



UNIVERSIDADE DO VALE DO RIO DOS SINOS
CIÊNCIAS EXATAS E TECNOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL

**ESTUDO DE CASOS DE WETLANDS CONSTRUÍDOS
DESCENTRALIZADOS NA REGIÃO DO VALE DO SINOS E
SERRA GAÚCHA**

JEFERSON MÜLLER TIMM

São Leopoldo, Março de 2015

JEFERSON MÜLLER TIMM

**ESTUDO DE CASOS DE WETLANDS CONSTRUÍDOS
DESCENTRALIZADOS NA REGIÃO DO VALE DO SINOS E
SERRA GAÚCHA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade do Vale do Rio dos Sinos - UNISINOS como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil

Orientador: Prof^a. Dr^a. Luciana Paulo Gomes

Banca examinadora: Prof. Dr. Luis Alcides Schiavo Miranda (UNISINOS)
Prof^a Dr^a Daniele Bica Maia (UERJ)

São Leopoldo, Março de 2015

T584e Timm, Jeferson Müller
Estudo de casos de wetlands construídos descentralizados na
região do Vale do Sinos e Serra gaúcha / Jeferson Müller Timm. -
2015.
186 f. : il. ; 30 cm.

Dissertação (mestrado) – Universidade do Vale do Rio dos Sinos,
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil. São Leopoldo,
RS, 2015.

Orientador: Prof^a. Dr^a. Luciana Paulo Gomes.

1. Wetlands Construídos. 2. Saneamento Ambiental. 3.
Tratamento descentralizado de esgoto. I. Título. II. Gomes,
Luciana Paulo.

CDU 628:504

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
(Bibliotecária Raquel Herbcz França – CRB 10/1795)

JEFERSON MULLER TIMM

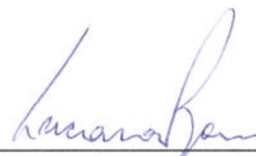
**"ESTUDO DE CASOS DE WETLANDS CONSTRUÍDOS
DESCENTRALIZADOS NA REGIÃO DO VALE DO SINOS E
SERRA GAÚCHA"**

Dissertação apresentada como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil, pelo Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Área de Concentração: Gerenciamento de Resíduos, da Universidade do Vale do Rio dos Sinos – UNISINOS.

Aprovada em 20 de março de 2015



Prof.ª Dr.ª Luciana Paulo Gomes
Orientadora – UNISINOS



Prof.ª Dr.ª Luciana Paulo Gomes
Coordenadora do PPGEC-UNISINOS

BANCA EXAMINADORA



Prof.ª Dr.ª Daniele Maia Bila - UERJ



Prof. Dr. Luis Alcides Schiavo Miranda – UNISINOS

*“A simplicidade é o último grau de
sophisticaco.”*

Leonardo da Vinci

AGRADECIMENTOS

As pessoas que merecem agradecimento por de alguma forma terem colaborado nesta caminhada não cabem aqui. Todavia algumas pessoas foram essenciais nesta realização e merecem o devido destaque.

Aos meus pais Ronaldo Timm e Loci Müller, agradeço as oportunidades e estrutura que me conduziram até aqui e a referência que são;

À minha companheira Beatriz Mendonça, pela paciência, carinho e incomparável cuidado;

Aos irmãos Maikon Müller Timm e Isabella Catafesta Timm, por todos os auxílios;

Aos tios, Mencar e Laércio Farias e a vó Irma Müller, pelo “pouso” durante as coletas e por sua importância na minha formação como pessoa;

À minha orientadora Luciana Paulo Gomes, pela confiança, liberdade, estímulo e dicas precisas e pertinentes.

À Unisinos e capes/prosup, pela concessão da bolsa e oportunidade de desenvolver esta pesquisa;

À prefeitura de Nova Hartz, através da Autarquia Águas da Nascente, em especial a ao Sr. Mauro Pereira, pelo apoio e acesso às unidades de wetlands do município;

À Universidade Feevale, Comusa e prefeitura de Novo Hamburgo, em especial ao Dr. Marco Antonio Siqueira Rodrigues, pelo apoio e acesso ao wetland experimental com plantas flutuantes;

Aos amigos José Francisco Benneti, da OCA, e toda a família Reich, da Güntherland, pela confiança e apoio na construção das unidades de estudo;

Aos amigos e colegas de trabalho, em especial a Mariana Albrecht, pelo incentivo na busca da bolsa de estudos e Marina Dalzochio, pelas aulas e dicas de estatística, Paulo Henrique Schneider e Eduardo Burmeister por toda a força;

Às laboratoristas, pelos ensinamentos e auxílio na realização das análises;

À todos que participaram dos mutirões e oficinas de construção dos wetlands estudados;

Aos integrantes da Daterra e amigos que presenciaram ou fizeram parte desta construção;

Minha gratidão, vocês foram fundamentais.

FONTES DE FINANCIAMENTO DA PESQUISA



Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de
Nível Superior – (Capes)

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	25
1.1	JUSTIFICATIVA	26
1.2	PROBLEMA E HIPÓTESES DE PESQUISA	28
1.3	OBJETIVOS	29
1.3.1	<i>Objetivo geral</i>	29
1.3.2	<i>Objetivos específicos</i>	29
1.4	ESTRUTURA DA PESQUISA	29
2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	31
2.1	TRATAMENTO DE ESGOTO.....	32
2.1.1	<i>Wetlands Construídos e Tratamento de Esgoto Descentralizado</i>	32
2.2	SERVIÇOS ECOLÓGICOS E SISTEMAS NATURAIS DE DEPURAÇÃO	36
2.3	PRINCÍPIOS DOS WETLANDS CONSTRUIDOS	37
2.3.1	<i>Caracterização dos Wetlands Construídos</i>	39
2.3.2	<i>Configurações e Tipos de wetlands construídos</i>	47
2.4	WETLANDS CONTRUIDOS NO BRASIL E NO MUNDO	60
3	MATERIAL E MÉTODO	71
3.1	ÁREA DE ESTUDO.....	72
3.2	WETLANDS CONSTRUIDOS ESTUDADOS	74
3.2.1	<i>Wetlands de Fluxo Horizontal</i>	74
3.2.2	<i>Wetlands de Fluxo Vertical</i>	77
3.2.3	<i>Wetland com Vegetação Flutuante</i>	83
3.2.4	<i>Macrófitas Empregadas</i>	85
3.2.5	<i>Caracterização dos Sistemas Estudados</i>	86
3.3	MONITORAMENTO DOS WETLANDS CONTRUIDOS.....	86
3.3.1	<i>Amostra</i>	86
3.3.2	<i>Análises</i>	87
3.3.3	<i>Monitoramento climático e biológico</i>	88
3.3.4	<i>Análise de dados</i>	89
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO	91
4.1	ESTUDOS DE CASO.....	91
4.1.1	<i>ETE Liberdade (WH1)</i>	94
4.1.2	<i>ETE Vila Nova (WH2)</i>	98
4.1.3	<i>ETE Güntherland (WV1)</i>	103
4.1.4	<i>ETE OCA (WV2)</i>	107
4.1.5	<i>ETE Solitária (WV3)</i>	112
4.1.6	<i>ETE Mundo Novo (WF1)</i>	116
4.1.7	<i>Observação do Leito em Corte</i>	120
4.2	DESEMPENHO DO TRATAMENTO POR PARÂMETRO NOS WETLANDS ESTUDADOS.....	122
4.2.1	<i>DBO</i>	122
4.2.2	<i>DQO</i>	125
4.2.3	<i>Fósforo</i>	127
4.2.4	<i>NTK</i>	130
4.2.5	<i>NH₄</i>	132
4.2.6	<i>pH</i>	134
4.2.7	<i>Cor</i>	135
4.2.8	<i>Turbidez</i>	137
4.2.9	<i>Coliformes Totais</i>	139
4.2.10	<i>Escherichia coli</i>	143
4.3	AVALIAÇÃO DOS WETLANDS CONSTRUIDOS ESTUDADOS COMO COMPONENTES DE ECOSANEAMENTO	147
5	CONCLUSÕES.....	153

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS	155
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	157
APÊNDICE A.....	165

LISTA DE QUADROS

Quadro 1- Atendimento de água e esgoto estimados por região geográfica no Brasil.....	31
Quadro 2- Eficiências médias obtidas para diferentes parâmetros de monitoramento.....	61
Quadro 3- Parâmetros Nitrogênio e Fósforo totais em Wetlands Construídos	62
Quadro 4- Resultados dos Experimentos de Platzer et al. (2007).	66
Quadro 5- Relação de área superficial per capita de Wetlands Construídos.....	67
Quadro 6- Avaliação do sistema “The Flower and the Butterfly”	68
Quadro 7- Macrófitas empregadas no estudo	86
Quadro 8- Descrição dos Wetlands Construídos.....	86
Quadro 9- Procedimentos de Análise	87
Quadro 10- Caracterização do efluente bruto no WH1	96
Quadro 11- Caracterização do efluente tratado no WH1	96
Quadro 12- Estimativas de carga aplicada e removida por parâmetro no WH1	96
Quadro 13- Caracterização do efluente bruto no WH2	100
Quadro 14- Caracterização do efluente tratado no WH2	100
Quadro 15- Estimativas de carga aplicada e removida por parâmetro no WH2	100
Quadro 16- Caracterização do efluente bruto no WV1	104
Quadro 17- Caracterização do efluente tratado no WV1	104
Quadro 18- Estimativas de carga aplicada e removida por parâmetro no WV1	104
Quadro 19- Caracterização do efluente bruto no WV2.....	109
Quadro 20- Caracterização do efluente tratado no WV2	109
Quadro 21- Estimativas de carga aplicada e removida por parâmetro no WV2	109
Quadro 22- Caracterização do efluente bruto no WV3.....	113
Quadro 23- Caracterização do efluente tratado no WV3	114
Quadro 24- Estimativas de carga aplicada e removida por parâmetro no WV3	114
Quadro 25- Caracterização do efluente bruto no WF1.....	118
Quadro 26- Caracterização do efluente tratado no WF1	118
Quadro 27- Estimativas de carga aplicada e removida por parâmetro no WF1	118
Quadro 28- Estimativas de carga superficial aplicada e removida de DBO nas unidades estudadas.....	122
Quadro 29- Médias entre sistemas com semelhantes configurações para DBO.	124
Quadro 30- Estimativas de carga superficial aplicada e removida de DQO nas unidades estudadas.....	125
Quadro 31- Médias entre sistemas de semelhantes configurações para DQO.	126
Quadro 32- Estimativas de carga superficial aplicada e removida de P nas unidades estudadas.	127
Quadro 33- Médias entre sistemas de semelhantes configurações para P.....	129
Quadro 34- Estimativas de carga superficial aplicada e removida de NTK nas unidades estudadas.....	130
Quadro 35- Médias entre sistemas de semelhantes configurações para NTK.....	131
Quadro 36- Estimativas de carga superficial aplicada e removida de NH ₄ nas unidades estudadas.....	132
Quadro 37- Médias entre sistemas de semelhantes configurações para NH ₄	133
Quadro 38- Estimativas de carga superficial aplicada e removida de Cor nas unidades estudadas.....	135
Quadro 39- Médias entre sistemas de semelhantes Configurações para Cor.....	137
Quadro 40- Estimativas de carga superficial aplicada e removida de Turbidez nas unidades estudadas.....	137
Quadro 41- Médias entre sistemas de semelhantes configurações para Turbidez.	139

Quadro 42- Estimativas de carga superficial aplicada e removida de C. Totais nas unidades estudadas.	139
Quadro 43- Médias entre sistemas de semelhantes configurações para Coliformes Totais. .	142
Quadro 44- Estimativas de carga superficial aplicada e removida de <i>E. coli</i> nas unidades estudadas.	143
Quadro 45- Médias entre sistemas de semelhantes Configurações para <i>E. coli</i>	146

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Diversidade vegetal das áreas úmidas.....	37
Figura 2 - Aerênquima em três espécies de macrófitas aquáticas.	40
Figura 3 – Reações na zona de raízes.	41
Figura 4 – Algumas influências das macrófitas no sistema.....	41
Figura 5 – Substratos empregados em Wetlands Construídos.	45
Figura 6 – Interação entre esgoto e biofilme.	47
Figura 7 – Wetlands de fluxo superficial com diferentes Configurações de vegetação.....	50
Figura 8 – Wetland com Sistema de Macrófitas Flutuantes.....	51
Figura 9 – Banhados de Fluxo Horizontal.....	52
Figura 10 – Projeto Básico de Wetland Horizontal.....	55
Figura 11 – Banhados de Fluxo Vertical.....	55
Figura 12 – Projeto Básico de Wetland Vertical.....	58
Figura 13 – Banhados de Fluxo Misto.	59
Figura 14 – Influências das intempéries e plantas no sistema.....	60
Figura 15 – Sistema Francês.....	66
Figura 16 – “The Flower and the Butterfly”.....	68
Figura 17 – Wetland Corcoué Sur Logne.....	69
Figura 18 – Estação de tratamento de Honfleur.....	69
Figura 19 – Wetlands Contruídos do Club Med.....	70
Figura 20 – Potencial paisagístico de Wetlands Construídos.....	70
Figura 21 – Delineamento da Pesquisa.....	71
Figura 22 – Área de estudo e localização dos Wetlands Construídos.....	73
Figura 23 – Unidade Liberdade WH1.....	75
Figura 24 – Esquema representando a unidade Liberdade WH1.....	75
Figura 25 – Unidade Vila Nova WH2.....	76
Figura 26 – Esquema representando a unidade Vila Nova.....	77
Figura 27 – Unidade Güntherland WV1.....	78
Figura 28 – Esquema representando a unidade Güntherland WV1.....	79
Figura 29 – Unidade OCA WV2.....	80
Figura 30 – Esquema representando a unidade OCA WV2.....	81
Figura 31 – Unidade Solitária WV3.....	82
Figura 32 – Esquema representando a unidade Solitária WV3.....	83
Figura 33 – Unidade Mundo Novo (WF1).....	84
Figura 34 – Esquema representando a unidade Mundo Novo (WF1).....	85
Figura 35 – Dados de monitoramento do clima – Estação Meteorológica de Campo Bom.....	92
Figura 36 – Dados de monitoramento do clima – Estação Meteorológica de Canela.....	93
Figura 37 – Colmatação e escoamento superficial no WH1.....	95
Figura 38 – Plantas invasoras (Trapoeraba) no WH1.....	95
Figura 39 – PCA indicando correlação entre fatores climáticos e parâmetros analisados no WH1.....	97
Figura 40 – PCA indicando correlação entre fatores climáticos e parâmetros analisados no WH2.....	101
Figura 41 – Colmatação e escoamento superficial no WH2.....	103
Figura 42 – <i>Mikania cordifolia</i> suprimindo <i>Typha domingensis</i> no WH2.....	103
Figura 43 – PCA indicando correlação entre fatores climáticos e parâmetros analisados no WV1.....	105
Figura 44 – Visão geral do WV1 em fotografia panorâmica.....	107
Figura 45 – Lago de polimento no WV2.....	108

Figura 46 – PCA indicando correlação entre fatores climáticos e parâmetros analisados no WV2.....	110
Figura 47 – Ambiente sombreado e folhas de <i>Eucalipus</i> sp. na superfície do WV3.....	113
Figura 48 – PCA indicando correlação entre fatores climáticos e parâmetros analisados no WV3.....	115
Figura 49 – PCA indicando correlação entre fatores climáticos e parâmetros analisados WF1.....	119
Figura 50 – Distribuição das raízes na brita e biofilme.	121
Figura 51 – Detalhe da formação de interstícios entre raízes e areia.....	121
Figura 52 – Desempenho dos wetlands no tratamento da DBO.	123
Figura 53 – Desempenho dos wetlands no tratamento da DQO.	125
Figura 54 – Desempenho dos wetlands no tratamento de P.	128
Figura 55 – Desempenho dos wetlands no tratamento de NTK.	130
Figura 56 – Desempenho dos wetlands no tratamento de NH ₄	132
Figura 57 – Desempenho dos wetlands no tratamento do pH.....	134
Figura 58 – Desempenho dos wetlands no tratamento da Cor.....	136
Figura 59 – Desempenho dos wetlands no tratamento da Turbidez.	138
Figura 60 – Desempenho dos WH2, WV2 e WV3 no tratamento de Coliformes Totais.	140
Figura 61 – Desempenho dos WH1e WV1 no tratamento de Coliformes Totais.....	140
Figura 62 – Desempenho dos WF1 no tratamento de Coliformes Totais.....	141
Figura 63 – Desempenho dos WV1 e WV3 no tratamento de <i>E. coli</i>	143
Figura 64 – Desempenho dos WF2 e WV2 no tratamento de <i>E. coli</i>	144
Figura 65 – Desempenho dos WH1 no tratamento de <i>E. coli</i>	144
Figura 66 – Desempenho do WF1 no tratamento de <i>E. coli</i>	145

LISTA DE ABREVIATURAS

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente

CONSEMA – Conselho Estadual de Meio ambiente

DBO – Demanda Biológica de Oxigênio

DQO – Demanda Química de Oxigênio

ETE – Estação de Tratamento de Esgoto

FMF – Filtro de Macrófitas Flutuantes

NH₄ – Nitrogênio amoniacal

NTK – Nitrogênio Total Kjeldahl

P – Fósforo Total

PCA – Análise de Componentes Principais

Pd – Precipitação do dia de coleta

P5d – Precipitação acumulada em 5 dias antes da coleta

SS – Sólidos Suspensos

Td – Temperatura média para o dia de coleta

T5d – Temperatura média para os 5 dias antes da coleta

WFH – Wetland de Fluxo Horizontal

WFM – Wetland de Fluxo Misto

WFS – Wetland de Fluxo Superficial

WFV – Wetland de Fluxo Vertical

WMF – Wetland com Macrófitas Flutuantes

RESUMO

TIMM, J.M. Estudo de casos de wetlands construídos descentralizados na região do Vale do Sinos e Serra gaúcha. São Leopoldo, 2015. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, UNISINOS, São Leopoldo. 2015.

Na busca por sistemas de tratamento de esgotos domésticos que atendam os princípios do desenvolvimento sustentável, os Wetlands Construídos apresentam-se como tecnologias de interesse. Esse trabalho avalia o desempenho de seis diferentes configurações de Wetlands Construídos descentralizados no tratamento de efluentes domésticos na região do Vale do Sinos e Serra gaúcha. Foram estudados dois wetlands de fluxo horizontal (WFH) comunitários, três wetlands de fluxo vertical (WFV) residenciais e um wetland de pré-tratamento com macrófitas flutuantes (WMF) Comunitário. Este trabalho avalia o desempenho dos sistemas, a eficiência na remoção da carga orgânica e desinfecção do esgoto frente à legislação, clima, cenário e condições de operação. Após 5 meses de monitoramento, todos os sistemas se mostraram eficientes na remoção da carga orgânica e turbidez, atendendo a legislação brasileira e apresentando concentrações médias na saída das unidades para DBO de 26,3; 12, 5 e 134,0 mg/L nos WFH, WFV e WMF, respectivamente. Em termos de DQO os resultados médios na saída das unidades foram de 160, 5 mg/L; 156, 5 mg/L e 134,0 mg/L para os WFH, WFV e WMF respectivamente. Os WFH e WFV apresentaram remoção superior a 70% da carga orgânica mesmo nos sistemas saturados. Os WFV atenderam às necessidades de remoção da carga de nutrientes e apresentaram médias de 0,6 mg/L e remoção de 72% para fósforo total e 7,8 mg/L e 7,7 mg/L para nitrogênio total e amoniacal, respectivamente e remoção superior a 90% da carga nitrogenada. Os WFH não atenderam a legislação na remoção de nutrientes, diminuindo em média 39% da carga de fósforo, 52% de nitrogênio total e 37% de nitrogênio amoniacal, com médias de 5,8; 52,9 e 50,1 mg/L respectivamente no efluente tratado. Somente os WV1 e WV3 atenderam a legislação na desinfecção de *E.coli* e somente o WV3 para Coliformes Totais. O decréscimo de Coliformes totais foi de 73% nos WFH e 87% nos WFV, com médias na saída das unidades de 2,97E+04 e 3,38E+04 NMP/100 mL, respectivamente, nos WFH e WFV. Em termos de *E. coli* o decréscimo médio foi de 90% nos WFH e 84% nos WFV, com resultados de 2,86E+04 e 2,58E+03 nas saídas das respectivas unidades estudadas. Os fatores climáticos indicaram influência na dinâmica de funcionamento dos wetlands. Todos os WFV se mostraram efetivos para o fim a que se destinam e se mostraram adequados como sistemas de tratamento de esgoto *on site*. Os WFH evidenciaram a necessidade de um correto dimensionamento, acompanhamento técnico e manutenção dos sistemas coletivos.

Palavras-chave: Wetlands Construídos, Saneamento Ambiental, Tratamento descentralizado de esgoto.

ABSTRACT

TIMM, J. M. Study of cases of decentralized constructed wetlands in the region of the Sinos Valley and Rio Grande do Sul's Sierra. São Leopoldo, 2015. Thesis (Masters Degree in Civil Engineering) - Postgraduate Program in Civil Engineering, UNISINOS, São Leopoldo. 2015.

In the search for treatment systems for domestic sewage that attend to principles of sustainable development, the Constructed Wetlands present itself as technologies of interest. This study evaluates the performance of six different configurations of decentralised constructed wetlands in domestic effluent treatment in the region of Sinos Valley and Rio Grande do Sul's Sierra. There were two community systems of horizontal flow (HFWs), three residential systems of vertical flow (VFWs) and a community system of pre-treatment with floating macrophytes (FMW). This work evaluates the performance of the systems, the efficiency in the removal of organic load and disinfection of sewage relative to legislation, climate, scenery and operation conditions. After 5 months of monitoring, all systems were shown to be effective in the removal of organic load and turbidity, attending to brazilian legislation and presenting mean concentrations at the outlet of the units for BOD of 26,3; 12,5 and 134,0 mg/L in HFWs, VFWs and FMW, respectively. In terms of COD average results in the outlet of the units were 160,5 mg/L; 156,5 mg/L and 234,2 mg/L for the HFWs, VFWs and FMW respectively. The HFWs and VFWs presented removing greater than 70% of organic load, even in saturated systems. The VFWs reached the needs of removing of nutrients load and presented an average of 0,6 mg/L and removal of 72% for total phosphorus, and 7,8 mg/L and 7,7 mg/L for total and ammoniacal nitrogen, respectively, removing over than 90% of nitrogen load. The HFWs operated with overload of application and did not attending the legislation in the removal of nutrients, decreasing on means of 39% of phosphorus load, 52% of total nitrogen and 37% of ammoniacal nitrogen, with averages of 5,8; 52,9 and 50,1 mg/L respectively in the treated effluent. Only the VW1 and VW3 attended to the legislation for the disinfection of *E. coli* and only the VW3 for total coliform. The mean removal of total coliforms was 73% in HFWs and 87% in VFWs, with means at the outlet of the units of $2,97E+04$ e $3,38E+04$ NMP/100 mL, respectively, in HFWs and VFWs. In terms of *E. coli* the average efficiency was 90% in HFWs and 84% in VFWs, with results of $2,86E+04$ e $2,58E+03$ in the respective outputs of the studied units. The climatic factors indicated influence in dynamic operation of wetlands. All VFWs were effective for the purpose for which it is intended and showed itself appropriate as systems of sewage treatment on site. The HFWs showed the need for a correct dimensioning, technical monitoring and maintenance of collective systems.

Keywords: Constructed Wetlands, Environmental Sanitation, decentralized sewage treatment.

1 INTRODUÇÃO

Na segunda metade do século vinte o desenvolvimento urbano acelerou consideravelmente. A concentração da população em pequenos espaços gerou impacto sobre ecossistemas aquáticos e terrestres, atingindo a sociedade humana com problemas como inundações, proliferação de doenças e perda na qualidade de vida. A falta de controle sobre o desenvolvimento urbano provoca reflexos diretos sobre as infraestruturas de saneamento, que incluem sistemas de abastecimento de água, esgotamento sanitário, manejo de águas pluviais e gerenciamento de resíduos sólidos (TUCCI, 2005).

Segundo a Organização das Nações Unidas, a partir de 2008 a metade da população mundial já habitava zonas urbanas e até 2030 cerca de dois terços da população deve viver nessas áreas (ONU, 2008). Além da degradação dos ecossistemas a falta de saneamento torna a população suscetível às doenças relacionadas à veiculação hídrica (LEMES et al., 2008). A Fundação Nacional de Saúde destaca que, a cada R\$ 1,00 investido em saneamento, cerca de R\$ 4,00 são economizados em saúde (FUNASA, 2006).

A água está relacionada à manutenção da vida, sendo fator essencial para o desenvolvimento socioeconômico, saúde e bem estar da população. Com a finalidade de promover ações integradas para o uso sustentável dos recursos hídricos o Brasil vem pautando discussões sobre a articulação de ações para garantia e manutenção da qualidade de vida das gerações futuras em âmbito local, regional e nacional (Brasil, 2006).

Diferentes métodos podem ser aplicados ao tratamento complementar ou total de esgotos domésticos. Desde sistemas simples e descentralizados até sistemas complexos e de grande porte podem atender a demanda de saneamento para residências, comunidades e cidades. Desta forma, é possível um descarte seguro destas águas ou até mesmo um polimento para o reuso e reabastecimento da população.

Na atualidade os métodos mais empregados para o tratamento de esgotos na zona urbana consistem em estações geralmente centralizadas, que usam produtos químicos, equipamentos mecânicos e estruturas de alvenaria para tratamento de grandes volumes de efluentes. Além de empregar muitos recursos em obras de engenharia civil, energia e insumos para manutenção, eliminam a funcionalidade ecológica do local de implantação.

Como alternativa existem métodos de saneamento ecológico, que são baseados nos sistemas naturais de depuração de matéria orgânica e purificação de água existentes na natureza. Estes sistemas combinam plantas típicas de ambientes alagados (macrófitas aquáticas) e substratos filtrantes específicos em estações de tratamento de esgoto que simulam

ambientes naturais. Em comparação com os sistemas convencionais, os Wetlands Construídos tem menor custo de construção e manutenção, empregam materiais mais simples e demandam pouca ou nenhuma energia para funcionamento.

O princípio básico da tecnologia consiste na construção de filtros, geralmente compostos por substratos de brita e areia e cobertos por vegetação específica. O material filtrante retém os poluentes e serve de substrato para colonização de biofilmes que degradam o esgoto com auxílio das plantas. Além de absorver nutrientes, a vegetação disponibiliza oxigênio ao meio, favorecendo as reações aeróbias de decomposição.

Devido ao potencial paisagístico de diversas espécies, os Wetlands Construídos podem se integrar a paisagem urbana e residencial, constituindo jardins funcionais, colaborando para criação de microclimas e habitats para pequenos animais e valorizando a paisagem local.

1.1 JUSTIFICATIVA

Nas últimas décadas a humanidade tem despertado para questão da degradação e esgotamento dos recursos naturais. A contaminação e perda de qualidade da água comprometem a distribuição e acesso para uma grande parcela da população. O Estado brasileiro tem compromisso com a conservação dos recursos hídricos, sob o princípio da cooperação e igualdade entre os povos, pela prevalência dos direitos humanos, preservação do meio ambiente e desenvolvimento sustentável (BRASIL, 2013).

As instalações dos sistemas mecanizados costumam ser mais complexas e representam grandes custos financeiros. Além disto, empregam equipamentos mecânicos que dependem de energia elétrica para operação e de mão de obra especializada para manutenção. A centralização dos sistemas de tratamento é outro fator oneroso, uma vez que representa grande investimento em sistemas de coleta, tubulações e equipamentos de recalque. Segundo Samuel (2011), é necessário buscar alternativas aos sistemas convencionais de tratamento de esgoto tradicionalmente adotados em grandes cidades.

Algumas destas alternativas surgem nos conceitos de “Saneamento Ecológico”, “Ecosaneamento” ou “Ecosan”, que propõe sistemas descentralizados e metodologias alternativas e adequadas à concepção local para tratamento de esgotos. Esta abordagem se baseia em uma visão ecossistêmica que evidencia os benefícios de sistemas que promovam a saúde ao tempo que recuperam e reciclam os nutrientes. Nesta concepção a excreta humana é tratada como recurso passível de reuso. Representa um princípio que valoriza o fechamento

de um ciclo de forma semelhante às dinâmicas presentes na natureza, em contraponto aos sistemas tradicionais lineares que apresentam a perda destes recursos (ESREY et al 1998).

De acordo com Werner et al. (2004), os princípios de ECOSAN contemplam:

- Redução de riscos à saúde relacionados com falta de saneamento;
- Redução da poluição das águas superficiais e subterrâneas,
- Prevenção da degradação da fertilidade do solo;
- Otimização da gestão de nutrientes e energia.

Neste contexto estão os métodos de tratamento de esgoto descentralizado e o emprego de sistemas de tratamento com wetlands construídos, que são o foco deste estudo. A versatilidade deste tipo de sistema permite diferentes configurações aos leitos vegetados que constituem os wetlands. As variações podem ser quanto ao padrão de fluxo hídrico, quantidade de estágios, tipo de vegetação, características dos substratos entre outros.

Como são sistemas naturais, sua dinâmica de funcionamento está relacionada ao ambiente, tendo influência direta do clima local. Portanto, os índices de pluviosidade, temperatura, insolação e convecção influenciam diretamente sobre os wetlands construídos, alterando a dinâmica de funcionamento conforme o contexto geográfico e dificultando o controle sobre o tratamento do esgoto neste tipo de sistema.

Outro fator de difícil controle é a manutenção das propriedades técnicas dos substratos e plantas à longo prazo. Embora estes elementos atuem na retenção, absorção e adsorção da carga poluente, esta capacidade costuma ser limitada e eventualmente pode ser revertida em processos de dessorção. Estes processos estão geralmente relacionados ao tempo de operação dos wetlands construídos e ao metabolismo das plantas e são de difícil previsão.

Torna-se importante entender a dinâmica destes sistemas, em diferentes configurações e situações, para definir seu potencial de aplicação no contexto local. Além disso, a integração destes sistemas em áreas residenciais merece avaliação quanto ao conforto ambiental dos moradores do entorno, já que odores e proliferação de insetos podem tornar inviáveis estes sistemas nas zonas urbanas.

Dessa forma pretende-se testar a viabilidade de sistemas sustentáveis de saneamento, que dependam de pouco investimento e manutenção, utilizem processos biológicos para depuração de poluentes e que se integrem a paisagem das cidades.

1.2 PROBLEMA E HIPOTHESES DE PESQUISA

Frente à falta de saneamento e a pouca compatibilidade dos sistemas convencionalmente empregados no tratamento de esgoto com os princípios de desenvolvimento sustentável, no que se refere à complexidade, custo e consumo energético, busca-se avaliar métodos e sistemas de saneamento mais baratos e simplificados. Esta proposta vem de encontro com a realidade da maioria dos municípios do Brasil que em geral não disponibilizam de recursos financeiros para construção de sistemas de saneamento nos moldes convencionais. Os sistemas estudados, potencialmente, respondem e podem ser caracterizados como sistemas deste tipo.

O conhecimento acerca do desempenho de sistemas de wetlands construídos coletivos e residenciais em operação no Rio Grande do Sul é ainda limitado e a tecnologia pouco difundida. Este trabalho avalia wetlands coletivos e residenciais em operação na região do Vale dos Sinos e Serra gaúcha.

Foram monitoradas seis estações de tratamento de efluentes (ETE) por sistemas de Wetlands Construídos com diferentes configurações e regimes de operação. A avaliação dos wetlands foi realizada através de análises do efluente antes e depois da passagem por cada sistema. Foram analisados os parâmetros de DBO, DQO, P, NTK, NH₄, pH, Turbidez, Cor, Coliformes Totais e *Escherichia coli*. A coleta de dados foi feita em uma bateria de análises mensais realizadas ao longo de cinco meses de monitoramento, de junho a outubro de 2014, compreendendo o período sazonal entre inverno e primavera.

Foi verificada a eficiência de cada unidade na redução dos parâmetros supracitados durante o período de monitoramento, permitindo a avaliação dos sistemas frente à legislação vigente (CONAMA 430/2011) que determina os padrões de lançamento de efluentes domésticos. No mesmo período foram coletados dados de temperatura e pluviosidade na região do estudo a fim de avaliar a influência destes fatores sobre a eficiência dos sistemas. Também são considerados na discussão o tempo de operação, condições da vegetação e substratos em cada unidade de estudo.

Estes comparativos devem indicar a viabilidade e eficiência do emprego destas técnicas em sistemas residenciais e coletivos, fornecendo embasamento sobre sistemas descentralizados de pequena e média proporção (residencial/comunitário). Estes dados devem colaborar para o emprego destes sistemas, avaliando a eficiência e disponibilizando informações para inclusão destas tecnologias na legislação e políticas de saneamento no Brasil.

1.3 OBJETIVOS

Na sequência passa-se a apresentar os objetivos desse trabalho.

1.3.1 Objetivo geral

Avaliar o desempenho de diferentes Wetlands Construídos e seu potencial de emprego no tratamento descentralizado de esgotos domésticos.

1.3.2 Objetivos específicos

- Avaliar a efetividade do tratamento realizado pelos sistemas estudados;
- Analisar a influência de fatores climáticos e ambientais sobre os sistemas em estudo;
- Analisar diferentes configurações de Wetlands Construídos no contexto em que se inserem;

1.4 ESTRUTURA DA PESQUISA

Esta dissertação está dividida em cinco capítulos. O primeiro capítulo apresenta o conteúdo introdutório, justificando a relevância do trabalho e formulando a hipótese de pesquisa frente ao problema abordado. No mesmo capítulo incluem-se os objetivos geral e específicos assim como a apresentação da estrutura da pesquisa e as delimitações do trabalho.

O segundo capítulo apresenta a revisão bibliográfica que representa o embasamento teórico deste trabalho. Aborda a legislação e políticas referentes a recursos hídricos e saneamento, sistemas convencionais de tratamento de esgotos, centralização e descentralização e apresenta um maior aprofundamento no estudo de sistemas de Wetlands Construídos.

O terceiro capítulo apresenta a metodologia utilizada para a realização da pesquisa, obtenção e análise dos dados inventariados. Inclui detalhamento sobre a área de estudo, sistemas monitorados e variáveis estudadas.

O quarto capítulo traz a discussão dos resultados obtidos, avalia os sistemas estudados no contexto ecológico em que se inserem, vantagens e desvantagens desta tecnologia. O quinto capítulo apresenta as conclusões obtidas sobre o potencial destes sistemas na gestão de efluentes domésticos e o sexto e último capítulo traz as considerações finais acerca do estudo.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

O consumo de água se relaciona a geração de efluentes, desta forma, a contaminação causada pela falta de saneamento compromete o acesso à água limpa. Conforme dados do SNIS (2013) o consumo médio de água no Brasil em 2013 foi estimado em 166 L/hab.dia. No Rio Grande do Sul o consumo per capita é estimado em cerca de 152 litros, chegando a mais de 250 L/hab.dia no Rio de Janeiro.

O SNIS estima os níveis de atendimento por sistemas de abastecimento de água, redes de coleta e afastamento de esgoto e esgoto tratado por região e na média para o Brasil, o que pode ser contemplado no Quadro 1.

Quadro 1- Atendimento de água e esgoto estimados por região geográfica no Brasil.

Região	Sistemas de Saneamento					
	Abastecimento de água (%)		Coleta de esgoto (%)		Tratamento de Esgoto (%)	
	Total	Urbano	Total	Urbana	Gerado	Coletado
Norte	52,4	62,4	6,5	8,2	14,7	85,3
Nordeste	72,1	89,8	22,1	29,3	28,8	78,1
Centro-Oeste	88,2	96,3	42,2	48,6	45,9	91,6
Sudeste	91,7	96,8	77,3	82,2	43,9	64,3
Sul	87,4	97,4	38,0	44,2	35,1	78,9
Brasil	82,5	93,0	48,6	56,3	39,0	69,4

Fonte: adaptado do SNIS 2013.

Os sistemas de abastecimento de água englobam captação, tratamento e distribuição da água tratada, enquanto os sistemas de esgotamento sanitário envolvem as redes de coleta e destinação dos efluentes, que podem ser tratados ou não. A falta de sistemas de tratamento de esgoto gera a poluição das águas, compromete a gestão das cidades e o desenvolvimento social.

Verifica-se que pouco mais de 82 % do total da população brasileira tem abastecimento de água e menos da metade é atendida por sistemas de coleta e afastamento do esgoto. Do total de esgotos gerados, apenas 39% recebe tratamento antes do lançamento no ambiente ou corpo receptor. As estimativas indicam que na região Sul apenas 35% do esgoto gerado recebe o devido tratamento, estando à frente apenas dos estados do Norte e Nordeste.

O Plano Nacional de Saneamento Básico (Lei nº 11.445/07) objetiva reduzir pela metade o número de habitantes sem de saneamento básico até 2015. Dentro deste plano, cada município deve elaborar seu plano de saneamento, que deverá nortear a gestão dos recursos hídricos municipais quanto a abastecimento e saneamento. Entre os anos de 2007 e 2013 o Brasil apresentou aumento de 147,4 % nos investimentos em saneamento básico SNIS (2013).

A expansão das cidades sem um devido planejamento gera deterioração dos mananciais e redução da cobertura de água segura para população resultando na escassez qualitativa. É necessário o desenvolvimento de ações preventivas de planejamento urbano e ambiental, com vistas na minimização dos impactos e no desenvolvimento sustentável (TUCCI 2005).

2.1 TRATAMENTO DE ESGOTO

Sistemas convencionais de saneamento combinam sistemas físicos, químicos e biológicos de tratamento. Von Sperling (1996) descreve a configuração destes sistemas a partir da rede coletora, bombas de água, gradeamento mecânico, caixa de retenção de areia, tanques de aeração, decantadores e adensadores de lodo. Os sistemas de gradeamento e caixa de areia retêm sólidos grosseiros e areia, utilizando processos físicos de retenção, enquanto os tanques de aeração utilizam equipamentos mecânicos para introdução de oxigênio na massa líquida do esgoto, estimulando a decomposição por parte de microrganismos aeróbios. Nos decantadores o lodo resultante dos processos de decomposição do esgoto sedimenta e o efluente tratado é coletado na parte superficial do tanque. O lodo é direcionado a um adensador ou a leitos de secagem.

Von Sperling (1996), ainda aborda outros sistemas, como lagoas facultativas, anaeróbias e de maturação, que utilizam processos naturais e dependem da luz solar e calor para condução das reações de decomposição. Embora representem baixos custos de implantação e operação estas lagoas ocupam grandes espaços o que muitas vezes inviabiliza seu emprego. Os reatores anaeróbios de fluxo ascendente também são abordados e se mostram como opção. Estes geralmente apresentam menor eficiência quando comparados aos demais, porém, apresentam vantagem no que se refere ao espaço físico necessário para instalação do sistema.

2.1.1 Wetlands Construídos e Tratamento de Esgoto Descentralizado

Embora não haja um consenso quando a denominação destes sistemas, o nome “Constructed Wetlands” tem sido o mais empregado pela comunidade científica internacional. Os artigos estudados na revisão bibliográfica deste trabalho empregam diversas denominações para se referir aos sistemas. No Brasil têm sido referenciados como “banhados construídos”, “sistemas solo-planta”, “zonas de raízes”, “leitos vegetados”, “biotratamento de efluentes” e “jardins filtradores”, entre outros. Outras denominações ainda são empregadas em países como Portugal e Espanha, que adotam nomes como “Phyto-etars” e “Humedales

artificiales”. Nesta pesquisa estes sistemas serão referenciados como Wetlands Construídos, o nome mais comumente empregado.

Nos sistemas de Wetlands Construídos, a combinação de plantas típicas de ambientes alagados (macrófitas aquáticas) e substratos filtrantes proporciona a criação de biofilmes na zona de raízes, onde microrganismos diversos atuam em conjunto na degradação da carga poluente, transformando-a em nutrientes para as plantas relacionadas (SOUZA et al., 2004). As plantas utilizadas compartilham a característica anatômica de possuírem desenvolvidas redes de aerênquimas, que ocupam até 60% do volume de seus tecidos. Estas estruturas conduzem o oxigênio até os tecidos submersos da planta, suprimindo as necessidades respiratórias destas estruturas e liberando oxigênio na rizosfera. Dessa forma, criam condições de oxidação no meio, auxiliando nos processos de decomposição da matéria orgânica (BRIX, 1994).

Zanella (2008) destaca os wetlands despontam como alternativa viável aos sistemas convencionais, ressaltando o potencial ornamental destes sistemas. Estes sistemas representam menor investimento de energia e recursos quando comparados às estações convencionais, já que empregam menos recursos naturais em comparação aos sistemas citados, tem processos construtivos mais simples e rápidos e menor manutenção operacional.

Conforme publicação da UN-HABITAT (2008) os sistemas de fluxo de água mais empregados em Wetlands Construídos são de fluxo vertical, horizontal e superficial, sendo a combinação destes diferentes sistemas a alternativa que costuma obter melhores resultados. Segundo a mesma publicação fatores como intermitência ou continuidade do fluxo de água e existência de ou não de pré-tratamento por decantação em fossas sépticas serão determinantes para o dimensionamento e configuração destes sistemas.

São considerados sistemas centralizados aqueles que recebem grandes volumes de efluentes provenientes de uma ou mais bacia hidrográfica. Para estas estações convergem todos os esgotos oriundos de áreas urbanas nos limites do sistema de esgotamento sanitário. (JORDÃO & VOLSCHAN, 2009)

Segundo Philippi et al. (2007) o modelo brasileiro de gestão de efluentes é extremamente centralizador e geralmente costuma adotar grandes estações de tratamento. Como os sistemas centralizados tem se mostrado inviáveis economicamente, o foco da gestão de efluentes tem sido direcionado aos sistemas descentralizados e periféricos.

Os sistemas descentralizados se associam a ideia de diversidade enquanto se contrapõe ao centralismo. Desta forma estão mais relacionados ao conceito de

desenvolvimento sustentável visto que promovem concepções locais integradas a realidade em questão. (LETINGA, 2001).

Observa-se grande variação no conceito de tratamento descentralizado, em países europeus eles costumam ser considerados quando atendem de 5 a 500 habitantes (ESREY, 1998). Segundo a legislação vigente no Brasil são consideradas estações descentralizadas aquelas com vazão menor ou igual a 50 L/s ou capacidade para atender até 30.000 habitantes, a critério do órgão ambiental competente (BRASIL, 2006b).

Segundo IWA (1999) quando a coleta, tratamento e descarga de efluente são feitas em instalações próximas ao local de geração do esgoto considera-se um sistema descentralizado. É utilizado ainda o termo “*on site*” quando os sistemas de tratamento são instalados no local de geração do efluente, incluindo sistemas de pequeno porte residenciais ou coletivos. Crites e Tchobanoglous (1998) e IETEC (2007) apud Lima (2008) consideram como sistemas descentralizados aqueles construídos para atender bairros e comunidades. .

É consenso que os sistemas centralizados representam um maior risco ambiental, uma vez que problemas no sistema possam causar a interrupção do tratamento e resultar na descarga de grandes volumes de esgoto sem tratamento prévio no corpo receptor (MANCUSO e SANTOS, 2002; LIMA, 2008).

Os critérios para escolha entre os dois tipos de sistema devem levar em conta uma série de fatores, como espaço disponível, escoamento da bacia hidrográfica, custo e eficiência dos sistemas empregados. Na maioria dos casos é a concepção local que determinará se a metodologia adotada será centralizada ou não e qual o tipo de sistema a ser empregado.

Em geral os sistemas centralizados representam maior investimento no que se refere à construção de redes de coleta e transporte de esgotos e eventual necessidade de recalque do esgoto caso não haja topografia favorável ao escoamento.

Nos sistemas convencionais mecanizados o custo da descentralização costuma ser maior, devido às estruturas de alvenaria e equipamentos mecânicos necessários, se comparados aos sistemas alternativos que empregam Wetlands Construídos. Além disso, as instalações dos sistemas mecanizados costumam ser mais complexas e geralmente empregam maior mão de obra e energia elétrica para operação.

Outro fator a ser considerado no comparativo entre os sistemas convencionais e Wetlands Construídos é saída de resíduos ou produtos. Os sistemas convencionais produzem lodo, que precisa ser desidratado e disposto em aterros sanitários, ocupando espaço no ambiente e empregando transporte para destinação final. Os Wetlands Construídos não geram lodo, já que os poluentes são assimilados pelas plantas e transformados em biomassa. Em

contrapartida, os wetlands estão sujeitos a colmatação e precisam de manutenções como podas e monitoramento a fim de evitar problemas de operação.

Em termos de impacto ambiental e benefício ecológico os Wetlands Construídos se destacam, pois necessitam de menor investimento de recursos e reproduzem sistemas naturais, beneficiando o ambiente e criando áreas de biodiversidade. Os sistemas convencionais, em contrapartida, consomem grandes quantidades de recursos e constituem estruturas que não desempenham papel ecológico.

A centralização viabiliza uma redução no espaço físico necessário para o tratamento do mesmo volume de água, visto que se somado, o espaço necessário para a construção das estações descentralizadas costuma ser maior do que em um sistema centralizado capaz de tratar o mesmo volume de efluente. Segundo Von Sperling, (1996) lagoas facultativas e anaeróbias utilizam de 2 a 5 metros quadrados por habitante, enquanto lagoas aeróbias necessitam de 0,25 a 0,50 metros quadrados e reatores aeróbios entre 0,05 e 0,10 metros quadrados.

O espaço necessário para implantação de Wetlands Construídos ainda é bastante discutido, visto que o sistema sofre influência direta do clima local tendo diferentes dimensionamentos conforme a região de implantação. De toda forma, no Brasil, a maioria dos pesquisadores sugere entre 1 e 2 metros quadrados de superfície por habitante como a área necessária de tratamento (LEMES et al., 2008).

A descentralização beneficia uma melhor distribuição do efluente tratado em seu retorno ao ambiente, enquanto os sistemas centralizados conduzem o volume total da efluente tratado a um único ponto de lançamento. Esta descentralização dos pontos de lançamento pode ser positiva para o balanço hídrico local, colaborando na recarga de aquíferos, manutenção do fluxo de água de arroios e abastecimento de lagos e reservatórios.

Uma análise sobre os benefícios de cada tipo de sistema e do seu emprego, de forma centralizada ou descentralizada aponta algumas vantagens e desvantagens para cada metodologia e realidade. Fica evidente que o fator determinante para escolha do sistema a ser empregado é a realidade local. Em áreas rurais ou em desenvolvimento, o planejamento para o desenvolvimento sustentável pode prever a descentralização dos sistemas. Nestes casos, o planejamento prévio pode viabilizar a implantação de Wetlands Construídos como jardins filtradores, integrados a paisagem e colaborando na constituição de áreas verdes.

2.2 SERVIÇOS ECOLÓGICOS E SISTEMAS NATURAIS DE DEPURAÇÃO

Os chamados “Serviços Ecológicos” ou “serviços ecossistêmicos” são benefícios que os sistemas naturais proporcionam através dos fluxos energéticos que ocorrem entre fatores bióticos e abióticos e as interações ecológicas presentes na natureza. Estes serviços são fatores determinantes para o equilíbrio dos ecossistemas, geração de produtos e manutenção dos ciclos climáticos e geológicos (Costanza *et al.* (1997).

A partir de um ponto de vista antropocêntrico, pode-se identificar, avaliar e mensurar o valor desses serviços de acordo com os benefícios que proporcionam para o bem estar humano e desenvolvimento sócio econômico. Segundo estudos realizados por Costanza *et al.* (1997), o valor estimado para os serviços prestados pela natureza seria de US\$ 33 trilhões ao ano. Neste cálculo avalia-se serviços ambientais como controle de temperatura e pluviosidade, captura de carbono, oferta de oxigênio e água, ciclagem de nutrientes e outros fatores naturais dos quais a sociedade depende para sua manutenção. Deste ponto de vista seria possível estimar quanto valeriam estes serviços caso a natureza não os fornecesse gratuitamente, fornecendo assim argumentos plausíveis para conservação da biodiversidade e ecossistemas naturais.

São inúmeros benefícios retirados dos ecossistemas. Kumar *et al.* (2010) citam quatro principais categorias de serviços ecológicos. Os serviços de provisão contemplam os produtos obtidos dos ecossistemas, como água fresca, alimentos, fibras e recursos genéticos; serviços de regulação incluem controle do clima, recursos hídricos, controle de doenças e equilíbrio dos ecossistemas; serviços culturais envolvem os benefícios de relação com a natureza, como recreação, bem estar espiritual, reflexão, beleza paisagística, desenvolvimento cognitivo e inspiração. Os serviços de apoio são aqueles necessários para produção de todos os demais serviços ecológicos. Estes incluem produção de biomassa, produção de oxigênio, formação do solo, controle de erosões, ciclagem de nutrientes e água e criação de habitat.

Os benefícios destes serviços podem atingir escalas locais, regionais ou globais e incluir as gerações futuras. Uma floresta, por exemplo, pode fornecer aos habitantes locais madeira, lenha, frutos e fibras. À população da região pode oferecer benefícios evitando deslizamentos, filtrando a água, regulando o microclima e oferecendo espaço de lazer. A nível global pode fixar carbono e manter a biodiversidade de espécies e produtos (HANSON *et al.*, 2008).

2.3 PRINCÍPIOS DOS WETLANDS CONSTRUÍDOS

São consideradas áreas úmidas aquelas sujeitas à inundação temporária, de forma que permitam o estabelecimento de ecossistemas com plantas e organismos aquáticos ou tolerantes a esta condição. A Convenção de Ramsar, em 1971 propôs um acordo internacional definindo áreas úmidas como “extensões de brejos, pântanos e turfeiras, ou superfícies cobertas de água, em regime natural ou artificial, permanentes ou temporárias, estancadas ou correntes, doces, salobras ou salgadas, incluídas as extensões de água marinha cuja profundidade na maré baixa não exceda os seis metros” (ROLON e MALTCHIK, 2006).

Além de florestas e campos sujeitos a inundações as áreas úmidas incluem aquelas que se estabelecem em ambientes de transição entre terrenos mais altos e secos e terrenos mais baixos e alagados, portanto, mais susceptíveis às variações dos níveis de água. Este tipo de formação inclui banhados, charcos, pântanos, brejos e várzeas. Estes ambientes são colonizados por uma diversidade de espécies vegetais tolerantes e adaptadas a este meio, onde é constante a variação do nível de água (Figura 1).

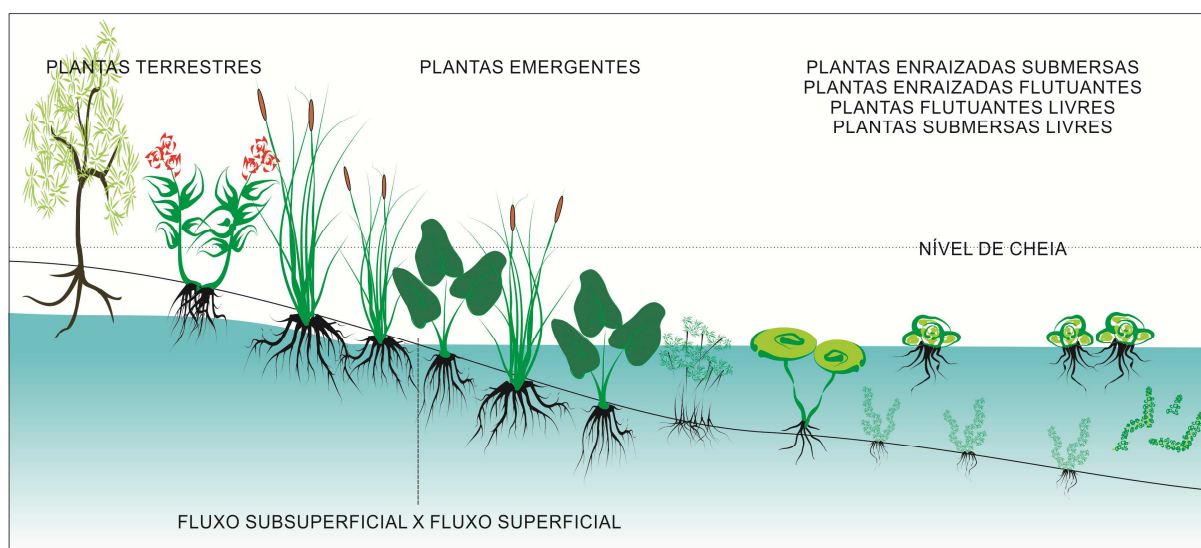


Figura 1 – Diversidade vegetal das áreas úmidas.

Fonte: do Autor.

Segundo Carvalho e Ozório (2007), os banhados são áreas constante ou provisoriamente alagadas, de solo saturado e rico em matéria orgânica que resulta num ambiente físico-químico particular, colonizado por uma biota adaptada morfológica e fisiologicamente ao hidro período do sistema. São características inerentes das áreas úmidas:

- Presença de água rasa ou solo saturado;
- Acúmulo de matéria orgânica;

- Presença de plantas e animais aquáticos.

Os banhados também atuam como fonte e reservatório de carbono, liberam para a atmosfera terrestre gás metano (CH₄) e gás carbônico (CO₂) e, através do processo da fotossíntese, aprisionam o CO₂ (IBAMA, 2000). Em termos de atividade biológica e produção energética, os banhados estão entre os mais produtivos ecossistemas do planeta, sendo comparados às florestas tropicais (WIDHOLZER, 1986 e RICKLEFS, 1993 apud CARVALHO e OZÓRIO, 2007).

Os banhados apresentam inter-relação com ambientes próximos por meio de processos ecológicos, como migração de fauna, dispersão de vegetais e de trocas de sedimentos, transportados pelo vento e fluxos hídricos, tanto na superfície quanto no subsolo (IBAMA, 2000). Dentre os fatores de influência ambiental e prestação de serviços ecológicos, pode-se afirmar que os banhados naturais estão relacionados à retenção de água, controle de inundações, recarga de aquíferos, purificação da água e estabilidade climática (MALTCHIK, 2003 apud. CARVALHO e OZÓRIO 2007).

Além das relações com a macrofauna e flora, os banhados comportam um complexo sistema de interações entre os substratos e uma diversidade de microrganismos que melhoram a qualidade das águas através de mecanismos como:

- Retenção de material em suspensão;
- Filtração e precipitação química;
- Sorção e troca iônica na superfície das plantas, substrato e sedimentos;
- Quebra, transformação e metabolização de poluentes e nutrientes;
- Redução de organismos patogênicos.

Conforme Zanella (2008), várias dessas características são de interesse no tratamento de efluentes e esgotos. Segundo o autor este potencial conduziu o desenvolvimento de sistemas de tratamento de águas residuárias baseados nos banhados naturais, de forma que possam ser controlados e aplicados ao tratamento de efluentes.

Embora pouco usuais, os sistemas de tratamento de esgotos empregando banhados são bastante antigos, tendo sido utilizados pelos Astecas no México (PHILLIPI e SEZERINO 2004). As primeiras investigações científicas sobre o uso de Wetlands Construídos para o tratamento de esgotos datam da década de 1950, conduzidas pela bióloga alemã Käthe Seidel

no Instituto Max Planck, confirmando a eficiência de áreas alagadas naturais para o tratamento de esgotos domésticos e industriais (CAMPBELL e OGDEN 1999).

Desde esta época, uma série de estudos vem sendo realizados em todo o mundo acerca destes sistemas. A partir de experimentos e observações foram criadas classificações levando em conta características de forma de vida vegetal, fluxo hídrico, nível de inundação, tipos de substratos e as reações favoráveis a cada condição.

2.3.1 Caracterização dos Wetlands Construídos

Os Wetlands construídos combinam a vegetação de banhados com substratos específicos, criando diferentes sistemas de depuração conforme os elementos e configuração empregada. A discussão decorrente aborda o efeito das plantas, substratos, e microrganismos e as aptidões das diferentes Configurações do sistema.

2.3.1.1 Macrófitas Aquáticas

O papel da vegetação nos sistemas de Wetlands Construídos se determina fundamentalmente pelo efeito proporcionado pela zona de raízes. As plantas são organismos foto autótrofos, atuando na transformação do carbono inorgânico em carbono orgânico (ARIAS, 2004).

Por habitarem áreas alagáveis e geralmente abundantes em matéria orgânica, as espécies empregadas nos Wetlands Construídos devem apresentar tolerância a ambientes eutrofizados e boa capacidade de absorção de poluentes, sendo desejável ainda a fácil propagação e crescimento rápido (SOUZA et al., 2004). A eficiência das espécies ainda se relaciona a extensão e forma dos sistemas radiculares, que devem ser preferencialmente fasciculados, e a produtividade de biomassa, que se relaciona a mobilização de nutrientes do esgoto.

A capacidade de sobrevivência nos ambientes alagados está relacionada à característica anatômica das plantas, que apresentam desenvolvidas redes de aerênquimas, que ocupam até 60% do volume de seus tecidos (Figura 2). Estas estruturas conduzem o oxigênio até os tecidos submersos da planta, suprimindo as necessidades respiratórias destas estruturas e liberando oxigênio na rizosfera. Desta forma criam condições de oxidação no meio, auxiliando nos processos de decomposição da matéria orgânica (BAHLO e WACH, 1996; BRIX, 1994, ARIAS, 2004).

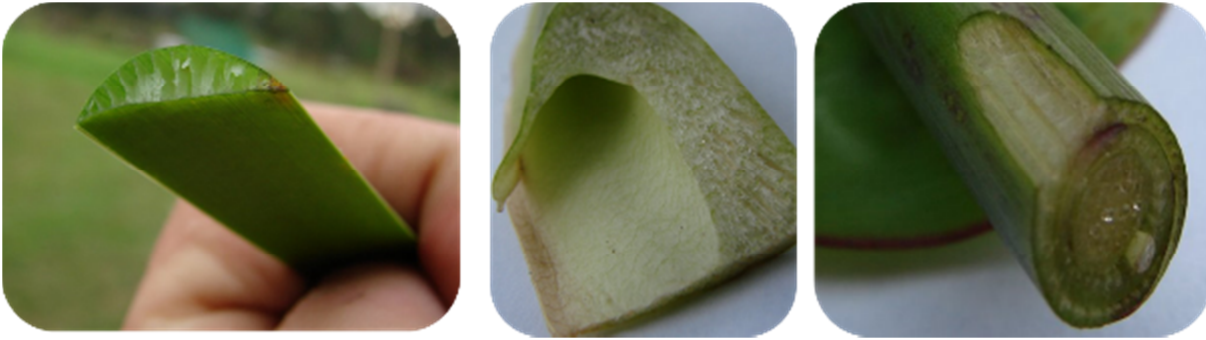


Figura 2 - Aerenquima em três espécies de macrófitas aquáticas.

Fonte: o Autor

Além das relações biológicas com o sistema, as plantas apresentam uma série de relações mecânicas com o sistema e ambiente. A superfície foliar destas espécies apresenta amplas áreas de trocas gasosas, favorecendo a evapotranspiração e altas taxas fotossintéticas, o que otimiza a produção de biomassa. Diversas pesquisas revelam diferentes capacidades de acumulação para diferentes espécies sugerindo que determinadas plantas possuam mecanismos específicos para remoção e translocação de nutrientes como fósforo (P), potássio (K) e até metais pesados (BARRETO, 2011).

Conforme Durlo e Sutili (2005), os vegetais interferem na movimentação do substrato ao qual estão fixados devido ao efeito alavanca, proporcionado pela movimentação da planta pelo vento. Desta forma, o efeito do vento sobre a planta pode proporcionar uma movimentação que auxilie na oxigenação da sua rizosfera (MATTOS, 2013). As macrófitas também atuam na estabilização da superfície do solo, contendo erosões e proporcionando melhores condições o processo físico de filtração, previnem a colmatção, constituem superfície para fixação de biofilmes, aeram a rizosfera e possuem potencial paisagístico (BRIX; 1994; PHILIPPI e SEZERINO; 2004).

Processos de interferência da comunidade vegetal sobre o sistema condizem na modificação das propriedades do meio radicular pela liberação de exsudados, aumento do carbono orgânico, liberação de oxigênio, aumento da porosidade, retenção de poluentes e criação de meio de intensas reações metabólicas, enzimáticas e microbiológicas. (SUSARLA et al., 2002). Um esquema representando as reações na zona de raízes pode ser visualizado na Figura 3.

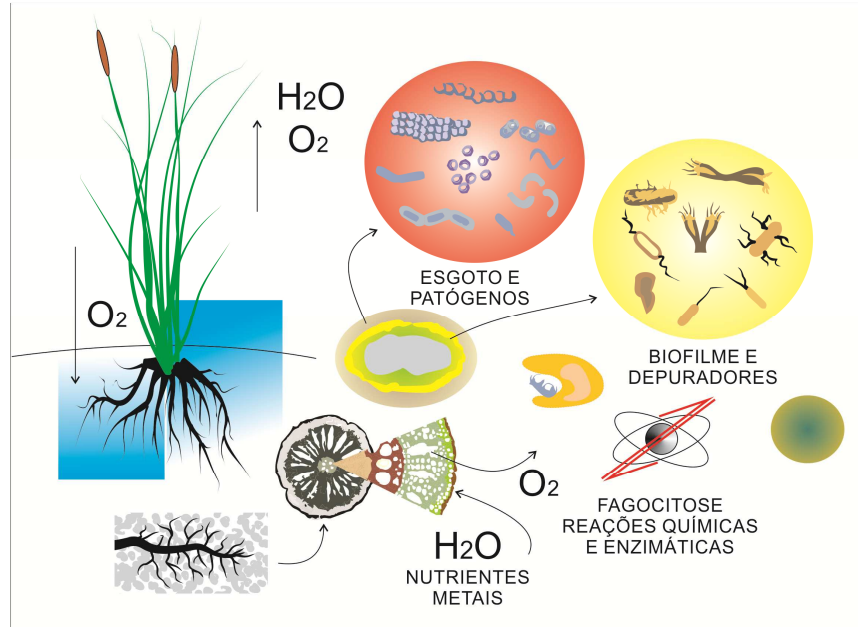


Figura 3 – Reações na zona de raízes.

Fonte: o Autor

Segundo Lohmann (2011), como seres fototróficos as plantas fixam o dióxido de carbono (CO_2) da atmosfera transformando-o em biomassa. As reações proporcionadas quebram as moléculas orgânicas formadas na fotossíntese em água e CO_2 , que retorna à atmosfera para ser novamente fixado. A Figura 4 apresenta algumas das propriedades das plantas nos sistemas de Wetlands Construídos.

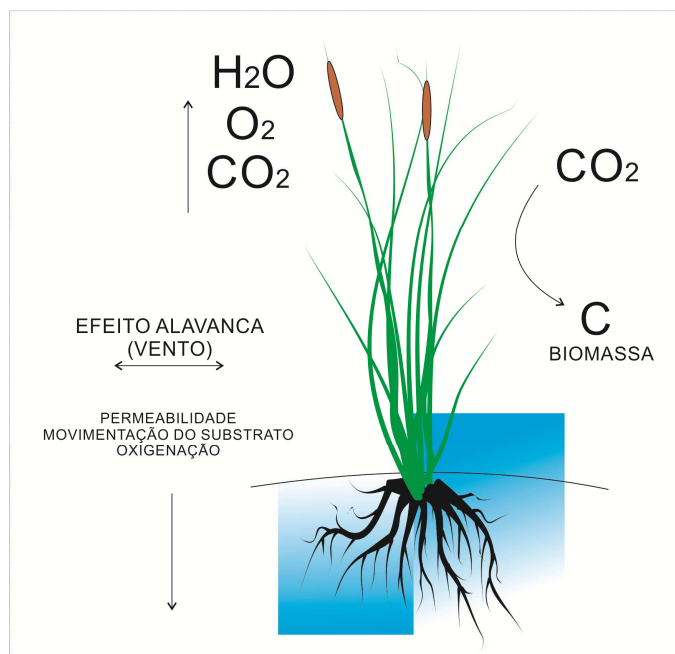


Figura 4 – Algumas influências das macrófitas no sistema.

Fonte: o Autor

Greenway e Woolley (1999) afirmam que diferentes espécies apresentam concentrações variadas de nutrientes em tecidos vegetais diferentes. Os autores investigaram 60 espécies e concluíram que as macrófitas emergentes apresentaram as menores concentrações de nutrientes. As concentrações de nitrogênio foram maiores em caules e folhas se comparadas às raízes e rizomas, enquanto as raízes apresentaram maiores concentrações de fósforo. Marmioli e Maestri (2008) ressaltam que diferentes organismos possuem diferentes requerimentos nutricionais, e por essa razão, alguns elementos podem ser essenciais para um organismo e tóxicos para outro.

A eficiência de remoção de poluentes em Wetlands Construídos está diretamente relacionada à capacidade extratora das plantas. A capacidade extratora é obtida pelo produto da concentração de nutrientes absorvidos e a produtividade de biomassa das plantas (MATOS et al., 2010). Considerando o princípio da transferência da carga orgânica do efluente para biomassa, relaciona-se a maior eficiência das plantas ao período do crescimento vegetal, sendo que esta capacidade tende a diminuir gradativamente conforme as plantas atingem seu porte máximo, indicado pela floração. Desta forma, podas periódicas são necessárias para a manutenção e eficácia dos sistemas em filtros vegetados (TIMM et al., 2013).

Além da eficiência destas plantas na remoção da carga poluente, sabe-se que as mesmas geram grandes quantidades de biomassa. A fibra vegetal destas plantas pode ser utilizada em diferentes aplicações, que vão da produção de adubo orgânico e artesanato até a construção civil (ZANELLA, 2008). Embora se saiba da capacidade das plantas em purificar o esgoto, faltam informações que quantifiquem o papel desenvolvido por uma variedade de espécies vegetais potencialmente utilizáveis nas estações de tratamento (GERSBERG et al., 1986 apud ALMEIDA 2007).

2.3.1.2 Substratos

Os substratos compõem uma parte essencial do sistema, que condiciona a criação dos filtros e meio suporte para plantas e biofilmes. Cada material empregado no sistema apresenta características específicas e o arranjo destes dentro dos leitos é determinante para o sistema. As particularidades de cada material filtrante definem processos como adsorção e degradação biológica, sendo importante o conhecimento das características destes materiais (OLIJNYK, 2008). Segundo Lohmann (2011), os substratos devem apresentar simultaneamente permeabilidade elevada, alta capacidade de troca catiônica e alta atividade microbiológica.

Utilizando uma sequente diminuição na granulometria dos materiais viabiliza-se a filtração do efluente e retenção da carga poluente. As diferentes porosidades e superfícies dos substratos se mostram adequadas à fixação de distintas comunidades de microrganismos que decompõem o esgoto. Da mesma forma, os substratos servem para fixação das plantas e os vazios entre os materiais permitem a penetração e desenvolvimento do sistema radicular destas, formando as zonas de raízes (LOHMANN, 2011).

Os materiais mais comumente utilizados na composição dos filtros vegetados são brita e areia. Normalmente as britas constituem os filtros mais grosseiros que recebem diretamente o esgoto e servem também de substrato às plantas. As areias são usadas como filtros mais finos, geralmente no fundo ou porção intermediária dos leitos construídos. A disposição destes materiais pode variar conforme as Configurações do sistema.

Segundo Hoffmann et al. (2011), o leito de cascalho não tem como maior função a filtração, mas sim assegurar uma boa distribuição da água, auxiliar na drenagem, evitar poças e confinar a areia no leito filtrante. A área preenchida pela areia e raízes das plantas corresponde à zona ativa do filtro, onde se estabelecem e intensificam as interações do biofilme com o esgoto.

A brita utilizada na região da área de estudos é proveniente de rocha basáltica artificialmente particulada, ou seja, que passou por processo de britagem. O basalto é uma rocha ígnea composta por plagioclásio, piroxênio e por vezes olivina. Com presença de minerais como óxidos de ferro e titânio, a composição química destas rochas tende a variar o teor de Dióxido de Silício entre 45 e 55%. Contém elevados teores de Cálcio, Ferro e Manganês e baixos teores de Potássio. A rocha apresenta textura de grãos finos, podendo conter material vítreo em sua composição (OLIVEIRA e BRITO, 2002).

O basalto britado serve como suporte para enraizamento das plantas e tem emprego nos filtros mais grosseiros. O formato irregular dos fragmentos de pedra, apresentando grandes superfícies, aumenta a área de contato com o efluente. A textura deste material, apresentando poros na rocha, permite a fixação de comunidades específicas de microrganismos que auxiliam na decomposição do esgoto absorvido pela brita. Da mesma forma, os vazios entre os pedaços de pedra permitem uma boa penetração das raízes das plantas, percolação da água e o tratamento de um maior volume de esgoto (ZANELLA, 2008).

Esta camada do filtro cria ambientes que alternam zonas aeróbias e anaeróbias. Nos poros e superfície da brita concentram-se processos anaeróbios. Os processos aeróbios

acontecem nos espaços entre os fragmentos de pedra. Isso ocorre por introdução do elemento O_2 pelas raízes das plantas ou pela redução do nível do efluente dentro do tanque.

A areia é formada a partir do processo de fragmentação das rochas, ocasionada pela erosão, provocada pelo vento e água. Constituída basicamente de sílica (dióxido de silício) e normalmente encontrada na forma de quartzo. Sua composição pode variar conforme a rocha fonte e condições ambientais locais. Os grãos podem ter diversas formas, que estão relacionadas à sua origem, desde arredondadas e de superfície lisa até formatos mais angulosos ou sub-angulosos. Estes formatos irão influenciar na área de superfície dos grãos assim como o tamanho e formato destes terá influência nas propriedades de coesão do material (OLIVEIRA e BRITO, 2002).

Empregada nos filtros mais finos, a areia retém e adsorve os poluentes que são decompostos por biofilmes estabelecidos na superfície dos grãos. A coesão entre o material atua retendo a maioria dos poluentes de pequenas dimensões, que passaram pelo filtro de britas, permitindo que a água passe lentamente entre o substrato (ALMEIDA, 2005). Partículas pequenas e uniformes apresentam maior coesão, o que torna a percolação de água lenta e aumenta as chances de colmatação do filtro. Areias finas não são recomendadas para sistemas de Wetlands Construídos, que devem empregar areias de maior granulometria na constituição dos filtros finos. Nesta parte dos filtros ocorre o processo de adsorção dos poluentes na superfície dos grãos de areia, onde também se estabelecem as comunidades de microrganismos. O processo de decomposição neste ambiente é anaeróbico, ou seja, ocorre sem a presença de oxigênio.

Como material alternativo e renovável para confecção de filtros mais grosseiros, anéis de bambu se mostram como interessante alternativa. Segundo Zanella (2008) o diâmetro das hastes, em torno de 5 centímetros, torna a espécie adequada para desempenho exigido. O corte das hastes em colmos de 10 centímetros cria estruturas tubulares conferindo substrato de ampla superfície para fixação de microrganismos. Com composição orgânica, as hastes de bambu depois de secas constituem-se basicamente de celulose e lignina. Conforme observado por Zanella (2008) os nutrientes e carboidratos presentes no material vegetal verde podem prejudicar o tratamento.

Experimentos com colmos de bambu como meio filtrante tem sido realizados com sucesso por Camargo (2000) assim como por Tonetti et al. (2005) e Sezerino et al. (2007) que destacam a eficiência de substratos como colmos de bambu, brita e areia (que podem ser visualizados na Figura 5) para fixação de bactérias e retenção de sólidos na filtração do efluente.



Figura 5 – Substratos empregados em Wetlands Construídos.

Fonte: o Autor

2.3.1.3 Microrganismos

Os Wetlands Construídos são mais heterogêneos do que os sistemas de tratamento biológicos convencionais por apresentarem maior diversidade de micro habitats, criando ambientes favoráveis à colonização de microrganismos diversificados (DECAMP et al., 1999).

As características químicas do efluente, assim como a configuração do sistema são fatores de determinação para composição da microbiota na zona de raízes, regulando as condições para o desenvolvimento e a variabilidade de espécies de bactérias, fungos, algas, protozoários, rotíferos e nematóides (BENTO et al., 2002; McKINNEY, 2004). Embora as bactérias sejam o grupo mais representativo, também colonizam os sistemas microrganismos como protozoários e os micrometazoários (BENTO, 2000 apud PHILIPPI e SEZERINO, 2004).

As bactérias atuam principalmente nos processos de decomposição da matéria orgânica, nitrificação e desnitrificação (OLIJNYK, 2008), enquanto os componentes da microfauna, protozoários e micrometazoários auxiliam na produção de flocos do material suspenso e reduzem a turbidez do efluente, aumentando a penetração de oxigênio (BENTO et al., 2002; PHILIPPI e SEZERINO 2004). As colônias de bactérias, protozoários, micrometazoários e outros microrganismos degradam a matéria orgânica, transformando-a em sais inorgânicos e disponibilizando nutrientes para as macrófitas relacionadas. Conforme Van

Kaick (2002), a rizosfera pode aumentar a densidade de bactérias, assim como a água do esgoto é favorável ao aumento dos microrganismos.

As bactérias heterotróficas utilizam compostos orgânicos como principal fonte de carbono. Estas bactérias aeróbias oxidam a matéria orgânica a compostos mais simples como água e gás carbônico. Este processo é realizado com o consumo de oxigênio, do qual as bactérias obtêm energia para crescer e se reproduzir utilizando a matéria orgânica disponível (VON SPERLING, 2005).

Bactérias desnitrificantes são abundantes no esgoto doméstico, podendo colonizar também outros ambientes (ARCEIVALA, 1981 apud MENDONÇA, 2002). Promovem remoção de nitrogênio por meio da redução do nitrato ou nitrito a nitrogênio gasoso e melhoram a qualidade do efluente eliminando um agente da eutrofização (MENDONÇA, 2002). Os gêneros mais comuns de bactérias desnitrificantes encontrados na natureza são *Pseudomonas*, *Alcaligenes*, *Achromobacter*, *Aerobacter*, *Bacillus*, *Brevibacterium*, *Mirococcus*, *Flavobacterium*, *Lactobacillus*, *Proteusn* e *Spirillum*. (MENDONÇA, 2002; BITTON, 2005).

As comunidades de fungos, protozoários e micrometazoários, assim como sua dinâmica de relação com os sistemas de Wetlands Construídos ainda são pouco estudados. Constituindo organismos uni ou multicelulares, aeróbios ou facultativos, os fungos podem crescer em uma diversidade de ambientes, incluindo meios ácidos (TORTORA et al., 2005). Fungos obtêm carbono e energia a partir de compostos orgânicos e desempenham importante papel na ciclagem de nutrientes (BITTON, 2005).

Os protozoários são organismos unicelulares e heterotróficos. Através da fagocitose, são capazes de absorver matéria dissolvida e particulada, assim como bactérias (BITTON, 2005). Autores como Philippi e Sezerino (2004) ressaltam a importância da identificação e quantificação dos protozoários nestes sistemas para o conhecimento da ecologia destes organismos, o que é de importância para manutenção e operação dos wetlands.

Conforme Philippi e Sezerino (2004), os micrometazoários auxiliam no tratamento de efluentes através de mecanismos como a manutenção da população de bactérias saudáveis, a recirculação de nutrientes, a penetração de oxigênio no sistema, o que previne condições anaeróbias, a diminuição da turbidez do efluente pela predação às bactérias dispersas, produção de muco que auxilia na biofloculação e redução de DBO através do consumo de bactérias e sólidos em suspensão. Este grupo que inclui organismos como rotíferos, tardígrados e anelídeos.

A descrição do lodo biológico, feita por Vazoller (1989) descreve as colônias de bactérias formando flocos biológicos, onde se fixam protozoários pedunculados e por entre os quais circulam ainda protozoários livre-natantes. No mesmo meio, os micrometazoários, também circulam e interagem. Este mesmo tipo de interação, formando complexas relações ecológicas entre microrganismos, está presente nos Wetlands Construídos. Através de mecanismos como fagocitose e liberação de enzimas e subprodutos, que favorecem reações químicas, os microrganismos do biofilme atuam sobre a carga poluente e patógenos decompondo e eliminando-os (Figura 6).



Figura 6 – Interação entre esgoto e biofilme.

Fonte: o Autor

2.3.2 Configurações e Tipos de wetlands construídos

Entre as possibilidades de configuração, considera-se os sistemas de fluxo superficial e sub-superficial, horizontal e vertical, comunidades de plantas e finalidades a que se prestam. Segundo Zanella (2008), estes sistemas buscam mimetizar os banhados naturais. As diferentes Configurações possíveis para os sistemas de Wetlands Construídos levam em conta principalmente os seguintes fatores:

- Forma de vida das macrófitas empregadas ou dominantes (Flutuantes, submersas ou emergentes);
- Padrão de fluxo hídrico (superficial, sub-superficial);
- Configuração dos sistemas (leitos alagados, leitos preenchidos com substratos, célula única, células múltiplas, híbridos, multi-estágios);

- Tipo de efluente a tratar (origem, vazão, tratamento primário, secundário ou terciário);
- Tipo de substratos (brita, areia, carvão, bambu, solo);
- Carga (contínua ou intermitente).

2.3.2.1 Fluxo Superficial

Os sistemas de fluxo superficial são aqueles por onde a água flui livre de substratos, exposta diretamente aos tecidos das plantas e atmosfera. Trata-se de uma modificação dos sistemas de lagoas facultativas convencionais, diferenciando-se principalmente na profundidade (em torno de 0,60 a 0,70 m) e pela presença de plantas. Costumam ser empregados em tratamentos secundários ou polimento de efluentes para reuso. (CRITES e TCHOBANOGLIOUS, 1998). Este modelo costuma apresentar maior potencial paisagístico e ecológico, podendo integrar diversas espécies de plantas com animais como peixes, anfíbios, aves e uma diversidade de invertebrados, formando um complexo sistema de interações biológicas (DELGADILLO et al., 2010). Considera-se que a baixa velocidade de escoamento e a exposição do filme d'água a atmosfera pode permitir a indesejada proliferação de mosquitos nos tanques alagados.

Sem vegetação os tanques alagados permitem a penetração de luz solar e a exposição da lamina d'água a atmosfera, favorecendo o desenvolvimento de algas em meio aeróbio e trocas gasosas entre o meio líquido e o ar, principalmente na superfície da coluna d'água. Na porção inferior da coluna d'água predominam reações anaeróbias decorrentes do acúmulo de sedimentos e pouca penetração de luz e oxigênio. (ZANELLA, 2008; USEPA, 1999; IWA, 2000).

A introdução de macrófitas aquáticas agrega ao sistema uma série de propriedades técnicas advindas da vegetação. Embora em muitos casos as plantas promovam a cobertura da lâmina d'água, diminuindo a penetração de luz e trocas gasosas, uma densa cobertura vegetal reduz efeitos de mistura e a malha de raízes reduz o movimento do material em suspensão na água (DINGES, 1982 apud SALATI, 2007).

A superfície de caules, folhas e raízes colabora na retenção de poluentes e confere substrato para estabelecimento de biofilmes que atuam na depuração dos poluentes. As plantas podem transferir oxigênio ao meio através das raízes, permitindo a colonização de organismos aeróbios nestas áreas (ZANELLA, 2008; BRIX, 1997). A vegetação ainda aumenta a disponibilidade de carbono, proporcionando diferenças entre os ciclos

biogeoquímicos presentes nos sistemas de Wetlands Construídos e de lagoas facultativas (IWA, 2000).

Segundo Zanella (2008) os sistemas que empregam Wetlands Construídos com fluxo superficial permitem o uso de plantas de diferentes hábitos, dando origem às seguintes subclasses de acordo com a vegetação:

Plantas Flutuantes (enraizadas e livres): Podem empregar plantas flutuantes fixas ou livres. As plantas flutuantes livres ocupam a superfície dos tanques, formando uma densa cobertura vegetal e malha de raízes, por entre a qual a água transcorre o sistema. Esta malha de raízes reduz a velocidade da água, colaborando na retenção e sedimentação dos poluentes e agindo em conjunto com o biofilme nela estabelecido para depuração dos mesmos. A cobertura da superfície auxilia na redução de odores, manutenção da temperatura e redução das misturas pelo vento. Podem ser aplicados em tratamentos secundários produzindo elevadas quantidades de biomassa. As plantas flutuantes enraizadas são ainda pouco estudadas e geralmente empregadas em sistemas de polimento de efluentes em conjunto com plantas submersas e emergentes (ZANELLA 2008).

Plantas Submersas (enraizadas e livres): As plantas submersas ocupam a coluna d'água e favorecem a oxigenação do meio. Além da liberação do oxigênio produzido na fotossíntese as plantas constituem superfície para colonização de biofilmes que auxiliam na depuração dos poluentes. Nestes sistemas ocorre fluxo de água pela superfície dos tanques favorecendo o contato com a atmosfera e por consequência trocas gasosas.

Como dependem da penetração da luz solar, as plantas submersas geralmente não suportam águas turvas e eutrofizadas, desta forma esta configuração se indica principalmente para o polimento de águas oriundas de tratamento secundário (VYMAZAL, 2010). Segundo Zanella (2008), estes sistemas apresentam frágil equilíbrio ecológico e demandam maior esforço para controle e manutenção.

Segundo IWA (2000) e UN-HABITAT (2008), esta configuração tem eficiência na remoção de amônia do esgoto pré-tratado devido à intensa taxa fotossintética proporcionada por esse tipo de vegetação. A significativa quantidade de oxigênio transferida pelas plantas ao meio líquido facilita a nitrificação e o consumo de CO₂, elevando os valores de pH e conduzindo a amônia à sua forma volátil não ionizada, o que facilita sua difusão para atmosfera.

Plantas enraizadas emergentes: A vegetação emergente é típica dos brejos naturais, servindo como atrativo e habitat para fauna local e proporcionando benefícios estéticos à estação de tratamento. As profundidades empregadas nesta configuração variam de

alguns centímetros até um metro (IWA 2000). Nesta configuração, a oxigenação do meio promovida na superfície livre do líquido em contato com o ar atmosférico, é a maior fonte de oxigênio presente no processo (VYMAZAL, 2010; ZANELLA, 2008).

Estes sistemas constituem canais, geralmente estreitos e longos, com plantas tolerantes ao alagamento, que tem suas partes aéreas emergindo a partir da coluna de água. Nestes sistemas a coluna de água mantida sobre o solo pode variar entre 10 e 40 centímetros. Os microrganismos fixados nas raízes, na superfície do solo e na submersa dos caules e folhas das plantas são importante agente neste tipo de tratamento.

A Figura 7 representa os sistemas descritos anteriormente, sendo o esquema representativo “A” referente às plantas emergentes e os esquemas “B” e “C” referentes a plantas flutuantes e submersas respectivamente.

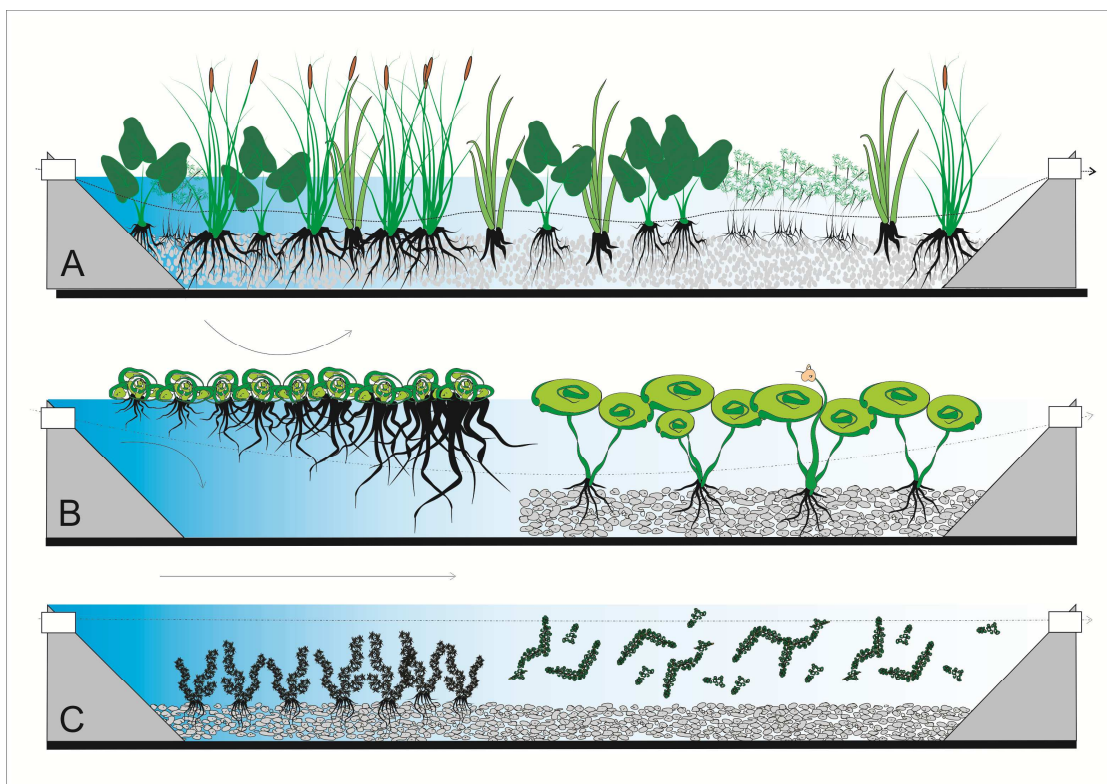


Figura 7 – Wetlands de fluxo superficial com diferentes Configurações de vegetação.

Fonte: o Autor

Tecnologias recentes tem empregado sistemas de “balsas” para viabilizar o uso de espécies de macrófitas emergentes e de maior porte como vegetação flutuante. Esta adaptação permite o emprego de propriedades técnicas da vegetação que estão ausentes nas macrófitas flutuantes livres. Algumas destas propriedades estão relacionadas a um maior volume de biomassa ativa em contato com o esgoto, sistemas radiculares mais extensos e maior rede de aerênquimas, já que as plantas utilizadas chegam a mais de 2 metros de altura. Este tipo de wetland ainda é pouco estudado e tem apresentado diversas possibilidades, a exemplo da

combinação com diferentes tipos de sistemas de aeração e variação na profundidade dos tanques.

São exemplos os sistemas desenvolvidos por empresas como a escocesa Biomatrix que patenteou a tecnologia denominada “Jardins Flutuantes”, que utiliza balsas com espécies diversificadas de macrófitas para tratamento direto em rios e lagos, e a tecnologia de Filtros de Macrófitas Flutuantes (FMF), desenvolvida pela empresa espanhola Macrofitas SL (BIOMATRIX WATER, 2014; MACROFITAS SL, 2014).

Os sistemas de FMF combinam tanques de diferentes profundidades, sistemas de aeração para movimentação de lodo e uma cobertura de biomassa onde se estabelece a vegetação, sendo que se submetem a diferentes possibilidades de recirculação do efluente entre os tanques sequenciais através de bombeamento. Embora não tenham sido obtidos dados referentes a princípios de projeto e parâmetros de eficiência do sistema FMF foi elaborado um esquema representando os princípios básicos da tecnologia (Figura 8). O sistema emprega tanques profundos seguidos de tanques cada vez mais rasos, com pontos de aeração, barreiras físicas e cobertura densa de macrófitas, com uso exclusivo da espécie *Typha domingensis* Pers.

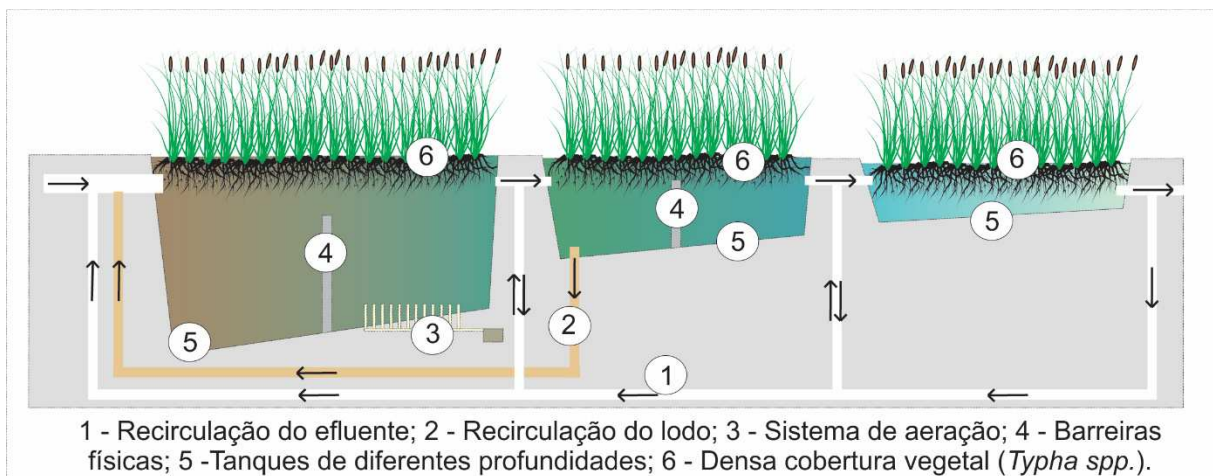


Figura 8 – Wetland com Sistema de Macrófitas Flutuantes.

Fonte: o Autor

2.3.2.2 Fluxo Sub-superficial

Esta configuração de sistema consiste na aplicação do esgoto em filtros preenchidos com meio suporte sobre o qual se estabelece a vegetação e biofilme. Os filtros de fluxo sub superficial mantêm lâmina d’água abaixo do nível do leito, diminuindo o risco de geração de odores, proliferação de vetores e doenças. Por constituir filtros com amplas áreas para colonização de biofilmes, o meio suporte funciona como área ativa no tratamento dos

efluentes culmina na utilização de menores áreas quando comparados com outras concepções de Wetlands Construídos (UN-HABITAT 2008, VYMAZAL 2010).

Os sistemas de fluxo sub-superficial geralmente tem o esgoto difundido por uma grande área, de profundidade variando de poucos centímetros até cerca de 1 metro, vegetada, capaz de reter e sedimentar o material sólido transportado, devido às baixas velocidades impostas ao sistema (IWA, 2000). Os sistemas de fluxo sub-superficial podem ser do tipo fluxo horizontal ou fluxo vertical.

Sistemas de Fluxo Horizontal: Os sistemas de WFH são leitos compostos de maneira a permitir que o efluente percole lentamente por entre os substratos em sentido horizontal desde a área de entrada até a saída (Figura 9). Em geral são construídos canais largos e curtos cujas dimensões dependem do projeto em particular.

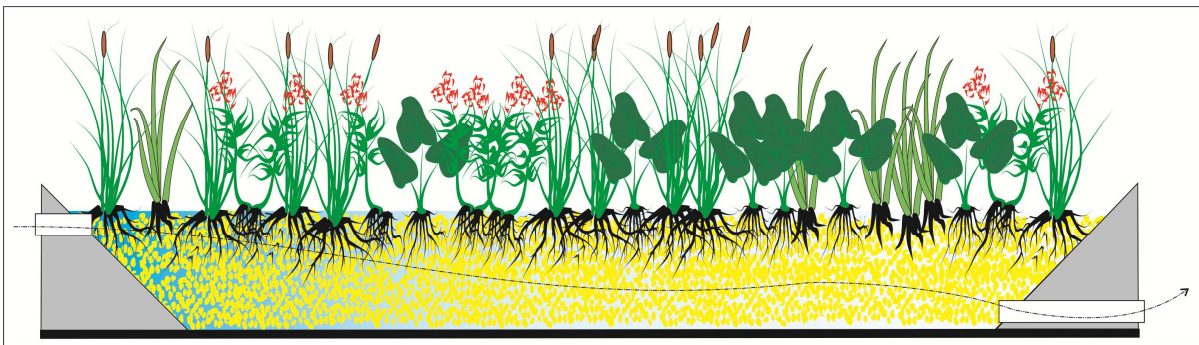


Figura 9 – Banhados de Fluxo Horizontal.

Fonte: o Autor

Durante a percolação do efluente por entre o meio deve ocorrer o contato com uma rede de zonas aeróbias, anóxicas e anaeróbias. As zonas aeróbias em torno dos rizomas permitem o tratamento do esgoto pela ação microbiológica de fito-depuração. Os sistemas de WFH podem ser bastante eficientes na remoção de poluentes orgânicos (SST, DBO e DQO) do efluente. Devido à transferência limitada de oxigênio dentro da zona úmida a remoção de nutrientes, especialmente o Nitrogênio, é limitada. No entanto este sistema se mostra eficaz na redução de nitratos (UN-HABITAT, 2008).

Segundo Hoffmann et al. (2011), em sistemas de operação contínua o nível da água no interior do leito não deve exceder 1/3 da altura total do material filtrante, evitando assim a criação de condições anaeróbias. O controle do nível de água no interior do leito pode ser feito por um sistema ajustável na saída do tanque.

Alguns fatores colaboram para que os sistemas de fluxo horizontal requeiram uma área maior em comparação aos sistemas verticais. Ao tempo em que a área de distribuição dos sistemas verticais corresponde a toda superfície dos tanques, nos sistemas de fluxo horizontal

a área de distribuição corresponde à largura e profundidade do leito. Outro fator relevante é a menor capacidade de transferência de oxigênio do meio externo dos sistemas horizontais, que trabalham alagados, em relação aos sistemas de fluxo vertical, sujeitos a drenagem e consequente oxigenação do meio filtrante.

Embora os sistemas de fluxo horizontal sejam mais simples de se construir do que os sistemas de fluxo vertical exigem atenção em alguns fatores que podem ser determinantes para o sucesso do projeto e extensão da vida útil do sistema. A maior parte dos problemas se relaciona a um pré-tratamento deficiente, erros de dimensionamento, cargas hidráulicas maiores que as suportadas ou materiais muito finos na composição dos filtros e podem resultar em problemas de colmatção e escoamento superficial. A concepção de uma adequada área de distribuição e pré-filtragem é fundamental para um escoamento uniforme do efluente no leito filtrante.

Os pontos a seguir fornecem as principais recomendações em relação à configuração de um projeto básico de wetland de fluxo horizontal segundo Hoffmann et al. (2011):

- As macrófitas devem ser selecionadas de forma adequada ao tipo de filtro e local de implantação;
- O pré-tratamento deve ser eficiente a ponto de não permitir cargas maiores que as suportadas pelos leitos vegetados;
- A superfície dos filtros deve ser plana e nivelada a fim de evitar erosões e formação de poças;
- Fundo dos leitos deve ter inclinação da entrada para saída variando entre 0,5 e 1%, com a finalidade de facilitar a drenagem do efluente;
- Profundidade dos leitos deve ser de cerca de 60 centímetros de substrato filtrante, considerando um adicional de 15 centímetros de espaço livre até a borda para eventuais acúmulos de água;
- As longitudes ideais para filtros horizontais variam de 5 a 8 metros, sendo que filtros mais longos tendem a apresentar problemas hidráulicos;
- A largura dos leitos não deve exceder 15 metros, tendendo a problemas de distribuição em grandes larguras. Recomenda-se a compartimentalização dos leitos no caso de maiores vazões;
- A granulometria do material filtrante deve ter tamanho adequado para permitir o fluxo de água ao tempo que garante a eficácia do tratamento;

- A zona de entrada pode ser preenchida por pedras e brita, a fim de garantir uma pré-filtragem e distribuição uniforme do efluente em toda largura do leito;

- Ao empregar canos no sistema de distribuição é necessário atentar ao nível, tamanho e distância dos orifícios;

- Pode-se construir uma pequena barragem nivelada na porção inicial do leito, garantindo uma distribuição uniforme e diminuindo chances de colmatção;

- A área superficial requerida está relacionada à carga do efluente e temperatura do local, podendo variar entre 3 e 10 m²/pessoa e não devendo ser menor que 5 m²/pessoa em climas frios.

- O dimensionamento hidráulico do leito filtrante deve ser feito pela lei de Darcy;

- A carga orgânica não deve exceder 10 g DBO/m²/d ou 16g DQO/m²/d em climas frios, sendo que faltam dados para determinar as cargas aplicáveis em climas tropicais (que podem ser maiores);

- A carga hidráulica aplicada de águas cinzas pode ser maior do que a de águas residuais (ou negras) nos sistemas horizontais devido a menor carga orgânica, que caracteriza cargas hidráulicas variando entre 60 e 80mm/d em águas cinzas e cerca de 40 mm/d em águas negras;

A Figura 10 foi criada com a finalidade de resumir as informações acerca de um projeto básico de wetland de fluxo horizontal subsuperficial conforme a abordagem supracitada.

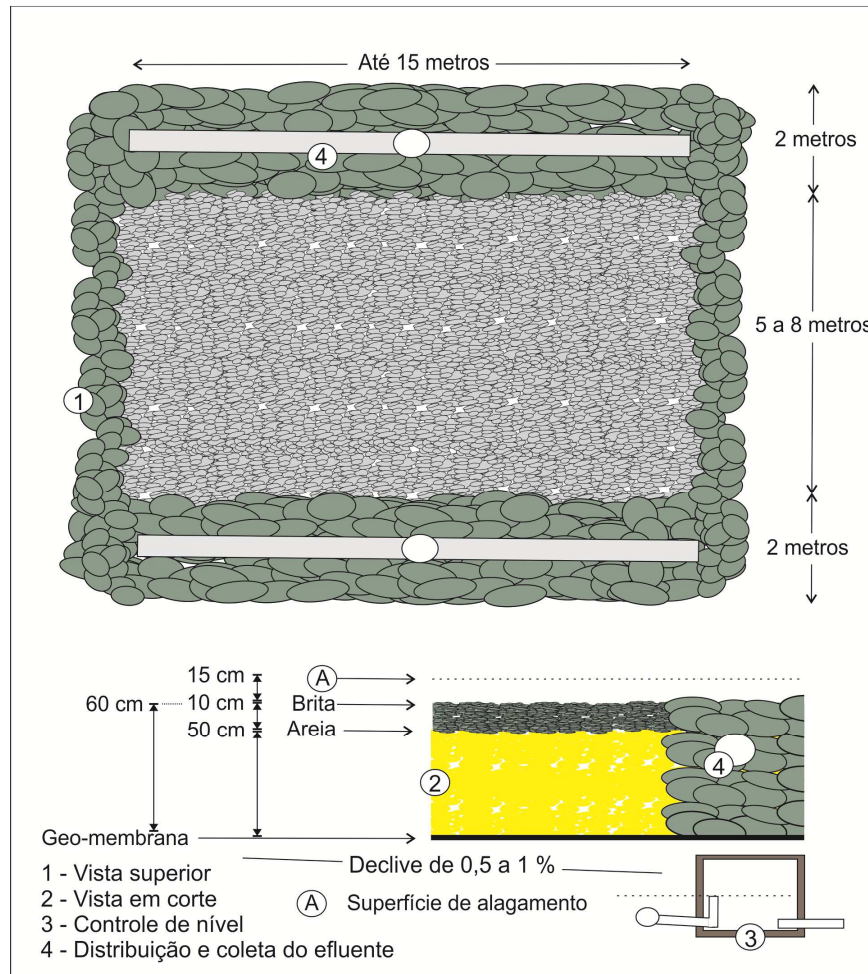


Figura 10 – Projeto Básico de Wetland Horizontal.

Fonte: o Autor

Sistemas de Fluxo Vertical: Os sistemas de WFV se constituem em filtros compostos geralmente por brita e areia, dispostos em camadas, sobre a qual se estabelecem as plantas e sob a qual é disposto o efluente (Figura 11). Nestes sistemas é feito um arranjo de forma que o esgoto seja disposto de forma uniforme na superfície dos tanques e infiltre no solo. Durante este processo o efluente é filtrado e posto em contato com os substratos e biofilme. O efluente tratado é recolhido por um sistema de drenagem no fundo dos leitos.

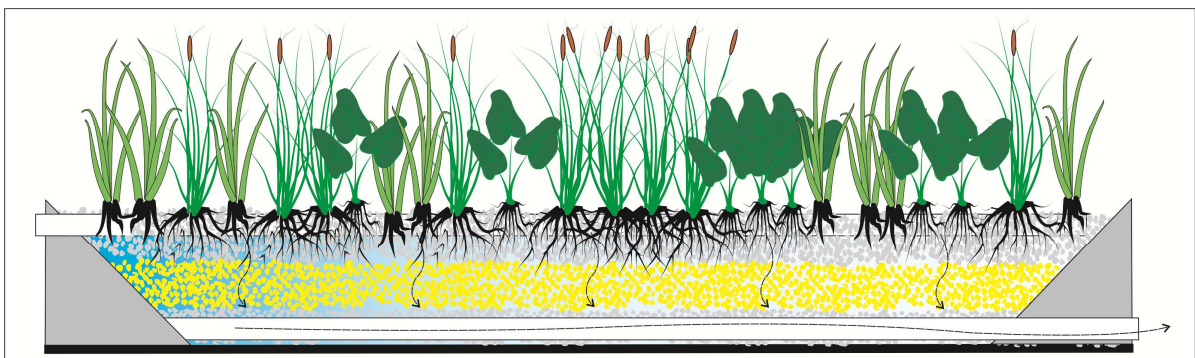


Figura 11 – Banhados de Fluxo Vertical.

Fonte: o Autor

Estes sistemas costumam ser alimentados de forma intermitente, sendo que esta inconstância na aplicação do esgoto causa uma boa disponibilidade de oxigênio e consequente capacidade de nitrificação. A redução do nível da água nos leitos permite a entrada de oxigênio na rizosfera e poros dos substratos. Conforme estudos de Platzer (1998) e Brix (1997), a intermitência na aplicação do efluente tem maior potencial de transferência de oxigênio para o meio do que as plantas empregadas no sistema.

Estes sistemas apresentam boa remoção de sólidos suspensos, DBO, Amônia e Fósforo (SALATI 2009). Principalmente devido a maior capacidade de transferência de oxigênio, os sistemas de WFV se mostram como de maior eficiência entre as diversas configurações, podendo empregar áreas consideravelmente menores em relação aos sistemas de FH (UN-HABITAT, 2008).

Os sistemas de fluxo vertical são mais eficientes e ocupam menores áreas do que os sistemas de fluxo horizontal. Nestes sistemas o efluente é disposto na superfície dos tanques e infiltra verticalmente por entre substratos, zonas de raízes e biofilme, sendo coletado no fundo do tanque.

Especialmente quando sob aplicação intermitente do efluente se sujeitam a infiltração do efluente, que permite que o solo deixe de ficar saturado e favorece a transferência de oxigênio e a alta atividade de degradação aeróbica. Embora necessitem de sistemas de bombeamento para alimentação e tenham sistemas de distribuição do efluente mais complexos, os sistemas de fluxo vertical com aplicação intermitente permitem uma redução considerável na área requerida para implantação.

Os sistemas intermitentes tendem a ser abastecidos de 4 a 12 vezes por dia, passando por períodos de descanso. Sistemas para mais de 50 pessoas devem ter de 2 a 4 leitos, submetidos a períodos de 6 semanas de uso seguidos de períodos de 2 semanas de repouso.

Os pontos a seguir fornecem as principais recomendações em relação à configuração de um projeto básico de wetland de fluxo vertical segundo Hoffmann et al. (2011):

- As macrófitas devem ser selecionadas de acordo com o tipo de filtro e local de implantação, estando adequadas à função de manter e restaurar a condutividade do leito filtrante;

- O pré-tratamento deve ser eficiente a ponto de não permitir cargas maiores que as suportadas pelos leitos vegetados;

- A superfície dos filtros deve ser plana e nivelada, com a finalidade de permitir uma distribuição uniforme do efluente e evitar a formação de poças;
- O sistema de distribuição deve ser nivelado prevendo a distribuição uniforme do efluente em toda superfície do sistema e estar coberto por brita, evitando áreas alagadas e odores;
- O sistema de distribuição deve ter um arranjo adequado à vazão no que se refere a tamanho e diâmetro de tubulações e distância e diâmetros dos furos do sistema de distribuição;
- O sistema de drenagem deve ter distanciamento máximo de 5 metros, sendo coberto por brita para maior eficiência de drenagem;
- Fundo dos leitos deve ter inclinação da entrada para saída variando entre 0,5 e 1%, com a finalidade de facilitar a drenagem do efluente;
- O leito de areia corresponde à zona ativa dos filtros, devendo ter cerca de 50 centímetros de profundidade;
- A superfície dos tanques deve ser coberta por uma camada de cerca de 10 centímetros de brita, a fim de uniformizar a distribuição do efluente e evitar alagamentos;
- Deve-se deixar uma altura de borda de cerca de 15 centímetros acima do substrato para eventual para alagamento dos tanques;
- No fundo dos tanques, abaixo do leito de areia deve ser disposta uma camada de 20 centímetros de brita, entre a qual deve ser instalado o encanamento do sistema de drenagem;
- A área de superfície requerida para esta configuração no Brasil é de cerca de 1,2 metros quadrados por pessoa, variando entre 3 e 4 metros em climas frios e 1 a 2 metros em climas quentes e podendo variar conforme carga aplicada e demais fatores de influência;
- A carga orgânica aplicada deve ser de até 20 g/DQO/m²/d em climas frios e de 60 a 70 g/DQO/m²/d em climas tropicais;
- A carga de sólidos deve ser de até 5 g/m²/d;
- A carga hidráulica aplicada pode ser de até 120 mm/m²/dia em climas frios e 200 mm/m²/dia em climas tropicais;
- O fator de diluição de eventos de chuva pode permitir aplicação de cargas rápidas de até 500 mm/m²/dia;

A Figura 12 resume as informações acerca de um projeto básico de wetland de fluxo vertical subsuperficial conforme abordagem supracitada.

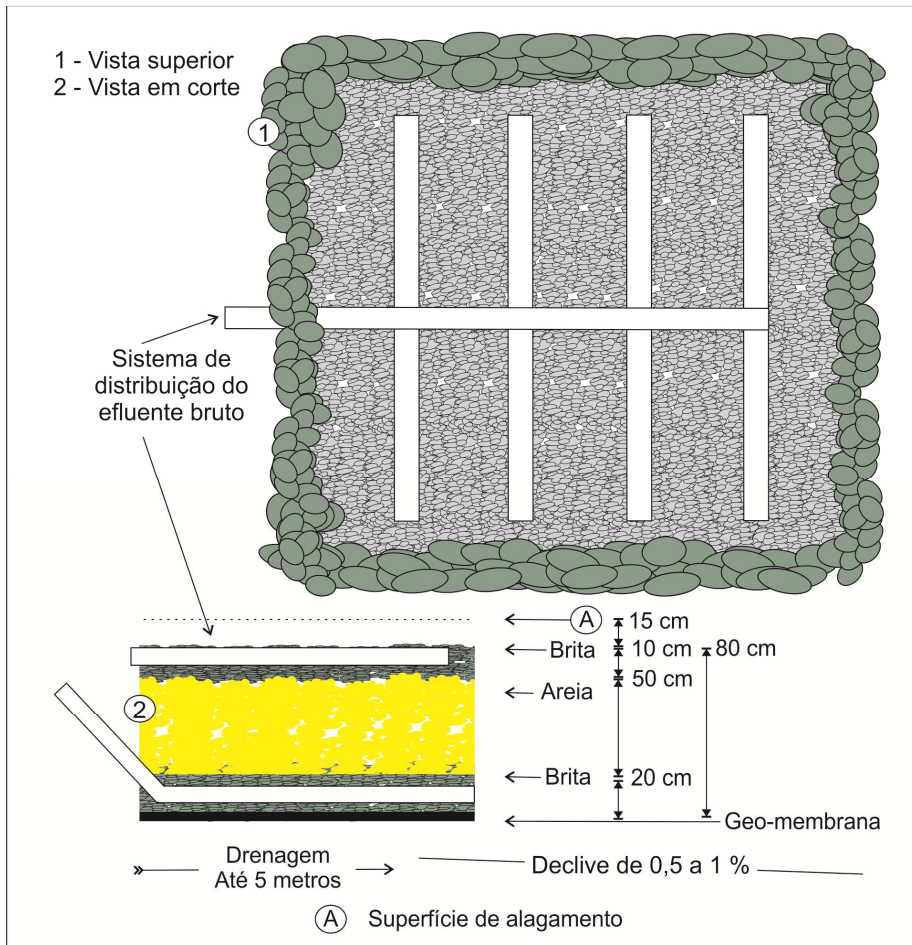


Figura 12 – Projeto Básico de Wetland Vertical.

Fonte: o Autor

Sistemas Combinados: As diferentes configurações dos sistemas permitem à criação de arranjos de filtros que sejam adequados ao tipo de efluente a ser tratado, a qualidade pretendida ao tratamento, a área disponível para instalação e ao interesse paisagístico. A ordem e proporção dos tipos de filtro estarão diretamente relacionadas a estas variáveis. Tendo em vista que cada configuração de filtro tem maior eficiência para purificação de alguns parâmetros, sistemas têm sido projetados utilizando uma combinação das técnicas (BRIX, 1993; SALATI, 2009).

Diversos estudos indicam alta eficiência na utilização de sistemas combinados. Os sistemas de tratamento por WFV e WFH se diferenciam na eficiência relativa a determinados parâmetros. Enquanto o sistema de WFH tem indicado maior eficiência na remoção de sólidos e DBO, por exemplo, o WFV favorece a nitrificação e reações aeróbias. Desta forma, os sistemas podem ser combinados para que atuem mutuamente no complemento do tratamento (UN-HABITAT, 2008). A Figura 13 representa a combinação de um sistema empregando WFV, seguido por WFH e com polimento do efluente em WFS.

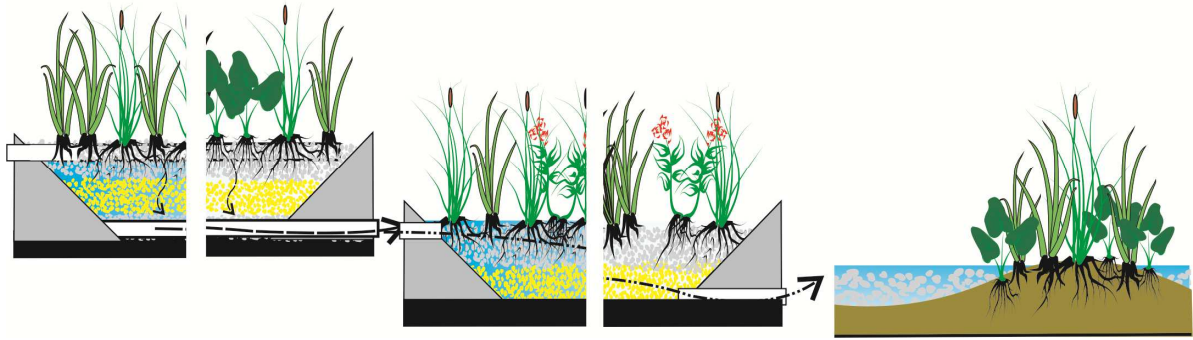


Figura 13 – Banhados de Fluxo Misto.

Fonte: o Autor

2.3.2.3 Fatores de Influência Climática

Em se tratando de um sistema natural, o funcionamento deste está diretamente relacionado às condições climáticas e geográficas, ou seja, o funcionamento e eficiência do sistema podem e devem ser afetados por tais fatores. Desta forma há de se considerar o balanço hídrico e eficiência do sistema em direta relação com os fatores de influência climática como insolação, temperatura e precipitação.

Ao tempo em que a precipitação proporciona a diluição do efluente, a insolação e aumento da temperatura provocam diminuição do balanço hídrico. Através da evaporação da água em contato com a atmosfera e evapotranspiração das plantas os wetlands liberam água limpa para atmosfera na forma de vapor. Este efeito pode resultar na saída de um menor volume de água e na caracterização de um efluente com maiores concentrações de poluentes.

A temperatura influencia diretamente no metabolismo das macrófitas e dos microrganismos do biofilme. Pode influenciar na quantidade de oxigênio transferida ao meio através das redes de aerênquimas e na atividade dos microrganismos, tendo relação direta com a eficiência do tratamento.

Um esquema representando algumas influências das intempéries e das plantas no sistema no sistema pode ser visualizado na Figura 14.

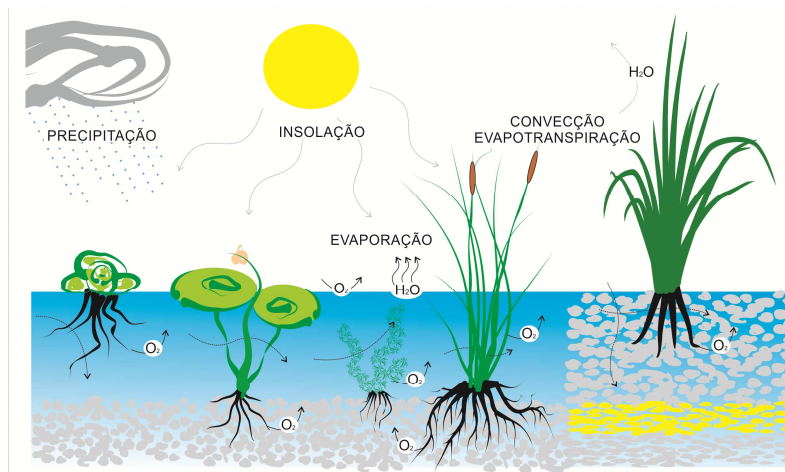


Figura 14 – Influências das intempéries e plantas no sistema.

Fonte: o Autor

2.4 WETLANDS CONTRUÍDOS NO BRASIL E NO MUNDO

Embora pouco usuais, os sistemas de tratamento de esgotos empregando banhados são bastante antigos, tendo sido utilizados pelos Astecas no México (PHILLIPI e SEZERINO 2004). As primeiras investigações científicas sobre o uso de Wetlands Construídos para o tratamento de esgotos datam da década de 1950, conduzidas pela bióloga alemã Käthe Seidel no Instituto Max Planck, confirmando a eficiência de áreas alagadas naturais para o tratamento de esgotos domésticos e industriais (CAMPBELL e OGDEN 1999).

Diversos estudos têm sido desenvolvidos no sentido de entender e melhorar os sistemas de Wetlands Construídos principalmente a partir das décadas de 1960 e 1970. O lançamento do “Guia Europeu para projeto e operação de sistemas de tratamento em leitos plantados”, em Cambridge em 1990 e do livro “Treatment Wetlands” são considerados marcos científicos sobre Wetlands Construídos. (PHILIPPI e SEZERINO, 2004; KADLEC e KNIGHT, 2008).

2.4.1.1 Eficiência de Wetlands Construídos no Tratamento de Efluentes

No sul do Brasil, Van Kaik (2008), avaliou 8 diferentes sistemas de fluxo vertical, sendo sete residenciais e um de uso coletivo, implantado em uma escola. Os sistemas foram dimensionados conforme as respectivas vazões, que variaram de 240 a 47.000 litros/dia. Os sistemas apresentaram eficiência média de remoção de 88% da DBO e 86% da DQO. A remoção do grupo coliforme superou 98% na maioria dos sistemas estudados.

SALATI (2009) apresenta resultados de experiências com o modelo de Wetlands Construídos por ele denominado “Despoluição Hídrica com Solos” (DHS). As vazões

atendidas e a eficiência média de três sistemas apresentados pelo autor podem ser visualizadas no Quadro 2.

Quadro 2- Eficiências médias obtidas para diferentes parâmetros de monitoramento

ETE	Capacidade	DBO	DQO	P	N	C. Totais	C. Fecais	Turbidez
Albrás/PA	13.000 hab. (67 L/s)	80%	x	70%	70%	99%	99,90%	90%
Cyanamid/SP	50 hab. (0,1 L/s)	80%	73%	x	x	99,90%	99,90%	97%
Pitinga/AM	4.000 hab. (10,2 L/s)	80%	70%	x	x	99%	99%	95%

Fonte: Salati (2009).

Zanella (2008) avaliou wetlands horizontais com diferentes tipos de vegetação e com meio suporte variando entre colmos de bambu e brita, obtendo médias de 20 mg/L e 35 mg/L para cada substrato respectivamente. Nos casos observados em seu experimento, o autor conclui que a vegetação não tem um papel estatisticamente significativo no tratamento, sendo o meio suporte de maior influência neste aspecto.

No Quênia, Nyakang'o e Van Bruggen (1999) avaliaram um sistema de tratamento de esgotos, com tempo de detenção hidráulico de 32 dias, constituído de tanque séptico seguido por um wetland de fluxo subsuperficial com área total de 1.800 m², seguido de um sistema de fluxo superficial com área total de 5.400 m². A eficiência do sistema apresentou médias de remoção de 84,6% para sólidos em suspensão, 98,4% para DBO, 96,5% para DQO, 90,4% para nitrogênio Kjhedal, 92,4% para NH₄ e remoção de 88,2% para PO₄.

Segundo Vymazal (2010); todos os tipos de wetlands possuem elevada capacidade de remoção da carga orgânica. O autor aborda 438 casos de wetlands de fluxo horizontal, observando eficiência média na remoção de DBO na ordem de 75% e resultados para efluentes tratados nestes sistemas com concentração média de 42 mg/L. No mesmo estudo são avaliados 125 casos de wetlands de fluxo vertical, onde observa eficiência média de 90% e resultados para o efluente tratado em uma média de 28 mg/L.

Vymazal (2007) verifica nas várias Configurações de Wetlands Construídos uma remoção média de fósforo variando em torno de 40 a 60% e de nitrogênio total variando entre 40 e 55%. O autor afirma que sistemas construídos com um único estágio não são capazes de remover nitrogênio total, sendo os sistemas de fluxo vertical indicados para a remoção de nitrogênio amoniacal, mas limitados na desnitrificação, enquanto que os sistemas de fluxo horizontal favorecem a desnitrificação.

Vymazal (2010) afirma que a remoção de P é baixa em qualquer modalidade de wetland e que o principal mecanismo de remoção do nutriente é a retenção no solo ou

assimilação pela biomassa, ressaltando a sorção e precipitação de P é um processo saturável e a tendência é que seu efeito seja reduzido ao longo do tempo. Este autor aborda 272 casos de WFH, onde observa concentração média de 4,8 mg/L e uma eficiência de 50% na remoção de P, além de 118 casos onde observa resultado médio de 4,5 mg/L e eficiência de 56% nos WFV.

Mazzola et al. (2005), relata em suas observações vigoroso desenvolvimento das plantas coincidente com melhores percentuais de redução das taxas de fósforo e com aumento na taxa de detenção hidráulica. Sua suposição é que o maior contato com o efluente permita o devido tempo para absorção de fósforo pelas plantas.

Zanella (2008), analisa trabalhos de diversos autores observando a eficiência média de cada configuração de Wetlands Construídos na remoção de fósforo e nitrogênio. As médias de eficiência para cada tipo de sistema estudado podem ser visualizadas no Quadro 3.

Quadro 3- Parâmetros Nitrogênio e Fósforo totais em Wetlands Construídos

Nitrogênio Total					
Configuração	Unidade	Afluente	Efluente	Eficiência	Casos verificados
				(%)	
Vegetação flutuante	mg/L	14,6	6,6	54,8	14
Fluxo superficial	mg/L	14,3	8,4	41,2	85
Fluxo subsuperficial	mg/L	46,6	26,9	42,3	137
Fluxo vertical	mg/L	58,4	37,9	44,6	51
Carga removida					
Vegetação flutuante	g/m ² .ano	838	431	407	14
Fluxo superficial	g/m ² .ano	466	219	247	85
Fluxo subsuperficial	g/m ² .ano	644	394	250	113
Fluxo vertical	g/m ² .ano	1222	592	630	42
Fósforo Total					
Configuração	Unidade	Afluente	Efluente	Eficiência	Casos verificados
				(%)	
Vegetação flutuante	mg/L	3,8	2,2	42,1	14
Fluxo superficial	mg/L	4,2	2,15	48,8	85
Fluxo subsuperficial	mg/L	8,75	5,15	41,1	149
Fluxo vertical	mg/L	10,5	4,25	59,5	78
Carga removida					
Vegetação flutuante	g/m ² .ano	200	127	73	14
Fluxo superficial	g/m ² .ano	138	68	70	85
Fluxo subsuperficial	g/m ² .ano	141	96	45	104
Fluxo vertical	g/m ² .ano	126	54	72	42

Fonte: Zanella (2008).

Vymazal (2007) relata baixa eficiência em wetlands construídos na remoção de NTK, sendo relatada baixa eficiência na nitrificação em WFH e na desnitrificação em WFV.

Em contrapartida, as condições aeróbicas dos WFV favorecem a nitrificação enquanto os WFH apresentam condições apropriadas para processos de desnitrificação. Este autor aborda 208 casos de WFH, onde observa concentração média de 36 mg/L e uma eficiência de 43 % na remoção de NTK, além de 99 casos onde observa resultado médio de 41 mg/L e eficiência de 43% nos WFV. Hoffmann et al. (2011), relatam eficiências de redução para NTK na ordem de 15 a 40% para WFH e 30% para WFV. Platzer (1999) recomenda que não deva ser excedida a carga aplicada de 6,5 g/NTK/m².d. para que a nitrificação ocorra adequadamente nos WFV.

Vymazal (2010) observa concentração média de 22 mg/L e uma eficiência de 39 % na remoção de NH₄ entre 305 casos de WFH, além de 129 casos onde observa resultado médio de 14,9 mg/L e eficiência de 73 % em WFV. Hoffmann et al. (2011), relatam eficiências de redução para NH₄ na ordem de 90% para WFV.

Hoffmann *et al.* (2011), descrevem os processos que ocorrem nas diferentes Configurações de wetlands construídos. Ao tempo que as reações aeróbicas necessárias a nitrificação não são favoráveis, os WFH tendem a ser muito eficientes na desnitrificação, mesmo quando com pouca disponibilidade de carbono para interação com o nitrogênio. As condições anaeróbicas favorecem a redução do nitrato por bactérias heterotróficas. A maior disponibilidade de oxigênio nos WFV favorece a nitrificação, onde bactérias autotróficas promovem a oxidação da amônia em nitrato. Como não favorecem a desnitrificação, o nitrogênio tende a permanecer como nitrato no efluente tratado dos WFV. Desta forma os autores sugerem a combinação dos sistemas quando se necessita de maiores eficiências de tratamento para estes parâmetros.

Sezerino (2006) destaca a ocorrência de incorporação na biomassa e adsorção ao material filtrante como processos que atuam na redução da carga nitrogenada, mas reafirma que os processos de maior influência são a nitrificação e desnitrificação, corroborando com Hoffmann et al. (2011). Vymazal (2010) cita os processos de volatilização em sistemas superficiais, onde a atividades de algas e plâncton podem elevar o pH favorecendo a volatilização da amônia. O mesmo autor ainda afirma que a eficácia na redução da carga nitrogenada tem relação com a manutenção de podas e que a capacidade de absorção destes nutrientes pela biomassa não excede 10% da carga aplicada.

Sezerino (2006) observa a adsorção de amônia ao substrato em um WFH onde a volatilização é descartada pelo neutro pH, afirmando que este processo pode ocorrer no início da operação dos sistemas mas não é uma via permanente dado o potencial de saturação do

meio. O mesmo autor afirma que independente do substrato empregado nos wetlands construídos existe colmatação. Este processo seria conduzido pelo acúmulo de material orgânico e inorgânico na superfície dos filtros, produção excessiva de biomassa pelo biofilme e plantas, desenvolvimento dos sistemas radiculares das macrófitas e compactação do leito.

Toniato (2005) destaca que os principais mecanismos de remoção de sólidos suspensos nos wetlands são floculação, sedimentação e interceptação das partículas, que são oriundas da decomposição do esgoto e biota do sistema. O mesmo autor afirma relativa eficiência nos WFH para remoção deste parâmetro, já que geralmente empregam baixas velocidades do efluente sobre amplas superfícies de contato, onde ocorrem processos de sedimentação, filtração e adsorção pelo biofilme, biomassa e substrato. Também é associada na abordagem a relação deste parâmetro com processos de colmatação, já que os SS podem carregar materiais recalcitrantes.

Mazzola (2003), sugere que a pouca informação fornecida e grande variação nos dados torna a turbidez um parâmetro pouco empregado na avaliação do esgoto, sendo mais apropriado para tratamentos terciários ou efluentes para reuso. No entanto, USEPA (1999) destaca a importância de considerar a associação de matéria orgânica e fósforo com as frações de sólidos.

Almeida et al. (2007) obteve reduções acima de 98% em filtros com diferentes vegetações, obtendo concentrações no efluente tratado de $7,2E+05$ para Coliformes Totais. Van Kaik et al (2008) cita eficiência de 59% na remoção de Coliformes Totais em um Wetland construído, atribuindo uma baixa eficiência na remoção destes organismos a própria biota ativa no filtro vegetado. Outros cinco experimentos conduzidos por esta autora apresentaram remoções percentuais entre 98 e 99% com concentrações do efluente tratado apresentando entre $5,0E+05$ e $9,5E+03$ NMP/100 mL.

Van Kaik et al (2008), no mesmo estudo anteriormente citado, observaram remoções percentuais para Coliformes Termotolerantes entre 74 e 99% com concentrações do efluente tratado apresentando entre $18E+03$ e $9,5E+03$ NMP/100 mL. Segundo a autora, as populações de Coliformes termotolerantes encontram nos wetlands um ambiente desfavorável para competição e sobrevivência, sofrendo constante redução.

Toniato (2005) relata que a remoção de patógenos e indicadores em wetlands podem estar associados à remoção de SS e descreve os mesmos processos como sendo os mais importantes neste tratamento, sendo também sujeitos a menor eficiência de remoção

depois de atingido o potencial de adsorção do meio filtrante. Uma vez expostos a estes processos, estes microrganismos estão sujeitos a uma condição desfavorável de sobrevivência, já que não encontram temperaturas e condições de nutrição ideais, sofrem predação e competem com microrganismos adaptados ao meio. Este autor afirma ser improvável a remoção de Coliformes Totais a ponto de atender a legislação, tendo observado em seus estudos concentrações superiores a $1E+03$ NMP/100 mL.

Von Sperling (1996) relata a eficiência dos sistemas usuais de tratamento de esgoto em relação a SS e matéria orgânica, mas afirma ineficiência na remoção de microrganismos. Almeida et al (2007) sugere que a utilização dos wetlands pode dispensar tratamentos terciários, simplificando e barateando a remoção de patógenos. Todavia ressalta-se que dependendo a finalidade de reuso destas águas é necessária à desinfecção da carga residual de microrganismos.

2.4.1.2 Projetos e Configurações

Os principais modelos de dimensionamento baseiam-se em características do efluente, como carga orgânica (SEZERINO e PHILIPPI, 2003), ou na demanda de consumo de O_2 do sistema, como no modelo Platzer (1998). Os modelos para dimensionamento mais conhecidos no mundo derivam de experiências na Europa e América do Norte, podendo segundo Platzer (2007) e Sezerino e Philippi (2003), ser adaptados às condições climáticas dos países tropicais, o que confere possibilidade de diminuição da área necessária à implantação dos Wetlands Construídos e menores riscos de colmatação.

O modelo Platzer (1998) se baseia nas necessidades de oxigênio para os processos aeróbios, como oxidação da DQO, DBO e nitrificação. Esta equação leva em conta a ocorrência parcial da desnitrificação, que diminui a DQO/DBO usada para a redução de nitrato, o que permite a recuperação de O_2 . Os principais processos considerados no cálculo de entrada de oxigênio no sistema de fluxo vertical são a convecção, que calcula a entrada de oxigênio que segue o fluxo de esgoto introduzido descontinuamente, e a difusão, que acontece na superfície do filtro e diminui somente quando o esgoto se acumula. O dimensionamento deve prever oferta maior ou igual do que as necessidades de oxigênio.

Platzer et al. (2007) avaliou um sistema piloto empregando este método de dimensionamento, resultando em um wetland construído com superfície de $4,44 \text{ m}^2$ ($1,2\text{m} \times 3,7\text{m}$). A alimentação do sistema era feita a cada 6 horas por bombeamento. Para verificar a carga máxima possível, foram pesquisadas duas etapas. Considerando produção de esgoto de 150 L/hab.dia , na primeira fase o sistema foi avaliado recebendo a carga correspondente ao

uso de 4 habitantes e na segunda recebendo volume de esgoto equivalente ao uso de 6 habitantes. Os resultados do experimento podem ser visualizados no Quadro 4.

Quadro 4- Resultados dos Experimentos de Platzer et al. (2007).

Parâmetro	Unidade	Fase I	
		Entrada/Saída	Entrada/Saída
DQO	mg/L	387/84	357/75
DBO	mg/L	189/29	170/14
NTK	mg/L	71,7/9,2	57,1/6,8
NH ₄ -N	mg/L	48,5/7,6	47,8/5,4
NO ₃ -N	mg/L	NA/32,2	NA/34,9
NO ₂ -N	mg/L	NA/2,8	NA/0,2
Alcalinidade	mg/L	258/47	251/10

NA = Não analisado

Fonte: Platzer et al. (2007)

A metodologia que emprega Wetlands Construídos no tratamento de esgoto bruto foi desenvolvida na Alemanha nos anos 1960 e efetivamente empregada mais tarde na França, em 200 sistemas com capacidade para tratar esgotos de 50 a 1000 pessoas, e atualmente é empregada em diversos países da Europa (BOUTIN et al., 2000; LIENARD et al., 1990 apud PLATZER et al., 2007).

O “Sistema francês”, desenvolvido na década de 1990, trata diretamente o efluente bruto em um sistema combinado de fluxo vertical. Em resumo o sistema emprega filtros vegetados preenchidos com brita seguidos de filtros vegetados preenchidos com areia grossa e tem abastecimento em bateladas. Um exemplo deste modelo pode ser visualizado na Figura 15, que apresenta um sistema com capacidade para 800 pessoas instalado em Albondón, Espanha. Platzer et al. (2007), cita a eficiência média de 70% na remoção da carga orgânica de esgoto bruto neste sistema.



Figura 15 – Sistema Francês.

Fonte: Platzer (2007).

O dimensionamento proposto para o sistema francês, segundo Molle et al. (2005), é de 1,2 m² por pessoa no primeiro estágio, o que equivale a uma capacidade de carga de 100g DQO, 10g NTK e 120 L/m₂.dia. O segundo estágio demanda 0,8 m² por pessoa recebendo taxa de aplicação de cerca de 25g DQO por m².d.

Molle et al. (2005) destacam a maior eficiência da primeira fase do sistema francês frente aos sistemas convencionais de pré-tratamento. A eficiência desta parte do sistema tem remoção média de 80 % de DQO, 86 % de SST e 50% NTK sendo ainda que o sistema não gera lodo. O segundo estágio completa o processo de nitrificação, remoção de patógenos, DQO e SST, realizando o polimento do efluente. A eficiência total do sistema de tratamento francês fica em torno de 90% de DQO, 96% de SST e 85% de NTK. Sistemas deste tipo configuram mais de 500 banhados na França, Alemanha, Portugal e Espanha (HOFFMANN et al., 2011).

Em geral a área vegetada empregada por pessoa varia conforme o tipo de sistema e localização geográfica. A área requerida segundo a maioria dos pesquisadores fica abaixo de 2 m²/pessoa. Philippi et al. (2007) revisaram estudos de Sezerino & Philippi (2003), que reduziram a área requerida para 0,8 m²/pessoa sem que a performance de tratamento fosse afetada significativamente. Hoffmann et al. (2011), abordam a área empregada em m² por pessoa em diferentes sistemas de Wetlands Construídos no mundo (Quadro 4).

Quadro 5- Relação de área superficial per capita de Wetlands Construídos

Área específica (m ² /pessoas)	Parâmetros de carga dos Wetlands Construídos	Localização dos Wetlands Construídos
0.4	7.000pessoas; 2.992 m ² ; 300 m ³ /d	Haran Al-Awamied, Syria
0.9	3.000 pessoas; 2.680 m ₂ ; 150 m ³ /d	Bayawan City, Philippines
1.7	10 pessoas; 240 m ₂ ; 10-13 m ³ /d	Hamburg Allermoehe, Germany
1.7	460 pessoas; 771 m ₂	SolarCity Pichling Linz, Austria
1.9	270 pessoas; 500 m ₂ ; 25-30 m ³ /d	Dubai, United Arab Emirates

Fonte: Hoffmann et al.(2011).

Frente os resultados que comprovam a eficácia desta tecnologia, diversas empresas tem se especializado em Wetlands Contruídos, que se mostram como alternativa apropriada para remediação de águas cotaminadas. O viés paisagístico tem colaborado com a aceitação dos sistemas que tem sido cada vez mais empregados em todo o mundo. Os jardins de tratamento que cumprem funções ecológicas e paisagísticas enquanto tratam significativos volumes de água contaminada.

Um dos mais belos projetos de Wetlands Construídos já concebidos é o jardim “The Flower and the Butterfly”, que emprega um sistema combinado com banhados de fluxo subsuperficial vertical e horizontal seguido de fluxo superficial. O sistema construído na ilha

de Koh Phi Phi, na Tailândia atende condomínios residenciais e tem capacidade para tratar até 400 m³ diários de esgoto. O sistema citado pode ser visualizado na Figura 16.



Figura 16 – “The Flower and the Butterfly”

Fonte: Brix et al. (2010).

Resultados e eficiência do tratamento realizado entre 2006 e 2008 no sistema “The Flower and the Butterfly”, avaliado por Brix et al. (2010), demonstraram a eficiência na remoção de diversos parâmetros da carga poluente (Quadro 6). O mesmo quadro ainda apresenta valores exigidos pela legislação local em relação a esgotos tratados.

Quadro 6- Avaliação do sistema “The Flower and the Butterfly”

Parâmetro	Entrada	Saída	Legislação Local
pH	7.2	7.7	5.5–9.0
SST (mg/L)	169 ± 65	16 ± 8	<50
DBO (mg/L)	297 ± 132	25 ± 9	<20
TKN (mg/L)	54 ± 23	33 ± 13	<100
Total-P (mg/L)	8.4 ± 3.1	4.5 ± 1.1	X
Coliformes Fecais (NMP/100mL)	3.9 E+06 ± 4.7 E+06	0.3 E+06 ± 0.5 E+06	X

Fonte: Brix et al. (2010)

O sistema de tratamento de esgotos de Corcoué Sur Logne, na França foi contruído em 2002 e conta com 6 ha de área, atendendo 1.600 pessoas. (Figura 17). Também na França, a estação de tratamento de Honfleur tem capacidade de tratamento para atender 26.000 pessoas, atendendo uma vazão de 3.700 m³/d. Como complemento ao tratamento em reatores biológicos este sistema tem 1,1 há de área vegetada que recebe o esgoto pré tratado em um tempo de detenção de cerca de 2 dias (Figura 18).

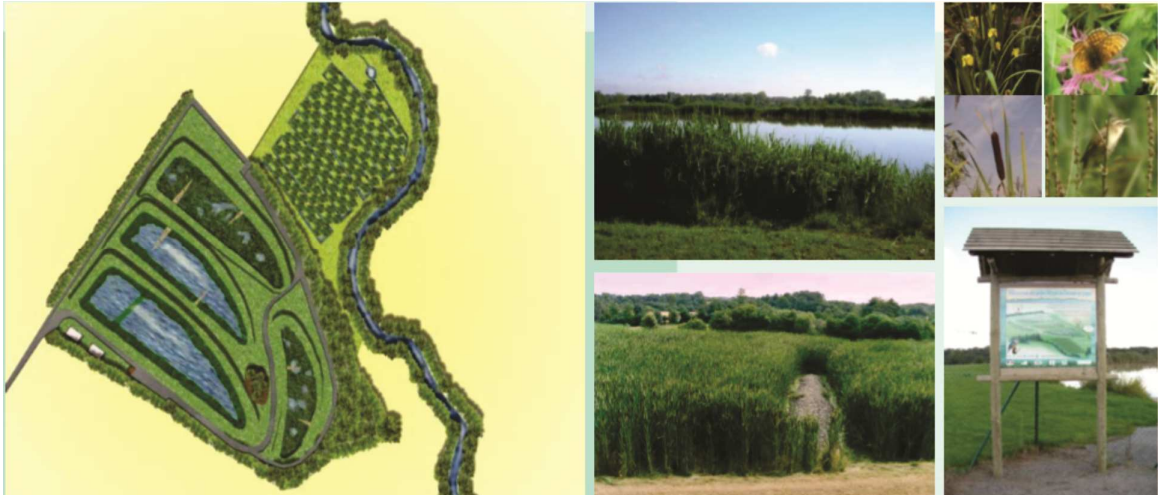


Figura 17 – Wetland Corcoué Sur Logne.

Fonte: Phytorestore Brasil



Figura 18 – Estação de tratamento de Honfleur.

Fonte: Phytorestore Brasil

Os Wetlands Contruídos do Club Med, nas Ilhas Maurícias França, tem capacidade para 2000 pessoas e ocupam área de 3,5ha. Em operação desde 2007, este projeto foi premiado do Ministerio Francês do Meio Ambiente em 2009. A Figura 19 apresenta os Wetlands Contruídos do Club Med. O efeito paisagístico dos sistema permite uma integração dos Wetlands Contruídos com a áreas de uso como jardins. Diversos outros projetos já foram concebidos com a mesma ideia, que explora o potencial ecológico e paisagístico dos sistemas, como pode ser visualizado na Figura 20 (PHYTORESTORE BRASIL 2012).

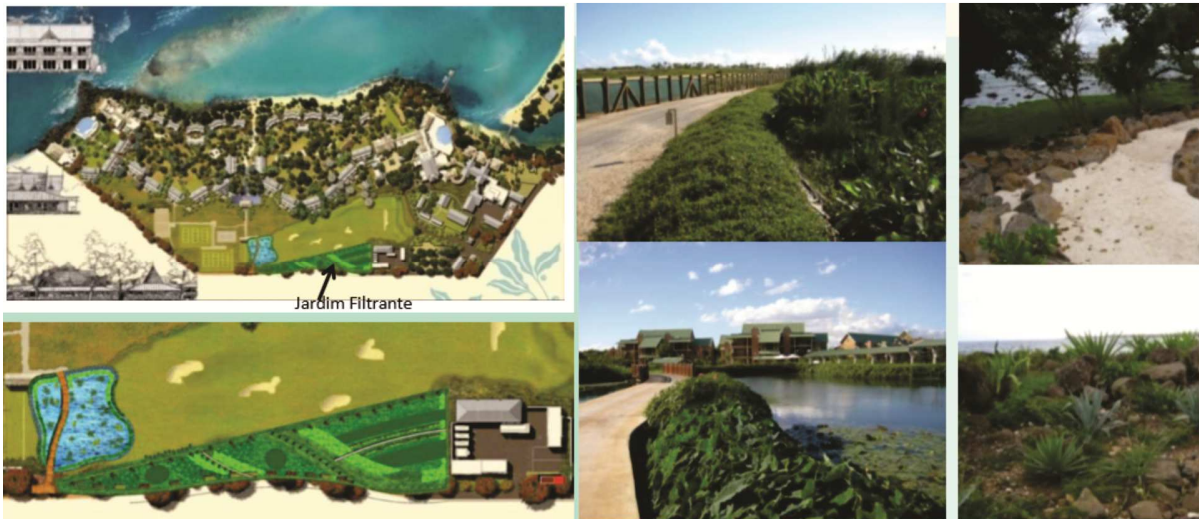


Figura 19 – Wetlands Constru idos do Club Med.

Fonte: Phytorestore Brasil



Figura 20 – Potencial paisag stico de Wetlands Constru idos.

Fonte: Phytorestore Brasil

3 MATERIAL E MÉTODO

Com a finalidade de atingir os objetivos deste trabalho, foi elaborado o seguinte plano metodológico. Estão descritos os locais de estudo, os diferentes sistemas avaliados, a sistematização da coleta de dados, os parâmetros do efluente que serão analisados e a forma de avaliação dos dados pertinentes à pesquisa. Um fluxograma contendo o delineamento da pesquisa pode ser visualizado na Figura 21.

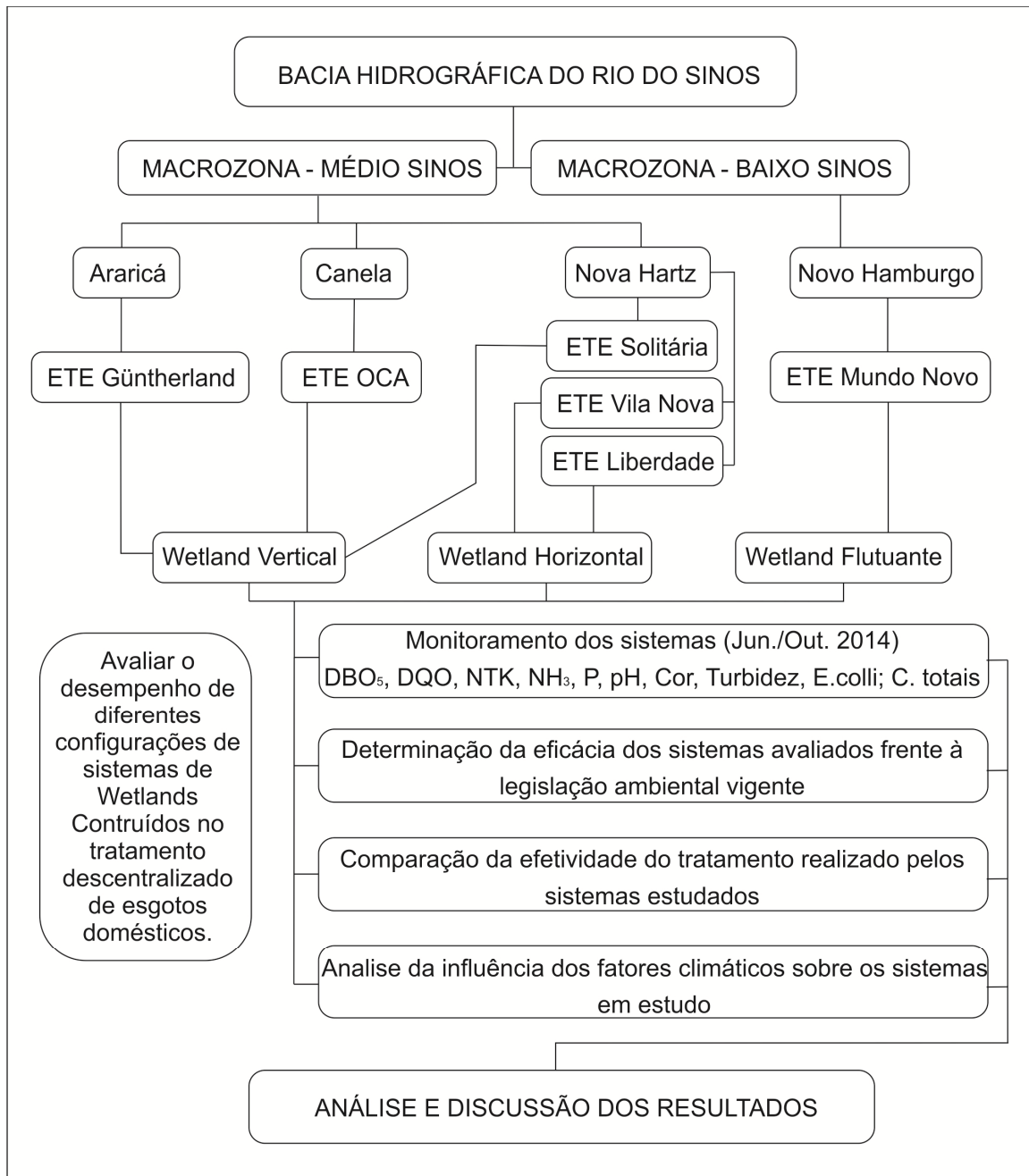


Figura 21 – Delineamento da Pesquisa.

3.1 ÁREA DE ESTUDO

Os sistemas de tratamento de esgoto estudados localizam-se nas cidades de Nova Hartz, Araricá, Novo Hamburgo e Canela, região Noroeste do estado do Rio Grande do Sul, Brasil. Os municípios fazem parte da região hidrográfica do Guaíba, localizando-se dentro da bacia hidrográfica do Rio dos Sinos e das Macrozonas denominadas Médio Sinos 1 (Canela), Médio Sinos 3 (Nova Hartz e Araricá), e Baixo Sinos 3 (Novo Hamburgo) (COMITESINOS, 2013). A bacia hidrográfica do Rio dos Sinos, apresentou os piores índices de qualidade de água do Estado do Rio Grande do Sul durante o programa Pró Guaíba (PRÓ GUAÍBA, 2003). Destaca-se ainda o desastre ambiental que ocorreu no Rio dos Sinos no ano de 2006 com a morte de cerca de 80 toneladas de peixes e o fato deste rio ser considerado o quarto mais poluído do Brasil (IBGE 2012).

A bacia do Rio dos Sinos é representativa das condições climáticas às quais o Estado está sujeito de um modo geral. Situada na interface das zonas subtropical e temperada, sofre influências tanto de massas tropicais de ar, oriundas basicamente do Atlântico, como de massas atlântico-polares. As precipitações são bem distribuídas ao longo do ano, com média anual de 1.459 mm na zona de clima subtropical e região de menores altitudes, sendo o clima local segundo a classificação Köppen-Geiger do tipo Cfa. É comum a ocorrência de nevoeiros e as chuvas são abundantes nas áreas altas e de clima temperado, que estão sujeitas a invernos rigorosos com ocorrência de geadas e neve em algumas ocasiões, classificando-se como Cfb, segundo Köppen-Geiger (PEEL e FINLAYSON, 2007).

A região fitogeográfica enquadra-se entre as formações florestais denominadas Floresta Estacional Semidecidual e Floresta Ombrófila Mista. (BURIOL et al. 2007). O relevo é caracterizado pela zona de transição entre áreas onduladas e planas da Depressão Central ao Sul e terrenos montanhosos ao Norte, onde adentram os contrafortes da Serra Geral. O mapa do relevo da área de estudo e localização dos Wetlands Construídos monitorados pode ser visualizado na Figura 22.

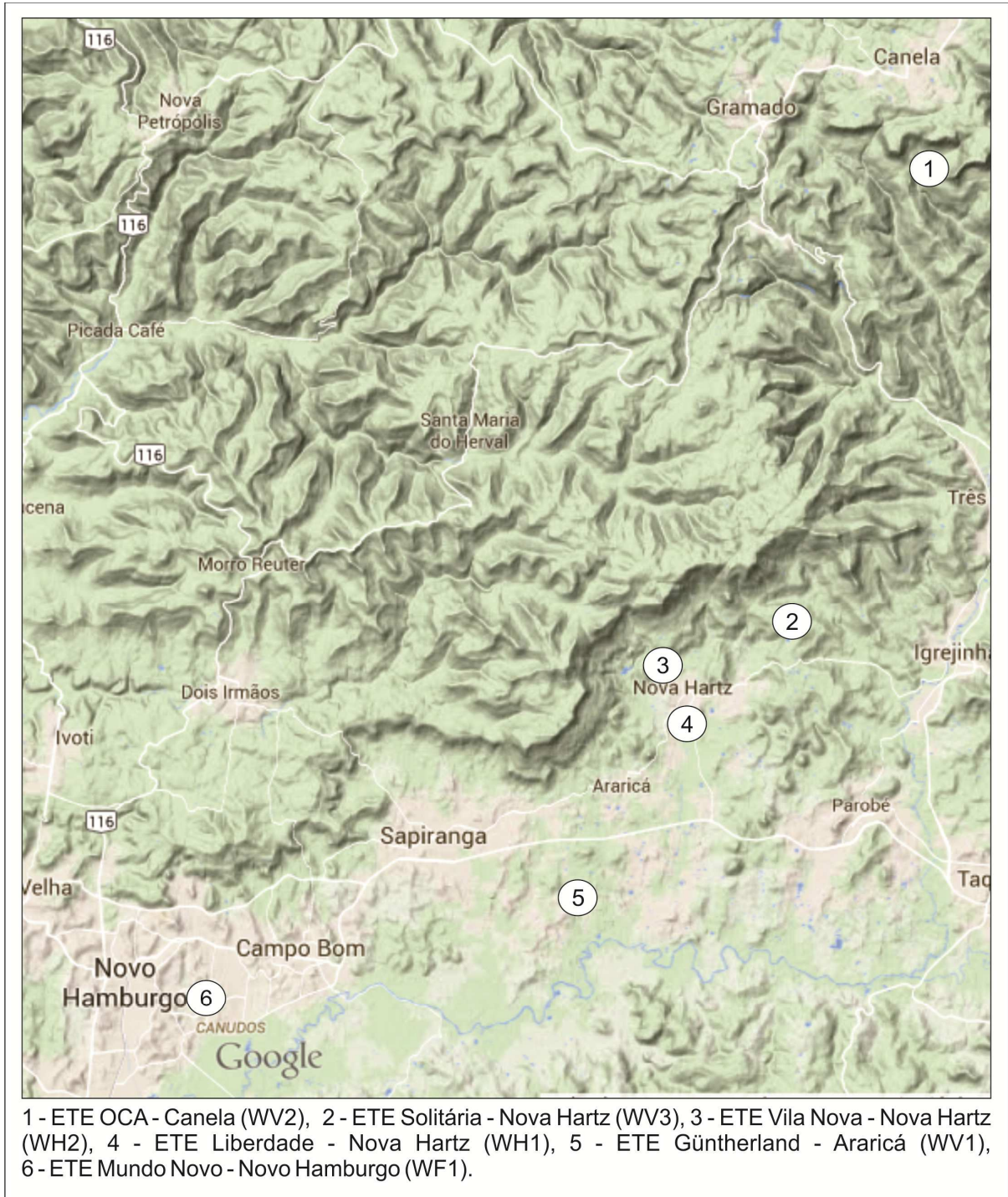


Figura 22 – Área de estudo e localização dos Wetlands Construídos.

Fonte: Google maps.

3.2 WETLANDS CONSTRUÍDOS ESTUDADOS

Foram monitoradas seis diferentes estações de tratamento de esgotos domésticos empregando sistemas de Wetlands Construídos. Dois sistemas operam com wetlands de fluxo horizontal subsuperficial (WH1 e WH2), três com wetlands de fluxo vertical subsuperficial (WV1, WV2 e WV3) e um wetland flutuante de fluxo horizontal subsuperficial (WF1). A configuração de cada sistema e observações pertinentes à dinâmica de operação de cada um deles é descrita a seguir. Com exceção da unidade WF1, que emprega bombas em sistema de recirculação e aeração, os wetlands estudados foram alimentados por gravidade, não empregando nenhum sistema de bombeamento para transferência do efluente entre compartimentos.

3.2.1 Wetlands de Fluxo Horizontal:

Os dois sistemas de fluxo horizontal estudados localizam-se no município de Nova Hartz e são considerados sistemas descentralizados coletivos. Construídos em células únicas estes sistemas estão em operação desde o ano de 2006 e foram construídos pela equipe técnica do município. Estes sistemas foram denominados neste trabalho como unidade Liberdade (WH1) e unidade Vila Nova (WH2) e serviram para avaliação dos sistemas de fluxo horizontal em maior tempo de operação.

Com profundidade de 60 centímetros e impermeabilizados com membrana de polietileno de alta densidade, estes leitos foram preenchidos com areia grossa e casca de arroz carbonizada. Ambos os sistemas horizontais empregaram na vegetação *Typha dominguensis* Pers. e foram precedidos de fossa e filtro dimensionados conforme a capacidade dos wetlands construídos.

A unidade Liberdade (Figuras 23 e 24) foi dimensionada para tratar o efluente gerado por até 30 pessoas, tendo 5 metros de largura e 10 metros de comprimento. Nestas medidas incluem-se os sistemas de distribuição e coleta do efluente, com extensão de 2 metros de comprimento e toda largura dos tanques preenchida com pedra tipo rachão. A zona ativa do filtro corresponde ao filtro de areia, com 5 metros de largura e 6 metros de comprimento, compreendendo superfície vegetada de 30 m². Nesta unidade o efluente foi amostrado em caixas de passagem de alvenaria com capacidade para cerca de 250 litros cada, sendo o efluente bruto coletado posteriormente ao sistema de fossa e filtro coletivos e antes do wetland.



Figura 23 – Unidade Liberdade WH1.

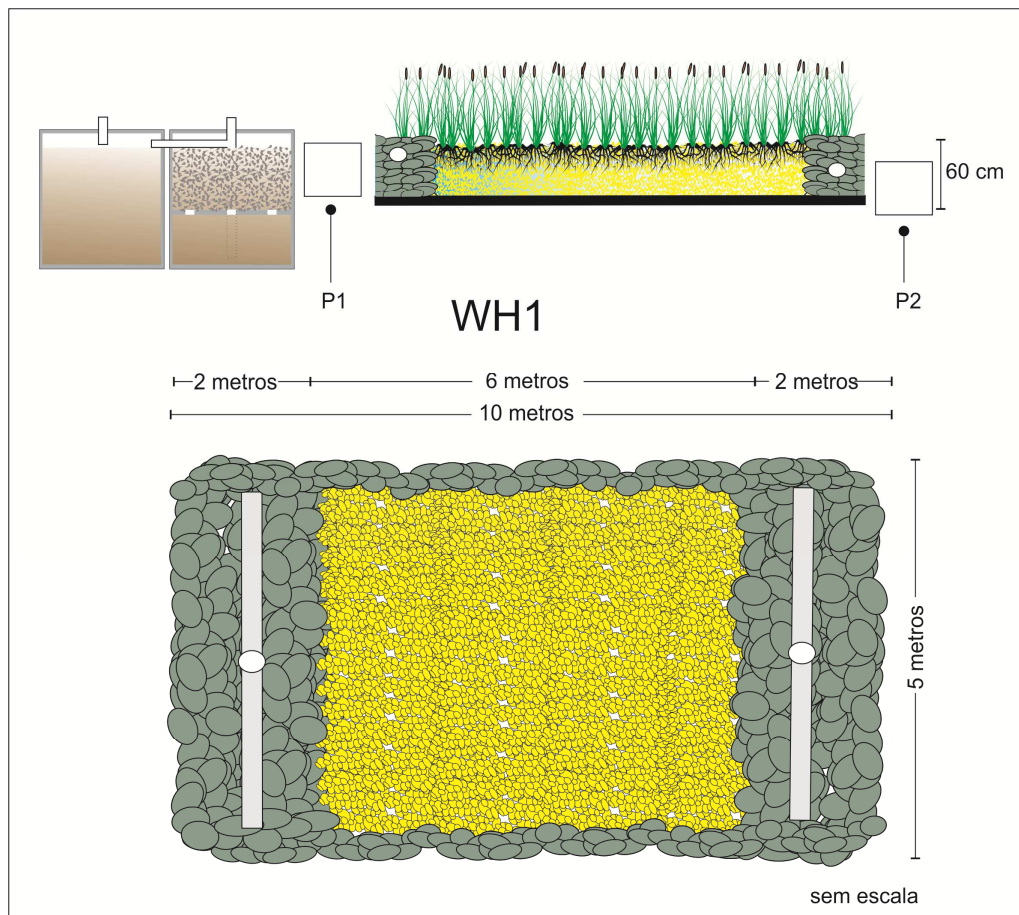


Figura 24 – Esquema representando a unidade Liberdade WH1.

A unidade Vila Nova (Figuras 25 e 26) foi projetada para tratar o efluente gerado por até 50 pessoas, tendo 8 metros de largura e 14 metros de comprimento. Nestas medidas incluem-se os sistemas de distribuição e coleta do efluente, com extensão de 2 metros de comprimento e toda largura dos tanques preenchida com pedra tipo rachão. A zona ativa do filtro corresponde ao filtro de areia, com 8 metros de largura e 10 metros de comprimento, compreendendo superfície vegetada de 80 m². Nesta unidade o efluente bruto foi coletado antes da passagem pelo sistema de fossa e filtro coletivos, tendo sido amostrado diretamente nas tubulações de entrada e saída do efluente no sistema.

Os dois sistemas receberam a ligação do esgoto de residências instaladas posteriormente a construção dos sistemas, desta forma, estima-se que as unidades Liberdade e Vila Nova atenderam a demanda diária de esgoto de cerca de 50 e 70 pessoas respectivamente. Um esquema representativo dos sistemas descritos com os pontos de coleta pode ser visualizado na Figura 25. Os demais dados sobre estas unidades, assim como dados pertinentes as estimativas de taxas de aplicação estão disponíveis no Quadro 8.



Figura 25 – Unidade Vila Nova WH2.

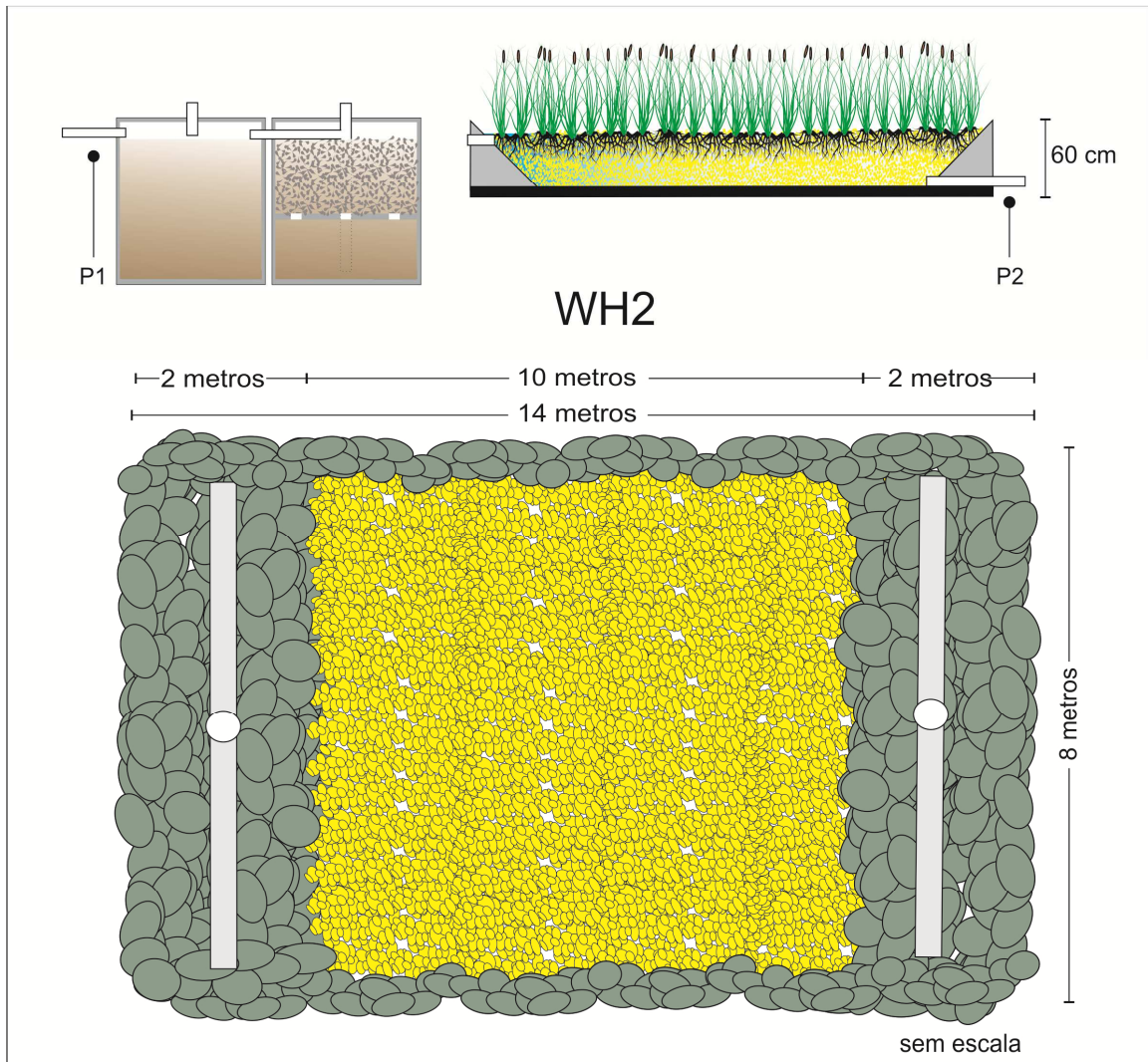


Figura 26 – Esquema representando a unidade Vila Nova.

3.2.2 Wetlands de Fluxo Vertical:

Os sistemas de fluxo vertical avaliados localizam-se nos municípios de Araricá (WV1), Canela (WV2), e Nova Hartz (WV3) e foram considerados sistemas residenciais. Diferem-se nas Configurações e carga de esgoto aplicada, sendo que todos foram precedidos de sistemas de fossa séptica e filtro anaeróbio. Todos os sistemas de fluxo vertical empregaram plantas mistas de espécies disponíveis no local de implantação e foram construídos em mutirões colaborativos com participação da comunidade de entorno, técnicos ambientais ou moradores das residências atendidas.

A unidade Güntherland (Figuras 27 e 28), em operação desde fevereiro de 2012, esta localizada no município de Araricá e foi dimensionada para atender a demanda de uso diário de 2 pessoas. Com um metro de largura por três de comprimento, contempla área

vegetada de 3 m² e foi dividida em 3 células sequenciais, sendo a primeira com 80 centímetros de largura e 1,2 metros de comprimento e as demais com 1 metro de largura por 1 metro de comprimento. Os tanques tem profundidade de 80 centímetros e foram preenchidos por uma camada de 40 centímetros de areia grossa no fundo, seguida por uma camada de 40 centímetros de brita número 3, sobre a qual foi disposta a vegetação. Além do uso diário de 2 moradores, este sistema recebeu a carga de esgoto gerada por até 60 pessoas em almoços realizados uma vez por mês. Os pontos de coleta neste sistema corresponderam a uma caixa de coleta onde se unem águas negras e cinzas para o efluente bruto e a uma caixa de coleta após passagem pela ETE para o efluente tratado.



Figura 27 – Unidade Güntherland WW1.

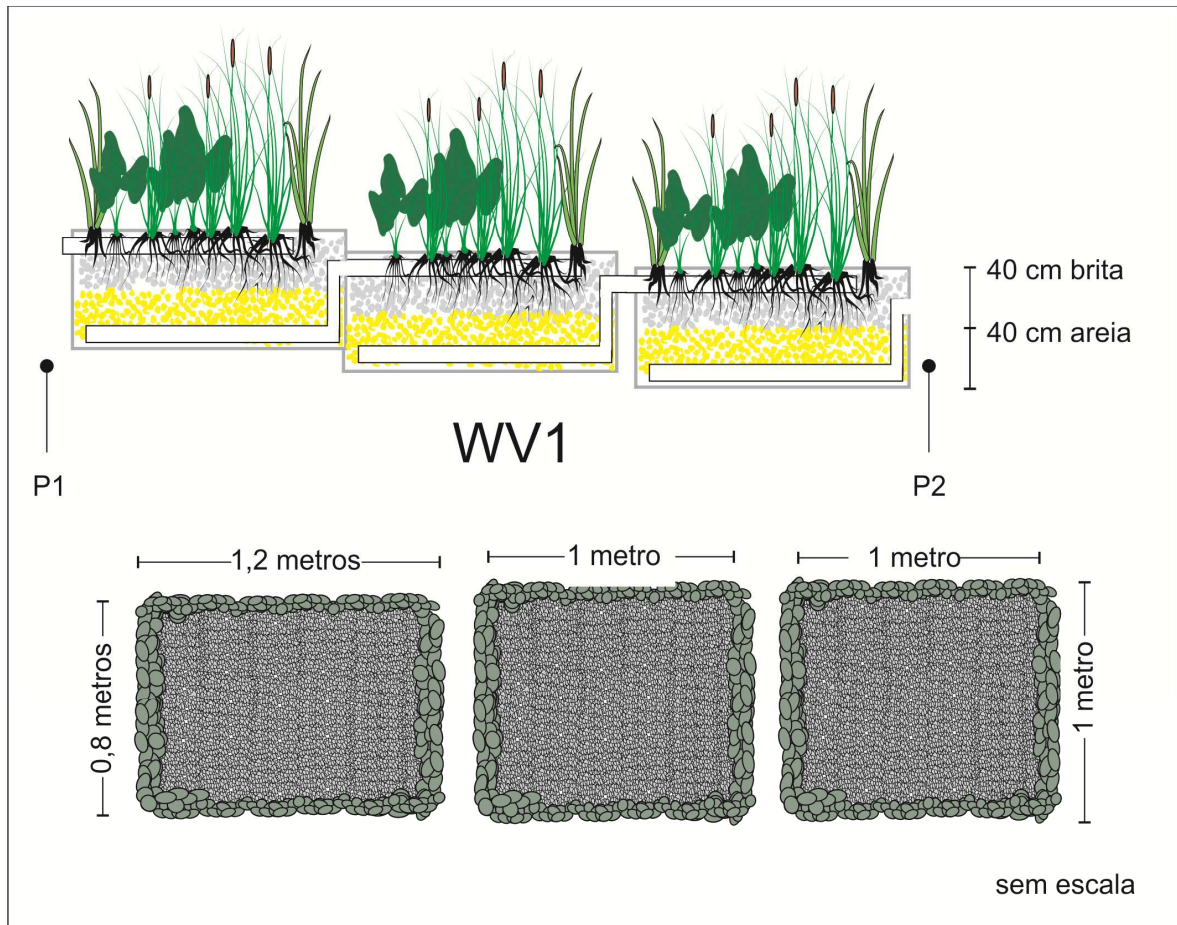


Figura 28 – Esquema representando a unidade Güntherland WV1.

A unidade OCA (Figuras 29 e 30), em operação desde fevereiro de 2011, está localizada no município de Canela e foi dimensionada para atender a demanda de uso de até 12 pessoas. Com três metros de largura por quatro de comprimento, contempla área vegetada de 12 m² e foi dividida em 2 células sequenciais, de 3 metros de largura e 2 metros de comprimento. Os leitos, impermeabilizados com membrana de polietileno de alta densidade tem profundidade de 1 metro e foram preenchidos com uma camada de 40 centímetros de areia grossa no fundo, seguida por uma camada de 40 centímetros de brita número 3 sobre a qual foi disposta à vegetação.

Durante o período de monitoramento este sistema atendeu uma demanda de uso que variou de 2 a 5 pessoas, sendo estimada uma produção diária de esgoto na média de 200l. Os pontos de coleta neste sistema corresponderam a uma caixa onde se unem águas negras e cinzas para o efluente bruto e em uma área escavada entre brita, em zona impermeabilizada, após passagem pela ETE para o efluente tratado.



Figura 29 – Unidade OCA WV2.

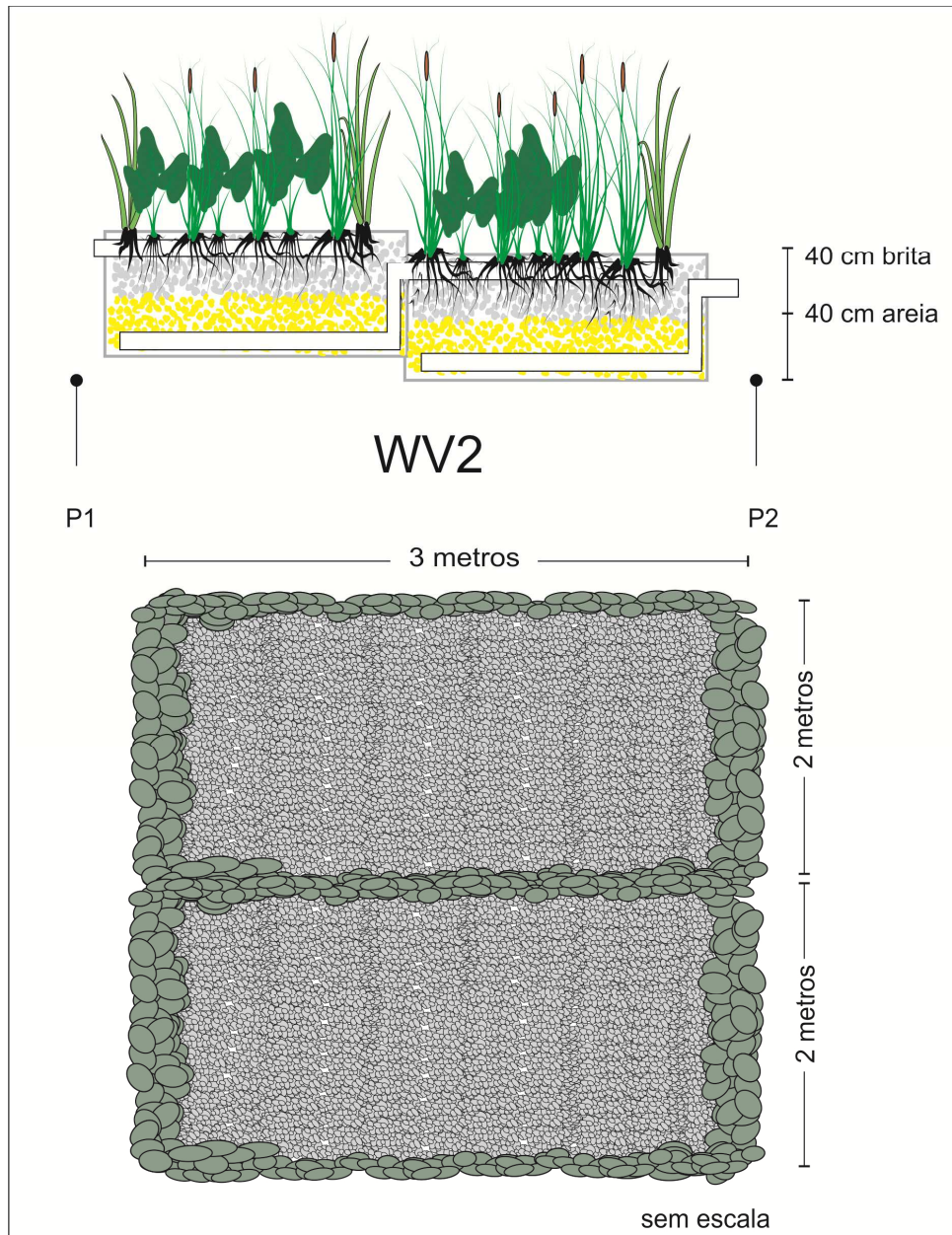


Figura 30 – Esquema representando a unidade OCA WW2.

A unidade Solitária (Figuras 31 e 32) está em uso desde janeiro de 2013. Localizada na zona rural do município de Nova Hartz tem três metros de largura por quatro de comprimento, contempla área vegetada de 12 m² e foi construída em uma célula única. O leito, impermeabilizado com membrana de polietileno de alta densidade tem profundidade de 1 metro e foi preenchido por uma camada de 20 centímetros de brita número 3 no fundo, seguida de 30 centímetros de areia grossa e coberta por uma camada de 30 centímetros de brita número 3, sobre a qual foi disposta a vegetação.

Projetado para atender a demanda de esgoto gerada nos eventos festivos da comunidade local, a unidade Solitária opera desde janeiro de 2013. A unidade Solitária teve

grande variação de carga, já que o uso dos sanitários que a abastecem foi feito somente em finais de semana ou em eventos da comunidade. Com número de usuários chegando a até 300 pessoas nos dias de grandes eventos foi considerada uma média de uso mensal de 200 pessoas.

Diferenciando se dos demais sistemas de fluxo vertical avaliados neste estudo, a unidade Solitária operou em bateladas ao invés de fluxo contínuo. A taxa de aplicação deste sistema foi estimada com base nos dados de geração de esgoto em restaurantes e similares propostos na NBR 13969:1997. Os pontos de coleta neste sistema corresponderam a uma caixa de coleta onde se unem águas negras e cinzas para o efluente bruto e a uma caixa de coleta após passagem pela ETE para o efluente tratado.



Figura 31 – Unidade Solitária WV3.

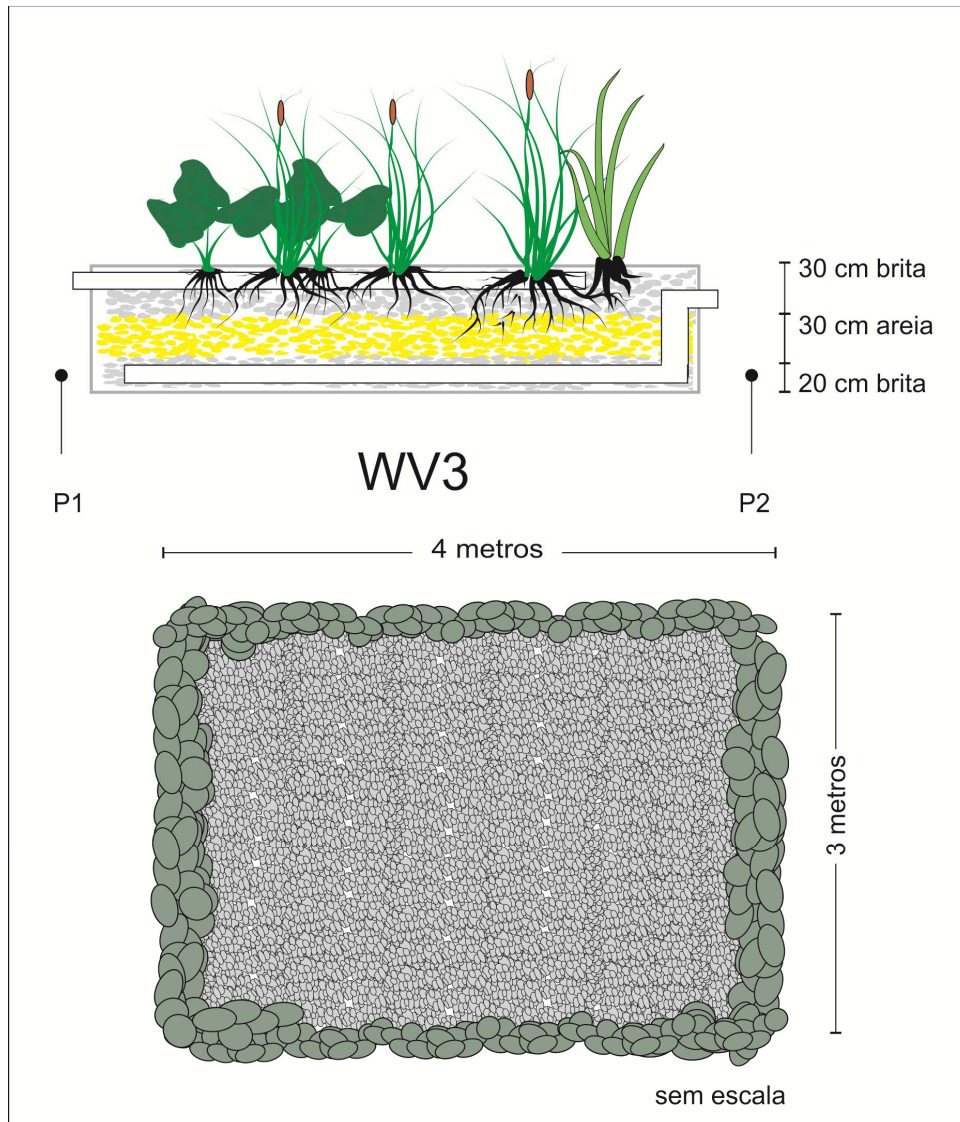


Figura 32 – Esquema representando a unidade Solitária WV3.

3.2.3 Wetland com Vegetação Flutuante:

O wetland de vegetação flutuante estudado é um sistema piloto baseado na tecnologia de FMF – “Filtro De Macrófitas Flutuantes”, que tem sido avaliado pela prefeitura municipal de Novo Hamburgo e Companhia Municipal de Saneamento (COMUSA) em convênio com a Universidade Feevale. A unidade Mundo Novo (Figura 33), em operação desde dezembro de 2012, está localizada no município de Novo Hamburgo e foi construída em um antigo tanque de lodo ativado, com dimensões de 17 metros de largura, 17 metros de comprimento e 2 metros de profundidade, considerando um volume útil de 578 m³ e superfície vegetada de 289 m².

Neste sistema o efluente foi disposto em uma das extremidades do tanque, fluindo horizontalmente sob a malha de raízes flutuante e sendo coletado na outra extremidade do tanque. Este sistema também se difere por ter operado com recirculação parcial do efluente

tratado e pela alternância entre períodos com e sem aeração forçada no fundo dos tanques, dois elementos que exigiram emprego de equipamentos mecânicos e consumo de energia. Neste estudo, os aeradores foram ativados somente nos últimos 2 dias antes da amostragem final, correspondente ao mês de outubro, sendo que este efeito não foi considerado na discussão.

A vazão neste sistema foi de $100 \text{ m}^3/\text{dia}$ de esgoto bruto, correspondendo à produção diária de esgoto de cerca de 1250 pessoas. O efluente tratado foi recirculado com uma vazão de 1 litro por segundo, sendo misturado ao efluente bruto em um tanque de homogeneização.



Figura 33 – Unidade Mundo Novo (WF1).

Com a finalidade de facilitar a compreensão dos elementos componentes da unidade WF1 foi elaborado um esquema representativo do sistema que pode ser contemplado na Figura 34.

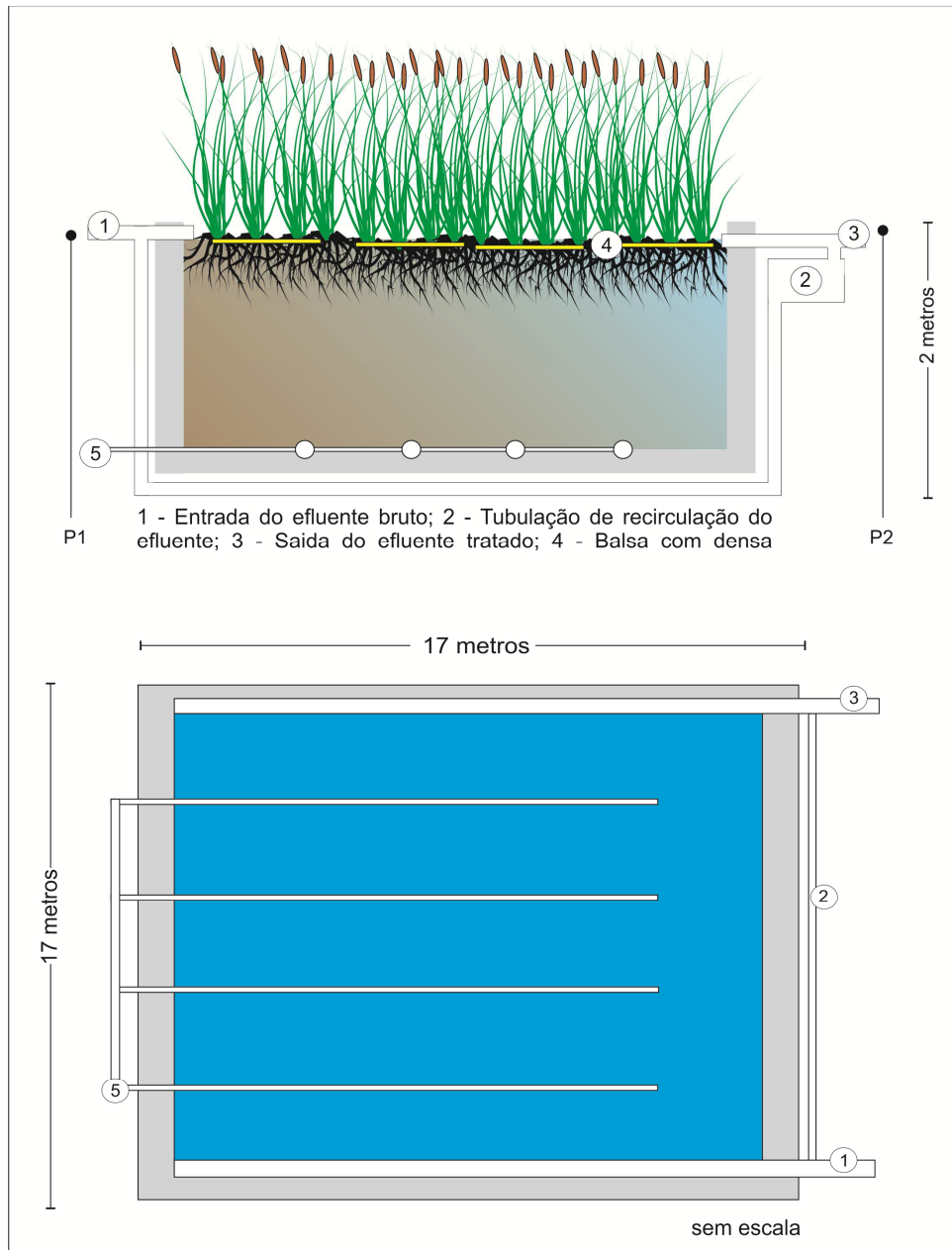


Figura 34 – Esquema representando a unidade Mundo Novo (WF1).

Os esquemas dos sistemas descritos contam com representação do local dos pontos de coleta e especificação das dimensões de cada unidade. Os demais dados sobre estas unidades, assim como dados pertinentes a estimativa das taxas de aplicação estão disponíveis no Quadro 8.

3.2.4 Macrófitas Empregadas:

As unidades Liberdade (WH1), Vila Nova (WH2) e Mundo Novo (WF1) foram vegetadas exclusivamente com Taboa (*Typha dominguensis*). As unidades Güntherland (WV1), Canela (WV2) e Solitária (WV3) foram vegetadas por uma combinação de espécies selecionadas e coletadas nos locais de implantação, constituindo diferentes combinações de

plantas. As espécies empregadas em cada unidade com os respectivos nomes científicos podem ser contempladas no Quadro 6.

Quadro 7- Macrófitas empregadas no estudo

Espécie	Nome comum	Liberdade WH1	Vila Nova WH2	Güntherland WV1	OCA WV2	Solitária WV3	Mundo Novo MF1
<i>Colocasia esculenta</i>	Inhame					X	
<i>Cyperus giganteus</i>	Papiro-gigante			X	X		
<i>Hedychium coronarium</i>	Lírio-do-brejo			X	X		
<i>Hedychium gardnerianum</i>	Lírio-do brejo- rosa					X	
<i>Musa sp.</i>	Banana					X	
<i>Typha domigensis</i>	Taboa	X	X				X
<i>Xanthosoma sp.</i>	Taioba			X	X		
<i>Zantedeschia aethiopica</i>	Copo-de-leite				X		

3.2.5 Caracterização dos Sistemas Estudados:

O Quadro 8 foi elaborado para resumir as características dos sistemas estudados e indicar as demais informações necessárias à organização da pesquisa. Estão detalhados dados de vazão estimada, taxas de aplicação e área per capita para cada unidade.

Quadro 8- Descrição dos Wetlands Construídos

Banhados Construídos Monitorados						
Características	Fluxo Horizontal		Fluxo Vertical			Macrófitas Flutuantes
	Liberdade	Vila Nova	Güntherland	OCA	Solitária	Mundo Novo
	WH1	WH2	WV1	WV2	WV3	MF1
Área vegetada (m ²)	30	80	3	12	12	289
População atendida	50	70	2	3	50	1250
Área per capita	0,60	1,14	1,50	2,40	0,24	0,23
Área de distribuição efluente bruto	10	16	1	6	12	17
Vazão (L/dia)	4000,0	5600,0	160,0	200,0	1250,0	100000,0
Taxa de aplicação superficial (L/m ² /dia)	133,3	70,0	53,3	16,5	104,2	346,0
Abastecimento	Contínuo	Contínuo	Contínuo	Contínuo	Batelada	Contínuo e recirculação
Implantação	2006	2006	2012	2011	2013	2013

3.3 MONITORAMENTO DOS WETLANDS CONTRUÍDOS

3.3.1 Amostra

O plano amostral contemplou uma bateria de análises sobre a eficiência dos sistemas com coleta de amostras mensais em cada unidade. O monitoramento dos sistemas

contemplou o período de junho a outubro de 2014, com amostragem das unidades WH1, WV2 e WV3 na primeira quinzena de cada mês e amostragem das unidades WH2, WV1 e WF1 na segunda quinzena de cada mês.

3.3.2 Análises

O efluente coletado nos pontos descritos foi armazenado em frascos devidamente esterilizados, fornecidos pelo Laboratório de Saneamento Ambiental da Unisinos. O Quadro 8 especifica os parâmetros analisados e os respectivos procedimentos de determinação:

Quadro 9- Procedimentos de Análise

Parâmetros avaliados e técnicas empregadas na análise de efluentes.	
Ensaio	Procedimento
DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXIGÊNIO (DBO)	5-DAY BOD Test. In: STANDARD methods for the examination of water and wastewater. 22nd ed. Washington: APHA; AWWA; WEF, 2012. (Method 5210 B).
DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO (DQO)	OPEN Reflux method. In: STANDARD methods for the examination of water and wastewater. 22nd ed. Washington: APHA; AWWA; WEF, 2012. (Method 5220 B).
FÓSFORO TOTAL (P)	Ascorbic Acid Method. In: STANDARD methods for the examination of water and wastewater. 22nd ed. Washington: APHA; AWWA; WEF, 2012. (Method 4500-P E).
NITROGÊNIO TOTAL (NTK)	MACRO-KJELDAHL method. In: STANDARD methods for the examination of water and wastewater. 22nd ed. Washington: APHA; AWWA; WEF, 2012. (Method 4500-Norg B).
NITROGÊNIO AMONÍACAL (NH₄)	PRELIMINARY Distillation Step. In: STANDARD methods for the examination of water and wastewater. 22nd ed. Washington: APHA; AWWA; WEF, 2012. (Method 4500-NH ₄ B). TITRIMETRIC Method. In: STANDARD methods for the examination of water and wastewater. 22nd ed. Washington: APHA; AWWA; WEF, 2012. (Method 4500-NH ₄ C).
pH	ELECTROMETRIC method. In: STANDARD methods for the examination of water and wastewater. 22nd ed. Washington: APHA; AWWA; WEF, 2012. (Method 4500-H+B).
COR	Spectrophotometric method. In: STANDARD methods for the examination of water and wastewater. 22nd ed. Washington: APHA; AWWA; WEF, 2012. (Method 2120 B).
TURBIDEZ	NEPHELOMETRIC method. In: STANDARD methods for the examination of water and wastewater. 22nd ed. Washington: APHA; AWWA; WEF, 2012. (Method 2130 B).
COLIFORMES TOTAIS	Enzyme Substrate Coliform method. In: STANDARD methods for the examination of water and wastewater. 22nd ed. Washington: APHA; AWWA; WEF, 2012. (Method 9223 B).
<i>Escherichia coli</i>	Enzyme Substrate Coliform method. In: STANDARD methods for the examination of water and wastewater. 22nd ed. Washington: APHA; AWWA; WEF, 2012. (Method 9223 B).

3.3.3 Monitoramento climático e biológico

Foram considerados na avaliação dos resultados os dados climáticos, referentes à precipitação e temperatura médias do período de amostragem. Os resultados observados nas unidades foram correlacionados com a pluviosidade do dia (Pd) e pluviosidade acumulada em 5 dias (P5d) além da temperatura média do dia de coleta (Td) e da temperatura média para os últimos 5 dias (T5d). Estes dados foram levados em conta por alterarem o balanço hídrico dos Wetlands Construídos, favorecendo eventos de diluição e a atividade biológica das plantas e microrganismos.

Os dados climatológicos foram obtidos através do acervo do Instituto Nacional de Meteorologia, tomando-se como referência a estação climatológica do município de Campo Bom para correlação com o desempenho das unidades WH1, WH2, WV1, WV3 e WF1 e a estação climatológica de Canela para correlação com a unidade WV2.

O monitoramento biológico contemplou observações sobre o desenvolvimento da vegetação, colonização dos tanques, períodos de poda, ocorrência de plantas invasoras, sombreamento e interação com a fauna. Também foi tratado o contexto ambiental em que se insere cada sistema, questões de manutenção e uso, proximidade de residências e áreas de circulação, problemas de colmatação, geração de odores e benefícios ecológicos.

Como complemento às observações sobre a biologia dos sistemas foi construído um tanque de pequenas dimensões que permitisse a observação do desenvolvimento do sistema radicular de macrófitas entre os substratos. Este sistema objetivou uma análise visual do interior do leito vegetado, sendo denominado “Leito em corte”. Como não apresenta dados mensuráveis este experimento se limita a observações do ambiente no interior do filtro, o que podem colaborar na discussão deste trabalho.

Este experimento foi realizado em uma caixa de vidro com dimensões de 60 cm de comprimento, 20 cm de largura e 20 cm de altura, preenchido por uma camada de 5 centímetros de areia seguida de uma camada de 5 cm de brita número 3. As espécies observadas foram *Hedychium coronarium*, *Xanthosoma sp.* e *Zantedeschia aethiopica*. O sistema foi alimentado com água da chuva e não recebeu aplicação de esgoto a fim de permitir melhor visualização do meio filtrante e raízes.

3.3.4 Análise de dados

Os resultados obtidos através das análises proporcionaram o estudo de caso de cada unidade. Foi verificada a eficiência de cada unidade na redução dos parâmetros supracitados, permitindo a correlação dos sistemas com a legislação vigente, que determina os padrões de lançamento de efluentes. Foram tomadas como referência as resoluções CONAMA 357/2005 e 430/2011 e resolução CONSEMA 128/2006 (atualmente suspensa, se reportando para a Resolução Conama 430).

O tratamento estatístico dos dados foi feito com base nas estimativas de carga superficial aplicada e removida por m^2 em cada unidade, fornecendo indicações sobre a dinâmica de funcionamento dos sistemas de Wetlands Construídos em cada uma das configurações estudadas. Os valores de redução percentual por parâmetro em cada unidade representam uma média entre as reduções percentuais observadas em cada um dos 5 meses de monitoramento.

Por constituírem sistemas construídos com diferentes configurações e submetidos a diferentes cargas de esgoto e taxas de aplicação hidráulica, as unidades foram inicialmente abordadas individualmente. Os resultados do tratamento em cada unidade foram comparados com a legislação vigente e a efetividade do tratamento foi determinada através da comparação entre concentrações do esgoto bruto e tratado empregando o teste T de Student. As relações entre os parâmetros analisados e influências climáticas foram avaliadas através do teste de correlação de Pearson e da Análise de Componentes Principais (PCA) empregando o software PAleontological STatistics versão 3.0 (Past 3).

Posteriormente o estudo buscou uma análise sobre o tratamento realizado para cada parâmetro nas diferentes unidades. A correlação de similaridade entre os tratamentos nas diferentes configurações das unidades foi feita através da análise de variância empregando a técnica Anova. A identificação dos tratamentos que diferem entre si foi realizada com o emprego do teste T.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 ESTUDOS DE CASO

O texto a seguir apresenta os resultados obtidos em cada sistema monitorado, faz uma abordagem sobre as condições de operação e possíveis interferências climáticas, além de caracterizar o efluente bruto e tratado quanto às máximas, médias e mínimas obtidas em cada parâmetro analisado.

Posteriormente a apresentação dos sistemas o desempenho das unidades no tratamento de cada parâmetro avaliado foi analisado. Foram relacionadas às taxas de aplicação e eficiência das unidades em cada configuração, além da comparação dos resultados obtidos em cada tratamento com a legislação vigente. Esta abordagem tratou dos sistemas de forma conjunta e se baseia na literatura, dados climáticos e estatísticos para compreensão e explicação das dinâmicas observadas em cada unidade.

A pluviosidade e temperatura média diária durante o período de coleta, assim como a posição de cada amostragem estão expressos nos gráficos de fatores climáticos, Figuras 35 e 36.

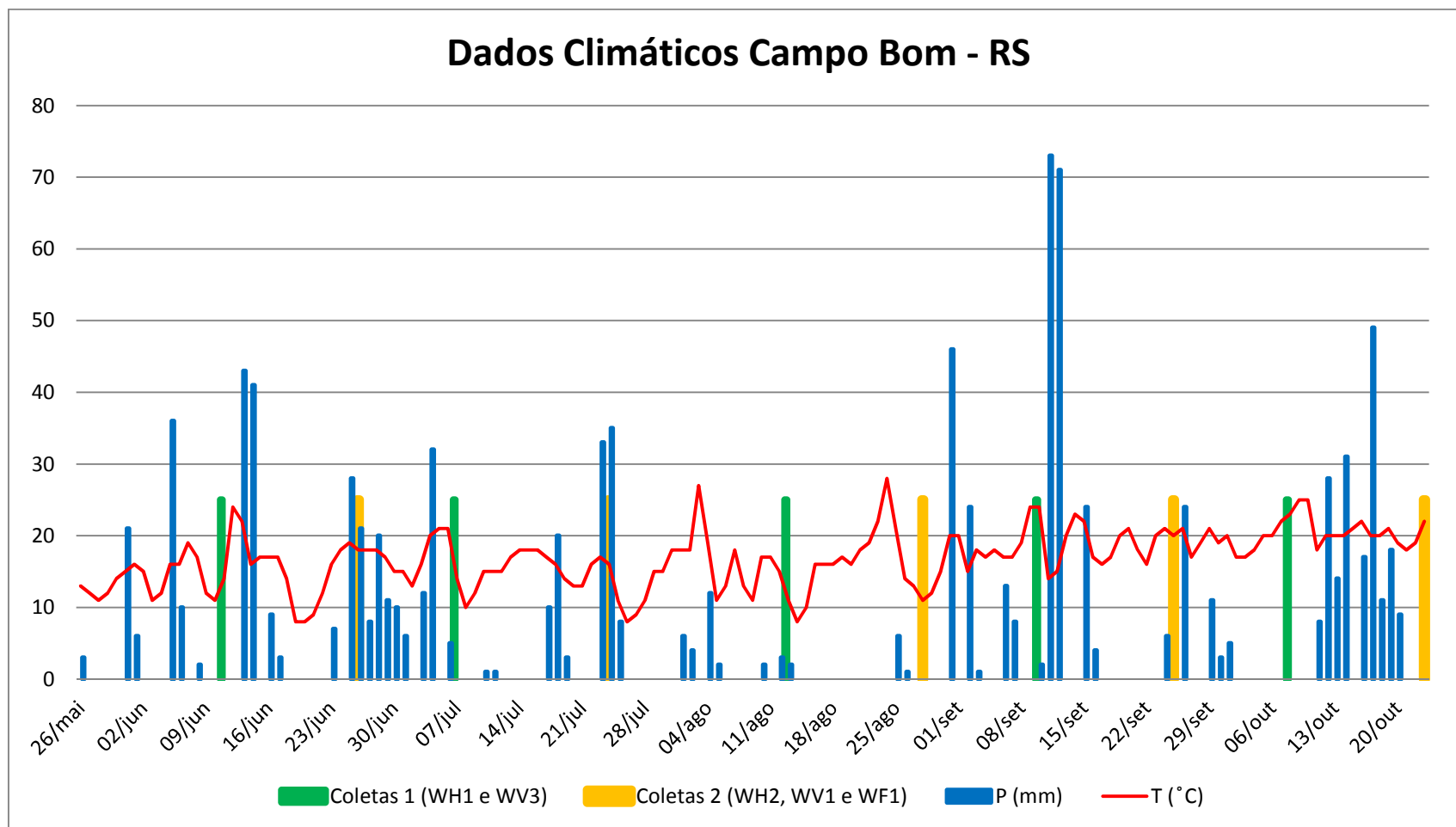


Figura 35 – Dados de monitoramento do clima – Estação Meteorológica de Campo Bom.

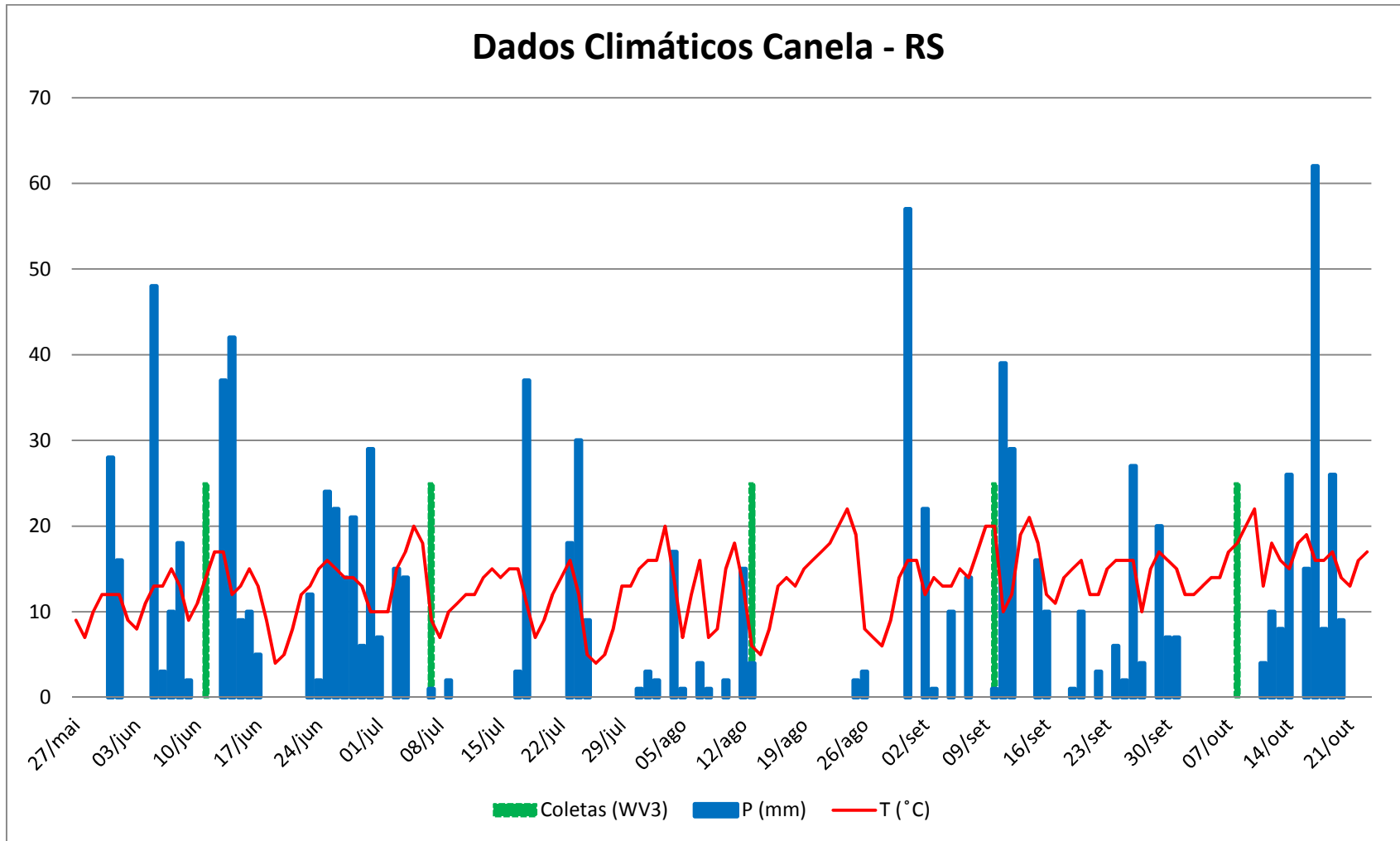


Figura 36 – Dados de monitoramento do clima – Estação Meteorológica de Canela.

4.1.1 ETE Liberdade (WH1)

O WH1 funciona há oito anos e apresenta diversos problemas referentes à operação e manutenção. O leito filtrante cedeu cerca de 10 centímetros em relação à altura original do projeto, fator provavelmente relacionado com a compactação da casca de arroz entre as camadas do filtro. A vegetação apresenta-se escassa devido à falta de controle das plantas invasoras e não reposição das plantas mortas.

O WH1 recebe sobrecarga na vazão de esgoto 40% maior do que a capacidade de tratamento da unidade. Tratando um volume de cerca de 4000 litros de esgoto diariamente, recebe uma taxa de aplicação superficial estimada em 133 L/m²/dia, valor superior às cargas máximas recomendadas (Hoffman et al. 2011). O tratamento pressuposto para esta unidade visa à distribuição do efluente na largura de 5 metros e posterior escoamento horizontal na distância da extensão do sistema de 6 metros, todavia observa-se que esta dinâmica está alterada pelo processo de colmatação (Figura 37).

Observa-se que este sistema não opera em boas condições, o que se evidencia no aspecto da unidade, com pouca vegetação de Taboa, presença de plantas invasoras (Figura 38), áreas de empoçamento, acúmulo de matéria orgânica e caminhos preferenciais do efluente na superfície do leito. Apesar das condições precárias de operação, não foram observados problemas de odores ou proliferação de insetos no sistema durante o monitoramento.

As espécies invasoras identificadas neste sistema foram Erva-de-sapo (*Mikania cordifolia* (L. f.) Willd.), e Trapoeraba (*Commelina* cf. *benghalensis* L.). A Erva-de-sapo é uma trepadeira da família Asteraceae capaz de suprimir a Taboa (*Typha domingensis*). A Trapoeraba é uma herbácea invasora comum em áreas úmidas e exerce fator de competição pelo espaço, impedindo o reestabelecimento da população de Taboa. Nenhuma destas espécies compartilha das propriedades técnicas necessárias à vegetação de wetlands construídos, sendo ambas consideradas prejudiciais ao sistema.

Os resultados obtidos na análise do efluente bruto e tratado em cada amostra, taxa de aplicação hidráulica estimada, dados climáticos referentes ao período do estudo e tratamentos estatísticos realizados nesta unidade encontram-se expressos no Apêndice A.



Figura 37 – Colmatação e escoamento superficial no WH1.



Figura 38 – Plantas invasoras (Trapoeiraba) no WH1.

As concentrações mínimas, médias e máximas observadas nos diferentes parâmetros analisados, seus respectivos desvio padrão e coeficiente de variação, podem ser contemplados no Quadro 10, que caracteriza o efluente bruto e no Quadro 11, que caracteriza o efluente tratado. As cargas aplicadas e removidas por m² estão expressas no Quadro 12.

O WH1 não atendeu os valores exigidos pela legislação para lançamento de efluentes quanto às concentrações de NTK, NH₄, P, Cor, Coliformes Totais e *E. Coli*. Embora com resultado médio condizente com o exigido pela legislação, o parâmetro de DQO não atendeu a legislação na coleta do mês de Outubro. Este wetland teve o tratamento considerado efetivo, segundo o teste T, para os parâmetros de DBO, DQO, NTK, NH₄, Cor e Turbidez, não sendo considerado efetivo na redução de P, Coliformes totais e *E. coli* (Quadro 19 do Apêndice A).

Quadro 10- Caracterização do efluente bruto no WH1

WH1	Concentrações observadas no efluente bruto				
	Parâmetro	Min	Max	Media	DP
DBO (mg/L)	112,00	357,00	261,00	87,7	34%
DQO (mg/L)	427,00	725,00	603,71	121,9	20%
P (mg/L)	7,10	18,80	11,88	3,9	32%
N Total (mg/L)	70,60	163,20	106,26	33,3	31%
NH ₄ (mg/L)	59,70	146,50	92,58	31,2	34%
pH (mg/L)	7,10	7,50	7,32	0,1	2%
Cor (NTU)	1329,60	1882,80	1590,96	219,8	14%
Turbidez (NTU)	92,00	162,00	133,60	26,2	20%
Col. Totais (NMP/100 mL)	8,33 E+02	3,55 E+05	1,49 E+05	1,4 E+05	92%
E. coli (NMP/100 mL)	1,42 E+05	3,24 E+05	1,71 E+05	1,0 E+05	61%

Quadro 11- Caracterização do efluente tratado no WH1

WH1	Legislação*	Concentrações observadas no efluente tratado				
		Min	Max	Media	DP	CV
DBO (mg/L)	120	18,00	41,50	31,7	9,3	29%
DQO (mg/L)	400	13,00	466,00	182,4	154,0	84%
P (mg/L)	4	3,50	10,10	7,8	2,5	32%
N Total (mg/L)	20	36,40	89,00	61,1	22,4	37%
NH ₄ (mg/L)	20	34,80	85,40	58,5	21,4	37%
pH (mg/L)	5>9	6,68	6,90	6,9	0,1	1%
Cor (NTU)	100	167,70	420,90	338,0	97,7	29%
Turbidez (NTU)	100	9,55	36,80	27,9	10,2	37%
Col. Totais (NMP/100 mL)	1,0 E+3	7,72 E+02	1,23 E+05	5,5 E+04	5,2 E+04	96%
E. coli (NMP/100 mL)	1,0 E+3	3,14 E+03	1,29 E+05	5,1 E+04	5,1 E+04	100%

*CONAMA 430/2011

Quadro 12- Estimativas de remoção por parâmetro no WH1

WH1	Concentração aplicada removida por m ²						
	Concentração aplicada			Concentração removida			Eficiência
Parâmetro	Media	DP	CV	Media	DP	CV	%
DBO (mg/L)	34,80	11,7	34%	30,57	10,7	35%	87,1
DQO (mg/L)	80,49	16,3	20%	56,18	23,4	42%	69,5
P (mg/L)	1,58	0,5	32%	0,55	0,6	105%	29,8
N Total (mg/L)	14,17	4,4	31%	6,03	2,7	44%	42,3
NH ₄ (mg/L)	12,34	4,2	34%	4,54	2,5	54%	36,1
Cor (NTU)	212,13	29,3	14%	167,06	21,5	13%	79,0
Turbidez (NTU)	17,81	3,5	20%	14,10	3,5	25%	78,5
Col. Totais (NMP/100 mL)	1,98 E+08	1,83 E+08	92%	1,25 E+08	2,01 E+08	161%	50,8
E. coli (NMP/100 mL)	2,28 E+08	1,39 E+08	61%	1,60 E+08	1,97 E+08	123%	82,2

Através do teste de correlação de Pearson (Quadro 8 apêndice A) e do gráfico gerado na PCA (Figura 39), onde os componentes 1 e 2 explicam 65,8% das variáveis, foi realizada uma avaliação da dinâmica de funcionamento da unidade WH1.

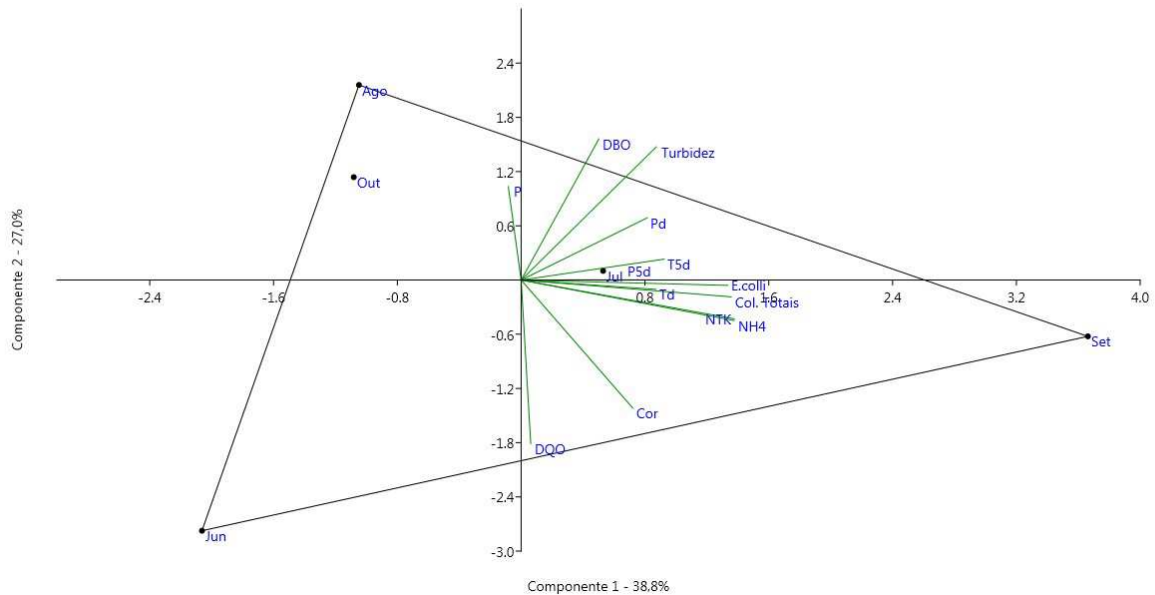


Figura 39 – PCA indicando correlação entre fatores climáticos e parâmetros analisados no WH1.

A posição dos meses de junho, agosto e setembro no gráfico é determinada pela variação observada no conjunto de dados e representa a amplitude da amostra. A posição das variáveis busca explicar as correlações observadas durante o monitoramento.

Os registros de maior P5d foram obtidos nos meses de julho e setembro, onde também se observa as maiores eficiências na redução da carga nitrogenada e *E. coli*. Nos meses de agosto e setembro, a Pd registrada apresentou correlação com as melhores remoções de Turbidez, Coliformes totais e *E. coli*.

O aumento da T5d em setembro e outubro esteve associado com as melhores taxas de remoção de DBO. A maior eficiência de remoção da carga nitrogenada também se associou com as maiores T5d observadas nos meses de julho, setembro e outubro. Observa-se que a menor eficiência entre estes meses corresponde a outubro, quando não foram registrados eventos de chuva no período da coleta.

Os parâmetros NTK e NH_4 estiveram fortemente correlacionados. Coliformes totais e *E. coli* demonstraram correlação entre si e também se associaram com a eficiência na remoção da carga nitrogenada, Cor e Turbidez. Os parâmetros de DBO e Turbidez estiveram

relacionados positivamente. Os parâmetros de DQO e Cor estiveram relacionados positivamente entre si e antagonicamente com DBO e Turbidez.

A posição das variáveis na PCA evidencia a influência dos fatores climáticos sob a unidade de estudo. A relação da temperatura na remoção da carga nitrogenada e DBO é consequência da maior atividade das comunidades microbiológicas envolvidas nestes parâmetros, assim como a precipitação tem relação com a diluição das concentrações de NTK, NH₄, Coliformes totais, *E. coli* e Turbidez.

É possível atribuir parte da eficiência da unidade WH1 nos parâmetros que atendem a legislação à pré-filtragem realizada no sistema de distribuição na entrada do wetland construído. A partir desta zona, capaz de reter parte da matéria em suspensão na água, o efluente escoava horizontalmente na superfície do tanque colmatado não se submetendo a filtragem sub-superficial de fluxo horizontal para qual foi projetado o sistema. Esta dinâmica de fluxo superficial ainda sujeita o efluente a uma maior exposição à atmosfera, maiores taxas de evaporação e maior variação na temperatura do efluente do que o fluxo subsuperficial.

Considera-se que este filtro operou com as propriedades técnicas da vegetação descritas no referencial teórico deste trabalho praticamente ausentes, já que a mesma se apresentou esparsa e sem malhas de raízes representativas em nenhum ponto da unidade. A falta de vegetação apropriada impôs drásticas alterações na dinâmica de funcionamento da unidade, que deixou de contar com efeitos de retenção dos poluentes, disponibilização de oxigênio pela zona de raízes, evapotranspiração e conversão de nutrientes em biomassa.

4.1.2 ETE Vila Nova (WH2)

Assim como o WH1, o WH2 opera há oito anos e apresenta diversos problemas referentes à operação e manutenção. Repetem-se os fatores do leito filtrante, que neste caso cedeu cerca de 20 centímetros, falta de controle das plantas invasoras e não reposição das plantas mortas, incluindo um agravante de sombreamento parcial da vegetação nesta unidade.

Considera-se ainda sobrecarga na taxa de aplicação de esgoto, cerca de 10% superior do que a capacidade de tratamento da unidade, que teve taxa de aplicação de efluente estimada em 70 L/m².dia, com um volume de cerca de 5600 litros de esgoto tratado diariamente.

Empregando o mesmo tipo de sistema de filtragem do WH1, o tratamento pressuposto para esta unidade visa à distribuição do efluente na largura de 8 metros e

posterior escoamento horizontal na distância da extensão do sistema de 10 metros. Assim como no caso anterior esta dinâmica está alterada pelo processo de colmatação.

É importante ressaltar que nesta unidade os pontos de coleta corresponderam às tubulações de entrada e saída do sistema, de vazão variada e não homogênea. Durante eventos de chuva observou-se aumento na vazão de entrada e saída do sistema, evidenciando adição de água de escoamento pluvial no sistema de entrada do esgoto bruto, o que pôde ocasionar carregamento e diluição da carga poluente e se evidencia nas concentrações mínimas observadas neste ponto.

Considera-se ainda o efeito somado do sistema de fossa e filtro, localizados posteriormente ao ponto de coleta do efluente bruto. Este efeito é de difícil mensuração, já que o sistema é sub-dimensionado e não passa pela retirada periódica de lodo, e por isso não foi considerado nos cálculos das taxas de aplicação e remoção de poluentes. Desta forma todas as abordagens sobre este sistema estarão se referindo ao efeito somado do wetland precedido por pré-tratamento.

As concentrações mínimas, máximas e médias observadas nos diferentes parâmetros analisados, com seus respectivos, desvio padrão e coeficiente de variação, podem ser contemplados no Quadro 13, que caracteriza o efluente bruto e no Quadro 14, que caracteriza o efluente tratado. As estimativas das cargas aplicadas e removidas por m² estão expressas no Quadro 15.

Quadro 13- Caracterização do efluente bruto no WH2

WH2	Concentrações observadas no efluente bruto				
	Parâmetro	Min	Max	Media	DP
DBO (mg/L)	295,00	1070,00	695,0	262,0	38%
DQO (mg/L)	99,23	1584,74	853,5	563,9	66%
P (mg/L)	0,30	20,90	9,4	7,3	77%
N Total (mg/L)	3,10	199,20	110,4	67,3	61%
NH ₄ (mg/L)	1,30	129,80	65,0	42,5	65%
pH (mg/L)	7,07	7,73	7,4	0,2	3%
Cor (NTU)	295,95	7821,76	3307,7	2699,0	82%
Turbidez (NTU)	41,73	924,00	334,0	318,0	95%
Col. Totais (NMP/100 mL)	1,12 E+04	2,55 E+05	1,7 E+05	1,1 E+05	66%
E. coli (NMP/100 mL)	2,61 E+04	2,83 E+05	1,6 E+05	1,1 E+05	66%

Quadro 14- Caracterização do efluente tratado no WH2

WH2	Legislação*	Concentrações observadas no efluente tratado				
		Min	Max	Media	DP	CV
DBO (mg/L)	120	8,50	38,50	20,9	11,6	55%
DQO (mg/L)	400	4,97	357,58	137,9	125,9	91%
P (mg/L)	4	2,10	5,80	3,9	1,3	34%
N Total (mg/L)	20	27,30	65,50	44,7	15,1	34%
NH ₄ (mg/L)	20	24,20	63,60	41,9	15,3	36%
pH (mg/L)	5>9	6,80	7,20	7,0	0,2	2%
Cor (NTU)	100	334,57	227,48	268,1	40,1	15%
Turbidez (NTU)	100	24,98	12,75	16,7	4,5	27%
Col. Totais (NMP/100 mL)	1,0 E+3	1,88 E+03	E+04	4,8 E+03	3,7 E+03	77%
E. coli (NMP/100 mL)	1,0 E+3	4,48 E+02	2,88 E+04	6,0 E+03	1,1 E+04	186%

*CONAMA 430/2011

Quadro 15- Estimativas de carga aplicada e removida por parâmetro no WH2

WH2	Taxas de aplicação e carga removida por m ²						
	Carga aplicada			Carga removida			Eficiência
Parâmetro	Media	DP	CV	Media	DP	CV	%
DBO (mg/L)	48,65	18,3	38%	47,19	18,0	38%	96,73
DQO (mg/L)	59,75	39,5	66%	50,09	38,1	76%	79,27
P (mg/L)	0,66	0,5	77%	0,38	0,5	140%	48,71
N Total (mg/L)	7,73	4,7	61%	4,59	3,9	86%	62,16
NH ₄ (mg/L)	4,55	3,0	65%	1,62	2,4	147%	38,25
Cor (NTU)	231,54	188,9	82%	212,77	190,9	90%	71,44
Turbidez (NTU)	23,38	22,3	95%	22,21	22,4	101%	83,26
Col. Totais (NMP/100 mL)	1,20 E+08	7,77 E+07	65%	1,16 E+08	6,89 E+07	59%	97,14
E. coli (NMP/100 mL)	1,16 E+08	7,37 E+07	64%	1,10 E+08	7,16 E+07	65%	99,32

Os resultados obtidos na análise do efluente bruto e tratado em cada amostra, taxa de aplicação hidráulica estimada, dados climáticos referentes ao período do estudo e tratamentos estatísticos realizados nesta unidade encontram-se expressos no Apêndice A.

O WH2 não atendeu os valores exigidos pela legislação quanto às cargas de NTK, NH_4 , Cor, Coliformes Totais e *E. Coli*. Embora com resultado médio condizente com o exigido pela legislação o parâmetro de P não atendeu a legislação na maioria das amostragens com valores superiores ao permitido em três das cinco amostras. Este wetland teve tratamento considerado efetivo, segundo o teste T, para os parâmetros de DBO, DQO, NTK, e Cor, não sendo considerado efetivo na redução de P, NH_4 , Turbidez, Coliformes totais e *E. coli*.

Através do teste de correlação de Pearson (Quadro 10 apêndice A) e do gráfico gerado na PCA (Figura 40), onde os componentes 1 e 2 explicam 90,4 % das variáveis, foi realizada uma avaliação da dinâmica de funcionamento da unidade WH2.

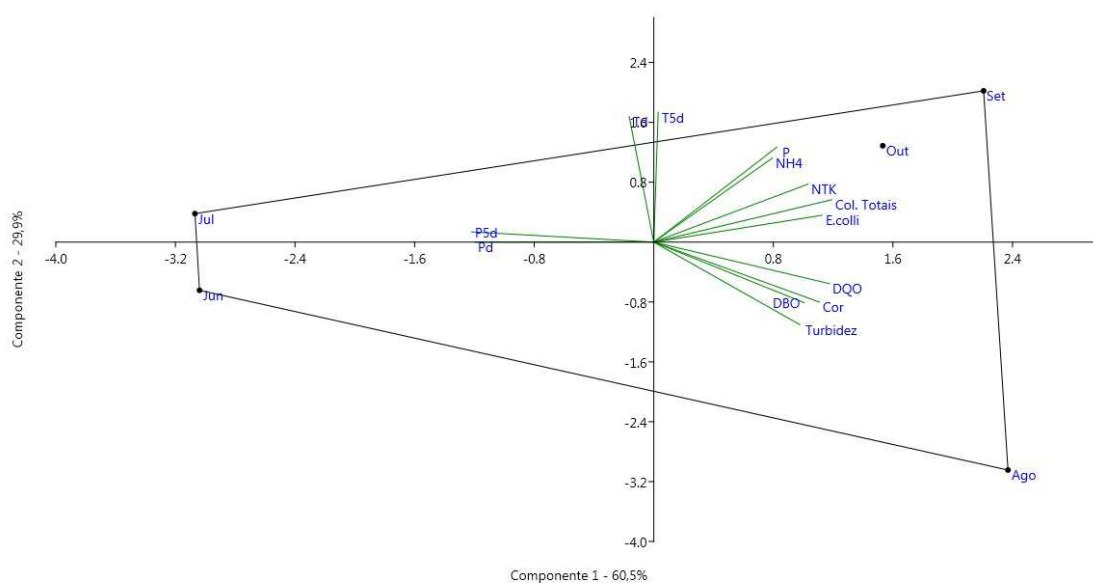


Figura 40 – PCA indicando correlação entre fatores climáticos e parâmetros analisados no WH2.

A posição dos meses de junho, julho, agosto e setembro no gráfico é determinada pela variação observada no conjunto de dados e representa a amplitude da amostra. A posição das variáveis busca explicar as correlações observadas durante o monitoramento.

Os registros de maior P5d e Pd foram obtidos nos meses de junho e julho, onde se observa as menores eficiências para remoção da carga do esgoto. O mês de agosto apresentou a menor T5d e menor Td registradas, sendo que os valores para temperatura apresentaram

relação antagônica com os parâmetros de cor e Turbidez. O aumento da T5d e TD nos meses de setembro e outubro indicou correlação com a maior eficiência de remoção de P e NH₄.

O mês de junho apresentou a menor eficiência na remoção de todos os parâmetros analisados, tendo inclusive um aumento nas concentrações de nutrientes, Cor e *E. coli* do efluente tratado em relação ao efluente bruto. Os parâmetros de DBO, DQO, Cor e Turbidez apresentaram correlação entre si e tiveram melhores resultados de remoção de suas cargas no mês de agosto. As cargas de NTK e NH₄ estiveram relacionadas entre si e apresentaram melhores resultados de remoção nos meses de setembro e outubro. Coliformes totais e *E. coli* demonstraram correlação entre si e com todos os demais parâmetros da carga poluente.

O efeito negativo da chuva sobre a eficiência do sistema pode ser explicado pelo incremento de efluente pluvial nas tubulações de entrada do esgoto bruto na unidade WH2. Este efeito provocou a diluição do efluente bruto e uma incorreta avaliação da carga removida em junho, que com exceção da DBO, DQO e Turbidez apresentou aumento na concentração dos parâmetros avaliados no efluente tratado. O efeito da diluição no efluente tratado também pode ser constatado pela diminuição da carga de nutrientes e aumento de Cor e Turbidez nos meses de junho e julho quando comparado às demais coletas.

Pode se atribuir os problemas de ineficiência verificados no WH2 a não realização da filtragem sub-superficial de fluxo horizontal para qual foi projetado o sistema. Se repetiram no WH2 as dinâmicas relatadas para o WH1 quanto aos efeitos do escoamento superficial, colmatagem, plantas invasoras e falta de vegetação (Figura 41). Torna-se evidente que ambos os WFH estiveram colmatados e aquém de sua capacidade de eficiência durante o monitoramento. Como ambos os WFH tem sua saída de efluente conectada ao sistema de coleta pluvial faz-se a importante consideração de urgência na manutenção destas ETE.

As espécies invasoras identificadas neste sistema foram Erva-de-sapo (*Mikania cordifolia* (L. f.) Willd.), duas espécies de Erva-de-bicho (*Polygonum acuminatum* H.B.K. e *Polygonum* sp.) e Trapoeraba (*Commelina* sp.). Como citado para o WH1, a Erva-de-sapo é uma trepadeira capaz de suprimir a Taboa (*Typha domingensis*) e foi considerada uma das espécies mais prejudiciais presentes nos wetlands (Figura 42). A Trapoeraba e as variedades de Erva-de-bicho são herbáceas invasoras comuns em áreas úmidas e igualmente exercem fator de competição pelo espaço, impedindo o reestabelecimento das populações de Taboa. Nenhuma destas espécies compartilha das propriedades técnicas necessárias à vegetação de wetlands construídos, sendo ambas consideradas prejudiciais ao sistema.



Figura 41 – Colmatação e escoamento superficial no WH2.



Figura 42 – *Mikania cordifolia* suprimindo *Typha domingensis* no WH2.

4.1.3 ETE Güntherland (WV1)

O WV1 opera há 2 anos, encontra-se densamente vegetado e em perfeito estado de operação. A taxa de aplicação de efluente foi estimada em 53 L/m².dia, tratando cerca de 160 litros de esgoto diariamente. Esta unidade opera com três filtros de fluxo vertical em sequência e a aplicação do volume diário de 160 litros de esgoto é feita em uma superfície de 1 m² do primeiro tanque, sendo a transferência do efluente feita por gravidade para os tanques subsequentes até a saída o sistema.

Embora submetido a maiores taxas de aplicação em eventos ocasionais este sistema não apresentou problemas de colmatação, empoçamentos ou transborde dos tanques. Este sistema se destacou por seu aspecto ornamental e densa cobertura vegetal. Não foram relatados problemas de odores ou proliferação de mosquitos. Estando integrado ao jardim de uma propriedade que trabalha Agroecologia e Permacultura, este wetland constitui ainda um importante elemento de educação ambiental.

As concentrações mínimas, máximas e médias observadas nos diferentes parâmetros analisados, com seus respectivos, desvio padrão e coeficiente de variação, podem ser contemplados no Quadro 16, que caracteriza o efluente bruto e no Quadro 17, que caracteriza o efluente tratado. As estimativas das cargas aplicadas e removidas por m² estão expressas no Quadro 18.

Quadro 16- Caracterização do efluente bruto no WW1

WW1	Concentrações observadas no efluente bruto				
	Parâmetro	Min	Max	Media	DP
DBO (mg/L)	270,00	1090,00	678,6	335,7	49%
DQO (mg/L)	273,21	2383,35	939,9	766,4	82%
P (mg/L)	0,08	8,90	3,6	2,9	81%
N Total (mg/L)	10,70	124,30	48,1	43,9	91%
NH ₄ (mg/L)	2,38	52,30	16,8	18,8	112%
pH (mg/L)	4,97	7,44	5,9	0,9	15%
Cor (NTU)	595,86	3942,00	1815,0	1166,6	64%
Turbidez (NTU)	95,00	1172,00	385,1	402,3	104%
Col. Totais (NMP/100 mL)	1,70 E+04	3,47 E+05	2,3 E+05	1,2 E+05	53%
E. coli (NMP/100 mL)	1,31 E+02	2,97 E+05	7,9 E+04	1,1 E+05	144%

Quadro 17- Caracterização do efluente tratado no WW1

WW1	Legislação*	Concentrações observadas no efluente tratado				
		Min	Max	Media	DP	CV
DBO (mg/L)	120	5,00	19,50	8,7	5,5	63%
DQO (mg/L)	400	7,30	231,00	114,5	79,2	69%
P (mg/L)	4	0,10	0,30	0,1	0,1	48%
N Total (mg/L)	20	1,00	4,70	1,9	1,4	75%
NH ₄ (mg/L)	20	0,20	0,40	0,3	0,1	33%
pH (mg/L)	5>9	6,70	7,30	6,9	0,2	3%
Cor (NTU)	100	19,90	47,90	33,9	9,9	29%
Turbidez (NTU)	100	1,80	20,30	10,1	6,6	66%
Col. Totais (NMP/100 mL)	1,0 E+3	7,17 E+02	2,16 E+05	9,3 E+04	8,9 E+04	96%
E. coli (NMP/100 mL)	1,0 E+3	4,90 E+01	8,81 E+02	2,7 E+02	3,1 E+02	112%

*CONAMA 430/2011

Quadro 18- Estimativas de carga aplicada e removida por parâmetro no WW1

WW1	Taxas de aplicação e carga removida por m ²						
	Carga aplicada			Carga removida			Eficiência
Parâmetro	Media	DP	CV	Media	DP	CV	%
DBO (g)	36,19	17,9	49%	35,73	17,8	50%	98,55
DQO (g)	50,13	40,9	82%	44,02	41,0	93%	83,30
P (g)	0,19	0,2	81%	0,18	0,2	83%	83,97
N Total (g)	2,57	2,3	91%	2,47	2,4	96%	89,24
NH ₄ (g)	0,90	1,0	112%	0,88	1,0	114%	95,50
Cor (NTU)	96,80	62,2	64%	94,99	62,6	66%	97,25
Turbidez (NTU)	20,54	21,5	104%	20,00	21,6	108%	93,30
Col. Totais (NMP)	9,94 E+07	6,49 E+07	65%	8,21 E+07	5,08 E+07	62%	86,84
E. coli (NMP)	3,79 E+07	6,07 E+07	160%	3,78 E+07	6,08 E+07	161%	88,57

Os resultados obtidos na análise do efluente bruto e tratado em cada amostra, taxa de aplicação hidráulica estimada, dados climáticos referentes ao período do estudo e tratamentos estatísticos realizados nesta unidade encontram-se expressos no Apêndice A.

Excetuando o parâmetro de Coliformes Totais, o WV1 atendeu os valores exigidos pela legislação nos demais parâmetros analisados. Este wetland teve o tratamento considerado efetivo, segundo o teste T, para os parâmetros de DBO, DQO, P, pH, Cor e Coliformes totais, não sendo considerado efetivo na redução de NTK, NH₄, Turbidez e *E. coli*. Ressalta-se que, embora em conforme com a legislação, estes parâmetros não tiveram a efetividade do tratamento confirmada devido aos altos CV dos dados observados, principalmente no efluente bruto.

Ressalta-se que o grupo Coliformes Totais compreende uma grande diversidade de bactérias associadas à decomposição e matéria orgânica, podendo ter origem não apenas no efluente bruto como também nas comunidades biológicas que interagem na zona de raízes e superfície densamente vegetada dos tanques. Como o efluente tratado no WV1 é destinado à infiltração no solo, os valores de Coliformes totais não representam uma grande inconformidade nesta unidade, já que não há lançamento em corpo receptor.

Através do teste de correlação de Pearson (Quadro 12 apêndice A) e do gráfico gerado na PCA (Figura 43), onde os componentes 1 e 2 explicam 87,2 % das variáveis, foi realizada uma avaliação da dinâmica de funcionamento da unidade WV1.

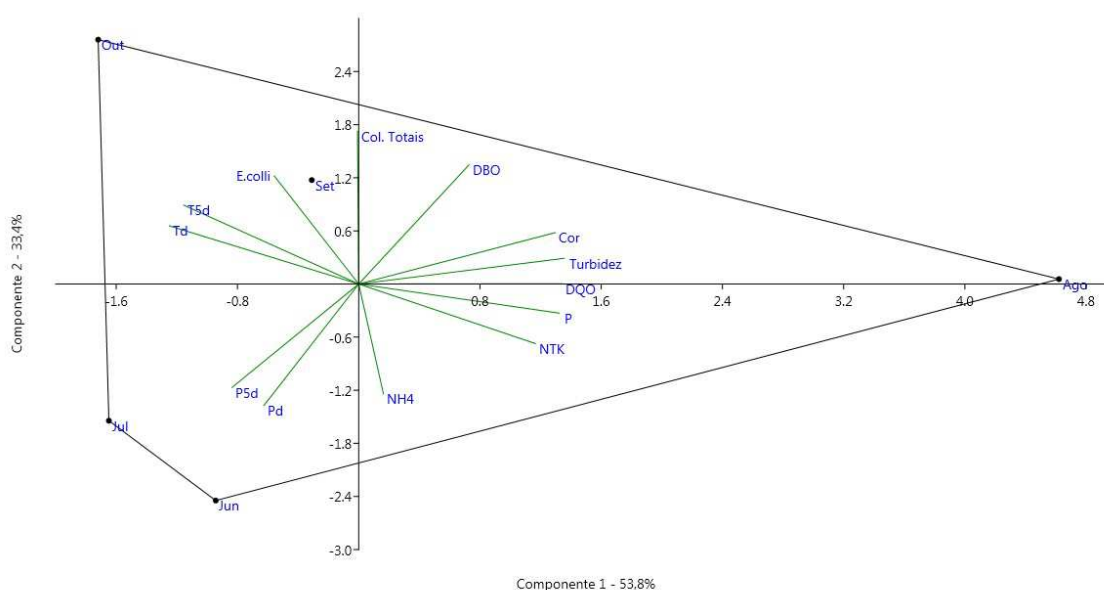


Figura 43 – PCA indicando correlação entre fatores climáticos e parâmetros analisados no WV1.

A posição dos meses de junho, julho, agosto e outubro no gráfico é determinada pela variação observada no conjunto de dados e representa a amplitude da amostra. A posição das variáveis busca explicar as correlações observadas durante o monitoramento.

Os registros de maior P5d e Pd foram obtidos nos meses de junho e julho. A Pd apresentou correlação inversa com a remoção de DBO, Cor, Turbidez e Coliforme totais e a P5d apresentou correlação inversa com os mesmos parâmetros, acrescentando-se DQO e P. As maiores T5d e Td foram registradas para os meses de setembro e outubro, apresentaram correlação positiva com a remoção de *E. coli* e correlação inversa com a remoção de DQO, P, NTK, NH₄, Cor e Turbidez.

Observa-se que DBO, DQO, Cor e Turbidez apresentaram correlação entre si e se posicionaram entre os meses de agosto e setembro como período de maior eficiência de remoção destes parâmetros. A carga de nutrientes também apresentou correlação entre si e com parâmetros de Cor e Turbidez. As maiores eficiências de remoção da carga nitrogenada se posicionam entre os meses de junho e agosto, possivelmente estando mais relacionadas a uma maior concentração dos poluentes no esgoto bruto para estes meses do que com a capacidade de depuração do sistema neste período.

No mês de agosto também se observou as maiores eficiências na remoção de DBO, DQO, P, NTK, NH₄, Cor e Turbidez, fato diretamente relacionado à maior carga aplicada estimada neste período. As baixas temperaturas e índices de pluviosidade registrados neste período podem ter levado a uma interpretação equivocada dos efeitos da chuva e calor sobre esta unidade no tratamento estatístico.

O desempenho desta unidade foi considerado de satisfatório a excelente, sendo o WV1 um modelo de wetland residencial efetivo no tratamento descentralizado de esgoto doméstico (Figura 44). O sistema foi de construção fácil e de baixo custo, sendo capaz de atender as necessidades de purificação do efluente. A característica de uso deste sistema, com adição do efluente de 50 pessoas no uso do restaurante 1 vez por mês, mostra capacidade de depuração de eventuais sobrecargas aplicadas nesta unidade.



Figura 44 – Visão geral do WV1 em fotografia panorâmica.

4.1.4 ETE OCA (WV2)

O WV2 está em operação há 3 anos, encontra-se densamente vegetado e em condições normais de funcionamento. A taxa de aplicação de efluente é estimada em 16 L/m²/dia de superfície vegetada, com um volume de cerca de 200 litros de esgoto tratado diariamente. Apesar da baixa carga aplicada durante o estudo, este sistema vem de um período de mais de um ano com aplicação diária de cerca de 400 litros de esgoto, o que corresponde a uma aplicação de 33,3 L/m²/dia. Este sistema emprega dois filtros de fluxo vertical em sequência e a aplicação do esgoto é feita na superfície de 6 m² do primeiro tanque, sendo a transferência do efluente feita por gravidade para o tanque subsequente e posteriormente para um lago de polimento.

Neste sistema não foi possível à instalação de um ponto de coleta, sendo a amostragem realizada em uma área escavada no leito de brita que sucede o tratamento. A precariedade deste ponto de amostragem resultou na agitação e coleta do sedimento junto das amostras. Por este motivo, dados referentes aos parâmetros de Cor e Turbidez em junho e setembro foram comprometidos e tiveram elevados valores como resultado da agitação do material depositado no fundo do ponto de coleta. Na data da última amostragem o ponto de coleta encontrava-se seco, desta forma a última amostragem do efluente tratado foi feita no lago de polimento para o qual se destina a água tratada (Figura 45).



Figura 45 – Lago de polimento no WV2.

Assim como no caso do WV1, o WV2 é ornamental e tem densa cobertura vegetal. Não foram relatados problemas de odores ou proliferação de mosquitos. A OCA, propriedade onde se localiza esta unidade, também trabalha Agroecologia e Permacultura e utiliza este wetland como elemento de educação ambiental.

As concentrações mínimas, máximas e médias observadas nos diferentes parâmetros analisados, com seus respectivos desvio padrão e coeficiente de variação podem ser contemplados no Quadro 19, que caracteriza o efluente bruto e no Quadro 20, que caracteriza o efluente tratado. As estimativas das cargas aplicadas e removidas por m^2 estão expressas no Quadro 21.

Quadro 19- Caracterização do efluente bruto no WV2

WV2	Concentrações observadas no efluente bruto				
	Parâmetro	Min	Max	Media	DP
DBO (mg/L)	286,00	7400,00	1946,5	2862,5	147%
DQO (mg/L)	388,13	864,68	930,8	648,3	70%
P (mg/L)	13,40	63,70	34,0	17,0	50%
N Total (mg/L)	163,50	364,00	253,3	75,9	30%
NH ₄ (mg/L)	145,20	300,00	222,0	62,7	28%
pH (mg/L)	6,70	7,50	7,0	0,3	4%
Cor (NTU)	1542,46	5215,04	3192,9	1593,0	50%
Turbidez (NTU)	130,00	472,00	280,2	121,7	43%
Col. Totais (NMP/100 mL)	8,33 E+02	3,26 E+05	1,3 E+05	1,3 E+05	97%
E. coli (NMP/100 mL)	1,45 E+04	3,08 E+05	1,7 E+05	1,1 E+05	64%

Quadro 20- Caracterização do efluente tratado no WV2

WV2	Legislação*	Concentrações observadas no efluente tratado				
		Min	Max	Media	DP	CV
DBO (mg/L)	120	12,00	33,00	22,6	7,5	33%
DQO (mg/L)	400	77,41	334,00	147,6	94,2	64%
P (mg/L)	4	0,20	5,70	1,5	1,9	127%
N Total (mg/L)	20	3,50	32,10	17,8	9,9	55%
NH ₄ (mg/L)	20	0,64	23,90	13,1	8,3	63%
pH (mg/L)	5>9	6,12	7,06	6,7	0,3	5%
Cor (NTU)	100	64,50	167,00	126,6	44,6	35%
Turbidez (NTU)	100	9,46	20,80	14,1	4,9	34%
Col. Totais (NMP/100 mL)	1,0 E+3	3,22 E+03	1,21 E+04	8,1 E+03	3,9 E+03	48%
E. coli (NMP/100 mL)	1,0 E+3	5,17 E+0	2,53 E+04	7,4 E+03	1,0 E+04	140%

*CONAMA 430/2011

Quadro 21- Estimativas de carga aplicada e removida por parâmetro no WV2

WV2	Taxas de aplicação e carga removida por m ²						
	Carga aplicada			Carga removida			Eficiência
Parâmetro	Media	DP	CV	Media	DP	CV	%
DBO (g)	32,44	47,7	147%	32,09	47,7	149%	97,23
DQO (g)	15,51	10,8	70%	13,05	11,2	86%	78,49
P (g)	0,57	0,3	50%	0,54	0,3	47%	96,23
N Total (g)	4,22	1,3	30%	3,93	1,2	31%	92,68
NH ₄ (g)	3,70	1,0	28%	3,48	1,0	29%	93,81
Cor (NTU)	53,21	26,5	50%	36,75	25,1	68%	71,29
Turbidez (NTU)	4,67	2,0	43%	3,46	2,8	80%	62,37
Col. Totais (NMP)	2,2 E+07	2,1 E+07	97%	2,0 E+07	2,0 E+07	101%	93,44
E. coli (NMP)	2,7 E+07	1,7 E+07	64%	2,6 E+07	1,7 E+07	65%	97,86

Os resultados obtidos na análise do efluente bruto e tratado em cada amostra, taxa de aplicação hidráulica estimada, dados climáticos referentes ao período do estudo e tratamentos estatísticos realizados nesta unidade encontram-se expressos no Apêndice A.

O WV2 atende a legislação na maioria dos parâmetros analisados, excetuando-se Cor, Coliformes Totais e *E. coli* sendo que para este último parâmetro atendeu a legislação nos meses de agosto e setembro, mas não na média para os 5 meses. O tratamento foi considerado efetivo, segundo o teste T, para os parâmetros de DQO, P, NTK, NH₄, Cor, Turbidez e *E. coli*, não sendo considerado efetivo na redução de DBO e Coliformes. A não efetividade do tratamento para DBO e Coliformes totais é explicada pelo alto valor do CV destes parâmetros no esgoto bruto que pode ser reflexo da entrada de águas cinzas no ponto de coleta do esgoto bruto na primeira bateria de análises, realizando um fator de diluição para matéria orgânica e coliformes.

Através do teste de correlação de Pearson (Quadro 14 apêndice A) e do gráfico gerado na PCA (Figura 46), onde os componentes 1 e 2 explicam 70,1 % das variáveis, foi realizada uma avaliação da dinâmica de funcionamento da unidade WV2.

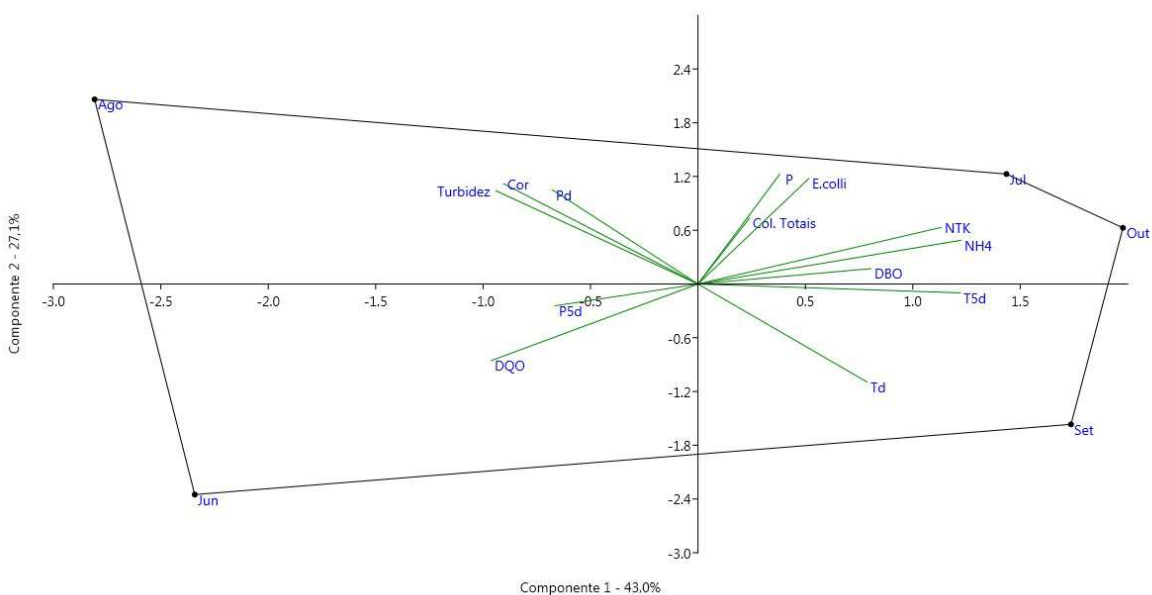


Figura 46 – PCA indicando correlação entre fatores climáticos e parâmetros analisados no WV2.

A posição dos cinco meses de monitoramento no gráfico é determinada pela variação observada no conjunto de dados e representa a amplitude da amostra. A posição das variáveis busca explicar as correlações observadas durante o monitoramento.

Os registros de maior P5d foram obtidos entre os meses de junho e agosto, sendo esta variável correlacionada positivamente com a eficiência de remoção da DQO e inversamente com a remoção de Coliformes Totais e *E.coli*. O maior registro de Pd foi feito no mês de agosto e esta variável apresentou correlação positiva com a eficiência de remoção de Cor e Turbidez. Evidencia-se a influência da chuva no carregamento de microrganismos do grupo coliforme, na diluição de material orgânico e dos sólidos em suspensão.

As maiores T5d foram registradas para os meses de julho e setembro, seguidos por outubro. Esta variável indicou correlação positiva com DBO, NTK e NH_4 e correlação negativa com DQO, Cor e Turbidez. A Td de coleta foi mais alta no mês de setembro e teve correlação negativa com a remoção de P, Cor e Turbidez. Observa-se que a temperatura foi mais influente na remoção daqueles parâmetros que dependem de reações biológicas ocasionadas por microrganismos do que naqueles dependentes de diluição ou reações químicas, como no caso da DQO.

A DQO apresentou correlação inversa com a DBO e carga de nutrientes, fatores que apresentaram correlação positiva entre si. A remoção da carga nitrogenada apresentou correlação positiva com *E.coli*, que por sua vez teve a eficiência de remoção do parâmetro relacionada com a remoção de Coliformes Totais. Os parâmetros de Cor e Turbidez também apresentaram correlação positiva.

A menor eficiência de remoção observada no mês de junho para maioria dos parâmetros pode estar relacionada a adição de água proveniente da lavagem de roupa no efluente bruto, que aumentou a DQO e diluiu a carga dos demais parâmetros analisados. Neste mês o baixo nível da água no ponto de coleta do efluente tratado provocou agitação do fundo, aumentando os valores de Cor e Turbidez. Este problema no ponto de coleta para o efluente tratado se repetiu na amostragem de setembro e se agravou em outubro, quando o ponto encontrou-se seco. Por este motivo a amostra de efluente tratado para o mês de outubro corresponde a água do lago de polimento.

Observa-se que o ponto de coleta tinha nível de água dependente do nível de alagamento do wetland. Desta forma, constata-se que, provavelmente devido ao maior período de estiagem antes da coleta, o nível de água dentro do leito diminuiu ao menos 20

centímetros em outubro. É importante ressaltar que os problemas de amostragem descritos podem ter comprometido uma avaliação mais precisa desta unidade.

Assim como no caso do WV1, ressalta-se que o grupo Coliformes Totais compreende uma grande diversidade de bactérias associadas a decomposição e matéria orgânica, podendo ter origem não apenas no efluente bruto como também nas comunidades biológicas que interagem na zona de raízes e na superfície vegetada dos tanques do WV2. Há presença de plantas invasoras das espécies Cruz-de-malta (*Ludwigia leptocarpa* (Nutt.) H. Hara) e Trapoeraba (*Tradescantia fluminensis* Vell.), porém em pouca quantidade e não representando pressão sobre as populações de macrófitas.

Após o tratamento o efluente da unidade OCA é destinado ao lago de polimento, vegetado com macrófitas flutuantes e abastecido por água da chuva e eventual contribuição de outro açude, para depois ser empregado na irrigação de um viveiro florestal. Tanto o lago de polimento quanto o açude que eventualmente o abastece recebem águas de escoamento superficial do terreno e podem ser contaminados com fezes de animais domésticos que abitam o entorno.

Como supracitado, a última coleta de efluente tratado foi realizada neste ponto, o que permite a avaliação dos parâmetros observados e caracterização destas águas como de classe 3, sendo apropriadas para o uso a que se destinam (RESOLUÇÃO CONAMA 357/05). Apesar da unidade OCA apresentar desempenho considerado satisfatório como um sistema residencial efetivo no tratamento de água para reuso, esta unidade não atende a legislação para lançamento em corpos hídricos nos parâmetros de desinfecção dos microrganismos Coliformes totais e *E.coli*.

4.1.5 ETE Solitária (WV3)

Em operação a cerca de 2 anos, o WV3 difere-se dos demais por trabalhar com taxas de aplicação por batelada, o que confere ao sistema tempo de detenção de cerca de 6 dias. A taxa de aplicação de efluente é estimada em 104,2 L/m² de superfície vegetada, com um volume de cerca de 1250 litros de esgoto tratado semanalmente. Neste sistema a aplicação de esgoto é feita na superfície total de uma célula única de 12 m² de superfície e de fluxo vertical, sendo o efluente tratado transferido para o leito de infiltração por gravidade quando o leito vegetado é novamente abastecido com esgoto bruto.

Assim como no caso do WV1 e WV2, o WV3 é ornamental e se integra ao jardim do centro de eventos onde se encontra. A vegetação embora esparsa se encontra bem

distribuída no leito, deixando exposta a superfície de brita onde se acumulam folhas das árvores do entorno (*Eucalyptus sp.*). Não são relatados problemas de odores ou proliferação de mosquitos e tampouco se verifica acúmulo de matéria orgânica na superfície do sistema. Embora o local da unidade seja sombreado durante a maior parte do dia, as espécies empregadas neste sistema foram selecionadas devido a sua capacidade de desenvolvimento em ambientes sombreados (Figura 47).



Figura 47 – Ambiente sombreado e folhas de *Eucalyptus sp.* na superfície do WV3.

As concentrações mínimas, máximas e médias observadas nos diferentes parâmetros analisados, com seus respectivos desvio padrão e coeficiente de variação podem ser contemplados no Quadro 22, que caracteriza o efluente bruto e no Quadro 23, que caracteriza o efluente tratado. As estimativas das cargas aplicadas e removidas por m² estão expressas no Quadro 24.

Quadro 22- Caracterização do efluente bruto no WV3

WV3 Parâmetro	Concentrações observadas no efluente bruto				
	Min	Max	Media	DP	CV
DBO (mg/L)	400,0	29600,0	11990,0	12844,2	107%
DQO (mg/L)	559,1	4831,2	1826,4	1580,4	87%
P (mg/L)	0,10	1,8	0,6	0,7	105%
N Total (mg/L)	11,8	79,4	29,3	26,0	89%
NH ₄ (mg/L)	2,38	7,20	5,5	1,8	32%
pH (mg/L)	4,5	7,78	5,8	1,2	21%
Cor (NTU)	180,2	1790,0	732,1	564,4	77%
Turbidez (NTU)	19,7	160,0	95,1	51,8	54%
Col. Totais (NMP/100 mL)	5,6 E+02	5,0 E+03	2,7 E+03	2,0 E+03	74%
E. coli (NMP/100 mL)	<2	9,1 E+02	3,5 E+02	3,8 E+02	109%

Quadro 23- Caracterização do efluente tratado no WV3

WV3 Parâmetro	Legislação*	Concentrações observadas no efluente tratado				
		Min	Max	Media	DP	CV
DBO ₅ (mg/l)	120	1,0	16,0	6,1	5,1	84%
DQO (mg/l)	400	57,3	364,3	209,3	133,9	64%
P (mg/l)	4	0,1	0,5	0,2	0,2	74%
N Total (mg/l)	20	1,0	7,9	3,3	2,9	86%
NH ₄ (mg/l)	20	0,2	5,0	1,6	1,8	117%
pH (mg/l)	5>9	5,9	7,3	6,7	0,5	7%
Cor (NTU)	100	28,3	302,9	188,1	107,7	57%
Turbidez (NTU)	100	6,3	44,8	22,4	13,1	58%
Col. Totais (NMP/100 ml)	1,0 E+3	<2	5,20 E+02	2,72 E+02	1,83 E+02	67%
E. coli (NMP/100 ml)	1,0 E+3	<2	3,37 E+02	8,50 E+02	1,45 E+02	171%

*CONAMA 430/2011

Quadro 24- Estimativas de carga aplicada e removida por parâmetro no WV3

WV3 Parâmetro	Taxas de aplicação e carga removida por m ²						Eficiência %
	Carga aplicada			Carga removida			
	Media	DP	CV	Media	DP	CV	
DBO (g)	23,56	191,1	811%	23,44	191,2	816%	99,58
DQO (g)	27,18	23,5	87%	24,06	22,7	94%	81,29
P (g)	0,01	0,0	105%	0,01	0,0	155%	36,49
N Total (g)	0,44	0,4	89%	0,39	0,4	94%	88,28
NH ₄ (g)	0,08	0,0	32%	0,06	0,0	38%	75,72
Cor (NTU)	10,89	8,4	77%	8,09	8,0	99%	63,42
Turbidez (NTU)	1,42	0,8	54%	1,08	0,8	73%	64,90
Col. Totais (NMP)	4,0 E+05	2,9 E+05	74%	3,6 E+05	3,0 E+05	84%	81,31
E. coli (NMP)	5,1 E+04	5,6 E+04	109%	5,1 E+04	5,6 E+04	111%	66,97

Os resultados obtidos na análise do efluente bruto e tratado em cada amostra, taxa de aplicação hidráulica estimada, dados climáticos referentes ao período do estudo e tratamentos estatísticos realizados nesta unidade encontram-se expressos no Apêndice A.

Excetuando o parâmetro de Cor, o WV3 atende os valores exigidos pela legislação quanto à redução da carga poluente. O tratamento foi considerado efetivo segundo o teste T, para os parâmetros de DQO, NTK, NH_4 , não sendo considerado efetivo na redução de DBO, P, pH, Cor, Turbidez, *E. coli*, e Coliformes totais.

A não efetividade nestes tratamentos pode ser reflexo da baixa carga aplicada e da ampla variação nos valores de entrada do esgoto bruto no sistema. Os baixos valores para Coliformes Totais e *E. coli* no esgoto bruto pode ser resultado de maior adição de águas provenientes da cozinha no ponto de coleta em período antecedente a amostragem. A diluição do efluente cloacal e presença de gordura no efluente bruto pode ter colaborado para altos valores de DBO e DQO e baixa presença de nutrientes e microrganismos patogênicos.

Através do teste de correlação de Pearson (Quadro 16 do apêndice A) e do gráfico gerado na PCA (Figura 48), onde os componentes 1 e 2 explicam 71,4 % das variáveis, foi realizada uma avaliação da dinâmica de funcionamento da unidade WV3.

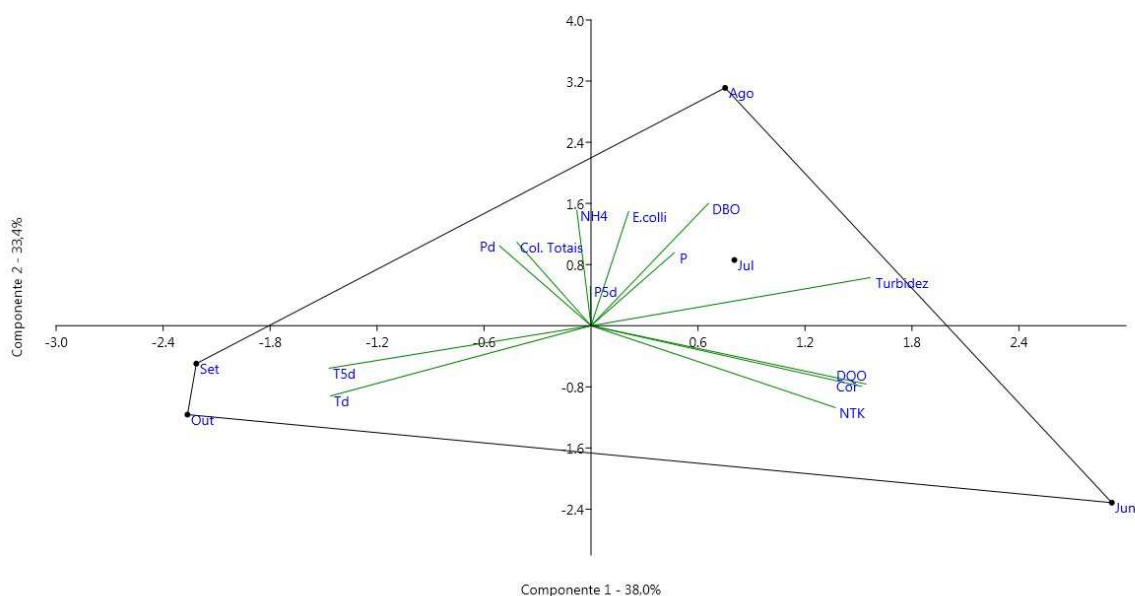


Figura 48 – PCA indicando correlação entre fatores climáticos e parâmetros analisados no WV3.

A posição dos meses junho, agosto, setembro e outubro no gráfico é determinada pela variação observada no conjunto de dados e representa a amplitude da amostra. A posição das variáveis busca explicar as correlações observadas durante o monitoramento.

Os registros de maior P5d correspondem aos meses de junho e julho, sendo esta variável correlacionada positivamente com a eficiência de remoção P e NH₄. A Pd se mostrou mais influente nos meses de setembro e agosto e apresentou correlação positiva com a eficiência de remoção de NH₄ e *E. coli* e correlação negativa com a remoção de Cor.

As maiores T5d foram registradas para os meses de setembro e outubro sendo que a variável indicou correlação negativa com DQO, NH₄, Cor, Turbidez e *E. coli*. Os mesmos meses apresentaram as maiores Td que teve correlação negativa com a remoção de DBO, DQO, P, Cor, Turbidez e *E.coli*.

A DBO apresentou correlação com P, NH₄, e *E. coli*. A DQO apresentou correlação positiva com NTK, Cor e Turbidez. NTK apresentou correlação positiva com Cor e Turbidez e correlação inversa com NH₄ e Coliformes Totais. O parâmetro de Coliformes Totais apresentou correlação positiva com a remoção de *E. coli* e correlação negativa com DQO e Cor.

As relações observadas podem ser reflexo da variação nas características do efluente bruto conforme descrito anteriormente. Embora este sistema tenha apresentado os melhores resultados de tratamento entre as unidades estudadas, o mesmo operou com maior tempo de detenção que os demais e recebeu menor carga de esgoto cloacal. O melhoramento do sistema de pré-tratamento, com um redimensionamento da caixa de gordura, pode aumentar a vida útil desta unidade e prevenir a colmatação.

O efluente tratado no WV3 é destinado à infiltração no solo, assim a inconformidade do parâmetro Cor não representa um problema, já que não há lançamento em corpo receptor. O desempenho deste sistema foi considerado de satisfatório a excelente, demonstrando efetividade como tratamento coletivo descentralizado e sendo considerado capaz de atender as necessidades de purificação do efluente e devolver água limpa para o ambiente.

4.1.6 ETE Mundo Novo (WF1)

Em operação a cerca de 2 anos, o WF1 é um sistema piloto inspirado no primeiro estágio da tecnologia Hidrolution FMF e não representa o tratamento completo proposto por esta técnica. A taxa de aplicação de efluente é estimada em 346 L/m² de superfície vegetada,

tratando um volume de cerca de 100.000 litros de esgoto diariamente. Neste sistema o efluente é disposto em uma largura de 17 metros em uma das extremidades do tanque, escoando sob a malha de raízes por uma distância de 17 metros até ser coletado, através de uma calha vertedora, na superfície da outra extremidade do tanque.

Neste processo a densa malha de raízes do sistema de macrófitas flutuantes atua como filtro físico, diminuindo o fluxo superficial e favorecendo processos de retenção e sedimentação dos poluentes ao mesmo tempo em que atua na oxigenação do meio. Este tipo de sistema não é submetido a podas, sendo a biomassa gerada pelas macrófitas incorporada ao maciço de raízes, servindo de substrato para as plantas e compondo ampla área para formação de biofilmes. A profundidade do leito favorece um fluxo lento e acúmulo de lodo (que é a finalidade do sistema), desta forma o wetland flutuante estudado assemelha-se em sua dinâmica a uma lagoa anaeróbia.

O WF1 localiza-se na zona urbana de Novo Hamburgo, na proximidade de diversas residências e em frente a uma escola. No período inicial de operação deste sistema foram relatados problemas referentes a cheiro e proliferação de mosquitos, além de plantas invasoras prejudicando o sistema. Atualmente este wetland encontra-se densamente vegetado com *Typha* sp. sem que sejam relatados problemas de cheiro, mas com as plantas invasoras ainda presentes.

As espécies invasoras mais representativas neste sistema foram o Capim-elefante (*Panicum* sp.) e Cruz-de-malta (*Ludwigia leptocarpa* (Nutt.) H. Hara) que chegaram a formar populações consideráveis entre a *Typha domingensis*. Neste sistema também foram identificadas plantas dos gêneros *Cyperus* e *Polygonum*, além de representantes da família Poaceae. Como não possui as propriedades técnicas adequadas para o tratamento do esgoto e compete pelo espaço, substituindo a Taboa, o capim elefante foi considerado prejudicial para o sistema, sendo necessário o controle desta espécie invasora.

As concentrações mínimas, máximas e médias observadas nos diferentes parâmetros analisados, com seus respectivos, desvio padrão e coeficiente de variação, podem ser contemplados no Quadro 25, que caracteriza o efluente bruto e no Quadro 26, que caracteriza o efluente tratado. As estimativas das cargas aplicadas e removidas por m² estão expressas no Quadro 27.

Quadro 25- Caracterização do efluente bruto no WF1

WF1	Concentrações observadas no efluente bruto				
Parâmetro	Min	Max	Media	DP	CV
DBO (mg/L)	200,00	700,00	348,0	179,5	52%
DQO (mg/L)	398,90	1000,90	599,2	207,6	35%
P (mg/L)	3,84	6,67	4,8	1,0	22%
N Total (mg/L)	40,74	75,78	55,5	14,8	27%
NH ₄ (mg/L)	24,79	39,46	30,6	4,9	16%
pH (mg/L)	7,20	8,30	7,7	0,4	5%
Cor (NTU)	166,00	417,00	267,8	93,0	35%
Turbidez (NTU)	79,90	104,00	96,6	9,7	10%
Col. Totais (NMP/100 mL)	6,7 E+06	5,2 E+07	2,7 E+07	1,6 E+07	59%
E. coli (NMP/100 mL)	7,5 E+06	6,5 E+07	3,1 E+07	2,0 E+07	66%

Quadro 26- Caracterização do efluente tratado no WF1

WF1	Concentrações observadas no efluente tratado					
Parâmetro	Legislação*	Min	Max	Media	DP	CV
DBO (mg/L)	120	100,00	200,00	134,0	39,8	30%
DQO (mg/L)	400	105,30	313,40	234,2	71,4	30%
P (mg/L)	4	4,50	6,30	5,3	0,6	11%
N Total (mg/L)	20	51,94	119,55	75,3	31,3	42%
NH ₄ (mg/L)	20	26,67	45,51	38,7	6,7	17%
pH (mg/L)	5>9	7,09	7,42	7,2	0,1	2%
Cor (NTU)	100	114,00	234,00	163,6	49,7	30%
Turbidez (NTU)	100	39,20	119,30	64,1	32,1	50%
Col. Totais (NMP/100 mL)	1,0 E+3	4,3 E+06	1,4 E+07	8,5 E+06	3,3 E+06	39%
E. coli (NMP/100 mL)	1,0 E+3	3,1 E+06	1,6 E+07	8,5 E+06	4,9 E+06	58%

*CONAMA 430/2011

Quadro 27- Estimativas de carga aplicada e removida por parâmetro no WF1

Taxas de aplicação e carga removida por m ²							
WF1	Carga aplicada			Carga removida			Eficiência
Parâmetro	Media	DP	CV	Media	DP	CV	%
DBO (g)	120,42	62,1	52%	74,05	67,3	91%	54,98
DQO (g)	207,33	71,8	35%	126,28	92,7	73%	56,01
P (g)	1,65	0,4	22%	-0,18	0,3	-147%	-11,39
N Total (g)	11,52	10,2	89%	-4,11	5,8	-141%	-32,77
NH ₄ (g)	10,60	1,7	16%	-2,77	3,9	-139%	-30,79
Cor (NTU)	92,66	32,2	35%	36,06	33,0	92%	35,09
Turbidez (NTU)	33,42	3,4	10%	8,98	10,1	113%	34,29
Col. Totais (NMP)	9,2 E+10	5,4 E+10	59%	6,2 E+10	6,1 E+10	99%	58,78
E. coli (NMP)	1,0 E+11	6,9 E+10	66%	9,1 E+10	5,5 E+10	60%	57,22

No WF1 o tratamento foi considerado efetivo segundo o teste T, para os parâmetros de DBO, DQO, Cor, *E. coli*, e Coliformes totais, não sendo considerado efetivo na redução de P, NTK, NH_4 e Turbidez. É provável que a baixa efetividade e aumento observado nos valores de P, NTK e NH_4 relacionem-se com os processos de decomposição do lodo neste sistema. Embora seja um sistema de pré-tratamento, o WF1 atende a legislação nos parâmetros de DBO, DQO, pH e Turbidez.

Através do teste de correlação de Pearson (Quadro 18 do apêndice A) e do gráfico gerado na PCA (Figura 49), onde os componentes 1 e 2 explicam 73,7 % das variáveis, foi realizada uma avaliação da dinâmica de funcionamento da unidade WF1.

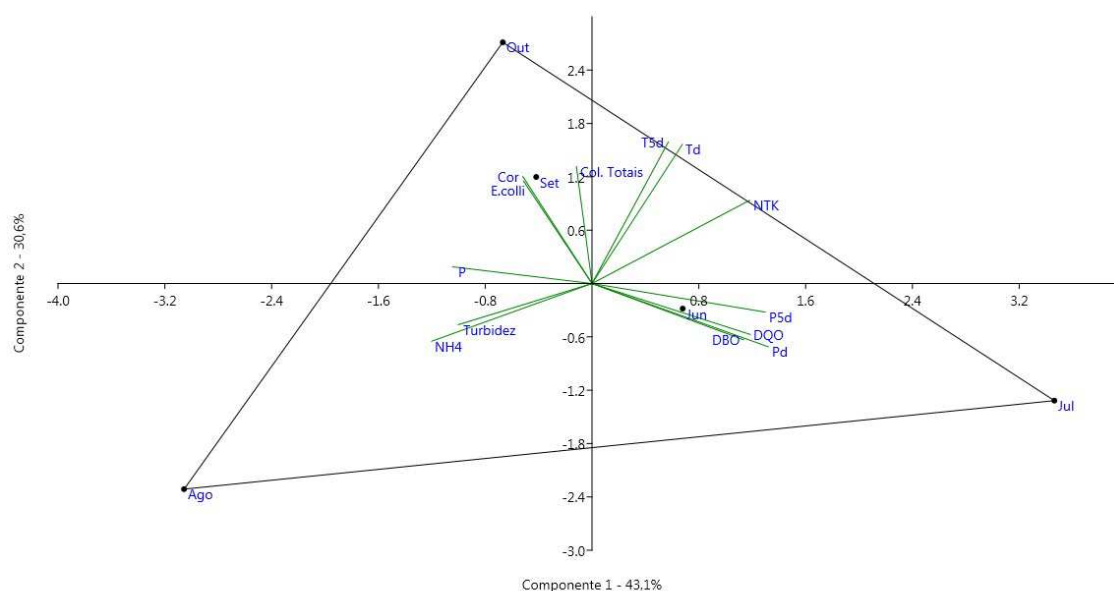


Figura 49 – PCA indicando correlação entre fatores climáticos e parâmetros analisados WF1.

A posição dos meses julho, agosto e outubro no gráfico é determinada pela variação observada no conjunto de dados e representa a amplitude da amostra. A posição das variáveis busca explicar as correlações observadas durante o monitoramento.

Os registros de maior P5d correspondem aos meses de junho e julho, sendo esta variável correlacionada positivamente com a eficiência de remoção DBO, DQO e NTK e de correlação inversa com NH_4 e Turbidez. A Pd se mostrou mais influente nos mesmos meses e apresentou correlação positiva com a eficiência de remoção de DBO, DQO e NTK e correlação negativa com NH_4 , P, Cor e *E. coli*.

As maiores T5d e Td foram registradas para os meses de setembro e outubro. Estas variáveis indicaram correlação positiva com a remoção de NTK e Coliformes Totais e correlação negativa com NH₄ e Turbidez.

A DBO apresentou correlação positiva com a DQO, sendo que estes dois parâmetros apresentaram correlação antagônica com Turbidez e Coliformes Totais. A remoção de P esteve positivamente correlacionada com a remoção de Cor e NH₄. O NH₄ apresentou correlação inversa com NTK e Turbidez. Os valores de *E. coli* apresentaram correlação com P e Cor.

Observa-se que as maiores eficiências de remoção de P, NH₄ e Turbidez coincidem com a amostra de agosto, que tem o maior período de estiagem antes da coleta e as menores T5d e Td do monitoramento (Figura 32). Conforme relatado anteriormente o aumento da carga nitrogenada no efluente tratado é provavelmente reflexo da decomposição da matéria orgânica acumulada no interior do wetland, sendo que a falta de substratos filtrantes permite maior carregamento de contaminantes.

O problema de mosquitos foi resolvido com aplicação do larvicida BTI, porém durante o período de infestação, foi observada a presença maciça de aves sobrevoando a ETE e predando os insetos. Faz-se relevante a observação sobre esta interação ecológica e ao controle dos mosquitos realizado pelas aves. Obviamente a proliferação de mosquitos é inconveniente no contexto urbano, porém se afastados de zonas habitadas é possível considerar que isso contribua no equilíbrio ecológico reproduzindo um ecossistema de banhado.

As taxas de remoção para DBO, DQO, Coliformes totais e *E. coli* ficaram acima de 50%, valores condizentes com a eficiência de lagoas anaeróbias. O desempenho deste sistema piloto foi considerado satisfatório para um estágio de pré-tratamento, levando em consideração que o projeto original deve contar com aporte de areação para movimentação do lodo e será seguido de dois outros estágios.

4.1.7 Observação do Leito em Corte

A menor eficiência dos sistemas alagados e dos sistemas que estão submetidos a um fluxo superficial na retenção da carga microbiológica evidencia o papel dos substratos nos wetlands construídos. A observação do desenvolvimento do sistema radicular das macrófitas no modelo construído e a ocupação destes tecidos no interior dos substratos de areia e brita indica que as raízes podem estar relacionadas ao fator de retenção da carga poluente no

interior da brita e também podem contribuir na formação de caminhos preferenciais para infiltração do efluente na areia.

A camada superficial de brita teve os espaços preenchidos por raízes, formando ampla área de contato para fixação de biofilme e retenção de poluentes. Observa-se a formação de uma camada de biofilme com de cerca de 1 cm, entre a camada de brita e areia. Embora não represente necessariamente comunidades microbiológicas presentes em wetlands esta camada evidencia uma zona ativa do filtro. Entende-se que a zona de transição entre os leitos de brita e de areia constitua um ecótono que propicia um ambiente adequado a maior biodiversidade (Figura 50).

Foi observada presença de interstícios de até 3 mm em alguns pontos da zona de contato entre raízes e a areia. Principalmente nos WFV estes espaços podem refletir em menor eficiência deste substrato na retenção de poluentes de menores dimensões, permitindo a criação de caminhos preferenciais e a passagem de microrganismos patogênicos e partículas de pequenas dimensões. Em contrapartida, os mesmos espaços podem ser via de entrada para maiores quantidades de oxigênio que incentive fenômenos de nitrificação e depuração da carga orgânica, além de constituírem sítios para estabelecimento de comunidades microbiológicas. A Figura 51 apresenta os espaços descritos e tem uma escala milimetrada na base da imagem.



Figura 50 – Distribuição das raízes na brita e biofilme.



Figura 51 – Detalhe da formação de interstícios entre raízes e areia.

4.2 DESEMPENHO DO TRATAMENTO POR PARÂMETRO NOS WETLANDS ESTUDADOS

Considerando as diferentes Configurações e cargas aplicadas sobre as ETEs estudadas, a discussão decorrente busca uma avaliação geral do comportamento de wetlands construídos, analisando os sistemas monitorados quanto a sua taxa de remoção de poluentes (%) e resultados no tratamento de cada parâmetro frente à legislação. Esta abordagem é feita a luz da literatura, buscando relacionar os padrões encontrados em outros wetlands construídos estudados e evidenciar os processos relacionados a eficiências e deficiências do tratamento em cada ETE.

A análise subsequente aborda os sistemas quanto a sua eficiência em relação à carga poluente removida por m^2 /dia. Todos os sistemas estão submetidos a diferentes taxas de aplicação em relação ao volume de esgoto que recebem, além disso, o esgoto bruto apresenta diferentes características em cada unidade. É importante destacar que os valores referentes ao WF1 representam um sistema experimental de pré tratamento e os valores referentes ao WH2 representam o efeito somado do pré tratamento em fossa e filtro com o wetland construído.

4.2.1 DBO

O Quadro 28 apresenta as estimativas de carga superficial aplicada e removida por m^2 em cada unidade estudada para o parâmetro de DBO.

Quadro 28- Estimativas de carga superficial aplicada e removida de DBO nas unidades estudadas.

DBO	Carga superficial aplicada (g/m^2 .dia)			Carga superficial removida (g/m^2 .dia)			
	Media	DP	CV	Media	DP	CV	%
WH1	34,80	11,69	0,34	30,57	10,70	0,35	87,05
WH2	48,65	18,34	0,38	47,19	17,99	0,38	96,73
WV1	36,19	17,91	0,49	35,73	17,76	0,50	98,55
WV2	32,44	47,71	1,47	32,09	47,69	1,49	97,23
WV3	23,56	191,13	8,11	23,44	191,17	8,16	99,58
WF1	120,42	62,11	0,52	74,05	67,33	0,91	54,98

Os valores de DBO para o efluente tratado em cada unidade durante o período de monitoramento e frente à legislação para o parâmetro estão expressos no gráfico DBO (Figura 52).

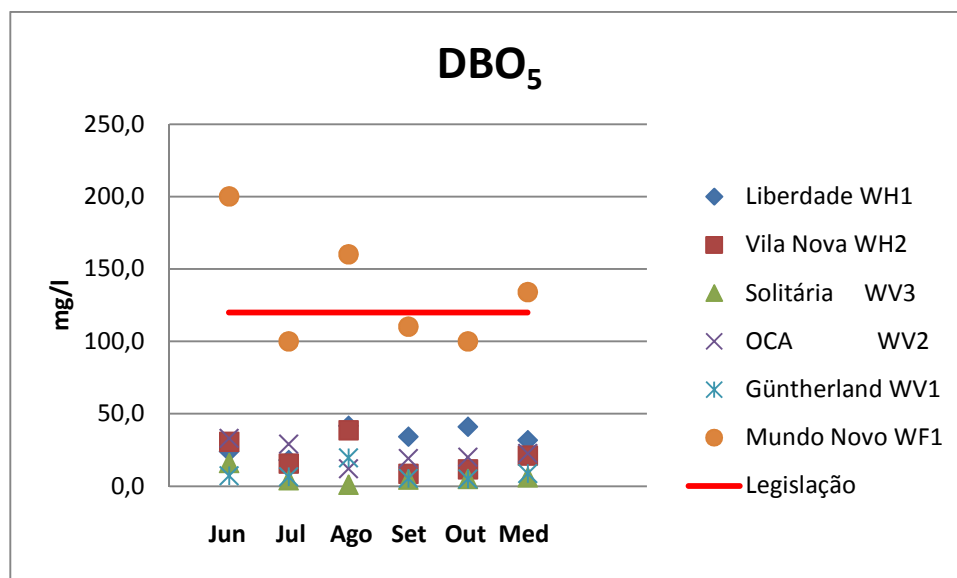


Figura 52 – Desempenho dos wetlands no tratamento da DBO.

Os wetlands de fluxo horizontal e vertical atenderam os valores exigidos pela legislação (< 120 mg/L) durante todo período de monitoramento, apresentando concentrações inferiores a 41,5 mg/L em todas as amostragens e com eficiência variando entre 87 e 99%. As médias no efluente tratado das unidades WH1, WH2, WV1, WV2 e WV3 foram respectivamente 31; 20,9; 8,7; 22,6 e 6,9, dados que convergem com as observações feitas por Vymazal (2010) e Zanella (2008). O WF1 apresentou concentrações de DBO variando entre 100 e 200 mg/L e média de 134 mg/L atendendo a legislação em 3 das 5 avaliações.

Os diferentes wetlands estudados não mostraram diferença significativa em termos de carga removida entre os tratamentos para DBO através da análise Anova e não expressaram diferença na análise empregando o teste T (Quadros 25 e 26 do Apêndice A). Verifica-se que todas as unidades tem grande variação em termos de dimensionamento e vazão, refletindo nas taxas de aplicação e remoção de DBO, o que pode ser a explicação para estes resultados.

Apesar das diferentes taxas de aplicação em cada sistema a estimativa de carga aplicada de DBO é semelhante nos WH1, WV1 e WV2, variando entre 30 e 35 g/m²/dia. Acredita-se que a carga aplicada no WH2 se enquadre nestes valores, já que uma eficiência de 30% no pré-tratamento já seria capaz de reduzir a carga de 48,65 g/m²/dia para 34 g/m²/dia. O WV3 tem menor aplicação de DBO observada, na ordem de 23,5 g/m²/dia. O WF1 apresentou a maior redução de DBO por m², removendo cerca de 74 g/m²/dia. Este sistema também foi submetido a maiores taxas hidráulicas, na ordem de 346 mm/dia.

O aumento das concentrações de DBO observado nos WH1, WH2, WV1 e WF1 no mês de agosto coincide com as menores temperaturas e baixa pluviosidade neste período de coletas, o que pode ser visualizado no gráfico de dados climáticos (Figura 32 do apêndice A). Nos WH1 e WV2 a eficiência de remoção da DBO se mostrou relacionada com as maiores temperaturas, sendo o oposto indicado na análise feita na unidade WV3. A pluviosidade teve correlação inversa com a eficiência de remoção da DBO nas unidades WH2 e WV1 e positiva no WF1.

O Quadro 29 apresenta as médias obtidas entre as unidades estudadas que empregam a mesma configuração para as estimativas de carga superficial removida e resultados do efluente tratado para o parâmetro de DBO.

Quadro 29- Médias entre sistemas com semelhantes configurações para DBO.

DBO Unidade	Carga superficial removida (g/m ² .dia)				Efluente tratado (mg/L)		
	Media	DP	CV	%	Media	DP	CV
WH1	38,88	14,35	0,37	91,89	26,31	11,82	0,45
WH2							
WV1							
WV2	30,42	85,54	3,38	98,45	12,45	9,49	0,76
WV3							
WF1	74,05	67,33	0,91	54,98	134,00	39,80	0,30

Com base nas observações realizadas verifica-se que os sistemas estudados apresentaram remoção de DBO superior a 87% em aplicações de 70 a 133 L/m²/dia para os WFH e acima de 97% em aplicações de 16,5 a 53 L/m²/dia para os WFV. Os WFH removeram em média 38,88 g/m²/dia de DBO e apresentaram concentração média de 26,31 mg/l no efluente tratado, reduzindo 91,89% da carga aplicada. Os WFV removeram uma média de 30,42 g/m²/dia de DBO e apresentaram média de 12,45 mg/l no efluente tratado, reduzindo 98,45% da carga aplicada. O FMF apresentou eficiência média de 54,98 % na redução da carga poluente, removendo uma média de 74,05 g/m²/dia da DBO e apresentando 134,00 mg/L em média no efluente tratado.

Os WFH operam com carga muito superior aos 6 g/m²/dia recomendados por Delgadillo *et al.* (2010), enquanto os WFV operam dentro da carga máxima recomendada, de 40 g/m²/dia. Os bons resultados das unidades de fluxo vertical convergem com as considerações de Hoffmann *et al.* (2011), que considera cargas de 30 a 35 g/DBO/m²/dia apropriadas para WFV em climas quentes. Todas as unidades apresentaram eficiência

superior às médias de 75% para WFH e 90% para WFV verificadas por Vymazal (2010). As concentrações de DBO verificadas no efluente tratado neste estudo estão abaixo dos 28 mg/L citado por Vymazal (2010) nos WFV e dentro das variações de 20 a 35 mg/L citadas por Zanella (2008) para WFH.

4.2.2 DQO

O Quadro 30 apresenta as estimativas de carga superficial aplicada e removida por m^2 em cada unidade estudada para o parâmetro de DQO.

Quadro 30- Estimativas de carga superficial aplicada e removida de DQO nas unidades estudadas.

DQO	Carga sup. aplicada ($g/m^2 \cdot dia$)			Carga sup. Removida ($g/m^2 \cdot dia$)			
	Media	DP	CV	Media	DP	CV	%
WH1	80,49	16,25	0,20	56,18	23,43	0,42	69,54
WH2	59,75	39,48	0,66	50,09	38,05	0,76	79,27
WV1	50,13	40,88	0,82	44,18	40,92	0,93	84,23
WV2	15,51	10,81	0,70	13,05	11,24	0,86	78,49
WV3	27,18	23,52	0,87	24,06	22,73	0,94	81,29
WF1	207,33	71,84	0,35	126,28	92,67	0,73	56,01

Os valores de DQO para o efluente tratado em cada unidade durante o período de monitoramento e frente à legislação para o parâmetro estão expressos no gráfico DQO (Figura 53).

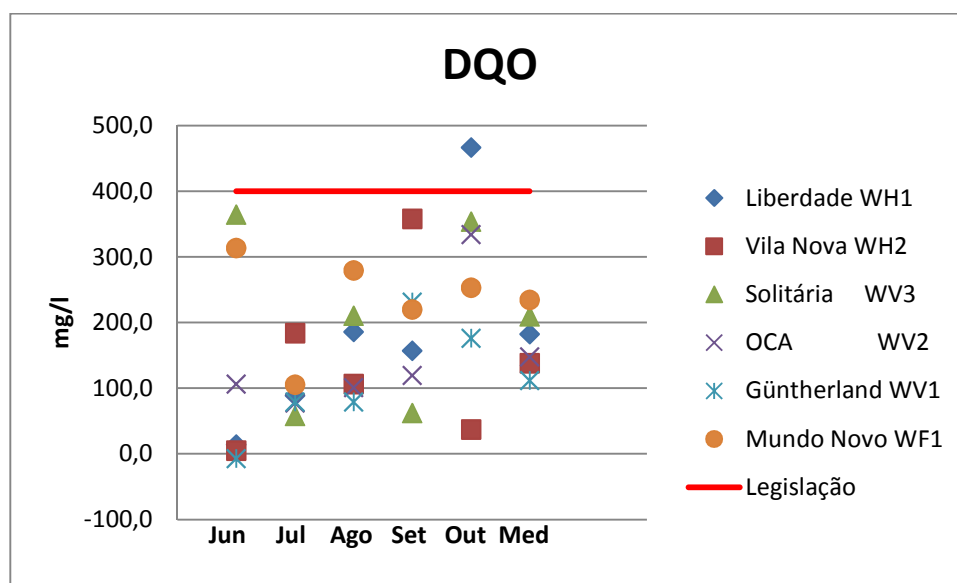


Figura 53 – Desempenho dos wetlands no tratamento da DQO.

Com exceção da última amostragem realizada no WH1, os valores observados para o efluente tratado estão abaixo do limite exigido pela legislação (<400 mg/L) para DQO

em todas as análises realizadas. O efluente tratado teve carga poluente reduzida variando entre 69,5 e 84% nos WFH e WFV. As médias para DQO no efluente tratado das ETE WH1, WH2, WV1, WV2 e WV3 foram respectivamente 182,4, 137,9, 111,6, 114,5 e 209,3 mg/L. O WF1 apresentou concentrações de DQO variando entre 105,3 e 313,4 mg/L, com média 234,2 mg/L e reduzindo cerca de 56% da carga deste parâmetro.

As unidades estudadas mostraram diferença significativa quanto a eficiência na remoção da DQO quando comparadas através da análise Anova. Com a aplicação do teste T verifica-se que as diferenças mais significativas se referem ao WH1 em relação aos WV2 e WV3, estando provavelmente relacionadas à grande diferença de carga aplicada nestes sistemas. A carga aplicada de DQO estimada para os WH1, WH2, WV1, WV2 e WV3 é de respectivamente 80,5, 59,7, 50,13, 15,5 e 27,2 g/m²/d (Quadros 27 e 28 do Apêndice A).

Os WH2 e WV1 apresentaram correlação inversa e os WV2 e WF1 indicaram correlação positiva com a precipitação para remoção da DQO. A precipitação pode aumentar o carregamento de partículas do leito filtrante, diminuindo a eficiência do tratamento, assim como pode reduzir as cargas por diluição, aumentando a eficiência.

O aumento das concentrações de DQO no WH1 no mês de outubro também é verificado nos WV2 e WV3, embora nesta unidade não ultrapasse os limites da legislação. Este aumento de concentrações pode ser derivado das temperaturas mais altas para este período, sendo que o parâmetro de DQO apresentou correlação inversa com a temperatura em termos de eficiência de remoção da carga nos WV1, WV2 e WV3. Observa-se que o aumento da temperatura pode acelerar reações aumentando o consumo de O₂ e favorecer a perda de água por evaporação e evapotranspiração aumentando as concentrações do efluente e a DQO.

O Quadro 31 apresenta as médias obtidas entre as unidades estudadas que empregam a mesma configuração para as estimativas de carga superficial removida e resultados do efluente tratado para o parâmetro de DBO.

Quadro 31- Médias entre sistemas de semelhantes configurações para DQO.

DQO Unidade	Carga sup. Removida (g/m ² .dia)				Efluente tratado (mg/l)		
	Media	DP	CV	%	Media	DP	CV
WH1	53,14	30,74	0,59	74,41	160,15	142,41	0,89
WH2							
WV1	27,10	24,96	0,91	81,34	156,15	113,44	0,73
WV2							
WV3							
WF1	126,28	92,67	0,73	56,01	234,20	71,40	0,30

Com base nas observações realizadas verifica-se que os sistemas estudados apresentaram remoção de DQO superior a 69% em aplicações de 70 a 133 mm/dia para os WFH e acima de 78% em aplicações de 16,5 a 53 mm/dia para os WFV. Os WFH removeram em média 53,14 g/m²/dia de DQO e apresentaram concentração média de 160,15 mg/l no efluente tratado, reduzindo 74 % da carga aplicada. Os WFV removeram uma média de 27,10 g/m²/dia de DQO e apresentaram média de 156,15 mg/l no efluente tratado, reduzindo 81% da carga aplicada. O FMF apresentou eficiência média de 56 % na redução da carga poluente, removendo uma média de 126,28 g/m²/dia da DQO com concentração para o efluente tratado em torno de 234,20 mg/L.

Os WFV trabalham com cargas de DQO/m²/d abaixo dos valores indicados como máximos por Hoffmann et al. (2011), sugerindo que não há sobrecarga nestes sistemas e que os mesmos operam em perfeitas condições. Embora ambas as unidades estudadas tenham se mostrado eficientes na redução da carga orgânica do esgoto, os problemas de sobrecarga observados nos WFH podem comprometer o funcionamento destas unidades e a efetividade do tratamento para outros parâmetros do esgoto.

4.2.3 Fósforo

O Quadro 32 apresenta as estimativas de carga superficial aplicada e removida por m² em cada unidade estudada para o parâmetro de P.

Quadro 32- Estimativas de carga superficial aplicada e removida de P nas unidades estudadas.

P	Carga sup. aplicada (g/m ² .dia)			Carga sup. Removida (g/m ² .dia)			
	Media	DP	CV	Media	DP	CV	%
WH1	1,58	0,51	0,32	0,55	0,57	1,05	29,82
WH2	0,66	0,51	0,77	0,38	0,53	1,40	48,71
WV1	0,19	0,16	0,81	0,18	0,15	0,83	83,97
WV2	0,57	0,28	0,50	0,54	0,25	0,47	96,23
WV3	0,01	0,01	1,05	0,01	0,01	1,55	36,49
WF1	1,65	0,35	0,22	-0,18	0,27	-1,47	-11,39

Os valores de P para o efluente tratado em cada unidade durante o período de monitoramento e frente à legislação para o parâmetro estão expressos no gráfico P (Figura 54).

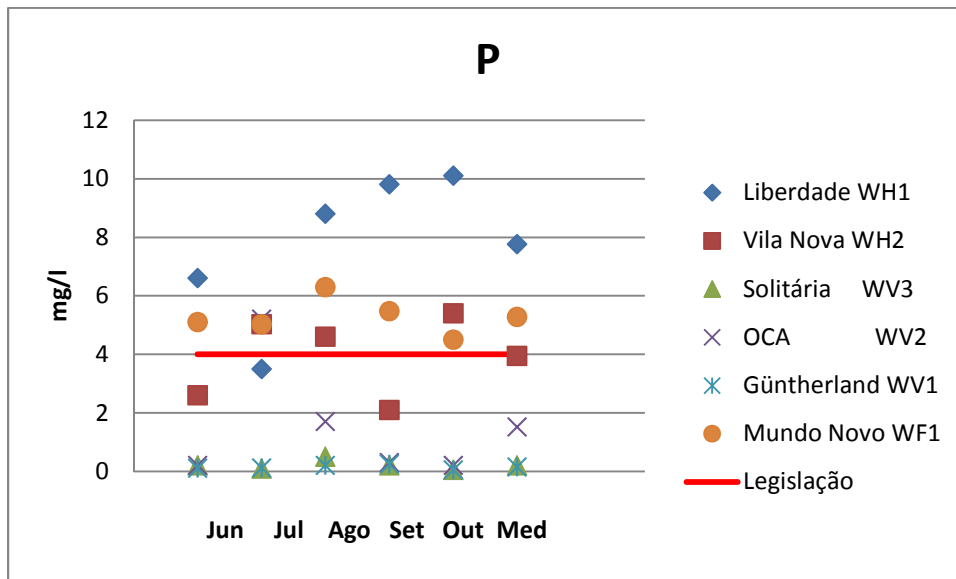


Figura 54 – Desempenho dos wetlands no tratamento de P.

Todos os WFV obtiveram médias condizentes com o limite estabelecido para legislação quanto aos níveis de P total (<4 mg/L). Embora o WH2 tenha apresentado remoção média para este parâmetro condizente com a legislação, os valores estiveram acima do permitido em 3 das 5 amostragens. O WV2 apresentou concentração acima do permitido em uma das 5 amostragens. O WH1 não atende a legislação e apresentou as maiores concentrações de P entre os sistemas estudados.

As médias no efluente tratado nas ETE WH1, WH2, WV1, WV2 e WV3 foram respectivamente 7,8; 3,9; 0,1; 1,5 e 0,2 mg/L. A redução da carga poluente foi de 29,8 e 48,7% nos WH1 e WH2 e 84, 96 e 36,5% nos WV1, WV2 e WV3 respectivamente. O WF1 apresentou aumento de 11,4% nas concentrações de P e uma concentração média de 4,8 mg/L no efluente tratado.

Os diferentes wetlands estudados mostraram diferença significativa entre os tratamentos para P através da análise Anova. Com a aplicação do teste T verifica-se que os WH1, WV1, WV3 e WF1 são estatisticamente diferentes do WV2 (Quadros 29 e 30 do Apêndice A). A eficiência na remoção de P se mostrou oposta ao aumento das temperaturas no teste de correlação nos WH1, WV1, WV2 e WV3 e positiva no WH2. A precipitação teve correlação positiva com a eficiência na remoção do parâmetro no WV3 e negativa nos WH2, WV1 e WF1.

O Quadro 33 apresenta as médias obtidas entre as unidades estudadas que empregam a mesma configuração para as estimativas de carga superficial removida e resultados do efluente tratado para o parâmetro de P.

Quadro 33- Médias entre sistemas de semelhantes configurações para P.

P	Carga sup. Removida (g/m ² .dia)				Efluente tratado (mg/l)		
	Unidade	Media	DP	CV	%	Media	DP
WH1	0,46	0,55	1,22	39,26	5,85	2,75	0,47
WH2							
WV1	0,24	0,14	0,95	72,23	0,63	1,28	2,05
WV2							
WV3							
WF1	-0,18	0,27	-1,47	-11,39	5,28	0,60	0,11

Com base nas observações realizadas verifica-se que os sistemas estudados apresentaram remoção de P superior a 29 % em aplicações de 70 a 133 mm/dia para os WFH e acima de 36 % em aplicações de 16,5 a 53 mm/dia para os WFV. Os WFH removeram em média 0,46 g/m²/dia de P e apresentaram concentração média de 5,85 mg/l no efluente tratado, reduzindo 39 % da carga aplicada. Os WFV removeram uma média de 0,24 g/m²/dia de P e apresentaram média de 0,63 mg/l no efluente tratado, reduzindo 72 % da carga aplicada. O WMF apresentou aumento médio de 11 % na carga poluente, apresentando média de 5,28 mg/L no efluente tratado.

O pior desempenho para remoção de P foi verificado na unidade WH1 que como referido trabalha saturada. A baixa eficiência de remoção na unidade WV3 se atribui a baixa carga aplicada. O WH2 teve resultados coerentes com as médias de 50% de eficiência e concentrações médias de 4.5 mg/L para WFH citados por Vymazal (2010).

A falta de vegetação e a saturação verificada nos WFH pode explicar a falta de efeito na capacidade de absorção, sorção e precipitação de fósforo nestes wetlands. Além da maior carga aplicada, os WFH estão submetidos a maiores taxas hidráulicas e consequente menor tempo de detenção. Os WV1 e WV2 apresentam vegetação densa e vigorosa, o WV3 apresenta vegetação vigorosa, porém não densa, considerando ainda que este sistema tem menor carga aplicada e maior tempo de detenção. O aumento de P após passagem pelo WF1 é atribuído à decomposição do lodo que se acumula neste tanque.

As relações observadas entre as condições de operação dos sistemas e os resultados de tratamento estão de acordo com os processos descritos por Mazzola et al (2005), sendo ineficiente em sistemas saturados e sem vegetação e bastante satisfatória nos sistemas com vegetação vigorosa e filtros operando dentro de suas capacidades.

4.2.4 NTK

O Quadro 34 apresenta as estimativas de carga superficial aplicada e removida por m^2 em cada unidade estudada para o parâmetro de NTK.

Quadro 34- Estimativas de carga superficial aplicada e removida de NTK nas unidades estudadas.

N Total	Carga sup. aplicada ($g/m^2.dia$)			Carga sup. Removida ($g/m^2.dia$)				
	Unidade	Media	DP	CV	Media	DP	CV	%
	WH1	14,17	4,44	0,31	6,03	2,66	0,44	42,30
	WH2	7,73	4,71	0,61	4,59	3,94	0,86	62,16
	WV1	2,57	2,34	0,91	2,47	2,37	0,96	89,24
	WV2	4,22	1,27	0,30	3,93	1,22	0,31	92,68
	WV3	0,44	0,39	0,89	0,39	0,36	0,94	88,28
	WF1	11,52	10,21	0,89	-4,11	5,79	-1,41	-32,77

Os valores de NTK para o efluente tratado em cada unidade durante o período de monitoramento e frente à legislação para o parâmetro estão expressos no gráfico NTK (Figura 55).

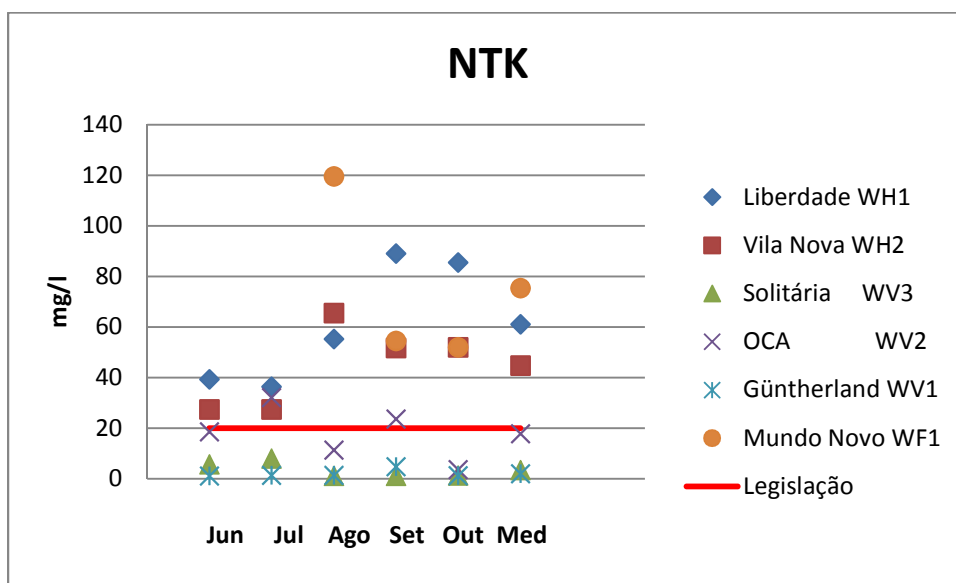


Figura 55 – Desempenho dos wetlands no tratamento de NTK.

Todos os WFV obtiveram médias condizentes com o limite estabelecido para legislação quanto aos níveis de NTK (<20 mg/L). Embora o WV2 tenha apresentado remoção média para este parâmetro condizente com a legislação, os valores estiveram acima do permitido em 2 das 5 amostragens. Os WH1, WH2 e WF1 não atenderam a legislação em nenhuma amostragem e apresentaram médias acima do dobro do permitido. As médias no efluente tratado nas ETE WH1, WH2, WV1, WV2 e WV3 foram respectivamente 61,1; 44,7;

1,9; 17,8 e 3,3 mg/L. A redução da carga poluente foi de 42,3 e 62,1 % nos WH1 e WH2 e 89,2, 92,6 e 88,2 % nos WV1, WV2 e WV3 respectivamente. O WF1 apresentou aumento de 32,7% nas concentrações de NTK e uma concentração média de 75,3 mg/L no efluente tratado.

As unidades mostraram diferença significativa entre os tratamentos para NTK através da análise Anova. Com a aplicação do teste T verifica-se que os WV3 e WF1 são estatisticamente diferentes do WH1 e também do WV2 (Quadros 31 e 32 do Apêndice A). A variação na temperatura teve correlação positiva com os WH1, WV2 e WF1 e correlação inversa com os WV1 e WV3. A variação no incremento de chuva foi correlacionada positivamente com os WH1 e WF1 e inversamente com o WH2 na redução de NTK.

O Quadro 35 apresenta as médias obtidas entre as unidades estudadas que empregam a mesma configuração para as estimativas de carga superficial removida e resultados do efluente tratado para o parâmetro de NTK.

Quadro 35- Médias entre sistemas de semelhantes configurações para NTK.

NTK	Carga sup. Removida (g/m ² .dia)				Efluente tratado (mg/l)			
	Unidade	Media	DP	CV	%	Media	DP	CV
WH1								
WH2	5,31	3,30	0,65	52,23	52,90	20,73	0,39	
WH1								
WH2								
WH1								
WH2	2,26	1,32	0,74	90,07	7,67	9,35	1,22	
WH1								
WH2								
WH1								
WH2	-4,11	5,79	-1,41	-32,77	75,31	31,30	0,42	

As unidades estudadas apresentaram remoção de NTK superior a 42 % em aplicações de 70 a 133 mm/dia para os WFH e acima de 88 % em aplicações de 16,5 a 53 mm/dia para os WFV. Os WFH removeram em média 5,31 g/m²/dia de NTK e apresentaram concentração média de 52,90 mg/l no efluente tratado, reduzindo 52 % da carga aplicada. Os WFV removeram uma média de 2,26 g/m²/dia de NTK e apresentaram média de 7,67 mg/l no efluente tratado, reduzindo 90,07 % da carga aplicada. O WMF apresentou aumento médio de 32 % na carga poluente, apresentando média de 75,31 mg/L no efluente tratado.

Todos WFV operam com cargas inferiores ao máximo de 6,5 g/NTK/m²/dia recomendada por Platzter (1999) e tem eficiência superior aos 30% citado por Hoffmann et al. (2011) e 43% citado por Vymazal (2010), apresentando concentrações abaixo do 41 mg/L citados pelo mesmo autor para este tipo de sistema. A eficiência de remoção da carga de NTK

nas unidades WH1 e WH2 foi superior aos 43% citado por Vymazal (2007) para WFH e as concentrações do efluente tratado nestas unidades ficaram acima da média de 36 mg/L observada pelo mesmo autor.

4.2.5 NH₄

O Quadro 36 apresenta as estimativas de carga superficial aplicada e removida por m² em cada unidade estudada para o parâmetro de NH₄.

Quadro 36- Estimativas de carga superficial aplicada e removida de NH₄ nas unidades estudadas.

NH ₄	Carga sup. aplicada (g/m ² .dia)			Carga sup. Removida (g/m ² .dia)			
	Media	DP	CV	Media	DP	CV	%
Unidade							
WH1	12,34	4,17	0,34	4,54	2,47	0,54	36,10
WH2	4,55	2,98	0,65	1,62	2,38	1,47	38,25
WV1	0,90	1,00	1,12	0,88	1,00	1,14	95,50
WV2	3,70	1,04	0,28	3,48	1,02	0,29	93,81
WV3	0,08	0,03	0,32	0,06	0,02	0,38	75,72
WF1	10,60	1,71	0,16	-2,77	3,86	-1,39	-30,79

Os valores de NH₄ para o efluente tratado em cada unidade durante o período de monitoramento e frente à legislação para o parâmetro estão expressos no gráfico NTK (Figura 56).

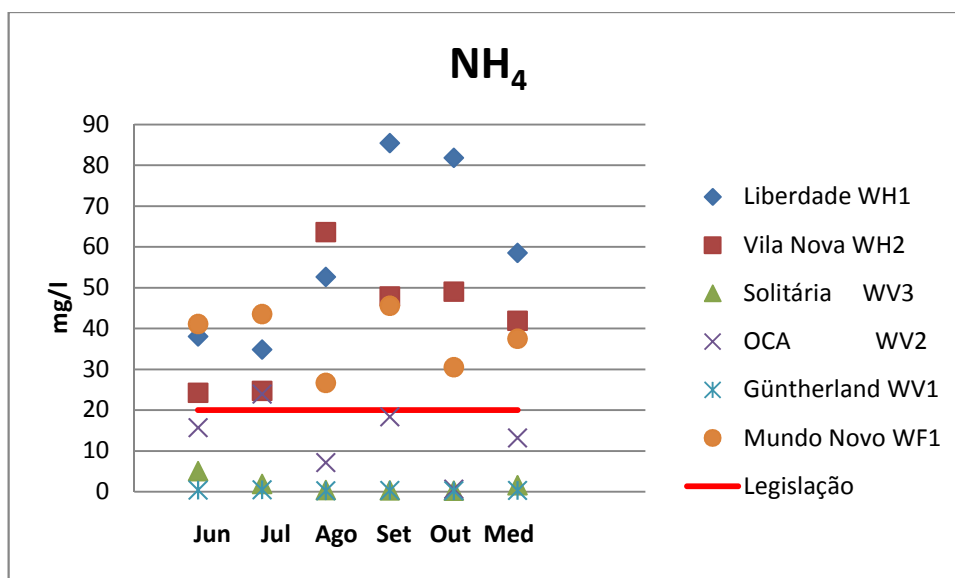


Figura 56 – Desempenho dos wetlands no tratamento de NH₄.

Todos os WFV obtiveram médias condizentes com o limite estabelecido para legislação quanto aos níveis de NH₄ (<20 mg/L). O WV2 apresentou remoção média para este parâmetro condizente com a legislação, porém, a amostragem apresentou concentração acima

do permitido no mês de agosto. Os WH1, WH2 não atenderam a legislação em nenhuma amostragem e apresentaram médias acima do dobro do permitido.

As médias no efluente tratado nas ETE WH1, WH2, WV1, WV2 e WV3 foram respectivamente 58,5; 41,9; 0,3; 13,1 e 1,6 mg/L. A redução da carga poluente foi de 36,1 e 38,2 % nos WH1 e WH2 e 95,5; 93,8 e 75,7 % nos WV1, WV2 e WV3 respectivamente. O WF1 apresentou aumento de 30,8% nas concentrações de NH_4 e uma concentração média de 38,7 mg/L no efluente tratado.

Os diferentes wetlands estudados mostraram diferença significativa entre os tratamentos para NH_4 através da análise Anova. Com a aplicação do teste T verifica-se que os tratamentos do WH2 e WV3 são estatisticamente diferentes do WH1, assim como o WV2 e WF1 se diferem. (Quadros 33 e 34 do Apêndice A). Os WH1, WH2 e WV2 apresentaram correlação positiva da temperatura com a eficiência do tratamento no parâmetro de NH_4 , sendo que no WF1 esta correlação se mostrou inversa. A precipitação foi correlacionada positivamente com este parâmetro nos WH1 e WV3 e de forma inversa nos WH2 e WF1.

O Quadro 37 apresenta as médias obtidas entre as unidades estudadas que empregam a mesma configuração para as estimativas de carga superficial removida e resultados do efluente tratado para o parâmetro de NH_4 .

Quadro 37- Médias entre sistemas de semelhantes configurações para NH_4 .

NH₄	Carga sup. Removida (g/m².dia)				Efluente tratado (mg/l)		
	Media	DP	CV	%	Media	DP	CV
WH1	3,08	2,43	1,01	37,18	50,19	20,35	0,41
WH2							
WV1	1,47	0,68	0,60	88,34	5,00	7,56	1,51
WV2							
WV3							
WF1	-2,77	3,86	-1,39	-30,79	37,45	7,48	0,20

As unidades estudadas apresentaram remoção de NH_4 superior a 36 % em aplicações de 70 a 133 mm/dia para os WFH e acima de 75 % em aplicações de 16,5 a 53 mm/dia para os WFV. Os WFH removeram em média 3,08 g/m²/dia de NH_4 e apresentaram concentração média de 50,19 mg/l no efluente tratado, reduzindo 37 % da carga aplicada. Os WFV removeram uma média de 1,47 g/m²/dia de NH_4 e apresentaram média de 5,00 mg/l no efluente tratado, reduzindo 88 % da carga aplicada. O WMF apresentou aumento médio de 30 % na carga poluente, apresentando média de 37,45 mg/L no efluente tratado.

Verifica-se que os sistemas monitorados apresentaram resultados condizentes com o abordado no referencial teórico, com maior eficiência de desnitrificação nos WFH e de nitrificação nos WV1 e WV2. O WV3 difere-se por ter apresentado menor eficiência na redução de NH_4 do que de NTK. Este fato pode ser associado às baixas cargas aplicadas ou ao maior tempo de detenção neste sistema, que pela falta da penetração contínua do efluente no substrato deixa de contar com arraste de oxigênio para o meio, reduzindo o potencial de nitrificação.

Outro fator a ser considerado é o tempo de operação dos sistemas, já que os WFV operam a não mais de 3 anos e podem estar aquém de seu potencial de saturação. Os WFH operam há mais de 6 anos com sobrecarga de aplicação e encontram-se colmatados, o que torna difícil avaliar seu potencial de efetividade em plenas condições de operação.

4.2.6 pH

Os valores de pH para o efluente tratado em cada unidade durante o período de monitoramento e frente à legislação para o parâmetro estão expressos no gráfico pH (Figura 57).

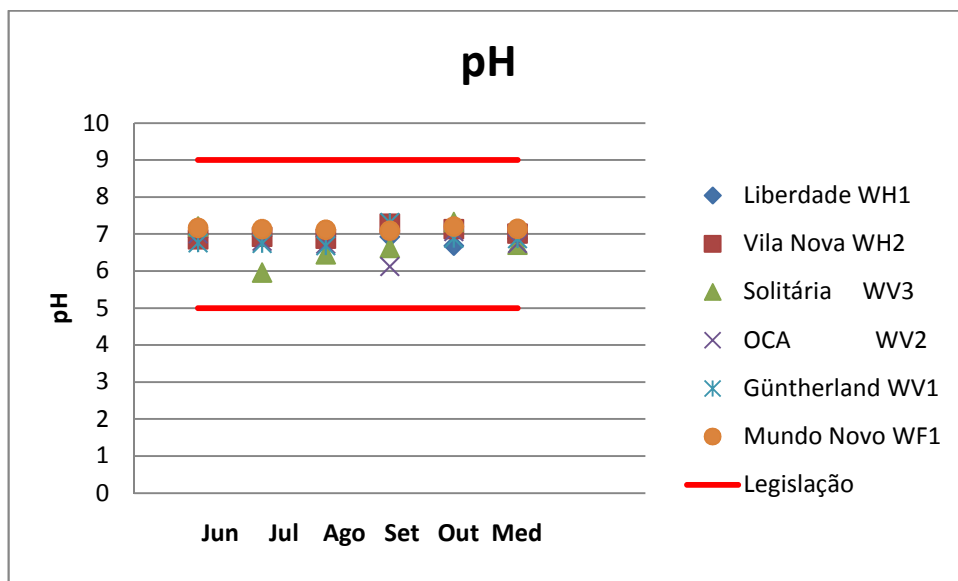


Figura 57 – Desempenho dos wetlands no tratamento do pH.

Todos os sistemas estudados obtiveram valores condizentes com os limites estabelecido para legislação quanto ao pH ($6 < 9$), com médias no efluente tratado das unidades WH1, WH2, WV1, WV2 e WV3 de respectivamente 6,9; 7,0; 6,9; 6,7; 6,7; e 7,1.

Observa-se que a faixa de variação condiz com experimentos de Sezerino (2006), e corrobora com a ideia de um potencial de tamponamento do pH em wetlands construídos. O

parâmetro de pH não foi considerado nas análises estatísticas e é avaliado neste estudo como indicador de boas condições de vida para o meio aquático e depuração do esgoto. Todos os sistemas mantiveram-se na faixa pH entre 5,9 e 7,3 durante o monitoramento, sendo que ainda segundo Sezerino (2006) valores de pH inferiores a 7,5 estão relacionados a menor potencial de nitrificação.

Os valores de pH observados em todas as unidades estiveram foram semelhantes, com média de 6,94 nos WFH, 6,77 nos WFV e 7,14 no WF1. Por representar um fator de ajuste e não redução da carga poluente este parâmetro se limita a uma breve abordagem neste trabalho.

4.2.7 Cor

O Quadro 38 apresenta as estimativas de carga superficial aplicada e removida por m^2 em cada unidade estudada para o parâmetro de Cor.

Quadro 38- Estimativas de carga superficial aplicada e removida de Cor nas unidades estudadas.

Cor	Carga sup. aplicada (NTU/m ² .dia)			Carga sup. Removida (NTU/m ² .dia)				
	Unidade	Media	DP	CV	Media	DP	CV	%
WH1		212,13	29,31	0,14	167,06	21,45	0,13	78,98
WH2		231,54	188,93	0,82	212,77	190,89	0,90	71,44
WV1		96,80	62,22	0,64	94,99	62,58	0,66	97,25
WV2		53,21	26,55	0,50	36,75	25,13	0,68	71,29
WV3		10,89	8,40	0,77	8,09	8,04	0,99	63,42
WF1		92,66	32,19	0,35	36,06	33,03	0,92	35,09

Os valores de Cor para o efluente tratado em cada unidade durante o período de monitoramento e frente à legislação para o parâmetro estão expressos no gráfico Cor (Figura 58).

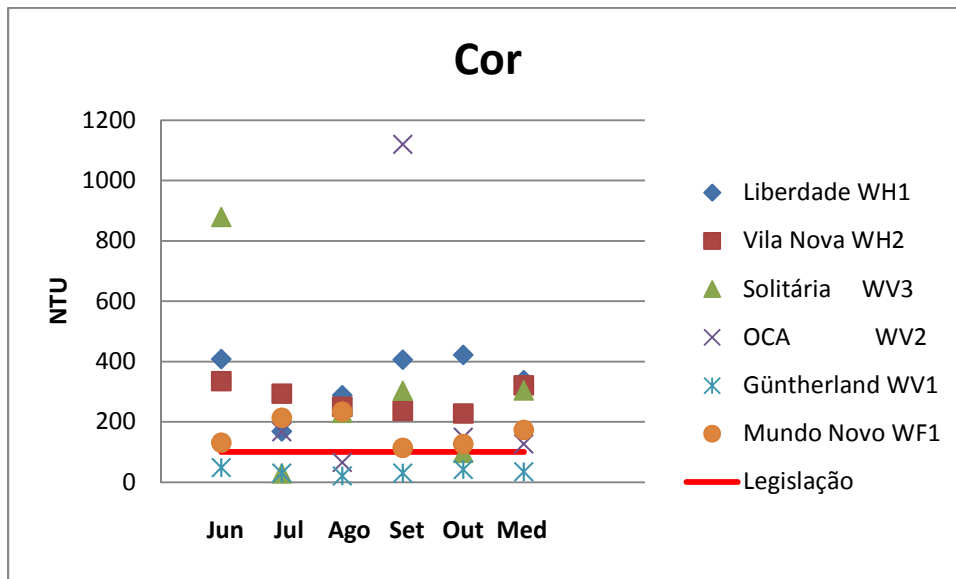


Figura 58 – Desempenho dos wetlands no tratamento da Cor.

Somente o WV1 obteve médias condizentes com o limite estabelecido para legislação quanto a Cor do efluente tratado (<100 NTU). Entre os demais sistemas, mesmo aqueles considerados em perfeitas condições de operação, apresentaram médias acima do permitido na maioria das amostragens e na média.

As médias observadas para o efluente tratado nas unidades WH1, WH2, WV1, WV2 e WV3 foram respectivamente 338; 268; 33; 126 e 188 NTU, com eficiências de remoção da Cor variando entre 63 e 97%. O WF1 teve média de 163 NTU no efluente tratado, apresentando redução de 35% após tratamento.

Os diferentes wetlands estudados mostraram diferença significativa entre os tratamentos para Cor através da análise Anova. Com a aplicação do teste T verifica-se que o tratamento do WV1 é estatisticamente diferente dos realizados pelos WV2, WV3 e WF1. (Quadros 35 e 36 do Apêndice A). WV1 foi o sistema que apresentou melhor desempenho e menor variação dos resultados. Observa-se que a sequência de três filtros pode colaborar com diminuição no arraste de partículas e maior retenção de sólidos, o que vem a refletir na cor do efluente tratado.

Nas unidades WH2, WV1, WV3 e WF1 o teste de correlação indicou uma relação inversa entre a precipitação e eficiência na remoção de Cor e no WV2 esta correlação foi positiva. A temperatura apresentou correlação negativa com a remoção de cor no WH2 e em todos WFV. É importante destacar a correlação positiva entre o parâmetro de Cor com a contaminação do efluente por Coliformes Totais e *E. coli* verificada nos WFH e no WF1.

Considerando as correlações com o clima, entende-se que maiores volumes de chuva proporcionam o carregamento de matéria orgânica e contaminantes que definem o parâmetro.

O Quadro 39 apresenta as médias obtidas entre as unidades estudadas que empregam a mesma configuração para as estimativas de carga superficial removida e resultados do efluente tratado para o parâmetro de Cor.

Quadro 39- Médias entre sistemas de semelhantes Configurações para Cor.

Cor	Carga sup. Removida (NTU/m ² .dia)				Efluente tratado (NTU)		
	Media	DP	CV	%	Media	DP	CV
Unidade							
WH1							
WH2	189,92	106,17	0,51	75,21	303,02	82,48	0,27
WV1							
WV2	46,61	31,92	0,78	77,32	160,04	224,10	1,39
WV3							
WF1	36,06	33,03	0,92	35,09	163,60	49,67	0,30

As unidades estudadas apresentaram eficiência superior a 71 % em aplicações de 70 a 133 mm/dia nos WFH e também acima de 71 % em aplicações de 16,5 a 53 mm/dia nos WFV para este parâmetro. Os WFH removeram em média 189,92 NTU/m²/dia e apresentaram concentração média de 303,02 NTU no efluente tratado, reduzindo 75 % da carga aplicada. Os WFV removeram uma média de 46,61 NTU/m²/dia e apresentaram média de 228,83 NTU no efluente tratado, reduzindo 77 % da carga aplicada. O FMF apresentou redução média de 35 % na Cor, reduzindo em média 36,06 NTU/m²/dia, com média de 163,60 NTU no efluente tratado.

4.2.8 Turbidez

O Quadro 40 apresenta as estimativas de carga superficial aplicada e removida por m² em cada unidade estudada para o parâmetro de Turbidez.

Quadro 40- Estimativas de carga superficial aplicada e removida de Turbidez nas unidades estudadas.

Turbidez	Carga sup. aplicada (NTU/m ² .dia)			Carga sup. Removida (NTU/m ² .dia)			
	Media	DP	CV	Media	DP	CV	%
WH1	17,81	3,49	0,20	14,10	3,49	0,25	78,51
WH2	23,38	22,26	0,95	22,21	22,41	1,01	83,26
WV1	20,54	21,46	1,04	20,00	21,58	1,08	93,30
WV2	4,67	2,03	0,43	3,46	2,78	0,80	62,37
WV3	1,42	0,77	0,54	1,08	0,79	0,73	64,90
WF1	33,42	3,36	0,10	8,98	10,14	1,13	34,29

Os valores de Turbidez para o efluente tratado em cada unidade durante o período de monitoramento e frente à legislação para o parâmetro estão expressos no gráfico Turbidez (Figura 59).

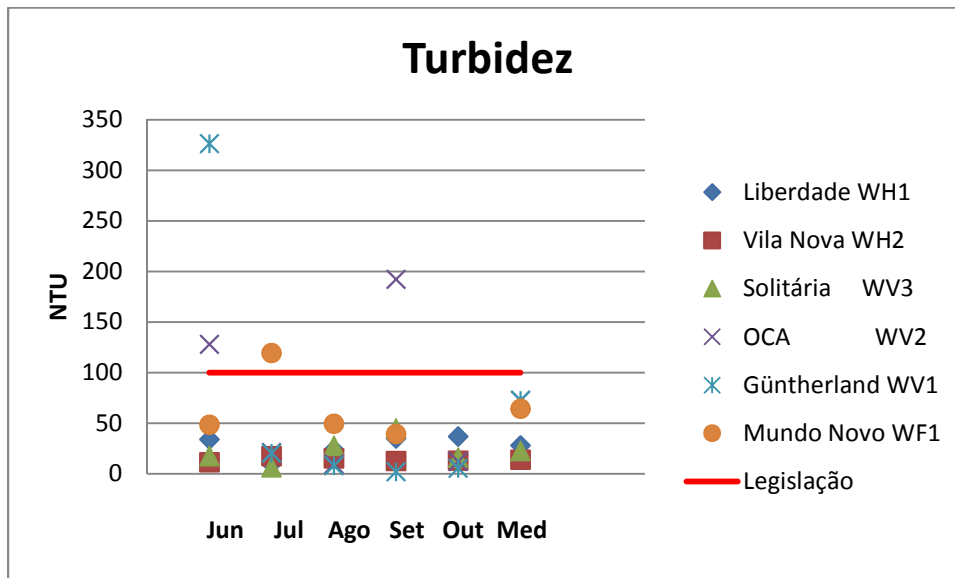


Figura 59 – Desempenho dos wetlands no tratamento da Turbidez.

Todos os sistemas obtiveram médias condizentes com o limite estabelecido para legislação quanto a Turbidez do efluente tratado (<100 NTU). Os WV1 e WF1 apresentaram turbidez acima do permitido em uma amostragem cada e o WV2 apresentou valores acima do permitido em duas ocasiões e provavelmente relacionado ao problema de amostragem descrito para esta unidade.

As médias observadas para o efluente tratado nas unidades WH1, WH2, WV1, WV2 e WV3 foram respectivamente 28; 16,7; 10; 14 e 22,4 NTU. A redução da carga poluente foi de 78,5; 83,3; 93,3; 62,4 e 65 % nos WH1, WH2, WV1, WV2 e WV3 respectivamente. O WF1 teve média de 64 NTU no efluente tratado, apresentando redução de 34,3 % após tratamento.

As unidades estudadas não mostraram diferença significativa entre os tratamentos para Turbidez através da análise Anova. Apesar disso, o teste T indica que o WV1 é estatisticamente diferente do WV3 no tratamento deste parâmetro. (Quadros 37 e 38 do Apêndice A). As unidades WH1 e WV2 apresentaram correlação positiva da precipitação com o parâmetro de Turbidez enquanto as unidades WH2, WV1 e WF1 mostraram correlação inversa com a eficiência de remoção desta carga. Com exceção do WH1 todas as unidades estudadas apresentaram correlação inversa da temperatura com a eficiência de redução do parâmetro de turbidez.

O Quadro 41 apresenta as médias obtidas entre as unidades estudadas que empregam a mesma configuração para as estimativas de carga superficial removida e resultados do efluente tratado para o parâmetro de Turbidez.

Quadro 41- Médias entre sistemas de semelhantes configurações para Turbidez.

Turbidez Unidade	Carga sup. Removida (NTU/m ² .dia)				Efluente tratado (NTU)		
	Media	DP	CV	%	Media	DP	CV
WH1	18,15	12,95	0,63	80,88	20,93	10,13	0,48
WH2							
WV1	8,18	8,38	0,87	73,52	39,7	83,47	2,10
WV2							
WV3							
WF1	8,98	10,14	1,13	34,29	64,13	32,11	0,50

As unidades de estudo apresentaram eficiência superior a 78 % em aplicações de 70 a 133 mm/dia nos WFH e de 62 % em aplicações de 16,5 a 53 mm/dia nos WFV para este parâmetro. Os WFH removeram em média 18,15 NTU/m²/dia e apresentaram concentração média de 20,93 NTU no efluente tratado, reduzindo 80 % da carga aplicada. Os WFV removeram uma média de 8,18 NTU/m²/dia e apresentaram média de 55,77 NTU no efluente tratado, reduzindo 73 % da carga aplicada. O WMF apresentou redução média de 34 % na Turbidez, reduzindo em média 8,98 NTU/m²/dia, com média de 64,13 NTU no efluente tratado.

4.2.9 Coliformes Totais

O Quadro 42 apresenta as estimativas de carga superficial aplicada e decréscimo por m² em cada unidade estudada para o parâmetro de Coliformes Totais.

Quadro 42- Estimativas de carga superficial aplicada e decréscimo C. Totais nas unidades estudadas.

Col. Totais Unidade	Carga sup. aplicada (NMP/m ² .dia)			Decréscimo (NMP/m ² .dia)			
	Media	DP	CV	Media	DP	CV	%
WH1	1,98 E+08	1,83 E+08	0,92	1,25 E+08	2,01 E+08	1,61	50,80
WH2	1,20 E+08	7,77 E+07	0,81	1,16 E+08	6,89 E+07	0,59	97,14
WV1	9,94 E+07	6,49 E+07	0,65	8,21 E+07	5,08 E+07	0,62	86,84
WV2	2,20 E+07	2,13 E+07	0,00	2,06 E+07	2,08 E+07	1,01	93,44
WV3	4,04 E+05	2,99 E+05	0,74	3,64 E+05	3,05 E+05	0,84	81,31
WF1	9,23 E+10	5,42 E+10	0,59	6,28 E+10	6,19 E+10	0,99	58,78

Os valores observados no efluente tratado durante o período de monitoramento e frente à legislação para o parâmetro estão expressos nos gráficos de Coliformes Totais (Figuras 60, 61 e 62). Os gráficos apresentam os sistemas agrupados por semelhança devido à difícil leitura dos dados em conjunto.

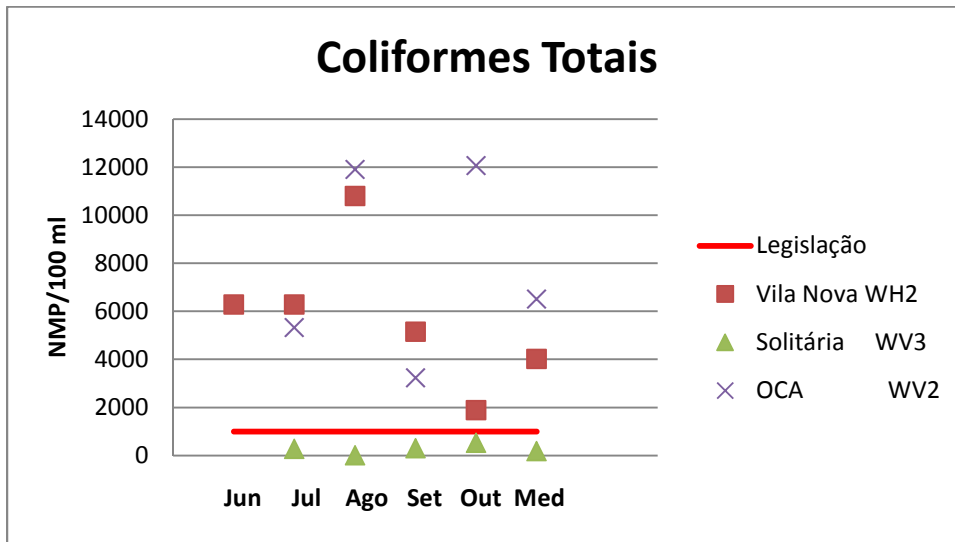


Figura 60 – Desempenho dos WH2, WV2 e WV3 no tratamento de Coliformes Totais.

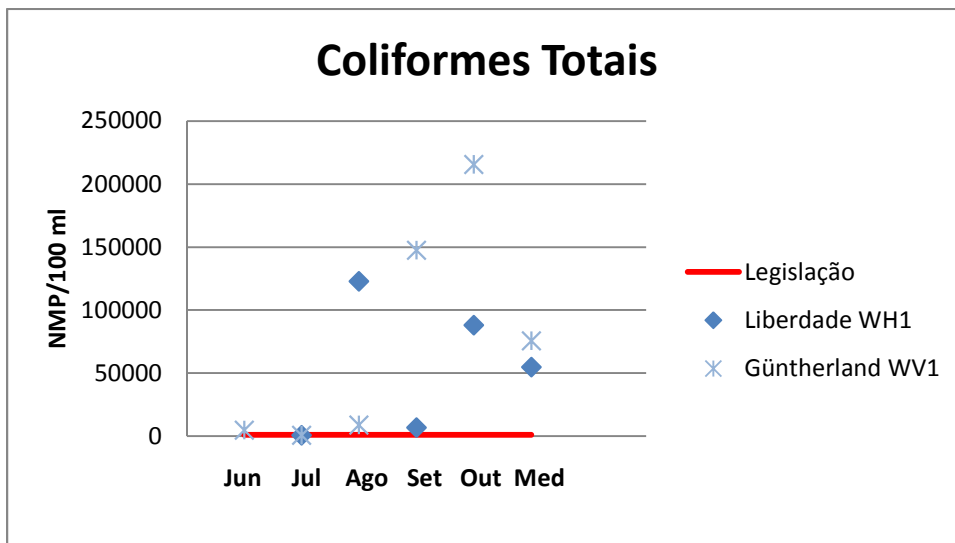


Figura 61 – Desempenho dos WH1e WV1 no tratamento de Coliformes Totais.

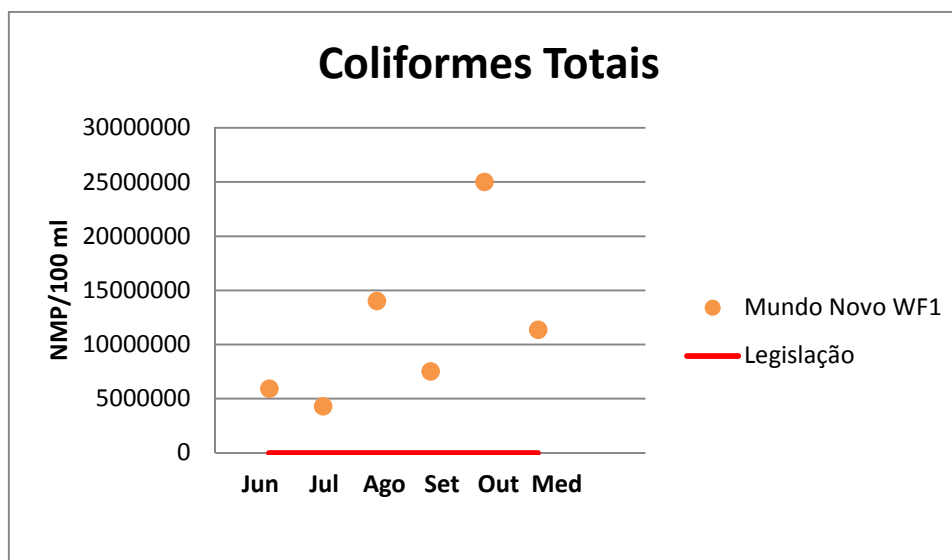


Figura 62 – Desempenho dos WF1 no tratamento de Coliformes Totais.

Apenas o WV3 atende os valores estabelecidos pela legislação quanto à presença de Coliformes Totais (<1000 NMP/100 ml). Todos os outros sistemas monitorados apresentaram valores acima do permitido e há grande variação nas concentrações observadas entre os sistemas estudados. O efluente tratado apresentou médias de 5,46 E+04, 6,07 E+03, 7,55 E+04, 8,13 E+03, 2,72 E+02 e 1,13 E+07 NMP/100 ml para as unidades WH1, WH2, WV1, WV2, WV3 e WF1 respectivamente.

Os diferentes wetlands estudados não mostraram diferença significativa entre os tratamentos para Coliformes Totais através da análise Anova. Apesar disso, o teste T indica que o tratamento no WV1 é estatisticamente diferente dos WH2 e WV2 neste parâmetro. (Quadros 39 e 40 do Apêndice A). Somente a unidade WF1 apresentou correlação entre a temperatura e a eficiência na redução dos valores de Coliformes Totais, sendo esta positiva. A pluviosidade apresentou correlação inversa com a eficiência para este parâmetro nas unidades WH2, WV1 e WV2 e correlação positiva no WH1.

O Quadro 43 apresenta as médias obtidas entre as unidades estudadas que empregam a mesma configuração para as estimativas de remoção e resultados do efluente tratado para o parâmetro de Coliformes Totais.

Quadro 43- Médias entre sistemas de semelhantes configurações para Coliformes Totais.

C. Totais	Carga sup. Removida (NMP/m ² .dia)				Efluente tratado (NMP/100 ml)			
	Unidade	Media	DP	CV	%	Media	DP	CV
WH1								
WH2								
WH1	1,21 E+08	1,35 E+08	1,10	73,97	2,97 E+04	2,81 E+04	0,87	
WH2								
WH1								
WH2								
WH1	3,44 E+07	2,40 E+07	0,82	87,20	3,38 E+04	3,11 E+04	0,70	
WH2								
WH3								
WH1	6,28 E+10	6,19 E+10	0,99	58,78	8,53 E+06	3,30 E+06	0,39	

As unidades de estudo apresentaram eficiência de remoção superior a 50 % em aplicações de 70 a 133 mm/dia nos WFH e de 81 % em aplicações de 16,5 a 53 mm/dia nos WFV para este parâmetro. Os WFH removeram em média 6,27 E+07 NMP/m²/dia e apresentaram concentração média de 2,27 E+04 NMP/100 ml no efluente tratado, reduzindo 73 % da carga aplicada. Os WFV removeram uma média de 2,74 E+07 NMP/m²/dia e apresentaram média de 1,83 E+04 NMP/100 ml no efluente tratado, reduzindo 86 % da carga aplicada. O WMF apresentou redução média de 34 % dos Coliformes Totais, reduzindo em média 6,28 E+06 NMP /m²/dia, com média de 7,93 E_06 NMP/100 ml no efluente tratado.

Van Kaik et al (2008) cita eficiência entre 98 e 99 % na redução do parâmetro, com resultados variando entre 5,0 E+05 e 9,5 E+03 NMP/100 ml no efluente tratado em WFV. Almeida et al. (2007) obteve reduções em torno de 98%, obtendo concentrações de 7,2 E+05 para esgoto tratado em wetlands.

Observa-se que a maior presença de Coliforme Totais coincide com as unidades colmatadas ou densamente vegetadas. Em contrapartida o WV3 de pouca vegetação e com baixa carga aplicada tem baixos valores para este parâmetro. Este pode ser um indicativo de que este filtro opere a com capacidade de adsorção do substrato e em fase de colonização do ambiente por este e outros grupos de microrganismos.

Entende-se que os wetlands são sistemas vivos em interação com o esgoto, onde as bactérias do grupo Coliformes Totais constituem parte do biofilme envolvido na depuração dos poluentes. Os resultados para este parâmetro refletem a presença de microrganismos relacionados à dinâmica deste tipo de ambiente e sistema. Desta forma, pode-se supor que este parâmetro é não apenas um indicativo da carga poluente, mas também da microbiota

ativa no filtro, sendo pouco provável que se obtenha uma eficiência de remoção a ponto de atender a legislação.

4.2.10 *Escherichia coli*

O Quadro 44 apresenta as estimativas de carga superficial aplicada e removida por m² em cada unidade estudada para o parâmetro de *E. coli*.

Quadro 44- Estimativas de carga superficial aplicada e removida de *E. coli* nas unidades estudadas.

E. coli	Carga sup. aplicada (NMP/m².dia)			Carga sup. removida (NMP/m².dia)			
	Media	DP	CV	Media	DP	CV	%
WH1	2,28 E+08	1,39 E+08	0,61	1,60 E+08	1,97 E+08	1,23	82,21
WH2	1,16 E+08	7,37 E+07	0,79	1,10 E+08	7,16 E+07	0,65	99,32
WV1	3,79 E+07	6,07 E+07	1,60	3,78 E+07	6,08 E+07	1,61	88,57
WV2	2,76 E+07	1,75 E+07	0,64	2,64 E+07	1,72 E+07	0,65	97,85
WV3	5,14 E+04	5,60 E+04	1,09	5,12 E+04	5,68 E+04	1,11	66,96
WF1	1,06 E+11	6,97 E+10	0,66	9,10 E+10	5,50 E+10	0,60	57,22

Os valores observados no efluente tratado durante o período de monitoramento e frente à legislação para o parâmetro estão expressos nos gráficos de *E. coli* (Figuras 63, 64, 65 e 66). Os gráficos apresentam os sistemas agrupados por semelhança devido à difícil leitura dos dados em conjunto.

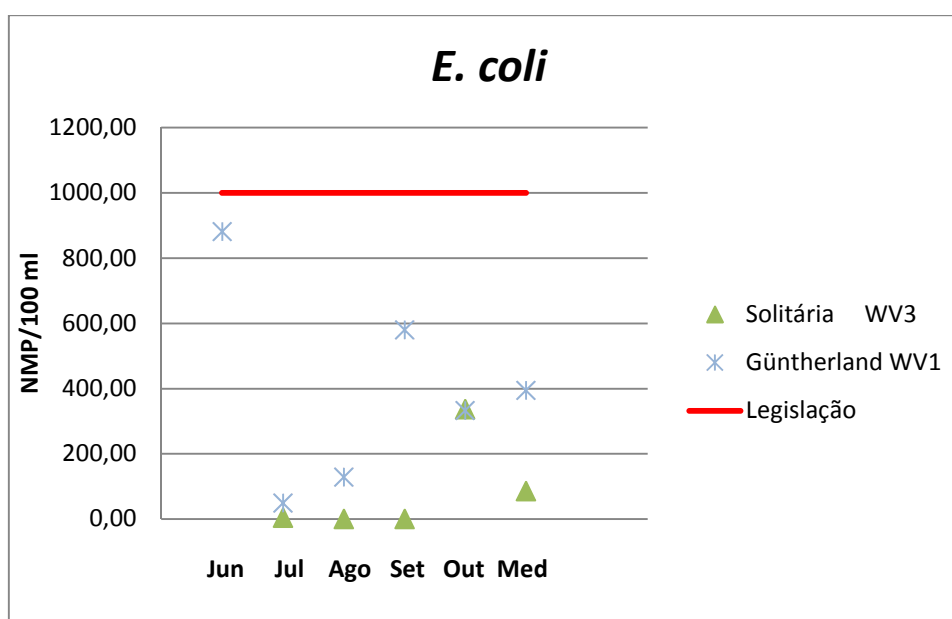


Figura 63 – Desempenho dos WV1 e WV3 no tratamento de *E. coli*.

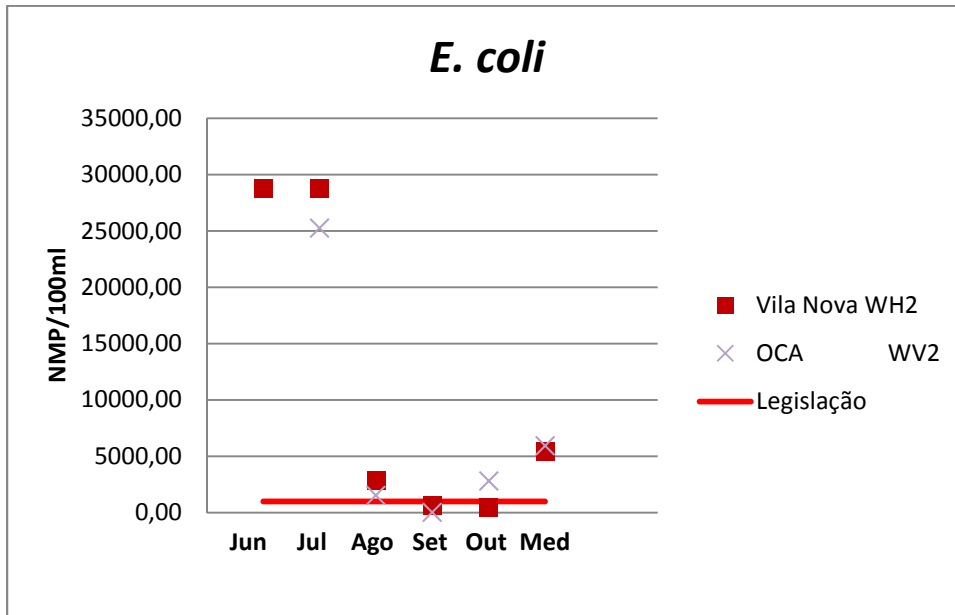


Figura 64 – Desempenho dos WF2 e WV2 no tratamento de *E. coli*.

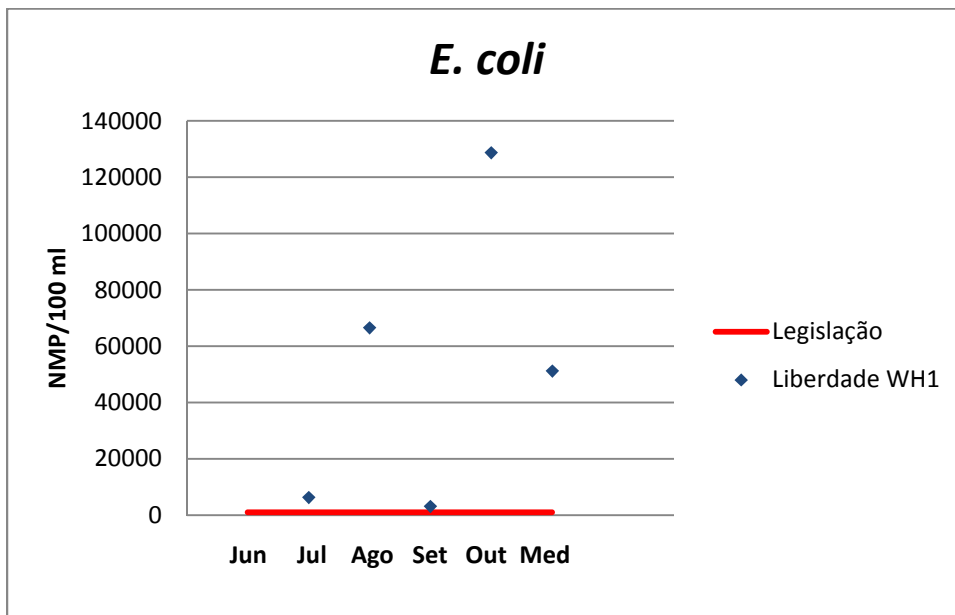


Figura 65 – Desempenho dos WH1 no tratamento de *E. coli*.

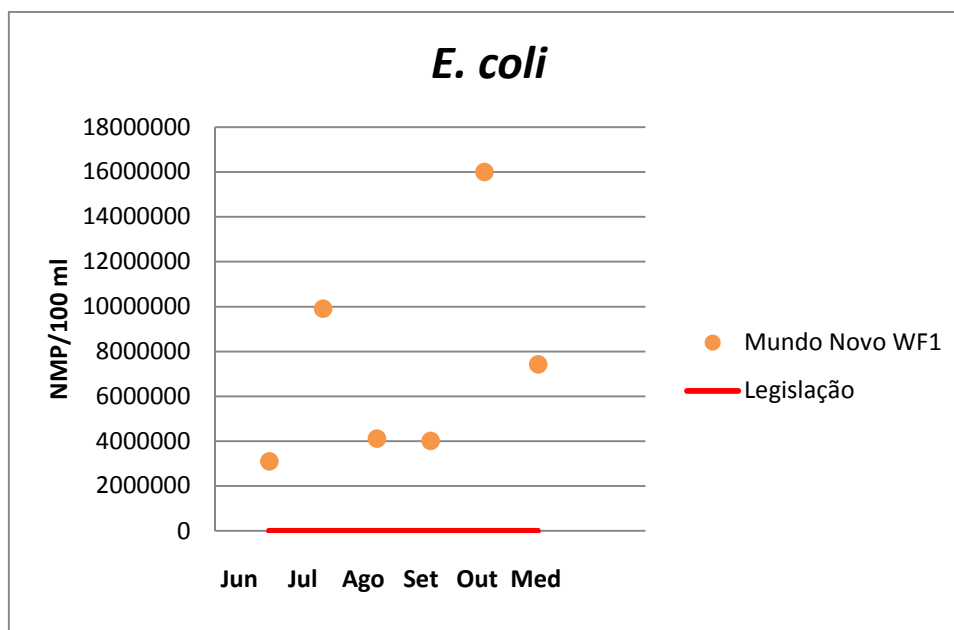


Figura 66 – Desempenho do WF1 no tratamento de *E. coli*.

Somente os WV1 e WV3 atenderam a legislação quanto aos níveis *E. coli* (<1000 NMP/100 ml). Todos os outros sistemas monitorados apresentaram valores acima do permitido e grande variação nas concentrações observadas. Observa-se que o WV2 apresentou valores condizentes com o permitido na amostragem de setembro e o WH2 nas amostragens de setembro e outubro. O efluente tratado apresentou médias de 5,46 E+04, 6,07 E+03, 2,72 E+02, 7,44 E+03, 8,50 E+01, e 1,13 E+07 NMP/100 ml para as unidades WH1, WH2, WV1, WV2, WV3 e WF1 respectivamente.

Observa-se que as unidades WV1 e WV3 possuem dinâmicas diferentes dos demais sistemas, onde a unidade WV1 submete o efluente à filtragem em três tanques sequenciais bastante vegetados e a unidade WV3 apresenta maior tempo de detenção, com vegetação menos densa. O WV1 ainda recebe carga aplicada muito superior ao WV3, que recebe a menor carga entre os sistemas estudados.

As unidades de estudo não mostraram diferença significativa entre os tratamentos para *E. coli* através da análise Anova e teste T (Quadros 41 e 42 do Apêndice A). A temperatura teve correlação positiva com a eficiência de redução do parâmetro no WV1 e correlação inversa no WV3. A pluviosidade foi correlacionada de forma inversa com a eficiência de remoção de *E. coli* nas unidades WH2, WV2 e WF1 e positivamente nas unidades WH1 e WV2.

O Quadro 45 apresenta as médias obtidas entre as unidades estudadas que empregam a mesma configuração para as estimativas de carga superficial reduzida e resultados do efluente tratado para o parâmetro de *E. coli*.

Quadro 45- Médias entre sistemas de semelhantes Configurações para *E. coli*.

E. coli	Carga sup. reduzida (NMP/m².dia)				Efluente tratado (NMP/100 ml)		
	Media	DP	CV	%	Media	DP	CV
WH1							
WH2	1,35 E+08	1,34 E+08	0,94	90,74	2,86 E+04	3,13 E+04	1,43
WV1							
WV2	2,58 E+07	2,60 E+07	1,12	84,46	2,58 E+03	3,60 E+03	1,41
WV3							
WF1	9,10 E+10	5,50 E+10	0,60	57,21	8,50 E+06	4,92 E+06	0,58

As unidades de estudo apresentaram eficiência de redução superior a 82 % em aplicações de 70 a 133 mm/dia nos WFH e de 50 % em aplicações de 16,5 a 53 mm/dia nos WFV para este parâmetro. Os WFH reduziram em média 8,01 E+07 NMP/m²/dia e apresentaram concentração média de 2,96 E+04 NMP/100 ml no efluente tratado, reduzindo 90 % da carga aplicada. Os WFV reduziram uma média de 1,26 E+07 NMP/m²/dia e apresentaram média de 2,45 E+03 NMP/100 ml no efluente tratado, reduzindo 65 % da carga aplicada. O WMF apresentou redução média de 57 % de *E. coli*, reduzindo em média 9,10 E+06 NMP /m²/dia, com média de 7,42 E+06 NMP/100 ml no efluente tratado.

Observações de Zanella (2008) relata como melhores resultados de tratamento em suas observações com WFH valores de 1,0 E+03 NMP/100 ml. Timm et al (2013) verificam NMP/100 mL variando de 5,2 E+04 a 1,2 E+06 no efluente tratado em WFV na mesma região do presente estudo. Sezerino (2006) obteve média de 4,42 E+02 NMP/100 ml em WFH combinado com lagoas de estabilização. Constata-se que é pouco provável uma redução satisfatória de microrganismos do grupo coliforme, incluindo *E. coli*, para desinfecção do efluente aos níveis exigidos pela legislação.

4.3 AVALIAÇÃO DOS WETLANDS CONSTRUÍDOS ESTUDADOS COMO COMPONENTES DE ECOSANEAMENTO

O estudo destes seis casos de wetlands, aplicados a diferentes situações e contextos, permite uma série de observações que vão além da eficiência do tratamento. É possível avaliar os contextos de pequenos sistemas descentralizados, com os WH1 e WH2 e de casos de tratamento *on site*, com os WV1 WV2 e WV3, além de uma avaliação prévia do potencial da tecnologia que emprega o WMF e se destina a sistemas centralizados.

Os WFH encontram-se na zona urbana de Nova Hartz, estando próximos às residências e integrados a paisagem. O WH1 foi construído em área cedida por um morador nos fundos de uma residência e em zona de transição com uma área de banhado natural e o WH2 encontra-se em área limite de uma APP próximo à vegetação da mata ciliar. Avalia-se a localização destes sistemas em um ótimo contexto, já que tem potencial ecológico de interação com as APP, representam zonas de transição entre áreas urbanizadas e naturais e contam com a geografia natural do terreno para operação do fluxo hídrico.

Os dois sistemas receberam ligação de esgotos de um número maior de residências do que para o qual foram projetados posteriormente a sua construção. Como era a única rede de coleta disponível, as residências construídas no entorno foram naturalmente conectadas aos WFH, comprometendo a efetividade do tratamento e colmatando os dois sistemas. Este fato revela necessidade de projetar sistemas que atendam não apenas a demanda existente, mas aquela que deve ser atendida de acordo com a expansão urbana futura.

A carga superficial aplicada no WH1 é estimada em 34,8 g/DBO/m²/d e 80,5 g/DQO/m²/d, com carga hidráulica de cerca de 133 L/m²/dia e área de 0,60 m²/pessoa. O WH2 recebe 48,65 g/DBO/m²/d e 59,7 g/DQO/m²/d, com carga hidráulica de cerca de 70 L/m²/dia e área de 1,14 m²/pessoa. A soma dos efeitos de sobrecarga na taxa de aplicação orgânica e hidráulica pode explicar os fenômenos de requalque e colmatação observados nestes sistemas. É possível considerar que, mesmo em sistemas corretamente dimensionados, em longo prazo estes fenômenos são esperados e naturais em wetlands construídos.

Segundo as recomendações de dimensionamento citadas para esta configuração em climas frios, o WH1 requer área de 104 m² (2,8 m²/pessoa) segundo a carga de DBO e 150 m² (3 m²/pessoa) segundo a carga de DQO. Considerando que o pré tratamento possa reduzir as cargas em 30%, o WH2 requer área de 264 m² (3,7 m²/pessoa) segundo a carga de DBO (38,33 g/m²/d) e 205 m² (2,9 m²/pessoa) segundo a carga de DQO (41,79 g/m²/d). Nestes

dimensionamentos os sistemas trabalhariam com taxas hidráulicas entre 25 e 30 L/m²/dia. Observa-se que as áreas per capita baseadas na carga poluente enquadram-se na recomendação de 3 a 5 m²/pessoa de Hoffmann et al. (2011) para WH.

Nenhum dos WFH tem área disponível para uma ampliação que atenda a demanda de esgoto com sistemas horizontais. Para reestabelecimento e efetividade do tratamento no WH1 sugere-se a reforma do leito e implantação de WFV individuais nas residências atendidas antes da ligação na rede coletora que conduz ao WFH. Este procedimento seria de menor custo e viabilizaria uma recondução do sistema ao estado de operação efetiva, além de se mostrar como um potencial modelo de descentralização com emprego de wetlands combinados na zona urbana. Embora o espaço disponível na área do WH2 não viabilize sistemas de fluxo horizontal, a geografia do terreno e espaço disponível são perfeitamente adequadas um WFV, que poderia substituir o sistema existente.

Apesar da manutenção de podas tenha sido feita com certa regularidade pela administração pública do município, a falta de reposição da vegetação, reparo nos substratos e ampliação das ETE revelam a necessidade de assessoramento técnico que domine esta tecnologia e tenha condições de orientar a operação dos wetlands. Observa-se que mesmo se tratando de sistemas coletivos de pequeno porte, os wetlands precisam de monitoramento e ações que vão além da retirada de biomassa, sendo que a falta destes cuidados pode colaborar com o descrédito da tecnologia. Toniato (2005) aborda em sua discussão a importância de assessoramento técnico especializado em sistemas de saneamento, destacando que a administração direta das prefeituras, principalmente sobre técnicas sofisticadas ou pouco conhecidas, resulta na ineficácia dos sistemas de esgoto implementados.

Os WFV se localizam na zona rural, constituindo jardins que ficam em áreas de permanência e circulação de pessoas. Todos os WFV foram considerados apropriados para o contexto em que se inserem, estando integrados à paisagem, empregando a gravidade para o fluxo hídrico e tratando o esgoto satisfatoriamente. Destaca-se a forma participativa de construção destes sistemas e o empoderamento dos usuários, que receberam orientação sobre a tecnologia e tem capacidade de observar necessidades de manejo das plantas e eventuais problemas. Van Kaik et al. (2008) relata a importância do processo de conscientização e conhecimento dos usuários sobre os sistemas, que se relacionam a capacidade de avaliação e acompanhamento do tratamento nestas ETE.

O WV1 contou com o reaproveitamento de caixas d'água em sua construção e excluindo o sistema de fossa e filtro teve custo inferior a R\$ 350,00 em substratos e

encanamentos. Constitui um bom modelo de baixo custo a ser indicado para sistemas residenciais principalmente na zona rural, onde normalmente não existem sistemas de coleta e tratamento de esgotos sanitários. O WV2 representa um bom exemplo de tratamento de efluente para reuso, já que o efluente tratado é coletado por um açude que armazena água em estado adequado para irrigação de um viveiro florestal.

Todos os WFV operaram em perfeitas condições em relação à carga aplicada e estado da vegetação ao que pode se atribuir o bom desempenho dos sistemas. Os WV1 e WV2 tem área de 1,5 e 2,4 m²/pessoa, cargas estimadas em 50 e 15 g/DQO/m²/d e 36 e 32 g/DBO/m²/d, com taxas de aplicação hidráulica de 53 e 16 L/m²/dia respectivamente. O WV3 trabalha com bateladas e recebe a cada 7 dias aplicação 104,2 L/m² de esgoto com cargas estimadas em 27 g/DQO/m²/dia e 23,56 g/DBO/m²/dia. Considera-se a área de 0,24 m²/pessoa para o uso deste sistema com uma semana de repouso.

É importante ressaltar que o WV1 possui três estágios e a aplicação é feita em uma área de 1 m² de superfície do primeiro tanque e na ordem de 160 L/m²/dia. Estima-se que nos eventos de sobrecarga o volume máximo de esgoto aplicado seja maior do que 1 m³/d. Observa-se que este wetland conta com tratamento prévio em sistema de fossa e filtro, dimensionados para esta população extra. Este pré-tratamento aumenta o tempo de detenção do efluente e previne grandes vazões momentâneas, o que colabora para que não ocorra transborde deste tanque por incapacidade de infiltração do efluente.

As áreas per capita, recomendações de carga para DQO e taxa de aplicação hidráulica observadas enquadram-se abaixo dos máximos nas recomendações de Hoffmann et al.(2011), que sugere áreas de 1,2 m²/pessoa, taxas de até 70 g/DQO/m²/d e carga hidráulica de até 200 L/m²/dia em climas tropicais. É importante ressaltar que estes sistemas operam há pouco tempo e podem estar aquém do seu potencial de saturação, merecendo um acompanhamento futuro.

O WF1 representa um wetland experimental e embora não represente o princípio exato da tecnologia é possível observar que o sistema atua na retenção e depuração da carga poluente representando um pré-tratamento no qual o aumento de nutrientes evidencia a decomposição do lodo. O FMF que será construído empregando esta tecnologia será centralizado e vai se localizar na periferia do município de Novo Hamburgo, próximo de banhados naturais que compõem uma zona de preservação ecológica da várzea do Rio dos Sinos. Considera-se uma área propícia de interação ecológica com o ambiente de entorno e

ressalta-se o inconveniente de um amplo sistema de tubulações e do emprego contínuo de energia e equipamentos mecânicos neste tipo de wetland.

Martelo e Borrero (2012) destacam a importância de estudos orientados a avaliar a influência dos wetlands sobre outras comunidades a fim de destacar seu potencial de interação ecológica e melhoramento do ambiente. Observa-se o melhor potencial de redistribuição dos recursos hídricos no ambiente em sistemas descentralizados que submetem o efluente a infiltração e recarga de aquíferos ou incorporação em banhados e córregos. As plantas atuam na redução do calor e regulação da humidade ambiente, dependendo da dimensão ou quantidade de sistemas concentrados em dada localidade, pode se considerar que os wetlands constituem elementos com potencial de influência no micro-clima e regime hídrico local. Como configuram sistemas de depuração da matéria orgânica é possível afirmar que períodos de repouso no abastecimento podem reverter estados de colmatção em wetlands construídos, sendo que faltam estudos que possam definir este potencial de resiliência.

Avaliando os wetlands construídos como ecossistemas reconstituídos, não seria impertinente afirmar que os parâmetros de carga orgânica, microbiológica e de nutrientes de águas oriundas de banhados naturais, poderiam servir de referência para as necessidades de tratamento em cada contexto. Esta interpretação presume que o ambiente assume uma dinâmica de incorporação em relação à variação de carga que recebe e estes parâmetros poderiam servir de indicativo para monitoramento e controle dos wetlands construídos em relação ao local em que se inserem.

Uma avaliação mais flexível sobre o papel dos wetlands construídos pode considerar este tipo de sistema não apenas uma ETE, mas também um ecossistema funcional. Deste ponto de vista entende-se que os wetlands poderiam ocupar espaços destinados a áreas verdes ou áreas de mata ciliar sem comprometer a função ecológica destes ambientes. Obviamente estas considerações não são aplicáveis no contexto da legislação vigente, mas se fazem consideráveis na avaliação de premissas para o desenvolvimento sustentável, onde sistemas simplificados e a utilização dos espaços naturais são cabíveis desde que não afetem negativamente os ecossistemas locais.

As condições ambientais observadas nos WFH, aliadas ao potencial de efetividade observado nos WFV residenciais evidenciam um modelo potencial de descentralização e aproveitamento do espaço urbano na gestão de efluentes. Assim como os sistemas de fossa e filtro, a inclusão de wetlands para tratamento *on site* poderia passar a ser uma exigência dos órgãos fiscalizatórios nos locais com área de implantação favorável. A partir dos sistemas

individuais de fluxo vertical, o efluente pode ser direcionado a sistemas coletivos de fluxo horizontal, junto às áreas mais baixas e que geralmente abrigam as APP ou área de reserva legal, como no caso dos WFH. Acredita-se que a adoção deste tipo de política depende principalmente da popularização das tecnologias de ecosaneamento e capacitação profissional para atender esta demanda, além de um planejamento adequado da expansão urbana.

5 CONCLUSÕES

Todas as unidades estudadas apresentaram desempenho satisfatório na remoção da carga orgânica, turbidez e estabilização do pH. Os sistemas atenderam a legislação em todas as médias do esgoto tratado para DBO, DQO, Turbidez e pH. Para o parâmetro de pH as médias para o efluente tratado ficaram entre 6,7 e 7,2 em todas as unidades de estudo. Somente a unidade WV2 atendeu a legislação na remoção do parâmetro Cor.

Para o parâmetro de DBO a média para o efluente tratado, carga removida por m^2 e eficiência de remoção, foram de respectivamente 26,3 mg/L, 38,8 g/m^2 e 91,89% entre os WFH; de 12,4 mg/L, 30,4 g/m^2 e 98,45% entre os WFV e 134 mg/L, 74 g/m^2 e 54,98% na unidade WF1.

Para o parâmetro de DQO a média para o efluente tratado, a carga removida por m^2 e a eficiência, foram de respectivamente 160,1 mg/L, 53,1 g/m^2 e 74,41% entre os WFH; de 156,1 mg/L, 27,1 g/m^2 e 81,34% entre os WFV e 234,2 mg/L, 126,2 g/m^2 e 56,01% na unidade WF1.

Para o parâmetro de Cor a média para o efluente tratado e de eficiência na redução da carga, foram de respectivamente 303 NTU e 75,21% de eficiência entre os WFH; de 160 NTU com eficiência de 77,42% entre os WFV e de 163,6 NTU e 35,09% na unidade WF1

Para o parâmetro de Turbidez a média para o efluente tratado e de eficiência na redução da carga, foram de respectivamente 20,93 NTU e 80,88% de eficiência entre os WFH; 39,7 NTU com eficiência de 73,52% entre os WFV e 64,1 NTU e 34,29% no WF1.

Todos os WFV tiveram desempenho satisfatório na remoção de nutrientes e atenderam a legislação para P, NTK e NH_4 . Os WFH não obtiveram remoção satisfatória da carga de nutrientes e não atenderam a legislação na maioria das amostragens. O WF1 teve aumento nas concentrações da carga orgânica, reflexo da decomposição do lodo nesta unidade de pré-tratamento.

Para o parâmetro de P a média para o efluente tratado, a carga removida por m^2 e a eficiência, foram de respectivamente 5,8 mg/L, 0,4 g/m^2 e 39,26% entre os WFH e de 0,6 mg/L, 0,2 g/m^2 e 72,23% entre os WFV. O WF1 apresentou concentração de 5,3 mg/L no efluente tratado, com aumento de 0,18 g/m^2 em relação à carga aplicada e aumento de 11,39% em relação ao efluente bruto.

Para o parâmetro de NTK a média para o efluente tratado, a carga removida por m^2 e a eficiência, foram de respectivamente 52,9 mg/L, 5,3 g/m^2 e 52,23% entre os WFH e 7,7 mg/L, 2,2 g/m^2 e 90,07% entre os WFV. O WF1 apresentou concentração de 75,3 mg/L

no efluente tratado, com aumento de 4,1 g/m² em relação à carga aplicada e aumento de 32,77% em relação ao efluente bruto.

Para o parâmetro de NH₄ a média para o efluente tratado, a carga removida por m² e a eficiência, foram de respectivamente 50,2 mg/L, 3,08 g/m² e 37,18% entre os WFH e de 7,6 mg/L, 2,2 g/m² e 90,07% entre os WFV. O WF1 apresentou concentração de 38 mg/L no efluente tratado, com aumento de 2,7 g/m² em relação à carga aplicada e aumento de 30,79% em relação ao efluente bruto.

Somente a unidade WV3 atendeu a legislação no parâmetro de Coliformes Totais (média de 2,72 E+02 NMP/100 mL). Somente as unidades WV1 e WV3 atenderam a legislação para desinfecção de *E.coli* em todas as amostragens e nas médias (2,7 E+02 e 8,50 E+01 NMP/100 mL). A unidade WV2 atendeu a legislação neste parâmetro nos meses de agosto e setembro, mas não na média para os 5 meses (7,4 E10³ NMP/100 mL).

Para o parâmetro de Coliformes Totais a média para o efluente tratado, unidade removida por m² e decréscimo, foram de respectivamente 2,97 E+04 NMP/100 mL, 1,21 E+08 NMP/m² e 73,97% entre os WFH; 3,38 E+04 NMP/100 mL, 3,44 E+07 NMP/m² e 87,20% entre os WFV e 8,5 E+06 NMP/100 mL, 6,28 E+10 NMP/m² e 58,78% no WF1.

Para o parâmetro de *E.coli* a média para o efluente tratado, a carga removida por m² e a eficiência, foram de 2,86 E+04 NMP/100 mL, 1,35 E+08 NMP/m² e 90,74% entre os WFH; 2,58 E+03 NMP/100 mL, 2,58 E+07 NMP/m² e 84,46% entre os WFV e 8,5 E+06 NMP/100 mL, 9,1 E+10 NMP/m² e 57,22% na unidade WF1.

As observações feitas neste estudo sugerem que os sistemas de wetlands não são capazes de remover satisfatoriamente microrganismos do grupo coliformes.

A pluviosidade e temperatura mostraram influência na dinâmica de funcionamento dos sistemas, indicando influência no balanço hídrico e nas atividades microbiológicas dos sistemas.

As espécies invasoras mais presentes e problemáticas nos wetlands monitorados foram *Mikania cordifolia*, trepadeira capaz de suprimir as macrófitas, arbustivas como Capim-elefante (*Panicum* sp.) e Cruz-de-malta (*Ludwigia leptocarpa*) e herbáceas como Trapoeraba (*Tradescantia fluminensis* e *Commelina* spp.) e Erva-de-bicho (*Polygonum* spp.), que ocupam o espaço das plantas suprimidas e geram fator de competição pelo espaço.

A soma dos efeitos de sobrecarga na taxa de aplicação orgânica e hidráulica pode explicar os fenômenos de requalque e colmatação observados neste estudo. É possível considerar que, mesmo em sistemas corretamente dimensionados, em longo prazo estes fenômenos são esperados e naturais em wetlands construídos.

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

O WV1 constitui um modelo residencial de baixo custo a ser indicado para tratamentos *on site* principalmente na zona rural, mas também considerado apto para zona urbana.

Quando construídos de forma participativa e educativa, como no caso dos WFV, geram um fator de empoderamento e responsabilidade social sobre os usuários, que passam a dominar a tecnologia e valorizar necessidades de saneamento, além de tornarem-se importantes agentes de educação ambiental.

O contexto observado nos WFH revela a importância de bons critérios para projeção e a necessidade de monitoramento e acompanhamento técnico especializado, que indique as condições de operação e manutenções necessárias para continuidade na efetividade dos tratamentos em longo prazo.

WMF (WF1) é um sistema piloto e mostrou potencialidades como pré tratamento. Os FMF representam uma tecnologia a ser considerada para sistemas de grande porte e merecem mais estudos acerca de sua eficiência em uma configuração completa e corretamente dimensionada.

O emprego e difusão destas ecotecnologias de saneamento dependem da popularização destes métodos entre corpo técnico e gestores dos órgãos responsáveis pelos sistemas de saneamento, que pode ser suprida com a capacitação de profissionais para atender adequadamente esta demanda. É imperativo que continuem os estudos acerca destes sistemas e investimentos do poder público para incorporar políticas de saneamento ecológicas e sustentáveis.

A combinação de WFV residenciais com WFH coletivos pode ser uma solução apropriada para o emprego de wetlands descentralizados na zona urbana. Recomenda-se a reformulação dos WFH, onde o WH1 pode ser reformado como WFH e antecedido de WFV residenciais e o WH2 pode ser transformado em um WFV corretamente dimensionado. Estas alterações devem melhorar a efetividade do tratamento nestes sistemas e permitir a avaliação de um WFV coletivo e de um WFM (wetland de fluxo misto) piloto.

O monitoramento dos wetlands nestas novas configurações pode constituir a continuidade deste trabalho, que também deveria incluir o monitoramento em longo prazo dos WV residenciais. Outros sistemas de pequeno e médio porte existentes na região e que não foram contemplados neste trabalho podem constituir alvo de novos monitoramentos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALMEIDA, G. C. P. **Caracterização Física e Classificação de Solos** - Universidade Federal de Juiz de Fora. Juiz de Fora, Minas Gerais, 2005.

ALMEIDA, R. A.; OLIVEIRA, L. F. C.; KLIEMANN, H. J. **Eficiência de espécies vegetais na purificação de esgoto sanitário**. Pesquisa Agropecuária Tropical (UFG), Goiânia, 2007.

ARIAS, O. **Estudio de la biodegradación de la materia orgánica en humedales construidos de flujo subsuperficial**. Universitat Politècnica de Catalunya. Departament d'Enginyeria Hidràulica, Marítima i Ambiental. Tesina, Barcelona. 2004.

BAHLO, K.; WACH, G. **Naturnahe Abwasserreinigung**.Staufen bei Freiburg: Ökobuch Verlag, 1996.

BARRETO, A. B. **A seleção de macrófitas aquáticas com potencial para remoção de metais-traço em fitorremediação**. Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte, MG, 2011.

BENTO, A. P.; SEZERINO, P. H.; BARBOSA, T. C.; PHILIPPI, L. S. **Comparação ente modelos aplicados ao diagnóstico do tratamento de esgotos por sistemas de lodos ativados, baseados em parâmetros biológicos**. In: IV Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2002.

BERTRAND, Y. A.; **Home – Nosso Planeta, Nossa Casa**. (Filme-Vídeo) Gênero: Documentário. Duração: 90 minutos. França. 2009.

BIOMATRIX WATER - **Portifólios, Folders e Banners**. Disponível em: <<http://www.biomatrixwater.com>> Acesso em novembro de 2014.

BITTON, G. **Wastewater microbiology** . 3rd ed. Hoboken, New Jersey: John Wiley & Sons Inc., 2005.

BRASIL. **Água e Desenvolvimento Sustentável Recursos Hídricos Fronteiriços e Transfronteiriços do Brasil** - Governo Federal Presidência da República Secretaria de Assuntos Estratégicos Esplanada dos Ministérios, Brasília – DF, 2013.

BRASIL. 2007. Ministério das Cidades. **Lei Federal nº 11.445 , de 05 de janeiro de 2007**. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2007/lei/111445.htm>. Acesso em: outubro de 2013.

BRASIL. 2005. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução Conama nº 357**, de 17 de março de 2005. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>>. Acesso em: novembro de 2013.

BRASIL. 2011. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução Conama nº 430**, de 13 de maio de 2011. Disponível em: <<http://www.saude.mg.gov./publicacoes>>. Acesso em: novembro de 2013.

BRASIL. 2006. Ministério do Meio Ambiente. Secretaria dos Recursos Hídricos. **Plano Nacional de Recursos Hídricos**. Panorama e Estado dos Recursos Hídricos do Brasil. Brasília: MMA, 2006.

BRASIL. 2006b. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução nº 377, de 09 de outubro de 2006**. Dispõe Sobre Licenciamento Ambiental Simplificado de Sistemas de Esgotamento Sanitário. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=507>>. Acesso em: novembro de 2013

BRIX, H., KOOTTATEP, T.;FRYD, O.; LAUGESSEN, C. H. **The flower and the butterfly constructed wetland system at Koh Phi Phi—System design and lessons learned during implementation and operation**. Ecological Engineering, 2010.

BRIX, H. **“Do macrophytes play a role in constructed treatment Wetlands?”** Water Science & Technology, 1997.

BRIX, H. **Functions of Macrophytes in Constructed Wetlands**. Water Science Technology, Oxford, 1994.

BURIOL, G. A.; ESTEFANEL, V.; CHAGAS, A. C.; EBERHARDT, D. **Clima e Vegetação Natural do Estado do Rio Grande do Sul Segundo o Diagrama Climático de Walter e Lieth**. Ciência Florestal, Santa Maria-RS, 2007.

CAMARGO, S. R., **Filtro Anaeróbio com Enchimento de Bambu para Tratamento de Esgotos Sanitários: Avaliação da Partida e Operação**. Dissertação (Mestrado). Faculdade de Engenharia Civil, UNICAMP, Campinas – SP. 2000.

CAMPBELL, C. S. & OGDEN, M. H. **Constructed Wetlands in the sustainable landscape**. John Wiley & Sons Inc,1999.

CARVALHO, A. B. P.; OZÓRIO C. P. **Avaliação sobre banhados no Rio Grande do Sul**. Revista de Ciências Ambientais, Canoas, RS, 2007.

CONSEMA - Conselho de Recursos Hídricos do Estado do Rio Grande do Sul - CRH. **RESOLUÇÃO CONSEMA Nº 128/2006**. Disponível em: <http://www.rs.gov.br>. Acesso em dezembro de 2013.

COMITESINOS – Comitê de Gerenciamento da Bacia Hidrográfica do Rio dos Sinos. **Caracterização da Bacia do Rio dos Sinos**. Disponível em: <<http://www.comitesinos.com.br/>> Acesso em dezembro de 2013.

COSTANZA, R., D'ARGE, R., DE GROOT, R.S., FARBER, S., GRASSO, M., HANNON, B., LIMBURG, K., NAEEM, S., O'NEILL, R.V., PARUELO, J., RASKIN, R.G., SUTTON, P., VAN DEN BELT, M. **The value of the world's ecosystem services and natural capital**. Nature, 1997.

CRITIES, R. & TCHOBANOGLOUS, G. **Small and decentralized wastewater management systems**. McGraw Hill, 1998.

DECAMP, O.; WARREN, A.; SANCHEZ, R. **The role of ciliated protozoa in subsurface flow Wetlands and their potential as bioindicators**. Water Science and Technology, 1999.

DELGADILLO, O.; CAMACHO A.; PÉREZ, I. f.; ANDRADE, M. **Depuración de aguas residuales por medio de humedales artificiales**. Universidad Mayor de San Simón, Facultad de Agronomía. Cochabamba, Bolivia, 2010.

DURLO, M. A.; SUTILI, F. J. **Bioengenharia: manejo biotécnico de cursos de água**. EST Edições. Porto Alegre, RS, 2005.

ESREY, S. A; GOUGH, J.; RAPAPORT, D.; SAWYER, R.; SIMPSON-HÈBERT, M.; VARGAS, J.; WINBLAD U. **Ecological Sanitation**. Stockolm: SIDA, 1998.

FUNASA - **Manual de saneamento 3. Ed ver.** - Brasília. Fundação Nacional de Saúde. Ministério da Saúde, Brasília, 2006.

GOOGLE EARTH. **Aplicativo**. Disponível em: <<http://www.earth.google.com/>>. Acesso em: setembro de 2013.

GOOGLE MAPS. **Aplicativo**. Disponível em: <<http://www.maps.google.com/>>. Acesso em: setembro de 2013.

GREENWAY, M.; WOOLLEY, A. **Constructed Wetlands in Queensland: Performance efficiency and nutrient bioaccumulation**. Ecological Engineering, 1999.

HANSON, C., FINISDORE, J., RANGANATHAN, J. & ICELAND, C. **The Corporate Ecosystem Services Review. Guidelines for Identifying Business Risks & Opportunities Arising from Ecosystem Change**. World Resources Institute, Meridian Institute, World Business Council for Sustainable Development, 2008.

HOFFMANN, H. PLATZER, C. WINKER, M. VON MUENCH, E. **Technology review of constructed Wetlands**. Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GIZ) GmbH Sustainable sanitation - ecosan program. Eschborn, Germany, 2011.

IBAMA, 2000. **Banhados**. Disponível em: <<http://www.ibama.gov.br/>> Acesso em: 01 nov. 2013.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. 2012. **Indicadores de Desenvolvimento Sustentável**. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/>>. Acesso em Abril de 2012.

IWA. **Specialist group on the use of macrophytes in water pollution control, Constructed Wetlands for pollution control: processes, performance, design and operation** – scientific and technical report n.8. IWA Publishing. London – UK, 2000.

JORDÃO, E. P.; VOLSCHAN Junior, I. **Tratamento de Esgotos Sanitários em Empreendimentos Habitacionais**. Caixa Econômica Federal, Brasília, 2009.

KADLEC, R.H.; KNIGHT, R. L. **Treatment Wetlands**, 2nd ed.; CRC Press: Boca Raton, FL, USA. 2008.

KUMAR, P. M.; WOOD, V. M.; NIGANDHI, D. **Guidance manual for the valuation of regulating services**. Ecosystem Services Economics (ESE) Working Paper Series, UNEP. Nairobi, Kenya, 2010.

LEMES, J. L. V. B.; SCHIRMER, W. N.; CALDEIRA, M. V. W.; VAN KAICK, T.; LOPES, O. A.; BARBARA, R. R. **Tratamento de esgoto por meio de zona de raízes em comunidade rural**. Revista Acadêmica. Ciências Agrárias e Ambientais, 2008.

LETINGA, G.; ZEEMAN, G.; LENS, P. (Ed.) **Decentralised Sanitation and Reuse: Concepts, Systems and Implementation**. London: IWA, 2001.

LIMA, R. G. **Tratamento descentralizado de efluentes como alternativa a depoluição dos recursos hídricos da região metropolitana de Aracajú/SE**. São Cristóvão – Dissertação de Mestrado – Universidade Federal de Sergipe, 2008

LOHMANN, G. **Caracterização microbiológica de estação de tratamento de esgoto por zona de raízes de fluxo vertical**. Curitiba, Dissertação de Mestrado - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil, 2011.

MACROFITAS SL, 2014 - **Portifólios, Folders e Banners**. Disponível em: <<http://www.hidrolution.com/sp/index.php>> Acesso em novembro de 2014.

MANCUSO, P. C. S; SANTOS, H. F. **Reuso de água**. São Paulo: USP/ Faculdade de Saúde Pública. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2002.

MARMIROLI, N.; MAESTRI, E. **Health implications of trace elements in the environment and the food chain**. In: PRASAD, M. N. V. (Ed.) Trace elements as contaminants and nutrients. John Wiley & Sons, New Jersey, USA, 2008.

MARTELO J.; BORRERO, J. A. L. **Macrófitas flotantes en el tratamiento de aguas residuales; una revisión del estado del arte**. Ingeniería y Ciencia, Volumen 8, número 15, 2012

MATOS, A.; ABRAHÃO, S.; MONACO, P.; SARMENTO, A.; MATOS, M. **Capacidade extratora de plantas em sistemas alagados construídos utilizados no tratamento de águas residuárias de laticínios**. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, 2010.

MATOS, A. T. - Palestra: "**Papel das macrófitas nos sistemas alagados construídos (Wetlands Contruídos)**" - in: I Simpósio Brasileiro de Wetlands Contruídos construídos. Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis – SC, 10/05/2013

MAZZOLA, M. ; ROSTON, D. M.; VALENTIM, M. A. **Utilização de leitos cultivados (construced wetlands) no tratamento de efluente de reator anaeróbio compartimentado**. In: VIII Encontro científico de pós-graduação do CENA-USP, Piracicaba - SP, 2003.

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

MAZOYER, M., ROUDART, L.; **História das agriculturas no mundo: do neolítico à crise contemporânea**. (tradução de Cláudia F. Falluh Balduino Ferreira). Editora UNESP, São Paulo. Brasília, DF, 2010.

McKINNEY, R. E. **Environmental Pollution Control Microbiology**. Marcel Dekker, USA, 2004.

MENDONÇA, L. C. **Microbiologia e cinética de sistema de lodos ativados como pós-tratamento de efluente de reator anaeróbio de leito expandido**. Tese (Doutorado em Engenharia Civil), Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. São Carlos, SP. 2002.

MOLLE, P., LIÉRNARD, A., BOUTIN, C., MERLIN, G., IVEMA, A. **How to treat raw sewage with constructed Wetlands an overview of the French system**. Water Science and Technology, 2005

NYAKANG'O, J. B.; VAN BRUGGEN, J. J. A. **Combination of a well functioning constructed wetland with a pleasing landscape design in Nairobi, Kenya**. Water Science Technology. Nairobi, Kenya, 1999.

OLIJNYK, Débora P. **Avaliação da nitrificação e desnitrificação de esgoto doméstico empregando filtros plantados com macrófitas (Wetlands Contruídos) de fluxos vertical e horizontal – sistemas híbridos**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). UFSC, Florianópolis, 2008.

OLIVEIRA, A. M. S. e BRITO, S. N. A. **Geologia de Engenharia**, 1ª ed., 3ª reimpressão. São Paulo – SP. 2002.

ORGANIZAÇÃO das NAÇÕES UNIDAS. 2008. **Desenvolvimento**. Disponível em: <<http://www.un.org>>. Acesso em: 08 out. 2013.

PEEL, M. C. AND FINLAYSON, B. L. AND MCMAHON, T. A. **"Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification"**. Hydrology Earth System Science. 2007.

PHILIPPI, L. S.;SEZERINO, P. H.; OLIJNYK, D. P.; KOSSATZ, B. **Eficácia dos Sistemas de Tratamento de Esgoto sanitário e de água para Consumo Humano Utilizando Wetlands Contruídos Considerando Períodos Diferentes de Instalação e Diferentes Substratos e Plantas Utilizados**. Relatório Final de Projeto. Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis – SC, 2007.

PHILLIPI, L. S. & SEZERINO, P. H. **Aplicação de Sistemas Tipo Wetlands Contruídos no Tratamento de Águas Residuárias: Utilização de Filtros Plantados com Macrófitas**. Florianópolis-SC, 2004.

PHYTORESTORE BRASIL 2012 - **Portifólios, Folders e Banners**. Disponível em:<<http://issuu.com/phytorestore.brasil>> Acesso em novembro de 2013.

PLATZER, C., HOFFMANN, H., CARDIA, W. **O wetland como componente de ecosan – experiências com o uso e dimensionamento no clima subtropical**. In: Proceedings of the International conference on sustainable sanitation: Food and water security for Latin America. Fortaleza, Brasil, 2007.

PLATZER, C. **Design recommendations for Subsurface Flow constructed Wetlands for nitrification and denitrification**, in: Proceedings of the 6th IAWQ Conference on Wetland Systems in Water Pollution Control. Águas de São Pedro, SP, 1998.

PRÓ GUAÍBA 2003. **Programa Pró-Guaíba**, Disponível em: <<http://www.proguaiba.rs.gov.br/bacias.htm>> Acesso em maio de 2009.

ROLON, A. N.; MALTCHIK, L. **Áreas palustres: classificar para proteger**. Ciência Hoje, 2006.

SALATI, E., SALATI E. F., SALATI E. **Utilização de sistemas de Wetlands construídas para tratamento de águas**. Publicação técnica – Instituto Terramax. Piracicaba, São Paulo, 2009.

SALATI, E. **Controle de Qualidade de Água Através de Sistemas de Wetlands Construídos**. Publicação técnica – Fundação Brasileira para o Desenvolvimento Sustentável. São Conrado, Rio de Janeiro, 2007.

SAMUEL, P. R. S. **Alternativas Sustentáveis de Tratamento de Esgotos Sanitários Urbanos, através de Sistemas Descentralizados, para Municípios de Pequeno Porte**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, UFRGS, Porto Alegre, 2011.

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

SEZERINO, P. H. ; OLIJNYK, D. P.; BENTO, A. P.; PANCERI, B.; PHILIPPI, L. S. **Tratamento de efluente doméstico combinado com efluente agroindustrial utilizando filtro plantado com macrófitas - Constructed Wetlands**. Evidência (Videira), 2007.

SEZERINO, P. H.. PHILIPPI, L. S.; **Filtro plantado com macrófitas (Wetlands Contruídos) como tratamento de esgotos em unidades residenciais: critérios para dimensionamento**. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. Saneamento Ambiental: Ética e Responsabilidade Social. Joinville, 2003.

SNIS 2013. **Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento**. Disponível em: <<http://www.snis.gov.br/>>. Acesso em: Janeiro de 2015.

SOUSA, J. T.; HAANDEL, A. C. V.; LIMA, E. P. C.; HENRIQUE, I. N. **Utilização de Wetland Construído no Pós-tratamento de Esgotos Domésticos Pré-tratados em Reator UASB**. Engenharia Sanitária e Ambiental, 2004.

SUSARLA, S.; MEDINA, V. F.; MCCUTCHEON, S. C. **Phytoremediation: An ecological solution to organic chemical contamination**. Ecological Engineering, 2002.

TIMM J. M.; GOMES, L. P.; MALUF, R. W. **Desempenho de jardins filtradores (Wetlands Contruídos) no tratamento descentralizado de esgotos domésticos no sul do Brasil**. In: 1º Simpósio Brasileiro sobre Aplicação de Wetlands Contruídos Construídos no Tratamento de Águas Residuárias. Florianópolis, SC, 2013.

TONETTI, A. L. ; CORAUCCI FILHO, B. ; STEFANUTTI, R. ; FIGUEIREDO, R. F.; SÃO PEDRO, C. C. O. **Remoção de matéria orgânica, coliformes totais e nitrificação no tratamento de esgotos domésticos por filtros de areia**. Engenharia Sanitária e Ambiental, Rio de Janeiro, 2005.

TONIATO, J. V. **Avaliação de um Wetland construído no tratamento de efluentes sépticos – Estudo de caso Ilha Grande, Rio de Janeiro Brasil.** Dissertação de Mestrado - Escola nacional de saúde pública. Fundação Oswaldo Cruz, 2005.

TORTORA, G. J.; FUNKE, B. R.; CASE, C. L. **Microbiologia.** Artmed, 8ª edição. Porto Alegre, RS, 2005.

TUCCI, C.E.M. **Gestão de Águas Pluviais Urbanas –** Ministério das Cidades – Brasília, 2005.

UN-HABITAT. **Constructed Wetlands Manual.** Water for Asian Cities Programme. Nepal, Kathmandu, 2008.

USEPA, **Free water surface Wetlands Contruídos for wastewater treatment: A technology assessment.** Washington - EUA, Office of Water, 1999.

USEPA, United States Environmental Protection Agency. **Introduction to Phytoremediation.** Cincinnati, 2000.

VAN KAICK, T. S. **Estação de tratamento de esgoto por meio de zona de raízes: uma proposta de tecnologia apropriada para saneamento básico no litoral do Paraná.** Dissertação (Mestrado em Tecnologia) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba, 2002.

VAN KAICK, T. S.; MACEDO, C. X.; PRESZNHUK, R. A. O. **Jardim ecológico - tratamento de esgoto por zona de raízes: análises e comparação da eficiência de uma tecnologia de saneamento apropriada e sustentável.** In: VI Semana de Estudos da Engenharia Ambiental UNICENTRO, Irati, 2008.

VAZOLLÉR, R. F. **Microbiologia de lodos ativados,** São Paulo: CETESB, 1989.

VON SPERLING, M. **Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos.** 3. ed. UFMG, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Belo Horizonte, 2005.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos: Princípios do tratamento biológico de águas residuárias.** v. 1. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 1996.

VYMAZAL, J.; **Removal of nutrients in various types of constructed Wetlands.** Science of the Total Environment, n. 380, 2007.

VYMAZAL, J.; **Constructed Wetlands for Wastewater Treatment – A Review.** Journal Water, Department of Landscape Ecology, Faculty of Environmental Sciences, Czech University of Life Sciences, Prague, Czech Republic. 2010.

WERNER, C.; AVENDAÑO, V.; DEMSAT, S.; EICHER, I.; HERNANDEZ, L.; JUNG, C.; KRAUS, S.; LACAYO, I.; NEUPANE, K.; RABIEGA, A.; WAFLE M. **“Ecosan—closing the loop”**—Proceedings of the 2nd International Symposium on ecological sanitation, Lübeck, Germany, 2004.

ZANELLA, L. **Plantas Ornamentais no pós Tratamento de Efluentes Sanitários: Wetlands Construídos Utilizando Brita e Bambu como Suporte.** Campinas, Tese de

Doutorado, Universidade Estadual de Campinas – Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo, 2008.

APÊNDICE A

Resultados do monitoramento das unidades de Wetlands Construídos

Estimativa de carga reduzida mensal por parâmetro em cada unidade de estudo

Teste de correlação de Pearson entre parâmetros analisados e fatores climáticos

Teste T de Tukey entre esgoto bruto e tratado por unidade estudada

Análise de variância (ANOVA) entre a eficiência das unidades estudadas por parâmetro

Teste T de Tukey entre a eficiência das unidades estudadas em cada parâmetro

Quadro 1- Resultado das análises realizadas no período de monitoramento na unidade WH1.

ETE Liberdade (WH1)												
Parâmetro	Jun		Jul		Ago		Set		Out		Media	
	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída
DBO (mg/l)	112,0	24,0	216,0	18,0	320,0	41,5	300,0	34,0	357,0	41,0	261,0	31,7
DQO (mg/l)	725,9	13,9	490,2	88,8	427,4	185,6	661,3	156,8	713,7	466,7	603,7	182,4
P (mg/l)	7,1	6,6	12,2	3,5	18,8	8,8	11,1	9,8	10,2	10,1	11,9	7,8
N Total (mg/l)	70,6	39,2	99,8	36,4	77,9	55,2	163,2	89,0	119,8	85,5	106,3	61,1
NH₄ (mg/l)	59,7	38,0	85,9	34,8	66,1	52,6	146,5	85,4	104,7	81,8	92,6	58,5
pH	7,5	6,9	7,3	6,9	7,2	6,9	7,5	6,9	7,1	6,7	7,3	6,9
Cor (NTU)	1820,0	408,0	1329,6	167,7	1430,3	288,1	1882,8	405,2	1492,0	420,9	1591,0	338,0
Turbidez (NTU)	92,0	34,0	116,0	9,6	156,0	23,9	162,0	35,0	142,0	36,9	133,6	27,9
C.Totais (NMP/100 ml)	N/D	N/D	8,3 E+02	7,7 E+02	1,9 E+05	1,2 E+05	3,5 E+05	6,8 E+03	5,2 E+04	8,8 E+04	1,5 E+05	5,5 E+04
E. coli (NMP/100ml)	N/D	N/D	1,4 E+05	6,3 E+03	1,9 E+05	6,7 E+04	3,2 E+02	3,1 E+03	3,4 E+04	1,3 E+05	1,7 E+05	5,1 E+04
Prec. mm (5 dias)	2		49		7		23		0		16,2	
Prec. mm	0		0		2		2		0		0,8	
T Ć (5dias)	14,6		18,4		14,2		20,2		20,6		17,6	
T Ć	14		14		11		24		23		17,2	
Taxa (l/m²/dia)	133,3											

Quadro 2- Resultado das análises realizadas no período de monitoramento na unidade WH2.

ETE Vila Nova (WH2)													
Parâmetro	Jun		Jul		Ago		Set		Out		Media		
	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída	
DBO₅ (mg/l)	600,0	30,5	295,0	15,5	1070,0	38,5	640,0	8,5	870,0	11,6	695,0	20,9	
DQO (mg/l)	99,2	5,0	293,0	183,9	1584,7	106,2	1176,3	357,6	1114,5	37,0	853,5	137,9	
P (mg/l)	0,3	2,6	5,8	5,0	5,8	4,6	20,9	2,1	14,1	5,4	9,4	3,9	
N Total (mg/l)	3,1	27,4	70,7	27,3	140,4	65,5	199,2	51,6	138,4	51,9	110,4	44,7	
NH₄ (mg/l)	1,3	24,2	41,8	24,7	75,1	63,6	129,8	47,8	76,9	49,0	65,0	41,9	
pH	7,2	6,9	7,1	6,9	7,5	6,9	7,7	7,3	7,4	7,1	7,4	7,0	
Cor (NTU)	296,0	334,6	845,4	292,6	7821,8	249,6	4263,4	236,1	3311,8	227,5	3307,7	268,1	
Turbidez (NTU)	41,7	25,0	68,0	17,5	924,0	15,3	340,3	12,8	296,0	13,0	334,0	16,7	
C. Totais (NMP/100 ml)	1,1 E+04	6,2 E+04	0,00E+00	3,3 E+01	1,7 E+05	1,0 E+04	2,5 E+05	5,1 E+03	2,4 E=05	1,8 E+03	1,7 E+05	4,8 E+03	
E. coli (NMP/100ml)	2,6 E+04	2,8 E+04	0,00E+00	0,00E+00	1,7 E+06	2,8 E+03	1,7 E+05	5,7 E=02	2,8 E=05	4,4 E+02	1,6 E+05	6,0 E+03	
Prec. mm (5 dias)	54		68		7		6		27		32,4		
Prec. mm	21		35		0		0		0		11,2		
T ºC (5dias)	16,6		17,4		13,6		19		19,8		17,28		
T ºC	18		18		11		20		22		17,8		
Taxa (l/m²/dia)	70												

Quadro 3- Resultado das análises realizadas no período de monitoramento na unidade WV1.

ETE Güntherland (WV1)													
Parâmetro	Jun		Jul		Ago		Set		Out		Media		
	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída	
DBO₅ (mg/l)	270	7	393	6,5	1090	19,5	590	5,3	1050	5	678,6	8,66	
DQO (mg/l)	273,20	7,25	655,20	79,15	2383,34	79,15	1015,67	231,024	372,14	175,78	939,91	114,47	
P (mg/l)	2,7	0,11	2,3	0,12	8,9	0,2	4,07	0,25	0,08	0,05	3,61	0,146	
N Total (mg/l)	70,7	1	22,8	1,25	124,3	1,3	10,7	4,67	12,1	1,1	48,12	1,864	
NH₄ (mg/l)	52,3	0,4	5,9	0,44	19,5	0,2	3,85	0,29	2,38	0,2	16,786	0,306	
pH	7,44	6,76	5,72	6,74	5,2	6,68	5,97	7,31	4,97	6,88	5,86	6,874	
Cor (NTU)	971,62	47,9	595,86	30,24	3942	19,88	1984,08	29,39	1581,36	41,88	1814,984	33,858	
Turbidez (NTU)	120,33	14,86	95	20,25	1172	8,04	336	1,84	202	5,45	385,066	10,088	
C. Totais (NMP/100 ml)	1,7 E+04	4,8 E+03	1,0 E+05	7,1 E+02	1,7 E+05	8,8 E+03	3,4 E+05	1,4 E+05	2,9 E+05	2,1 E+05	2,29 E+05	9,31 E+04	
E. coli (NMP/100ml)	4,0 E+04	8,8 E+02	1,3 E+02	4,9 E+01	1,6 E+03	1,3 E+02	1,6 E+04	5,8 E+02	2,9 E+05	3,3 E+02	7,88 E+04	2,73 E+02	
Prec. mm (5 dias)	54		68		7		6		27		32,4		
Prec. mm	21		35		0		0		0		11,2		
T ºC (5dias)	16,6		17,4		13,6		19		19,8		17,28		
T ºC	18		18		11		20		22		17,8		
Taxa (l/m²/dia)	53,3												

Quadro 4- Resultado das análises realizadas no período de monitoramento na unidade WV2.

ETE OCA (WV2)													
Parâmetro	Jun		Jul		Ago		Set		Out		Media		
	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída	
DBO₅ (mg/l)	286,0	33,0	7400,0	29,0	1000,0	12,0	5500,0	19,0	1000,0	20,0	1946,5	22,6	
DQO (mg/l)	2191,1	106,1	573,2	77,4	864,7	101,0	388,1	119,3	636,9	334,0	930,78848	147,5616	
P (mg/l)	13,4	0,2	63,7	5,2	39,3	1,7	26,1	0,3	27,5	0,2	34	1,52	
N Total (mg/l)	163,5	18,5	364,0	32,1	177,7	11,3	255,6	23,6	305,9	3,5	253,34	17,8	
NH₄ (mg/l)	145,2	15,7	300,0	23,9	152,2	7,1	241,7	18,3	271,1	0,6	222,04	13,128	
pH	7,5	7,0	6,9	6,8	6,9	6,7	6,9	6,1	6,7	7,1	6,98	6,74	
Cor (NTU)	5040,0	3440,0	2105,3	167,0	5215,0	64,5	2061,6	1119,1	1542,5	148,3	3192,868	126,606667	
Turbidez (NTU)	361,0	128,0	238,0	20,8	472,0	9,5	130,0	192,0	200,0	12,0	280,2	14,1	
Col. Totais (NMP/100 ml)	N/D	N/D	8,3 E+02	5,3 E+03	1,6 E+05	1,1 E+04	3,4 E+04	3,2 E+03	3,2 E+05	1,2 E+04	1,32E+05	8,13E+03	
E. coli (NMP/100ml)	N/D	N/D	1,9 E+05	2,5 E+04	1,4 E+05	1,5 E+03	1,4 E+04	5,1 E+00	3,0 E+05	2,7 E+03	1,66E+05	7,40E+03	
Prec. mm (5 dias)	30		30		21		15		0		19,2		
Prec. mm	0		1		4		1		0		1,2		
T ºC (5dias)	12		16		12		17		15		14,4		
T ºC	14		9		6		20		18		13,4		
Taxa (l/m²/dia)	16												

Quadro 5- Resultado das análises realizadas no período de monitoramento na unidade WV3.

ETE Solitária (WV3)												
Parâmetro	Jun		Jul		Ago		Set		Out		Media	
	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída
DBO₅ (mg/l)	3300,0	16,0	25600,0	4,0	29600,0	1,0	400,0	4,5	1050,0	5,0	11990	6,1
DQO (mg/l)	4831,2	364,3	1884,1	57,3	1274,9	210,1	582,8	61,7	559,2	353,2	1826,43184	209,32608
P (mg/l)	0,2	0,2	1,8	0,1	1,0	0,5	0,1	0,2	0,1	0,1	0,64	0,21
N Total (mg/l)	79,4	5,6	30,5	7,9	12,7	1,0	11,8	1,0	12,1	1,1	29,3	3,334
NH₄ (mg/l)	7,2	5,0	7,1	1,9	6,1	0,4	4,9	0,3	2,4	0,2	5,536	1,562
pH	4,9	7,2	4,5	6,0	6,8	6,5	5,2	6,6	7,8	7,3	5,834	6,708
Cor (NTU)	1790,0	284,0	796,2	28,3	480,7	228,9	413,3	302,9	180,3	96,4	732,064	188,094
Turbidez (NTU)	145,0	17,6	87,0	6,3	160,0	27,6	64,0	44,8	19,7	15,8	95,14	22,432
Col. Totais (NMP/100 ml)	N/D	N/D	8,8 E+02	2,7 E+02	5,0 E+03	3,3 E+01	5,6 E+02	2,9 E+02	4,3 E+03	5,2 E+02	2,72E+03	2,72E+02
E. coli (NMP/100ml)	N/D	N/D	1,3 E+01	3,3 E+00	9,1 E+02	<2	<2	<2	4,5 E+02	3,3 E+02	3,46E+02	8,50E+01
Prec. mm (5 dias)	2		49		7		23		0		16,2	
Prec. mm	0		0		2		2		0		0,8	
T Ć (5dias)	14,6		18,4		14,2		20,2		20,6		17,6	
T Ć	14		14		11		24		23		17,2	
Taxa (l/m²/dia)	104,2											

Quadro 6- Resultado das análises realizadas no período de monitoramento na unidade WH1.

ETE Mundo Novo (WF1)												
Parâmetro	Jun		Jul		Ago		Set		Out		Media	
	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída	Entrada	Saída
DBO₅ (mg/l)	290	200	700	100	300	160	200	110	250	100	348	134
DQO (mg/l)	534,9	313,4	1000,9	105,3	515,1	279,4	398,9	219,9	546,1	253,1	599,18	234,22
P (mg/l)	4,11	5,1	3,84	5,03	6,67	6,3	4,22	5,47	4,95	4,5	4,758	5,28
N Total (mg/l)	N/D	N/D	N/D	N/D	75,78	119,55	40,74	54,49	50,01	51,94	55,51	75,3266667
NH₄ (mg/l)	24,79	41,04	27,55	43,54	39,46	26,67	30,28	45,51	31,16	36,51	30,648	38,654
pH	7,53	7,16	7,82	7,13	7,2	7,11	7,74	7,09	8,3	7,42	7,718	7,182
Cor (NTU)	186	131	244	213	326	234	166	114	417	126	267,8	163,6
Turbidez (NTU)	100,7	48,5	101,7	119,3	104	49,5	79,9	39,2	N/D	N/D	96,575	64,125
Col. Totais (NMP/100 ml)	3,0 E+07	5,9 E+06	6,7 E+06	4,3 E+06	1,5 E+07	1,4 E+07	5,2 E+07	7,5 E+06	3,3 E+07	8,3 E+06	2,67E+07	8,53E+06
E. coli (NMP/100ml)	7,5 E+06	3,1 E+06	1,9 E+07	9,9 E+06	2,2 E+07	4,1 E+06	1,6 E+07	4,0 E+06	6,5 E+07	1,6 E+07	3,05E+07	8,50E+06
Prec. mm (5 dias)	54		68		7		6		27		32,4	
Prec. mm	21		35		0		0		0		11,2	
T ºC (5dias)	16,6		17,4		13,6		19		19,8		17,28	
T ºC	18		18		11		20		22		17,8	
Taxa (l/m²/dia)	346											

Quadro 7- Estimativa de carga removida por mês no WH1.

Parâmetro	DBO	DQO	P	N Total	NH ₄	Cor	Turbidez	Col. Totais	E.colli
Jun	11,73	94,93	0,07	4,19	2,89	188,27	7,73		
Jul	26,40	53,53	1,16	8,45	6,81	154,92	14,19	8,22E+04	1,80E+08
Ago	37,13	32,24	1,33	3,03	1,80	152,30	17,61	8,62E+07	1,59E+08
Set	35,47	67,26	0,17	9,89	8,15	197,02	16,93	4,64E+08	4,28E+08
Out	42,13	32,93	0,01	4,57	3,05	142,81	14,02	-4,86E+07	-1,26E+08

Quadro 8- Teste de Correlação de Pearson na unidade WH1.

Teste de Correlação entre Parâmetros Monitorados e Fatores Climáticos na unidade WH1													
	DBO	DQO	P	N Total	NH ₄	Cor	Turbidez	Col. Totais	E.colli	Prec.(5 d.)	Prec.(dia)	T Ć(5 dias)	T Ćdia
DBO		0.055458	0.85476	0.93795	0.96051	0.38599	0.07996	0.71291	0.88251	0.89141	0.46199	0.34961	0.4213
DQO	-0.86952		0.44214	0.71274	0.69446	0.077116	0.16277	0.75688	0.80267	0.97915	0.7172	0.69168	0.94515
P	0.11432	-0.45429		0.89004	0.90549	0.45277	0.41206	0.80658	0.67063	0.39977	0.63919	0.47324	0.1654
N Total	0.048749	0.2276	-0.086469		0,0951	0.45209	0.66222	0.23825	0.16592	0.14107	0.83064	0.2393	0.39829
NH ₄	0.031023	0.24237	-0.074293	0.9996		0.43546	0.66702	0.23193	0.15433	0.13654	0.81793	0.26057	0.4199
Cor	-0.50455	0.83689	-0.44494	0.44554	0.46019		0.6598	0.1987	0.31945	0.97857	0.63707	0.92141	0.71943
Turbidez	0.83283	-0.72845	0.48102	0.26856	0.26465	-0.27053		0.39433	0.3361	0.67772	0.1507	0.6205	0.76441
Col. Totais	0.22746	0.19213	-0.1525	0.64672	0.65326	0.68846	0.49698		0.047631	0.76647	0.13327	0.62131	0.4189
E.colli	0.092407	0.15561	0.26171	0.72485	0.7382	0.56645	0.55068	0.88226		0.33623	0.1688	0.83065	0.8405
Prec. mm (5 dias)	-0.085391	0.016377	0.49207	0.75384	0.75928	0.016829	0.25594	0.18447	0.55057		0.93179	0.65008	0.86751
Prec. mm (dia)	0.43688	-0.224	0.28738	0.13342	0.14349	0.28913	0.74245	0.76325	0.72157	-0.053599		0.84742	0.94083
T Ć(5 dias)	0.53804	-0.24462	-0.42708	0.64564	0.62402	-0.061767	0.30275	0.30208	0.1334	0.27847	-0.12012		0.047559
T Ćdia	0.47276	-0.04309	-0.72544	0.49341	0.47402	0.2222	0.18611	0.4749	0.1256	-0.10424	0.046491	0.88238	

Quadro 9- Estimativa de carga removida por mês no WH2.

Parâmetro	DBO	DQO	P	N Total	NH ₄	Cor	Turbidez	Col. Totais	E.colli
Jun	39,87	6,60	-0,16	-1,70	-1,60	-2,70	1,17	3,41E+02	-1,88E+02
Jul	19,57	7,64	0,05	3,04	1,20	38,69	3,53	-2,33E-01	0,00E+00
Ago	72,21	103,50	0,08	5,24	0,81	530,05	63,61	1,17E+04	1,21E+04
Set	44,21	57,31	1,32	10,33	5,74	281,91	22,93	1,75E+04	1,24E+04
Out	60,09	75,42	0,61	6,06	1,95	215,91	19,81	1,69E+04	1,98E+04

Quadro 10- Teste de Correlação de Pearson na unidade WH2.

Teste de Correlação entre Parâmetros Monitorados e Fatores Climáticos na unidade WH2													
	DBO	DQO	P	N Total	NH ₄	Cor	Turbidez	Col. Totais	E.colli	Prec. mm (5 dias)	Prec. mm (dia)	T Ć(5 dias)	T Ćdia
DBO		0.02921	0.84859	0.62126	0.95903	0.08575	0.082122	0.22897	0.14652	0.11277	0.058775	0.59427	0.51848
DQO	0.91529		0.5812	0.28025	0.57862	0.01576	0.034102	0.11021	0.07371	0.053891	0.052117	0.70584	0.54496
P	0.1192	0.33532		0.03832	0.01126	0.64446	0.8889	0.097924	0.27534	0.25593	0.29035	0.25582	0.39705
N Total	0.30212	0.60443	0.89832		0.01302	0.29065	0.47225	0.061888	0.17696	0.14582	0.22782	0.55259	0.77771
NH4	0.03218	0.33747	0.9553	0.95074		0.56295	0.78967	0.16017	0.36603	0.29628	0.41292	0.38267	0.56931
Cor	0.82469	0.94403	0.28306	0.59423	0.35058		0.00340	0.22196	0.23762	0.053592	0.12628	0.45396	0.30044
Turbidez	0.82977	0.906	0.08736	0.42794	0.16596	0.97993		0.37198	0.35163	0.12008	0.20817	0.28537	0.17307
Col. Totais	0.65633	0.79206	0.80814	0.85947	0.73144	0.66366	0.51735		0.01567	0.051599	0.025782	0.55703	0.73155
E.colli	0.74737	0.84181	0.60929	0.71238	0.52282	0.64737	0.53616	0.94423		0.12807	0.044186	0.60304	0.75606
Prec. mm (5 dias)	-0.7887	-0.8720	-0.6286	-0.7481	-0.5887	-0.8725	-0.77953	-0.87572	-0.7696		0.014811	0.88643	0.71756
Prec. mm (dia)	-0.8642	-0.8748	-0.5945	-0.6575	-0.4802	-0.7718	-0.67827	-0.92212	-0.8880	0.94632		0.91761	0.94667
T Ć(5 dias)	-0.3244	-0.2331	0.6288	0.3592	0.5075	-0.4439	-0.5994	0.35555	0.3171	0.08932	-0.064752		0.00326
T Ćdia	-0.38817	-0.36571	0.49453	0.17549	0.34525	-0.58471	-0.71675	0.21245	0.19279	0.22371	0.041895	0.98048	

Quadro 11- Estimativa de carga removida por mês no WV1.

Parâmetro	DBO	DQO	P	N Total	NH ₄	Cor	Turbidez	Col. Totais	<i>E.colli</i>
Jun	14,03	14,96	0,14	3,72	2,77	49,27	5,63	6,49E+06	2,11E+07
Jul	20,61	30,72	0,12	1,15	0,29	30,17	3,99	5,37E+07	4,38E+04
Ago	57,09	122,89	0,46	6,56	1,03	209,18	62,08	8,57E+07	8,01E+05
Set	31,18	41,85	0,20	0,32	0,19	104,25	17,82	1,06E+08	8,54E+06
Out	55,73	10,47	0,00	0,59	0,12	82,11	10,48	1,58E+08	1,58E+08

Quadro 12- Teste de Correlação de Pearson na unidade WV1.

Teste de Correlação entre Parâmetros Monitorados e Fatores Climáticos na unidade WV1													
	DBO	DQO	P	N Total	NH ₄	Cor	Turbidez	Col. Totais	<i>E.colli</i>	Prec. mm (5 dias)	Prec. mm (dia)	T Ć(5 dias)	T Ćdia
DBO		0.37928	0.62361	0.68693	0.4341	0.15279	0.22166	0.1131	0.39296	0.1928	0.12811	0.84707	0.69895
DQO	0.51067		0.00866	0.13198	0.94865	0.03375	0.006899	0.96864	0.41835	0.32402	0.54251	0.09252	0.03208
P	0.30019	0.96251		0.09526	0.7925	0.07345	0.031648	0.75644	0.24377	0.38143	0.63864	0.056506	0.02115
N Total	0.24846	0.76481	0.8117		0.32437	0.21347	0.12595	0.5117	0.50855	0.75637	0.85273	0.011305	0.02756
NH ₄	-0.4613	-0.0403	0.1637	0.56177		0.88764	0.96858	0.11302	0.64297	0.61446	0.66746	0.4311	0.62988
Cor	0.73999	0.90664	0.84217	0.67262	-0.08836		0.00400	0.60976	0.81082	0.091398	0.17378	0.27291	0.17279
Turbidez	0.66398	0.96781	0.91061	0.77222	-0.0246	0.97764		0.78834	0.65572	0.20255	0.33229	0.14455	0.07365
Col. Totais	0.78835	0.02463	-0.1924	-0.3939	-0.7884	0.31162	0.16702		0.19716	0.28636	0.18377	0.4034	0.56652
<i>E.colli</i>	0.49823	-0.4754	-0.6410	-0.3966	-0.2842	-0.1491	-0.27386	0.69012		0.89174	0.5263	0.28056	0.27897
Prec. mm (5 dias)	-0.6948	-0.5621	-0.5087	-0.1925	0.30773	-0.8169	-0.6843	-0.59843	-0.0851		0.014811	0.88643	0.71756
Prec. mm (dia)	-0.7695	-0.3677	-0.2878	-0.1159	0.26428	-0.7159	-0.55427	-0.70481	-0.3815	0.94632		0.91761	0.94667
T Ć(5 dias)	-0.1204	-0.81541	-0.86786	-0.9552	-0.46406	-0.61169	-0.7497	0.48879	0.60413	0.08932	-0.064752		0.00326
T Ćdia	-0.2387	-0.9097	-0.9318	-0.9185	-0.2950	-0.7170	-0.84189	0.34759	0.6056	0.22371	0.041895	0.98048	

Quadro 13- Estimativa de carga removida por mês no WV2.

Parâmetro	DBO	DQO	P	N Total	NH ₄	Cor	Turbidez	Col. Totais	E.colli
Jun	8,43	69,50	0,44	4,83	4,32	53,33	7,77	0,00E+00	0,00E+00
Jul	245,70	16,53	1,95	11,06	9,20	64,61	7,24	-1,49E+06	5,64E+07
Ago	32,93	25,46	1,25	5,55	4,84	171,68	15,42	5,14E+07	4,80E+07
Set	182,70	8,96	0,86	7,73	7,45	31,42	-2,07	1,06E+07	4,83E+06
Out	32,67	10,10	0,91	10,08	9,02	46,47	6,27	1,05E+08	1,02E+08

Quadro 14- Teste de Correlação de Pearson na unidade WV2.

Teste de Correlação entre Parâmetros Monitorados e Fatores Climáticos na unidade WV2													
	DBO	DQO	P	N Total	NH ₄	Cor	Turbidez	Col. Totais	E.colli	Prec. mm (5 dias)	Prec. mm (dia)	T \dot{C} (5 dias)	T \dot{C} dia
DBO		0.35971	0.1927	0.2494	0.25777	0.59839	0.40087	0.37816	0.88877	0.66685	0.9223	0.10183	0.98158
DQO	-0.52866		0.36449	0.18077	0.13185	0.93225	0.61296	0.49192	0.34249	0.29214	0.77507	0.14955	0.75704
P	0.69498	-0.5242		0.23737	0.34117	0.64605	0.70583	0.83871	0.49443	0.68768	0.55708	0.55722	0.30655
N Total	0.63532	-0.7081	0.64763		0.00224	0.49758	0.60326	0.72142	0.23214	0.59186	0.57422	0.14062	0.79203
NH ₄	0.62684	-0.7649	0.54592	0.98478		0.40422	0.45311	0.67442	0.2688	0.46374	0.52276	0.081297	0.60698
Cor	-0.32103	0.05323	0.28176	-0.4060	-0.4880		0.05696	0.77904	0.82914	0.74807	0.024173	0.25249	0.08131
Turbidez	-0.49108	0.30897	0.23317	-0.3169	-0.4446	0.86713		0.69621	0.61829	0.68237	0.265	0.10497	0.06120
Col. Totais	-0.51169	-0.4109	-0.1270	0.2206	0.25862	0.17443	0.24095		0.098941	0.053756	0.9302	0.89255	0.78978
E.colli	-0.08747	-0.5446	0.40876	0.65304	0.61578	0.1346	0.30457	0.80679		0.27073	0.99915	0.83947	0.86588
Prec. mm (5 dias)	0.26479	0.59277	0.24785	-0.3264	-0.4353	0.19919	0.25216	-0.87224	-0.61386		0.78677	0.61404	0.30663
Prec. mm (dia)	-0.06106	-0.1776	0.3555	-0.3411	-0.3845	0.92542	0.61958	0.054847	0.00067	0.16826		0.55545	0.18208
T \dot{C} (5 dias)	0.80296	-0.7438	0.35539	0.75438	0.83094	-0.63217	-0.79885	-0.084495	0.12642	-0.30808	-0.35687		0.35016
T \dot{C} dia	0.01446	-0.1920	-0.57881	0.16407	0.31391	-0.83091	-0.86053	0.16587	-0.10554	-0.57873	-0.70667	0.53752	

Quadro 15- Estimativa de carga removida por mês no WV3.

Parâmetro	DBO	DQO	P	N Total	NH ₄	Cor	Turbidez	Col. Totais	E.colli
Jun	48,87	66,47	0,00	1,10	0,03	22,41	1,90	0,00E+00	0,00E+00
Jul	380,89	27,18	0,03	0,34	0,08	11,43	1,20	9,16E+00	1,56E-01
Ago	440,46	15,85	0,01	0,17	0,08	3,75	1,97	7,50E+01	1,36E+01
Set	5,89	7,75	0,00	0,16	0,07	1,64	0,29	3,93E+00	0,00E+00
Out	15,55	3,07	0,00	0,16	0,03	1,25	0,06	5,74E+01	1,71E+00

Quadro 16- Teste de Correlação de Pearson na unidade WV3.

Teste de Correlação entre Parâmetros Monitorados e Fatores Climáticos na unidade WV3													
	DBO	DQO	P	N Total	NH ₄	Cor	Turbidez	Col. Totais	E.colli	Prec. mm (5 dias)	Prec. mm (dia)	T Ć(5 dias)	T Ćdia
DBO		0.95422	0.11947	0.7001	0.15432	0.9852	0.28613	0.51762	0.2291	0.46846	0.75764	0.40033	0.11224
DQO	-0.0359		0.9891	0.0042	0.56967	0.0017	0.19755	0.36038	0.6919	0.88051	0.45771	0.23075	0.34009
P	0.7802	0.00855		0.7883	0.23327	0.8468	0.66424	0.90203	0.9296	0.077141	0.73455	0.91974	0.37532
N Total	-0.2377	0.97662	-0.16701		0.36244	0.0100	0.33377	0.34533	0.5681	0.71371	0.39499	0.33854	0.52722
NH ₄	0.7382	-0.3449	0.65187	-0.526		0.5855	0.74729	0.89618	0.4858	0.20081	0.28522	0.89494	0.59403
Cor	-0.0116	0.98711	0.1206	0.9584	-0.33172		0.24646	0.31197	0.5875	0.97734	0.33864	0.31096	0.35399
Turbidez	0.5986	0.6897	0.26691	0.5528	0.19982	0.6383		0.94137	0.3999	0.91671	0.93971	0.0048613	0.01388
Col. Totais	0.3889	-0.5280	-0.07702	-0.542	0.08163	-0.5736	0.04606		0.09078	0.43896	0.65575	0.80289	0.79025
E.colli	0.65619	-0.2444	0.055311	-0.3461	0.41616	-0.3300	0.49195	0.81777		0.61786	0.31376	0.31593	0.3502
Prec. mm (5 dias)	0.43124	-0.0939	0.83685	-0.2268	0.68618	0.01779	-0.06546	-0.4571	-0.3049		0.93179	0.65008	0.86751
Prec. mm (dia)	0.19152	-0.44062	-0.21004	-0.4963	0.59954	-0.5483	0.04737	0.27383	0.57189	-0.053599		0.84742	0.94083
T Ć(5 dias)	-0.4915	-0.65448	-0.06307	-0.5484	-0.08261	-0.5745	-0.97453	-0.15544	-0.5698	0.27847	-0.12012		0.047559
T Ćdia	-0.7894	-0.54693	-0.51429	-0.3807	-0.32464	-0.5339	-0.9486	-0.1655	-0.5374	-0.10424	0.046491	0.88238	

Quadro 17- Estimativa de carga removida por mês no WF1.

Parâmetro	DBO	DQO	P	N Total	NH ₄	Cor	Turbidez	Col. Totais	E.colli
Jun	31,14	76,64	-0,34	0,00	-5,62	19,03	18,06	8,34E+06	1,52E+06
Jul	207,61	309,90	-0,41	0,00	-5,53	10,73	-6,09	8,30E+05	3,15E+06
Ago	48,44	81,56	0,13	-15,15	4,43	31,83	18,86	3,46E+05	6,19E+06
Set	31,14	61,94	-0,43	-4,76	-5,27	17,99	14,08	1,54E+07	4,15E+06
Out	51,90	101,38	0,16	-0,67	-1,85	100,69	0,00	8,55E+06	1,70E+07

Quadro 18- Teste de Correlação de Pearson na unidade WF1.

Teste de Correlação entre Parâmetros Monitorados e Fatores Climáticos na unidade WF1													
WF1	DBO	DQO	P	N Total	NH ₄	Cor	Turbidez	Col. Totais	E.colli	Prec. mm (5 dias)	Prec. mm (dia)	T \bar{C} (5 dias)	T \bar{C} dia
DBO		0.00017	0.59984	0.61035	0.66748	0.6386	0.11658	0.29818	0.75573	0.20368	0.12155	0.98279	0.99506
DQO	0.99723		0.58833	0.5368	0.61561	0.6659	0.10303	0.31468	0.76925	0.16111	0.099429	0.9403	0.93723
P	-0.31982	-0.3293		0.41331	0.08181	0.1284	0.9293	0.59143	0.12793	0.45175	0.28276	0.7214	0.66593
N Total	0.31113	0.3726	-0.4799		0.05330	0.8583	0.31406	0.58795	0.94692	0.17735	0.33483	0.15883	0.078539
NH ₄	-0.26427	-0.3067	0.83021	-0.8729		0.6215	0.58024	0.38896	0.56848	0.30023	0.32401	0.2411	0.16884
Cor	-0.28784	-0.2655	0.76917	0.11147	0.30186		0.63469	0.84903	0.00332	0.68343	0.36626	0.46175	0.49137
Turbidez	-0.78392	-0.80139	0.05555	-0.5716	0.33612	-0.2910		0.69624	0.53749	0.35144	0.43442	0.35655	0.38591
Col. Totais	-0.5869	-0.57101	-0.3268	0.3296	-0.5018	0.1188	0.24093		0.89788	0.55048	0.47802	0.2053	0.21856
E.colli	-0.19305	-0.18224	0.76977	0.0417	0.34595	0.9802	-0.3720	0.080289		0.60935	0.34173	0.45235	0.5229
Prec. mm (5 dias)	0.68308	0.73036	-0.4458	0.7119	-0.5849	-0.2513	-0.5363	-0.36106	-0.3119		0.014811	0.88643	0.71756
Prec. mm (dia)	0.77768	0.80614	-0.6019	0.5518	-0.5621	-0.5226	-0.4611	-0.42293	-0.5454	0.94632		0.91761	0.94667
T \bar{C} (5 dias)	0.01351	0.04690	-0.2206	0.7329	-0.6438	0.4370	-0.5315	0.68134	0.4453	0.08932	-0.064752		0.0032643
T \bar{C} dia	0.00388	0.04931	-0.2655	0.8348	-0.7215	0.4113	-0.50462	0.66724	0.3844	0.22371	0.041895	0.98048	

Quadro 19- Teste T de Student entre efluente bruto e tratado na unidade WH1.

Teste "T" de Student comparando diferença entre carga poluente do esgoto bruto e tratado na unidade WH1.											
Parâmetro	Estimativa de carga aplicada por m ²					Estimativa de carga de saída por m ²					P<0,05
DBO	14,93	28,80	42,67	40,00	47,60	3,20	2,40	5,53	4,53	5,47	0,002323
DQO	96,79	65,37	56,99	88,18	95,16	1,85	11,83	24,75	20,91	62,22	0,004340
P	0,95	1,63	2,51	1,48	1,36	0,88	0,47	1,17	1,31	1,35	0,064151
N Total	9,41	13,31	10,39	21,76	15,97	5,23	4,85	7,36	11,87	11,40	0,005273
NH ₄	7,96	11,45	8,81	19,53	13,96	5,07	4,64	7,01	11,39	10,91	0,010685
pH	1,00	0,97	0,96	0,99	0,95	0,92	0,93	0,92	0,92	0,89	0,000926
Cor	242,67	177,29	190,71	251,05	198,93	54,40	22,36	38,41	54,02	56,12	0,000050
Turbidez	12,27	15,47	20,80	21,60	18,93	4,53	1,27	3,19	4,67	4,92	0,000638
Col. T.		1E+06	3E+08	5E+08	7E+07	-	1E+06	2E+08	9,03E+06	1,18E+08	0,179818
E. coli		2E+08	2E+08	4E+08	5E+07		8E+06	9E+07	4,18E+06	1,72E+08	0,126374

Quadro 20- Teste T de Student entre efluente bruto e tratado na unidade WH2.

Teste "T" de Student comparando diferença entre carga poluente do esgoto bruto e tratado na unidade WH2.											
Parâmetro	Estimativa de carga aplicada por m ²					Estimativa de carga de saída por m ²					P<0,05
DBO	42,00	20,65	74,90	44,80	60,90	2,14	1,09	2,70	0,60	0,81	0,003156
DQO	6,95	20,51	110,93	82,34	78,01	0,35	12,87	7,43	25,03	2,59	0,029007
P	0,02	0,41	0,41	1,46	0,99	0,18	0,35	0,32	0,15	0,38	0,112975
N Total	0,22	4,95	9,83	13,94	9,69	1,92	1,91	4,59	3,61	3,63	0,039994
NH₄	0,09	2,93	5,26	9,09	5,38	1,69	1,73	4,45	3,35	3,43	0,122697
pH	0,50	0,49	0,52	0,54	0,52	0,48	0,48	0,48	0,51	0,50	0,005133
Cor	20,72	59,18	547,52	298,44	231,83	23,42	20,48	17,47	16,53	15,92	0,044841
Turbidez	2,92	4,76	64,68	23,82	20,72	1,75	1,23	1,07	0,89	0,91	0,059266
Col. T.	8E+02	0E+00	1E+04	2E+04	2E+04	4E+02	2E-01	8E+02	3,60E+02	1,31E+02	0,036913
E. coli	2E+03	0E+00	1E+04	1E+04	2E+04	2E+03	0E+00	2E+02	4,05E+01	3,14E+01	0,042974

Quadro 21- Teste T de Student entre efluente bruto e tratado na unidade WV1.

Teste "T" de Student comparando diferença entre carga poluente do esgoto bruto e tratado na unidade WV1											
Parâmetro	Estimativa de carga aplicada por m ²					Estimativa de carga de saída por m ²					P<0,05
DBO	14,40	20,96	58,13	31,47	56,00	0,37	0,35	1,04	0,28	0,27	0,007905
DQO	14,57	34,94	127,11	54,17	19,85	-0,39	4,22	4,22	12,32	9,38	0,048483
P	0,14	0,12	0,47	0,22	0,00	0,01	0,01	0,01	0,01	0,00	0,037275
N Total	3,77	1,22	6,63	0,57	0,65	0,05	0,07	0,07	0,25	0,06	0,053136
NH₄	2,79	0,31	1,04	0,21	0,13	0,02	0,02	0,01	0,02	0,01	0,076691
pH	0,40	0,31	0,28	0,32	0,27	0,36	0,36	0,36	0,39	0,37	0,042933
Cor	51,82	31,78	210,24	105,82	84,34	2,55	1,61	1,06	1,57	2,23	0,019282
Turbidez	6,42	5,07	62,51	17,92	10,77	0,79	1,08	0,43	0,10	0,29	0,068733
Col. T.	9E+06	5E+07	9E+07	2E+08	2E+08	3E+06	4E+05	5E+06	7,86E+07	1,15E+04	0,015956
E. coli	2E+07	7E+04	9E+05	9E+06	2E+08	5E+05	3E+04	7E+04	3,09E+05	1,77E+01	0,140907

Quadro 22- Teste T de Student entre efluente bruto e tratado na unidade WV2.

Teste "T" de Student comparando diferença entre carga poluente do esgoto bruto e tratado na unidade WV2											
Parâmetro	Estimativa de carga aplicada por m ²					Estimativa de carga de saída por m ²					P<0,05
DBO	9,53	246,67	33,33	183,33	33,33	1,10	0,97	0,40	0,63	0,67	0,05140
DQO	73,04	19,11	28,82	12,94	21,23	3,54	2,58	3,37	3,98	11,13	0,04042
P	0,45	2,12	1,31	0,87	0,92	0,01	0,17	0,06	0,01	0,01	0,00637
N Total	5,45	12,13	5,92	8,52	10,20	0,62	1,07	0,38	0,79	0,12	0,00149
NH ₄	4,84	10,00	5,07	8,06	9,04	0,52	0,80	0,24	0,61	0,02	0,00122
pH	0,25	0,23	0,23	0,23	0,22	0,23	0,23	0,22	0,20	0,24	0,13508
Cor	168,00	70,18	173,83	68,72	51,42	114,67	5,57	2,15	37,30	4,94	0,02150
Turbidez	12,03	7,93	15,73	4,33	6,67	4,27	0,69	0,32	6,40	0,40	0,03361
Col. T.		3E+05	6E+07	1E+07	1E+08		2E+06	4E+06	1,07E+06	4,02E+06	0,09174
<i>E. coli</i>		6E+07	5E+07	5E+06	1E+08		8E+06	5E+05	1,72E+03	9,32E+05	0,03827

Quadro 23- Teste T de Student entre efluente bruto e tratado na unidade WV3.

Teste "T" de Student comparando diferença entre carga poluente do esgoto bruto e tratado na unidade WV3.											
Parâmetro	Estimativa de carga aplicada por m ²					Estimativa de carga de saída por m ²					P<0,05
DBO	49,11	380,95	440,48	5,95	15,63	0,24	0,06	0,01	0,07	0,07	0,067756
DQO	71,89	28,04	18,97	8,67	8,32	5,42	0,85	3,13	0,92	5,26	0,050806
P	0,00	0,03	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,133315
N Total	1,18	0,45	0,19	0,18	0,18	0,08	0,12	0,02	0,02	0,02	0,049837
NH ₄	0,11	0,11	0,09	0,07	0,04	0,07	0,03	0,01	0,00	0,00	0,003035
pH	0,07	0,07	0,10	0,08	0,12	0,11	0,09	0,10	0,10	0,11	0,089613
Cor	26,64	11,85	7,15	6,15	2,68	4,23	0,42	3,41	4,51	1,43	0,057217
Turbidez	2,16	1,29	2,38	0,95	0,29	0,26	0,09	0,41	0,67	0,24	0,026297
Col. T.	<2	1E+01	8E+01	8E+00	7E+01	<2	4E+00	5E-02	4,39E+00	7,74E+00	0,065515
<i>E. coli</i>	<2	2E-01	1E+01	0E+00	7E+00	<2	5E-02	0E+00	0,00E+00	5,01E+00	0,160980

Quadro 24- Teste T de Student entre efluente bruto e tratado na unidade WF1.

Teste "T" de Student comparando diferença entre carga poluente do esgoto bruto e tratado na unidade WF1.											
Parâmetro	Estimativa de carga aplicada por m ²					Estimativa de carga de saída por m ²					P<0,05
DBO	100,35	242,21	103,81	69,20	86,51	69,20	34,60	55,36	38,06	34,60	0,04635
DQO	185,09	346,33	178,24	138,03	188,96	108,44	36,44	96,68	76,09	87,58	0,02634
P	1,42	1,33	2,31	1,46	1,71	1,76	1,74	2,18	1,89	1,56	0,12235
N Total	0,00	0,00	26,22	14,10	17,30	0,00	0,00	41,37	18,85	17,97	0,11428
NH₄	8,58	9,53	13,65	10,48	10,78	14,20	15,07	9,23	15,75	12,63	0,11244
pH	2,61	2,71	2,49	2,68	2,87	2,48	2,47	2,46	2,45	2,57	0,00891
Cor	64,36	84,43	112,80	57,44	144,29	45,33	73,70	80,97	39,45	43,60	0,04718
Turbidez	34,84	35,19	35,99	27,65		16,78	41,28	17,13	13,56		0,07576
Col. T.	1E+07	2E+06	5E+06	2E+07	1E+07	2E+06	1E+06	5E+06	2,60E+06	2,87E+06	0,03751
<i>E. coli</i>	3E+06	7E+06	8E+06	6E+06	2E+07	1E+06	3E+06	1E+06	1,38E+06	5,54E+06	0,04020

Quadro 25- Anova comparando a remoção de DBO nas unidades estudadas.

BDO						
Anova: fator único						
RESUMO						
Grupo	Contagem	Soma	Média	Variância		
WH1	6	183,44	30,57333333	114,5948444		
WH2	6	283,1136	47,1856	323,5630014		
WV1	6	214,3808	35,73013333	315,3479521		
WV2	6	602,92	100,4866667	9096,553156		
WV3	6	1069,991071	178,3318452	36547,78833		
WF1	6	444,2906574	74,04844291	4533,470624		
ANOVA						
Fonte da variação	SQ	gl	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	93437,10775	5	18687,42155	2,201484939	0,08035957	2,53355455
Dentro dos grupos	254656,5895	30	8488,552984			
Total	348093,6973	35				

Quadro 26- Teste T de Student comparando a remoção de DBO entre as unidades estudadas.

	WH1	WH2	WV1	WV2	WV3	WF1
WH1	x	0,0873	0,3638	0,2164	0,1965	0,2778
WH2	x	x	0,0688	0,3834	0,2430	0,5424
WV1	x	x	x	0,2799	0,2058	0,3638
WV2	x	x	x	x	0,4662	0,4705
WV3	x	x	x	x	x	0,2680
WF1	x	x	x	x	x	x

Quadro 27- Anova comparando a remoção de DQO nas unidades estudadas.

DQO						
Anova: fator único						
RESUMO						
Grupo	Contagem	Soma	Média	Variância		
WH1	6	337,077504	56,179584	549,0840702		
WH2	6	300,5567158	50,09278596	1447,99058		
WV1	6	265,0694421	44,17824036	1674,39191		
WV2	6	156,645376	26,10756267	505,1111228		
WV3	6	144,3844429	24,06407381	516,5327781		
WF1	6	757,7024221	126,283737	8587,710684		
ANOVA						
Fonte da variação	SQ	gl	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	42084,97673	5	8416,995347	3,802624215	0,008713	2,53355455
Dentro dos grupos	66404,10572	30	2213,470191			
Total	108489,0825	35				

Quadro 28- Teste T de Student comparando a remoção de DQO entre as unidades estudadas.

	WH1	WH2	WV1	WV2	WV3	WF1
WH1	x	0,8435	0,6892	0,0245	0,0114	0,2282
WH2	x	x	0,7338	0,4137	0,4089	0,2626
WV1	x	x	x	0,5036	0,4793	0,2033
WV2	x	x	x	x	0,5908	0,1163
WV3	x	x	x	x	x	0,0967
WF1	x	x	x	x	x	x

Quadro 29- Anova comparando a remoção de P nas unidades estudadas.

P						
Anova: fator único						
RESUMO						
Grupo	Contagem	Soma	Média	Variância		
WH1	5	2,746666667	0,549333333	0,412302222		
WH2	5	1,9019	0,38038	0,353793622		
WV1	5	0,923733333	0,184746667	0,029686983		
WV2	5	5,413333333	1,082666667	0,318452222		
WV3	5	0,031994048	0,00639881	0,000123056		
WF1	5	-0,903114187	-0,180622837	0,087872511		
ANOVA						
Fonte da variação	SQ	gl	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	5,016987686	5	1,003397537	5,007679177	0,002784	2,62065415
Dentro dos grupos	4,808922466	24	0,200371769			
Total	9,825910152	29				

Quadro 30- Teste T de Student comparando a remoção de P entre as unidades estudadas.

	WH1	WH2	WV1	WV2	WV3	WF1
WH1	x	0,7356	0,2088	0,0391	0,1279	0,0725
WH2	x	x	0,5335	0,1518	0,2357	0,1461
WV1	x	x	x	0,0244	0,0816	0,0577
WV2	x	x	x	x	0,0122	0,0125
WV3	x	x	x	x	x	0,2348
WF1	x	x	x	x	x	x

Quadro 31- Anova comparando a remoção de NTK nas unidades estudadas.

NTK						
Anova: fator único						
RESUMO						
Grupo	Contagem	Soma	Média	Variância		
WH1	5	30,13333333	6,026666667	8,8344		
WH2	5	22,967	4,5934	19,3821313		
WV1	5	12,33493333	2,466986667	7,047655623		
WV2	5	39,25666667	7,851333333	7,429408889		
WV3	5	1,931994048	0,38639881	0,163811313		
WF1	5	-20,57093426	-4,114186851	41,95770525		
ANOVA						
Fonte da variação	SQ	gl	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	464,2893982	5	92,85787964	6,568962326	0,000555	2,62065415
Dentro dos grupos	339,2604495	24	14,13585206			
Total	803,5498477	29				

Quadro 32- Teste T de Student comparando a remoção de NTK entre as unidades estudadas.

	WH1	WH2	WV1	WV2	WV3	WF1
WH1	x	0,4580	0,2040	0,2222	0,0154	0,0201
WH2	x	x	0,4698	0,1723	0,1191	0,0957
WV1	x	x	x	0,0744	0,1471	0,1629
WV2	x	x	x	x	0,0048	0,0093
WV3	x	x	x	x	x	0,1863
WF1	x	x	x	x	x	x

Quadro 33- Anova comparando a remoção de NH₄ nas unidades estudadas.

NH ₄						
Anova: fator único						
RESUMO						
Grupo	Contagem	Soma	Média	Variância		
WH1	5	22,70666667	4,541333333	7,651342222		
WH2	5	8,092	1,6184	7,0790398		
WV1	5	4,394666667	0,878933333	1,248274204		
WV2	5	34,81866667	6,963733333	5,247367467		
WV3	5	0,295684524	0,059136905	0,000621541		
WF1	5	-13,85121107	-2,770242215	18,66063385		
ANOVA						
Fonte da variação	SQ	gl	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	294,6894128	5	58,93788255	8,865666032	7,11E-05	2,62065415
Dentro dos grupos	159,5491163	24	6,647879848			
Total	454,2385291	29				

Quadro 34- Teste T de Student comparando a remoção de NH₄ entre as unidades estudadas.

	WH1	WH2	WV1	WV2	WV3	WF1
WH1	x	0,0340	0,0774	0,0899	0,0221	0,0655
WH2	x	x	0,6686	0,0090	0,2590	0,1398
WV1	x	x	x	0,0143	0,1792	0,1476
WV2	x	x	x	x	0,0025	0,0170
WV3	x	x	x	x	x	0,2161
WF1	x	x	x	x	x	x

Quadro 35- Anova comparando a remoção de Cor nas unidades estudadas.

Cor						
Anova: fator único						
RESUMO						
Grupo	Contagem	Soma	Média	Variância		
WH1	5	835,324	167,0648	575,1428414		
WH2	5	1063,8565	212,7713	45547,44763		
WV1	5	474,9669333	94,99338667	4895,980405		
WV2	5	367,515	73,503	3156,887736		
WV3	5	40,47395833	8,094791667	80,86901166		
WF1	5	180,2768166	36,05536332	1363,333772		
ANOVA						
Fonte da variação	SQ	gl	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	152341,3806	5	30468,27612	3,286781187	0,02115	2,62065415
Dentro dos grupos	222478,6456	24	9269,943567			
Total	374820,0262	29				

Quadro 36- Teste T de Student comparando a remoção de Cor entre as unidades estudadas.

	WH1	WH2	WV1	WV2	WV3	WF1
WH1	x	0,6673	0,1083	0,0406	0,0001	0,0059
WH2	x	x	0,1466	0,1551	0,1059	0,1329
WV1	x	x	x	0,3109	0,0609	0,1583
WV2	x	x	x	x	0,0657	0,2992
WV3	x	x	x	x	x	0,2106
WF1	x	x	x	x	x	x

Quadro 37- Anova comparando a remoção de Turbidez nas unidades estudadas.

Turbidez						
Anova: fator único						
RESUMO						
Grupo	Contagem	Soma	Média	Variância		
WH1	5	70,48533333	14,09706667	15,22334169		
WH2	5	111,0536	22,21072	627,9076515		
WV1	5	99,99413333	19,99882667	582,2340769		
WV2	5	34,62333333	6,924666667	38,55597644		
WV3	5	5,409821429	1,081964286	0,78696873		
WF1	5	44,91349481	8,982698962	128,4626621		
ANOVA						
Fonte da variação	SQ	gl	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	1632,12213	5	326,4244259	1,405819536	0,25773705	2,62065415
Dentro dos grupos	5572,68271	24	232,1951129			
Total	7204,804839	29				

Quadro 38- Teste T de Student comparando a remoção de Turbidez entre as unidades estudadas.

	WH1	WH2	WV1	WV2	WV3	WF1
WH1	x	0,4640	0,5799	0,0950	0,0024	0,4009
WH2	x	x	0,4009	0,2029	0,1304	0,2541
WV1	x	x	x	0,2349	0,1499	0,2908
WV2	x	x	x	x	0,0798	0,7205
WV3	x	x	x	x	x	0,1814
WF1	x	x	x	x	x	x

Quadro 39- Anova comparando a remoção de Coliformes Totais nas unidades estudadas.

C. totais						
Anova: fator único						
RESUMO						
Grupo	Contagem	Soma	Média	Variância		
WH1	5	501592888,9	100318577,8	4,36695E+16		
WH2	5	46439,155	9287,831	74471539,86		
WV1	5	410562457,3	82112491,46	3,22722E+15		
WV2	5	165105500	33021100	2,06376E+15		
WV3	5	145,5109127	29,10218254	1196,839621		
WF1	5	33460207,61	6692041,522	3,91438E+13		
ANOVA						
Fonte da variação	SQ	gl	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	4,85804E+16	5	9,71609E+15	1,189735756	0,34360635	2,62065415
Dentro dos grupos	1,95998E+17	24	8,16659E+15			
Total	2,44579E+17	29				

Quadro 40- Teste T de Student comparando a remoção de Coliformes Totais entre as unidades estudadas.

	WH1	WH2	WV1	WV2	WV3	WF1
WH1	x	0,3435	0,8538	0,5450	0,3435	0,3648
WH2	x	x	0,0319	0,1795	0,0741	0,0752
WV1	x	x	x	0,0284	0,0319	0,0385
WV2	x	x	x	x	0,1794	0,2700
WV3	x	x	x	x	x	0,0750
WF1	x	x	x	x	x	x

Quadro 41- Anova comparando a remoção de *Escherichia coli* nas unidades estudadas.

<i>E.coli</i>						
Anova: fator único						
RESUMO						
Grupo	Contagem	Soma	Média	Variância		
WH1	5	640986444,4	128197288,9	4,37639E+16		
WH2	5	44100,28	8820,056	75639550,06		
WV1	5	188766471,2	37753294,24	4,61391E+15		
WV2	5	210902888,9	42180577,78	1,73766E+15		
WV3	5	15,51339286	3,102678571	35,24237585		
WF1	5	31972318,34	6394463,668	3,77159E+13		
ANOVA						
Fonte da variação	SQ	gl	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	6,00455E+16	5	1,20091E+16	1,436691213	0,24724334	2,62065415
Dentro dos grupos	2,00613E+17	24	8,35887E+15			
Total	2,60658E+17	29				

Quadro 42- Teste T de Student comparando a remoção de *Escherichia coli* entre as unidades estudadas.

	WH1	WH2	WV1	WV2	WV3	WF1
WH1	x	0,2425	0,4831	0,4602	0,2425	0,2697
WH2	x	x	0,2819	0,0864	0,0860	0,0804
WV1	x	x	x	0,8446	0,2818	0,3231
WV2	x	x	x	x	0,0864	0,0941
WV3	x	x	x	x	x	0,0804
WF1	x	x	x	x	x	x