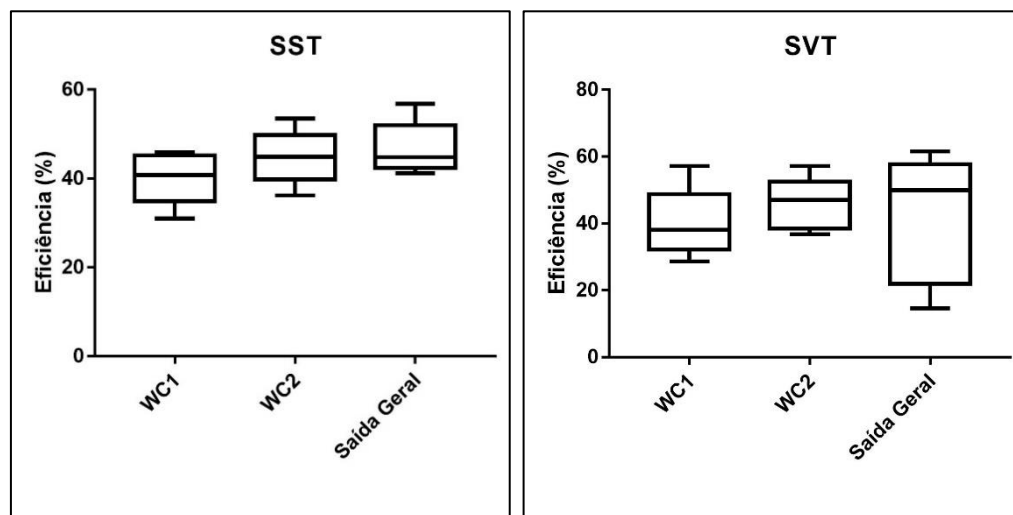
Figura 4.6 - Gráfico tipo *boxplot*, destacando as concentrações efluentes de SST e SSV do filtro anaeróbio e dos *wetlands* construídos.



Fonte: Elaborado pelo autor, 2017.

Observou-se o elevado aporte de sólidos suspensos totais nos *wetlands* construídos decorrente do mau desempenho do filtro anaeróbio utilizado como pré-tratamento (ver Tabela 2, Figura 4.6). Cerca de 75 % dos dados de concentração de sólidos suspensos no efluente do filtro anaeróbio, encontram-se na concentração inferior de 668 mg.L⁻¹. Essa elevada concentração dos sólidos afeta diretamente o desempenho dos *wetlands* construídos a longo prazo, não só na remoção dos sólidos, mas também da maioria dos outros parâmetros, por exemplo o nitrogênio. O aporte excessivo de sólidos no sistema de WHFSS pode contribuir consideravelmente para a colmatação do meio filtrante e afetar o desempenho geral (DE PAOLI, 2010, 2013; VON SPERLING, 2014).

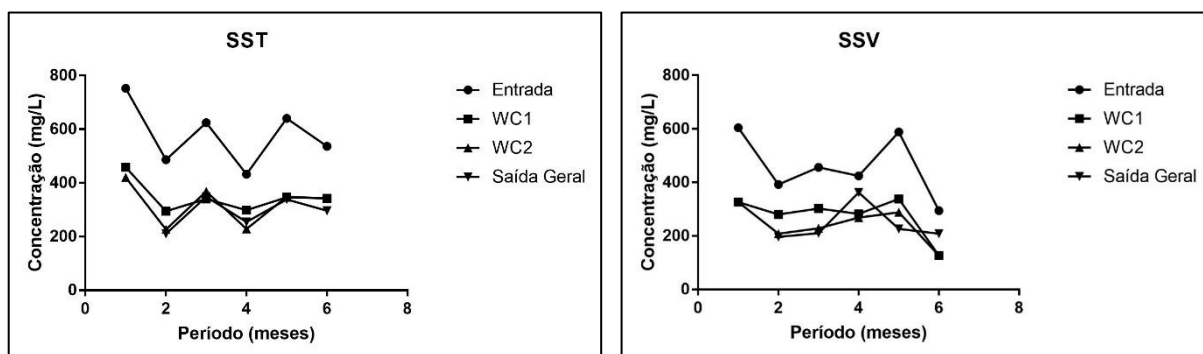
Figura 4.7 - Gráfico tipo *boxplot*, destacando as eficiências de remoção de SST e SSV dos *wetlands* construídos.



Fonte: Elaborado pelo autor, 2017.

A Figura 4.8 apresenta a série temporal da evolução dos dados de SST e SSV durante o período monitorado para o efluente do filtro anaeróbio (entrada dos WC) e dos *wetlands* construídos.

Figura 4.8 - Série temporal das concentrações efluentes de SST e SSV.



Fonte: Elaborado pelo autor, 2017.

Vimos pelas Figuras 4.7 e 4.8 que a eficiência das unidades de WC da ETE “Bacia D” do Bairro Aparecida foi constante durante o período do monitoramento, registrando uma eficiência média de remoção dos sólidos suspensos para as unidades WC1, WC2 e WC geral de 41, 44 e 50 % para SST e 40, 43 e 46 % para SSV, respectivamente. Tais resultados evidenciam a capacidade de retenção de sólidos suspensos nas unidades de *wetlands* construídos. Os parâmetros SSV e SSF tiveram

retenção semelhante que o SST nas unidades de WC, quanto à eficiência de retenção dos sólidos no leito filtrante.

Ainda tratando dos riscos do aporte excessivo de sólidos no leito filtrante, ou seja, a obstrução dos poros, tendo, agora, como base a taxa de carregamento de sólidos recomendável para WHFSS, Wojciehowska *et al.* (2010) propuseram valores máximos de $54 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{d}^{-1}$ de SST, enquanto a Usepa (2000) e o German Guideline ATV-AG62, citados por Wojciehowska *et al.* (2010), sugerem concentração máxima no afluente de 100 mg.L^{-1} de SST.

Com um aporte médio de 578 mg.L^{-1} de SST nas unidades de *wetlands* construídos, aproximadamente um valor seis vezes superior ao recomendado, as unidades deste estudo apresentaram resultados satisfatórios para remoção da série de sólidos analisados, durante o período do monitoramento.

Essa retenção de sólidos nos sistemas de *wetlands* construídos ocorre principalmente através do processo de coagem das partículas no meio poroso que atua como um verdadeiro meio filtrante (DE PAOLI, 2010; KADLEC; WALLACE, 2009; MATOS, 2015; ANSARI *et al.*, 2016). Mesmo com uma eficiência média de 41, 44 e 50 % para as unidades WC1, WC2 e WC geral, respectivamente na retenção dos sólidos suspensos totais, os *wetlands* construídos foram alvo do fenômeno natural denominado de colmatção, o qual teve suas primeiras ocorrências no terceiro mês do monitoramento (outubro), ou no oitavo mês de seu funcionamento. Este fenômeno consiste no aparecimento de escoamento superficial nas unidades, no qual deveria ser subsuperficial, onde já foi explicado no item 2.3.1.

O alto aporte de SST (578 mg.L^{-1}) diminuiu consideravelmente a vida útil do material filtrante presente nas unidades de WC deste estudo, em que foram registrados os primeiros indícios de escoamento superficial no mês de outubro em uma das quatro unidades de WC. Já nos meses seguintes também apresentaram escoamento superficial nas demais unidades e, com aproximadamente um ano de operação (janeiro 2017) as unidades de WC não suportaram a alta sobrecarga dos SST, sendo necessário a interrupção de duas unidades para fazer a manutenção. A manutenção foi executada, substituindo o material filtrante areia por pedrisco, afim de aumentar a condutividade hidráulica na última etapa do leito filtrante e consequentemente uma maior velocidade de escoamento do esgoto ocorre, diminuindo a possibilidade de gerar escoamento superficial.

As unidades de WC apresentaram melhor desempenho nos meses iniciais de sua operação, segundo De Paoli (2010) o rápido desenvolvimento das macrófitas e presença das raízes nos interstícios do meio filtrante, diminuem a porosidade do meio e retém um maior número de partículas. Em contrapartida a presença das plantas pode interferir no desempenho do sistema plantado ao longo da operação, piorando a eficiência de remoção dos SST, devido aos restos vegetais sob o leito e no seu interior (sistema radicular em decomposição) nos períodos pós-poda. Este comentário está de acordo com a USEPA (2000), que afirma que os sólidos no efluente das *wetlands* não são os mesmos que estavam no afluente, mas, certamente, são materiais convertidos ou produzidos dentro do próprio sistema.

4.2.3 Cor aparente e Turbidez

Os parâmetros analisados quanto a turbidez e cor aparente e seus respectivos valores de média aritmética, desvio padrão e eficiência estão apresentados na Tabela 3.

Tabela 3 - Concentração média, desvio padrão e eficiência - Ef (%) dos parâmetros de qualidade do efluente, quanto a turbidez e cor aparente.

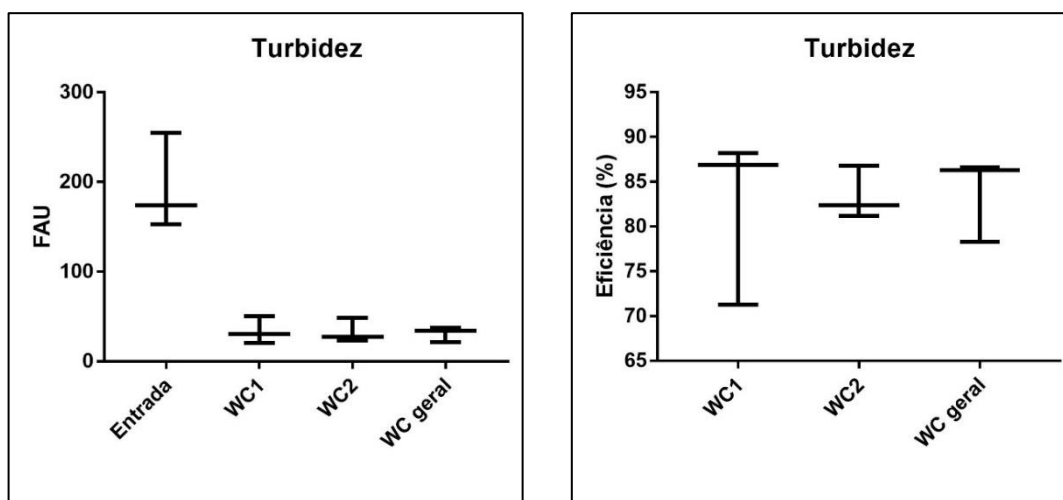
Unidades	Turbidez			Cor aparente		
	Entrada	Saída	Ef	Entrada	Saída	Ef
WC1	194± 44	33,3± 12,5	83	294± 54,9	121± 49,5	57
WC2	194± 44	32,7 ± 11	83	294± 54,9	101± 31	66
WC geral	194± 44	30,7± 6,9	84	294± 54,9	106± 25,1	63

- Turbidez (FAU), Cor (Hz), com exceção de Eficiência – Ef (%).

-Eficiência expressa em concentração: (concentração afluente – concentração efluente)/concentração afluente.

A Figura 4.9 mostra os gráficos *boxplot* as eficiências de remoção e o comportamento dos sistemas durante sua operação relacionados à remoção da turbidez.

Figura 4.9 - Gráfico tipo *boxplot*, destacando as concentrações efluentes e das eficiências de remoção da turbidez no filtro anaeróbio e nos *wetlands* construídos.



Fonte: Elaborado pelo autor, 2017.

A turbidez, caracterizada pela presença de partículas suspensas na massa líquida (KADLEC; KNIGHT, 1996; USEPA, 2000), foi drasticamente diminuída nos sistemas de *wetlands* construídos, apresentando concentrações reduzidas e um efluente bastante clarificado, com concentrações médias correspondentes a 33,3, 32,7 e 30,7 FAU, para o WC1, WC2 e WC geral, respectivamente (Ver Tabela 3, Figura 4.9).

A Resolução CONAMA nº 430/2011 não faz referência aos padrões de turbidez para efluentes, no entanto afirma que todo efluente a ser lançado em corpos d'água classe 2, não devem elevar a turbidez dos mesmos a resultados superiores a 100 FAU. Desta forma, verifica-se que em todas as amostras analisadas o efluente dos WC foi adequado para o descarte nos corpos receptores.

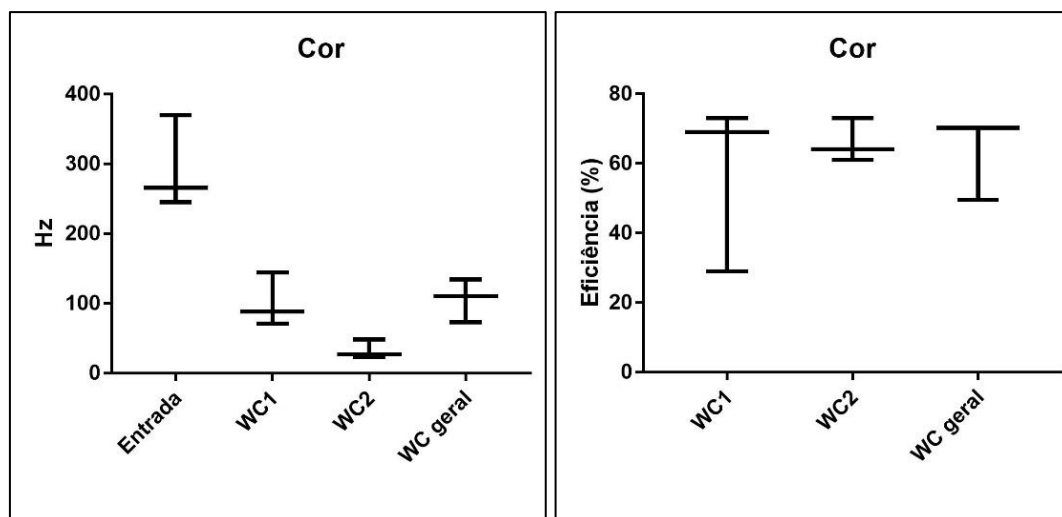
A redução da turbidez nos *wetlands* construídos foi bastante significativa após passar pelos *wetlands* construídos com uma redução média de 84 % (Ver Figura 4.9). Mostrando que, mesmo com os valores altos de SST, grande parte do material em suspensão ficou retido no leito filtrante.

Resultado semelhante a este estudo foi encontrado por Silva e Roston (2010) ao analisar um *wetland* de fluxo subsuperficial com leito de brita, vegetado com taboa, em que apresentou uma remoção média de 60 % em efluente de bovinocultura de leite. Em outros estudos, utilizando o mesmo modelo, foram encontradas remoções

semelhantes a este, como as descritas por Konrad *et al.* (2015) que apresentaram remoção média de 84 %.

A Figura 4.10 mostra os gráficos *boxplot* com as eficiências de remoção e o comportamento dos sistemas durante sua operação relacionados à cor aparente.

Figura 4.10 - Gráfico tipo *boxplot*, destacando as concentrações efluente e das eficiências de remoção da cor aparente nos *wetlands* construídos.



Fonte: Elaborado pelo autor, 2017.

A cor aparente, medida indireta de sólidos dissolvidos e sólidos em suspensão apresentaram remoções médias de 57, 66 e 63 % para WC1, WC2 e WC geral, respectivamente, conferindo ao efluente final valor médio de 101, 32,7 e 105,7 Hz. Em 75 % das amostras os valores foram inferiores a 144, 38 e 134 Hz para WC1, WC2 e WC geral, respectivamente. A redução desse parâmetro está relacionada pela filtração de partículas em suspensão e sorção do material dissolvido. A sorção está relacionada ao tipo de material de enchimento e a utilização pelo biofilme para obtenção de energia.

4.2.4 pH e Condutividade elétrica

Os parâmetros analisados quanto a pH e condutividade elétrica - CE e seus respectivos valores de média aritmética, desvio padrão e eficiência estão apresentados na Tabela 4.

Tabela 4 - Concentração média, desvio padrão e eficiência - Ef (%) dos parâmetros de qualidade do efluente, quanto a pH e CE.

Unidades	pH		Condutividade Elétrica		Ef
	Entrada	Saída	Entrada	Saída	
WC1	7,2± 0,2	7,3± 0,04	825,7± 196	789,3± 188	7
WC2	7,2± 0,2	7,4 ± 0,1	825,7± 196	784,3± 233,4	5
WC geral	7,2± 0,2	7,4 ± 0,1	825,7± 196	765± 212	8

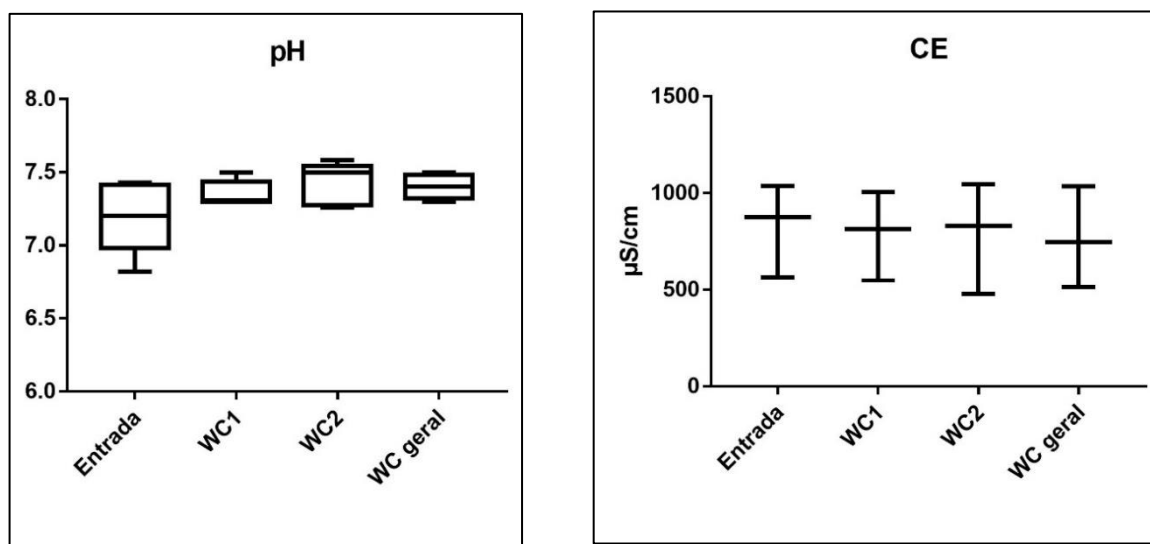
- pH (Adimensional), CE ($\mu\text{S}/\text{cm}$), com exceção de Eficiência – Ef (%).

-Eficiência expressa em concentração: (concentração afluente – concentração efluente)/concentração afluente.

O efluente, após o filtro anaeróbio (entrada dos WC), apresentou valores médios de pH de 7,2 e CE de 825,7 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Após o tratamento via WC, o efluente geral da ETE Aparecida apresentou valores de pH de 7,4 e de CE de 765 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Na Figura 4.11 mostra a representação gráfica em *boxplot* de parte da estatística descritiva com valores mínimos, máximos e média, e quartis inferior (25 % percentis) e superior (75 % percentis) das unidades de *wetlands* construídos e do filtro anaeróbio (entrada dos WC), relacionados a pH e CE.

Figura 4.11 - Gráfico tipo *boxplot*, destacando os efluentes do filtro anaeróbio e *wetlands* construídos, quanto a pH e CE.



Fonte: Elaborado pelo autor, 2017.

O efluente final para todas as unidades de *wetlands* construídos apresentou valores médios de pH (pH = 7,4) superiores aos obtidos para o efluente do filtro anaeróbio (pH = 7,2). Valores similares foram reportados por Souza *et al.* (2015) de 7,36 no efluente de um WC com mudas de copo de leite (*Zantedeschia aethiopica* L.)

tratando esgotos sanitários. Colares e Sandri (2013) obtiveram pH próximo ao reportado neste trabalho, com valor de 7,39 no efluente de sistemas de *wetlands* construídos composto por brita número 2, operados com TDH de 24 h no pós-tratamento de efluente de tanques sépticos.

A faixa de pH, estabelecida pela resolução do CONAMA (BRASIL, 2011) é de 5,0 a 9,0 e pela Lei estadual do Estado de Santa Catarina de 6,0 a 9,0 para lançamento de efluente. Essa faixa foi atendida pelo sistema proposto nesta pesquisa.

A condutividade elétrica - CE está diretamente relacionada com a concentração de sólidos dissolvidos no efluente (KONRAD *et al.*, 2015; GIAFFERIS, 2011). As resoluções CONAMA nº 430/2011 e Lei estadual do Estado de Santa Catarina nº 14675/2009 (FATMA) não fazem referência aos limites de CE em efluentes, porém segundo Maine (2007), esta variável é um indício da concentração de poluentes. De acordo com Silva e Oliveira (2001) a CE está relacionada à quantidade e tipo de espécies iônicas nela dispersas, assim como da mobilidade, concentrações, valência e temperatura do meio.

O valor médio de entrada nos WC para CE foi de 825,7 $\mu\text{S}/\text{cm}$ e saída 789,3, 784,3 e 765 $\mu\text{S}/\text{cm}$ para WC1, WC2 e WC geral, respectivamente. Os WC1, WC2 e WC geral apresentaram uma média geral de redução de 7, 5 e 8 %, respectivamente.

Pode-se observar uma redução dos valores da CE no efluente após a passagem pelo WC durante o período do monitoramento. Porém não ocorreu remoção significativa desta variável, podendo este fato estar relacionado à evapotranspiração e/ou pela evolução de crescimento das plantas, que já estavam bem desenvolvidas. Fatos que podem ser justificados pelo trabalho de Dan *et al.* (2003), em que os autores atribuíram que as macrófitas consomem os sais dissolvidos para o seu desenvolvimento e crescimento, e por Konrad *et al.* (2015) citando que a evapotranspiração concentra os poluentes no sistema. Em estudo semelhante realizado por Salviato (2013), a média de remoção encontrada para a CE foi de 18,9 %. Santos, Oliveira e Ide (2007), avaliando um WHFSS, o mesmo deste estudo, constataram redução de 15,6 %.

4.2.5 Nitrogênio total

Os parâmetros analisados quanto a nitrogênio total – N_{Total} , e seus respectivos valores de média aritmética, desvio padrão e eficiência estão apresentados na Tabela 5.

Tabela 5 - Concentração média, desvio padrão e eficiência - Ef (%) dos parâmetros de qualidade do efluente, quanto a N_{Total} .

Unidades	N_{Total}		Ef
	Entrada	Saída	
WC1	126,5± 52,5	118,7 ± 32,5	6,1
WC2	126,5± 52,5	77,9 ± 23,8	38,4
WC geral	126,5± 52,5	86,2 ± 15,1	31,8

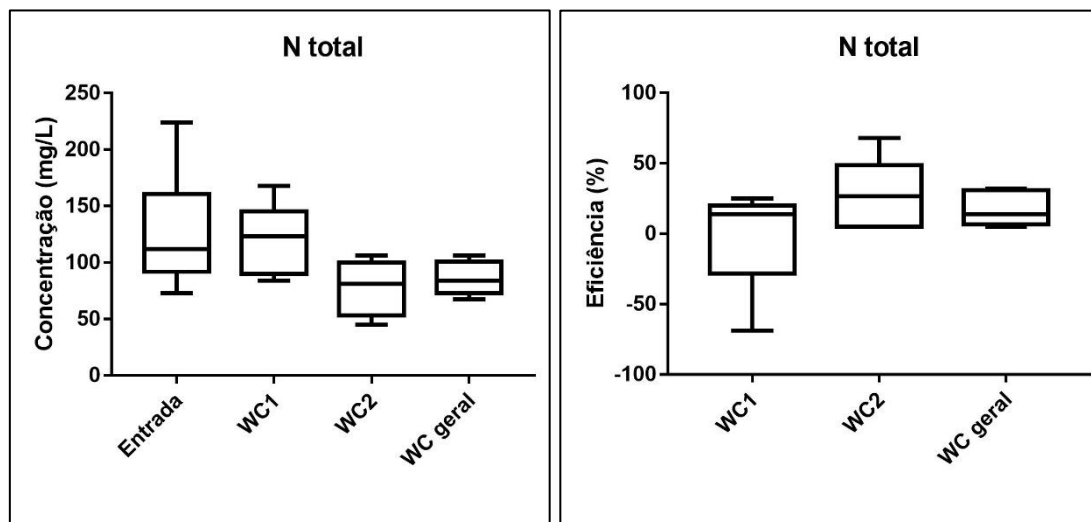
-Para todos os parâmetros a unidade adotada é mg/L, com exceção de Eficiência – Ef (%).

-Eficiência expressa em concentração: (concentração afluente – concentração efluente)/concentração afluente.

Em relação ao nitrogênio, as unidades WC apresentaram comportamento inconstante ao longo do período do monitoramento. O efluente, após o filtro anaeróbio, apresentava concentrações médias de N_{Total} de 126,5 mg.L⁻¹, após o tratamento via WC, o efluente geral da ETE Aparecida apresentou concentrações médias de 86,2 mg.L⁻¹, conferindo uma eficiência média de remoção de 31,8 %.

A Figura 4.12 mostra a representação gráfica de alguns dados estatísticos com valores mínimos, máximos e média, e quartis inferior (25 % percentis) e superior (75 % percentis) para as unidades de *wetlands* construídos a partir do efluente fornecido pelo filtro anaeróbio, relacionado a N_{Total} .

Figura 4.12 - Gráfico tipo *boxplot*, destacando as concentrações efluentes e das eficiências de remoção do N_{Total} no filtro anaeróbio e nos *wetlands* construídos.



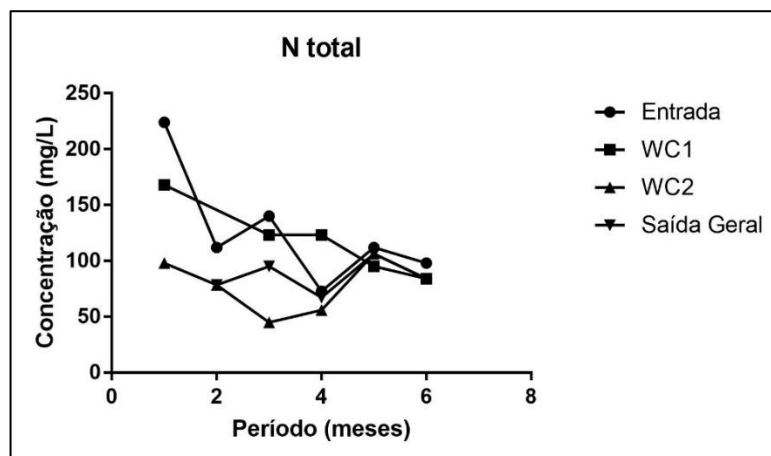
Fonte: Elaborado pelo autor, 2017.

Em relação à concentração do N_{Total} nos efluentes dos *wetlands* WC1, WC2 e WC geral, os valores obtidos nas amostras resultaram em 75 % das amostras inferiores a 145,6 mg.L⁻¹, 100,1 mg.L⁻¹ e 100,8 mg.L⁻¹, 25 % das amostras foram superiores a 89,6 mg.L⁻¹, 53,2 mg.L⁻¹ e 72,8 mg.L⁻¹ e 50 % das amostras estão na faixa de 123,2 mg.L⁻¹, 81,2 mg.L⁻¹ e 84 mg.L⁻¹, respectivamente.

Durante o período do monitoramento, de aproximadamente 6 meses, foram registradas remoções médias de 6,1, 38,4 e 31,8 % de N_{Total} para as unidades WC1, WC2 e WC geral, respectivamente. Avaliando as concentrações dos efluentes das unidades de *wetlands* construídos, a unidade WC2, obteve a maior eficiência de remoção.

A Figura 4.13 apresenta a série temporal da evolução dos dados de N_{Total} durante o período monitorado para o efluente do filtro anaeróbio (entrada dos WC) e dos *wetlands* construídos.

Figura 4.13 - Séries temporais das concentrações efluentes de N_{Total} para os *wetlands* construídos.



Fonte: Elaborado pelo autor, 2017.

As remoções temporais das concentrações efluentes de N_{Total} revelam comportamento semelhantes: remoção muito elevada no início do monitoramento do sistema, demonstrando a capacidade do sistema em amortecer as cargas afluentes do filtro anaeróbio, seguida, entretanto, de ciclos de queda e ganho de desempenho (ver Figura 4.13). De modo geral, as unidades de WC nos últimos três meses registraram as menores eficiências, inclusive, episódios de concentrações efluentes de N_{Total} superiores às afluentes, com destaque ao WC1, apresentando eficiência negativa (-69 %). Segundo De Paoli (2010, 2013) o escoamento superficial indica o princípio da colmatação do sistema e que este fenômeno natural dos *wetlands* construídos de fluxo subsuperficial diminui o tempo do efluente dentro da unidade e consequentemente, diminui a eficiência na remoção de matéria orgânica e nutrientes, principalmente o nitrogênio.

Os valores de eficiência de remoção de nitrogênio apresentados na literatura são bastante amplos, e variam de acordo com o tempo de operação dos sistemas e do TDH utilizado em cada WC. Sousa *et al.* (2004), avaliando WHFSS após UASB, operando com TDH de 10 dias, encontraram grandes oscilações temporais, com queda de desempenho ao longo do período de operação do sistema, obtiveram eficiência média de 66 % de remoção de N_{Total} para o primeiro ano de operação. Esses mesmos autores observaram que o sistema plantado diminuiu sua eficiência (45 %) a partir do segundo ano, em função do crescimento e senescência das plantas. Outros trabalhos também reportam tendência de remoção inicial elevada seguida de queda (VYMAZAL, 1996; 2004). Amorim *et al.* (2015), ao avaliar um reator anaeróbio seguido

de um WHFSS cultivado com capim tifton-85, no tratamento da água residuária da suinocultura, também observaram baixa eficiência na remoção de N_{Total} pelo WC. As eficiências de remoção variaram entre 17 e 24 % para N_{Total} .

As cargas de nitrogênio aplicadas aos WC e o tipo de escoamento apresentado pelos WC são os principais fatores de influência na eficiência de remoção desse nutriente, que, de acordo com Vymazal (2007), varia entre 40 e 50%. Ainda segundo esse autor, um WC de único estágio não pode alcançar maiores eficiências na remoção de nitrogênio em razão da sua inabilidade em proporcionar condições anaeróbias e aeróbias em um mesmo ambiente.

Os principais mecanismos responsáveis pela remoção de nitrogênio em WC são: nitrificação-desnitrificação, sedimentação de nitrogênio orgânico, assimilação por plantas, assimilação por micro-organismos e volatilização da amônia (SEZERINO, 2006; VYMAZAL; KROEPFELOVÁ, 2008). Entretanto, permanecem incertezas sobre os mecanismos predominantes de remoção, cujas contribuições, muito provavelmente, variam segundo a configuração de cada sistema e as condições climáticas.

4.2.6 Fósforo total

Os parâmetros analisados quanto a fósforo total – P_{Total} , e seus respectivos valores de média aritmética, desvio padrão e eficiência estão apresentados na Tabela 6.

Tabela 6 - Concentração média, desvio padrão e eficiência - Ef (%) dos parâmetros de qualidade do efluente, quanto a P_{Total} .

Unidades	P_{Total}		
	Entrada	Saída	Ef
WC1	3,1 ± 1,0	2,81 ± 1,1	13,5
WC2	3,1 ± 1,0	2,12 ± 1,4	35,2
WC geral	3,1 ± 1,0	2,8 ± 1,1	22,4

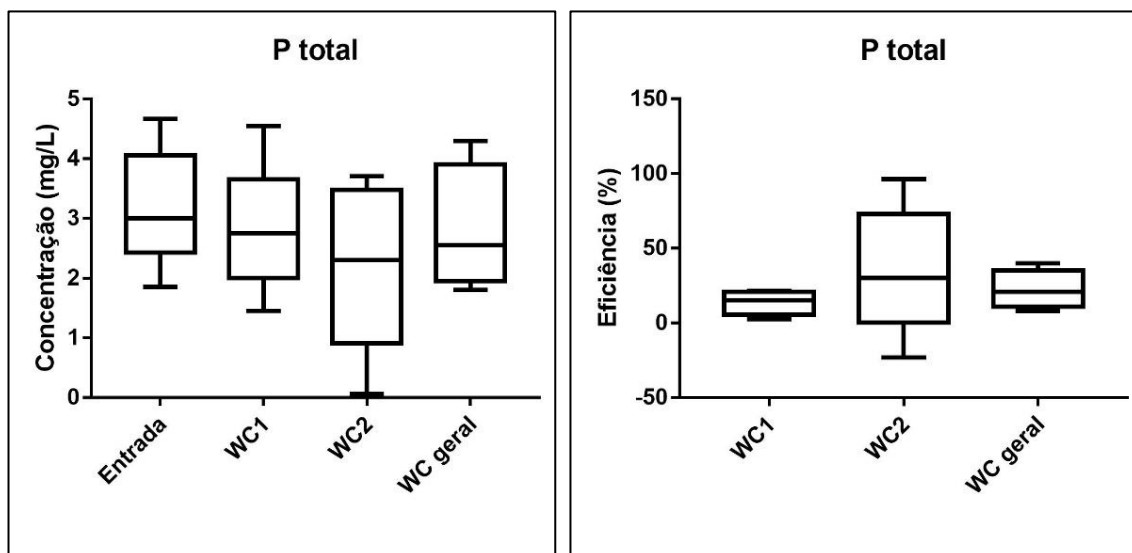
-Para todos os parâmetros a unidade adotada é mg/L, com exceção de Eficiência – Ef (%).

-Eficiência expressa em concentração: (concentração afluente – concentração efluente)/concentração afluente.

Nas figuras 4.14 e 4.15 estão alguns dados da estatística descritiva com valores mínimos, máximos e média, e quartis inferior (25 % percentis) e superior (75 %

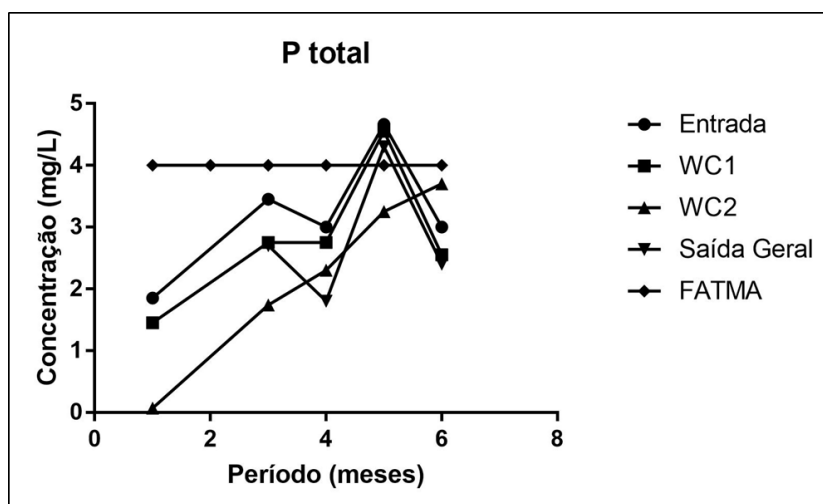
percentis) e a evolução do tratamento para as unidades de *wetlands* a partir do efluente do filtro anaeróbio, relacionados a P_{Total} .

Figura 4.14 - Gráfico tipo *boxplot*, destacando as concentrações efluentes e eficiências de P_{Total} do filtro anaeróbio (entrada do WC) e os *wetlands* construídos.



Fonte: Elaborado pelo autor, 2017.

Figura 4.15 - Séries temporais das concentrações efluentes de P_{total} para o filtro anaeróbio (entrada dos WC) e *wetland* construídos.



Fonte: Elaborado pelo autor, 2017.

A concentração do P_{Total} nos efluentes dos *wetlands* WC1, WC2 e WC geral, foram inferiores em 75 % das amostras, a 3,65 mg.L⁻¹, 3,47 mg.L⁻¹ e 3,9 mg.L⁻¹, com 25 % foram superiores a 2 mg.L⁻¹, 0,9 mg.L⁻¹ e 1,95 mg.L⁻¹ e, 50 % das amostras na faixa de 2,75 mg.L⁻¹, 2,3 mg.L⁻¹ e 2,55 mg.L⁻¹, respectivamente. A remoção média de

P_{Total} nos *wetlands* é de 13,5, 35,2 e 22,4 % para WC1, WC2 e WC geral, respectivamente.

A resolução CONAMA nº 430/2011 não faz referência aos limites de P_{Total} quanto ao descarte de efluente doméstico ao corpo hídrico, apenas a Lei estadual do Estado de Santa Catarina nº 14675/2009 (FATMA) limita a concentração de P_{Total} no efluente em 4 mg.L⁻¹. A análise estatística indica que 75 % das concentrações dos efluentes dos WC foram inferiores ao valor padrão determinado pela legislação vigente e apenas no quinto mês de monitoramento a concentração de P_{Total} foi superior a 4 mg.L⁻¹ nas unidades de WC1 e WC geral.

No início do monitoramento foi registrado eficiência de remoção de P_{Total} muito elevada (WC2), porém seguiram-se períodos de queda e ganho de desempenho do sistema. Informações de literatura sobre a eficiência de remoção de P_{Total} em WC são as mais variadas. Por exemplo, Silva e Roston (2010) reportaram uma remoção média de 83 % em efluente de bovinocultura de leite e Secchi, Konrad e Tonetto (2016) apresentaram remoção média de 38,4 % para efluente doméstico.

Os principais mecanismos de remoção em WC são: armazenamento na biomassa vegetal e microbiológica, precipitação de compostos insolúveis e adsorção ao substrato. Vymazal (2011) afirma que o principal mecanismo de remoção de P é via precipitação de compostos e adsorção ao substrato com um potencial de remoção entre 40 e 60 %, podendo ser maior quando o substrato possuir elevada capacidade de sorção. Atribui-se, portanto, ao potencial do meio filtrante como principal responsável pela remoção do fósforo presente no efluente devido a capacidade de retenção de P através de processos de adsorção e precipitação.

De maneira geral, os meses iniciais apresentaram melhores resultados quanto a remoção de P_{Total} nos WC. Essa ocorrência pode ser em função da assimilação das plantas pelo alastramento da cultura da taboa sob a área do leito, bem como do desenvolvimento da biomassa microbiana no meio filtrante. Cabe destacar que para a remoção de fósforo, assim como outros parâmetros (nitrogênio e coliformes), o tempo de contato do efluente com o meio possui papel importante para a remoção no interior dos *wetlands* construídos, seja pela absorção das macrófitas ou por meio das reações químicas que ocorrem do elemento com o meio filtrante. Porém, a partir do quarto mês do monitoramento teve o decaimento da eficiência de depuração deste elemento nas unidades de WC da ETE “Bacia D”. Essa menor eficiência pode estar relacionada com o menor tempo de permanência do efluente possa ter ficado dentro

dos *wetlands* construídos, devido a formação de caminhos preferenciais e do escoamento superficial, este ocasionado pelo fenômeno natural da colmatação (DE PAOLI, 2010; VON SPERLING, 2015).

4.2.7 Coliformes totais

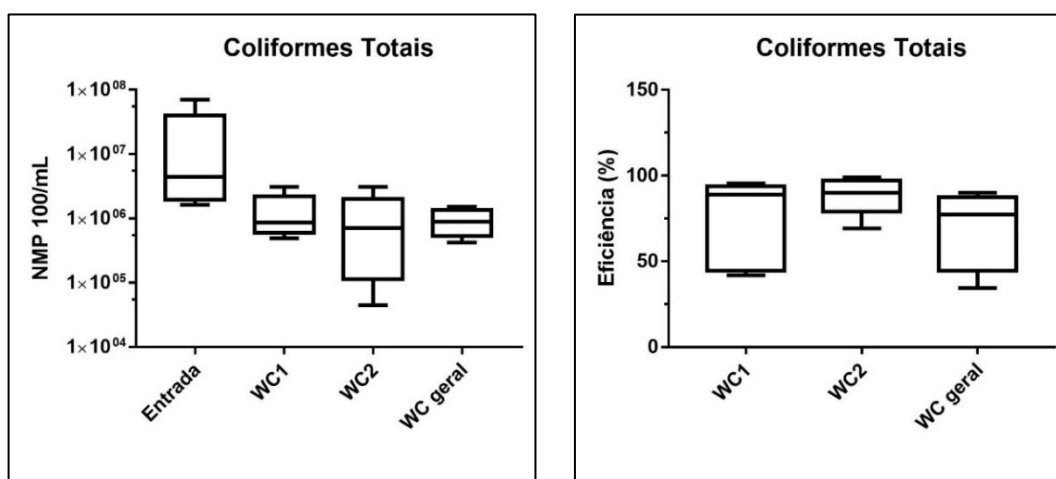
A Tabela 7 e a Figura 4.16 mostram os dados da estatística descritiva com valores mínimos, máximos e média, e quartis inferior (25 % percentis) e superior (75 % percentis) e a evolução do tratamento para as unidades de *wetlands* construídos a partir do efluente do filtro anaeróbio, relacionados aos CT.

Tabela 7 - Concentração média, desvio padrão e eficiência - Ef (%) do parâmetro de qualidade do efluente, quanto à CT.

Unidades	Coliformes Totais		
	Entrada	Saída	Ef
WC1	1,75E+07 ± 2,95E+07	1,31E+06 ± 1,05E+06	73,1
WC2	1,75E+07 ± 2,95E+07	9,94E+05 ± 1,23E+06	88,5
WC geral	1,75E+07 ± 2,95E+07	9,34E+05 ± 4,50E+05	69,7

-Para todos os parâmetros a unidade adotada é NMP/100 mL., com exceção de Eficiência – Ef (%).
-Eficiência expressa em concentração: (concentração afluente – concentração efluente)/concentração afluente.

Figura 4.16 - Gráfico tipo *boxplot*, destacando as concentrações efluentes e eficiências de coliformes totais do filtro anaeróbio e os *wetlands* construídos.



Fonte: Elaborado pelo autor, 2017.

Em relação as análises de CT nos efluentes dos *wetlands* construídos WC1, WC2 e WC geral, os valores obtidos nas amostras resultaram em 75 % das amostras

inferiores a $2,23 \times 10^6$, $2,01 \times 10^6$, $1,37 \times 10^6$ NMP.100 mL⁻¹, 25 % foram superiores a $6,05 \times 10^5$, $1,14 \times 10^5$, $5,37 \times 10^5$ NMP.100 mL⁻¹ e, 50 % das amostras na faixa de $8,67 \times 10^5$, $7,15 \times 10^5$, $8,98 \times 10^5$ NMP.100 mL⁻¹, respectivamente. A remoção média de CT nos *wetlands* construídos foram de 73,1%, 88,5% e 69,7% para WC1, WC2 e WC geral, respectivamente. Ou seja, as unidades de WC apresentaram remoções de 1 a 2 unidades logarítmicas.

Os principais mecanismos responsáveis pela remoção dos CT nos WHFSS são a filtração, sedimentação, predação por outros organismos e, morte natural (ANSARI *et al.*, 2016). Além desses mecanismos comuns aos WHFSS, as plantas favorecem melhores condições para a remoção dos CT, segundo De Paoli (2010) as unidades com plantas podem apresentar melhor desempenho em função da liberação de biocidas e oxigênio pelas raízes e de conter maior diversidade de microrganismos predadores.

As eficiências de remoção de CT alcançados nesta pesquisa estão condizentes com os resultados descritos em Usepa (2000) e Ansari *et al.*, 2016, onde se afirmam que a remoção em sistemas de WC é em torno de duas unidades logarítmicas de coliformes totais.

5 CONCLUSÃO

A ETE Aparecida está de acordo com as legislações vigentes quanto ao descarte de efluente doméstico a corpo hídrico (Resolução CONAMA nº 430/2011 e Lei estadual nº 14675/2009 (FATMA)) em todos os parâmetros avaliados, exceto DBO_5 e P_{Total} . Estes não atenderam os padrões estabelecidos pela FATMA nos dois últimos meses, mas estavam abaixo dos limites estabelecidos pelo CONAMA.

Apesar da precoce manutenção corretiva e preventiva devido a ocorrência de colmatção, a utilização de *wetlands* construídos de escoamento horizontal de fluxo subsuperficial é uma alternativa tecnicamente e economicamente viável para o tratamento de esgoto doméstico para a região de Campos Novos, SC.

6 REFERÊNCIAS

AMORIM, F.; FIA, R.; SILVA, J.R.M.; CHAVES, C.F.M.; PASQUALIN, P.P.. Unidades combinadas RAFA-SAC para tratamento de água residuária de suinocultura: Parte II Nutrientes. **Engenharia Agrícola**, v. 35, n. 5, p. 931-940, 2015.

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

APHA – American Public Health Association. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 19 ed. Washington: APHA-AWWA-WEF, 1995.

BABATUNDE, A.O. Engineered *wetlands*: Concept, design and development of an alum sludge based constructed *wetland* system. **VDM Verlag Dr. Müller publishing**, 212 p., 2010.

BARROS, R. T. V.; CASTRO, A. A.; COSTA, A. M. L. M.; CHERNICHARO, C. A. L.; VON SPERLING, E.; MÖLLER, L. M.; HELLER, L.; CASSEB, M. M. S.; VON SPERLING, M. Manual de saneamento e proteção ambiental para os municípios – volume 2. **Saneamento**. Belo Horizonte: Escola de Engenharia da UFMG, 1995.

BRASIL. **Lei nº 11.455, de 5 de janeiro de 2007**. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico. Brasil, 2007.

.Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. 9 p. 75 Disponível em: http://www.legislacao.mutua.com.br/pdf/diversos_normativos/conama/2011_CONAMA_RES_430.pdf. Acesso em: 01 maio. 2017.

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

BRASIL, M.S.; MATOS, A.T. Avaliação de aspectos hidráulicos e hidrológicos de sistemas alagados construídos de fluxo subsuperficial. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.13, p.323-328, 2008.

BRIX, H. Treatment of Wastewater in the Rhizosphere of *Wetland* Plants –The Root Zone Method. *Water. Science and. Technology*. vol. 19. n. 1/2, p. 107-118, 1987.
 BRIX, H. Macrophytes play a role in constructed treatment *wetlands*? *Water Sci. Technol*, v.35, p. 11–17, 1997.

CAMPOS NOVOS (Município). **Lei nº 3.941, de 26 de setembro de 2013**.
 Estabelece normas de saneamento básico para a implantação de loteamentos no município de Campos Novos e dá outras providências. Campos Novos, SC, 2013.

CASELLES-OSORIO, A.; VEGA, H.; LANCHEROS, J.C.; CASIERRA-MARTÍNEZ, H.A.; MOSQUERA, J.E. Horizontal subsurface-flow constructed *wetland* removal efficiency using *Cyperus articulatus* L.. **Ecological Engineering**. V. 99, Fev. 2017, p. 479–485, 2017.

COOPER P. F., JOB G. D., GREEN B., SHUTES R. B. E. Reed beds and constructed *wetlands* for wastewater treatment. **Wrc publications**. 184pp. plus data diskette: Swindon, United Kingdom, 1996.

COOPER, P. A review of the design and performance of vertical-flow and hybrid reed bed treatment systems. **Water Science and Technology**, v.40, n. 3, p.1-9, 1999.

COOPER, P.; GRIFFIN, P.; HUMPHRIES, S.; POUND, A. Design of a hybrid reed bed system to achieve complete nitrification and denitrification of domestic sewage. **Water Science and Technology**., v.40, n.3, p. 283-289, 1999.

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

DANIELS, J.A. **Advances in Environmental Research**. Vol 30, New York, Nova Science Publishers, Inc, p. 72, 2013.

DE PAOLI, A. C. **Análise de desempenho e comportamento de *Wetlands* horizontais de fluxo subsuperficial baseado em modelos hidráulicos e cinéticos**. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Minas Gerais, Minas Gerais, 2010.

DE PAOLI, A. C.; VON SPERLING, M. Avaliação das condições hidrodinâmicas de *wetlands* de escoamento horizontal subsuperficial (unidades plantada e não plantada). **Revista Eletrônica de Gestão e Tecnologias Ambientais**, v. 1, n. 2, p. 213-222, 2013.

DORNELAS, F. L. **Avaliação do desempenho de *wetlands* horizontais subsuperficiais como pós-tratamento de efluentes de reatores UASB.**

Dissertação de mestrado do Programa de pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, UFMG. 2008.

DOTRO, G.; MANDER, Ü.; ROUSSEAU, D. WETPOL 2015: Closing the gap between natural and constructed *wetlands* research. **Ecological Engineering** v. 98, p. 286–289, 2017.

FIA, F.R.L. *et al.* Efeito da vegetação em sistemas alagados construídos para tratar águas residuárias da suinocultura. **Eng. Sanit. Ambient.** Rio de Janeiro, V.22 n.2, mar/abr 2017, 303-311, 2017.

GARGALLO, S.; MARTÍN, M.; OLIVER, N.; HERNÁNDEZ-CRESPO, C. Sedimentation and resuspension modelling in free water surface constructed *wetlands*. **Ecological Engineering**, v. 98, p. 318–329, 2017.

GELLER, G. Horizontal subsurface flow system in the german speaking countries: summary of long-term scientific and practical experience; recommendations. **Water Science and Technology**, v. 35, n. 5, p. 157-166, 1997.

GIAFFERIS, G., P. **Avaliação do potencial de reuso agrícola do efluente de uma estação de tratamento de esgoto com alagados construídos.** Tese (Doutorado). Faculdade de Ciências Agronômicas da UNESP – Campus de Botucatu, BOTUCATU – SP, 2011.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Síntese dos Indicadores de 2009 - 2010. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/trabalhoerendimento/pnad2009/pnad_sintese_2009.pdf> . Acesso em: 4 maio 2017.

IWA – International Water Association. Constructed *Wetlands* for Pollution Control: Processes, Performance, Design and Operation. **Scientific and Technical Report**. London, England: IWA Publishing. 156f. 2000.

JORDÃO, E.P.; PESSÔA, C.A. **Tratamento de Esgotos Domésticos.** 4ª Edição. Rio de Janeiro: ABES, 932p. 2005.

KADAVERUGU; R.; SHINGARE, R.P.; RAGHUNATHAN, K., JUWARKAR; A.A.; THAWALE, P.R.; SINGH S.K. The role of Sand, Marble chips and *Typha latifolia* in domestic Wastewater Treatment – A Column Study on Constructed *Wetlands*.

Environmental Technology. v. 37, 2016 - Issue 19, 2016. Disponível: <http://dx.doi.org/10.1080/09593330.2016.1153156>, acesso, jul. 2017.

KADLEC, R.H. & KNIGHT, R.L.. **Treatment Wetlands**. Florida: Lewis Publishers. p. 893, 1996.

KADLEC, R.H.; WALLACE, S.R.. **Treatment Wetlands**, 2nd edition, CRC Press, Boca Raton, Florida, 2009.

KARATHANASIS, A.D.; POTTER, C.L.; COYNE, M.S. Vegetation effects on fecal bacteria, BOD, and suspended solid removal in constructed *wetlands* treating domestic wastewater. **Ecological Engineering**, v.20, p. 157-169, 2003.

KONRAD, O; TONETTO, J. F.; SIQUEIRA, L. M.; HASAN, C.; GALLINA, P. R. **Avaliação da eficiência de wetland construído para tratamento de efluente proveniente de vinícola**. Revista Brasileira de Vitic. Enol., n. 7, p. 10 – 17, 2015.

KUMAR, M.; SINGH, R. Performance evaluation of semi continuous vertical flow constructed *wetlands* (SC-VF-CWs) for municipal wastewater treatment. **Bioresource Technology**. V. 232, p. 321–330, 2017.

LAGES (município). Estação de Tratamento de Esgoto do loteamento Nadir será reinaugurada: A ETE contempla cerca de duas mil pessoas do bairro Nadir, que é completamente saneado. **Notícias**. Lages, SC. 2017. Disponível em: < <http://www.lages.sc.gov.br/noticia/10204/-b-estacao-de-tratamento-b-de-esgoto-do-loteamento-nadir-sera-reinaugurada/>>. Acesso em: 07 jul. 2017.

LECLERC, G.; ROCHETE, F.J.; MÁLAGA, H.; MENDOÇA, S.R.; SÁNCHEZ, A.P.; ACEVEDO, L.F. Estudios técnicos de sustitución aplicables al saneamiento de aguas servidas de pequenas comunidades: Sistemas de tratamiento de aguas servidas por medio de humedades artificiales. Santa Fé; Canadá. **Société Québécoise d'Assainissement des Eaux; Organización Panamericana de la Salud**; Centro Nacional del Agua (CENAGUA); Nov. 1999.

MACÊDO, J. A. B.. **Métodos Laboratoriais de Análises Físico-Químicas e Microbiológicas** – 4ª Edição. Belo Horizonte: CRQ-M.G, 2013.

MACHADO, A.I., *et al.* 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.

MAINE, M.A., SUÑE, N., HADAD, H., SÁNCHEZ, G., BONETTO, C. Removal efficiency of a constructed *wetland* for wastewater treatment according to vegetation dominance. **Chemosphere**, v. 68, p. 1105 – 1113, 2007.

MASI, F.; RIZZO, A., BRESCIANI, R., CONTE, G.. Constructed *Wetlands* for Combined Sewer Overflow treatment: ecosystem services at Gorla Maggiore, Italy. **Ecological Engineering**, v. 98, p. 427–438, 2017.

MATOS, M.P. **Colmatção em sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial: principais fatores e métodos de identificação em unidades plantadas e não plantadas**. Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, MG, 2015.

METCALF, L.; EDDY, H. **Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse**. 3. ed. Estados Unidos, McGraw-Hill. 2003.

NIVALA, J.; ROUSSEAU, D.P.L. Reversing clogging in subsurface-flow constructed *wetlands* by hydrogen peroxide treatment: two case studies. **Water Science and Technology**, v.59, p.2037-2046, 2009.

OLIJNYK, D. P. **Avaliação da nitrificação e desnitrificação de esgoto doméstico empregando filtros plantados com macrófitas (*wetlands*) de fluxos vertical e horizontal–sistemas híbridos**. 2008. 112f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2008.

OLIVEIRA, A. S.; VIDAL, C. M. S. Caracterização e avaliação da potencialidade de sistemas *Wetland* para o tratamento do efluente do viveiro da empresa Votorantim celulose e papel. In: **VI Semana de Estudos da Engenharia Ambiental**, Irati, 2008.

ORMONDE, V.S.S. **Avaliação de “*wetlands*” construídos no póstratamento de efluentes de lagoa de maturação**. 2012. 96f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Edificações e Ambiental) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Edificações e Ambiental, Universidade Federal do Mato Grosso, Cuiabá, 2012.

PAULO, P.L., AZEVEDO, C., BEGOSSO, L., GALBIATI, A.F., BONCZ, M.A. Natural systems treating greywater and blackwater on-site: integrating treatment, reuse and landscaping. **Ecol. Eng.**, v. 50, p. 95–100, 2013.

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.

PIO, M.C.S.; ANTONY, L.P.; SANTANA, G.P., *Wetlands* construídas (terras alagada): conceitos, tipos e perspectiva para remoção de metais potencialmente tóxicos de água contaminada: Uma revisão. **Scientia Amazonia**, v.2, n. 1. p. 28-40, 2013.

PHILIPPI, L.S.; COSTA, R.H.R.; SEZERINO, P.H., Domestic effluent treatment through integrated system of septic tank and root zone. **Water Science and Technology**, v. 40, n. 3, p. 125-131, 1999.

PHILIPPI, L.S., SEZERINO P.H. **Aplicação de Sistemas tipo *Wetlands* no tratamento de águas residuárias**: utilização de filtros plantados com macrófitas. Florianópolis/SC: Ed. do Autor, 2004.

PHILIPPI, L. S.; SEZERINO, P. H.; PANCERI, B. OLIJNYK, D. P.; KOSSATZ, B. Root zone system to treat wastewater in rural areas in south of Brazil. In: **Proceedings of the 10th International Conference on *Wetland* Systems for Water Pollution Control**. p. 23-29, 2006.

QUEGE, K. E.; ALMEIDA, R. A.; UCKER, F. E. Utilização de plantas de bambu no tratamento de esgoto sanitário pelo sistema de alagados construídos. **Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental**, v. 10, n. 10, p. 2069-2080, 2013.

REED, S.C.; CRITES, R.W.; MIDDLEBROOKS, E.J. **Natural systems for waste management and treatment**. 2nd ed. New York: McGraw-Hill, p. 433, 1995.

REIS, A; SERBENT, M.P.; RODRIGUES, E.B.; Proposta de utilização de *wetlands* construídos para o tratamento de efluentes da floresta nacional de Ibirama/SC. **2º Simpósio brasileiro sobre *wetlands* construídos**, Curitiba, 2015.

RIBAS, T. B. C.; NETO, P. F. **Avaliação do desempenho da estação de tratamento de esgoto compacta por leito de raízes implantada no município de Jacareí/SP**. In: congresso de saúde e qualidade de vida do cone leste paulista, 2006, São José dos Campos. Anais... São José dos Campos: UNIVAP, 2006.

RODRIGUES, E.B.; LAPOLLI, F.R.; SANTOS, M.A.A; Tratamento de esgoto por zona de raízes: experiência vivenciada numa escola rural do município de Campos Novos/SC. **Revista brasileira de Agropecuária Sustentável (RBAS)**, v.5, n.2, p.47-55, 2015.

ROUSSEAU, D.P.L; HORTON, D.; VANROLLEGHEM, P.A.; de PAUW, N. Impact of operational maintenance on the asset life of storm reed beds. **Water Science and Technology**, v.51, n.9, p.243–50, 2005.

SAKADEVAN, K.; BAVOR, H. J. Phosphate adsorption characteristics of soils, slags and zeolite to be used as substrates in constructed *wetland* systems. **Water Res.** v. 32, p. 393–399, 1998.

SALVIATO, L.F.K.; **Avaliação de um *Wetlands* construído para o polimento de efluentes gerados por uma vinícola na região da Serra Gaúcha**. 2013. 94 f. Monografia (Graduação em Engenharia Ambiental) - Centro Universitário UNIVATES, Lajeado, 2013.

SAMAE, Serviço Autônomo Municipal de Água e Esgoto. Sistema modelo de *Wetlands* Construídos para tratamento de esgoto. Joel Francisco Fagundes, <direcao@samaecn.com.br> conversa em: 16 mar. 2016.

SANTA CATARINA. **Lei nº 14.675, de 13 de abril de 2009**. Institui o Código Estadual do Meio Ambiente e estabelece outras providências. Santa Catarina, 2009.

SANTOS, L. S.; OLIVEIRA, A.S; IDE, C. N. Eficiência de banhados construídos utilizando plantas ornamentais. In: **V Seminário de Iniciação Científica**, 2007, Anápolis, UEG, 2007.

SARMENTO, A.P.; BORGES, A.C.; MATOS, A.T. Evaluation of vertical-flow constructed *wetlands* for swine wastewater treatment. **Water, Air & Soil Pollution**, v. 223, n. 3, p. 1065-1071, 2012.

SECCHI, F. J.; KONRAD, O.; TONETTO, J. Avaliação do balanço hídrico e da eficiência de um alagado construído como alternativa de tratamento para efluente doméstico. **Ciência e Natura**, v. 38, n. 1, p. 453 – 461, 2016.

SEZERINO, P.H. **Potencialidade dos filtros plantados com macrófitas (constructed wetlands) no pós-tratamento de lagoas de estabilização sob condições de clima subtropical**. Tese de Doutorado. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, UFSC. Florianópolis, 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. *et al.* Experiências brasileiras com *wetlands* construídos aplicados ao tratamento de águas residuárias: parâmetros de projeto para sistemas horizontais. **Eng. Sanit. Ambient.**, Rio de Janeiro, v. 20, n. 1, p. 151-58, 2015.

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, E. M.; ROSTON, D. M. Tratamento de efluentes de sala de ordenha de bovinocultura: lagoas de estabilização seguidas de leito cultivado. *Revista Engenharia Agrícola*, v. 30, n. 1, p. 67 – 73, 2010.

SNIS, Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgoto. MCidades. 2015. Disponível em: <http://www.snis.gov.br/diagnostico-agua-e-esgotos/diagnostico-ae-2015>. Acesso em: 5 maio de 2017.

SOUZA, A. L. **Estudo experimental e numérico do processo de remoção de poluentes nos leitos cultivados**. 2003. 141 f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Estadual de Campinas. Campinas, SP, 2003. Disponível em: < 108 <http://www.bibliotecadigital.unicamp.br/document/?code=vtls000313910&fd=y>>. Acesso em: 19 abr. 2017.

SOUZA, C.F.; BASTOS, R.G.; GOMES, M.P.M.; PULSCHEN, A.A. Eficiência de estação de tratamento de esgoto doméstico visando reuso agrícola. **Ambiente & água – An interdisciplinary journal of applied Science**, v. 10. n. 3, 2015.

SULIMAN, F; FRENCH, H.K.; HAUGEN, L.E.; SOVIK, A.K. Change in flow and transport patterns in horizontal subsurface flow constructed *wetlands* as a result of biological growth. **Ecological Engineering**, v.27, p.124-133, 2006.

U.S. EPA, 2000. Constructed *wetlands* treatment of municipal wastewater. Manual. EPA 625/R-99/010, U.S. **Environmental Protection Agency**, Cincinnati, Ohio, 2000.

VALENTIM, M.A.A. **Desempenho de leitos cultivados (“constructed wetland”) para tratamento de esgoto: contribuições para concepção e operação.** 2003.210 f. Tese (Doutorado em agronomia) Programa de Pós-Graduação em agronomia, Universidade de Campinas, Campinas, 2003.

VON SPERLING, M. **Princípios básicos do tratamento de esgotos. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – Universidade Federal de Minas Gerais, 1996.**

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos.** Editora UFMG, 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 Sci. Technol.** v. 71, n.3, p.329. 2015.

VICZNEVSKI, I. S. e SILVA, C. G.. “Tratamento biológico de esgotos com zona de raízes: experiência da prefeitura municipal de Joinville”. **Anais do 22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, Joinville, Santa Catarina, Brasil, 2003.

VYMAZAL, J. Constructed *wetlands* for wastewater treatment in the Czech Republic the first 5 years experience. **Water Science and Technology**, v. 34, n. 11, p. 159-164, 1996.

VYMAZAL, J. Removal of phosphorus in constructed *wetlands* with horizontal sub-surface flow in the Czech Republic. **Water, Air, & Soil Pollution: Focus**, v. 4, n. 2-3, p. 657-670, 2004.

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

VYMAZAL, J. Removal of nutrients in various types of constructed *wetlands* **Sci. Total Environ.**, v. 380, p. 48–65, 2007.

VYMAZAL, J.; KROPFLOVÁ, L. **Wastewater treatment in constructed wetlands with horizontal sub-surface flow.** República Tcheca: Springer, 2008.

VYMAZAL, J. Long-term performance of constructed *wetlands* with horizontal subsurface flow: Tem case studies from the Czech Republic. **Ecological Engineering**, v. 37, p. 54-63, 2011.

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

VYMAZAL, J. Constructed *wetlands* for treatment of industrial wastewaters: A review. **Ecological Engineering**, v. 73, p.724–751, 2014.

VYMAZAL J., BŘEZINOVÁ T. The use of constructed *wetlands* for removal of pesticides from agricultural runoff and drainage: a review. **Environ. Int.**, v. 75, p. 11–20, 2015.

XU, Q.; CUI, L.; ZHANG, L.; LI, ZIXIA; GUANGWEI, Y. The Effect of Two Factor Combination of Three Kinds of Loading on the Soil Clogging in Vertical Flow Constructed *Wetland*. **Frontier of Environmental Science**, v.2, n.4, p.56-63, 2013.

XU, Q.; CUI, L.; ZHANG, L.; LI, ZIXIA; GUANGWEI, Y. The Effect of Two Factor Combination of Three Kinds of Loading on the Soil Clogging in Vertical Flow Constructed *Wetland*. **Frontier of Environmental Science**, v.2, n.4, p.56-63, 2013.

WOJCIECHOWSKA, E.; GAJEWSKA, M.; OBARSKA-PEMPKOWIAK, H. Treatment of Landfill Leachate by Constructed *Wetlands*: Three Case Studies. **Polish J. of Environ. Stud.** v.19, n.3, p.643-650, 2010.

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.