

Giovanna Sánchez Celis

**PARTICIPAÇÃO DA MACRÓFITA *Typha domingensis*
NA REMOÇÃO DE NUTRIENTES DE ESGOTO SANITÁRIO
EM WETLANDS CONSTRUÍDOS**

Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina, para a obtenção do Grau de Mestre em Engenharia Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Pablo H. Sezerino
Coorientador: Dr. Rodrigo de Almeida Mohedano.

Florianópolis
2015

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor,
através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Universitária da UFSC.

Sánchez Celis, Giovanna

Participação da macrófita *Typha domingensis* na remoção de nutrientes de esgoto sanitário em wetlands construídos / Giovanna Sánchez Celis ; orientador, Pablo Heleno Sezerino ; coorientador, Rodrigo de Almeida Mohedano. - Florianópolis, SC, 2016.

124 p.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental.

Inclui referências

1. Engenharia Ambiental. 2. Esgoto Sanitário. 3. Wetlands construídos. 4. *Typha domingensis*. I. Sezerino, Pablo Heleno. II. Mohedano, Rodrigo de Almeida. III. Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental. IV. Título.

“Participação da Macrófita *Typha domingensis* na
Remoção de Nutrientes de Esgoto Sanitário em *Wetlands* Construídos”

GIOVANNA SÁNCHEZ CELIS

Dissertação submetida ao corpo docente do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina como parte dos requisitos necessários para obtenção do grau de

MESTRE EM ENGENHARIA AMBIENTAL

na área de Engenharia Ambiental.

Florianópolis, 21 de março de 2016.

Prof. William Gerson Matias, Dr.
Coordenador do Curso

Banca Examinadora:

Prof. Pablo Heleno Sezerino, Dr.
Orientador
Universidade Federal de Santa
Catarina - UFSC

Rodrigo de Almeida Mohedano, Dr.
Coorientador
UFSC

Prof. Paulo Belli Filho, Dr.
UFSC

Prof^a. Maria Eliza Nagel Hassemer Dr^a.
UFSC

Prof^a. Karina Querne de Carvalho Passig, Dr^a.
Universidade Tecnológica Federal do Paraná
UTFPR

Dedico este trabalho a vocês:
mãe, Nãia e Pedro, que sempre tiveram
confiança em mim e me deram força
nesta etapa perseguindo um novo
sonho. Amo vocês!

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus por ter guiado meu caminho e estar sempre me acompanhando em cada passo.

A minha madrinha e minha mãe que me motivaram a seguir crescendo profissionalmente. Agradeço cada uma de suas orações pedindo a Deus me cuidar, com certeza Ele escutou vocês.

A meu noivo Pedro que foi meu apoio incondicional, quem estava pertinho de mim, vivendo essa etapa juntos. O mestrado fez nós crescer não só academicamente, senão também pessoalmente.

Ao meu orientador, o professor Pablo Heleno Sezerino, pela paciência e por estar sempre à disposição para consultas durante este tempo; tentando entender muitas vezes meu portunhol.

Ao meu coorientador Rodrigo Mohedano, por suas contribuições com o desenvolvimento do trabalho.

A Charito por ser quase uma irmã durante este tempo do mestrado, compartilhando alegrias e preocupações, por esses almoços e jantas de fim de semana com sabor peruano.

As pessoas que me motivaram em fazer mestrado, modelo de profissionais e amigas, Rosa Miglio, Heike Hoffmann e Blanca Villafranca.

A minha amiga Camila Trein, por me ajudar em tudo quanto puder, por fazer meu primeiro ano de mestrado cheio de risadas e músicas engraçadas; serei eternamente grata com você.

A “minha família brasileira” porque sem eles tudo teria sido bem mais difícil...André, Camila Teles, Bruna, Henrique, Mayara, Naiara, Silvana, Tonon. Muito obrigada Daniela's group!

Aos meus amigos de Curitiba, Romana, Luiza, Guilherme, Bruno, Lis e Max por formar essa amizade tão bonita, por esses encontros que não foram muitos, mas suficientes para saber que sempre poderíamos contar com vocês ao igual que vocês com nós.

Aos integrantes do Gesad: Benny, Catiane, Iago e Monique, obrigada por me auxiliar muitas vezes em campo ou laboratório, e por demonstrar sempre sua sincera amizade.

Ao Crisóstomo, a Karina Malinowski, ao Matheus por seu apoio em diferentes etapas durante esses dois anos de mestrado.

Aos membros da banca pela disponibilidade.

A FUNASA pelo apoio financeiro na execução do projeto maior no que está inserida esta pesquisa.

Ao CNPq pela bolsa de estudos concedida.

Muito obrigada!

*“O único lugar onde o sucesso vem antes do
trabalho, é no dicionário”.*
(Albert Einstein)

RESUMO

Os sistemas tipo *wetlands* construídos (WC) são amplamente empregados para o tratamento de diversos tipos de efluentes, sendo as macrófitas uns dos seus principais componentes. No Brasil existem poucos estudos relacionando o papel das macrófitas presentes nas inúmeras variações de WC. Neste contexto, objetiva-se avaliar a participação da macrófita *Typha domingensis* na remoção de nutrientes em dois arranjos tecnológicos de WC, empregados como unidades de tratamento de esgotos sanitários. Avaliaram-se um *wetland* construído vertical descendente com drenagem livre (WCVD) com 7,3 m² de área superficial, e um sistema híbrido composto por um *wetland* construído vertical descendente com fundo saturado (WCVD-FS) com 7,6 m² de área superficial seguido por um *wetland* construído horizontal (WCH) com 16 m² de área superficial, todos preenchidos com areia como material filtrante ($d_{10} = 0,29$; $U = 4,05$) e plantados com *T. domingensis*. Ambos os WC verticais operaram com alimentação intermitente (vazão média = 490 L d⁻¹, carga orgânica = 41 gDQO m⁻² d⁻¹), e o WCH foi alimentado por gravidade com o efluente do WCVD (vazão média = 517 L d⁻¹). Foram realizadas 19 campanhas de coleta e análises físico-químicas de afluente e efluente dos WC. Quinzenalmente, foi avaliado o crescimento das macrófitas através de medições da altura das plantas; e realizaram-se coletas de o tecido foliar em 4 diferentes períodos para quantificação de matéria seca e de nitrogênio e fósforo. Com base nessa condição operacional, o WCVD-FS apresentou melhor eficiência de remoção (86% de DQO, 48% de NT e 89% de P-PO₄³⁻) quando comparado com o WCVD (83% de DQO, 29% de NT e 76% de P-PO₄³⁻), porém o sistema híbrido (WCVD→WCH) apresentou eficiências superiores (93% para DQO, 67% para NT e 96% para P-PO₄³⁻). Os teores de nutrientes no tecido foliar das macrófitas após 180 dias do plantio, variaram entre 19,37 e 23,63 gN Kg⁻¹ e 1,61 e 2,11 gP Kg⁻¹. A capacidade de extração de nutrientes das macrófitas representou 7,5% do N e 0,8% do P no WCVD-FS, 5,5% do N e 0,6% do P no WCVD e 16% do N e 7% do P no WCH, com base na carga removida. Os resultados mostram que a *T. domingensis* pode desempenhar um papel importante principalmente na extração de nitrogênio, variando de acordo com as condições operacionais (altura de saturação de fundo, sentido de fluxo, drenagem), e a quantidade da biomassa produzida.

Palavras-chave: Esgoto sanitário, *wetlands* construídos, macrófitas, *Typha domingensis*, nitrogênio, fósforo

ABSTRACT

Constructed wetlands (CW) are widely used as treatment solution for many types of wastewaters, being the macrophytes one of their main components. In Brazil, there are only a few studies regarding macrophytes role in CW performance. In this context, the objective of this study was to evaluate the role of the macrophyte *Typha domingensis* in nutrient removal in two technological arrangements, employed as sanitary wastewater treatment. It was evaluated a vertical flow constructed wetland with bottom saturation level (VFCW-BS), with 7.3 m² of surface area and a hybrid system composed by a vertical flow constructed wetland with free drainage (VFCW), with 7.6 m² of surface area followed by a horizontal flow constructed wetland (HFCW), with 16 m². All CW have coarse sand as bed media ($d_{10} = 0.29$; $U = 4.05$) and were planted with *Typha domingensis*. Both VFCW were operated with intermittent feeding (average flowrate=490 L d⁻¹, organic load = 41 gDQO m⁻² d⁻¹) and the HFCW was fed through gravity with VFCW effluent (average flow = 517 L d⁻¹). Nineteen sampling campaigns and physical chemical analysis of all CW influent and effluents. Every other week, macrophytes growth was evaluated by plant height measurements and samplings were taken in four different periods to evaluated dry matter, nitrogen, and phosphorus content in the leaf tissue, resulting in macrophytes nutrient extraction capacity. Based on this operational condition, the VFCW-BS showed higher removal efficiencies (86% of COD, 48% of TN and 89% of PO₄³⁻-P) when compared to VFCW individually (83% of COD, 29% of TN and 76% of PO₄³⁻-P). However, the hybrid system (VFCW→HFCW) showed higher efficiencies (93% of COD, 67% of TN and 96% of P-PO₄³⁻). The nutrient content in macrophytes leaf tissue, ranged between 19.37 to 23.63 gN Kg⁻¹ and 1.61 to 2.11 gP Kg⁻¹, 180 days after planting. The macrophytes nutrient extraction capacity represented 7.5% of N and 0.8% of P removed on the VFCW-BS, 5.5% of N and 0.6% of P removed on the VFCW and 16% of N and 7% of P removed on the HFCW. The results show that *T.domingensis* can perform an important role in CW performance, mainly for nitrogen extraction. The latter depends on the operational conditions (e.g. applied loading rates, flow direction and drainage conditions) and biomass production.

Keywords: Sanitary wastewater; Constructed wetlands; Macrophytes; *Typha domingensis*; Nitrogen; Phosphorus.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Classificação dos <i>wetlands</i> construídos	30
Figura 2. Esquema representando o WCH	31
Figura 3. Esquema representando o WCVD	32
Figura 4. Esquema representando o WCVD-FS.....	32
Figura 5. Tipos de macrófitas aquáticas a) submergente, b) emergente, c) com folhas flutuantes, d) flutuante	35
Figura 6. Esquema de distribuição da Estação Piloto de Tratamento de Esgoto Sanitário (ETE piloto).....	50
Figura 7. Foto da Estação piloto de tratamento de esgoto mostrando os arranjos tecnológicos.....	50
Figura 8. Curva granulométrica da areia empregada como material filtrante nos WC	51
Figura 9. Fotos das ações no momento do plantio das macrófitas nos WC	52
Figura 10. Foto do WCVD-FS, referente ao arranjo tecnológico 1	53
Figura 11. Foto do sistema híbrido (WCVD seguido por um WCH)....	54
Figura 12. Dispositivos para aferição de vazão afluente dos WCV. (a) WCVD-FS (b) WCVD	57
Figura 13. Equipamentos de automatização na casa de bombas. (a) Painel de controle, <i>timers</i> e <i>dataloggers</i> . (b) <i>Datalogger</i> WCVD-FS. (c) <i>Datalogger</i> WCVD.....	58
Figura 14. Dispositivo instalado para auxiliar no cálculo do volume afluente ao WCH (instalado a jusante do WCVD).....	59
Figura 15. Estação meteorológica da UFSC	61
Figura 16. Foto do experimento representativo do ensaio de evapotranspiração montado em campo.	62
Figura 17. Monitoramento do crescimento: (a) WCV dividido em parcelas; b) Detalhe da distribuição nos WCV; c) Medição do crescimento das macrófitas.....	64
Figura 18. WCH dividido em parcelas.....	64
Figura 19. Gráfico do comportamento da vazão afluente aplicada ao WCVD-FS com base nos dados armazenados no <i>datalogger</i>	68
Figura 20. Gráfico do comportamento da vazão afluente aplicada ao WCVD com base nos dados armazenados no <i>datalogger</i>	69
Figura 21. Gráfico tipo box-plot destacando os valores discrepantes, medianos e extremos da taxa hidráulica aplicada nos WCV.....	70
Figura 22. Gráfico tipo box-plot destacando os valores medianos de pH afluente e efluentes nos WCV.....	74

Figura 23. Gráfico tipo box-plot destacando os valores medianos do afluente e efluentes de alcalinidade nos WCV.....	74
Figura 24. Gráfico box plot destacando as concentrações medianas afluente e efluentes dos WCV.....	75
Figura 25. Gráfico box plot destacando as concentrações medianas de ST afluente e efluentes dos WCV.....	76
Figura 26. Gráfico box plot destacando as concentrações medianas de SS afluente e efluentes dos WCV.....	77
Figura 27. Gráfico evolutivo das concentrações da fração nitrogenada no WCVD-FS	78
Figura 28. Gráfico evolutivo das concentrações da fração nitrogenada no WCVD.....	79
Figura 29. Gráfico evolutivo das concentrações de fósforo-ortofosfato no WCVD-FS e WCVD.....	80
Figura 30. Gráfico tipo box plot destacando as concentrações medianas de pH afluente e efluente do WCH.....	83
Figura 31. Gráfico tipo box plot destacando as concentrações medianas de Alcalinidade afluente e efluente do WCH.....	84
Figura 32. Gráfico box plot destacando as concentrações medianas, valores discrepantes e extremos de ST efluente do WCH.	85
Figura 33. Foto das amostras de esgoto afluente e efluentes em cada ponto de coleta.	86
Figura 34. Gráfico evolutivo das concentrações da fração nitrogenada no WCH.....	87
Figura 35. Gráfico evolutivo das concentrações de fósforo ortofosfato afluente e efluente do WCH.....	88
Figura 36. Gráfico tipo <i>box plot</i> destacando os valores medianos da evapotranspiração (obtido através do ensaio de evapotranspiração deste estudo).....	89
Figura 37. Fotos do crescimento mensal das macrófitas no WCVD-FS durante o período de estudo (junho 2015 – janeiro 2016).....	93
Figura 38. Fotos do crescimento das macrófitas no WCVD durante o período de estudo (junho 2015 – janeiro 2016).	94
Figura 39. Fotos do crescimento das macrófitas no WCH durante o período de estudo (junho 2015 – janeiro 2016).	95
Figura 40. Altura média das macrófitas nos WCV. a) WCVD-FS, b) WCVD	96
Figura 41. Altura média das macrófitas no WCH.....	97
Figura 42. Velocidade de crescimento das macrófitas em WCV em relação ao comportamento das variáveis climáticas durante o período de	

estudo. a) em relação a temperatura, b) em relação à precipitação pluviométrica incidente.	100
Figura 43. Velocidade de crescimento das macrófitas em WCH em relação ao comportamento das variáveis climáticas. a) em relação à temperatura, b) em relação à precipitação pluviométrica incidente. ...	101
Figura 44. Ilustração da poda das macrófitas nos três WC no dia 08/12/2015 (188 dias após o plantio).	102
Figura 45. Esquema representativo das cargas aplicadas e removidas no período de 180 dias de desenvolvimento das macrófitas em WCVD-FS	104
Figura 46. Esquema representativo das cargas aplicadas e removidas no período de 180 dias de desenvolvimento das macrófitas em WCVD .	104
Figura 47. Esquema representativo das cargas aplicadas e removidas no período de 180 dias após o plantio das macrófitas em WCH.	105

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Altura média de crescimento das macrófitas do género <i>Typha</i> em diferentes configurações de WC.....	38
Tabela 2. Concentrações de nutrientes na matéria seca de folhas das macrófitas do género <i>Typha</i> empregadas no tratamento de efluentes... 39	39
Tabela 3. Dados de desempenho de diferentes modalidades de wetlands construídos de fluxo subsuperficial.....	44
Tabela 4. Eficiência percentual de remoção da carga poluidora de atributos do esgoto sanitário, considerando taxas de evapotranspiração de 0%, 20%, 40% e 60%.....	47
Tabela 5. Dimensões do WCVD-FS.....	53
Tabela 6. Dimensões do WCVD e WCH.....	54
Tabela 7. Características dos <i>wetlands</i> construídos constituintes dos arranjos tecnológicos.....	55
Tabela 8. Horário de funcionamento das bombas de alimentação aos WCVD.....	56
Tabela 9. Parâmetros analisados e metodologias empregadas no monitoramento.....	60
Tabela 10. Variação da vazão afluente e taxa hidráulica aplicadas nos WCV, durante o período de 30 semanas (22/06/2015 a 14/01/2016)....	67
Tabela 11. Carga orgânica e inorgânica aplicadas nos WCV.....	71
Tabela 12. Concentrações médias afluente e efluentes, desvio padrão (DP) e eficiência média de remoção dos WCV.....	72
Tabela 13. Variação da vazão afluente e consequente taxa hidráulica aplicadas no WCH, durante o período de 30 semanas (22/06/2015 a 14/01/2016).....	81
Tabela 14. Carregamentos orgânico e inorgânicos aplicados no WCH. 81	81
Tabela 15. Concentrações médias do efluente em WCH.....	82
Tabela 16. Estatística descritiva dos resultados do monitoramento dos compostos nitrogenados do WCH.....	86
Tabela 17. Parâmetros meteorológicos da estação meteorológica do <i>Campus</i> da UFSC referentes aos meses de junho a dezembro de 2015.89	89
Tabela 18. Valores médios e desvio padrão (DP) das perdas de água (evapotranspiração e evaporação) para as quatro condições avaliadas nos períodos de inverno e verão.....	90
Tabela 19. Densidade de plantas nos WC durante o período de monitoramento,	98
Tabela 20. Alturas médias e velocidade de crescimento de <i>Typha domingensis</i> para WCVD-FS, WCVD e WCH.....	99

Tabela 21. Teores de nitrogênio e fósforo no tecido foliar da <i>Typha domingensis</i> em WCV.	102
Tabela 22. Teores de nitrogênio e fósforo no tecido foliar da <i>Typha domingensis</i> em WCH.	103
Tabela 23. Cálculo de cargas removidas de nitrogênio e fósforo da macrófita <i>Typha domingensis</i> para 90, 120,150 e 180 dias de desenvolvimento em WCVD-FS	122
Tabela 24. Cálculo de cargas removidas de nitrogênio e fósforo da macrófita <i>Typha domingensis</i> para 90, 120, 150 e 180 dias de desenvolvimento em WCVD	123
Tabela 25. Cálculo de cargas removidas de nitrogênio e fósforo da macrófita <i>Typha domingensis</i> para 90, 120, 150 e 180 dias de desenvolvimento em WCH.	124

LISTA DE QUADROS

Quadro 1. Papel das macrófitas em <i>wetlands</i> construídos	36
Quadro 2. Processo de remoção de poluentes nos WC.	40

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas
CO₂ - Dióxido de carbono
d₁₀ - Diâmetro efetivo
DBO₅ - Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO - Demanda Química de Oxigênio
EVT - Evapotranspiração
ETE-piloto - Estação Piloto de Tratamento de Esgotos
FUNASA - Fundação Nacional da Saúde
GESAD - Grupo de Estudos em Saneamento Descentralizado
H₂O₂ - Peróxido de hidrogênio
H₂SO₄ - Ácido sulfúrico
IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
INMET - Instituto Nacional de Meteorologia
IWA - *International Water Association*
N - Nitrogênio
N-NH₄⁺ - Nitrogênio amoniacal
N-NO₂⁻ - Nitrogênio nitrito
N-NO₃⁻ - Nitrogênio nitrato
NT - Nitrogênio total
O₂ - Oxigênio
P - Fósforo
PT – Fósforo Total
pH - Potencial hidrogeniônico
P-PO₄³⁻ - Fósforo ortofosfato
SS - Sólidos suspensos
ST - Sólidos totais
THA – Taxa hidráulica aplicada
Td-L – Plantado com drenagem livre
Td-Sat – Plantado com fundo saturado
Tst-L - Não plantado com drenagem livre
Tst-Sat – Não plantado com fundo saturado
U - Coeficiente de uniformidade
UFSC - Universidade Federal de Santa Catarina
WC - *Wetland* construído
WCH - *Wetland* construído horizontal
WCV - *Wetland* construído vertical
WCVD – *Wetland* construído vertical com drenagem livre
WCVD-FS - *Wetland* construído vertical descendente com fundo saturado

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	XV
LISTA DE TABELAS.....	XIX
LISTA DE QUADROS	XX
LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS	XXI
SUMÁRIO	XXIII
1 INTRODUÇÃO.....	25
2 OBJETIVOS.....	27
2.1 OBJETIVO GERAL.....	27
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	27
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	29
3.1 WETLANDS CONSTRUÍDOS DE ESCOAMENTO SUB-SUPERFICIAL.....	29
3.1.1 <i>Wetland</i> Construído Horizontal (WCH).....	30
3.1.2 <i>Wetland</i> Construído Vertical (WCV).....	31
3.1.3 Sistema Híbrido.....	33
3.2 ELEMENTOS ATUANTES NOS WETLANDS CONSTRUÍDOS	33
3.2.1 Material filtrante.....	33
3.2.2 Microrganismos.....	34
3.2.3 Macrófitas aquáticas.....	34
3.2.3.1 Espécies do gênero <i>Typha</i> comumente empregadas em WC	38
3.3 MECANISMOS DE REMOÇÃO DE POLUENTES EM WETLANDS CONSTRUÍDOS.....	40
3.4 EFICIÊNCIAS DE REMOÇÃO EM DIFERENTES CONFIGURAÇÕES DE WETLANDS CONSTRUÍDOS SUBSUPERFICIAIS.....	43
3.5 INFLUÊNCIA DA EVAPOTRANSPIRAÇÃO (EVT) NO BALANÇO HÍDRICO EM WC.....	46
4 MATERIAIS E MÉTODOS.....	49
4.1 DESCRIÇÃO DA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTOS (ETE piloto)	49
4.1.1 Considerações de dimensionamento dos WC.....	55
4.1.2 Regime de alimentação dos WC.....	56
4.2 MONITORAMENTO DOS WETLANDS CONSTRUÍDOS... 57	57
4.2.1 Ensaios de aferição de vazão.....	57
4.2.2 Caracterização qualitativa do afluente e efluentes.....	59
4.2.3 Cálculo da eficiência de tratamento.....	60
4.3 MONITORAMENTO DAS VARIÁVEIS CLIMÁTICAS.....	60
4.4 ENSAIO DE EVAPOTRANSPIRAÇÃO.....	61

4.5 AVALIAÇÃO DAS MACRÓFITAS.....	63
4.5.1 Adaptação e crescimento.....	63
4.5.2 Caracterização da biomassa vegetal	65
4.6 ANÁLISE EXPLORATÓRIA DOS DADOS	66
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	67
5.1 WETLANDS CONSTRUIDOS VERTICAIS	67
5.1.1 Caracterização quantitativa do afluente.....	67
5.1.2 Caracterização qualitativa do afluente aos WCV	71
5.1.3 Desempenho do tratamento nos WCV	71
5.2 WETLAND CONSTRUÍDO HORIZONTAL	80
5.2.1 Caracterização quantitativa do afluente.....	80
5.2.2 Caracterização qualitativa do afluente ao WCH	81
5.2.3 Desempenho de tratamento no WCH.....	82
5.3 EVAPOTRANSPIRAÇÃO (EVT) EM WETLANDS CONSTRUÍDOS DE ESCOAMENTO SUBSUPERFICIAL	88
5.4 AVALIAÇÃO DA MACRÓFITA <i>TYPHA DOMINGENSIS</i>..	91
5.4.1 Desenvolvimento das macrófitas.....	91
5.4.2 Assimilação de nitrogênio e fósforo no tecido foliar das macrófitas <i>T.domingensis</i>	102
5.4.3 Capacidade de extração de nitrogênio e fósforo pelas macrófitas <i>T. domingensis</i>	103
6 CONCLUSÕES.....	107
7 RECOMENDAÇÕES	109
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	111
APÊNDICE.....	121

1 INTRODUÇÃO

A qualidade e o acesso aos serviços de saneamento permitem reduzir os gastos públicos com serviços de saúde. Estima-se que 90% dos esgotos domésticos e 70% dos efluentes industriais não tratados são lançados diretamente nos corpos d'água. Isto traz riscos para a saúde humana e, também, às condições naturais do ambiente (MMA, 2006). No Brasil, 49,8% da população é atendida pela rede coletora de esgoto e apenas 40,8% dos esgotos gerados recebe tratamento (SNIS, 2014). Frente a essa situação, precisa-se promover tecnologias para melhorar a qualidade dos efluentes e, que ao mesmo tempo, sejam adequadas ao contexto socioeconômico de cada país.

Nas últimas décadas, diversos estudos têm sido realizados com o foco no desenvolvimento de sistemas de tratamento, que demonstrem eficiências na remoção ou transformação de contaminantes e, também, que sejam viáveis em termos econômicos, técnicos e sociais. Como resultado destas ações, na atualidade existem diferentes tecnologias para o tratamento de esgotos dentre os quais destacam-se os *wetlands* construídos (WC).

O tratamento de efluentes por sistemas de *wetlands* construídos é uma alternativa reconhecida e recomendada no mundo, sendo esta efetiva na redução da matéria orgânica, nas transformações do nitrogênio e na retenção ou eliminação de substâncias tóxicas presentes nos efluentes. Assim, estes sistemas podem ser utilizados para tratar águas residuais, águas pluviais, efluentes industriais, lixiviados de aterro sanitário, entre outros (VYMAZAL et al, 2010; VYMAZAL e KROPFELOVÁ, 2008).

O emprego de macrófitas no tratamento é geralmente um tema de debate na comunidade acadêmica visto sob diversas perspectivas, tais como: influência física das raízes na condutividade hidráulica, transferência de oxigênio através da zona radicular, liberação de exsudatos, adsorção de contaminantes no biofilme em torno das raízes, assimilação de nutrientes das plantas, dentre outros (COSTA et al, 2015).

Segundo Brix (2003), a presença das macrófitas permite a estabilização da superfície dos leitos, aumento da condutividade hidráulica e decomposição da matéria orgânica, através da sua assimilação como fonte de nutrientes. Costa et al. (2003) reportaram que o sistema radicular absorve contaminantes, tornando-os imóveis e libera

O₂ para o meio, proporcionando aumento na eficiência de remoção de constituintes orgânicos.

Diferentes pesquisas avaliando WC com plantas e sem plantas tem apresentado melhores resultados de desempenho naqueles plantados, contudo, a assimilação de nutrientes promovida pelas macrófitas mostrou-se inferior quando comparada a outros mecanismos de remoção destes nutrientes promovidos pelos microrganismos. No Brasil, existem poucas experiências com relação ao papel das macrófitas no tratamento de esgotos em WC. Na literatura reporta-se, também, estudos onde as macrófitas não tiveram influência significativa na remoção de poluentes (VYMAZAL, 2011). Isso demonstra que existe uma divergência entre os autores em decorrência das diversas condições experimentais, sendo necessários estudos mais aprofundados para elucidar as questões que envolvem o papel das macrófitas nos WC.

Dentro deste contexto, o Grupo de Estudos em Saneamento Descentralizado – GESAD, da Universidade Federal de Santa Catarina, vem estudando por mais de 10 anos diferentes configurações e arranjos de sistemas *wetlands* construídos, aplicados ao tratamento secundário e avançado de esgotos (Sezerino, 2006; Olijnyk, 2008; Trein, 2015; Santos, 2015). Os principais focos de pesquisa do GESAD quando da utilização de *wetlands* construídos, são os parâmetros de engenharia relacionados aos critérios de dimensionamento e desempenho. A compreensão da influência das macrófitas na qualidade do tratamento ainda é incipiente.

Assim, o objetivo do presente trabalho foi avaliar a participação da macrófita *Typha domingensis* na remoção de nitrogênio e fósforo em três modalidades de *wetlands* construídos, compondo dois arranjos tecnológicos diferentes, empregados no tratamento de esgotos sanitários.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar a participação da macrófita *Typha domingensis* em *wetlands* construídos empregados no tratamento de esgoto sanitário, com foco na remoção de nutrientes e no balanço hídrico sob o clima subtropical.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Avaliar o desempenho de três modalidades de *wetlands* construídos no tratamento de esgoto sanitário.
- Avaliar o desenvolvimento da macrófita *Typha domingensis* durante as diferentes fases de crescimento, em termos de crescimento longitudinal e produção de biomassa.
- Avaliar a capacidade da macrófita *Typha domingensis* na fitoextração de nitrogênio e fósforo presentes no esgoto sanitário submetido ao tratamento em *wetlands* construídos.
- Analisar a interferência da evapotranspiração no balanço hídrico em *wetlands* construídos, em condições de clima subtropical.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Os *wetlands* construídos (WC) são sistemas de engenharia desenhados e construídos para utilizar os processos naturais, que envolvem a vegetação, o solo e as comunidades microbianas associadas para o tratamento de águas residuais, visando maior e melhor controle ambiental (VYMAZAL e KROPFLOVÁ, 2008).

Os WC têm sido empregados no tratamento dos mais variados tipos de águas residuárias, destacando-se a aplicação no tratamento de efluentes de origem domésticos, efluentes industriais e agrícolas.

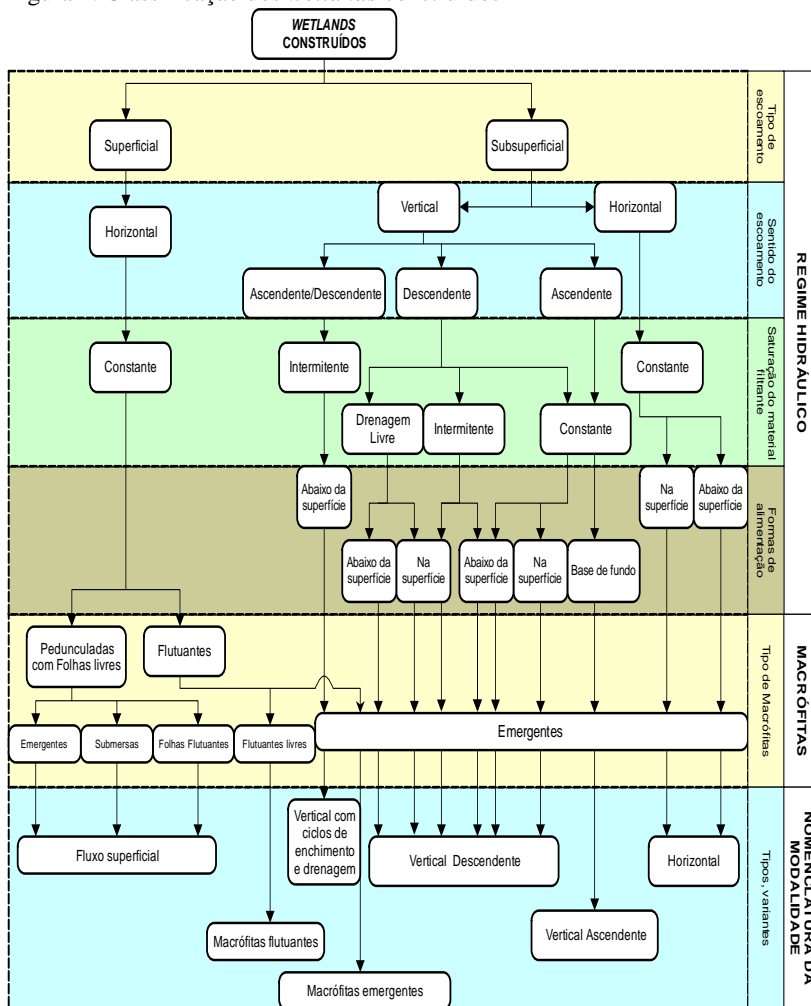
Na literatura apresentam-se diferentes classificações (Figura 1), destacando a diferenciação pelo regime hidráulico de cada, ou pelo tipo de macrófita empregada. Segundo o regime hidráulico, podem ser considerados dois grupos: WC de escoamento superficial e WC de escoamento subsuperficial, sendo este último subdividido pelo sentido de escoamento como horizontal e vertical.

3.1 WETLANDS CONSTRUÍDOS DE ESCOAMENTO SUB-SUPERFICIAL

Os primeiros sistemas com escoamento subsuperficial foram aplicados na Europa, concebidos para atuarem em nível de tratamento secundário, ou seja, objetivando principalmente redução da matéria carbonácea e dos sólidos suspensos. Posteriormente, através do controle dos sistemas instalados, percebeu-se que em algumas destas unidades a amônia era oxidada, nitratos eram reduzidos e fósforo era removido no efluente tratado (COOPER, 1996).

Neste tipo de WC, a circulação do esgoto é de tipo subterrâneo através de um meio poroso e em contato com raízes e rizomas das plantas. A profundidade da lâmina da água encontra-se entre 0,30 e 0,90 m. O biofilme que cresce aderido ao material granular e as raízes e rizomas, tem papel fundamental nos processos de descontaminação (GARCIA e CORZO, 2008).

Figura 1. Classificação dos *wetlands* construídos



Fonte: Adaptado de Fonder et al. (2013).

3.1.1 *Wetland* Construído Horizontal (WCH)

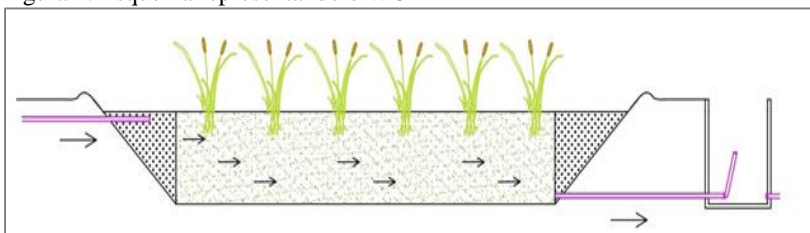
Neste tipo de sistemas, o efluente a ser tratado percola vagarosamente através do material filtrante até chegar à zona de saída.

Esta percolação tende a seguir na horizontal e é impulsionada por uma declividade de fundo (Figura 2).

Hoffmann et al. (2011) recomendam que a altura de saturação do material filtrante deve ser a terça parte da altura total, para evitar condições totalmente anaeróbias dentro do sistema e, assim, garantir o funcionamento contínuo. Esse nível é controlado por uma tubulação regulável instalada na saída. Estes autores, indicam também, que na zona de entrada deve ser colocado material com maior diâmetro de partículas para prevenir a colmatagem do sistema pelo acúmulo de sólidos em suspensão.

Sezerino (2006) relata que os WCH apresentam, de forma geral, boa atuação na remoção de matéria orgânica e sólidos em suspensão, mas possuem limitada atuação nas transformações das frações nitrogenadas e fosforadas.

Figura 2. Esquema representando o WCH



Fonte: Acervo GESAD.

3.1.2 *Wetland* Construído Vertical (WCV)

Existem diferentes modalidades de WCV como apresentado na Figura 1, de acordo com o sentido de escoamento, podem ser de fluxo descendente ou ascendente. Para fins do presente estudo serão abordados os *wetlands* construídos verticais com fluxo descendente (WCVD).

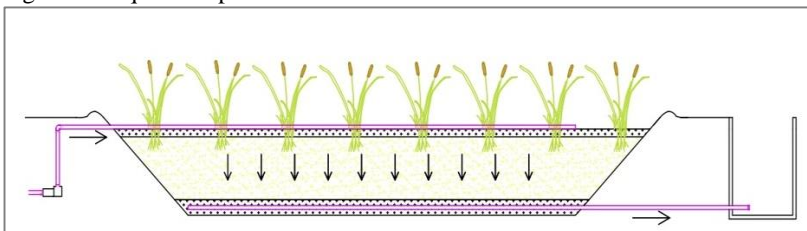
No WCVD o afluente é bombeado de forma intermitente à superfície do sistema e percola verticalmente através do material filtrante, até a tubulação de drenagem instalada na parte inferior. O tratamento caracteriza-se por alimentação em intervalos de aplicação de curta duração (entre 4 e 12 vezes por dia) e extensos períodos de repouso, em que o esgoto sanitário percola através do maciço filtrante (HOFFMANN et al, 2011). Na Figura 3 apresenta-se de forma esquemática um WCVD.

Como esses sistemas operam em condições aeróbias proporcionam condições adequadas para nitrificação e eficácia na

remoção de matéria orgânica e sólidos suspensos, promovendo níveis avançados de tratamento (VYMAZAL, 2010).

Pesquisas recentes (SILVEIRA et al, 2015; KIM et al, 2014; GONZALES, 2014; PRIGENT et al, 2013; ANDRADE, 2012) apontam intensificação do tratamento em WCVD, uma vez que a altura de saturação pode ser variável e, assim, promovem-se condições aeróbias e anaeróbias em um único sistema. Estes são denominados *wetlands* construídos com fundo saturado (WCVD-FS).

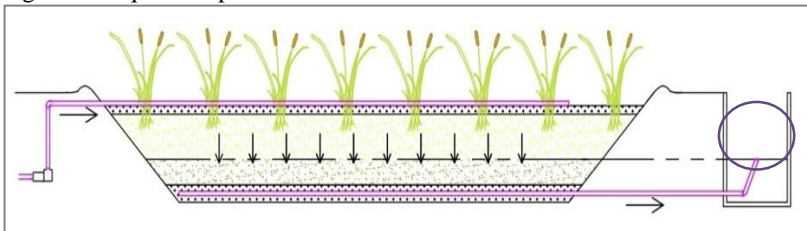
Figura 3. Esquema representando o WCVD



Fonte: Acervo GESAD.

Stefanakis et al. (2014) definem os WCVD-FS como sistemas nos quais os efluentes sanitários são aplicados desde a parte superior com distribuição uniforme e que apresentam um nível de saturação menor que a altura útil do sistema, a fim de criar condições aeróbias na camada superior e condições anaeróbias na parte saturada, favorecendo assim, a remoção de nitrogênio mediante a nitrificação e desnitrificação dentro de um único sistema. A altura da saturação pode ser ajustada a fim de otimizar a eficiência do sistema (Figura 4).

Figura 4. Esquema representando o WCVD-FS



Fonte: Acervo GESAD.

3.1.3 Sistema Híbrido

Os sistemas híbridos são combinações de vários tipos de WC, principalmente WCV e WCH, objetivando melhor desempenho global do sistema. A combinação pretende explorar as vantagens individuais de cada um deles, para se complementar com um tratamento em sequência.

Dado que os WCH apresentam menor capacidade de nitrificação, devido à limitada capacidade de transferência de oxigênio, torna-se mais efetiva a utilização do WCH com a sequência de um WCV, o qual apresenta maior efetividade para nitrificação (VYMAZAL e KROPFLOVÁ, 2008). Por outro lado, WCH provê boas condições para desnitrificação devido ao seu ambiente redutor.

3.2 ELEMENTOS ATUANTES NOS WETLANDS CONSTRUÍDOS

Três principais elementos atuam em conjunto para realizar a depuração dos esgotos sanitários a serem tratados, quais sejam: material filtrante, microrganismos e macrófitas.

3.2.1 Material filtrante

O material de recheio ou maciço filtrante sustenta a vegetação, fornece área superficial para a adesão dos micro-organismos, e está associado com os mecanismos físico-químicos de tratamento. O substrato afeta a capacidade de tratamento através do tempo de detenção, superfícies de contato dos micro-organismos com o efluente e a disponibilidade de oxigênio.

Brix e Arias (2005) indicam que as propriedades físicas e químicas do material filtrante, incluindo tamanho da partícula, área superficial, porosidade, condutividade hidráulica, pH e teor de matéria orgânica, são determinantes para os processos realizados por micro-organismos.

Hoffmann et al. (2011) consideram a areia grossa o substrato mais adequado para a construção de *wetlands* de escoamento subsuperficial. Sobre a granulometria, recomenda-se o diâmetro efetivo (d_{10}) superior ou igual a 0,20 mm; coeficiente de uniformidade (U) menor ou igual a 5 unidades e coeficiente de permeabilidade maior ou igual a 10^{-4} m s^{-1} (BRIX e ARIAS, 2005; COOPER et al, 1996; ARIAS et al, 2001).

Vários tipos de material de recheio têm sido utilizados, tais como: brita (LANA et al, 2013), areia (PLATZER, 1999; SEZERINO, 2006); além de outros materiais alternativos como palha de madeira de eucalipto (SAEED e SUN, 2011), bambu (ZANELLA, 2008), conchas de ostras (VAN KAICK, 2002), dentre outros. A escolha do material filtrante a ser empregado, está condicionada as finalidades do tratamento.

3.2.2 Microrganismos

Inúmeros são os microrganismos presentes e envolvidos no processo de tratamento de esgotos em WC, sendo o grupo das bactérias o mais representativo e o mais importante na remoção de poluentes (SAEED e SUN, 2012). Todavia, com o aumento do tempo de operação das unidades de tratamento, forma-se um ecossistema complexo com grupos múltiplos em vários níveis da cadeia alimentar, incluindo protozoários e micrometazóários que contribuem no processo de tratamento (KADLEC e WALLACE, 2009).

O aumento da eficiência de remoção de nitrogênio de efluentes é uma das questões-chave para maior desenvolvimento e aplicação de *wetlands* construídos e outras tecnologias descentralizadas. De fato, estudos anteriores sugerem que arqueias nitrificantes, fungos desnitrificantes, bactérias desnitrificantes aeróbias e microrganismos nitrificantes heterotróficos podem desempenhar papel importante nas transformações de nitrogênio em *wetlands* construídos (TRUU et al, 2005).

Assim, um primeiro passo para estabelecer o papel das comunidades biológicas na remoção de nitrogênio em *wetlands* construídos, é avaliar a diversidade de microrganismos sob diferentes condições (ADRADOS et al, 2014). Com esta finalidade, recentes estudos têm introduzido técnicas de biologia molecular na caracterização de comunidades bacterianas (SLEYTR et al, 2009).

Contudo, ainda existe uma lacuna de informação sobre diversidade e câmbios da comunidade microbiana em sistemas com muito tempo de operação empregados no tratamento de águas residuais em escala de tempo real (KRASTNITS et al, 2009).

3.2.3 Macrófitas aquáticas

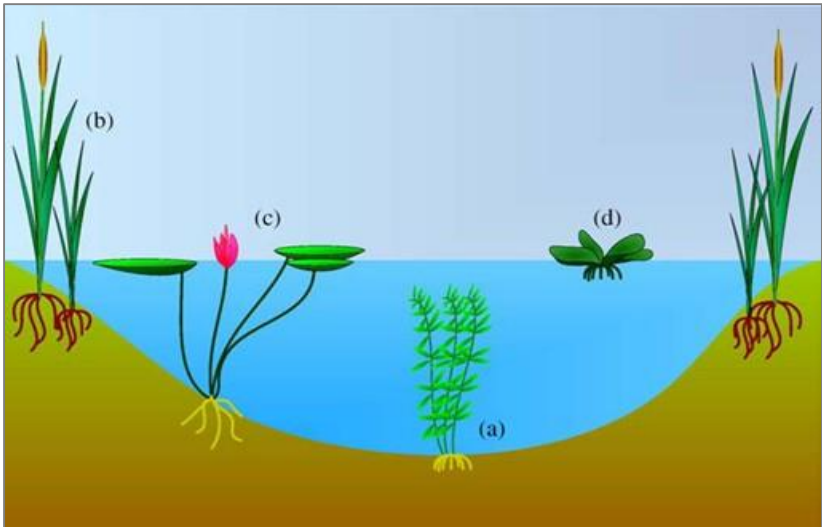
As plantas cultivadas em WC recebem várias denominações, tais como: hidrófitas, plantas aquáticas, macrófitas aquáticas, plantas

aquáticas vasculares. De modo geral, o termo macrófitas é o mais utilizado em WC.

As macrófitas são plantas que crescem em ambientes de transição entre sistemas aquáticos e terrestres. Segundo Tanaka et al. (2011), são divididas em quatro categorias representadas na Figura 5. As macrófitas emergentes são comumente empregadas em WC de escoamento subsuperficial, crescem diretamente no material filtrante, sob condições adversas como baixas concentrações de oxigênio, pouca umidade disponível no meio e na presença de compostos poluentes.

De acordo com Philippi e Sezerino (2004), ainda não existe um critério geral para escolha da macrófita apropriada para tratamento específico, sendo que é aconselhável observar as espécies presentes nas proximidades da região na qual será instalada a estação de tratamento.

Figura 5. Tipos de macrófitas aquáticas a) submergente, b) emergente, c) com folhas flutuantes, d) flutuante.



Fonte: Tanaka et al. (2011)

Segundo Brix (1997), as principais funções atribuídas às macrófitas em relação ao tratamento de esgotos são os efeitos físicos que as mesmas ocasionam. No Quadro 1, encontram-se algumas destas funções.

Já está consolidado pela comunidade científica que as macrófitas são essenciais para o alto nível de qualidade da água na maioria dos

sistemas de *wetlands*. No entanto, ainda há controvérsias na literatura sobre a influência das macrófitas nos *wetlands* construídos (IWA, 2000). Tanner et al. (1995a; 1995b), por exemplo, não detectaram diferenças significativas em sistemas plantados e não plantados em termos de SS e coliformes fecais, entretanto observaram diferenças para remoções de DBO, DQO, nitrogênio e fósforo. Já Keffala e Ghrabi (2005) observaram melhor desempenho nos sistemas com plantas em termos de remoção de nitrogênio; entretanto não observaram diferenças em relação à remoção de coliformes fecais.

Zurita et al. (2009) encontraram diferenças significativas em termos de DBO, SS, DQO e PT, avaliando sistemas com plantas ornamentais e sem plantas no tratamento de esgoto doméstico em WCH e WCV.

Quadro 1. Papel das macrófitas em *wetlands* construídos

Partes da macrófita	Papel no processo de tratamento
Parte área (tecidos)	Influência no microclima – isolamento durante o inverno; Atenuação da luminescência - redução do crescimento do fitoplâncton; Armazenamento de nutrientes; Potencial estético com aparência agradável.
Tecido vegetal em contato com a água (esgotos)	Promoção da filtração; Disponibilidade de grande área para aderência de micro-organismos; Liberação de oxigênio na fotossíntese – aumento da degradação aeróbia na matéria orgânica; Absorção de nutrientes.
Raízes e rizomas em contato com o solo	Prevenção de erosão; Fornecimento de superfície e alimento para o crescimento bacteriano; Liberação de oxigênio – auxílio na degradação aeróbia da matéria orgânica e na nitrificação; Liberação de exsudatos; Absorção de nutrientes.

Fonte: Adaptado de Brix (1997)

Konnerup et al. (2008) afirmam que as plantas utilizadas em *wetlands* construídos são a principal característica visual do sistema, além de aumentarem a superfície para crescimento de microrganismos e adesão do biofilme, e a retirada de nutrientes das águas residuárias. Mas se a manutenção do sistema não for eficiente, e as plantas não forem podadas frequentemente, estes nutrientes retornarão ao sistema através da biomassa da planta quando estas morrerem.

Existe grande diferença com relação à concentração de nutrientes na biomassa das macrófitas aquáticas de regiões temperadas e de regiões tropicais. A ausência de estação climática definida, faz com que a dinâmica da comunidade seja caracterizada pelo nascimento e morte constante de indivíduos, o que reflete na dinâmica dos componentes químicos (ESTEVES, 1998).

Nessa dinâmica, as macrófitas requerem nutrientes para seu crescimento e reprodução, e dado ao fato destas macrófitas serem altamente produtivas, elas podem incorporar consideráveis quantidades de nutrientes na sua biomassa (BRIX, 1997). As formas de nitrogênio assimilado pelas plantas são o nitrogênio amoniacal e o nitrogênio nitrato, e em relação ao fósforo principalmente íons fosfatos.

Na literatura brasileira há vários estudos e diversificados valores quanto à assimilação de nitrogênio pelo tecido foliar das macrófitas. Fia et al. (2011) relataram assimilação de nitrogênio pelas plantas na faixa de 44,3 a 54,0 gN m⁻² ano⁻¹; Matos et al. (2010) observaram valores máximos de 35,6 gN m⁻² ano⁻¹; Brasil et al. (2007) demonstraram remoção na ordem de 10,6 gN m⁻² ano⁻¹ e Pelissari (2013) relatou remoção média de 9,36 gN m⁻² ano⁻¹.

Vymazal (2005) reportou potencial de retirada de nitrogênio via assimilação pelas macrófitas e a subsequente poda, sob condições de clima tropical e subtropical, na ordem de até 10 % do total de nutrientes removidos nos *wetlands* construídos. Segundo Brix (1997), a quantidade de nitrogênio que pode ser removida através da poda é de 200 a 2.500 KgN ha⁻¹ ano⁻¹ (0,05 a 0,68 gN m⁻² d⁻¹).

De acordo com Greenway (2007), as macrófitas empregadas em climas subtropicais e tropicais pertencem às famílias Typhaceae, Cyperaceae e Graminaceae. No Brasil tem-se experiências com diferentes espécies vegetais, destacando-se *Typha domingensis* (PELLISSARI, 2013; SEZERINO, 2006); *Typha latifolia*, *Alternanthera philoxeroides*, *Cynodon dactylon* (MATOS et al, 2009); *Typha angustifolia* (ALMEIDA et al, 2007); *Cladium mariscus* (VAN KAICK, 2002), entre outras.

Além de participarem ativamente na depuração de esgotos, as plantas absorvem água dele e a liberam para a atmosfera, em um processo

denominado transpiração, que somado à água evaporada da superfície do solo constituem a evapotranspiração.

3.2.3.1 Espécies do gênero *Typha* comumente empregadas em WC

As espécies do gênero *Typha*, da família Typhaceae, são provavelmente as plantas de ambiente aquático mais comuns em todo o mundo (GALLARDO-WILLIAMS et al, 2002). No Brasil, as plantas desse gênero são conhecidas como “taboa”, mas possuem diversos sinônimos como erva de esteira, pau de lagoa, paineira do brejo, paina de flecha, dentre outros. No Estado de Santa Catarina é considerada nativa, ou espontânea, apenas a espécie *Typha domingensis* (REITZ, 1984). Segundo Reitz (1984), a espécie possui entre 1,10 e 2,50 m de altura.

As espécies mais importantes do gênero *Typha* são: *T. latifolia*, *T. angustifolia* e *T. domingensis*. A espécie *T. latifolia* é a mais comum delas, sendo conhecida pelo nome em inglês como *Common cattail*, e as outras duas por *Narrowleaf cattail* e *Southern cattail*, respectivamente (McMANUS et al, 2002).

Estudos demonstram variações nos valores de crescimento das macrófitas do gênero *Typha*, avaliando diferentes configurações de sistemas tipo wetlands construídos. Na Tabela 1 apresentam-se valores de crescimento das macrófitas em diferentes períodos de avaliação.

Tabela 1. Altura média de crescimento das macrófitas do gênero *Typha* em diferentes configurações de WC.

Espécie	Tipo de sistema	Altura média (m)	Período (meses) *	Autor
<i>Typha sp.</i>	WCH	0,70 - 1,00	4	Costa et al. (2015)
<i>Typha domingensis</i>	WCH	2,07	3,3	Pelissari et al. (2014)
	WCV	1,00	3,3	
<i>Typha orientalis</i>	WCV	1,58	4	Liu et al. (2012)
<i>Typha sp.</i>	WCV→WCH	1,58 → 1,52	6	Kouki et al. (2009)
<i>Typha sp.</i>	WCH	2,00	5	Brasil e Matos (2008)

* Período após o transplântio.

Na Tabela 2 mostram-se os valores de concentrações de nutrientes na matéria seca do tecido foliar de macrófitas do gênero *Typha*

empregadas no tratamento de diversos tipos de efluentes em WC. Esses valores mostram uma faixa de variação bastante ampla para nitrogênio e fósforo, destacando que a assimilação das plantas é superior para o nitrogênio, independentemente do tipo de efluentes a serem tratados.

Tabela 2. Concentrações de nutrientes na matéria seca de folhas das macrófitas do gênero *Typha* empregadas no tratamento de efluentes.

Espécie	Tipo de sistema - efluente a tratar	Nitrogênio (g Kg⁻¹)	Fósforo (g Kg⁻¹)	Referência
<i>Typha latifolia</i>	Microcosmo - substrato sintético	20,8	3,8	Burgoon et al. (1991) *
<i>Typha domingensis</i>	WC - Efluentes municipais	51,8	7,2	Greenway (1997)
<i>Typha</i> spp.	WC - Efluente doméstico após tanque séptico	16,9	2,6	Nyakang'ó & van Bruggen (1999) *
<i>Typha</i> sp.	Lagoa vegetada - Efluente doméstico	11,0	3,6	Nyakang'ó & van Bruggen (1999) *
<i>Typha</i> sp.	Wetland natural - Aguas residuais	15,0	0,7	Brasil et al. (2003) *
<i>Typha</i> sp.	WC - Efluentes de suinocultura	21,3	4,4	Freitas (2006)
<i>Typha</i> sp.	WCH - Efluente doméstico	15,0	2,8	Brasil et al. (2007)
<i>Typha latifolia</i>	WCH - Efluentes de suinocultura	29,9 -32,7	2,0 -3,2	Fia (2011)
<i>Typha domingensis</i>	WCH - Efluente de bovinocultura	25,6	3,86	Pelissari (2013)
<i>Typha domingensis</i>	WCVD - Efluente de bovinocultura	27,7	2,45	Pelissari (2013)
<i>Typha latifolia</i>	WCH - Efluente municipal após reator anaeróbio	24,1	4,4	Costa et al. (2015)

*Brasil et al. (2007)

Em um estudo realizado no Canadá com a macrófita *Typha* sp., foi demonstrado que a poda regular representava 10% da remoção de nitrogênio no sistema (REED et al, 1995). Pelissari et al. (2013), avaliando WC plantados com *Typha domingensis*, recomendam realizar a

poda das macrófitas em torno de 60 a 90 dias após transplante, pois verificaram que os teores de nutrientes, tanto de nitrogênio e fósforo no tecido vegetal foi maior no início do desenvolvimento das plantas, coincidindo com as maiores velocidades de crescimento, diminuindo ao longo do desenvolvimento das macrófitas.

3.3 MECANISMOS DE REMOÇÃO DE POLUENTES EM WETLANDS CONSTRUÍDOS

Os *wetlands* construídos são sistemas altamente complexos que removem e transformam contaminantes por mecanismos físicos, químicos e biológicos que podem ocorrer simultaneamente ou sequencialmente enquanto o esgoto percola no sistema.

Os processos de remoção de poluentes nos WC, conforme apresentado no Quadro 2, estão diretamente ou indiretamente influenciados por diferentes taxas de carregamento orgânico e inorgânico, tipo de material filtrante, estratégias operacionais, temperatura, presença de macrófitas e condições redox do meio (BIEDERMAN et al, 2002; WU et al, 2014).

Quadro 2. Processo de remoção de poluentes nos WC.

Constituintes dos esgotos	Processos
Matéria Orgânica Solúvel	Degradação microbiológica aeróbia e anaeróbia.
Sólidos Suspensos	Filtração; Sedimentação.
Nitrogênio	Amonificação seguida de Nitrificação e Desnitrificação microbiana; Retirada da planta; Adsorção; Volatilização da Amônia.
Fósforo	Adsorção no material filtrante; Assimilação pelas macrófitas; Precipitação química.
Patógenos	Filtração; Predação; Absorção.
Metais pesados	Complexação; Precipitação; Adsorção; Assimilação pelas macrófitas.

Fonte: Cooper et al. (1996).

- **Degradação da matéria orgânica carbonácea**

A matéria carbonácea presente nos esgotos, usualmente medida e quantificada em termos de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e Demanda Química de Oxigênio (DQO), é na maior parte, degradada aerobiamente (na presença de oxigênio dissolvido) por micro-organismos, principalmente bactérias, que estão aderidas ao material filtrante e nas raízes das macrófitas. A degradação anaeróbia (em ausência de oxigênio dissolvido) também ocorre, e é reportada em sistemas saturados de água/efluente, caso dos *wetlands* construídos de escoamento sub-superficial horizontal, como a maior forma de degradação. (PHILIPPI e SEZERINO, 2004).

Como responsáveis da degradação da matéria orgânica, encontram-se os micro-organismos que precisam obter energia e fonte de carbono para seu metabolismo e reprodução, as quais são obtidas por meio de reações de óxido redução dos compostos orgânicos e inorgânicos presentes nas águas residuárias e na captação de luz solar, bem como na utilização do carbono orgânico e do dióxido de carbono (CO₂) (SEZERINO, 2006).

- **Retenção e remoção de sólidos**

Os sólidos em suspensão que não foram removidos nas unidades primárias de tratamento, são retirados por filtração e sedimentação (COOPER et al, 1996). Estas filtração e sedimentação estão relacionadas às baixas velocidades de percolação dos esgotos nos *wetlands*, associados com a presença de macrófitas e o material filtrante (KADLEC e WALLACE, 2009).

- **Transformações de Nitrogênio**

Nos esgotos a serem tratados em *wetlands* construídos o nitrogênio está presente na forma orgânica (aminoácidos, ureia, ácidos úricos, purinas e pirimidinas) ou inorgânica, onde apresenta-se em diferentes estados de oxidação: amônia (NH₄^e/ou NH₃), nitrito (NO₂⁻), nitrato (NO₃⁻), óxido nitroso (N₂O) e nitrogênio gasoso (N₂) (PHILIPPI e SEZERINO, 2004). Os compostos nitrogenados representam uma fração significativa da massa seca das macrófitas, sedimentos, material filtrante e da comunidade microbiana. Contudo, esse valor pode variar de sistema

para sistema e das diferentes configurações dos mesmos (PELLISSARI, 2013).

Os principais processos de transformação química do nitrogênio ocorridas nos *wetlands* construídos são a amonificação (transformação biológica do nitrogênio orgânico a amônia), nitrificação (oxidação microbiológica da amônia a nitrato), desnitrificação (redução do nitrato ou nitrito), fixação biológica (redução de gás nitrogênio a amônia) e assimilação (conversão de íon amônio e nitrato a compostos orgânicos).

A nitrificação é conhecida como a oxidação da amônia a nitrato tendo como um produto intermediário o nitrito. Esse processo é associado a bactérias quimiautotróficas como, por exemplo, *Nitrosomonas*, *Nitrosococcus*, *Nitrospira*, *Nitrosovibrio*, *Nitrobacter*, *Nitrospina*, *Nitrococcus*, entres outros. Contudo, hoje com o avanço das pesquisas sabe-se que a nitrificação heterotrófica existe e pode ser de grande importância (VYMAZAL e KROPFELOVÁ, 2008).

A desnitrificação ocorre em duas fases: A primeira é a conversão do nitrato a nitrito e a segunda fase é a redução do nitrito originado a óxido nítrico, óxido nitroso e por fim nitrogênio gasoso. Esta ocorre em condições anóxicas, ou seja, ambientes onde o oxigênio dissolvido não está presente, desta forma são utilizadas pelas bactérias outras fontes de oxigênio, tais como nitrato, nitrito, fosfatos ou até mesmo sulfatos.

Existem inúmeros gêneros de micro-organismos quimioheterotróficos que podem realizar a desnitrificação, tais como *Pseudomonas*, *Alcaligenes*, *Bacillus*, *Agrobacterium*, *Flavobacterium*, *Propionibacterium*, *Vibrio* (WPCF, 1983).

A assimilação de nitrogênio é considerada como o processo biológico que converte as formas de nitrogênio inorgânico em compostos orgânicos que serão usados pelas plantas. As duas formas de nitrogênio geralmente mais usadas para assimilação são NH_4^+ e NO_3^- .

Os compostos de nitrogênio estão entre os principais componentes de preocupação em efluentes devido ao seu papel na eutrofização, seu efeito sobre o conteúdo de oxigênio de águas receptoras, e sua toxicidade para os vertebrados e invertebrados aquáticos.

• Retenção e remoção de Fósforo

Nos *wetlands* construídos os mecanismos de retenção de fósforo contido nas águas residuárias incluem processos físicos, químicos e biológicos, envolvendo fenômenos de precipitação, sedimentação e, principalmente, adsorção. Já o relevante mecanismo de remoção, é a

incorporação deste fósforo na biomassa das macrófitas e a poda regular subsequente (ARIAS et al, 2001).

Segundo Moortel et al. (2009), a liberação de oxigênio pelas raízes pode aumentar a capacidade de adsorção do fósforo por meio dos substratos, o que pode ter influenciado para fazer com que os sistemas de tratamento com plantas tivessem uma eficiência de remoção maior do que os sistemas sem a presença das plantas.

Como fósforo é um macro nutriente para as plantas, o aumento da biomassa destas não deve ser diretamente relacionado a uma capacidade de remoção deste fósforo a longo prazo nos *wetlands*, isto porque ao morrer os tecidos das plantas irão se decompor e liberar o fósforo novamente ao ambiente (KADLEC e WALLACE, 2009). Já os organismos presentes nos *wetlands* (bactérias, fungos, algas, microinvertebrados, etc.) requerem fósforo para seu crescimento e o incorporam em seus tecidos. Como estes micro-organismos crescem e se multiplicam rapidamente, ocorre, desta forma, uma rápida incorporação do fósforo presente (ARIAS et al, 2001).

3.4 EFICIÊNCIAS DE REMOÇÃO EM DIFERENTES CONFIGURAÇÕES DE WETLANDS CONSTRUÍDOS SUBSUPERFICIAIS

Os *wetlands* construídos têm mostrado adaptarem-se a diferentes situações e arranjos, apresentando boa performance no tratamento de diversos tipos de efluentes, principalmente, os de origem doméstica (Sezerino, 2006). A performance é influenciada pelos carregamentos afluentes (tanto a nível hidráulico como orgânico), condições climáticas locais, tipo de macrófitas empregadas (monocultura ou policultura), material filtrante e período de operação dos sistemas. Diferentes parâmetros são comumente avaliados como DQO, NT, NTK, N-NH₄⁺, PT, SST, entre outros.

Na Tabela 3 apresentam-se desempenhos de diversas modalidades de WC em diferentes localidades.

Tabela 3. Dados de desempenho de diferentes modalidades de wetlands construídos de fluxo subsuperficial.

Local	Tipo de sistema	Efluente a tratar	Área (m ²)	Material Filtrante	Espécie vegetal	Carga aplicada (gdQO m ⁻² d ⁻¹)	Taxa hidráulica (mm d ⁻¹)	Eficiência (%)						Referência	
								DQO	NT	NTK	N-NH ₄ ⁺	PT	SS		
Belo Horizonte, Brasil	WCVD	Efluente sintético	0,16	Brita e areia	<i>Canna x generalis</i>	37,6	125,8	96	-	57	-	-	-	-	Andrade (2012)
	WCVD-FS hs= 0,80 m							95	-	55	-	-	-	-	
Lyon, França	WCVD-FS hs= 0,25 m	Esgoto sanitário	2,00	Brita	<i>Phragmites australis</i>	26,0	230,0	50	-	60	51	-	88	Silveira et al. (2015)	
	WCVD-FS hs= 0,15 m							39	-	46	36	-	76		
Pereira, Colômbia	WCVD	Esgoto doméstico	43,25	Brita	<i>Cyperus sp.</i>	39,0	170,0	53	23	-	49	-	54	Gonzalez (2014)	
	WCVD-FS hs= 0,40 m							52	24	-	23	-	49		
	WCVD-FS hs= 0,65 m							44	17	-	17	-	45		
Jalisco, México	WCVD	Esgoto doméstico	3,24	Brita	<i>Zantedeschia aethiopica</i> <i>Spretizia, Anturium e Agapanthus</i>	9,8	39,5	77	48	-	72	50	53	Zurita et al. (2009)	
	WCH							76	54	-	49	45	79		
	WCVD							83	51	-	72	51	70		
	WCH							77	52	-	46	36	85		
Rio Grande do Sul, Brasil	WCH	Efluente de bovinocultura	26,50	Areia	<i>Typha domingensis</i>	21,6	37,6	74	-	59	58	-	-	Pelissari et al. (2014)	
	WCVD		14,30					68	-	71	80	-	-		

* hs: altura de saturação de fundo

Tabela 3. Dados de desempenho de diferentes modalidades de wetlands construídos de fluxo subsuperficial. (Continuação)

Local	Tipo de sistema	Efluente a tratar	Área (m ²)	Material Filtrante	Espécie vegetal	Carga aplicada (g m ⁻² d ⁻¹)	Taxa hidráulica (mm d ⁻¹)	Eficiência (%)						Referência
								DBO	NT	NTK	NH ₄ ^{-N}	PT	SST	
Belo Horizonte, Brasil	WCH	Efluente de reator UASB	72,30	Escória de aço	<i>Typha latifolia</i> Sem planta	12,3	120,0	76	25	69	25	25	-	Costa et al. (2015)
	WCH							71	18	68	17	-		
Dinamarca	WCH	Esgoto doméstico	2,00	Brita	<i>Canna x generalis</i> <i>Heliconia</i>	15	110,0	73	19	23	-	95	Konnerup et al. (2009)	
	WCH							72	11	7	95			
Túnis, Tunísia	Sistema híbrido WCVD → WCH	Esgoto doméstico	0,60 - 1,20	Areia	<i>Phragmites australis</i> - <i>Typha sp.</i> Sem planta	125,8	240,0	-	-	-	27	19	-	Keffala e Ghrabi (2005)
	Sistema híbrido WCVD → WCH							-	-	5	6	-		
Trento, Itália	Sistema híbrido WCVD → WCH	Efluente de tanque Imhoff	2,25 - 4,50	Brita e areia	Sem planta- <i>Phragmites australis</i> Sem planta- <i>Phragmites australis</i>	37	55,0	94	78	80	80	98	-	Foladori et al. (2012)
	Sistema híbrido WCVD → WCH							88	75	72	69	64	-	

3.5 INFLUÊNCIA DA EVAPOTRANSPIRAÇÃO (EVT) NO BALANÇO HÍDRICO EM WC

A evapotranspiração (EVT) é resultado da ação conjunta de evaporação mais transpiração das plantas, influenciadas por vários fatores climáticos (radiação solar, temperatura, velocidade do vento), além do tipo de substrato e teor do esgoto. Nos WC o esgoto retido no leito sofre perdas por meio da evaporação direta da própria superfície do substrato e pela transpiração das macrófitas, que por ação metabólica retiram água do esgoto por meio das raízes, que é transferida para as folhas e em seguida evapora (BRASIL, 2006; ZANELLA, 2008).

Da mesma forma, IWA (2000) indica que as concentrações afluentes e efluentes dos compostos orgânicos e nutrientes, podem ser influenciadas por outras formas de entrada ou saída de água/efluente no sistema, como a precipitação e a evapotranspiração. A precipitação dilui as concentrações dos poluentes nos WC, enquanto que a evapotranspiração aumenta as concentrações dos poluentes.

Segundo Brasil e Matos (2008), a evapotranspiração pode estar relacionada ao clima e às características das águas de subsolo e de superfície, como também, à fisiologia das plantas. Desta forma, a escolha das macrófitas deve levar em consideração a quantificação da parcela de água perdida por evapotranspiração, juntamente com outras variáveis de dimensionamento para garantir o sucesso no tratamento de esgotos sanitários.

Para Pitaluga (2011) a eficiência dos sistemas de *wetlands* construídos está diretamente ligada às condições meteorológicas. O tratamento do esgoto em temperaturas mais elevadas, além de possibilitar maiores perdas por evapotranspiração, proporciona atividade microbiológica mais intensa, o que aumenta a capacidade de depuração do esgoto, enquanto que em temperaturas tendendo a um valor mais baixo, a eficiência do tratamento é afetada em todos os mecanismos.

A evapotranspiração requer suprimento de energia, proveniente da radiação solar. Portanto, teoricamente, a evapotranspiração é mais elevada no verão, quando os dias são mais longos e a radiação solar é maior. Nos trópicos a energia solar e a evapotranspiração, no curso do ano, são significativamente mais elevadas que em regiões de clima temperado (CAMARGO, 2000). Portanto, no Brasil, as condições climáticas são favoráveis aos tratamentos empregando WC.

Segundo Brix e Arias (2005), existem alguns fatores que potencializam a evapotranspiração, tais como: radiação solar, altas

temperaturas atmosféricas, baixa umidade relativa do ar, vento, resistência da cobertura, resistência dos estômatos e índice da área foliar.

A transpiração é um fator importante nas plantas para o balanço energético das folhas e o estado hídrico das mesmas. Este processo compreende a evaporação da água desde as células superficiais no interior dos espaços intercelulares e sua difusão fora do tecido vegetal, principalmente através dos estômatos (TORRECILLAS et al, 2003). A abertura e fechamento dos estômatos deve lograr um equilíbrio entre a absorção de CO₂ para a fotossíntese e as perdas da água por transpiração (LAMBERS et al, 2008).

Embora praticamente poucos trabalhos levam em consideração a evapotranspiração em sistemas de tratamento de esgoto por *wetlands* construídos, a porcentagem de água perdida por este fator deve ser considerada, a fim de não se subestimar os resultados de eficiência do sistema.

Segundo Zanella (2008), a perda de água em sistemas vegetados é 2,8 vezes maior que em sistemas não vegetados. Já Almeida e Ucker (2011), simularam taxas de evapotranspiração de 20%, 40% e 60% do volume de esgoto, considerando valores de concentração afluente e efluente de pesquisas na área, resultando no aumento de até 30 pontos percentuais em seus valores quando a evapotranspiração considerada. Isto demonstra a necessidade de se considerar a perda de água por evapotranspiração nos cálculos da eficiência dos *wetlands* construídos.

Na Tabela 4, pode ser observado que a eficiência para o parâmetro da DBO teve um acréscimo de 6 pontos percentuais a cada 20 pontos percentuais de EVT; da mesma forma para DQO e N, se apresentou um acréscimo de 4 pontos percentuais para cada 20 pontos percentuais de EVT.

Tabela 4. Eficiência percentual de remoção da carga poluidora de atributos do esgoto sanitário, considerando taxas de evapotranspiração de 0%, 20%, 40% e 60%.

Atributo	Concentração Afluente	Concentração Efluente	Eficiência (%)			
			EVT ₀	EVT ₂₀	EVT ₄₀	EVT ₆₀
DBO (mg L ⁻¹)	400	120	70,0	76,0	82,0	88,0
DQO (mg L ⁻¹)	800	160	80,0	84,0	88,0	92,0
N (mg L ⁻¹)	50	10	80,0	84,0	88,0	92,0
P (mg L ⁻¹)	20	10,4	48,0	58,4	68,8	79,2

Fonte: Almeida e Ucker (2011).

Ressalta-se que o maior aumento na eficiência se mostrou para a remoção de fósforo total que foi de 48% para 79,2%. Comprovando assim a subestimação da eficiência dos *wetlands* construídos quando não é considerada a evapotranspiração. Portanto, o cálculo da eficiência deve considerar a remoção de carga poluidora (concentração vezes volume) e não apenas da concentração de determinado poluente.

4 MATERIAIS E MÉTODOS

A presente pesquisa está inserida no projeto intitulado “Filtros plantados com macrófitas (*wetlands* construídos) empregados no tratamento descentralizado de esgotos”, financiado pela Fundação Nacional de Saúde (FUNASA).

Como parte integrante do projeto, foi construída uma estação piloto de tratamento de esgotos, cujo início da construção deu-se em outubro de 2014 e finalização em maio de 2015. A operação da estação e atividades de pesquisa, são de responsabilidade do Grupo de Estudos em Saneamento Descentralizado (GESAD), vinculado ao Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC).

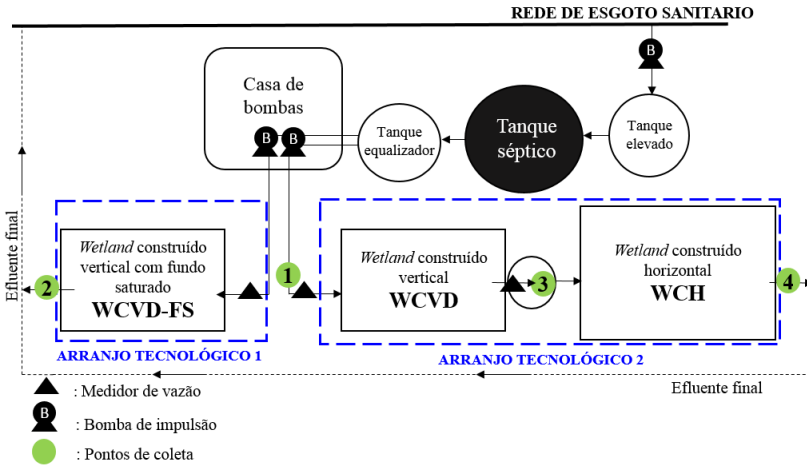
4.1 DESCRIÇÃO DA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTOS (ETE piloto)

A ETE piloto está localizada na área anexa aos fundos do Restaurante Universitário / UFSC, na latitude 27°36'13"S e longitude 48°31'15"O.

Foi construída em uma área de aproximadamente 126 m², sendo composta por um tanque elevado, um tanque séptico de 3 m³, um tanque equalizador de 1 m³, a estação de bombeamento, arranjo tecnológico 1 e arranjo tecnológico 2 (Figura 6).

A estação recebe esgoto sanitário da bacia de escoamento do bairro Pantanal, o qual é conduzido por bombeamento de um poço de visita existente. O primeiro tanque tem a função de enviar o esgoto bruto para o tanque séptico onde ocorrerá o tratamento primário e a seguir, o efluente é encaminhado para um segundo tanque de equalização, anterior à estação de bombeamento. Uma parte do esgoto é bombeada para cada arranjo tecnológico (Figura 7). Cada arranjo tecnológico foi dimensionado para atender os requerimentos de uma residência familiar de cinco pessoas. A operação da ETE piloto teve início a partir do mês de junho de 2015.

Figura 6. Esquema de distribuição da Estação Piloto de Tratamento de Esgoto Sanitário (ETE piloto).



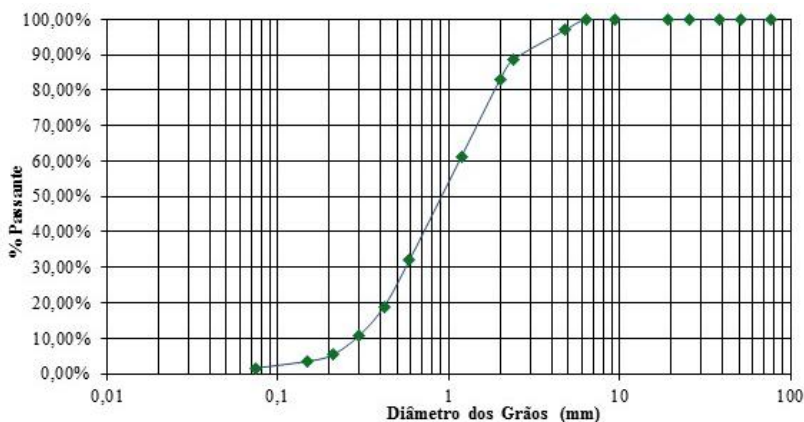
A configuração da estação foi planejada visando avaliar dois arranjos tecnológicos trabalhando sob as mesmas condições operacionais, com o intuito de determinar e comparar as performances de tratamento para cada arranjo tecnológico, assim como a participação dos elementos atuantes, sendo o foco de avaliação da presente pesquisa, as macrófitas.

Figura 7. Foto da Estação piloto de tratamento de esgoto mostrando os arranjos tecnológicos



A areia empregada como material filtrante para os três *wetlands* foi analisada por ensaio granulométrico no Laboratório de Solos do Departamento de Engenharia Civil da UFSC, seguindo os procedimentos recomendados pela Associação Brasileira de Normas Técnicas – NBR 248:2003 (ABNT, 2003). Elaborou-se a respectiva curva granulométrica apresentada na Figura 8, de onde obteve-se o diâmetro efetivo (d_{10}) igual a 0,29 e o Coeficiente de Uniformidade (U) igual a 4,05.

Figura 8. Curva granulométrica da areia empregada como material filtrante nos WC



Fonte: Santos (2015)

Obtenção e plantio das mudas de *Typha domingensis*

As macrófitas transplantadas para os módulos *wetlands* construídos são da espécie *Typha domingensis*, popularmente conhecida como taboa, provenientes do *campus* da UFSC. Elas foram retiradas do seu ambiente natural e posteriormente replantadas no maciço filtrante de cada WC. O plantio foi realizado no dia 02/06/2015 nos três WC.

Para uma melhor adaptação das macrófitas durante o transplante das mesmas nos WC, foram adotados alguns critérios propostos por Philippi e Sezerino (2004), Matos et al. (2009) e Pelissari (2013), conforme seguem (Figura 9):

- Escolher plantas de ambientes naturais próximos ao local de estudo, por serem plantas já adaptadas as mesmas condições climáticas;
- Verificar se o rizoma escolhido mostra pelo menos um broto jovem para ser transplantado;

- Retirar parcialmente a matéria orgânica dos rizomas a serem plantados, a fim de garantir melhor adaptação da planta no momento do transplante;
- Plantar o rizoma com alguns centímetros de parte aérea (40 cm para este estudo) e cortada em ângulo de 45°. Calcular o número de plantas requerido para cada WC com base na área superficial. Brix (1997) recomenda 4 plantas.m⁻²;
- Para distribuir uniformemente o peso da pessoa que realizará o plantio, sem alterar a compactação do material filtrante, foram colocadas duas tábuas ao longo do WC e realizou-se o plantio manualmente.

Figura 9. Fotos das ações no momento do plantio das macrófitas nos WC.



- **Arranjo tecnológico 1**

O primeiro arranjo tecnológico é composto por tanque séptico, tanque de equalização, bomba de recalque e um *wetland* construído vertical descendente com fundo saturado (WCVD-FS) (Figura 10). O WCVD-FS foi construído em alvenaria, conforme a dimensões apresentadas na Tabela 5.

Tabela 5. Dimensões do WCVD-FS.

Dimensões	Valores
Largura (m)	2,25
Comprimento (m)	3,26
Área superficial (m ²)	7,30
Altura (m)	0,83

Figura 10. Foto do WCVD-FS, referente ao arranjo tecnológico 1



- **Arranjo tecnológico 2**

O segundo arranjo tecnológico é composto por tanque séptico, tanque de equalização, bomba de recalque e sistema híbrido, representado por um *wetland* vertical de drenagem livre (WCVD), seguido de um *wetland* construído horizontal (WCH), este último alimentado por

gravidade (Figura 11). O tanque séptico e tanque de equalização são os mesmos empregados no arranjo tecnológico 1. Ambos os WCVD e WCH foram construídos em alvenaria, conforme dimensões apresentadas na Tabela 6.

Figura 11. Foto do sistema híbrido (WCVD seguido por um WCH)



Nos *wetlands* aplicou-se aditivo químico nas paredes internas para garantir a impermeabilização. Ainda assim, no WCVD foram identificados vazamentos pelas paredes laterais e por esta razão foram colocadas duas camadas de lona plástica e duas camadas de manta de poliéster para garantir a estanqueidade.

Tabela 6. Dimensões do WCVD e WCH.

Dimensões	Valores	
	WCVD	WCH
Largura (m)	2,30	3,00
Comprimento (m)	3,30	5,26
Área superficial (m ²)	7,60	15,80
Altura (m)	0,81	0,83

Destaca-se a construção elevada do WCVD, uma vez que o nível de saída do efluente deve ser mais elevado que o WCH para poder funcionar por gravidade. A declividade do fundo do WCH é de 5% aproximadamente.

Na Tabela 7 apresenta-se uma descrição geral dos *wetlands* construídos em estudo, assim como densidade do plantio empregada para cada um deles, próxima a 4 mudas.m², como recomendado por Brix (1997). As variações na densidade de plantio, atribuem-se à diferença de áreas superficiais e à instalação de diferentes pontos de amostragem.

Tabela 7. Características dos *wetlands* construídos constituintes dos arranjos tecnológicos.

Característica	Arranjo Tecnológico 1	Arranjo Tecnológico 2	
	WCVD-FS	WCVD	WCH
Sentido de escoamento	Vertical descendente	Vertical descendente	Horizontal
Saturação do material filtrante	Constante	Intermitente	Constante
Altura de saturação desde o fundo (m)	0,40	-	0,73
Área superficial (m ²)	7,3	7,6	16,0
Número de mudas plantadas	27	32	53
Densidade do plantio (plantas.m ⁻²)	3,7	4,2	3,3

Destaca-se que nesta pesquisa não será avaliado o sistema híbrido como um todo, mas sim como unidades de tratamento separadas; ou seja, WCVD e WCH, a fim de identificar a participação das macrófitas na remoção de nutrientes para cada um deles.

4.1.1 Considerações de dimensionamento dos WC

Cada arranjo tecnológico foi projetado para atender os requerimentos de uma família de 5 pessoas (vazão média aproximada de 600 L.d⁻¹). Projetou-se aplicar um carregamento de 41 gDQO.m⁻².d⁻¹, de acordo com o estudo realizado por Sezerino (2006) sobre as mesmas condições climáticas subtropicais.

Segundo Santos (2015), o esgoto afluente a ETE piloto apresentou uma concentração média de DQO de 620 mg.L⁻¹, durante um estudo prévio à operação da ETE. Considerou-se uma remoção média de 15% para o tanque séptico.

Durante os meses de abril e maio de 2015, realizaram-se testes hidráulicos para determinar a vazão afluente aos WCV, resultando em

1,26 L s⁻¹ para o WCVD-FS e 1,05 L s⁻¹ para o WCVD. Após esse período, desde o mês de junho de 2015, continuaram-se realizando testes semanais para verificar se ocorrem variações na vazão afluente.

4.1.2 Regime de alimentação dos WC

A alimentação dos WCV foi realizada de forma intermitente, utilizando-se de dois conjuntos motor-bomba (bombas centrífugas modelos DANCOR Padrão 31-20 JM e SCHNEIDER BCR-2000), com 3 ou 4 pulsos durante o dia.

Conforme os testes hidrodinâmicos e as características dos conjuntos motor-bomba empregados, o pulso para o WCVD-FS teve duração de 117 segundos, enquanto que para o WCVD foi de 141 segundos. Já o WCH foi alimentado por gravidade com o efluente tratado no WCVD, considerando o tempo de drenagem ocorrido na unidade vertical, em volumes de 3,7 L por pulsos promovidos pelo dispositivo instalado na saída do WCVD.

A operação da ETE piloto teve início no mês de junho junto com o transplântio das macrófitas e programou-se para iniciar nas segundas-feiras às 11:00 horas, em intervalos de três em três horas, até as 17:00 horas, ocorrendo da mesma forma para as quintas-feiras. Nas terças e quartas-feiras, programou-se a partir das 8:00 horas até as 17:00 horas, aplicando um pulso a cada três horas, totalizando 14 pulsos por semana para cada *wetland* vertical, sendo 4 dias em funcionamento e 3 dias em repouso. Na Tabela 8 apresentam-se os horários de aplicação dos pulsos nos *wetlands* verticais.

Tabela 8. Horário de funcionamento das bombas de alimentação aos WCVD.

Dias	8:00	11:00	14:00	17:00	Pulsos
Segunda-feira	-	✓	✓	✓	3
Terça-feira	✓	✓	✓	✓	4
Quarta-feira	✓	✓	✓	✓	4
Quinta-feira	✓	✓	✓	-	3

✓ Aplicação de pulsos

Destaca-se que os *wetlands* não operam em paralelo e a diferença de tempo de acionamento entre as bombas é de 5 minutos entre cada alimentação para os *wetlands* verticais.

4.2 MONITORAMENTO DOS *WETLANDS* CONSTRUIDOS

4.2.1 Ensaios de aferição de vazão

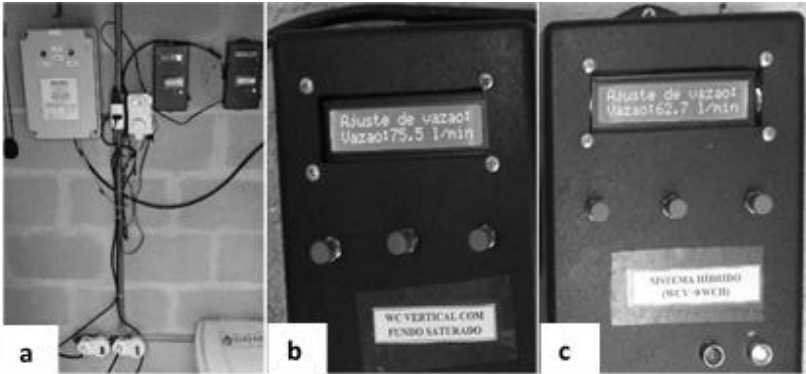
A aferição das vazões afluentes aos WCV foi realizada pelo método volumétrico com frequência semanal, empregando um recipiente de volume conhecido e um cronômetro. Neste caso, os recipientes denominados como bombonas de aferição (Figura 12) foram calibrados antes de ser instalados em campo com 39,1 L a montante do WCVD-FS e 38,0 L a montante do WCVD. Cada sistema tem dois registros de manobra do afluente, sendo um para alimentação de cada WCV e outro para o direcionamento do afluente às bombonas de aferição.

Figura 12. Dispositivos para aferição de vazão afluente dos WCV. (a) WCVD-FS (b) WCVD



A fim de garantir melhor controle das vazões afluentes aos WCV e conferir a aplicação dos pulsos segundo a programação, foram instalados dois *dataloggers* (Figura 13), cujos dados podem ser transferidos para um computador através de um *software* e, finalmente, processados em planilha de Microsoft Excel®. Para fins desta pesquisa, considera-se que os *dataloggers* operaram com 100% de confiabilidade, considerando as vazões inseridas manualmente em cada um deles.

Figura 13. Equipamentos de automatização na casa de bombas. (a) Painel de controle, *timers* e *dataloggers*. (b) *Datalogger* WCVD-FS. (c) *Datalogger* WCVD.



As seguintes considerações para aferição da vazão afluyente foram realizadas:

- Verificar o nível do tanque equalizador a montante da casa de bombas. Ele deve estar pelo menos acima da metade da altura útil para garantir volume suficiente para cada aferição;
- Fechar o registro de alimentação aos WCV e abrir o registro do ingresso do afluyente para as bombonas;
- Desligar os *dataloggers*, para não obter um falso registro do volume afluyente em cada WCV;
- Ligar a bomba manualmente e controlar o tempo que demora para encher a bombona de aferição até o nível de saída marcado;
- Realizar um teste para cada bomba (um a continuação do outro);
- O volume conhecido dividido pelo tempo será o valor da vazão afluyente para cada WCV.

No caso do WCH, instalou-se um dispositivo a jusante do WCVD (ressalta-se que o efluyente ao WCVD é o afluyente ao WCH), cujo funcionamento é basculante, ou seja, cada vez que o recipiente de coleta esteja cheio, ele esvazia e volta a sua posição inicial, acionando a contagem automática (Figura 14). O medidor instalado foi calibrado em 3,7 L. O cálculo da vazão foi determinado pela diferença das leituras no contador vezes 3,7. As leituras foram realizadas antes da aplicação dos pulsos.

Figura 14. Dispositivo instalado para auxiliar no cálculo do volume afluente ao WCH (instalado a jusante do WCVD).



4.2.2 Caracterização qualitativa do afluente e efluentes

Para o monitoramento da qualidade dos efluente líquidos, foram realizadas 19 campanhas de coleta, sendo todas as quintas-feiras, às 8:00 horas nos pontos definidos para amostragem, conforme segue: (1) afluente aos WCV (pós Tanque Séptico), (2) efluente do WCVD-FS, (3) efluente do WCVD e (4) efluente do WCH (saída do sistema híbrido).

Posteriormente, as amostras foram levadas ao laboratório para determinação por duplicata dos seguintes parâmetros físico-químicos: potencial hidrogeniônico (pH), alcalinidade total, demanda química de oxigênio (DQO), sólidos totais (ST), sólidos em suspensão (SS), nitrogênio total (NT), nitrogênio amoniacal (N-NH_4^+), nitrogênio nitrito (N-NO_2^-), nitrogênio nitrato (N-NO_3^-), fósforo ortofosfato (P-PO_4^{3-}), conforme os procedimentos descritos na Tabela 9.

Tabela 9. Parâmetros analisados e metodologias empregadas no monitoramento.

Parâmetros	Unidade	Metodologia empregada
pH	-	Método potenciométrico (APHA, 2005)
Alcalinidade Total	mgCaCO ₃ L ⁻¹	Método titulométrico (APHA, 2005)
DQO	mg.L ⁻¹	Digestão em refluxo fechado - (APHA, 2005)
ST	mg.L ⁻¹	Método gravimétrico - (APHA, 2005)
SS	mg.L ⁻¹	Método gravimétrico - (APHA, 2005)
NT	mg.L ⁻¹	Método colorimétrico – Digestão de persulfato – Kit Hach®
N-NH ₄ ⁺	mg.L ⁻¹	Método de Vogel - (1981)
N-NO ₃ ⁻	mg.L ⁻¹	Método brucina - (APHA, 1998)
N-NO ₂ ⁻	mg.L ⁻¹	Método colorimétrico - (APHA, 1998)
P-PO ₄ ³⁻	mg.L ⁻¹	Método colorimétrico do ácido vanadomolibdofosfórico - (APHA, 1998)

4.2.3 Cálculo da eficiência de tratamento

A eficiência de remoção de poluentes foi calculada em termos de concentração para os três WC em estudo, bem como em termos de cargas, tomando-se como base os dados coletados nas bombonas de medição e *dataloggers*, e no medidor basculante para o WCVD. Já no caso dos WCVD-FS e WCH, as cargas foram calculadas tomando por base o ensaio de evapotranspiração, o qual será descrito no item 4.4.

4.3 MONITORAMENTO DAS VARIÁVEIS CLIMÁTICAS

O monitoramento do clima foi realizado no período de junho de 2015 a janeiro de 2016, a partir dos dados da estação meteorológica da UFSC (Figura 15), de responsabilidade do Laboratório de Hidrologia, do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. A estação meteorológica está localizada aproximadamente a 600 m da ETE piloto, próxima à Biblioteca Central, e registra variáveis como: precipitação, radiação solar, umidade relativa, pressão atmosférica e temperatura. Estas variáveis são registradas a cada 15 min e tiveram que ser processadas em planilha de Microsoft Excel®, para obter a informação diária e mensal para cada parâmetro.

Figura 15. Estação meteorológica da UFSC



4.4 ENSAIO DE EVAPOTRANSPIRAÇÃO

O ensaio de evapotranspiração foi montado em área anexa à estação piloto, com a finalidade de auxiliar na determinação da evapotranspiração dos WC monitorados.

Para montagem do ensaio foram consideradas quatro condições (tratamentos), sendo:

- Plantado com drenagem livre (Td-L).
- Plantado com fundo saturado (Td-Sat).
- Não plantado com drenagem livre (Tst-L).
- Não plantado com fundo saturado (Tst-Sat).

Para isso, montaram-se doze unidades experimentais, ou seja, uma triplicata para cada um dos quatro tratamentos avaliados, em recipientes plásticos com volume total de 20 litros. Cada unidade foi preenchida com a mesma areia que foi utilizada na estação piloto, e as mudas de *Typha domingensis* foram plantadas nos tratamentos planejados. A alimentação das unidades foi realizada uma vez por semana com esgoto coletado do tanque equalizador a jusante da casa de bombas da estação.

A perda de água para a atmosfera (evapotranspiração e evaporação) foi determinada, através de pesagens sucessivas em uma balança digital com capacidade máxima de 50 Kg (Figura 16). Avaliaram-se as unidades experimentais entre os meses de julho e novembro de 2015.

Figura 16. Foto do experimento representativo do ensaio de evapotranspiração montado em campo.



Cada recipiente possui uma altura útil de 0,30 m, sendo que para os tratamentos saturados, o nível de saída foi instalado em uma profundidade de 0,12 m (representando 48% de saturação similar à condição do WCVD-FS).

No início do experimento as doze unidades foram pesadas, obtendo assim o peso inicial (P_i). Após 24 horas, se pesava novamente, obtendo assim o peso final (P_f). A diferença dos pesos corresponde à evapotranspiração (EVT) no caso das unidades plantadas, e à evaporação (E) no caso das unidades não plantadas. O valor calculado foi determinado segundo Medeiros (2004), por balanço hídrico para cada modelo (Equação 1).

$$E^* = \frac{1}{n} \frac{[A_2 \times P + W_{i-1} - W_i + F]}{A_1} \quad (1)$$

Em que:

- E^* = evaporação média diária do período avaliado (mm d^{-1})
- n = número de dias de 1 período
- A_1 = área interna do modelo (mm^2)
- A_2 = área média com diâmetro médio $(d_{\text{int}} + d_{\text{ext}})/2$, (mm^2)
- P = precipitação (mm d^{-1})
- W_i = peso do modelo no tempo i (g)
- W_{i-1} = peso do modelo no tempo anterior, (g)
- F = peso acrescido ou retirado do modelo, se precisar (g).

Os modelos foram alimentados uma vez por semana e nos períodos com chuvas inferiores a 14 mm dia^{-1} , o volume em excesso era medido no final do dia com auxílio de uma proveta graduada. Esse valor em excesso influenciou negativamente na variável F, ou seja, considerava-se como peso retirado; e o peso acrescido foi considerado quando as unidades experimentais requeriam de acrescentar água para manter o nível de saída estabelecido.

As medidas de evapotranspiração nas unidades experimentais foram empregadas no cálculo das cargas de saída de cada *wetland construído* da ETE piloto. Assim, compararam-se os valores obtidos no ensaio para o caso das unidades experimentais Td-L com o WCVD de drenagem livre, a fim de verificar a similitude dos valores de evapotranspiração calculados para os dois métodos.

4.5 AVALIAÇÃO DAS MACRÓFITAS

4.5.1 Adaptação e crescimento

A avaliação das macrófitas teve início no dia 08/07/2015 nos três WC. Os WCV foram divididos em duas parcelas, sendo: Parcela A e Parcela B de $3,65 \text{ m}^2$ cada uma no WCVD-FS, e $3,8 \text{ m}^2$ no WCVD (Figura 17). Selecionaram-se aleatoriamente 8 plantas por parcela para medições a cada quinze dias com auxílio de fita métrica.

O critério para dividir o sistema em apenas duas parcelas baseou-se na identificação de jatos mais intensos na linha de alimentação L_1 , em relação às outras duas (L_2 e L_3), devido à distribuição não ser totalmente simétrica.

Da mesma forma, o WCH foi dividido em 3 parcelas de $4,46 \text{ m}^2$, considerando a área superficial da areia, representando o início, meio e final do sistema (Figura 18). Selecionaram-se 6 plantas aleatoriamente para cada parcela que foram medidas a cada quinze dias com auxílio de fita métrica.

Figura 17. Monitoramento do crescimento: (a) WCV dividido em parcelas; b) Detalhe da distribuição nos WCV; c) Medição do crescimento das macrófitas.

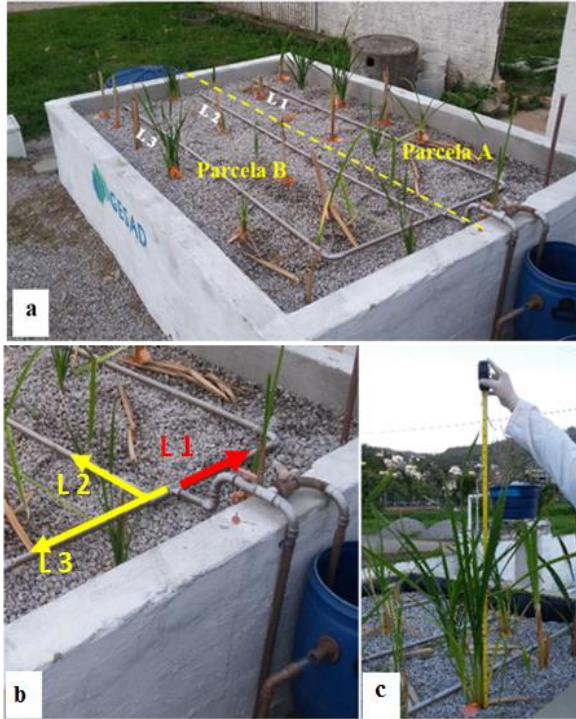


Figura 18. WCH dividido em parcelas



A informação coletada sobre o crescimento das macrófitas permite determinar a velocidade média de crescimento (cm.d^{-1}), em diferentes períodos para os três WC. Outra atividade realizada junto com a medição das macrófitas, foi a contagem do número de plantas por m^2 de área superficial. Por se tratar de sistemas em fase inicial de operação, foi possível realizar uma contagem simples. Essa informação é útil no cálculo da produção de biomassa que será abordada no seguinte item.

Após 188 dias do plantio (08/12/2015), foi realizada a poda total nos três WC, continuando-se o monitorando do crescimento das plantas até 05/01/2016, para identificar a influência da poda na performance dos sistemas.

4.5.2 Caracterização da biomassa vegetal

Para caracterização da biomassa vegetal foram realizadas cinco campanhas de amostragem a partir dos 90 dias após o transplantio. Com base no estudo de Pelissari (2013), recomenda-se realizar a poda entre 60 e 90 dias de desenvolvimento das plantas, porém como comentado anteriormente, a poda gera custos adicionais e por isto deve ser realizada em períodos maiores de tempo, considerando o estado fenológico das plantas.

No presente estudo avaliou-se a produtividade de biomassa seca, o teor de nutrientes e a capacidade de remoção para 90, 120, 150 e 180 dias após o transplantio. Foi coletada uma planta para cada parcela em cada WC a 0,30 m acima do material filtrante.

Por se tratar de sistemas em início de operação, optou-se por coletar plantas de maneira individual e não de pequenas áreas, o que acabaria interferindo com outros processos. O comprimento e o peso da parte aérea de cada planta foram determinados, para logo ser triturada e levada para secagem na estufa a temperatura de 60°C , até atingir peso constante. Após esta etapa, parte das amostras foram separadas para determinação de nutrientes no tecido foliar das macrófitas.

Com base no estudo de Pelissari (2013) para os cálculos das cargas de N e P removidas por *T.domingensis* estabeleceu-se uma relação entre teor de nutrientes (g Kg^{-1}), massa seca (Kg), crescimento (altura) das macrófitas (m) e a densidade das mesmas nos filtros (plantas m^{-2}). Os dados para cada período e para cada WC podem ser verificados no Apêndice I.

As análises nutricionais foram realizadas no Laboratório de solos, água e tecidos vegetais do Departamento de Engenharia Rural no Centro de Ciências Agrárias da UFSC, seguindo recomendações de

Tedesco et al. (1995). As amostras foram digeridas com H_2O_2 e H_2SO_4 com elevação gradual de temperatura até $150^\circ C$ para evaporar a água. A seguir, aumentou-se a temperatura para $360^\circ C$, mantida por uma hora. Para determinação de N foram retiradas alíquotas para posterior destilação e titulação com H_2SO_4 (0,025 M), e o fósforo foi determinado em espectrofotômetro em 660 nm.

4.6 ANÁLISE EXPLORATÓRIA DOS DADOS

Aplicou-se análise de variância ANOVA com auxílio do *software* Microsoft Excel[®] para identificar diferenças significativas entre as eficiências no desempenho dos *wetlands* construídos, com um nível de significância de 5% ($\alpha=0,05$). O método de análise de variância indica a aceitação ou rejeição da hipótese de igualdade entre médias.

O *software* STATISTICA[®] 7.0 foi utilizado para descrever, analisar e interpretar os dados numéricos das amostras coletadas ao longo do período de estudo. Elaboraram-se gráficos tipo *box-plot* com valores de medianas e quartis, a fim de comparar a distribuição de dados.

Apresentam-se, também, valores de média e desvio padrão, valores máximos e mínimos e o coeficiente de variabilidade como complemento das análises.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 WETLANDS CONSTRUIDOS VERTICAIS

5.1.1 Caracterização quantitativa do afluente

A caracterização quantitativa refere-se à informação de vazão e taxa hidráulica afluente aos sistemas. Assim, calcularam-se os valores diários de aplicação utilizando-se informações obtidas pelo método direto de leitura de vazão e a informação armazenada no *datalogger*.

Para manutenção do critério de projeto de 41 gDQO m⁻² d⁻¹ afluente aos WCV, e tomando como base as concentrações médias do esgoto da rede coletora (Santos, 2015), conjuntamente com a eficiência esperada do TS (15% de remoção de DQO), os valores de vazão afluente aos WCV deveriam encontrar-se em torno de 445 L d⁻¹ para os dias com aplicação de 3 pulsos e de 590 L d⁻¹ para os dias com aplicação de 4 pulsos.

Nas Figuras 19 e 20 apresentam-se o comportamento das vazões para o WCVD-FS e WCVD, respectivamente, medidos entre os meses de agosto e dezembro de 2015. Destacam-se dois padrões de comportamento bem diferenciados, pelo fato do número de pulsos ser diferente. Para ambos os sistemas, as médias calculadas por método direto resultaram em valores de vazão acima da média do *datalogger*, na razão de 8% para o WCVD-FS e de 2% para o WCVD.

Na Tabela 10 apresentam-se os valores de vazão e taxa hidráulica para cada WCV, durante o período compreendido entre o dia 22/06/2015 até 14/01/2016, totalizando 30 semanas.

Tabela 10. Variação da vazão afluente e taxa hidráulica aplicadas nos WCV, durante o período de 30 semanas (22/06/2015 a 14/01/2016)

	WCVD-FS		WCVD	
	Vazão (L d ⁻¹)	Taxa hidráulica (mm d ⁻¹)	Vazão (L d ⁻¹)	Taxa hidráulica (mm d ⁻¹)
Máximo	611,33	83,74	609,12	80,15
Mínimo	122,27	16,75	144,17	18,97
Média	481,23	65,92	497,23	65,42
DP	96,55	13,23	97,54	12,83
n	113	113	110	110
CV	0,20	0,20	0,20	0,20

DP: desvio padrão, n: número de dados, CV: coeficiente de variação

Figura 19. Gráfico do comportamento da vazão afluyente aplicada ao WCVD-FS com base nos dados armazenados no *datalogger*.

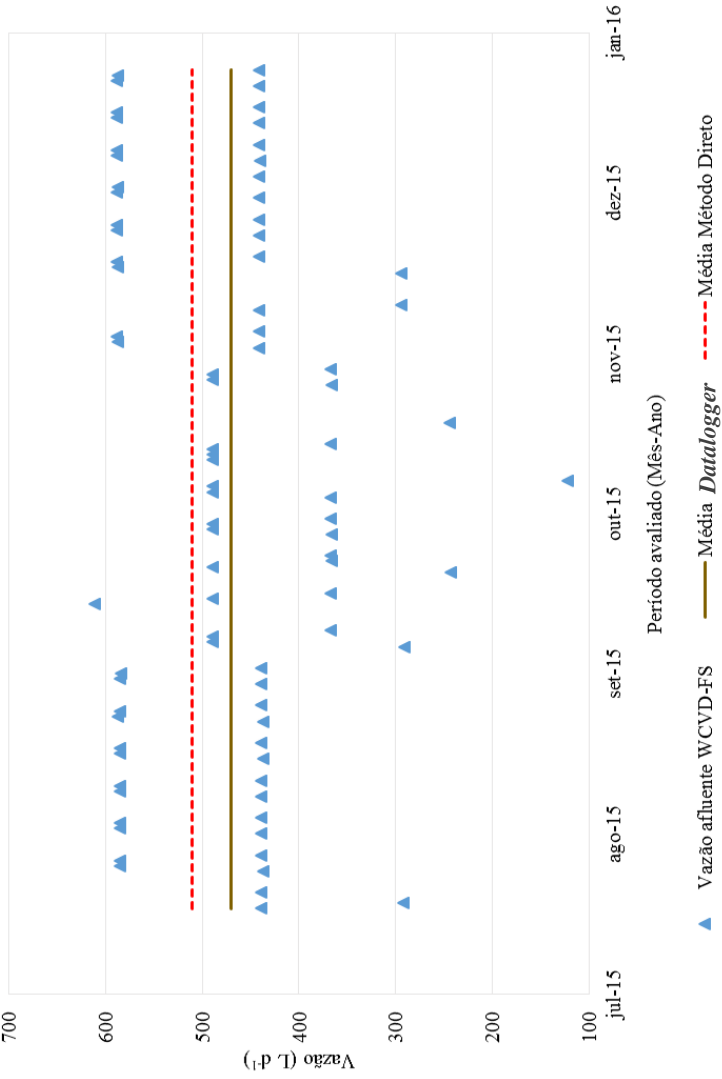
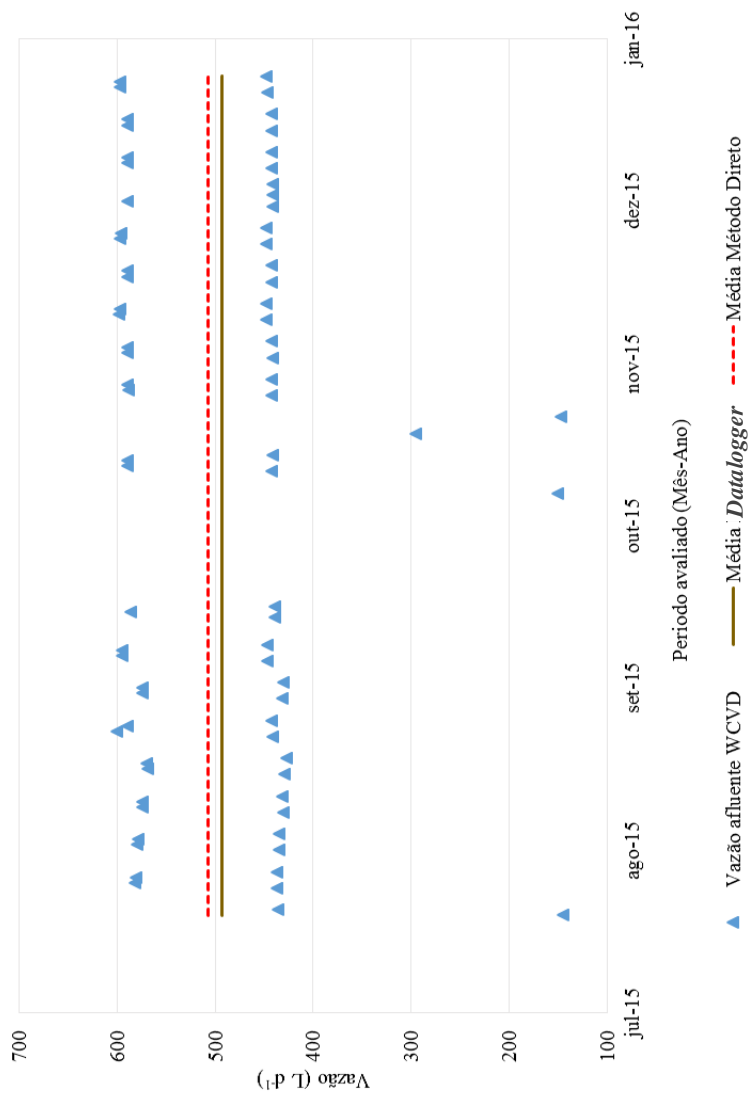


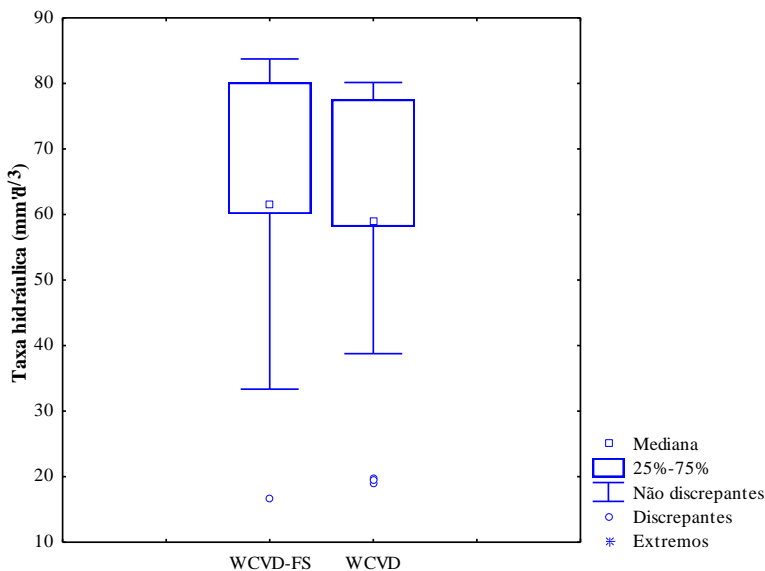
Figura 20. Gráfico do comportamento da vazão afluente aplicada ao WCVD com base nos dados armazenados no *datalogger*.



Como já mencionado, a ETE piloto está programada para operar com 4 dias de alimentação e 3 dias em repouso, e a partir dos valores apresentados na Tabela 10, identifica-se um número de registros de dados (n) igual a 120 (dias com alimentação). Contudo, a partir das informações obtidas com o *datalogger* identificou-se que nesse período não foram aplicados 7 pulsos para o WCVD-FS e 10 pulsos para o WCVD. Como os valores mínimos registrados foram 122,27 L d⁻¹ para o WCVD-FS e 144,1 L d⁻¹ para o WCVD, afirma-se que em alguns dias foi aplicado apenas 1 pulso, ao invés dos 3 ou 4 pulsos programados por dia.

Uma vez definida a vazão afluyente, considerando as áreas superficiais de 7,3 m² para o WCVD-FS e 7,6 m² para o WCVD, foi possível calcular a taxa hidráulica (Figura 21).

Figura 21. Gráfico tipo box-plot destacando os valores discrepantes, medianos e extremos da taxa hidráulica aplicada nos WCV.



Os valores médios de taxas hidráulicas aplicadas foram de nos dois módulos verticais mostram-se muito similares com valores de 65,92 mm d⁻¹ para o WCVD-FS e 65,42 mm d⁻¹ para o WCVD.

5.1.2 Caracterização qualitativa do afluente aos WCV

Na Tabela 11 apresentam-se os carregamentos orgânicos e inorgânicos aplicados nos WCV, relacionados a 19 semanas em que foram realizadas as coletas do afluente e efluentes.

Tabela 11. Carga orgânica e inorgânica aplicadas nos WCV.

Parâmetro	WCVD-FS					WCVD				
	Máx.	Mín.	Média	DP	n	Máx.	Mín.	Média	DP	n
DQO (g m ⁻² d ⁻¹)	64,17	14,20	39,99	13,24	68	62,68	14,23	39,83	12,39	67
SS (g m ⁻² d ⁻¹)	6,52	0,46	2,97	1,26	68	6,28	0,54	2,95	1,20	66
NT (g m ⁻² d ⁻¹)	8,68	0,90	5,40	1,58	36	8,42	1,07	5,38	1,44	33
N-NH ₄ ⁺ (g m ⁻² d ⁻¹)	6,40	0,63	4,34	1,30	68	6,12	0,74	4,38	1,18	66
P-PO ₄ ³⁻ (g m ⁻² d ⁻¹)	2,93	0,42	1,94	0,51	68	2,84	0,49	1,95	0,51	66

Máx: valor máximo, Mín:valor mínimo, DP:desvio padrão, n:número de amostras.

Verifica-se que o carregamento médio em termos de DQO foi de aproximadamente 40 g m⁻² d⁻¹ em conformidade com a DQO de projeto idealizada em 41 g m⁻² d⁻¹. Porém, os valores máximos e mínimos apresentam uma faixa de variação maior, o que pode ser atribuído às vazões de alimentação aplicadas e a variação nas concentrações do efluente do Tanque Séptico.

5.1.3 Desempenho do tratamento nos WCV

Os resultados obtidos na determinação dos parâmetros físico-químicos, expressos pelo número de amostragens, a média e o desvio padrão, determinados para os afluentes e efluentes dos WCV se apresentam na Tabela 12.

Tabela 12. Concentrações médias afluente e efluentes, desvio padrão (DP) e eficiência média de remoção dos WCV.

Parâmetros (Unidades)	Ponto 1 Afluente		Ponto 2 Efluente WCVD-FS		Eficiência WCVD-FS (%)	Ponto 3 Efluente WCVD		Eficiência WCVD (%)
	Média	(DP) n	Média	(DP) n		Média	(DP) n	
pH	7,2	(0,1) 18	7,0	(0,3) 18	-	6,7	(0,3) 18	-
Alcalinidade Total (mgCaCO ₃ L ⁻¹)	294,0	(37,4) 18	155,6	(74,8) 18	-	104,7	(56,4) 18	-
DQO (mg L ⁻¹)	602,1	(146,2) 18	84,5	(59,2) 16	86	104,3	(60,2) 16	83
ST (mg L ⁻¹)	492,7	(110,8) 16	325,9	(109,1) 16	34	367,9	(105,6) 16	26
SS (mg L ⁻¹)	44,4	(15,7) 18	4,3	(6,8) 17	91	2,6	(4,2) 18	95
NT (mg L ⁻¹)	78,0	(15,0) 9	41,2	(10,3) 9	48	56,1	(16,4) 8	29
N-NH ₄ ⁺ (mg L ⁻¹)	68,2	(10,7) 18	25,6	(8,5) 13	63	31,3	(10,3) 18	55
N-NO ₂ ⁻ (mg L ⁻¹)	0,1	(0,1) 18	0,2	(0,3) 17	-	1,2	(0,9) 18	-
N-NO ₃ ⁻ (mg L ⁻¹)	1,2	(2,1) 17	14,3	(5,2) 13	-	22,9	(9,0) 18	-
P-PO ₄ ³⁻ (mg L ⁻¹)	29,6	(5,0) 18	3,5	(1,4) 18	89	7,2	(1,9) 17	76

n: número de amostras.

Destacam-se os valores de eficiência da DQO, superiores aos obtidos por González (2014) trabalhando sob carregamento orgânico similar ($39 \text{ gDQO m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) e diferentes alturas de saturação de fundo (0, 40 e 65 cm), mas com sistemas de área superficial 6 vezes maiores do que os sistemas avaliados no presente estudo. Andrade (2012) obteve eficiências de remoção superiores a 90% avaliando um WCVD-FS com altura de saturação de fundo de 0,80 m e carregamento orgânico de $37,6 \text{ gDQO m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. Estudos em WCVD com drenagem livre também apresentaram eficiências de remoção entre 60 – 80% com diferentes espécies de plantas (ZURITA et al, 2009).

Pode-se deduzir da Tabela 12 que dos 55% de nitrogênio amoniacal removidos no WCVD, 60% foram devido à nitrificação; entanto que no WCVD-FS, do 63% removido, apenas 30% foram por causa do mesmo fator. Contudo, em termos de eficiências, os valores obtidos foram similares aos obtidos por González (2014), obtendo 49% de eficiência de remoção em WCVD-FS com 0,40 m de saturação de fundo e 23% quando avaliado um sistema com drenagem livre.

Em referência ao CONAMA N^o430/2011 (BRASIL, 2011) sobre lançamento de efluentes no Brasil, para ambos sistemas, ainda não se atingiu o valor estabelecido de lançamento de N-NH_4^+ que indica até 20 mg L^{-1} . De acordo com a Lei Estadual 14.765/2009 (SANTA CATARINA, 2009) do Código Ambiental de Santa Catarina, pode-se afirmar que ambos sistemas atingem os requerimentos do padrão de lançamento de fósforo, baseado no valor médio do P-PO_4^{3-} com eficiências de remoção superiores a 75%, permitindo seu lançamento em lagos, lagoas e estuários. Da mesma forma, o pH encontrou-se dentro das faixas permitidas; valores entre 5 – 9, durante todo o período de estudo.

• pH e Alcalinidade

Na Figura 22 apresenta-se um gráfico tipo box-plot dos valores de pH afluente e efluentes, destacando que o WCVD com drenagem livre apresentou os menores valores de pH no efluente final, em comparação com o WCVD-FS.

Em geral os valores encontraram-se próximos à neutralidade favorecendo as condições para as comunidades microbianas ainda em formação. De acordo com Von Sperling (2005), valores afastados da neutralidade tendem a afetar as taxas de crescimento dos micro-organismos, e valores elevados do pH nos efluentes lançados em corpos de água, podem estar associados com a proliferação de algas.

Figura 22. Gráfico tipo box-plot destacando os valores medianos de pH afluente e efluentes nos WCV.

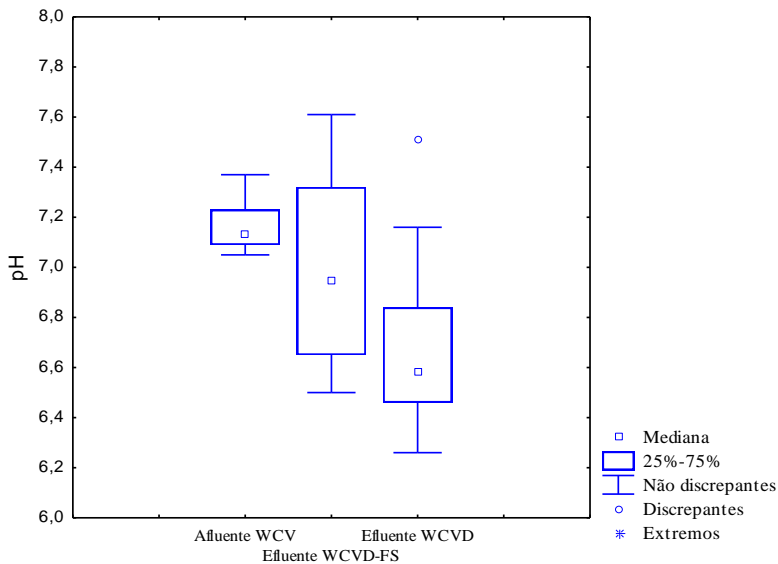
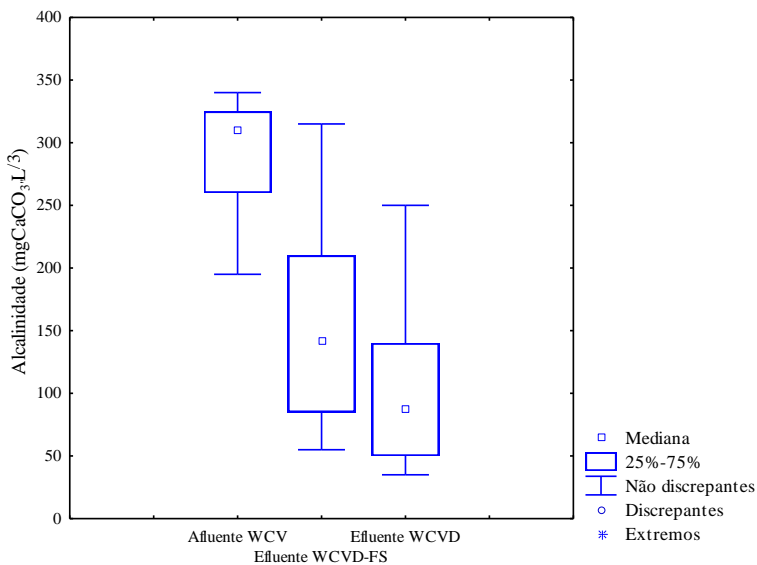


Figura 23. Gráfico tipo box-plot destacando os valores medianos do afluente e efluentes de alcalinidade nos WCV.



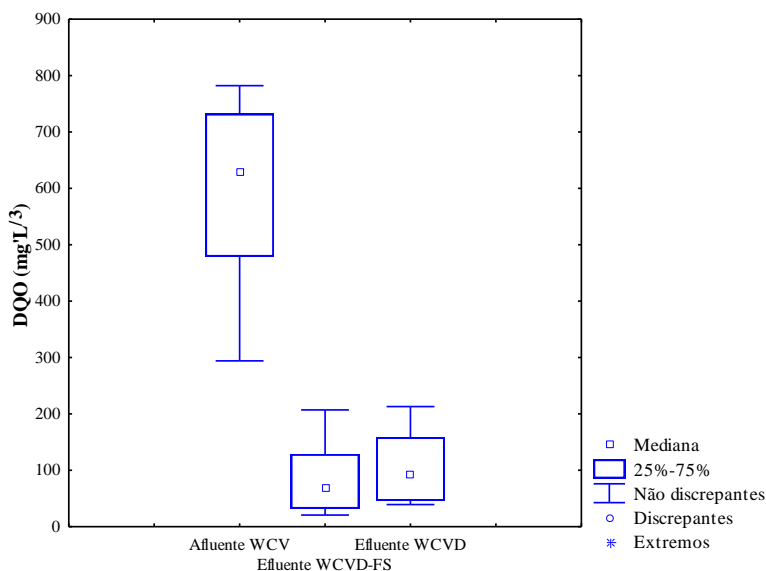
Da mesma forma, pode-se apreciar na Figura 23 que a alcalinidade total foi consumida nos WCVD, provocando redução do pH. Para o esgoto afluente a alcalinidade se manteve em média de $294 \text{ mgCaCO}_3 \text{ L}^{-1}$, e nos efluentes com média de $156 \text{ mgCaCO}_3 \text{ L}^{-1}$ para o WCVD-FS e $105 \text{ mgCaCO}_3 \text{ L}^{-1}$ para o WCVD.

• DQO

Durante o período avaliado, verificaram-se eficiências de remoção superiores a 80% para ambos WCV. A concentração de matéria orgânica carbonácea do efluente do WCVD-FS foi $84,5 \text{ mg L}^{-1}$ atingindo eficiências de remoção de 86%; esse valor é superior ao obtido por González (2014), para a mesma modalidade de *wetland* com três diferentes alturas de saturação de 0, 40 e 65 cm e aplicando carga de $39 \text{ gDQO m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, atingindo eficiências de remoção próximas a 60% em condições de clima tropical.

Na Figura 24 é apresentado gráfico tipo box plot destacando as concentrações medianas.

Figura 24. Gráfico box plot destacando as concentrações medianas afluente e efluentes dos WCV.



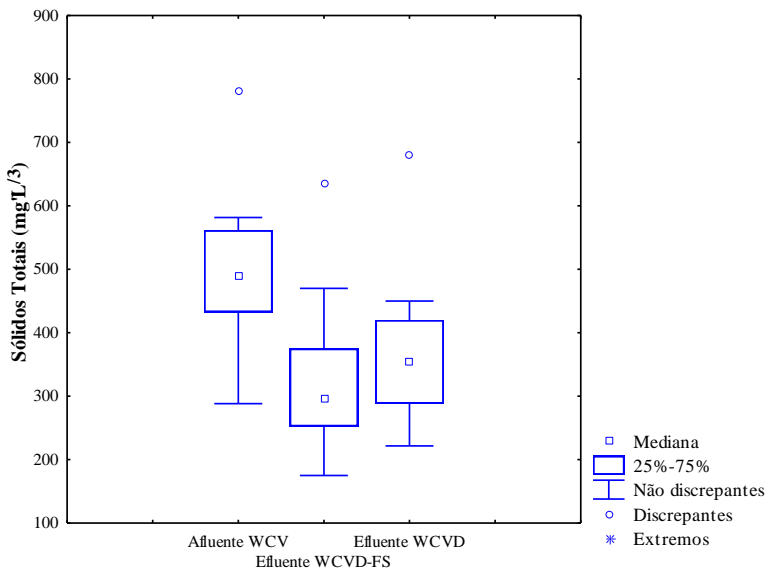
• Série de Sólidos

Silveira et al. (2015) reportam eficiências de 50% para uma carga aplicada de 25 gDQO m⁻² d⁻¹ (com taxa hidráulica de 230 mm d⁻¹) e altura de saturação de 25 cm.

No WCVD foi verificada concentração média no efluente de 104,3 mg L⁻¹, ou seja, atingiu 83% de eficiência de remoção. Olijnyk (2008) reporta valores em torno de 55% de eficiência quando aplicada carga de 45,3 gDQO m⁻² d⁻¹ (com taxa hidráulica de 343,8 mm d⁻¹), em condições de clima subtropical

Na Figura 25 apresenta-se um gráfico tipo box-plot das concentrações de ST para o afluente e efluentes dos WCV. A concentração média de ST no afluente foi 493 mg L⁻¹, e os efluentes apresentaram valor médio de 326 e 368 mg L⁻¹ para o WCVD-FS e WCVD, respectivamente. Para ambos casos, obtiveram-se eficiências em torno de 30%.

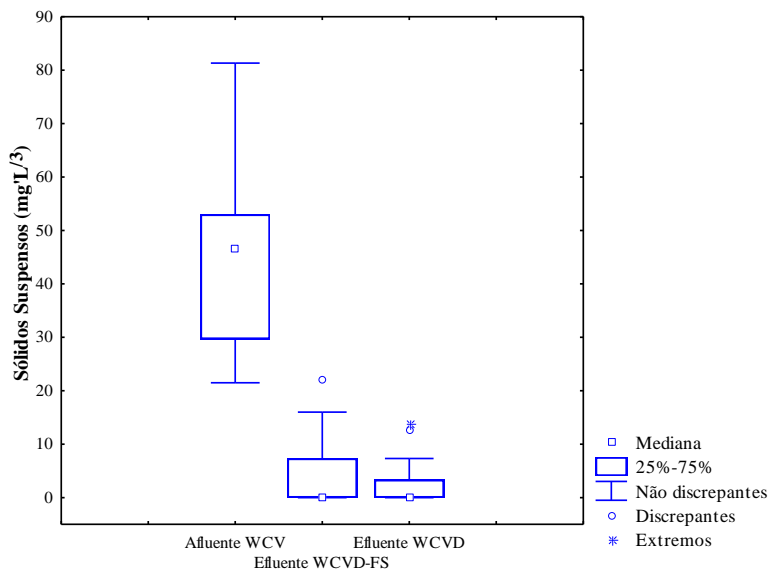
Figura 25. Gráfico box plot destacando as concentrações medianas de ST afluente e efluentes dos WCV



Os valores médios de sólidos suspensos obtidos nos efluentes dos WCV foram 4,3 e 2,6 mg L⁻¹ para o WCVD-FS e WCVD,

respectivamente. As eficiências de remoção de SS superaram o valor de 90%, sendo um pouco melhor para o WCVD. Ressalta-se que durante o período de estudo, nunca houve aumento na concentração de sólidos suspensos após o tratamento. Kim et al. (2014) também obtiveram altas remoções de SS, com eficiência de 99%, em um WCVD-FS com altura de saturação similar a deste estudo, para tratamento de esgoto sanitário com adição de águas residuárias de produção de vinho.

Figura 26. Gráfico box plot destacando as concentrações medianas de SS afluente e efluentes dos WCV



Na Figura 26 apresenta-se o gráfico tipo box-plot das concentrações de sólidos suspensos nas amostras do afluente e efluentes aos WCV.

- **Fração Nitrogenada**

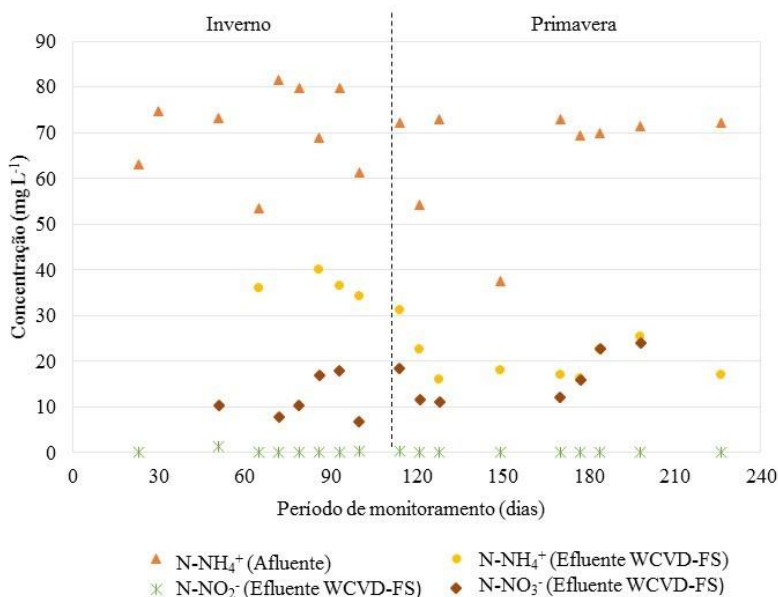
As concentrações de nitrogênio total nos efluentes dos WCV diminuíram quando comparada com o afluente. Na Tabela 12 observa-se que a eficiência de remoção foi de 48% no WCVD-FS frente a 29% no WCVD. Santos (2015) sugere que a altura de saturação de fundo gera aumento progressivo na remoção de nitrogênio total. A autora apresentou eficiência de 46% de remoção de NT em experimento laboratorial de

bancada utilizando coluna de areia com 0,40 m de saturação de fundo e aplicação de 41 gDQO m⁻² d⁻¹, similar ao presente estudo.

Ambos WCV obtiveram eficiência de remoção em torno de 50% para N-NH₄⁺. Song et al. (2006) afirmam que a remoção mais eficiente de nitrogênio amoniacal acontece no verão e outono, em comparação com o inverno e primavera, ou seja; a eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal nos *wetlands* construídos pode ser influenciada pelas variações sazonais.

Na Figura 27 e 28 apresentam-se os gráficos evolutivos das concentrações dos compostos nitrogenados para o WCVD-FS e WCVD, respectivamente.

Figura 27. Gráfico evolutivo das concentrações da fração nitrogenada no WCVD-FS



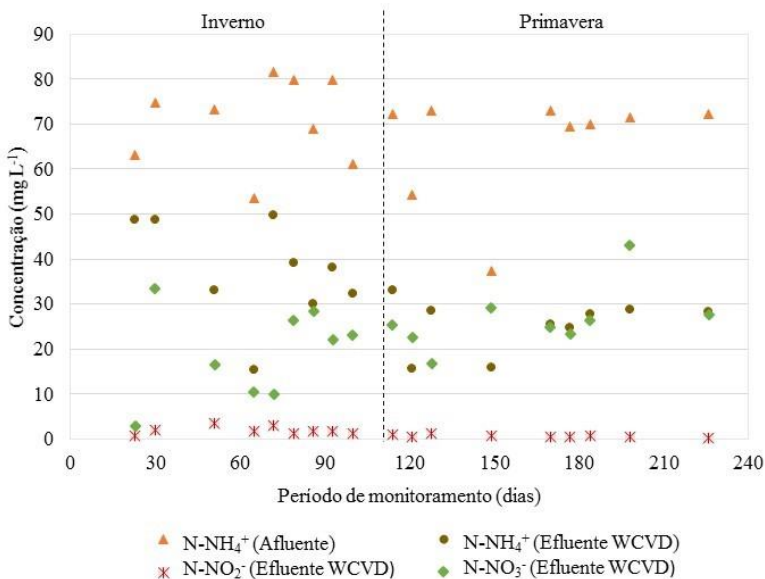
O processo de nitrificação é evidenciado pelo aumento na concentração de N-NO₃⁻ nos efluentes dos WCV. Efetivamente, a sazonalidade influencia no desempenho de tratamento; visto que a partir do 120º dia, bem no começo da primavera, a transformação de N-NH₄⁺ em N-NO₃⁻ foi evidente no gráfico evolutivo (Figuras 27 e 28).

Entre os 130º e 170º dias, observa-se uma queda na concentração de amônia no afluente, possivelmente causada pela diluição do esgoto

afluente pois este foi um período de chuvas contínuas, acumulando 315 mm de precipitação em 40 dias.

Por causa deste período de chuvas contínuas, aconteceram problemas de entupimento da bomba de recalque do esgoto da rede coletora até o tanque elevado, fazendo com que a ETE piloto estivesse praticamente inoperante na semana de 09/11 a 15/11 (160° a 166° dias), aplicando-se apenas 2 pulsos em cada WCV.

Figura 28. Gráfico evolutivo das concentrações da fração nitrogenada no WCVD.



• Fósforo ortofosfato

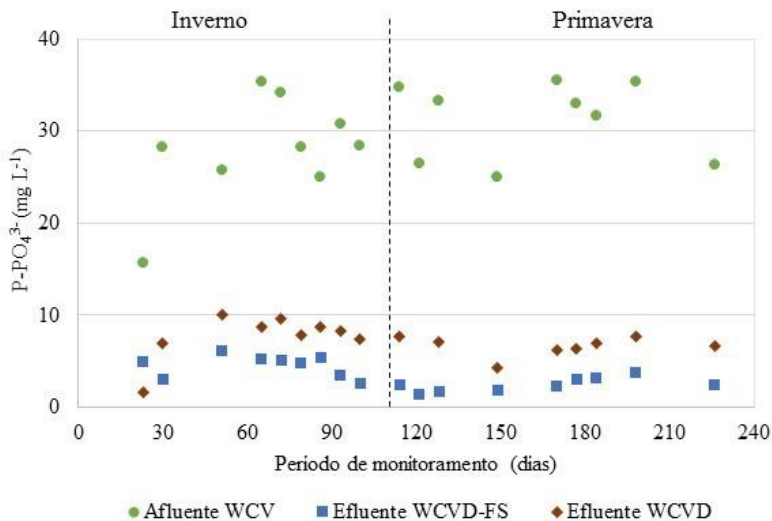
Na Figura 29 apresentam-se as concentrações do P-PO_4^{3-} das amostras coletadas durante o período de estudo. O ortofosfato foi reduzido com eficiências da ordem de 89% e 76% para o WCVD-FS e WCVD, respectivamente. O afluente apresentou um valor médio de 29,6 mg L^{-1} , enquanto os WCVD-FS e WCVD apresentaram valores médios de 3,5 e 7,20 mg L^{-1} , respectivamente. Observa-se que ambos sistemas mantiveram um comportamento similar, mas o WCVD-FS sempre mostrou melhor eficiência de remoção.

Após o 180° dia, observa-se um leve incremento na concentração efluente dos WCV, inferindo que esta variação pode estar relacionada

com a poda das macrófitas realizada no 189º dia de operação (08/12/2015).

Segundo Brix e Arias (2005), a perda de eficiência na remoção de fósforo em WC por adsorção e a precipitação no material filtrante, é cada vez mais limitada após algum tempo de operação.

Figura 29. Gráfico evolutivo das concentrações de fósforo-ortofosfato no WCVD-FS e WCVD.



5.2 WETLAND CONSTRUÍDO HORIZONTAL

5.2.1 Caracterização quantitativa do afluente

Na Tabela 13 apresentam-se os valores médios das vazões afluentes e taxa hidráulica aplicada no WCH. Esta vazão afluente foi estimada através do balanço hídrico entre a entrada e saída do sistema, utilizando-se os aparatos de medição de vazão (bombonas de medição, *dataloggers* e medidor basculante). Foram consideradas as variáveis de precipitação e evapotranspiração no cálculo.

Tabela 13. Variação da vazão afluyente e consequente taxa hidráulica aplicadas no WCH, durante o período de 30 semanas (22/06/2015 a 14/01/2016).

	Vazão (L d⁻¹)	Taxa hidráulica (mm d⁻¹)
Máximo	830,08	51,88
Mínimo	116,34	7,27
Média	516,90	32,31
DP	124,73	7,80
n	110	110
CV	0,24	0,24

DP: desvio padrão, n: número de dados, CV: coeficiente de variação

Observa-se aumento entre a vazão média afluyente ao WCVD (497 L d⁻¹ – Tabela 10) e a vazão afluyente ao WCH (516 L d⁻¹), devido aos eventos de precipitação pluviométrica incidentes no experimento.

5.2.2 Caracterização qualitativa do afluyente ao WCH

Na Tabela 14 apresentam-se os carregamentos orgânicos e inorgânicos aplicados no WCH durante o período de estudo.

Tabela 14. Carregamentos orgânico e inorgânicos aplicados no WCH.

Parâmetro	Carga superficial					Carga transversal				
	Máx.	Mín.	Média	DP	n	Máx.	Mín.	Média	DP	n
DQO (g m ⁻² d ⁻¹)	7,52	0,46	3,30	2,00	58	54,67	7,44	24,35	14,38	57
SS (g m ⁻² d ⁻¹)	0,38	0,00	0,07	0,12	66	3,75	0,00	0,60	1,06	64
NT (g m ⁻² d ⁻¹)	3,48	0,37	1,81	0,65	29	25,31	2,67	13,16	4,76	29
N-NH ₄ ⁺ (g m ⁻² d ⁻¹)	1,34	0,42	0,85	0,26	66	12,96	0,98	7,18	2,49	66
P-PO ₄ ³⁻ (g m ⁻² d ⁻¹)	0,38	0,04	0,23	0,08	62	2,77	0,26	1,66	0,56	62

DP: desvio padrão, n: número de dados

Em relação às cargas aplicadas, tem-se como maior influenciador da colmatação dos WC, a carga de sólidos em suspensão. Sezerino (2006) indica que os valores máximos de aplicação de carga de SS não são reportados na literatura, pois a maioria dos modelos de dimensionamento consideram somente a cinética de primeira ordem tomando por base o parâmetro da DBO₅.

Esta negligência em relação ao carregamento de SS, poderia ocasionar a saturação da porção inicial do WC. O mesmo autor recomenda, ainda, levar em consideração a carga de sólidos com relação a área transversal do maciço filtrante. Na Tabela 14 pode-se apreciar a inferioridade dos carregamentos quando considerada apenas a área superficial.

5.2.3 Desempenho de tratamento no WCH

Os parâmetros físico-químicos, expressos pela média, desvio padrão (DP) e número de amostragens (n) no afluente e efluente do WCH, estão apresentados na Tabela 15.

Tabela 15. Concentrações médias do efluente em WCH.

Parâmetro (Unidade)	Ponto 3 Afluente WCH			Ponto 4 Efluente WCH			Eficiência WCH (%)	Eficiência Sistema híbrido (%)
	Média	(DP)	n	Média	(DP)	n		
pH	6,7	(0,3)	18	6,9	(0,3)	18		
Alcalinidade (mgCaCO ₃ L ⁻¹)	104,7	(56,4)	18	84,7	(27,2)	18	-	-
DQO (mg L ⁻¹)	104,3	(60,2)	16	45,1	(22,1)	5	57	93
ST (mg L ⁻¹)	367,9	(105,6)	16	291	(109,7)	16	21	41
SS (mg L ⁻¹)	2,6	(4,2)	18	1,1	(3,1)	18	58	98
NT (mg L ⁻¹)	56,1	(16,4)	8	26,0	(12,2)	8	54	67
N-NH ₄ ⁺ (mg L ⁻¹)	31,3	(10,3)	18	11,1	(7,2)	15	65	84
N-NO ₂ ⁻ (mg L ⁻¹)	1,2	(0,9)	18	0,2	(0,5)	17	-	-
N-NO ₃ ⁻ (mg L ⁻¹)	22,9	(9,0)	18	14,5	(4,0)	10	-	-
P-PO ₄ ³⁻ (mg L ⁻¹)	7,2	(1,9)	17	1,40	(1,0)	18	81	96

*Eficiência do Sistema híbrido entre o Ponto 1 (Tabela 12, pág. 70) e o Ponto 4

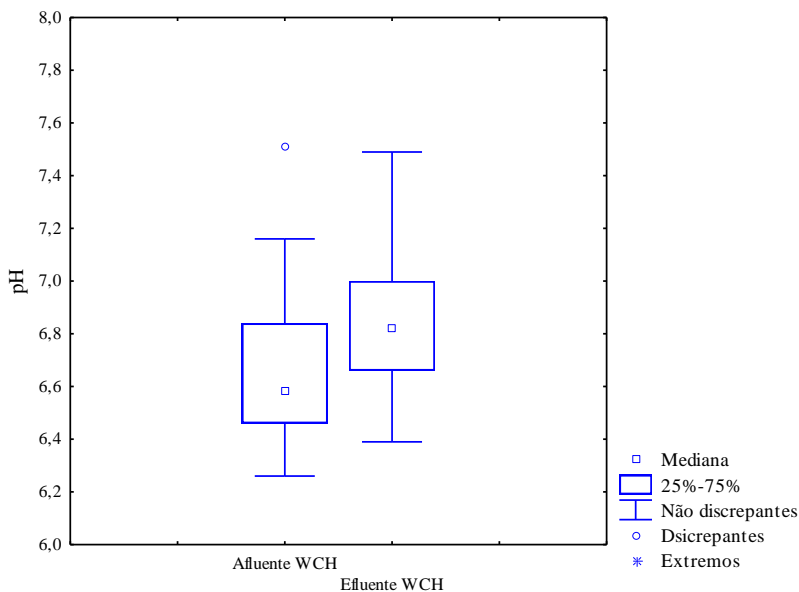
Considerou-se na Tabela 15, a eficiência do WCH (entre os Pontos 3 - 4), e a eficiência de remoção do sistema híbrido (entre os Pontos 1 - 4), a fim de identificar a eficiência do arranjo empregando os dois sistemas em sequência, ou seja, WCVD seguido por WCH (sistema híbrido).

Em termos gerais, o WCH apresentou diminuição na remoção das concentrações efluentes, principalmente SS e $P-PO_4^{3-}$; porém as eficiências de remoção em nível global são superiores, inclusive quando comparadas com o WCVD-FS.

• pH e Alcalinidade

Os valores de pH no efluente do WCH variaram entre 6,4 e 7,5 resultando numa média de 6,9, mantendo-se geralmente próximo a neutralidade. Na Figura 30 apresenta-se o gráfico tipo box-plot destacando os valores medianos do efluente do WCH.

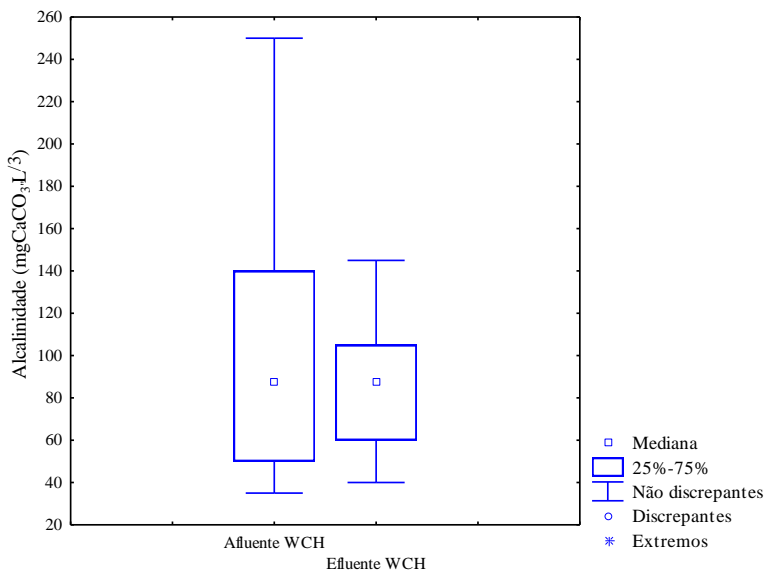
Figura 30. Gráfico tipo box plot destacando as concentrações medianas de pH afluente e efluente do WCH



Com respeito a alcalinidade do efluente do WCH, obteve-se o valor médio de $84,7 \text{ mgCaCO}_3 \text{ L}^{-1}$, inferior quando comparado com os

WCV. Acredita-se que a redução da alcalinidade pode estar relacionada com as características variáveis do esgoto bruto afluente à estação, por ser tratar de esgoto proveniente da rede pública. Na Figura 31, apresentam-se as concentrações medianas do efluente do WCH.

Figura 31. Gráfico tipo box plot destacando as concentrações medianas de Alcalinidade afluente e efluente do WCH



• DQO

A concentração média de matéria carbonácea em termos de DQO foi 104 mg L^{-1} no afluente ao WCH e a concentração efluente variou entre $20,5$ a 76 mg L^{-1} , resultando num valor médio de $45,1 \text{ mg L}^{-1}$, correspondente a uma eficiência média de remoção de 57%. Olijnyk (2008) obteve eficiência de remoção de 58% de DQO em um WCH com areia como material filtrante, alimentado com efluente de WCV. A mesma autora obteve eficiência global de 77% em um sistema híbrido alimentado com efluente de uma lagoa facultativa empregada no tratamento de esgoto sanitário.

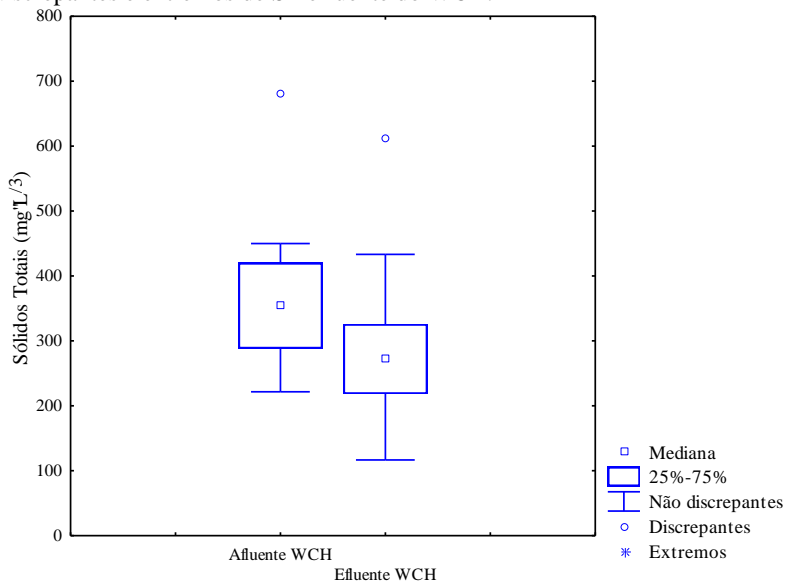
A eficiência média observada no WCH foi inferior à reportada por Konnerup et al. (2008), no tratamento de esgoto sanitário de origem doméstico com DQO de 135 mg L^{-1} e taxa hidráulica de 55 mm d^{-1} . Os

autores obtiveram eficiências de 79% e 83% para dois WCH plantados com *Canna* e *Heliconia*, respectivamente.

- **Série de sólidos**

A concentração afluente de ST resultou no valor médio de 367,9 mg L⁻¹ e no efluente do WCH de 291 mg L⁻¹, obtendo uma eficiência de remoção de 21%, quando aplicada a carga transversal de 0,60 gSS m⁻² d⁻¹. Na Figura 32 apresenta-se a concentração mediana de ST para o efluente do WCH.

Figura 32. Gráfico box plot destacando as concentrações medianas, valores discrepantes e extremos de ST efluente do WCH.



A melhora na qualidade do efluente submetido ao tratamento é evidenciada, além das análises físico-químicas realizadas, pela mudança de coloração da amostra, conforme pode ser visualizado na Figura 33.

Figura 33. Foto das amostras de esgoto afluente e efluentes em cada ponto de coleta.



- **Serie nitrogenada**

Na Tabela 16, apresenta-se a estatística descritiva dos resultados do comportamento dos compostos nitrogenados monitorados no WCH.

Observa-se que as concentrações de NT e $N-NH_4^+$ diminuíram quando comparadas com as concentrações afluentes, obtendo eficiência média de remoção de 54% e 65%, respectivamente, quando aplicada carga superficial de $0,85 \text{ gN-NH}_4^+ \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$.

Tabela 16. Estatística descritiva dos resultados do monitoramento dos compostos nitrogenados do WCH.

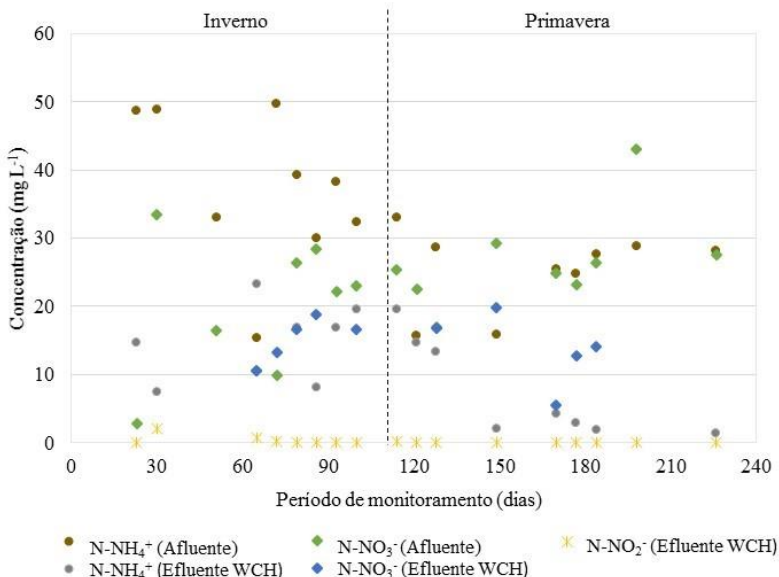
Compostos nitrogenados	Afluente (mg.L^{-1})				Efluente (mg.L^{-1})			
	NT	$N-NH_4^+$	$N-NO_2^-$	$N-NO_3^-$	NT	$N-NH_4^+$	$N-NO_2^-$	$N-NO_3^-$
Máximo	96,0	49,7	3,5	43,0	40,0	23,3	2,0	19,8
Mínimo	41,0	15,4	0,1	2,8	14,0	1,4	0,0	5,5
Média	56,1	31,3	1,2	22,9	26,0	11,1	0,2	14,5
DP	16,4	10,3	0,9	9,0	9,3	7,2	0,5	4,0
n	8	18	18	18	7	15	17	10
CV	0,29	0,33	0,71	0,39	0,36	0,65	2,33	0,28

DP: desvio padrão, n: número de dados, CV: coeficiente de variação

Sezerino (2006) obteve eficiência de remoção de 23% para uma carga aplicada de $1,69 \text{ gN-NH}_4^+ \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, em WCH para tratamento de esgotos sanitários de origem doméstica, nas mesmas condições climáticas que o presente estudo.

Adicionalmente na Figura 34, pode-se verificar o comportamento dos compostos nitrogenados no WCH durante o período de estudo. A literatura estabelece que os WCH apresentam potencialidade de desnitrificação, em função das condições anóxicas no interior do leito.

Figura 34. Gráfico evolutivo das concentrações da fração nitrogenada no WCH



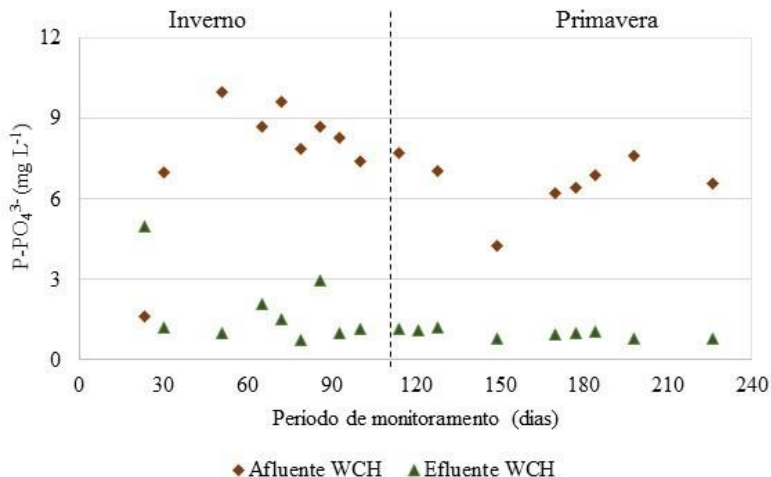
A concentração de nitrato afluente foi em média $22,9 \text{ mg L}^{-1}$ e no efluente foi em média $18,7 \text{ mg L}^{-1}$ mostrando ainda uma baixa capacidade de desnitrificação, mas o potencial de desnitrificação é alcançado em sistemas maduros, com anos de operação.

● Fósforo ortofosfato

A carga superficial aplicada no WCH foi $0,23 \text{ gP-PO}_4^{3-} \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, ou seja, 8,5 vezes menor comparada à carga aplicada em WCV no presente estudo. Na Figura 35 apresenta-se o comportamento da concentração

afluente e efluente de ortofosfato no WCH, mantendo-se uma tendência na remoção a partir 90º dia. A poda das macrófitas não gerou qualquer impacto na qualidade do efluente do WCH para este parâmetro.

Figura 35. Gráfico evolutivo das concentrações de fósforo ortofosfato afluente e efluente do WCH



5.3 EVAPOTRANSPIRAÇÃO (EVT) EM WETLANDS CONSTRUÍDOS DE ESCOAMENTO SUBSUPERFICIAL

Como citado anteriormente, a evapotranspiração encontra-se diretamente influenciada por algumas variáveis meteorológicas, portanto, a obtenção dos valores de precipitação, radiação solar, umidade relativa, temperatura e velocidade do vento foram recompilados e analisados durante os meses de junho a dezembro de 2015.

Na Tabela 17 são apresentadas as médias mensais dos dados da estação meteorológica existente no *Campus* da UFSC.

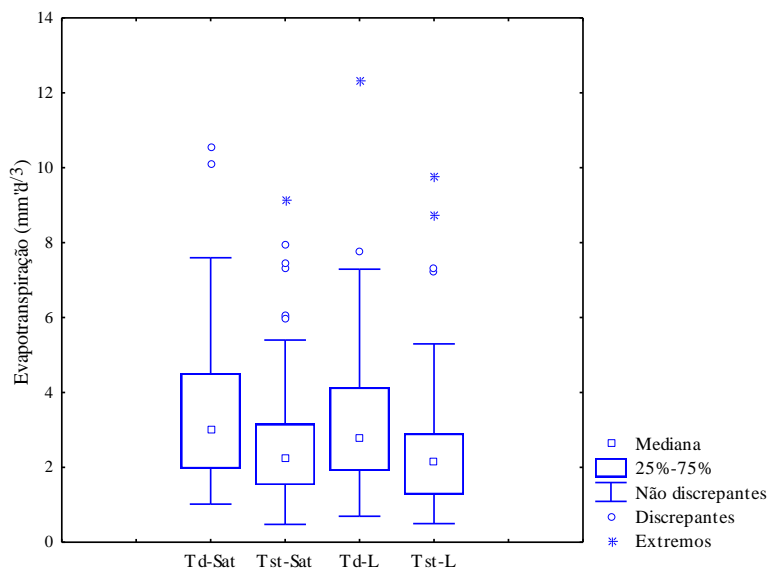
Tabela 17. Parâmetros meteorológicos da estação meteorológica do *Campus* da UFSC referentes aos meses de junho a dezembro de 2015.

Mês	Precipitação acumulada (mm)	Radiação solar (J/m^2)	Umidade Relativa (%)	Temperatura ($^{\circ}C$)	Velocidade do vento * (m/s)
Junho	103,65	95,24	73,21	18,46	0,53
Julho	237,94	85,69	81,53	18,24	0,52
Agosto	68,35	117,37	77,67	20,66	0,97
Setembro	286,77	108,89	80,31	19,57	1,07
Outubro	274,58	94,93	83,25	19,90	2,15
Novembro	207,84	129,16	80,20	22,05	2,31
Dezembro	141,95	149,45	83,05	24,65	2,08

*Instituto Nacional de Meteorologia (INMET)

Na Figura 36, apresentam-se os valores medianos, discrepantes, não discrepantes e extremos da EVT dos ensaios nas 4 condições testadas.

Figura 36. Gráfico tipo *box plot* destacando os valores medianos da evapotranspiração (obtido através do ensaio de evapotranspiração deste estudo).



Td-Sat: plantado com fundo saturado; Tst-Sat: não plantado com fundo saturado;
Td-L: plantado com drenagem livre; Tst-L: não plantado com drenagem livre.

Com base no ensaio de evapotranspiração, obtiveram-se valores de 3,43 mm d⁻¹ e 3,11 mm d⁻¹ para o período de inverno e 4,41 mm d⁻¹ e 4,08 mm d⁻¹ para o período de primavera, nas condições de saturação e drenagem livre, respectivamente. Os resultados obtidos para a condição de drenagem livre foram comparados com o registro dos dados contabilizados no medidor basculante instalado na saída do WCVD, no qual obteve-se o valor médio de 4,5 mm d⁻¹; resultando em valores similares.

Na Tabela 18, apresentam-se os valores das perdas de água para as 4 condições avaliadas no período de Inverno e Primavera. O número de amostras (n) foi diferenciado para os dois períodos por causa das chuvas no período da Primavera.

Tabela 18. Valores médios e desvio padrão (DP) das perdas de água (evapotranspiração e evaporação) para as quatro condições avaliadas nos períodos de inverno e verão.

EVT (mm d ⁻¹)		Td-Sat	Tst-Sat	Td-L	Tst-L
Inverno	Média	3,43	2,88	3,11	2,48
	DP	2,20	2,09	2,07	2,03
	n	53	50	53	50
Primavera	Média	4,41	2,50	4,08	2,56
	DP	1,59	1,12	1,73	1,14
	n	18	18	15	18

Td-Sat: plantado com fundo saturado; Tst-Sat: não plantado com fundo saturado; Td-L: plantado com drenagem livre; Tst-L: não plantado com drenagem livre.

De maneira geral, os valores médios obtidos nos ensaios apresentaram desvio padrão elevados, em virtude da adaptação das macrófitas e às precipitações intensas ocorridas no período de estudo. Apesar de ter-se identificado valores diferentes para os períodos do Inverno e Primavera, não se obteve diferenças significativas ($\alpha > 0,05$) entre os tratamentos com planta e sem planta.

Resultados similares foram obtidos por Papaevangelou et al. (2010), avaliando evapotranspiração em WCH empregando *Phragmites australis* e *Typha latifolia* com base no balanço hídrico. Esses autores obtiveram valores médios de 5,46 e 5,72 mm d⁻¹, respectivamente, e observaram maiores valores de α no verão e menores no inverno. O valor máximo obtido para o WCH com *Typha latifolia* foi de 23 mm d⁻¹, o que é condizente com os valores discrepantes obtidos também neste estudo.

Durante a primavera, os valores de EVT no ensaio aumentaram quando comparados com o período de inverno, reafirmando a influência da sazonalidade nos valores de EVT.

Brasil et al. (2008) obtiveram valores de evapotranspiração de 4,9 mm d⁻¹ a 18,7 mm d⁻¹, com média de 9,3 mm d⁻¹ em WCH plantado com *Typha* spp.

Conforme Gallina et al. (2012), a temperatura e a umidade relativa mostram forte influência na EVT, podendo a mesma chegar até 67,5% em período de 12 horas quando se dá aumento de temperatura e diminuição significativa de umidade. Outrossim, pode-se ter um aumento do volume de efluente vinculado diretamente aos índices de precipitação pluviométrica do local.

Os valores de EVT obtidos nos ensaios e os valores de precipitação para cada dia, foram considerados de modo geral para estimar o balanço hídrico nos WC da estação piloto, e desse modo, identificar melhor a participação das macrófitas no desempenho de tratamento, com base nas cargas removidas em cada sistema. Ressalta-se que as cargas aplicadas nos WCV foram definidas com base nos dados de vazões afluentes, calculados a partir da informação do *datalogger*.

De acordo com Headley et al. (2012), maiores valores de EVT apresentam-se no verão e outono, os quais correspondem ao período de maior desenvolvimento das macrófitas, ou seja, maior produção de biomassa. Esses autores determinaram a média anual de EVT em 7 mm d⁻¹ para o primeiro ano de avaliação e 10,6 mm d⁻¹ no segundo ano, e atribuíram ao desenvolvimento das macrófitas, com o aumento do número de plantas.

5.4 AVALIAÇÃO DA MACRÓFITA *TYPHA DOMINGENSIS*

5.4.1 Desenvolvimento das macrófitas

Verificou-se o crescimento da macrófitas *Typha domingensis* quando avaliado seu desenvolvimento nos três WC. Uma vez realizado o plantio no dia 02/06/2015, esperou-se um período de aproximadamente 30 dias para começar com as medições e deixar a planta se desenvolver sem qualquer interferência. No dia 01/07/2015 e 10/08/2015, verificou-se a necessidade de replantio de algumas plantas por causa de apodrecimento do rizoma, totalizando 7 plantas no WCVD-FS, 12 plantas no WCVD e 10 no WCH. Embora os dois WCVD recebam carregamentos muito parecidos, os maiores problemas de adaptação da planta foram no WCVD

principalmente pela disponibilidade de água para suas funções fisiológicas.

As medições do crescimento começaram o dia 08/07/2015, porém a superfície dos WC não se encontrava totalmente coberta com plantas, e a última medição deu-se 30 dias após a poda, no dia 05/01/2016.

Nas Figura 37, pode-se apreciar o desenvolvimento das macrófitas no WCVD-FS durante o período de estudo, mostrando visualmente o crescimento e a densidade das plantas a partir do mês de agosto, e no WCV (Figura 38) é possível notar a adaptação das plantas no mês de setembro.

Figura 37. Fotos do crescimento mensal das macrófitas no WCVD-FS durante o período de estudo (junho 2015 – janeiro 2016).

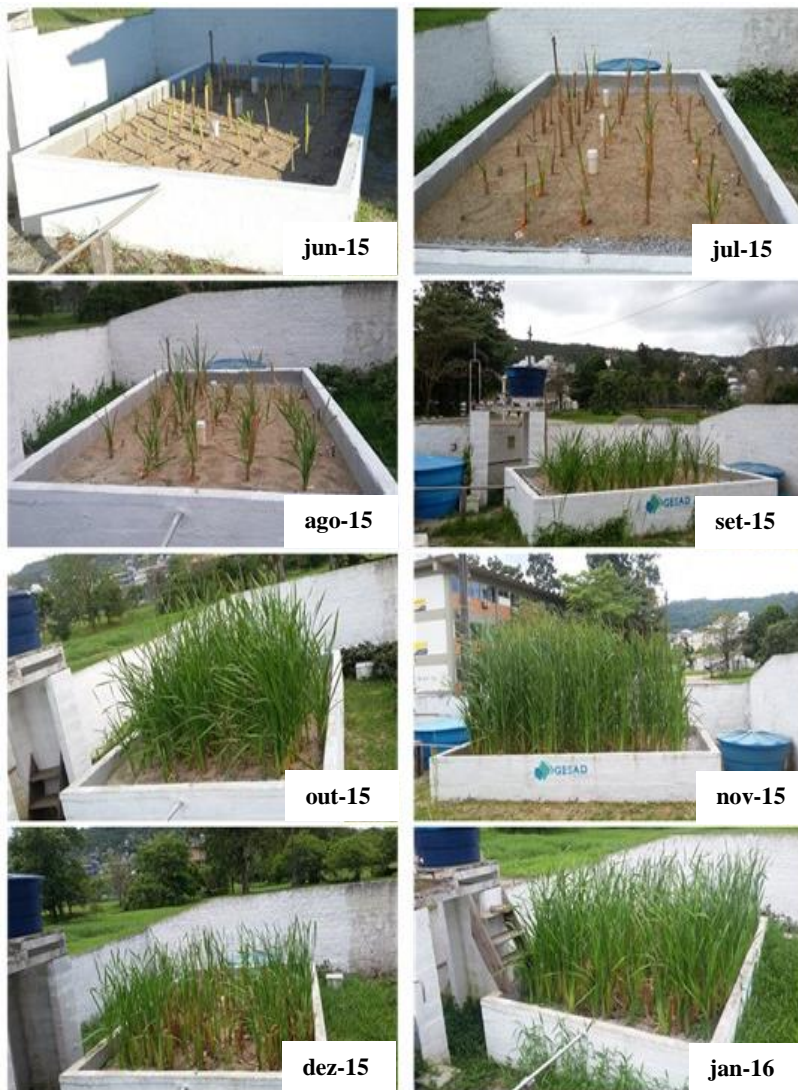


Figura 38. Fotos do crescimento das macrófitas no WCVD durante o período de estudo (junho 2015 – janeiro 2016).



Da mesma forma, na Figura 39 se observa o desenvolvimento e adaptação das macrófitas durante o período total do estudo. Como no WCVD-FS, no WCVD o crescimento e o aumento na densidade de plantas foram evidenciados no mês de agosto.

Figura 39. Fotos do crescimento das macrófitas no WCH durante o período de estudo (junho 2015 – janeiro 2016).

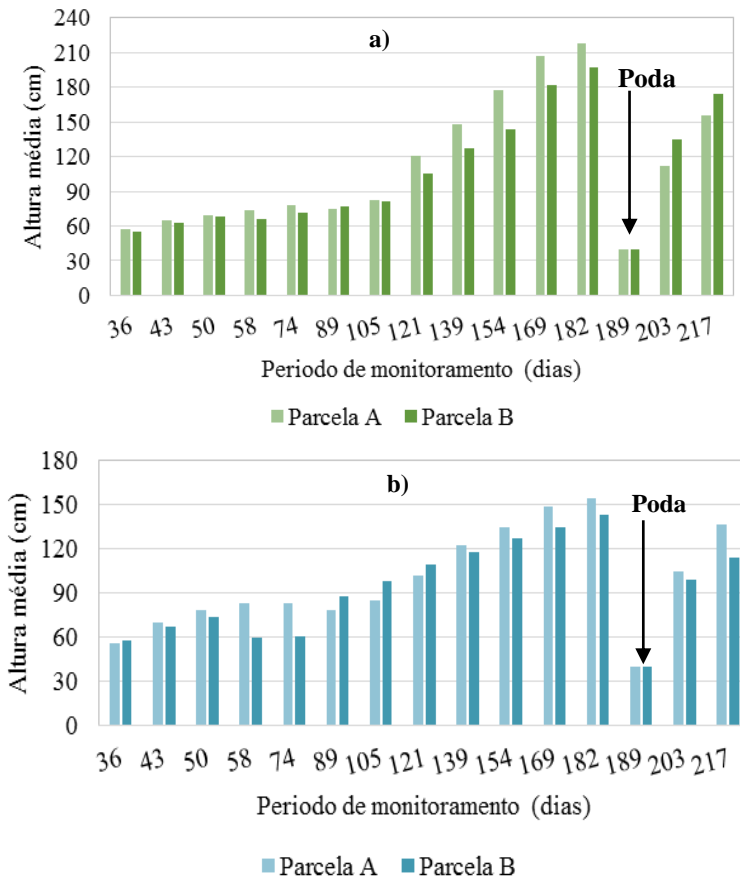


Por se tratar de um período de início de operação, as macrófitas ainda não conseguiram cobrir a totalidade da superfície dos WC, mostrando-se menor densidade de plantas no WCV após 180 dias do plantio.

As fotos correspondentes ao mês de dezembro para cada WC mostram o período de 15 dias após a poda (22/12/2015) evidenciando a estimulação do crescimento com essa atividade.

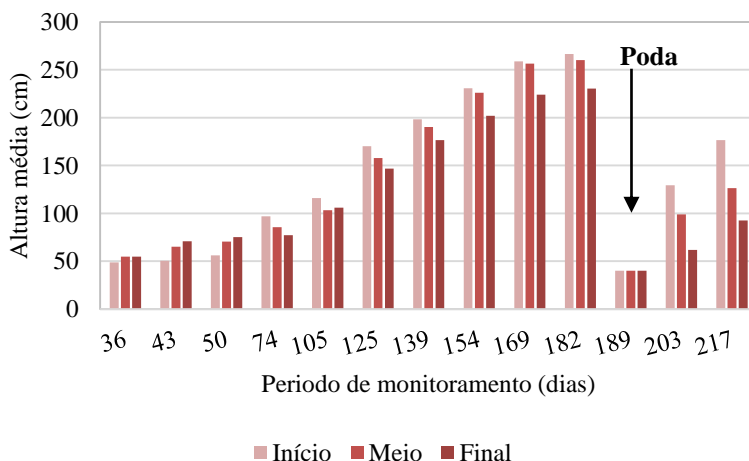
Em relação aos resultados de crescimento, observou-se para o WCVD-FS, maior crescimento das plantas na parcela A com respeito à parcela B, com exceção do dia 89º e os dias subsequentes à poda das macrófitas. No WCVD, o crescimento das plantas foi mais variável do que no WCVD-FS, com referência às parcelas A e B; mantendo um melhor desenvolvimento na primeira parcela a partir do dia 139º (Figura 40). A altura média atingida foi de $207 \pm 31,57$ e 149 ± 37 cm, após 180 dias de transplante, para o WCVD-FS e WCVD respectivamente.

Figura 40. Altura média das macrófitas nos WCV. a) WCVD-FS, b) WCVD



Como explicado na metodologia, o WCH foi dividido em três parcelas, representando o início, meio e final do sistema. Com a premissa de que poderia apresentar melhor desenvolvimento das macrófitas no início do sistema. Contudo, após avaliação pode-se afirmar que durante o período de estudo, entre junho e dezembro de 2015, as plantas apresentaram uma leve diferença de crescimento nas parcelas, resultando maiores valores da altura no início do sistema a partir do 74º dia após transplante, porém após a poda, a diferença entre as parcelas foi muito mais marcante (Figura 41). A altura média atingida após 180 dias de transplante foi de $252 \pm 21,18$.

Figura 41. Altura média das macrófitas no WCH



A série histórica de dados de altura das plantas até o dia da poda, foram avaliadas pela análise de variância (ANOVA), não encontrando diferenças significativas entre as parcelas A e B para os WCV ($\alpha < 5\%$), nem entre as parcelas início, meio e final para o WCH ($\alpha < 5\%$).

Deve ser levado em consideração que as macrófitas foram plantadas quase finalizando o outono, e tiveram que se adaptar as condições climáticas nos meses de inverno, o que poderia explicar o retardo no aumento da densidade de plantas, assim como no crescimento.

Para fins do presente estudo, identificou-se as alturas atingidas pelas plantas após 90, 120, 150 e 180 dias de operação, assim como também a densidade de plantas para os mesmos períodos. Na Tabela 19

apresenta-se a densidade de plantas para diferentes períodos durante o monitoramento.

Tabela 19. Densidade de plantas nos WC durante o período de monitoramento, tomando como base a área superficial do sistema.

Dias após plantio	Densidade (plantas m ⁻²)		
	WCVD-FS	WCVD	WCH
45	4,1	5,0	4,3
90	6,3	7,1	6,8
120	15,8	8,9	8,8
150	18,1	11,2	9,5
180	27,5	16,2	16,1

Na Tabela 20 apresenta-se, em modo global, os valores de alturas médias atingidas pelas macrófitas durante o período de junho de 2015 até janeiro de 2016, sendo avaliadas 16 plantas para cada WCV e 18 plantas no WCH.

Após 180 dias de transplantio, as plantas alcançaram 207 cm no WCVD-FS, 149 cm no WCVD e 252 cm no WCH. Pelissari (2013) avaliou o crescimento de *Typha domingensis* em WCH e WCV, obtendo valores de 207 e 100 cm aproximadamente após 100 dias de monitoramento. Assim, após 100 dias os valores encontrados neste estudo foram 180 cm para WCH e 91 cm para o WCVD, ou seja, similares apenas para WCVD.

Costa et al. (2015) trabalhando com WCH plantado com *Typha latifolia*, obtiveram alturas entre 70 e 100 cm, com velocidade de crescimento de 1,03 cm d⁻¹. Para o presente estudo, as maiores velocidades de crescimento apresentaram-se em diferentes períodos em cada WC. Após 169 dias do plantio, obteve-se para o WCVD-FS uma velocidade de crescimento de 2,23 cm d⁻¹; após 121 dias para o WCVD a velocidade de crescimento foi de 0,87 cm.d⁻¹ e após 121 dias no WCH a velocidade de crescimento correspondeu a 3,12 cm d⁻¹.

Pode-se verificar que a partir do 120º dia, a velocidade de crescimento tende a se estabilizar até quase o 180º dia, quando começam a manifestar sinais de senescência das plantas.

Na Figura 42 pode-se observar que os dias mais quentes estimulam a velocidade de crescimento; porém o maior estímulo que tiveram as plantas foi referente a poda, de onde as plantas atingiram a

altura de $125 \pm 20,3$, $102 \pm 26,6$ e $97 \pm 40,9$ cm para WCVD-FS, WCVD e WCH, respectivamente, em apenas 15 dias.

Tabela 20. Alturas médias e velocidade de crescimento de *Typha domingensis* para WCVD-FS, WCVD e WCH.

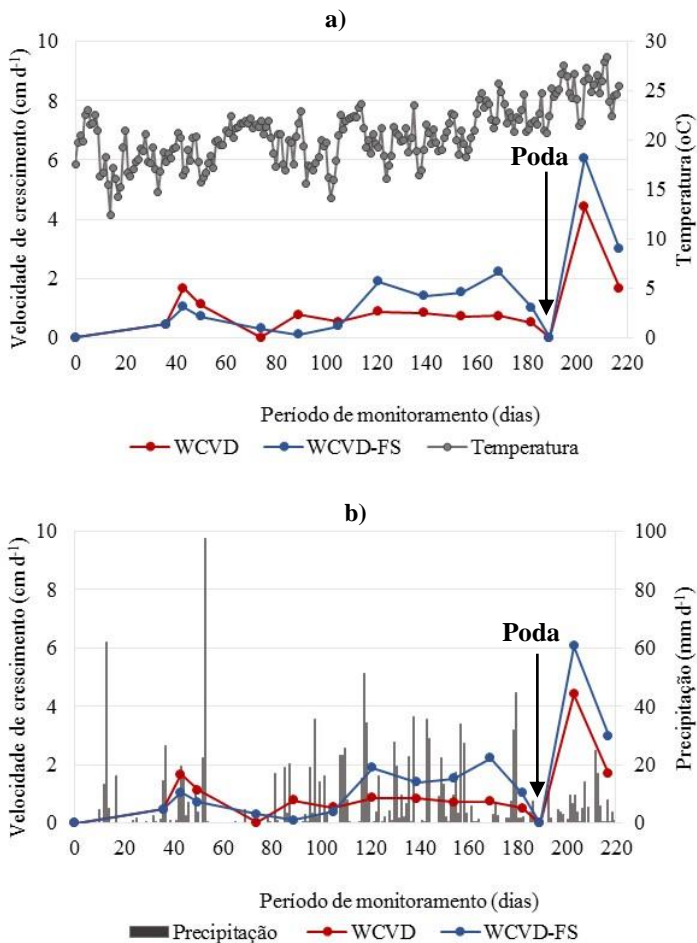
Dias após plantio	Semana	Data	Altura média de crescimento (cm)			Velocidade média de crescimento (cm/d)		
			WCVD-FS (n=16)	WCVD (n=16)	WCH (n=18)	WCVD-FS	WCVD	WCH
0 (Plantio)	1	2-jun	40,0	40,0	40,0	0,0	0,0	0,0
36	6	8-jul	56,5	56,6	52,8	0,5	0,5	0,4
43	7	15-jul	63,8	68,3	62,2	1,1	1,7	1,3
50	8	22-jul	68,8	76,3	67,3	0,7	1,1	0,7
58	9	30-jul	69,6	71,2	*	0,1	-0,6	*
74	11	15-ago	74,6	71,4	86,7	0,3	0,0	0,8
89	13	30-ago	76,0	82,9	*	0,1	0,8	*
105	16	15-set	82,3	91,4	108,3	0,4	0,5	0,7
121	18	01/out	112,6	105,3	158,2	1,9	0,9	3,1
139	21	19/out	137,9	120,3	188,4	1,4	0,8	1,7
154	23	03/nov	160,8	131,1	219,7	1,5	0,7	2,1
169	25	18/nov	194,3	142,1	246,6	2,2	0,7	1,8
182	27	01/dez	207,6	148,7	252,4	1,0	0,5	0,5
189 (Poda)	28	08/dez	40,0	40,0	40,0	0,0	0,0	0,0
203	30	22/dez	125,0	101,8	96,7	6,1	4,4	4,1
217	32	05/jan	166,9	125,3	131,9	3,0	1,7	2,5

*sem medição, n=número de plantas avaliadas.

Na Figura 42 visualizam-se as velocidades de crescimento médias e o comportamento da precipitação pluviométrica durante o período de estudo.

Ressalta-se que durante o período de chuvas intensas (entre 120° e 160° dias), a velocidade do crescimento do WCVD-FS foi até 3 vezes maior do que no WCVD. Infere-se, portanto, que a precipitação e a coluna de água sempre disponível para as macrófitas no WCVD-FS, favoreceram essa diferença no crescimento.

Figura 42. Velocidade de crescimento das macrófitas em WCV em relação ao comportamento das variáveis climáticas durante o período de estudo. a) em relação a temperatura, b) em relação à precipitação pluviométrica incidente.

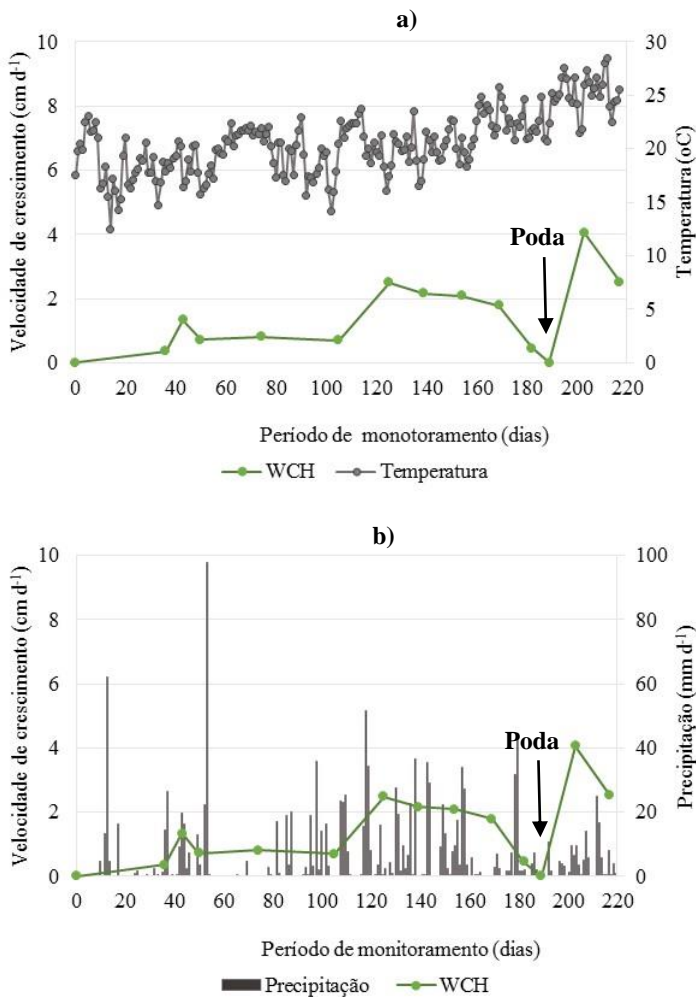


Para o WCH após 120 dias do plantio, se mostra uma tendência na velocidade de crescimento, contudo, quanto mais próximo do 180º dia, a velocidade de crescimento diminui. A poda também estimulou o crescimento das macrófitas na mesma magnitude do ocorrido no WCVD.

Nas Figuras 43 apresentam-se as velocidades médias de crescimento, e as variações de temperatura e precipitação pluviométrica no decorrer da pesquisa. Percebe-se que para o período mais quente

(Temperatura média de 22° C) e chuvoso (315 mm entre o dia 130° e 170°), as plantas apresentaram melhor desenvolvimento.

Figura 43. Velocidade de crescimento das macrófitas em WCH em relação ao comportamento das variáveis climáticas. a) em relação à temperatura, b) em relação à precipitação pluviométrica incidente.



Na Figura 44 ilustra-se como deu-se a poda nos três WC. Observa-se que nos três WC, as macrófitas ainda não cobriram em sua totalidade as áreas superficiais dos *wetlands*.

Figura 44. Ilustração da poda das macrófitas nos três WC no dia 08/12/2015 (188 dias após o plantio).



5.4.2 Assimilação de nitrogênio e fósforo no tecido foliar das macrófitas *T.domingensis*

As macrófitas apresentaram maior teor de nitrogênio no período de 150 dias após o plantio, sendo $44,63 \text{ gN Kg}^{-1}$ para o WCVD-FS e $39,38 \text{ gN Kg}^{-1}$ para o WCVD. Com respeito aos teores de fósforo, as macrófitas apresentaram os teores mais elevados no período de 90 dias após o transplante, sendo $3,67 \text{ gP Kg}^{-1}$ para o WCVD-FS e $2,73 \text{ gP Kg}^{-1}$ para o WCVD.

Na Tabela 21, apresentam-se os teores de nutrientes no tecido foliar das macrófitas em WCV.

Tabela 21. Teores de nitrogênio e fósforo no tecido foliar da *Typha domingensis* em WCV.

Dias após plantio	WCVD-FS		WCVD	
	N (g Kg^{-1})	P (g Kg^{-1})	N (g Kg^{-1})	P (g Kg^{-1})
90	25,38	3,67	20,13	2,73
120	39,38	1,8	23,63	1,48
150	44,63	1,33	39,38	1,22
180	23,63	1,72	22,93	2,11

No WCH, as macrófitas apresentaram maior teor de nitrogênio no período de 150 dias após o plantio, com 29,46 gN Kg⁻¹ e maior teor de fósforo no período de 90 dias após o plantio, com 1,70 gP Kg⁻¹. Os valores do teor de nutrientes são muito variados, o que pode estar associado com a disponibilidade de nutrientes no meio e com a fase de desenvolvimento das plantas analisadas.

Na Tabela 22 apresentam-se os teores de nutrientes das macrófitas em WCH.

Tabela 22. Teores de nitrogênio e fósforo no tecido foliar da *Typha domingensis* em WCH.

Dias após plantio	WCH	
	N (g Kg ⁻¹)	P (g Kg ⁻¹)
90	23,48	1,70
120	22,17	1,17
150	29,46	1,56
180	19,37	1,61

5.4.3 Capacidade de extração de nitrogênio e fósforo pelas macrófitas *T. domingensis*

Na presente pesquisa os valores obtidos para extração de N variaram entre 0,02 a 0,19 gN m⁻² d⁻¹ para o WCVD-FS, entre 0,02 a 0,09 gN m⁻² d⁻¹ para o WCVD e entre 0,03 a 0,15 gN m⁻² d⁻¹ para o WCH. Estes valores são condizentes com os valores reportados por Brix (1997), que indica que a quantidade de nitrogênio que pode ser removida através da poda é de 200 a 2.500 KgN ha⁻¹ ano⁻¹ (0,05 a 0,68 gN m⁻² d⁻¹).

Assim, a porcentagem de remoção de nitrogênio e fósforo por *T. domingensis* foi de 7,5% e 0,8% para WCVD-FS e 5,5% e 0,6% para WCVD.

A determinação da carga removida pelas macrófitas foi feita com base no estudo de Pelissari (2013), no qual através da relação de massa seca, crescimento, densidade de plantas e teor de nutrientes, determina as cargas removidas pelo tecido vegetal. Os resultados são apresentados em termos de g.m⁻² para os três WC.

As Figuras 45 e 46 apresentam um esquema representativo das cargas aplicadas e removidas nos WCV, dando-se ênfase as cargas removidas pelo tecido vegetal das macrófitas.

Figura 45. Esquema representativo das cargas aplicadas e removidas no período de 180 dias de desenvolvimento das macrófitas em WCVD-FS

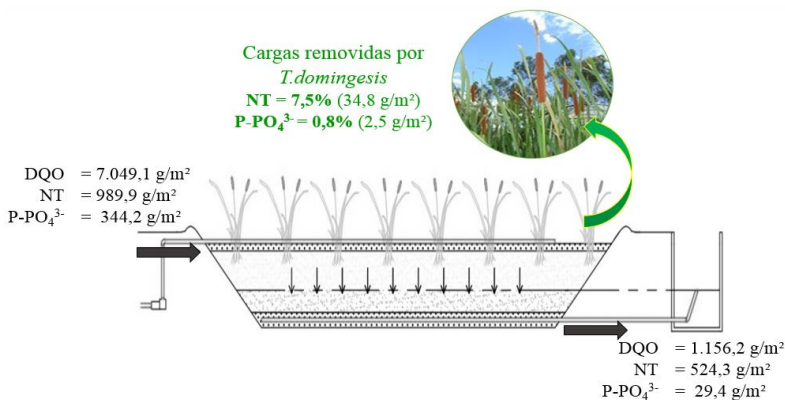
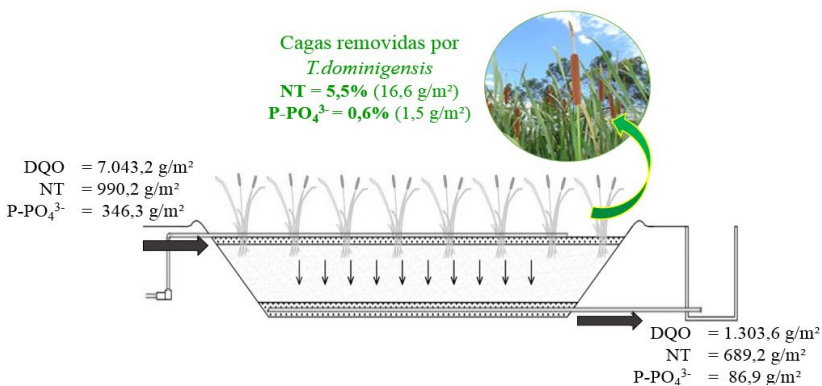


Figura 46. Esquema representativo das cargas aplicadas e removidas no período de 180 dias de desenvolvimento das macrófitas em WCVD



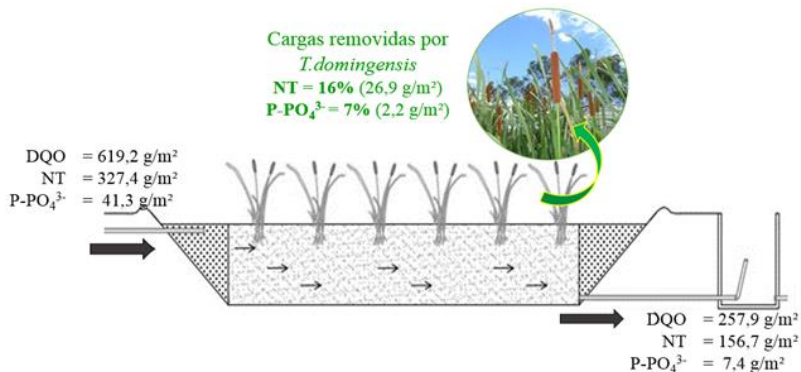
Em relação ao WCH, Costa et al. (2015) reportam em seus estudos, que 7% da carga de N aplicada foi removida pelas plantas, o que representou 17% da carga total removida. Da mesma forma, os mesmos autores reportam que 6% da carga de P aplicada foi removida pelas plantas, o que representou 9% da carga total removida.

Pelissari (2013) identificou remoções de 18,24 e 2,94 g m⁻² para N e P, respectivamente, considerando um período de 120 dias de avaliação de um WCH.

Em suma, esses valores são similares aos determinados no presente estudo para WCH, de onde obteve-se remoções de 26,9 g m⁻² (16%) e 2,2 g m⁻² (7%) para N e P, respectivamente. Na Figura 47

apresenta-se um esquema mostrando as cargas aplicadas e removidas no WCH.

Figura 47. Esquema representativo das cargas aplicadas e removidas no período de 180 dias após o plantio das macrófitas em WCH.



6 CONCLUSÕES

Com base no período de estudo de 33 semanas de monitoramento em três modalidades de *wetlands* construídos, empregados no tratamento de esgoto sanitário, sob condições de clima subtropical, pode-se concluir que:

Em relação aos WCV:

- Durante o período de monitoramento o carregamento médio foi de $40 \text{ gDQO m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, similar ao carregamento de projeto estipulado em $41 \text{ gDQO m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, apresentando o valor máximo de $64 \text{ gDQO m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ e mínimo de $14 \text{ gDQO m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. Esta variação pode ser atribuída à aplicação diferenciada da quantidade de pulsos por dia.
- A taxa hidráulica média aplicada foi de 65 mm d^{-1} , sendo diferenciada para os dias que ocorreram 3 e para os dias que ocorreram 4 pulsos.
- Os WCV apresentaram desempenhos similares na remoção de DQO, N-NH_4^+ , SS, resultando remoções médias de 86% de DQO, 52% de N-NH_4^+ , 91% de SS para o WCVD-FS, enquanto que para o WCVD as remoções médias foram 83% de DQO, 55% de N-NH_4^+ , 95% de SS.
- Com carregamento de $1,9 \text{ gP-PO}_4^{3-} \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, o WCVD-FS mostrou melhor desempenho de remoção de fósforo com média de 89%, comparado aos 76% de remoção média no WCVD.
- O WCVD-FS apresentou 48% de eficiência de remoção média para NT enquanto que o WCV apresentou apenas 29%.
- O teor de nutrientes encontrado nas macrófitas após 180 dias de plantio foi de $23,63 \text{ gN Kg}^{-1}$ e $1,72 \text{ gP Kg}^{-1}$ para WCVD-FS, e de $22,93 \text{ gN Kg}^{-1}$ e $2,11 \text{ gP Kg}^{-1}$ para WCVD.
- Para um carregamento de $5,4 \text{ gNT m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ e $1,9 \text{ gP-PO}_4^{3-} \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ nos WCV, as macrófitas apresentaram capacidade de extração de nutrientes, em termos de carga total removida, de 7,5% de N e 0,8% de P para o WCVD-FS e de 5,5% de N e 0,6% de P para o WCVD.
- A capacidade de extração de nutrientes apresentou variações em cada configuração de WC. Para o período de 0 a 150 dias após o plantio, o

teor de N para o WCVD-FS foi maior do que nos outros períodos, porém, a maior capacidade de extração foi obtida no período de 0 a 180 dias após o plantio, devido à maior produção de biomassa, comprovado pela altura das plantas ($207,63 \pm 31,57$ cm) e a densidade de plantas ($27,5$ mudas m^{-2}).

- Os resultados obtidos no ensaio de evapotranspiração confirmam a influência da sazonalidade, apresentando $3,43$ e $3,11$ $mm\ d^{-1}$ no inverno e $4,11$ e $4,08$ $mm\ d^{-1}$ no verão para as condições de saturação e drenagem livre, respectivamente. Para as unidades experimentais sem plantas, os valores médios de evaporação foram inferiores do $3,00$ $mm\ d^{-1}$, independentemente do nível de saturação.

Em relação ao WCH:

- O WCH como unidade de tratamento individual alcançou eficiências de remoção de 57% de DQO, 57% de $N-NH_4^+$, 58% de SS, 54% de NT e 81% de $P-PO_4^{3-}$.
- As eficiências de remoção global, considerando o sistema híbrido (WCVD-FS seguido de WCH) foram de 93% de DQO, 81% de $N-NH_4^+$, 98% de SS, 67% de NT e 96% de $P-PO_4^{3-}$.
- O teor de nutrientes encontrado nas macrófitas foi de $19,37$ $gN\ Kg^{-1}$ e $1,61$ $gP\ Kg^{-1}$ no WCH após 180 dias do plantio.
- Para um carregamento de $1,81$ $gNT\ m^{-2}\ d^{-1}$ e $0,23$ $gP-PO_4^{3-}\ m^{-2}\ d^{-1}$ com base na área superficial, as macrófitas apresentaram uma capacidade de extração de nutrientes, em função da carga total removida, de 16% para N e de 7% para P, quando atingiram uma altura de $252,39 \pm 21,18$ cm e uma densidade de $16,1$ plantas. m^2 .

Em termos globais:

As macrófitas contribuem na remoção de nitrogênio e fósforo, em função da produção de biomassa e o estado fenológico das plantas, assim como a altura de saturação dentro dos leitos e as condições climáticas que influenciam diretamente na evapotranspiração. A capacidade de extração é diferenciada para WCVD e WCH, e independentemente dos carregamentos, as macrófitas no WCH apresentam maior capacidade de extração, principalmente do nitrogênio.

7 RECOMENDAÇÕES

A fim de auxiliar estudos futuros, recomenda-se:

- Complementar a avaliação do tecido foliar das macrófitas com estudos aprofundados nas raízes das plantas;
- Controlar periodicamente a presença de plantas invasoras dentro dos módulos *wetlands*;
- Realizar podas entre 150 e 180 dias após plantio, para estimular a produção de biomassa e a assimilação de nutrientes das macrófitas;
- Avaliar a capacidade de adsorção de nitrogênio e fósforo no material filtrante, a fim de auxiliar no balanço de massa.
- Avaliar diferentes aplicações para os subprodutos da ETE piloto, tais como: água residual tratada e material resultante da poda.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ADRADOS, B.; SANCHÉZ, O.; ARIAS, C. A.; BECARES, E.; GARRIDO, L.; MAS, J.; BRIX, H.; MORATÓ, J. Microbial communities from different types of natural wastewater treatment systems: Vertical and horizontal flow constructed wetlands and biofilters. **Water Research**, v.55, p.304-312, 2014.

ALMEIDA, R.A.; OLIVEIRA, L.F.C.; KLIEMANN, H.J. Deformação em inflorescência de taboa (*Typha angustifolia*) submetida a esgoto sanitário. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, v.37(2), p.125-129, 2007.

ALMEIDA, R. A.; UCKER, F. E. Considerando a evapotranspiração no cálculo de eficiência de estações de tratamento de esgoto com plantas. **Revista Engenharia Ambiental**, Espírito Santo do Pinhal, v. 8, n. 4, p. 39-45, 2011.

ANDRADE, H. H. B. **Avaliação do desempenho de sistemas de zona de raízes (wetlands construídas) em escala piloto aplicados ao tratamento de efluente sintético**. Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós-graduação em Engenharia Civil, Departamento de Engenharia Civil, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba, 2012.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION – APHA. EATON, A. D.; CLESCERI, L. S.; GREENBERG, A. E. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 20 ed. American Water Works Association; Water Pollution Control Federation, Washington: APHA. D. C. 1325p. 1998.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION – APHA. EATON, A. D.; CLESCERI, L. S.; GREENBERG, A. E. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21 ed. American Water Works Association; Water Pollution Control Federation, Washington: APHA. D. C. 1368p. 2005.

ARIAS, C.A., DEL BUBBA, M. E BRIX, H. Phosphorus removal by sands for use as media in subsurface flow constructed reed beds. **Water Research**, v.35, n.5, pp. 1159-1168, 2001.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 243:** Agregados - Determinação da composição granulométrica. Rio de Janeiro: ABNT, 6p. 2003.

BIEDERMAN, J.A.; ALLEN, W.C.; STEIN, O.R.; HOOK, P.B. Temperature and wetland plant species effects on wastewater treatment and root zone oxidation. **Journal Environmental Quality**, v.31, p.1010-1016, 2002.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente - **CONAMA**. Resolução nº 430 de 13 de maio de 2011. Diário Oficial da União, Brasília, 16 maio 2011.

BRASIL, M.S.; MATOS, A.T. Avaliação de aspectos hidráulicos e hidrológicos de sistemas alagados construídos de fluxo sub-superficial. **Eng. Sanitária e Ambiental**, v.13, n.3, p. 323-328, 2008.

BRASIL, M.S.; MATOS, A.T.; SOARES, A.A. Plantio e Desempenho Fenológico da Taboa (*Typha sp.*) utilizada no Tratamento de Esgoto Doméstico em Sistema alagado construído. **Eng. Sanitária e Ambiental**, v.2, n. 3, p.266-272, 2007.

BRIX, H. Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands? **Water Science and Technology**, v.35, n.5, p.11-17, 1997.

BRIX, H. **Plants used in constructed wetlands and their functions**. In: 1st International Seminar on the Use of Aquatic macrophytes for Wastewater Treatment in Constructed Wetland, Lisbon, 2003.

BRIX, H.; ARIAS, C. A. The use of vertical flow constructed wetlands for on-site treatment of domestic wastewater: New Danish guidelines. **Ecological Engineering**, v.25, p.491-500, 2005.

CAMARGO, A. P.; CAMARGO, M. B. P. Revisão analítica da evapotranspiração potencial. **Bragantia**, Campinas, v. 59, n. 02, p. 125-137, 2000.

COOPER, P.F.; JOB, G. D.; GREEN, M. B.; SHUTES, R. B. E. **Reed Beds and Constructed Wetlands for Wastewater Treatment**. Medmenham: WRc Publications, 1996.

COSTA J.F., MARTINS W.L.P., SEIDL M., VON SPERLING M. Role of vegetation (*Typha latifolia*) on nutrient removal in a horizontal subsurface-flow constructed wetland treating UASB reactor-trickling filter effluent. **Water Science Technology**. v.71, n. 7, 1004-1010, 2015.

COSTA, L. L.; CEBALLOS, B. S. O.; MEIRA, C. M. B. S.; CAVALCANTI, M. L. F. Eficiência de wetlands construídos com dez dias de detenção hidráulica na remoção de colílagos e bacteriófagos. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**, v. 3, n. 1. 1º semestre de 2003.

ESTEVES, F. de A. **Fundamentos de Limnologia**. 4Ed. Rio de Janeiro: FINEP,1998, 575 p.

FIA, F.R.L.; MATOS, A.T.; FIA, R.; LAMBERT, T.F.; MATOS, M.P. Remoção de nutrientes por *Typha latifolia* e *Cynodon* spp. cultivadas em sistemas alagados construídos. **Ambi-água**, v.6, n.1, p.77-89, 2011

FOLADORI, P.; ORTIGARA, A. R. C.; RUABEN, J e ANDREOTTOLA, G. Influence of high organic loads during the summer period on the performance of hybrid constructed wetlands (VSSF-HSSF) treating domestic wastewater in the Alps region. **Water Science and Technology**, v. 65, p. 890-897, 2012.

FONDER, N.; HEADLEY, T. The taxonomy of treatment wetlands: A proposed classification and nomenclature system. **Ecological Engineering**, v.51, p. 203-211, 2013

FREITAS, W. S. **Desempenho de sistemas alagados construídos, cultivados com diferentes espécies vegetais, no tratamento de águas residuárias da suinocultura**. Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Viçosa, 159p. 2006.

GALLARDO-WILLIAMS, M. T.; GEIGER, C. L.; PIDALA, J. A.; MARTIN, D. F. Essential fatty acids from extracts and leachates of southern cattail (*Typha domingensis* P.). **Phytochemistry**, v. 59, p. 305–308, 2002.

GALLINA, P. R.; SCHMITZ, M.; LANZARIN, D. R. A.; SECCHI, F. J.; KONRAD, O. **Evapotranspiração através do sistema wetland construído: estudo de caso na vinícola Gheller de Guaporé – RS**. In:

Congresso Internacional de Tecnologias para o Meio Ambiente, 3. abr. 2012, Bento Gonçalves. Anais Proamb, 2012. p. 25-27, 2012.

GARCÍA, J.; CORZO, H. **Depuración con Humedales Construidos**. Guía Práctica de Diseño, Construcción y Explotación de Sistemas de Humedales de Flujo Subsuperficial, Universidad Politécnica de Cataluña. Barcelona, España, 108p. 2008.

GONZÁLEZ, G.M. **Efecto en la Variación de la Altura Laminar en la Remoción de Patógenos y Nitrógeno en Humedales Construidos de Flujo Subsuperficial Vertical Tratando Aguas Residuales Domésticas en Condiciones Tropicales**. Trabajo de Grado de Maestría presentada a la escuela de postgrados. Facultad de Ciencias Ambientales. Universidad Tecnológica de Pereira, Colombia, 129p. 2014.

GREENWAY, M., 1997. Nutrient content of wetland plants in constructed wetlands receiving municipal effluent in tropical Australia. **Water Science Technology**. v.35 (5), 135–142.

GREENWAY, M. The role of macrophytes in nutrient removal using constructed wetlands. **Environmental bioremediation technologies**, p. 331-349, 2007

HEADLEY, R.T.; DAVISON, L.; HUETT, O.D.; MULLER, R. Evapotranspiration from subsurface horizontal flow wetlands planted with *Phragmites australis* in sub-tropical Australia. **Water Research**, v. 46, p 345-354, 2012.

HOFFMANN, H.; PLATZER, C. **Technology review of constructed wetlands subsurface flow. Constructed wetlands for greywater and domestic wastewater treatment in developing countries**. Agência de Cooperação Internacional Alemã (GTZ) p. 36, 2011.

INTERNATIONAL WATER ASSOCIATION - IWA. **Constructed Wetlands for Water Pollution Control: Processes, Performance, Design and Operation. Scientific and Technical Report**, n.8. London, England: WA Publishing. p.156, 2000.

KADLEC, R.H.; WALLACE, S.D. **Treatment Wetlands**, 2nd ed. CRC Press, Boca Raton, FL. 2009. 1016p.

KEFFALA, C.; GHRABI, A. Nitrogen and bacterial removal in constructed wetlands treating domestic wastewater. **Desalination**, v. 185, n. 1-3, p. 383-389, 2005.

KIM, B.; GAUTIER, M.; PROST-BOUCLE, S.; MOLLE, P.; MICHEL, P.; GOURDON, R. Performance evaluation of partially saturated vertical flow constructed wetland with trickling filter and chemical precipitation for domestic and winery wastewaters treatment. **Ecological Engineering**, v. 71, p. 41-47, 2014.

KONNERUP, D.; KOOTTATEP, T.; BRIX, H. Treatment of domestic wastewater in tropical, subsurface flow constructed wetlands planted with *Canna* and *Heliconia*. **Ecological Engineering**, v. 35, p. 248-257, 2008.

KOUKI, S.; M'HIRIB, F.; SAIDIA, N.; BELAÏDB, S.; HASSENA, A. Performances of a constructed wetland treating domestic wastewaters during a macrophytes life cycle. **Desalinization**, v. 246, p. 452-467, 2009.

KRASNITS, E.; FRIEDLER, E.; SABBAH, I.; BELIAVSKI, M.; TARRE, S.; GREEN, M. Spatial distribution of major microbial groups in a well-established constructed wetland treating municipal wastewater. **Ecological Engineering**, v. 35, p.1085-1089, 2009.

LANA, O.C.L.; MORAES,C.D.; VON SPERLING, M.; MORATO,M.L.N.; VASCONCELLOS,G.R.; PARAENSE, O.M.; MOREIRA, T.P.A. Performance of a single stage vertical flow constructed wetland system treating raw domestic sewage in Brazil. **Water Science Technology**, v.68, n.7, p.1599-1606, 2013.

LAMBERS, H., CHAPIN, F. S., Y PONS, T. L. 2008. **Plant physiological ecology**. Springer.

LIU, X.; HUANG, S.; TANG, T.; LIU, XU; SCHOLZ, M. Growth characteristics and nutrient removal capability of plants in subsurface vertical flow constructed wetlands. **Ecological Engineering** v.44, p.189-198, 2012.

MATOS, A.T; ABRÃO, S.S; MONACO, P.L.V.A; SARMENTO, A.P; MATOS, M. P. Capacidade extratora de plantas em sistemas alagados utilizados no tratamento de águas residuárias de laticínios. **Engenharia Agrícola Ambiental**, v.14, n.12, p.1311-1317, 2010.

MATOS, A.T.; FREITAS, W.S.; FIA, R.; MATOS, M.P. Qualidade do efluente de sistemas alagados construídos utilizados no tratamento de águas residuárias da suinocultura visando seu reuso. **Engenharia na Agricultura**, v.17, p.383-391, 2009.

McMANUS, H. A.; SEAGO Jr., J. L.; MARSH, L. C. Epifluorescent and histochemical aspects of shoot anatomy of *Typha latifolia* L., *Typha angustifolia* L. and *Typha glauca* Godr. **Annals of Botany**, v. 90, p. 489–493, 2002.

MEDEIROS, P. A. Celda de medición de la evaporación real en suelo desnudo no saturado. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v.9, n.2, p.19-29, 2004.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE- MMA. **Água: Manual de uso. Vamos cuidar de nossas águas. Implementando o plano nacional de recursos hídricos**, Brasília-DF, 2006.

MOORTEL, A.M.K.V.; ROUSSEAU, D.P.L.; TACK, F.M.G.; PAUW, N.D. A comparative study of surface and subsurface flow constructed wetlands for treatment of combined sewer overflows: A greenhouse experiment. **Ecological Engineering**, v. 35, p. 175-183, 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**. Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós-graduação em Engenharia Ambiental, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2008.

PAPAEVANGELOU V.A.; GIKAS G.D.; STEFANAKIS A.I.; TSIHRINTZIS, 2010. Estimation of evapotranspiration in pilot-scale Horizontal Subsurface Flow Constructed Wetlands. In: **Conference “Protection and Restoration of the Environment X”**, 28 June – 2 July, Corfu Island, Greece.

PELLISSARI, C. **Tratamento de efluente proveniente da bovinocultura de leite empregando wetlands construídos de escoamento subsuperficial**. Dissertação (Mestrado) Programa de Pós-Graduação em

Engenharia Civil e Ambiental, Universidade Federal de Santa Maria, RS, Brasil, 147p. 2013.

PELISSARI, C.; SEZERINO P.H.; DECEZARO, S.T.; WOLFF, D.B.; PELLIZZARO B.A.; CARVALHO O.; PHILIPPI, L.S. Nitrogen transformation in horizontal and vertical flow constructed wetlands applied for dairy cattle wastewater treatment in southern Brazil. **Ecological Engineering**, v.73, p.307-310, 2014.

PHILIPPI, L.S.; SEZERINO, P.H. **Aplicação de sistemas tipo wetlands no tratamento de águas residuárias**: utilização de filtros plantados com macrófitas. Florianópolis: [s. n.], 144 p, 2004.

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

PLATZER, C. Design recommendation for subsurface flow constructed wetlands for nitrification and denitrification. **Water Science and Technology**, v.40, n.3, p. 257-263, 1999.

PRIGENT, S.; PAING, J.; ANDRES, Y.; CHAZARENC, F. Effects of a saturated layer and recirculation on nitrogen treatment performances of a single stage Vertical Flow Constructed Wetland (VFCW). **Water Science and Technology**, v. 68, n.7, p.1461-1467, 2013

REED, S. C.; CRITES, R. W.; MIDDLEBROOKS, E. J. **Natural systems for waste management and treatment**. 2nd Ed., McGraw-Hill, 434 p.1995

REITZ, RAULINO. **Tifáceas: Flora ilustrada catarinense**. Herbário Barbosa Rodrigues. Itajaí/SC. 14 p.1984.

SAEED, T.; SUN, G. A comparative study on the removal of nutrients and organic matter in wetland reactors employing organic media. **Chemical Engineering Journal**, v.171, n.2, p.439-447, 2011.

SAEED, T; SUN, G. A review on nitrogen and organics removal mechanisms in subsurface flow constructed wetlands: Dependency on environmental parameters, operating conditions and supporting media. **Journal of Environmental Management**, v.112, p.429-448, 2012.

SANTA CATARINA. Nº 14.675/2009. **Legislação sobre Recursos Hídricos**. Governo do Estado de Santa Catarina / Editora Universitária UNISUL. Tubarão, SC. 96 p., 1998.

SANTOS, M.O. **Definição da profundidade de saturação do maciço filtrante em *wetland* construído vertical empregado no tratamento de esgoto sanitário**. Dissertação (Mestrado) – Curso de Pós-graduação em Engenharia Ambiental, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2015.

SEZERINO, P.H. **Potencialidade dos filtros plantados com macrófitas (*constructed wetlands*) no pós- tratamento de lagoas de estabilização sob condições de clima subtropical**. Tese (Doutorado) – Curso de Pós-graduação em Engenharia Ambiental, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2006.

SILVEIRA, D. D., BELLI FILHO, P., PHILIPPI, L. S., KIM, B., MOLLE, P. Influence of partial saturation on total nitrogen removal in a single-stage French constructed wetland treating raw domestic wastewater. **Ecological Engineering**, v.77, p.257-264, 2015.

SLEYTR, K., TIETZ, A., LANGERGRABER, G., HABERL, R., SESSITSCH, A. Diversity of abundant bacteria in subsurface vertical flow constructed wetlands. **Ecological Engineering**, v. 35, p.1021-1025, 2009.

SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO – SNIS. Diagnóstico dos serviços de água e esgoto, 212p. 2014.

SONG, ZW; ZHENG, ZP; LI, J. Seasonal and annual performance of a full-scale constructed wetlands system for sewage treatment in China. **Ecological Engineering** 26:272–282, 2006.

STEFANAKIS, A.I., AKRATOS, C.S., TSIHRINTZIS, V.A., **Vertical flow constructed wetlands (Eco-engineering systems for wastewater and sludge treatment)**. 1st ed. Elsevier, 2014.

TANAKA, N.; JINADASA, K. B. S. N.; NG, WUN JERN. **Wetlands for Tropical Applications: Wastewater Treatment by Constructed Wetlands.** p. 47-68, 2011.

TANNER, Chris C.; CLAYTON John S.; UPSDELL, Martin P. Effect of loading rate and planting on treatment of dairy farm wastewater in constructed wetlands – I. Removal of oxygen demand, suspended solids and faecal coliforms. **Water Research.** v.29, n. 1, p. 17-26, Jan. 1995a.

TANNER, Chris C.; CLAYTON John S.; UPSDELL, Martin P. Effect of loading rate and planting on treatment of dairy farm wastewater in constructed wetlands – II. Removal of nitrogen and phosphorus. **Water Research,** v. 29, n. 1, p. 27-34, Jan. 1995b.

TEDESCO, M.J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C. A.; BOHNEN, H.; VOLKWEISS, S. J. **Análise de solo, plantas e outros materiais.** Porto Alegre, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1995.174p

TORRECILLAS, A., RODRÍGUEZ, P., SÁNCHEZ-BLANCO, M.J. Comparison of growth, leaf water relations and gas exchange of *Cistus albidus* and *C. monspeliensis* plants irrigated with water of different NaCl salinity levels. **Scientia Horticulturae.** 97, 353–368, 2003.

TRUU, J.; NURK, K.; JUHANSON, J.; MANDER, U. Variation of microbiological parameters within planted soil filter for domestic wastewater treatment. **Journal of Environmental Science and Health,** v.40, p.1191-1200, 2005.

VAN KAICK, T. S. **Estação de Tratamento de Esgoto por meio de Zona de Raízes: Uma proposta de Tecnologia Adequada para Saneamento Básico no Litoral do Paraná.** Dissertação (Mestrado em Tecnologia) Centro Federal de Educação Tecnológica do Paraná, Curitiba, 2002.

VOGEL, A. L. **Análise inorgânica qualitativa.** 4 Ed. Rio de Janeiro: Editora Guanabara, 1981

VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias:** Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. v.1. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG. 2005.

VYMAZAL J. Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment. **Ecological Engineering**, v.25, p. 478–90, 2005.

VYMAZAL, J., KRÖFELOVÁ, L. **Wastewater Treatment in Constructed Wetlands with Horizontal Sub-Surface Flow**, v.14. Editor Springer, 2008.

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

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

WATER POLLUTION CONTROL FEDERATION - WPCF. **Nutrient Control Manual of Practice** FD-17. Alexandria, VA: WPCF. 205p. 1983.

WU, S.; KUSCHK, P.; BRIX, H.; VYMAZAL, J.; DONG, R. Development of constructed wetlands in performance intensifications for wastewater treatment: A nitrogen and organic matter targeted review. **Water Research**, v. 57, p. 40-55, 2014.

ZANELLA, L. **Plantas ornamentais no pós-tratamento de efluentes sanitários: wetlands-construídos utilizando brita e bambu como suporte**. (Tese de doutorado) 189 p. Faculdade Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2008.

ZURITA, F.; DE ANDA, J.; BELMONT M.A.: “Treatment of domestic wastewater and production of commercial flowers in vertical and horizontal subsurface-flow constructed wetlands” **Ecological Engineering**, v.35, (2009) 861-869.

APÊNDICE

Tabela 23. Cálculo de cargas removidas de nitrogênio e fósforo da macrófita *Typha domingensis* para 90, 120, 150 e 180 dias de desenvolvimento em WCVD-FS

Período (dias)	Peso ($\text{g m}_{\text{planta}}^{-1}$)	Altura média das plantas (m)	Número de plantas	Massa seca (g)	Teor de NT (g Kg^{-1})	Carga removida (gN)	Área superficial WCVD-FS (m^2)	Carga removida (gN m^{-2})
0-90	16,61	0,76	46	583,77	25,38	14,82	7,3	2,03
0-120	16,96	1,03	115	2011,58	39,38	79,22	7,3	10,85
0-150	18,41	1,55	132	3760,41	44,63	167,83	7,3	22,99
0-180	25,99	2,06	201	10735,01	23,63	253,67	7,3	34,75

Período (dias)	Peso ($\text{g m}_{\text{planta}}^{-1}$)	Altura média das plantas (m)	Número de plantas	Massa seca (g)	Teor de P (g Kg^{-1})	Carga removida (gP)	Área superficial WCVD-FS (m^2)	Carga removida (gP m^{-2})
90	16,61	0,76	46	583,77	3,67	2,14	7,3	0,29
120	16,96	1,03	115	2011,58	1,8	3,62	7,3	0,50
150	18,41	1,55	132	3760,41	1,33	5,00	7,3	0,69
180	25,99	2,06	201	10735,01	1,72	18,46	7,3	2,53

Período	Carga de NT aplicada ($\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$)	Carga de NT incorporada no tecido vegetal ($\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$)	% N removida pelo tecido vegetal	Carga de P aplicada ($\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$)	Carga de P incorporada no tecido vegetal ($\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$)	% P removida pelo tecido vegetal
0-90	5,951	0,0226	0,38	1,89	0,0033	0,17
0-120	6,011	0,0904	1,50	1,91	0,0041	0,22
0-150	5,539	0,1533	2,77	1,88	0,0046	0,24
0-180	5,500	0,1931	3,51	1,91	0,0141	0,73

Tabela 24. Cálculo de cargas removidas de nitrogênio e fósforo da macrófita *Typha domingensis* para 90, 120, 150 e 180 dias de desenvolvimento em WCVD

Período (dias)	Peso ($\text{g m}_{\text{planta}}^{-1}$)	Altura média das plantas (m)	Número de plantas	Massa seca (g)	Teor de NT (g Kg^{-1})	Carga removida (gN)	Área superficial WCVD (m^2)	Carga removida (gN m^{-2})
0-90	15,84	0,83	54	713,70	20,13	14,37	7,6	1,89
0-120	16,33	1,01	68	1121,33	23,63	26,50	7,6	3,49
0-150	16,58	1,28	85	1807,18	39,38	71,17	7,6	9,36
0-180	30,23	1,48	123	5491,22	22,93	125,91	7,6	16,57

Período (dias)	Peso ($\text{g m}_{\text{planta}}^{-1}$)	Altura média das plantas (m)	Número de plantas	Massa seca (g)	Teor de P (g Kg^{-1})	Carga removida (gP)	Área superficial WCVD (m^2)	Carga removida (gP m^{-2})
0-90	15,84	0,83	54	713,70	2,73	1,95	7,6	0,26
0-120	16,33	1,01	68	1121,33	1,48	1,66	7,6	0,22
0-150	16,58	1,28	85	1807,18	1,22	2,20	7,6	0,29
0-180	30,23	1,48	123	5491,22	2,11	11,59	7,6	1,52

Período	Carga de NT aplicada ($\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$)	Carga de NT incorporada no tecido vegetal ($\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$)	% N removida pelo tecido vegetal	Carga de P aplicada ($\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$)	Carga de P incorporada no tecido vegetal ($\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$)	% P removida pelo tecido vegetal
0-90	5,73	0,0210	0,37	1,78	0,0028	0,16
0-120	5,77	0,0291	0,50	1,84	0,0018	0,10
0-150	5,58	0,0624	1,12	1,83	0,0019	0,11
0-180	5,50	0,0920	1,67	1,92	0,0085	0,44

Tabela 25. Cálculo de cargas removidas de nitrogênio e fósforo da macrófita *Typha domingensis* para 90, 120, 150 e 180 dias de desenvolvimento em WCH.

Período (dias)	Peso ($g\ m_{planta}^{-1}$)	Altura média das plantas (m)	Número de plantas	Massa seca (g)	Teor de NT ($g\ Kg^{-1}$)	Carga removida (gN)	Área superficial WCH (m^2)	Carga removida ($gN\ m^{-2}$)
0-90	19,04	0,98	109	2030,72	23,48	47,68	16	2,98
0-120	15,25	1,43	140	3045,34	22,17	67,51	16	4,22
0-150	25,63	2,11	152	8234,86	29,46	242,59	16	15,16
0-180	34,22	2,52	258	22205,21	19,37	430,12	16	26,88

Período (dias)	Peso ($g\ m_{planta}^{-1}$)	Altura média das plantas (m)	Número de plantas	Massa seca (g)	Teor de P ($g\ Kg^{-1}$)	Carga removida (gP)	Área superficial WCH (m^2)	Carga removida ($gP\ m^{-2}$)
0-90	19,04	0,98	109	2030,72	1,70	3,45	16	0,22
0-120	15,25	1,43	140	3045,34	1,17	3,56	16	0,22
0-150	25,63	2,11	152	8234,86	1,56	12,85	16	0,80
0-180	34,22	2,52	258	22205,21	1,61	35,75	16	2,23

Período	Carga de NT aplicada ($g\ m^{-2}\ d^{-1}$)		Carga de NT incorporada no tecido vegetal ($g\ m^{-2}\ d^{-1}$)		Carga de P aplicada ($g\ m^{-2}\ d^{-1}$)	Carga de P incorporada no tecido vegetal ($g\ m^{-2}\ d^{-1}$)	% P removida pelo tecido vegetal
	0-90	0-120	0-150	0-180			
0-90	1,88	0,0331	1,76	0,0024	0,23	0,0024	1,02
0-120	1,84	0,0352	1,91	0,0019	0,23	0,0019	0,79
0-150	1,77	0,1011	5,70	0,0054	0,23	0,0054	2,32
0-180	1,82	0,1493	8,21	0,0124	0,23	0,0124	5,41