

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM SANEAMENTO,
MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS**

**ANÁLISE DE DESEMPENHO E
COMPORTAMENTO DE WETLANDS
HORIZONTALIS DE FLUXO SUBSUPERFICIAL
BASEADO EM MODELOS HIDRÁULICOS E
CINÉTICOS**

ANDRÉ CORDEIRO DE PAOLI

**Belo Horizonte
2010**

**ANÁLISE DE DESEMPENHO E COMPORTAMENTO
DE WETLANDS HORIZONTAIS DE FLUXO
SUBSUPERFICIAL BASEADO EM MODELOS
HIDRÁULICOS E CINÉTICOS**

ANDRÉ CORDEIRO DE PAOLI

ANDRÉ CORDEIRO DE PAOLI

**ANÁLISE DE DESEMPENHO E COMPORTAMENTO
DE WETLANDS HORIZONTAIS DE FLUXO
SUBSUPERFICIAL BASEADO EM MODELOS
HIDRÁULICOS E CINÉTICOS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da Universidade Federal de Minas Gerais, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos.

Área de concentração: Saneamento

Linha de pesquisa: Tratamento de águas residuárias

Orientador: Marcos von Sperling

Belo Horizonte
Escola de Engenharia da UFMG
2010

D536 De Paoli, André Cordeiro
Análise de desempenho e comportamento de wetlands horizontais de fluxo subsuperficial baseado em modelos hidráulicos e cinéticos [manuscrito] / André Cordeiro De Paoli. — 2010.
xv, 148 f., enc.: il.

Orientador: Marcos Von Sperling.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Minas Gerais, Escola de Engenharia.

Bibliografia: f. 139-148.

1. Saneamento - Teses. 2. Terras inundáveis - Teses. I. Von Sperling, Marcos. II. Universidade Federal de Minas Gerais. Escola de Engenharia. III. Título.

CDU: 628.35 (043)



UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS

Escola de Engenharia

Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos

Avenida Antônio Carlos, 6627 - 4º andar - 31270-901 - Belo Horizonte – BRASIL

Telefax: 55 (31) 3409-1882 - posgrad@desa.ufmg.br

<http://www.smarh.eng.ufmg.br>

FOLHA DE APROVAÇÃO

Análise de Desempenho e Comportamento de Wetlands Horizontais de Fluxo
Subsuperficial Baseada em Modelos Hidráulicos e Cinéticos

ANDRÉ CORDEIRO DE PAOLI

Dissertação defendida e aprovada pela banca examinadora constituída pelos Senhores:

Prof. MARCOS VON SPERLING

Prof. CARLOS AUGUSTO DE LEMOS CHERNICHARO

Prof. SÍLVIA MARIA ALVES CORRÊA OLIVEIRA

Prof. ANTÔNIO TEIXEIRA DE MATOS

Aprovada pelo Colegiado do PG SMARH

Versão Final aprovada por

Prof. Mauro da Cunha Naghettini
Coordenador

Prof. Marcos von Sperling
Orientador

Belo Horizonte, 08 de junho de 2010.

A minha mãe Júnia Maria

AGRADECIMENTOS

Ao professor Marcos, pelos ensinamentos, a motivação constante em desenvolver um bom trabalho, a confiança depositada e as opiniões sempre precisas e enriquecedoras.

Aos meus pais Junia e Alexandre, e minhas irmãs, Alessandra e Adriana, pela paciência e apoio.

A Mônica Mabub pela amizade, companheirismo, dedicação e empenho nas atividades de campo e de laboratório.

Ao Filipe e Matheus por terem dado início às pesquisas e transmitido toda a motivação e conhecimento que foram essenciais para o desenvolvimento desse trabalho.

Aos muitos amigos feitos durante o mestrado, em especial: Tiago von Sperling, Thiago Guedes, Maíra, Janaina, Sheyla, Valéria, Jackson, Raquel, Margarita, Fernando, Paulo Sertório, Paulo Vieira, Bia, Mônica e Katsilene.

Ao “Seu Raimundo” pela dedicação em manter e desenvolver as pesquisas de campo no Centro de Pesquisa e Treinamento em Saneamento – CePTS e pelos momentos de descontração.

A “Dona Chica” pela convivência.

Ao Tangará – Rio Acima pela energia.

A COPASA pelo apoio técnico durante todo o período de experimento de campo.

Ao CNPq e Capes, pela disponibilização de bolsa de pesquisa que permitiu o desenvolvimento dessa obra.

Ao CDTN pela cooperação.

E a todos que de uma maneira ou de outra contribuíram para a conclusão desse trabalho.

RESUMO

Este trabalho teve o objetivo de avaliar o desempenho e comportamento de duas *Wetlands Construídas (WC)* horizontais subsuperficiais (plantada - WP e não plantada - WNP) como pós-tratamento de reator UASB tratando efluente tipicamente doméstico para um equivalente populacional de 50 habitantes cada. O desempenho quanto à qualidade do efluente, que foi monitorado durante 2 anos, apresentou excelentes resultados quanto à remoção de matéria orgânica e sólidos, com eficiências médias globais para os parâmetros DBO₅ e SST de 94 e 98% na WP e 93 e 98% na WNP, respectivamente. A presença das plantas foi mais significativa na remoção de NTK (WP: 39% e WNP: 29%) e *E. coli* (WP: 99,99% e WNP: 99,9%). Após um ano de operação foi observado fluxo superficial indesejado no início do leito, e no intuito de entender as causas desse processo que pode comprometer o desempenho e a aplicabilidade desses sistemas, alguns estudos em relação à hidrodinâmica das wetlands foram realizados. São apresentados resultados comparativos relacionados a quantificação e caracterização dos sólidos acumulados e a condutividade hidráulica localizada ao longo dos leitos. Observou-se que a WP acumula/produz mais sólidos, em especial os voláteis, o que lhe confere menor condutividade hidráulica em relação a WNP. Estudos com elemento traçador foram realizados para esclarecer esses e outros questionamentos, como por exemplo, o tempo de detenção hidráulica real e o tipo de fluxo predominante nos sistemas. Foram propostos valores mais representativos de variáveis que descrevem a cinética de remoção da matéria orgânica ao longo desses sistemas, principalmente no que se refere às condições tropicais. Esse perfil de decaimento da matéria orgânica associado ao tipo de fluxo predominante permitiu obter parâmetros de dimensionamento destas unidades mais apropriados. Os resultados obtidos indicam a possibilidade de reduzir as dimensões das WC, sem diminuição da eficiência de remoção de matéria orgânica. Sistemas mais compactos permitem maior aplicação e disseminação da tecnologia em função da diminuição de área requerida e custos de implantação.

ABSTRACT

This study aimed to evaluate the performance and behavior of two constructed wetlands (WC) horizontal subsurface (planted - WP and unplanted - WNP) as post-treatment of UASB reactor treating domestic wastewater equivalent to a population of 50 inhabitants each. The performance on the quality of the effluent, which was monitored for two years, showed excellent results concerning the removal of organic matter and solids, with global average efficiencies for the parameters BOD₅ and TSS of 94 and 98% for WP and 93 and 98% for WNP, respectively. The presence of plants was more significant in the removal of NTK (WP: 39% and WNP: 29%) and *E. coli* (WP: 99.99% and WNP: 99.9%). After a year of operation was observed unwanted surface flow at the beginning of the bed, and in order to understand the causes of this process that may compromise the performance and applicability of these systems, some studies on the wetlands hydrodynamics have been conducted. Comparative results are presented related to quantification and characterization of accumulated solids and hydraulic conductivity located along the beds. It was noted that the WP accumulates / produces more solid, especially volatile, which gives lower hydraulic conductivity compared to WNP. Studies with tracer element were performed to clarify these and other questions, such as the hydraulic retention time and the actual type of the mainstream systems. More representative values of variables that describe the kinetics of removal organic matter along these systems, especially as regards to tropical conditions. This decay profile of organic matter associated with the type of predominant flow allowed to obtain dimension parameters of these units that are more appropriate. The obtained results indicate the possibility of reducing the WC dimensions, without reducing the efficiency of removing organic matter. More compact system allows for greater application and dissemination of technology due to a reduction of required area and deployment costs.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	1
2. OBJETIVOS.....	3
2.1. OBJETIVO GERAL	3
2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	3
3. REVISÃO DE LITERATURA	4
3.1. CARACTERÍSTICAS GERAIS DAS WETLANDS	4
3.1.1. <i>Wetland de fluxo superficial (WFS)</i>	6
3.1.2. <i>Wetland vertical de fluxo subsuperficial (WVFSS)</i>	7
3.1.3. <i>Wetland horizontal de fluxo subsuperficial (WHFSS)</i>	8
3.1.4. <i>Sistemas híbridos</i>	11
3.2. UTILIZAÇÃO DE PLANTAS EM WHFSS.....	11
3.3. MECANISMOS DE REMOÇÃO DE POLUENTES EM WHFSS	15
3.3.1. <i>Processos físicos</i>	15
3.3.2. <i>Processos químicos</i>	15
3.3.3. <i>Processos biológicos</i>	16
3.4. REMOÇÃO DE POLUENTES EM WHFSS	17
3.4.1. <i>Sólidos em suspensão</i>	17
3.4.2. <i>Matéria Orgânica</i>	18
3.4.3. <i>Nitrogênio</i>	19
3.4.4. <i>Fósforo</i>	22
3.4.5. <i>Patógenos</i>	23
3.5. HIDROLOGIA DE WETLANDS CONSTRUÍDAS	25
3.6. MATERIAL FILTRANTE.....	27
3.7. WHFSS COMO PÓS-TRATAMENTO DE EFLUENTES DE REATORES UASB	29
3.8. ACÚMULO DE SÓLIDOS E HIDRÁULICA DE WHFSS	30
3.8.1. <i>Colmatação do leito de WHFSS</i>	31
3.8.2. <i>Alterações na condutividade hidráulica em WHFSS</i>	32
3.8.3. <i>Estratificação vertical do fluxo</i>	36
3.9. MODELAGEM HIDRÁULICA – CINÉTICA APLICADA AO DIMENSIONAMENTO DE WHFSS	38
3.9.1. <i>Modelos hidráulicos</i>	39
3.9.2. <i>Modelos cinéticos</i>	41
4. MATERIAL E MÉTODOS	48
4.1. LOCAL E CARACTERIZAÇÃO DA UNIDADE EXPERIMENTAL	48
4.2. VARIÁVEIS AVALIADAS	50
4.2.1. <i>Amostragem e análise dos efluentes</i>	50
4.2.2. <i>Amostragem e análise dos sólidos presentes no meio filtrante</i>	52
4.2.3. <i>Condutividade hidráulica localizada</i>	53
4.2.4. <i>Estudo hidrodinâmico</i>	54
4.2.5. <i>Definição de parâmetros da equação empírica para remoção de matéria orgânica</i>	58
4.3. ANÁLISES ESTATÍSTICAS.....	59
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	60
5.1. OPERAÇÃO DO SISTEMA	60
5.1.1. <i>Crescimento e desenvolvimento da cobertura vegetal</i>	60
5.1.2. <i>Evapotranspiração</i>	65
5.2. CARACTERÍSTICAS DO EFLUENTE DAS DUAS WETLANDS	69
5.2.1. <i>Resumo dos resultados</i>	69
5.2.2. <i>Matéria orgânica</i>	74
5.2.3. <i>Sólidos</i>	81
5.2.4. <i>Alcalinidade e pH</i>	86
5.2.5. <i>Nutrientes</i>	87
5.2.6. <i>Coliformes</i>	98

5.3.	ACÚMULO DE SÓLIDOS E HIDRÁULICA DE WHFSS.....	100
5.3.1.	Sólidos totais no meio filtrante.....	100
5.3.2.	Condutividade hidráulica.....	107
5.3.3.	Ensaio hidrodinâmico (teste com traçador).....	110
5.4.	MODELAGEM HIDRÁULICA – CINÉTICA DE REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA APLICADA AO DIMENSIONAMENTO DE WHFSS.....	114
5.4.1.	Fluxo em pistão.....	114
5.4.2.	Fluxo em pistão modificado, com residual ($k-C^*$).....	117
5.4.3.	Fluxo disperso com residual (C^*).....	120
5.4.4.	Tanques em série (TES).....	123
5.4.5.	Tanques em série (TES), com residual (C^*).....	125
5.4.6.	Resumo dos modelos testados.....	127
5.4.7.	Aplicação do modelo de fluxo disperso modificado aos dados do monitoramento rotineiro (DQO total afluente e efluente), considerando a evapotranspiração.....	129
6.	CONCLUSÃO.....	132
7.	RECOMENDAÇÕES.....	136
8.	REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	139

LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1: Ilustração do sistema de wetlands de fluxo superficial (WFS).....	6
Figura 3.2: Corte esquemático do sistema de wetlands verticais de fluxo subsuperficial (WVFS).....	7
Figura 3.3: Corte esquemático do sistema de <i>wetlands</i> horizontais subsuperficiais.....	8
Figura 3.4: Fluxo preferencial referente à estratificação vertical.....	37
Figura 4.1: Vista aérea da ETE Arrudas com destaque para o CePTS UFMG/COPASA.....	48
Figura 4.2: Reator UASB utilizado como pré-tratamento as wetlands e a caixa vertedora utilizada para dividir as vazões efluentes do UASB.....	49
Figura 4.3: Planta dos sistemas de wetlands horizontais subsuperficiais	50
Figura 4.4: Pontos de medição da vazão do efluente do reator UASB e afluente das wetlands	52
Figura 4.5: Pontos amostrados em cada wetland para a análise de sólidos e condutividade hidráulica localizada.....	53
Figura 4.6: Representação esquemática da metodologia utilizada para estimativa da condutividade hidráulica saturada	53
Figura 4.7: Pontos de localização das sondas que fizeram a leitura da radiação gama emitida pelo traçador e equipamento que armazenou os dados monitorados.....	55
Figura 4.8: Amostras coletadas nos pontos intermediários e efluente de cada wetland (WNP e WP).....	58
Figura 5.1: Disposição das plantas durante o plantio e desenvolvimento não homogêneo das mudas ao longo do leito.....	61
Figura 5.2: Floração das taboas e altura média das plantas, superior a 2m, após 146 dias do plantio	61
Figura 5.3: Primeira poda das taboas e poda parcial a meia altura.....	62
Figura 5.4: Restos vegetais da poda e sementes da floração sob o leito e restos da estrutura da taboa que não emitiram novos brotos.....	63
Figura 5.5: Diferença de densidade de ocupação da taboa ao longo do leito em períodos de operação diferentes: a) distribuição homogênea e b) distribuição variada.....	64
Figura 5.6: Desenvolvimento da taboa localizada no início do leito no primeiro (esquerda) e no segundo (direito) ano de operação.....	64
Figura 5.7: Sistema de raízes da taboa com profundidade média de 0,20m e presença de plantas invasoras na wetland controle.....	65
Figura 5.8: Vazões afluente e efluente para a wetland plantada e não plantada.....	67
Figura 5.9: Percentagem de perdas de água para a wetland plantada e não plantada	68
Figura 5.10: Box-plots das concentrações efluentes de DQO e DBO do reator UASB e das wetlands.....	75
Figura 5.11: Box-plots das eficiências de remoção de DQO e DBO das wetlands.....	75
Figura 5.12: Séries temporais das concentrações efluentes de DQO e DBO para o reator UASB e das wetlands	75
Figura 5.13: Distribuição de frequência das concentrações efluentes de DQO e DBO para o reator UASB e as wetlands.....	76
Figura 5.14: Decaimento da concentração média da matéria orgânica (DQO filtrada) ao longo do leito das wetlands plantada e não plantada, sem considerar a evapotranspiração.....	78
Figura 5.15: Decaimento da concentração média da matéria orgânica (DQO filtrada) ao longo do leito das wetlands plantada e não plantada, considerando as perdas por evapotranspiração.....	79

Figura 5.16: Box-plots das concentrações efluentes de SST e SSV do reator UASB e das wetlands.....	82
Figura 5.17: Box-plots das eficiências de remoção de SST e SSV das wetlands	82
Figura 5.18: Séries temporais das concentrações efluentes de SST e SSV para o reator UASB e das wetlands.....	82
Figura 5.19: Distribuição de freqüência das concentrações efluentes de SST e SSV para o reator UASB e as wetlands.....	82
Figura 5.20: Box-plots das concentrações efluentes e das eficiências de remoção da turbidez para o reator UASB e as wetlands	85
Figura 5.21: Série temporal das concentrações efluentes de turbidez para o reator UASB e das wetlands.....	85
Figura 5.22: Box-plots das concentrações efluentes de alcalinidade e pH do reator UASB e das wetlands.....	87
Figura 5.23: Box-plots das concentrações efluentes de NTK e N amoniacal das wetlands ...	89
Figura 5.24: Box-plots das eficiências de remoção de NTK e N amoniacal do reator UASB e das wetlands.....	89
Figura 5.25: Séries temporais das concentrações efluentes de NTK e N amoniacal para o reator UASB e das wetlands.....	90
Figura 5.26: Box-plot das concentrações efluentes e a série temporal de N orgânico do reator UASB e das wetlands	92
Figura 5.27: Box-plot das concentrações efluentes e a série temporal de nitrato do reator UASB e das wetlands	93
Figura 5.28: Box-plots das concentrações efluentes de P total e fosfato do reator UASB e das wetlands.....	96
Figura 5.29: Box-plots das eficiências de remoção de P total e fosfato das wetlands.....	96
Figura 5.30: Séries temporais das concentrações efluentes de P total e fosfato para o reator UASB e das wetlands	97
Figura 5.31: Box-plots das concentrações efluentes de coliformes totais e <i>E. coli</i> do reator UASB e das wetlands	99
Figura 5.32: Box-plots das eficiências de remoção de coliformes totais e <i>E. coli</i> das wetlands	99
Figura 5.33: Distribuição de sólidos totais no meio filtrante ao longo da wetland plantada	101
Figura 5.34: Distribuição de sólidos totais no meio filtrante ao longo da wetland não plantada (E = esquerda; D = direita)	101
Figura 5.35: Imagens do escoamento superficial indesejado nas wetlands plantada, recentemente podada, e na wetland não plantada.....	102
Figura 5.36: Proporção de sólidos fixos e voláteis ao longo do leito da WP.....	103
Figura 5.37: Proporção de sólidos fixos e voláteis ao longo do leito da WNP.....	104
Figura 5.38: Aspecto típico das raízes da taboa no início do leito, onde há maior desenvolvimento de biomassa bacteriana, e no final do leito, onde a concentração de matéria orgânica é bem menor.....	104
Figura 5.39: Relação de sólidos voláteis e sólidos totais ao longo das WP e WNP	105
Figura 5.40: Proporção de sólidos intersticiais e aderidos ao longo do leito da WP	106
Figura 5.41: Proporção de sólidos intersticiais e aderidos ao longo do leito da WNP	106
Figura 5.42: Relação de sólidos intersticiais e aderidos ao longo das WP e WNP.....	107
Figura 5.43: Distribuição da condutividade hidráulica no meio filtrante ao longo da wetland plantada (E = esquerda; D = direita).....	108

Figura 5.44: Distribuição da condutividade hidráulica no meio filtrante ao longo da wetland não plantada (E = esquerda; D = direita).....	108
Figura 5.45: Curva de resposta do traçador (C.t) para a wetland plantada	110
Figura 5.46: Curva de resposta do traçador (C.t) para a wetland não plantada	110
Figura 5.47: Valores observados e estimados segundo o modelo de FP para as wetlands plantada e não plantada (WP e WNP), sem considerar a ET.	114
Figura 5.48: Valores observados e estimados segundo o modelo de FP para as wetlands plantada e não plantada (WP e WNP), considerando a ET.	115
Figura 5.49: Valores observados e estimados segundo o modelo de FP modificado ($k - C^*$) para as wetlands plantada e não plantada (WP e WNP), sem considerar a ET.	118
Figura 5.50: Valores observados e estimados segundo o modelo de FP modificado ($k - C^*$) para as wetlands plantada e não plantada (WP e WNP), considerando a ET.....	118
Figura 5.51: Valores observados e estimados segundo o modelo de fluxo disperso com residual (C^*) para as wetlands plantada e não plantada (WP e WNP), sem considerar a ET.	120
Figura 5.52: Valores observados e estimados segundo o modelo de fluxo disperso com residual (C^*) para as wetlands plantada e não plantada (WP e WNP), considerando a ET...	121
Figura 5.53: Valores observados e estimados segundo o modelo de tanques em série (TES) para as wetlands plantada e não plantada (WP e WNP), sem considerar a ET.....	123
Figura 5.54: Valores observados e estimados segundo o modelo de tanques em série (TES) para as wetlands plantada e não plantada (WP e WNP), considerando a ET.....	123
Figura 5.55: Valores observados e estimados segundo o modelo de Tanques em Série (TES), com residual (C^*), para as wetlands plantada e não plantada (WP e WNP), sem considerar a ET.	125
Figura 5.56: Valores observados e estimados segundo o modelo de Tanques em Série (TES), com residual (C^*), para as wetlands plantada e não plantada (WP e WNP), considerando a ET.	125
Figura 5.57: Gráficos de correlação entre as concentrações de DQO efluente observada e estimada para as duas wetlands (WP e WNP).....	131

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1: Função das macrófitas nas WHFSS no tratamento de efluentes	13
Tabela 4.1: Características físicas e de projeto de cada unidade de wetland horizontal	50
Tabela 5.1: Sequencia de eventos durante o período de experimento.....	60
Tabela 5.2: Resultados médios de vazões de entrada e saída e desvio padrão das wetlands. .	66
Tabela 5.3: Concentração média e desvio padrão dos parâmetros de qualidade do efluente..	70
Tabela 5.4: Eficiências médias de remoção de cada unidade do sistema em função da concentração e da carga.....	71
Tabela 5.5: Eficiências médias globais (UASB + wetlands) em função da concentração e da carga.	73
Tabela 5.6: Estatística descritiva dos parâmetros relativos à matéria orgânica	74
Tabela 5.7: Valores médios observados do decaimento da concentração de matéria orgânica (DQO filtrada) ao longo das wetlands, sem considerar a evapotranspiração (n=16 dados para cada ponto)	78
Tabela 5.8: Valores médios do decaimento da concentração de matéria orgânica (DQO filtrada) ao longo das wetlands, considerando a evapotranspiração (ET).....	79
Tabela 5.9: Estatística descritiva dos parâmetros relativos aos sólidos suspensos	81
Tabela 5.10: Estatística descritiva dos parâmetros relativos à turbidez	84
Tabela 5.11: Estatística descritiva dos parâmetros relativos à alcalinidade e pH	86
Tabela 5.12: Estatística descritiva dos parâmetros relativos ao nitrogênio.....	88
Tabela 5.13: Eficiências médias em carga da remoção de NTK em função do ciclo de crescimento da taboa para as WP e WNP.....	90
Tabela 5.14: Quantidade de bactérias nitrificantes nas wetlands plantada e não plantada	94
Tabela 5.15: Quantidade de bactérias desnitrificantes nas wetlands plantada e não plantada	94
Tabela 5.16: Estatística descritiva dos parâmetros relativos ao fósforo.....	95
Tabela 5.17: Estatística descritiva dos parâmetros relativos aos coliformes.....	98
Tabela 5.18: Parâmetros das características hidrodinâmicas obtidas através do teste com traçador para a wetland plantada e não plantada	111
Tabela 5.19: Quadro resumo dos valores dos coeficientes de decaimento (k) e dos indicadores de representatividade do modelo de FP aplicados as wetlands plantada e não plantada (WP e WNP), considerando e não a evapotranspiração.	115
Tabela 5.20: Quadro resumo dos valores dos coeficientes de decaimento (k) e dos indicadores de representatividade do modelo de FP modificado ($k - C^*$) aplicados às wetlands plantada e não plantada (WP e WNP), considerando e não a evapotranspiração.....	118
Tabela 5.21: Quadro resumo dos valores dos coeficientes de decaimento (k) e dos indicadores de representatividade do modelo de fluxo disperso com residual (C^*) aplicados as wetlands plantada e não plantada (WP e WNP), considerando e não a evapotranspiração.	121
Tabela 5.22: Quadro resumo dos valores dos coeficientes de decaimento (k) e dos indicadores de representatividade do modelo de Tanques em série (TES) aplicados as wetlands plantada e não plantada (WP e WNP), considerando e não a evapotranspiração.....	124
Tabela 5.23: Quadro resumo dos valores dos coeficientes de decaimento (k) e dos indicadores de representatividade do modelo de Tanques em série (TES), com residual (C^*), aplicados as wetlands plantada e não plantada (WP e WNP), considerando e não a evapotranspiração. .	126
Tabela 5.24: Quadro resumo dos valores dos coeficientes de decaimento (k) e dos coeficientes de determinação (R^2) para cada modelo hidráulico-cinético testado para as duas wetlands, plantada e não plantada, e para as duas situações consideradas, com e sem evapotranspiração.	127

Tabela 5.25: Quadro com os parâmetros utilizados na equação de fluxo disperso modificado (C*) aplicados aos dados do monitoramento rotineiro (DQO total), considerando a evapotranspiração.	130
Tabela 5.26: Quadro com os resultados de concentração média efluente observada e estimada e os coeficientes de determinação para a relação entre esses valores, para as duas wetlands (WP e WNP).	131

LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS

WC - Wetland Construída

WFS - Wetland de Fluxo Superficial

WHFSS - Wetland Horizontal de fluxo subsuperficial

WVFSS - Wetland Vertical de Fluxo Subsuperficial

ITRC - Interstate Tecchnology and Regulatory Council

EPA - Environment Protection Agency

CT - Coliformes Totais

EAF - Escória de Alto Forno

COPAM - Conselho de política Ambiental de Minas Gerais

CONAMA - Conselho Nacional de Meio Ambiente

COPASA - Companhia de Saneamento do estado de Minas Gerais

DBO - Demanda Bioquímica de Oxigênio

DQO - Demanda Química de Oxigênio

ETE - Estação de Tratamento de Esgotos

OD - Oxigênio Dissolvido

SSV - Sólidos Suspensos Voláteis

SSF - Sólidos Suspensos Fixos

SST - Sólidos Suspensos Totais

TAS - Taxa de Aplicação Superficial

TAH - Taxa de Aplicação Hidráulica

TDH - Tempo de Detenção Hidráulica

UASB - Upflow Anaerobic Sludge Blanket

UFMG - Universidade de Minas Gerais

DESA - Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental

1. INTRODUÇÃO

Wetlands são definidas como terras onde a superfície da água está próxima ou na superfície do terreno por tempo suficiente, ao longo do ano, para manter o solo em condições saturadas para a vegetação relacionada. Os pântanos são exemplos naturais de *wetlands*. Uma *wetland* construída (WC) é aquela cuja finalidade específica é o controle da poluição e o manejo de resíduos em um local diferente de onde existe uma *wetland* natural (USEPA, 2000).

Comparado com sistemas de tratamento convencionais, as *wetlands* construídas são de baixo custo, de fácil operação e manutenção, e têm um grande potencial para aplicação em países em desenvolvimento, particularmente em pequenas comunidades rurais (KIVAISI, 2000). Dentre as *wetlands* construídas destacam-se as *wetlands* horizontais de fluxo subsuperficial (WHFSS) que são unidades largamente aplicadas na Europa e EUA e que potencialmente promovem tratamento satisfatório, quando dimensionadas corretamente e se utilizam materiais adequados para sua construção e operação.

Esse modelo de *wetland* possui um leito filtrante (usualmente brita, cascalho ou areia) onde são plantadas as macrófitas aquáticas e por onde o efluente a ser tratado irá percolar. Quando bem operado e dimensionado, o sistema não apresenta lâmina d'água aparente. O efluente flui longitudinalmente e é purificado durante o contato com o substrato, as raízes e rizomas das plantas, local de concentração do biofilme de bactérias decompositoras de material orgânico (PHILIPPI e SEZERINO, 2004).

A remoção de nutrientes e os processos de transformação dentro das *wetlands* são realizados por meio da conversão microbiana, decomposição, assimilação pelas plantas, sedimentação, volatilização e reações de adsorção-fixação (TCHOBANOGLIOUS, 1993). Vários autores relatam o melhor desempenho dos sistemas de *wetlands* plantados em relação aos não plantados (LIN et al, 2002; TANNER, 2001; KASEVA, 2004). Brix (1994) destaca a importância das macrófitas na remoção de nutrientes por acumulação na biomassa, fixação de particulados inorgânicos e orgânicos e criação de uma rizosfera oxidante. Além desses mecanismos citados, as plantas apresentam também efeitos físicos no tratamento de águas residuárias, que os tecidos das plantas fornecem, como por exemplo, a filtração, promoção de área superficial para a aderência de microrganismos e controle de erosão. Ressaltam-se ainda

outras funções específicas, como fornecer adequado ambiente para a vida selvagem e promover boa aparência aos sistemas.

Para Haberl *et al.* (1999), os sistemas de wetlands construídas estão entre as mais promissoras tecnologias de pós-tratamento de águas residuárias anaerobicamente pré-tratadas, e podem ser aplicados em países em desenvolvimento. Eles possuem boa capacidade de redução de DBO, DQO, sólidos, nitrogênio, traços de metais, substâncias orgânicas e agentes patogênicos.

Por se tratar de um sistema de tratamento de águas residuárias baseado no mecanismo de filtração, o conhecimento das características do material filtrante, em especial a condutividade hidráulica, bem como a utilização de unidades de tratamento primário (cujo objetivo é a maximização da redução de materiais sólidos grosseiros e as gorduras), tornam-se fundamentais para evitar possíveis escoamentos superficiais indesejados (PHILIPPI e SEZERINO, 2004).

Diante disso, um estudo que esclareça as características hidrodinâmicas das wetlands de fluxo subsuperficial em função da presença ou ausência de macrófitas e conseqüente acúmulo de sólidos é fundamental para o melhoramento e disseminação dessa técnica.

Para tanto, essa pesquisa, desenvolvida no Centro de Pesquisa e Treinamento em Saneamento (CePTS) da UFMG/COPASA, apresenta os resultados comparativos de desempenho geral de duas WHFSS, uma plantada com taboa e outra controle (sem plantas), na remoção de poluentes durante o período de setembro de 2007 a julho de 2009. As wetlands operaram como pós-tratamento de efluente de reator UASB tratando águas residuárias tipicamente domésticas da cidade de Belo Horizonte. Uma avaliação sobre os aspectos operacionais de cada unidade de wetland associado aos aspectos previstos no projeto foi realizada no intuito de conhecer o comportamento e sustentabilidade desses sistemas durante o período de funcionamento avaliado. Os testes para a avaliação desses aspectos foram realizados aproximadamente após dois anos de operação das wetlands e referem-se à quantificação e caracterização dos sólidos acumulados no leito, à condutividade hidráulica, testes hidrodinâmicos com traçador e modelagem matemática para remoção de matéria orgânica.

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo geral

- Analisar o desempenho e comportamento de duas wetlands de fluxo horizontal subsuperficial, uma plantada e uma não plantada, tratando efluente de reator UASB, baseado em modelos hidráulicos e cinéticos.

2.2. Objetivos específicos

- Avaliar comparativamente o desempenho na remoção de DBO, DQO, SST, SSV, SSF, Turbidez, NTK, N-Amoniacal, Nitrato, PT, P-fosfato, Alcalinidade, Coliformes Totais e *E. coli* de uma wetland horizontal subsuperficial plantada com *Typha latifolia* (taboa) e uma wetland não plantada, ambas utilizadas para o pós-tratamento de efluente de reator UASB.

- Avaliar comparativamente o acúmulo de sólidos nas wetlands plantada e não plantada.

- Analisar comparativamente o comportamento hidrodinâmico das wetlands plantada e não plantada.

- Definir parâmetros da equação empírica para o cálculo da remoção da matéria orgânica (DQO filtrada) da wetland plantada e da não plantada.

- Analisar diferentes modelos hidráulico-cinéticos para o cálculo da remoção da matéria orgânica (DQO filtrada) da wetland plantada e da não plantada.

3. REVISÃO DE LITERATURA

3.1. *Características gerais das wetlands*

Wetlands são áreas que permanecem úmidas durante parte ou por todo o ano devido às condições locais. Comumente essas áreas são denominadas de pântanos, várzeas, brejos, mangues, alagados, entre outros, dependendo da existência do tipo de plantas e das condições das águas, e da localização geográfica. As wetlands são frequentemente ambientes transitórios entre sistemas terrestres e sistemas aquáticos.

As wetlands naturais estão presentes em regiões de baixa topografia (depressões), ou em áreas altas, porém com baixa permeabilidade do solo. Em todos os casos, segundo Kadlec e Wallace (2008), o princípio único que as caracteriza é que são úmidas por tempo suficiente ao longo do ano para não permitir o desenvolvimento de plantas que não suportam um solo saturado, e estão constantemente mudando as propriedades do seu solo devido às alterações químicas, físicas e biológicas que ocorrem durante o período de cheias.

As wetlands naturais possuem propriedades que as tornam únicas dentro dos maiores grupos de ecossistemas da Terra. A abundância de água é importante para a maioria das formas de produtividade biológica, e as plantas presentes nas wetlands estão adaptadas para tirar maior vantagem dessa abundância de água, enquanto que em grandes períodos de seca elas utilizam outros elementos químicos essenciais, como o oxigênio. Por causa disso, as wetlands são consideradas o ecossistema mais produtivo do planeta. Essas características as tornam um excelente “habitat” para uma grande diversidade de animais, como mamíferos, pássaros, répteis, anfíbios e peixes (KADLEC e WALLACE, 2008).

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

Uma wetland construída (WC) é aquela cuja finalidade específica é o controle da poluição e o manejo de resíduos em um local diferente de onde existe uma wetland natural (USEPA, 2000). Portanto, é a simulação de um ecossistema natural reproduzido em um ambiente distinto onde mecanismos básicos de ecologia são manipulados através de princípios de engenharia civil e sanitária (DORNELAS, 2008).

Comparado com sistemas convencionais de tratamento, as wetlands construídas são de baixo custo, de fácil operação e manutenção, e têm um grande potencial para aplicação em países em desenvolvimento, particularmente em pequenas comunidades rurais. Porém, estes sistemas ainda não se encontram muito difundidos devido à falta de conhecimentos técnicos e peritos locais para o desenvolvimento dessa tecnologia (KIVAISI, 2001).

As WC possuem uma série de vantagens como: (1) são relativamente baratas para se construir e operar, (2) são de fácil manutenção, (3) fornecem tratamento efetivo e seguro de águas residuárias, (4) são relativamente tolerantes a variações hidráulicas e de cargas de contaminantes e (5) fornecem benefícios indiretos, como área verde, “habitats” para a vida selvagem e potencial de promoção da educação ambiental.

As desvantagens são: (1) elevada demanda de área para construção, (2) as recorrentes imprecisões para os critérios de projeto e operação, (3) a complexidade biológica e hidrológica do sistema e a falta de conhecimento da dinâmica dos processos de tratamento, (4) os custos dos meios de enchimento e (5) possíveis problemas com pragas nas tipologias superficiais. Mosquitos e outras pragas poderiam ser um problema para sistemas de wetlands imprópriamente projetados e operados, principalmente as wetlands do tipo superficial (PHILIPPI e SEZERINO, 2004).

O sistema de WC tem sido desenvolvido para enfatizar características específicas das wetlands naturais aumentando a capacidade de tratamento de alguns compostos presentes nas águas residuárias. As WC podem ser desenvolvidas a partir de uma variedade de modelos hidrológicos. Os tipos básicos de WC são as wetlands de fluxo superficial (WFS) e as de fluxo subsuperficial, sendo divididas em wetland vertical de fluxo subsuperficial (WVFSS) e wetland horizontal de fluxo subsuperficial (WHFSS). Cada uma dessas três principais categorias pode operar com variações de dimensionamento, meio suporte, plantas, tipo de fluxo (ascendente/descendente e contínuo/intermitente), de acordo com as necessidades específicas do tratamento.

3.1.1. Wetland de fluxo superficial (WFS)

As wetlands de fluxo superficial possuem, na sua maior parte, áreas em que a água está aparente e a vegetação é composta por macrófitas flutuantes e/ou emergentes (enraizadas na camada de sedimento no fundo). O biofilme microbiano se desenvolve em toda a superfície disponível das plantas. A água residuária, ao passar pelo sistema de WFS, é tratada através dos processos de sedimentação, filtração, oxidação, redução, adsorção e precipitação (KADLEC e WALLACE, 2008).

O ambiente nas WFS é normalmente aeróbio na região próxima à superfície da água, tendendo a condições anóxicas em direção ao fundo da unidade de tratamento, podendo ser inclusive anaeróbia, semelhante aos sistemas de lagoas de estabilização.

As wetlands de fluxo superficial são a tipologia de wetlands construídas que mais se assemelha aos sistemas encontrados na natureza, por isso é também a tipologia que mais atrai uma grande variedade de animais selvagens, como insetos, moluscos, peixes, anfíbios, répteis, pássaros e mamíferos. Devido a esse potencial de exposição humana aos patógenos, as WFS raramente são utilizadas para tratamento primário ou secundário. A aplicação mais comum dessa tipologia é no tratamento avançado de efluentes secundários ou terciários, oriundos, por exemplo, de lagoas, filtros biológicos percoladores, lodos ativados, entre outros (USEPA, 2000).

Um esquema típico de uma wetland de fluxo superficial é apresentado na figura 3.1.

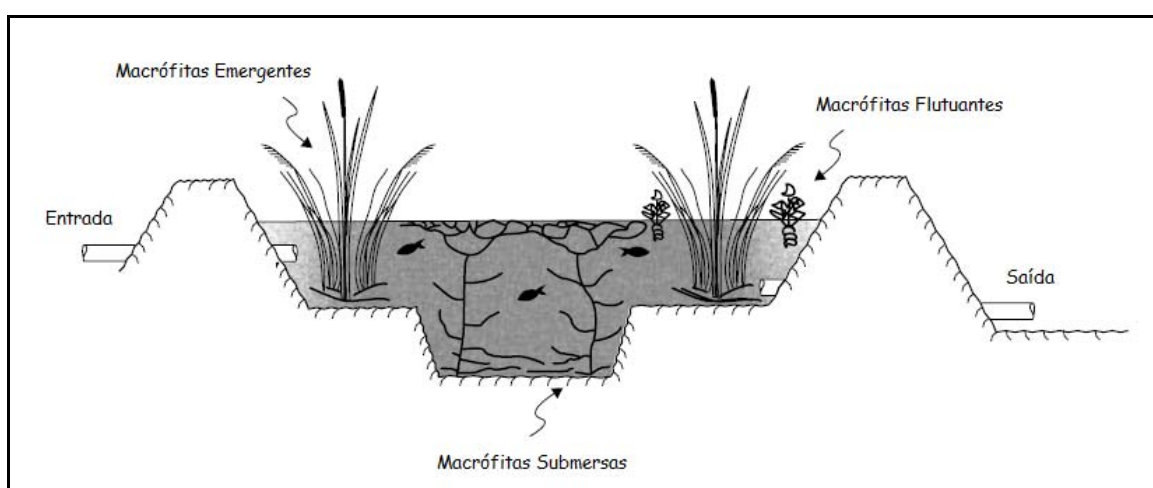


Figura 3.1: Ilustração do sistema de wetlands de fluxo superficial (WFS)

Fonte: USEPA (2000)

3.1.2. Wetland vertical de fluxo subsuperficial (WVFSS)

Existem diversas variações de wetlands verticais. O tipo mais comum, utilizado em maior proporção na Europa, consiste na aplicação de pulsos do efluente no sistema na forma de bateladas e a simples percolação no leito de areia ou pedras, plantado com macrófitas emergentes. Essa tipologia assemelha-se bastante aos filtros intermitentes de areia. Nessa tipologia, em que o fluxo não é contínuo, não há necessidade de tratamento primário, sendo usual a aplicação de esgoto bruto oriundo apenas de tratamento preliminar (USEPA, 2000).

A aplicação de um fluxo intermitente tem por finalidade melhorar a oxigenação do meio filtrante e conseqüentemente do biofilme presente nos interstícios e aderido ao meio suporte, resultando num ambiente predominantemente aeróbio. Essa intermitência, portanto, intensifica a oxidação da amônia, resultando em um efluente nitrificado parcialmente.

Um esquema típico de uma wetland vertical de fluxo subsuperficial é apresentado na figura 3.2.

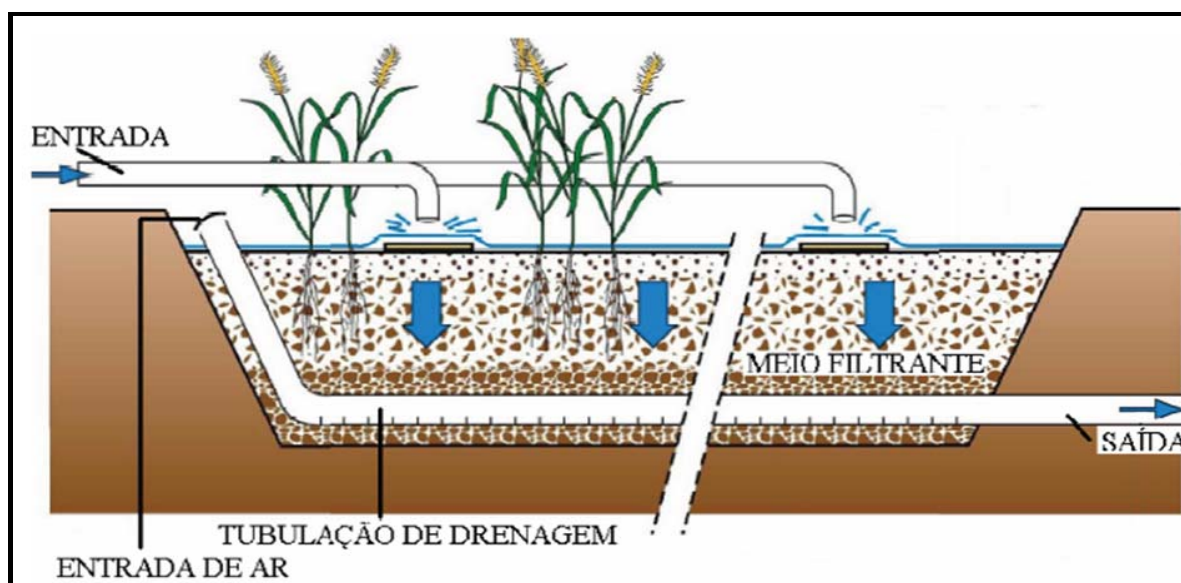


Figura 3.2: Corte esquemático do sistema de wetlands verticais de fluxo subsuperficial (WVFSS)

Fonte: Adaptado de AGENCE DE L'EAU (2005)

3.1.3. Wetland horizontal de fluxo subsuperficial (WHFSS)

As wetlands horizontais, objeto desse estudo, são projetadas para que o efluente se mantenha abaixo do nível do terreno, sem que a lâmina d'água seja visível, fazendo com que o mesmo percole entre os interstícios do meio filtrante (brita, pedra, cascalho, areia ou solo) e das raízes e rizomas das plantas (macrófitas emergentes). Quando dimensionadas e operadas corretamente, as águas residuárias se mantêm abaixo da superfície do leito. Devido a essa não exposição do efluente durante o tratamento, o risco associado à exposição humana ou de animais a organismos patogênicos é minimizado.

As WHFSS são sistemas mais caros que as WFS devido principalmente à necessidade de um material de enchimento, o meio suporte. Ainda assim, são sistemas mais baratos que as alternativas convencionais existentes, quando levado em consideração a qualidade do efluente final. Essa tipologia de fluxo horizontal subsuperficial é bastante comum no tratamento secundário em residências unifamiliares ou de pequenas comunidades, principalmente como pós-tratamento de fossas sépticas ou fossas-filtro. Entretanto, existem diversas outras aplicações, especialmente no tratamento de águas residuárias de origem industrial.

WHFSS são compostas tipicamente por uma tubulação de distribuição na entrada, fundo impermeabilizado com argila ou manta sintética (para evitar contaminação do lençol freático), o meio filtrante, vegetação, bermas e tubulação de saída com controle de nível do líquido dentro do sistema. Um esquema de uma WHFSS é apresentado na figura 3.3.

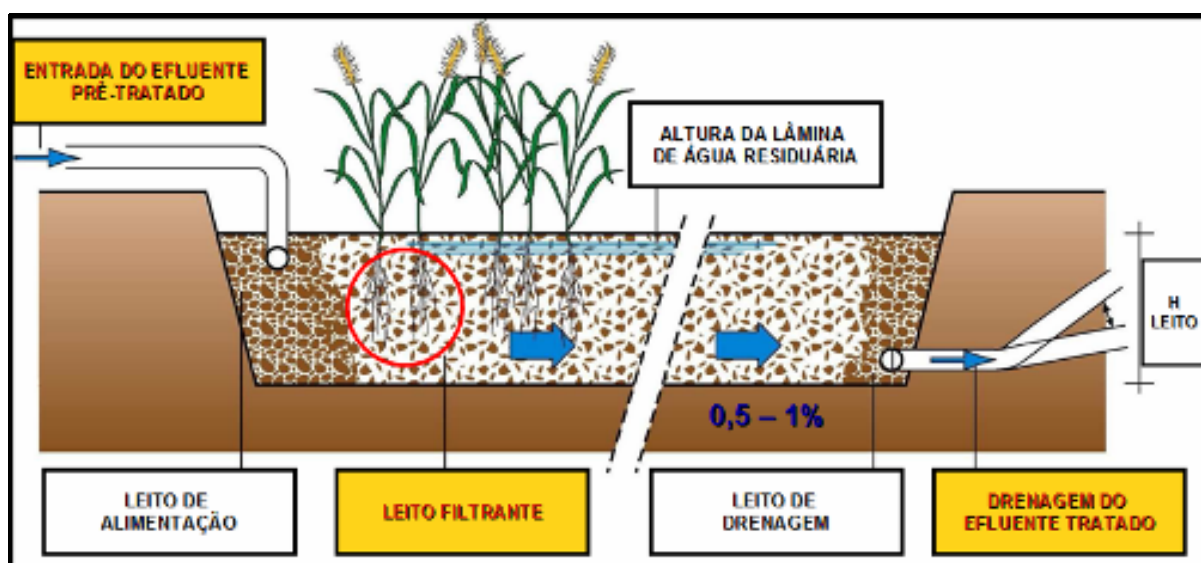


Figura 3.3: Corte esquemático do sistema de *wetlands* horizontais subsuperficiais
Fonte: Adaptado de AGENCE DE L'EAU (2005)

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

O desenvolvimento das wetlands construídas iniciou-se na Europa nas décadas de 1950 e 1960 a partir dos trabalhos de Kathe Seidel, responsável pelos experimentos com macrófitas aquáticas na purificação de águas residuárias. Os sistemas envolviam uma série de wetlands verticais e horizontais, que mais tarde, no final dos anos 90, seriam revividas como a base para os sistemas híbridos (ver item 3.1.4). No meio dos anos de 1960 Reinhold Kickuth, auxiliado por Seidel, desenvolveu as WHFSS, comumente conhecidas como método das zonas de raízes (em inglês: Rhizome Zone Method - RZM). As RZM eram construídas com o meio filtrante de solo (tipicamente argila e areia) e plantadas com Phragmites. Acreditava-se que o sistema de raízes das plantas poderia melhorar ou manter a condutividade hidráulica do meio poroso (originalmente caracterizado pela baixa condutividade), o que não foi comprovado e resultava constantemente em fluxos superficiais indesejados acima do leito (KADLEC e WALLACE, 2008).

Na década de 1980, diversas RZM wetlands foram construídas na Alemanha e na Dinamarca para pequenas comunidades e, em alguns casos, em grande escala, como por exemplo na Alemanha com um sistema com cerca de 22 ha. O requisito de área médio adotado nessa época era de 3 a 5 m² por pessoa. Diversos problemas de colmatção e conseqüente fluxo superficial se apresentavam. Para contornar esse problema foram projetados sistemas mais largos, com maior área de entrada e taxas hidráulicas de aplicação menores. Alguns problemas na distribuição do efluente nesses sistemas mais largos eram comuns, o que promoveu o uso de wetlands subdivididas em duas ou mais células paralelas, melhorando o controle na distribuição do líquido (KADLEC e WALLACE, 2008).

Em 1985, após as experiências na Alemanha e na Dinamarca, as duas primeiras WHFSS foram construídas na Inglaterra (comumente denominadas de “reed bed treatment systems”). No final de 1986, mais de 20 desses sistemas já estavam em operação e em 2008 já existiam

mais de 1.000 WHFSS no banco de dados da Associação Inglesa de wetlands construídas. A maior contribuição no desenvolvimento das WHFSS após a implementação na Inglaterra foi o uso de um meio poroso de maior granulometria que o próprio solo (tipicamente de argila e areia), adotando-se pedras de pequenas dimensões para que fosse mantido o fluxo subsuperficial no leito. Essa inovação fez com que o número de WHFSS fosse ampliado em toda a Europa, sendo na década de 1990 a tecnologia preferida para o tratamento de águas residuárias de origem urbana para pequenas comunidades e descentralização do tratamento de esgotos (KADLEC e WALLACE, 2008).

As WHFSS possuem muitas vantagens sobre as WFS. Wetlands horizontais subsuperficiais apresentam taxas mais elevadas de remoção de contaminante por unidade de área em relação às wetlands superficiais. O substrato promove maior área superficial para o crescimento de biofilme bacteriano, bem como aumenta o efeito da filtração, resultando em um aumento na eficiência do tratamento e, assim, caracteriza-se por ser um sistema com menor requisito de área (USEPA, 2000).

Muitos efluentes industriais que contêm substâncias perigosas também podem ser tratados em WHFSS com o mínimo risco ecológico devido à ausência de exposição do líquido. Essa tipologia também é mais aplicável para operação em clima frio em relação às wetlands superficiais, pois possuem maior isolamento térmico em função do substrato filtrante e pelos restos de planta acumulados na superfície do leito. Da mesma forma, as WHFSS são mais acessíveis para manutenção porque não há água residuária aparente na superfície das unidades de tratamento (USEPA, 2000). Todavia, WHFSS são mais bem aplicadas para efluentes com concentrações relativamente baixas de sólidos, para prevenir a colmatação do substrato.

Centenas de wetlands horizontais encontram-se em operação na Europa e nos EUA. No Brasil pesquisas vêm sendo desenvolvidas desde 1980, inicialmente combinadas com lagoas de estabilização e wetlands verticais de fluxo ascendente plantadas com arroz (SALATI, 1987 apud KADLEC e WALLACE, 2008). A partir dos anos 2000 as pesquisas e aplicações têm se intensificado no Brasil, aumentando constantemente o número de trabalhos apresentados em congressos e artigos publicados em revistas especializadas.

3.1.4. Sistemas híbridos

Diferentes tipos de wetlands construídas têm sido combinadas para melhorar a eficiência de remoção de poluentes específicos. A maioria dos sistemas híbridos combinam células de fluxo horizontal e vertical.

A configuração mais comum é uma célula vertical seguida de uma horizontal. Essa configuração vem sendo bastante aplicada, principalmente na Europa, devido aos altos requisitos de remoção de amônia nesses países (KADLEC e WALLACE, 2008).

Uma outra alternativa de configuração de wetlands híbridas é uma célula horizontal seguida de uma vertical, com recirculação. A célula horizontal primeiramente remove o material orgânico e os sólidos suspensos, em seguida a célula vertical promove a nitrificação da amônia em nitrato e uma parte recircula para a célula horizontal onde ocorre a desnitrificação e remoção, em muitos casos, total do nitrogênio. É um sistema mais complexo em que há necessidade de um maior controle operacional e gastos com energia elétrica para a recirculação.

Recentemente o uso de sistemas híbridos incorporou, também, o uso das wetlands de fluxo superficial, sendo a WFS localizada sempre por último para dar um polimento ao efluente. Uma configuração adotada são duas wetlands verticais em paralelo alternando seu funcionamento, seguida de uma wetland horizontal e logo após uma wetland superficial.

3.2. Utilização de plantas em WHFSS

O sucesso no desempenho das wetlands construídas depende das funções ecológicas similares às que ocorrem nas wetlands naturais, as quais são baseadas principalmente nas interações com as comunidades de plantas envolvidas.

As plantas utilizadas nas wetlands construídas são as chamadas macrófitas, denominação genérica às plantas que crescem na água, em solos saturados ou alagados, independente do aspecto taxonômico, desde macroalgas, como o gênero *Chara*, até as plantas aquáticas vasculares (angiospermas, por exemplo, a taboa – *Typha* spp.). As macrófitas, como todos os outros organismos fotoautotróficos, utilizam energia solar para assimilar o carbono inorgânico da atmosfera na produção do material vegetal que servirá de fonte de energia para seres heterotróficos, como animais, bactérias e fungos (BRIX, 1997 apud PHILIPPI e SEZERINO, 2004).

As macrófitas emergentes são as mais adequadas para as wetlands horizontais subsuperficiais, uma vez que o nível da água, nesses sistemas, se mantém abaixo da superfície do meio suporte. Entre elas, as mais utilizadas em todo o mundo são a *Phragmites* sp., taboa (*Typha* sp.) e *Juncus* sp.. Essas espécies possuem alta taxa de crescimento e adensamento no leito, com destaque para a *Phragmites* sp. (COOPER, et al. 1996).

Basicamente a escolha da macrófita está associada à tolerância a ambientes alagados de água (ou esgoto), seu potencial de crescimento, a presença destas plantas na área próxima de onde a wetland será construída, para que esta esteja mais adaptada às condições climáticas da região e não prejudique seu desenvolvimento, assim como o custo relativo ao plantio e à manutenção (poda regular e aproveitamento da biomassa) (PHILIPPI e SEZERINO, 2004). Entretanto, pode-se utilizar uma macrófita menos habituada com o ambiente proposto ou que apresente maior custo, quando há intenção de remoção de alguns poluentes específicos, já que algumas espécies se sobressaem em relação a outras. Por exemplo, no caso da remoção de nitrogênio em WHFSS, é recomendado o uso de *Phragmites* sp. ou *Scirpus* sp. em relação à taboa (REED, et al. 1995). Esses autores atribuíram a menor eficiência da taboa em função do menor alcance das raízes em toda a profundidade do leito (0,76 cm).

A penetração das raízes das macrófitas no meio suporte é, portanto, um parâmetro importante que deve ser levado em consideração no projeto de WC. Caso a penetração do sistema radicular não alcance o fundo do leito, possivelmente ocorrerá estratificação vertical do fluxo do líquido no meio devido às condições impostas pela região onde há presença das raízes, formando caminhos preferenciais na zona inferior (ver item 3.8.3). Cooper et al. (1996), entre outros autores, destacam que as raízes das plantas do gênero *Typha* spp. atingem penetrações no material filtrante da ordem de 0,3 a 0,4 m. Já para o gênero *Juncus* spp. estas penetrações variam de 0,6 a 0,9 m de profundidade e as raízes das *Phragmites* spp. atingem profundidades maiores do que 0,6 m. Também pode haver variações na profundidade de penetração das raízes entre WC com o cultivo da mesma espécie de acordo com as características do efluente aplicado. Observou-se que sistemas com condições fortes de redução e altas concentrações de nutrientes apresentam raízes pouco profundas, sistematicamente menores que 0,3 m (KADLEC e WALLACE, 2008).

As principais funções atribuídas às macrófitas no tratamento de águas residuárias através do uso de wetlands horizontais subsuperficiais estão apresentadas na tabela 3.1.

Tabela 3.1: Função das macrófitas nas WHFSS no tratamento de efluentes

Propriedade das macrófitas	Ação de auxílio no tratamento de esgotos
Parte aérea	<ul style="list-style-type: none">- potencial estético – embelezamento paisagístico- armazenamento de nutrientes- atenuação da radiação solar – efeito isotérmico
Tecidos da planta em contato com a água residuária	<ul style="list-style-type: none">- promoção da filtração- dispõem de grande área para aderência de microrganismos- facilitam a transferência de gases (entrada de oxigênio e saída de CH₄, CO₂, NO₂ e H₂S)- retirada de nutrientes
Raízes e rizomas em contato com o solo	<ul style="list-style-type: none">- prevenção contra a erosão- liberação de oxigênio = auxílio na degradação aeróbia da matéria orgânica e na nitrificação- retirada de nutrientes- liberação de antibióticos

Fonte: Adaptado de Brix (1997) *apud* Philippi e Sezerino (2004)

A USEPA (2000) apresenta valores médios de transferência de oxigênio atmosférico para a zona de raízes das macrófitas em WHFSS variando de 0 a 3 g de O₂ /m².d. É um valor muito pequeno se comparado ao consumo necessário para oxidação da matéria orgânica, tornando questionável a importância desse suprimento via planta para a remoção de DBO. Além disso, a presença das plantas através dos restos vegetais que ficam depositados sobre o leito afeta outra fonte de oxigênio para o meio, que é a transferência direta obtida do contato da massa líquida com a atmosfera, com valores variando entre 0,5 a 1 g de O₂ /m². d.

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

As plantas aquáticas aumentam a remoção de nutrientes por acumulação na biomassa, fixação de particulados inorgânicos e orgânicos e, onde a amônia está presente, a criação de uma rizosfera oxidante pode contribuir para a conversão desta a nitrato (BRIX, 1994). Na ausência das plantas, o substrato também promove tratamento significativo das águas residuárias, embora a maioria dos estudos relatem maiores remoções de nutrientes quando as plantas estão presentes (SOUSA et al., 2004; MBULIGNE, 2004). Deve-se destacar que o potencial para remoção de nutrientes é finito, a menos que os nutrientes acumulados possam ser removidos. Assim sendo, as wetlands horizontais subsuperficiais oferecem este potencial através da poda e coleta da biomassa vegetal.

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

Em relação à remoção de matéria orgânica, indiretamente mensurada pela remoção de DQO ou DBO, pesquisas (MBULIGNE, 2004) têm demonstrado que as wetlands plantadas apresentam melhor desempenho que unidades controle (sem plantas) tratando águas residuárias de origem urbana previamente tratadas em reatores anaeróbios. Entretanto, de acordo com vários estudos realizados nos EUA, comparando o desempenho de WHFSS plantadas e não plantadas na remoção de poluentes e analisados pela USEPA (2000), verificou-se que a presença das macrófitas não exerce importante influência no processo de remoção de matéria orgânica. Essa observação também foi feita por Sousa et al. (2004) e Fia (2009), sob condições tropicais, em experimentos realizados no Brasil.

As plantas presentes nas WC, assim como nos sistemas naturais, estão em constante mudança desde o plantio. Grande parte das WC não mantém a composição de espécies e a distribuição da densidade que foi especificada em projeto. Essas mudanças podem ter ligação com a “performance” do sistema em remover poluentes, sendo a causa e/ou o efeito de tais alterações no desempenho. Por isso, é necessário um monitoramento periódico e conseqüente manutenção preventiva ou corretiva da vegetação.

3.3. Mecanismos de remoção de poluentes em WHFSS

As formas com que as águas residuárias são depuradas e/ou transformadas nas WC abrangem uma complexa variedade de processos físicos, químicos e biológicos que ocorrem e são promovidos pelos elementos constituintes do sistema, composto de água, substrato, plantas, restos de plantas, invertebrados (larvas de insetos e lombrigas) e microrganismos (especialmente as bactérias). Esses processos abióticos (físico e químico) e bióticos (microbiológico e fitológico) estão frequentemente associados e ocorrem simultaneamente.

O objetivo do tratamento de águas residuárias, sejam elas provenientes de fontes pontuais (esgoto doméstico ou industrial) ou difusas (minas, agrícolas, drenagem urbana ou rural) por meio das WHFSS é potencializar o contato de espécies microbianas juntamente com o substrato, proporcionando a bioconversão para gás carbônico, biomassa e efluente tratado (DORNELAS, 2008).

3.3.1. Processos físicos

A sedimentação e a filtração são os principais processos físicos que levam à remoção de poluentes das águas residuárias nas WHFSS. Esses poluentes são basicamente os materiais particulados e sólidos suspensos.

3.3.2. Processos químicos

A sorção, incluindo a adsorção e a absorção, são processos que ocorrem nas superfícies de plantas, sedimento, resíduos e principalmente no substrato, que resultam na retenção de contaminantes, com destaque para o nutriente fósforo.

Os metais podem precipitar na coluna d'água como compostos insolúveis. Essa conversão de um elemento solubilizado presente no efluente em uma forma sólida ocorre pelo contato da água com o substrato e resíduos, imobilizando metais tóxicos na wetland.

A exposição à luz e a gases atmosféricos pode decompor praguicidas orgânicos, ou matar organismos patogênicos, por meio da fotodegradação e oxidação, respectivamente (USEPA, 2000).

Além disso, o pH da água e do meio filtrante exerce uma forte influência na direção de muitas reações e processos, incluindo as transformações biológicas, a partição de formas ionizadas e não ionizadas de ácidos e bases, as trocas catiônicas e a solubilidade de sólidos e gases. A volatilização da amônia é um exemplo clássico.

3.3.3. Processos biológicos

A biota presente nas WHFSS é, basicamente, representada por uma variedade de microrganismos, especialmente as bactérias, os fungos e as macrófitas, cujas funções são (ITRC, 2003 apud DORNELAS, 2008):

Biodegradação aeróbia/anaeróbia – processos metabólicos dos microrganismos que possuem um papel significativo na remoção de compostos orgânicos em wetlands;

Fitoacumulação – assimilação e acumulação de elementos inorgânicos em plantas;

Fitoestabilização – a habilidade para seqüestrar compostos inorgânicos pelas raízes das plantas;

Fitodegradação – enzimas produzidas por plantas responsáveis pela “quebra” de contaminantes orgânicos e inorgânicos que são assimilados pela planta durante a transpiração;

Rizodegradação – plantas produzem exudatos que incrementam a degradação microbiológica de compostos orgânicos;

Fitovolatilização/evapotranspiração – assimilação e transpiração de compostos voláteis através das folhas.

Bactérias e fungos têm relação simbiótica com o meio em que vivem. Os primeiros estão em simbiose com as raízes e a parte submersa. A segunda classe de organismos mantém relação de simbiose com algas e plantas mais evoluídas (micorrizas) (HUSSAR, 2001 apud BRASIL, 2005). Todos esses microrganismos, com sua diversidade genética e adaptação funcional, exceto em condições extremas, são capazes de desempenhar seu papel na degradação dos poluentes nas wetlands. Um exemplo de condição extrema pode ser a presença de componentes tóxicos na água residuária, devendo-se evitá-los para proteger os microrganismos.

Essa variedade de organismos vivos promove seis reações biológicas principais envolvidas no desempenho das WHFSS, incluindo a fotossíntese, a respiração, a fermentação, a nitrificação, a desnitrificação e a remoção microbiológica de fósforo (incorporação do P ao protoplasma) (MITCHELL e HAMILTON, 1996 apud DORNELAS, 2008).

3.4. Remoção de poluentes em WHFSS

3.4.1. Sólidos em suspensão

Boa parte dos poluentes que se encontram nas águas residuárias estão associados à quantidade de material particulado presente. Além da matéria orgânica, pode-se citar os metais pesados e certos compostos químicos orgânicos, por exemplo os associados ao nitrogênio (PHILIPPI e SEZERINO, 2004).

Os sólidos suspensos que não foram removidos nas unidades de tratamento primário ou se desenvolveram nela (flocos biológicos) são retidos por filtração, pelo próprio impacto das partículas com adesão ao biofilme presente no material do meio suporte e nas raízes das plantas, e pela sedimentação (discreta e floculenta) (COOPER et al., 1996).

As WHFSS são tipicamente muito eficientes na remoção dos SST porque este mecanismo ocorre de modo essencialmente físico. Elas atuam, portanto, como filtros horizontais e são eficientes na remoção de SST, devido à baixa velocidade de escoamento e à grande área específica do meio suporte (USEPA, 2000).

Dessas partículas retidas no meio filtrante por mecanismos físicos, uma parte será solubilizada, outra assimilada à biomassa microbiana desenvolvida no meio, enquanto que outra parte será acumulada no sistema (USEPA, 2000). Caselles-Osório e Garcia, (2007) relatam que a maior parte dos sólidos foi removida na região inicial do leito, não tendo avançado por toda a extensão do leito. Essas observações reforçam a idéia de que o material particulado, provavelmente orgânico, degrada-se com o passar do tempo, apresentando ciclo sazonal nos processos de acumulação e remoção de SST (USEPA, 2000).

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

Um dos grandes problemas apresentados pelas WHFSS é o aumento progressivo na colmatação do meio filtrante, principalmente nos primeiros metros do sistema, gerando um escoamento superficial indesejado. Este fato relaciona-se, entre outros motivos (ver item 3.8.1), à retenção de sólidos suspensos nas wetlands que promove a oclusão dos espaços intersticiais, o que leva à redução da condutividade hidráulica e ao aumento da velocidade da água residuária no meio filtrante (TANNER et al., 1998).

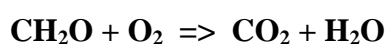
3.4.2. Matéria Orgânica

A matéria orgânica presente nas águas residuárias é medida indiretamente pela Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) ou Demanda Química de Oxigênio (DQO).

A comunidade microbiológica encontra-se dispersa nos interstícios do meio filtrante ou aderidos a ele, formando o biofilme. Esses microrganismos necessitam de uma fonte de energia e de carbono. A fonte de energia pode ser a luz solar, ou por reações de oxidação-redução. Como fonte de carbono para o seu metabolismo e reprodução, esses microrganismos podem ser classificados em dois grupos: (1) autotróficos, que utilizam o dióxido de carbono da atmosfera – CO₂, ou (2) heterotróficos, que utilizam o carbono orgânico. O grupo mais importante na degradação do material orgânico em WHFSS são os heterótrofos.

A remoção de material orgânico das águas residuárias em WHFSS se processa basicamente através de mecanismos biológicos de decomposição aeróbia, com a utilização de oxigênio comoceptor final de elétrons (agente oxidante), mas principalmente por decomposição anaeróbia, em que os microrganismos utilizam outros aceptores de elétrons que não o oxigênio (nitrato, sulfato, gás carbônico).

Na decomposição aeróbia, a matéria orgânica solúvel é removida por bactérias heterotróficas, de acordo com a seguinte reação (COOPER et al., 1996).



No processo de degradação anaeróbia, as reações são mediadas por bactérias facultativas ou anaeróbias estritas, processando-se através de duas etapas: a primeira caracterizada pela conversão da matéria orgânica, geração de ácidos e alcoóis por bactérias formadoras de ácidos. A segunda, promovida por bactérias formadoras de metano, dá-se com contínua

conversão da matéria orgânica para a síntese de novas células, a metano e dióxido de carbono, resumida na seguinte reação:

Matéria orgânica + Bactérias => álcool, ácidos e novas células => bactérias => CH₄, H₂S, CO₂, H₂O, novas células

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

3.4.3. Nitrogênio

As formas do nitrogênio encontrado nas wetlands horizontais variam desde compostos orgânicos (proteínas, uréia, ácidos nucleicos) até compostos inorgânicos em diferentes estágios de oxidação, por exemplo, amônia (NH₃ ou NH₄⁺), nitrito (NO₂⁻), nitrato (NO₃⁻) e nitrogênio gasoso (N₂). A soma dessas formas de nitrogênio é reportada como nitrogênio total (N-total). Analiticamente, o nitrogênio orgânico e o amoniacal podem ser quantificados juntos como “Nitrogênio Total Kjeldahl” (NTK). O nitrogênio orgânico em águas residuárias pode estar nas formas solúvel ou particulada. O nitrogênio amoniacal pode ser encontrado na forma não ionizada NH₃ (amônia) e ionizada NH₄⁺ (ion amônio), dependendo da temperatura e pH da água. A forma ionizada é predominante nas wetlands (BRASIL, 2005).

As várias formas de nitrogênio estão continuamente envolvidas em transformações de compostos orgânicos para inorgânicos e vice-versa. Muitas dessas transformações são bióticas, sendo processadas por bactérias como as do gênero Nitrobacter, Nitrossomonas e Pseudomonas (KADLEC e KNIGHT, 1996). Essas transformações estão diretamente envolvidas nos mecanismos de remoção desse nutriente no sistema, sendo elas, resumidamente:

Amonificação: o nitrogênio orgânico é mineralizado à amônia (NH₃ ou NH₄⁺) através da hidrólise e degradação bacteriana. Dentro das wetlands, a amonificação é dependente da temperatura, pH, razão carbono/nitrogênio (C/N) residual e de nutrientes disponíveis, bem como as condições do solo (textura e estrutura). As taxas de conversão são rápidas em zonas aeróbias e decrescem em zonas facultativas e anaeróbias (PHILIPPI e SEZERINO, 2004).

Nitrificação: uma vez que o amônio esteja presente no sistema, esta pode sofrer uma oxidação biológica a nitrato sob condições aeróbias e mediada por microrganismos como Nitrossomonas e Nitrobacter. Esses organismos requerem, além do dióxido de carbono e alcalinidade, também oxigênio (O₂) comoceptor de elétrons (aproximadamente 4,3 mg O₂ por mg NH₄-N oxidada) (COOPER et al., 1996). Portanto, a presença de oxigênio dissolvido é uma condição essencial para a nitrificação. Este oxigênio é carregado para o interior do meio filtrante via convecção e difusão atmosférica, bem como através das macrófitas (PHILIPPI e SEZERINO, 2004).

A ocorrência de qualquer nitrificação em WC deve ocorrer principalmente na zona radicular, adjacente ao rizoma ou próxima à superfície do leito, onde pode ocorrer alguma transferência de oxigênio para o sistema. Caso ocorra nitrificação, esta deve ser processada mais na parte final do leito, onde a demanda por oxigênio para degradação da matéria orgânica é menor (USEPA, 2000).

Desnitrificação: o nitrato presente no meio é reduzido finalmente ao gás nitrogênio por bactérias quimioheterotróficas, principalmente as Pseudomonas, sob condições anóxicas (onde o oxigênio dissolvido não está presente sendo, então, disponibilizado o oxigênio de fontes como nitrato). Esse produto final, o gás nitrogênio, escapa para a atmosfera. A presença de oxigênio dissolvido inibe o sistema enzimático necessário à desnitrificação, tornando-se, portanto, o principal parâmetro crítico a ser controlado. Outros parâmetros são: pH e alcalinidade. O carbono deve estar disponível como fonte de energia para as bactérias desnitrificantes (COOPER et al., 1996).

A remoção de nitrato via desnitrificação biológica pode ser mais efetiva, uma vez que, nas WHFSS, as condições anóxicas estão sempre presentes (USEPA, 2000). Crites e Tchobanoglous (1998) apud USEPA (2000) sugerem que, em WHFSS, uma significativa desnitrificação em água residuária urbana pode ocorrer em TDH de 2 a 4 dias.

As macrófitas presentes nas wetlands requerem nutrientes para seu crescimento e reprodução. Dado o fato de que estas macrófitas são altamente produtivas, consideráveis quantidades de nutrientes podem ser incorporadas na sua biomassa (BRIX, 1997).

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

As macrófitas emergentes em wetlands construídas absorvem nutrientes (N e P) e micronutrientes (incluindo metais) por meio de suas raízes, durante o estágio de crescimento. No início da senescência, a maioria dos nutrientes são translocados para o rizoma e raízes e uma significativa proporção pode ser também exsudada da planta e retornar ao efluente (BRASIL, 2006).

A adsorção ao material filtrante, bem como em detritos e sedimentos, das wetlands construídas pode ser uma rota de remoção do amônio não ionizado da solução aquosa (KADLEC e KNIGHT, 1996). Porém, a capacidade de troca iônica da amônia, com os minerais do material filtrante não é considerada como sendo uma forma de remoção permanente (COOPER et al., 1996).

Mander et al. (2004) apud Brasil (2005) verificaram, em balanço de massa do nitrogênio efetuado em WHFSS, que tratava efluente de tanque séptico proveniente de água residuária hospitalar, que 51 a 52% do nitrogênio aportado ao sistema sofreu emissão na forma de N₂. De acordo com os autores, o segundo caminho de remoção de nitrogênio no sistema foi o acúmulo nas plantas: 5,1 a 10% na biomassa em crescimento acima do meio suporte e 4,4 a 7,1% na biomassa em crescimento dentro do meio suporte. O acúmulo no meio suporte foi de 1,7 a 8,6% e a imobilização microbiana foi de 1,7 a 5,1%.

A eficiência na remoção de nitrogênio em WHFSS tem sido, em geral, pouco expressiva e muito variada. Em certos períodos do ano verificam-se aumentos no nitrogênio amoniacal no efluente, em relação ao afluente, como resultado de sua produção a partir da mineralização do nitrogênio orgânico retido (BRASIL, 2005).

3.4.4. Fósforo

O fósforo (P) está, geralmente, presente nas águas residuárias em baixas concentrações, ocorrendo principalmente na forma de fosfato, incluindo o fosfato orgânico (proteínas, lipídios e aminoácidos), e o inorgânico (ortofosfato e polifosfato). Os ortofosfatos são mais facilmente disponíveis ao metabolismo biológico sem a necessidade de maiores quebras, enquanto que os polifosfatos necessitam sofrer hidrólise, geralmente lenta, até chegarem a ortofosfatos. Esse elemento é um macronutriente essencial para o crescimento de plantas e microrganismos. As maiores fontes de fósforo nas águas residuárias são provenientes de excretas humanas ou animais, detergentes e elementos químicos utilizados no tratamento de água de abastecimento (PHILIPPI e SEZERINO, 2004). Sua liberação para as águas superficiais é uma preocupação ambiental, porque é um nutriente essencial, enquanto limitante, para o crescimento de organismos na maioria dos ecossistemas, sendo a causa principal da eutrofização.

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

As reações de adsorção e precipitação ocorrem quando da presença no material filtrante de minerais como o cálcio – Ca, alumínio – Al e o ferro – Fe (ARIAS et al., 2001 apud PHILIPPI e SEZERINO, 2004). Estas reações são controladas pela interação do pH e potencial redox com os minerais presentes, bem como a área superficial dos grãos (COOPER et al., 1996).

A precipitação de fósforo com cálcio ocorre sob valores de pH neutro a alcalinos e, com ferro ou alumínio, sob valores de pH ácido (TCHOBANOGLIOUS e BURTON, 1991; ARIAS *et al.*, 2001 *apud* PHILIPPI e SEZERINO, 2004). O fosfato pode ser desprendido (dessorção) de complexos, dependendo do potencial redox no meio. Em condições anóxicas, fosfatos podem ser re-liberados dos fosfatos de ferro ou de alumínio por hidrólise e por solubilização, sendo os compostos de ferro reduzidos a composto de ferro mais solúvel. Fosfatos adsorvidos a óxidos e dióxidos também podem ser ressolubilizados por meio de troca de ânions.

A absorção de fosfatos por bactérias ocorre em curto tempo, representando um mecanismo de ciclagem rápida de formas solúveis e insolúveis. A ciclagem devida ao crescimento, à morte e ao processo de decomposição faz com que a maioria dos fosfatos retorne para a massa de água. Nesse intermédio, alguns fosfatos são desprendidos devido ao longo do tempo requerido para efetiva cristalização em um recém formado sedimento (USEPA, 2000). À medida que alguns sais minerais cristalizam-se no meio, mais difícil se torna sua ressolubilização (BRASIL, 2005).

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

Sabe-se, portanto, que a capacidade das wetlands de removerem P é limitada, quando comparada com a capacidade de remoção de N, já que não há nenhum “mecanismo de perda permanente” de P nesses sistemas, análogo à desnitrificação. Assim, o P tende a se acumular em wetlands em maior taxa do que o N (DORNELAS, 2008). Portanto, se a remoção de fósforo é o principal objetivo, deve-se considerar a troca do material de enchimento periodicamente.

A USEPA (2000) reporta que a remoção de fósforo em wetlands, tratando águas residuárias de origem urbana, sempre requer longo tempo de detenção hidráulica para gerar um efluente com baixa concentração de fósforo.

3.4.5. Patógenos

As águas residuárias de origem doméstica são contaminadas com altas densidades de organismos patogênicos excretados por indivíduos doentes ou portadores saudáveis. Destacam-se as formas encistadas de protozoários e ovos de helmintos por apresentarem elevada resistência à grande parte dos fatores físicos, químicos e biológicos empregados nos processos de tratamento secundário, alta persistência no ambiente e baixa dose infectiva, sendo que um

ovo ou um cisto viável é suficiente para desencadear uma infecção (PHILIPPI e SEZERINO, 2004).

Em virtude da dificuldade e alto custo para determinação dessa variedade de organismos patogênicos, convencionou-se a escolha dos coliformes fecais (termotolerantes) do grupo das bactérias como melhor indicador de contaminação por dejetos de animais de sangue quente. Contudo, esse teste pode conduzir a resultados falsos quanto à contaminação humana, uma vez que esses microrganismos são excretados por outros animais de sangue quente (USEPA, 2000). Por outro lado, a *E. coli* é um indicador de real contaminação fecal.

Os sistemas de wetlands horizontais são conhecidos por oferecerem uma combinação de fatores físicos, químicos e biológicos para a remoção de organismos patogênicos. Os fatores físicos incluem a filtração e sedimentação. Os fatores químicos incluem a oxidação, exposição aos biocidas excretados pelas raízes das plantas, exposição ao pH do meio e absorção pela matéria orgânica. Os mecanismos biológicos incluem a predação por nematóides e protistas, ataque pelas bactérias e vírus, e finalmente morte natural (IWA, 2000 apud PHILIPPI e SEZERINO, 2004).

Portanto, alguns fatores de projeto devem melhorar o desempenho na remoção desses organismos patogênicos, como por exemplo, o maior tempo de detenção do líquido no sistema. Além disso, fatores ambientais como a temperatura e a radiação solar podem afetar esse desempenho.

Diversos trabalhos vêm sendo desenvolvidos com o intuito de identificar o potencial das WHFSS na remoção de organismos patogênicos, representados principalmente pelo grupo dos coliformes. Frequentemente, nessas pesquisas, são testadas também as wetlands controle, sem plantas, para verificar a importância das plantas na remoção dessas bactérias indicadoras. Rivera et al., (1995) apud Philippi e Sezerino (2004) estudando wetlands horizontais em escala piloto e real, puderam comprovar a melhor eficiência dos sistemas plantados em relação a aqueles sem plantas. Esses autores não observaram diferenças quando utilizaram diferentes espécies de macrófitas.

Kadlec e Wallace (2008) afirmam que as wetlands vegetadas costumam ser mais eficientes na remoção de patógenos porque apresentam uma variedade maior de microrganismos no meio poroso e que podem ser predadores de patógenos.

A redução de duas unidades logarítmicas dos coliformes fecais (termotolerantes) é uma estimativa razoável em wetlands construídas projetadas para produzir efluentes secundários, uma vez que patógenos são, parcialmente, removidos nesses sistemas, cabendo a tratamentos posteriores uma desinfecção complementar (USEPA, 2000).

3.5. Hidrologia de wetlands construídas

O sucesso do tratamento com wetlands está diretamente relacionado com o projeto e manutenção da adequada profundidade e fluxo da água. A compreensão do movimento interno da água nas wetlands é fundamental para se entender a redução dos poluentes.

As wetlands perdem água principalmente por evapotranspiração (ET), a qual ocorre com variações diárias e estacionais devido à intensidade da radiação solar e umidade atmosférica. Essa ET pode ser bastante significativa em alguns períodos.

Wetlands construídas normalmente apresentam um aparato para controle do nível de água. Com isso há pequena, ou nenhuma, variação no nível, exceto quando o objetivo do tratamento são as águas residuárias de origem pluvial.

As wetlands também apresentam ganho de água com a precipitação (P), que pode ou não, dependendo de sua magnitude e da taxa de aplicação hidráulica (TAH) na wetland, ser significativa no desempenho da remoção de contaminantes.

Usualmente, somente a chuva é significativa como adição de água, e somente a ET é significativa como perda de água, caso não haja uma infiltração expressiva no solo. Portanto a vazão de entrada pode diferenciar da vazão de saída. Se há ganho ($P > ET$), o fluxo de água se eleva, se há perda ($ET > P$), o fluxo de água diminui.

A importância desses fatores hidrológicos na eficiência do tratamento é determinada pela duração da interação água-biota e pela proximidade das substâncias presentes na água com os locais de atividade biológica e física. Há uma grande tendência na literatura de tratamento com wetlands de comparar o conceito de tempo de detenção hidráulica (TDH) com outros sistemas convencionais de tratamento de esgotos. Wetlands são sistemas bem mais complexos e requerem maiores descrições para seu entendimento (KADLEC e WALLACE, 2008).

A perda de água para a atmosfera ocorre próximo à superfície (evaporação) e por meio das plantas (transpiração). A soma dessas perdas corresponde à evapotranspiração. A ET atinge seu máximo no começo da tarde e seu mínimo algumas horas após escurecer. Em alguns casos a vazão de saída pode cessar durante o dia em períodos de alta ET (KADLEC e WALLACE, 2008).

De acordo com a equação (3.1) citada por Kadlec e Wallace (2008), a TAH é inversamente proporcional ao TDH.

$$\boxed{TAH = \frac{Q}{A} = \frac{\varepsilon \cdot h}{TDH}} \quad (3.1)$$

Onde,

TAH = taxa de aplicação hidráulica ($m^3/m^2 \cdot d$);

Q = vazão (m^3/d);

A = área da seção (m^2);

ε = porosidade;

h = profundidade útil (m);

TDH = tempo de detenção hidráulica (d).

Observa-se com isso que em casos de wetlands que perdem água, há aumento no seu TDH, muitas vezes significativamente, a ponto de interferir na remoção de substâncias.

Por exemplo, na Alemanha uma WHFSS com TDH de 20 dias, perdeu 70% de água por ET em um período, com isso seu TDH passou para 34,4 dias (PLATZER e NETTER, 1992 apud KADLEC e WALLACE, 2008)). Além disso, é importante salientar que essa ET atua na concentração dos contaminantes remanescentes na água. Nesse mesmo exemplo citado a wetland removia 88% de amônia. Quando sua perda chegou a 70% de água, a redução da concentração da amônia chegou somente a 60%.

3.6. Material filtrante

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

Busca-se, portanto, um material capaz de manter ao longo do tempo boas condições de fluxo (condutividade hidráulica) aliado a um potencial reativo, ou seja, capaz de promover adsorção de compostos inorgânicos presentes nas águas residuárias, tais como a amônia (NH_4^+) e ortofosfato (PO_4^{3-}). Contudo, esta associação não se dá com facilidade, ou melhor, materiais filtrantes como a areia possuem alta condutividade hidráulica, porém, nenhuma, ou muito pouca capacidade adsorptiva; por outro lado, argilas possuem alto potencial de adsorção, mas são praticamente impermeáveis. A escolha do tipo deste material filtrante a ser empregado numa unidade de WHFSS está, portanto, condicionada às finalidades do tratamento (SEZERINO, 2006).

WHFSS quando aplicadas ao tratamento de esgotos, tanto a nível secundário como terciário, via de regra, são compostas por areias e/ou brita. As areias tornam-se os materiais mais empregados e melhor caracterizados, sendo inclusive transcritas na literatura recomendações quanto à sua granulometria e índices físicos, destacando-se (COOPER et al., 1996):

- diâmetro efetivo (d_{10}) superior ou igual a 0,20 mm;
- coeficiente de uniformidade ($U = d_{60}/d_{10}$) menor ou igual a 5 unidades;
- coeficiente de permeabilidade, ou condutividade hidráulica saturada (K_s), maior ou igual a 10^{-4} m/s.

Há autores (MONTEIRO, 2009) que recomendam o uso de mais de um material de enchimento ao longo do leito, uma vez que a qualidade da água residuária é alterada no decorrer do sistema, permitindo, assim, o uso de materiais mais adequados. Na pesquisa desse mesmo autor foi utilizada brita nº1 na primeira metade do leito, seguida de areia grossa na metade restante. A idéia é que no trecho inicial haja melhores condições de desenvolvimento do biofilme, sem que a condutividade hidráulica seja alterada drasticamente, e no final do leito quando a concentração de sólidos e de matéria orgânica é menor, outros poluentes sejam removidos de forma mais satisfatória pela interatividade com o meio.

Diversos estudos vêm sendo desenvolvidos em WHFSS com materiais filtrantes alternativos, sendo a grande parte compostos de resíduos da indústria, construção civil (BORGES et al., 2002 apud SEZERINO, 2006) e agrícolas, como a casca de arroz (PHILIPPI et al., 2009), sabugos de milho, entre outros.

As escórias de alto forno (EAF), por exemplo, parecem ter potencial considerável como adsorventes de baixo custo para o fósforo em soluções aquosas. Tanto experimentos em laboratório como também pesquisas de campo demonstram uma alta capacidade de adsorção de P por EAF (JOHANSSON e GUSTAFSSON, 2000 apud DORNELAS, 2008).

A escória de alto forno é o subproduto produzido quando são fundidos pedra calcária, coque ou carvão vegetal e minério de ferro sob temperaturas acima de 1.500°C para produzir ferro gusa. A composição da EAF varia com a composição química do minério usado. Uma das vantagens principais na utilização de escória de alto forno para a remoção de fosfato em relação a outros métodos de tratamento químico é que a abundância de EAF e sua fácil disponibilidade, em determinadas regiões, fazem dela uma forte alternativa na investigação de um método econômico para a remoção de fosfato. Além disso, o material que é enriquecido com P pode ser usado como fertilizante, levando em consideração o P que estará disponível às plantas (DORNELAS, 2008).

O potencial de adsorção dos materiais utilizados como meio suporte em WHFSS não está ainda muito bem definido na literatura, devido principalmente aos diversos fatores que influenciam neste potencial, como a temperatura, a natureza do solvente, a área superficial do adsorvente, a natureza do esgoto, o pH do meio, a presença de sais inorgânicos, entre outros (PHILIPPI, 2004).

Materiais recicláveis também vêm sendo testados, tais como garrafas pet amassadas, conchas de ostra (KAICK, 2003 apud MONTEIRO, 2009), bambu (ZANELLA, 2008) e outros materiais inertes. No entanto, deve-se comentar que grande parte desses experimentos não tem apresentado bons resultados.

Independente do material utilizado como meio filtrante, esse deve ser limpo e com a granulometria mais uniforme possível.

3.7. WHFSS como pós-tratamento de efluentes de reatores UASB

A tecnologia anaeróbia aplicada ao tratamento de esgotos sanitários encontra-se bem consolidada e resulta em diversas vantagens, tais como: baixo requisito de área, pequeno consumo de energia, baixa produção de sólidos, produção de metano, tolerância a elevadas cargas orgânicas e aplicabilidade em pequena e grande escala. Entretanto, esses sistemas podem gerar efluentes com aspecto desagradável e emissão de maus odores e apresentam capacidade limitada de remoção de matéria orgânica e pequena, se alguma, remoção de nutrientes (N e P). Essas limitações da tecnologia anaeróbia em produzirem um efluente que atenda aos padrões de lançamento estabelecidos pela legislação brasileira fazem com que seja necessário o pós-tratamento desses efluentes a fim de propiciar a proteção dos corpos d'água receptores (CHERNICHARO, 1997).

Segundo Haberl (1999), os sistemas de wetlands construídas estão entre as mais promissoras tecnologias para o pós-tratamento de águas residuárias anaerobicamente pré-tratadas, e pode ser aplicada em países em desenvolvimento. Tais sistemas possuem algumas características importantes, como a utilização de recursos naturais, construção simples, operação e manutenção simplificadas.

Além disso, estudos em escala real e experimental têm demonstrado que as wetlands construídas possuem boa capacidade de redução de matéria orgânica (DBO₅ e DQO), sólidos, nitrogênio e agentes patogênicos (USEPA, 2000).

Mbuligwe (2004), pesquisando wetlands horizontais subsuperficiais como pós-tratamento de reator UASB, na Tanzânia, verificou desempenhos satisfatórios para a remoção de DQO, amônia e fósforo, com valores de eficiência média de 79, 74 e 69%, respectivamente. Ele também observou que as plantas, no caso a taboa, melhoraram o desempenho em relação a uma unidade sem plantas.

No Brasil, Sousa et al. (2004) avaliaram, durante três anos de monitoramento, o desempenho de WHFSS recebendo efluente de reator UASB. A remoção de DQO variou de 70 a 86% de eficiência. Para o NTK e P total o sistema foi mais eficiente no primeiro ano de operação, atingindo 66 e 86% de remoção, respectivamente. A concentração de coliformes termotolerantes decaiu consideravelmente, com desempenho variando entre 3 e 4 log de remoção. O TDH operacional das wetlands foi de 10 dias.

Em outra pesquisa mais recente, também no Brasil, Calijuri et al. (2009), avaliando reator UASB seguido de WHFSS na cidade de Viçosa-MG, obtiveram eficiências médias de remoção para os parâmetros SST, DBO e DQO de 70, 80 e 60%, respectivamente. As remoções de nutrientes foram bastante variadas ao longo do experimento, com valores de 22 a 67% para NTK, de 23 a 82% para amônia (N-NH₃) e de 25 a 79% de P-total, com os maiores valores para o primeiro ano do experimento. Em relação aos patógenos, removeram-se nas wetlands pouco mais de 2 unidades logarítmicas para CT e de 2 a 4 unidades para E. coli.

3.8. Acúmulo de sólidos e hidráulica de WHFSS

A idéia de fluir água por um meio poroso plantado parece simples, entretanto inúmeras dificuldades se apresentam na prática.

Desde 1995, tem sido observado fluxo superficial em sistemas de WHFSS nos Estados Unidos (Kadlec e Knight, 1996). As duas grandes causas são a colmatção do meio filtrante e inapropriado desenho hidráulico. Este mesmo problema também ocorre em outros países (Brix, 1994), especialmente em WHFSS que utilizam solo como meio filtrante. O fluxo superficial em WHFSS tem sido tolerado em muitas ocasiões porque sistemas de wetlands de fluxo superficial (WFS) têm apresentado um desempenho de tratamento próximo da eficiência observada em WHFSS (KADLEC e WALLACE, 2008).

O escoamento superficial em WHFSS ocorre sempre que a condutividade hidráulica do meio suporte não é suficiente para transportar o afluente aplicado. Isso pode criar condições favoráveis para emanção de maus odores e proliferação de moscas, riscos à saúde humana e animais que possam vir a ter contato com o efluente exposto, e diminuir o TDH e o desempenho do sistema de tratamento (USEPA, 2000).

O meio poroso é normalmente considerado isotrópico, o que provavelmente não é verdade, devido à presença das raízes e rizomas das plantas e à introdução de particulados. A variabilidade do escoamento nas direções verticais e longitudinais ocorre rotineiramente. Variações longitudinais na condutividade hidráulica apresentam-se nas wetlands após certo tempo de operação.

A porosidade do meio suporte é baixa, usualmente $0,35 - 0,45 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-3}$ para areias e pedregulhos. O leito de areia apresenta tipicamente um regime laminar de fluxo, mas o leito

de pedras apresenta regimes transitórios entre laminar e turbulento, com significativa contribuição do fluxo turbulento (KADLEC e WALLACE, 2008).

3.8.1. Colmatação do leito de WHFSS

A colmatação do leito é o maior problema operacional em WHFSS em todo o mundo. Este não é um novo fenômeno, entretanto os mecanismos de sua ocorrência só estão sendo elucidados mais recentemente. COOPER et al. (2006) reportam que 111 de 255 WHFSS inspecionadas apresentaram fluxo superficial no início do leito. Essas wetlands possuíam, em média, 10 anos de operação.

De acordo com Kadlec e Wallace (2008), a colmatação em WHFSS ocorre por meio de cinco mecanismos:

1. Deposição de sólidos suspensos inertes (mineral) na região inicial do leito da wetland;
2. Acúmulo de material orgânico de difícil degradação pelos microrganismos na região inicial do leito da wetland;
3. Deposição de precipitados químicos no leito da wetland;
4. Aplicação de cargas de material orgânico (suspensos e dissolvidos) que estimulam o crescimento de biofilme no leito da wetland;
5. Desenvolvimento das raízes das plantas que ocupam os poros no leito da wetland.

Deposição de sedimentos:

A deposição de sólidos pode ocorrer por uma variedade de razões, principalmente devido à granulometria do leito e conseqüentemente a sua porosidade.

Os sólidos suspensos totais (SST) sedimentam-se e ficam depositados na região de entrada do leito das wetlands, diminuindo a velocidade de escoamento. Essa deposição ocorre tipicamente nos primeiros 5% do comprimento do leito. Os espaços vazios são ocupados pelos sólidos suspensos e a condutividade hidráulica diminui. Esse mecanismo ocorre com os sedimentos minerais e orgânicos, que são inertes e resistentes à degradação microbológica (mecanismos 1 e 2).

Precipitados químicos:

Reações químicas que ocorrem nas WHFSS podem formar precipitados químicos insolúveis (mecanismo 3). Esses precipitados podem bloquear os espaços vazios e têm os mesmos efeitos de redução na condutividade hidráulica. A formação de precipitados é governada pelo potencial redox existente ao longo da wetland, e a redução da condutividade hidráulica não está restrita ao início do leito, mas por todo o comprimento da wetland.

Formação de biofilme:

O biofilme microbiológico formado é função da aplicação de material orgânico solúvel e particulado. Esse biofilme contém sólidos orgânicos e inorgânicos, formando uma biomassa, que varia suas características de acordo com o tipo de efluente a ser tratado (mecanismo 4). Ele apresenta-se em sua maioria no início do leito da wetland, onde a quantidade da carga orgânica é maior. A perda de espaços vazios ocupados pelo biofilme diminui a condutividade hidráulica no início do leito. O material orgânico é removido do efluente ao longo da wetland, resultando num declínio da formação do biofilme. No final do leito, onde há pequena quantidade de material orgânico disponível para os microrganismos, a formação do biofilme é desprezível.

Morfologia das raízes das plantas:

As macrófitas presentes nas WHFSS desenvolvem suas raízes preferencialmente na região superior do leito (mecanismo 5). A morfologia das raízes e rizomas é fortemente dependente das condições do potencial redox existente (LOCKHART, 1999). Essa limitação na penetração das raízes pode criar fluxos preferenciais nas partes mais profundas do leito (USEPA, 2000).

3.8.2. Alterações na condutividade hidráulica em WHFSS

WHFSS não mantêm a mesma condutividade hidráulica após o início de sua operação. Por exemplo, se um terço dos poros do leito forem obstruídos, a condutividade hidráulica diminui dez vezes, de acordo com a equação 3.2, porque a condutividade é extremamente sensível à porosidade (KADLEC e WALLACE, 2008).

$$k = \frac{\rho \cdot g \cdot \varepsilon^3 \cdot D^2}{150 \cdot (1 - \varepsilon)^2 \mu}$$

(3.2)

Onde,

k = condutividade hidráulica (m/d);

ρ = densidade da água (kg/m³);

g = aceleração da gravidade (m/d²);

ε = porosidade;

D = diâmetro da partícula (m);

μ = viscosidade da água (kg/(m/d)).

Este fenômeno indica que através do projeto e desenho a ocorrência do fluxo superficial indesejado pode ser minimizado. De acordo com Kadlec e Wallace (2008), aparentemente existem duas etapas distintas que contribuem para o problema:

- Efeitos de curto prazo: que reduzem a condutividade hidráulica já no primeiro ano de operação. Está relacionado ao desenvolvimento das raízes das plantas (primeiramente na região superior do leito) e da biomassa formada que ocorre essencialmente no início do leito (mecanismos 4 e 5).
- Efeitos de longo prazo: que gradualmente reduzem a condutividade hidráulica. Este efeito está relacionado à deposição de sólidos suspensos minerais (inertes), acumulação de material de caráter refratário e formação de precipitados químicos insolúveis (mecanismos 1, 2 e 3).

Efeitos de curto prazo:

A maior parte dos espaços vazios parece decrescer durante o primeiro ano após o início de operação do sistema. Este é o período principal em que as raízes e rizomas das macrófitas crescem e o biofilme se desenvolve. A perda de porosidade do sistema filtrante resulta numa diminuição do tempo de residência do líquido. MARSTEINER *et al.* (1996) reportam-se a uma diminuição em torno de 10% do TDH para wetlands plantadas, em relação a wetlands não plantadas, e TANNER *et al.* (1998) estimam que as raízes e rizomas representem uma diminuição de 4% nesse TDH calculado.

A não uniforme distribuição das raízes e biomassa ao longo do comprimento do leito resulta em uma não uniforme distribuição da condutividade hidráulica do leito. Interessantemente, sistemas plantados e não plantados apresentam redução na condutividade, sendo que o sistema plantado apresenta menor condutividade hidráulica (SANFORD et al., 1995; USEPA, 2000). Brasil e Matos (2008) observaram diminuição média na condutividade hidráulica de 15,4 para 9,14 m/d em apenas 5,5 meses de diferença estudando WHFSS utilizando brita 0 como meio suporte e recentemente (4 meses) plantadas com taboa.

Durante a década de 1980 diversas pesquisas na Europa indicavam que as raízes presentes no leito aumentavam significativamente a condutividade hidráulica nas wetlands plantadas, abrindo caminhos preferenciais para o fluxo do efluente (KICKUTH, 1981, citado por USEPA 2000). Estudos posteriores mostraram que boa parte desse fluxo ocorria na parte superior do leito, por meio do escoamento superficial (COOPER et al., 1989 citado por USEPA, 2000). Baseado nos estudos mais recentes (USEPA, 2000), a presença das raízes e rizomas no meio filtrante conferem um efeito negativo na condutividade hidráulica. Foi estimado que o sistema plantado diminui os espaços vazios do leito em 2 a 8%, enquanto que nos sistemas sem plantas essa diminuição é de 0,1 a 0,4%.

Tanner e Sukias (1995) reportaram-se à importância dos derivados das macrófitas das wetlands na contribuição de sólidos no leito, de 1,2 - 2,0 kg de SSV/m² a mais que nas wetlands não plantadas, durante o período de dois anos. Também foi observado que mais de 90% desses sólidos orgânicos eram compostos por frações recalcitrantes, provavelmente originados de lignocelulose.

Sanford (1994) comparou a condutividade hidráulica de uma wetland plantada e uma não plantada, e os efeitos decorrentes de um ano de operação. Ele encontrou valores médios de 130 e 173 m/d, para as WP e WNP, respectivamente. Após um ano a condutividade havia diminuído para 20 e 26 m/d, para as WP e WNP, respectivamente.

Efeitos a longo prazo:

WHFSS que recebem constantemente material particulado continuam a diminuir a porosidade do leito e conseqüentemente têm diminuição da condutividade hidráulica por todo o período de operação. A acumulação de sedimentos inertes e material orgânico refratário ocorre primeiramente na região de entrada do leito e contribui para a diminuição da condutividade

nessa região. A formação de precipitados, dependente das condições de oxidação do meio, não ocorre exclusivamente no início, mas em todo o comprimento da wetland.

Caselles-Osorio et al. (2007) encontraram significantes variações de acúmulo de sólidos, principalmente na zona de entrada das wetlands se comparada com o final. Estes autores também constataram que a fração orgânica, representada pela relação SSV/SST, foi de 10 a 20% na maioria dos casos.

A combinação proveniente dos efeitos de curto e longo prazo dos mecanismos de colmatação do leito se reflete na drástica redução da condutividade hidráulica, principalmente na região inicial do leito filtrante das wetlands. Para prevenir a rápida colmatação do leito filtrante é recomendado não exceder a taxa de aplicação orgânica de 6 g DBO/m².d para WHFSS (USEPA, 2000; GARCÍA et al., 2005).

Atualmente não está claro o entendimento a respeito da colmatação. Entretanto, sabe-se que se os efeitos de curto prazo estão relacionados com o projeto e desenho, os de longo prazo estão com o aspecto operacional (KADLEC e WALLACE, 2008).

Aspectos de projeto e desenho estariam relacionados com a escolha da espécie de macrófita a utilizar, as dimensões do leito (principalmente a relação comprimento/largura e a profundidade), o formato do leito, o meio suporte e um pré-tratamento eficiente. Comumente são utilizados processos anaeróbios para o pré-tratamento, destacando-se os tanques sépticos e reatores UASB. Algumas exceções aparecem na literatura, como no estudo de Caselles-Osório e Garcia (2006), em que é reportado o uso de um pré-tratamento físico-químico, ao qual os autores atribuem uma sobrevida ao sistema de WC de 10 anos. Wetlands como pós-tratamento de lagoas também são descritas na literatura (CASELLES-OSORIO et al., 2007), mas tal não é recomendado (USEPA, 2000), devido à grande quantidade de SS no efluente em função da proliferação algal.

O aspecto operacional do sistema, relacionado a efeitos de longo prazo na colmatação, estaria na manutenção da parte vegetativa (poda e limpezas constantes do leito), prevenção do carreamento de sólidos do ambiente externo para o leito e adequado funcionamento do pré-tratamento (principalmente em relação ao descarte periódico do lodo).

Há uma grande parte de estudiosos dos EUA e Europa que acredita que a colmatação é inevitável (Wallace e Knight, 2006; Puigagut et al., 2006). Com isso, a limpeza regular da região inicial do leito das WHFSS teria de se tornar rotina operacional.

É recomendado (EPA, 2000) que se utilizem pedras de maior granulometria (40 a 80 mm) como meio drenante no início do leito para distribuir melhor o afluente na forma de gabiões, ou seja, empacotadas em telas de arame. Isso facilita a retirada da estrutura para limpezas. É uma medida operacional importante do ponto de vista da vida útil do sistema.

As implicações desse fenômeno de colmatação no desenho e projeto das WHFSS é muito importante. Essas wetlands devem estar aptas a operar apropriadamente e serem capazes de estabilizar e sustentar o crescimento das plantas, em face às mudanças das características hidráulicas que provavelmente irão ocorrer durante a vida do sistema. Basicamente, as características do desenho e projeto devem conceber que o escoamento mantenha-se abaixo da superfície.

Portanto, é fundamental que se faça uma estimativa da perda de condutividade hidráulica do meio suporte de WHFSS em função da colmatação que possa vir a ocorrer devido ao progressivo acúmulo de sólidos e ou crescimento das raízes (EPA, 2000).

3.8.3. Estratificação vertical do fluxo

Vários fatores promovem a estratificação vertical da condutividade hidráulica em WHFSS, com destaque para a presença do sistema radicular. Há uma série de controvérsias na literatura sobre a real penetração das raízes. Para a espécie *Phragmites*, 90% das raízes e rizomas encontram-se até 30 cm de profundidade. Para a *Typha* a profundidade observada foi de 20 cm. Evidências em laboratório indicaram que a profundidade de penetração das raízes é fortemente influenciada pelo potencial redox do meio. Condições de potencial de redução forte e ambiente rico em nutrientes estão associadas à baixa penetração das raízes e baixa biomassa vegetativa (Wallace e Knight, 2006). Desde que muitas wetlands começaram a receber efluente pré-tratado, principalmente anaerobicamente, observou-se um limite na penetração das raízes.

Após diversas experiências com WHFSS constatou-se que leitos com mais de 40 cm de profundidade contêm uma zona superior provida de raízes e uma zona inferior sem raízes (figura 3.4). A presença de raízes é um importante fator: a zona de raízes impede o fluxo mais

que a zona sem o sistema radicular. Este fenômeno é documentado em vários estudos com traçador (Fisher, 1990; Marsteiner et al., 1996; Garcia et al., 2003).

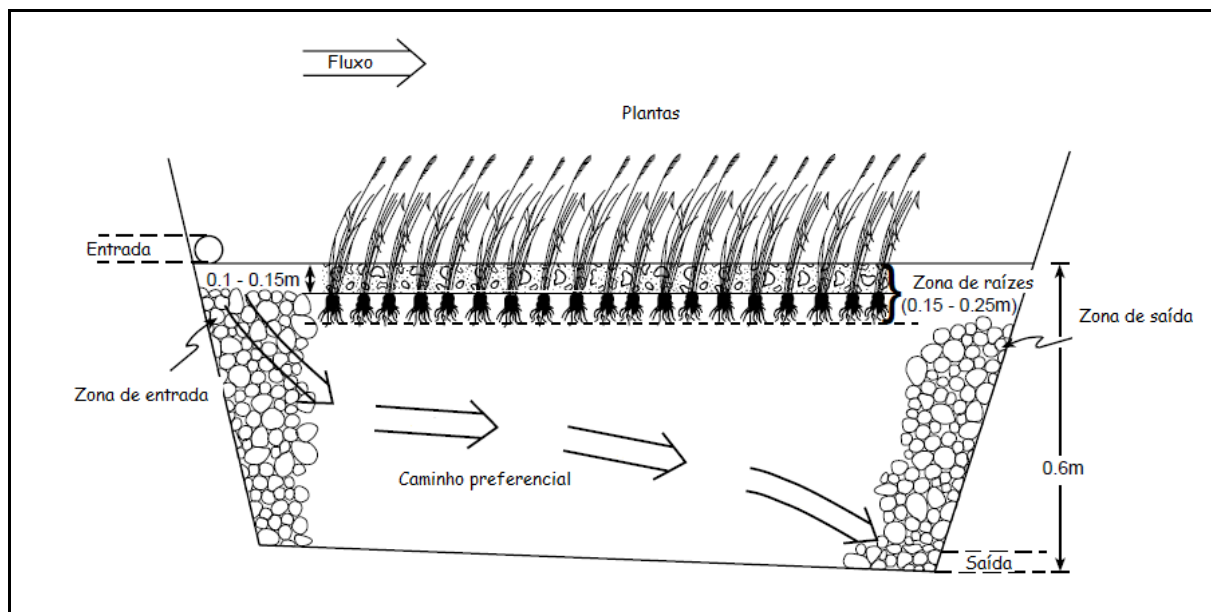


Figura 3.4: Fluxo preferencial referente à estratificação vertical

Fonte: EPA (2000)

Na maioria dos sistemas em que as raízes não atingem toda a profundidade do leito, a condutividade hidráulica é menor nessa região com raízes, resultando na criação de curtos-circuitos nas zonas mais profundas, onde maior quantidade do efluente escoar (SANFORD et al., 1995; TANNER E SUKIAS, 1995). Essa situação cria zonas mortas de estagnação do efluente, resultando em baixos TDH, já que o efluente vai escoar por um volume do leito menor. A redução desse TDH depende em parte da fração do leito que é ocupada pelas raízes.

Pesquisas citadas na EPA (2000), utilizando traçador, indicaram que os sistemas plantados, com penetração das raízes até a metade do leito, resultaram em maior curto circuito e volumes mortos que os sistemas semelhantes sem plantas.

Isto é uma evidência considerável de que o acúmulo de sólidos é seletivo e ocupa espaços diferentes no leito (Kadlec e Watson, 1993; Sanford et al., 1995; Tanner et al., 1998). Entretanto não há consenso em qual porção do leito há maior acúmulo de sólidos.

Alguns autores afirmam que é na porção inferior do leito (Kadlec e Watson, 1993; Tanner et al., 1998), enquanto outros afirmam ter encontrado maior quantidade próximo à superfície (Tanner e Sukias, 1995). A deposição de sólidos em WHFSS depende da carga aplicada de

sólidos suspensos e das características físicas dos sedimentos (tamanho da partícula, biodegradabilidade e peso específico) (CASELLES-OSÓRIO e GARCIA, 2006).

A densidade da água também é um fator que induz à estratificação, mais presente nas WFS, mas também observada nas WHFSS (Kadlec, 2003). Este fenômeno é causado pela moderada quantidade de sal presente no efluente (alta densidade) movendo através da wetland, e a água de chuva, com menor quantidade de sal (baixa densidade) movendo-se no extrato superior do leito. O curto-circuito hidráulico é o resultado, também, da estratificação vertical.

3.9. Modelagem hidráulica – cinética aplicada ao dimensionamento de WHFSS

As WHFSS, assim como outros sistemas naturais de tratamento de efluentes, são menos compreendidas que sistemas que possuem maior tecnologia embatcada. Alguns fatores para essa evidência são:

- possuem mais variáveis, mais complexas e que são menos controláveis;
- possuem reações no sistema que variam com o tempo e localização

Uma vez que esse desempenho na remoção de poluentes é dependente de diversas variáveis, para o desenho de WC é recomendado que se utilizem os valores de taxa de aplicação mais baixos possíveis, relativos a cada situação. O uso desses valores confere um desenho mais conservador, garantindo o bom desempenho do sistema.

Algumas taxas de aplicação orgânica máximas por unidade de área, expressas em termos de DBO_5 , sugeridas são:

- $60 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ (USEPA, 2000);
- $108 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$, em laboratório, na Malásia (LIM *et al.*, 2001);
- $133 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ (TCHOBANOGLIOUS e BURTON, 1991);
- $153 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$, em Uganda (OKURUT *et al.*, 1998);

Outro tipo de simplificação encontrado em manuais de construção de wetlands é o dimensionamento baseado em valores empíricos, usando apenas a área superficial requerida referente, por exemplo, ao equivalente populacional médio ($\text{m}^2/\text{hab.}$) adotado em outros

projetos existentes (BRIX e JOHANSEN, 2004). Um valor sugerido na literatura é de 3,5m²/hab. para regiões de clima temperado. (COOPER, 1999).

Em função dessa inadequação no dimensionamento, diversas pesquisas têm voltado suas atenções para a modelagem da remoção de poluentes em WC, partindo da tentativa em descrever a complexa hidráulica observada. Muitos autores têm testado diversas relações de modelos de remoção de poluentes, incluindo reações de ordem zero e de primeira ordem em modelos hidráulicos de fluxo em pistão e de mistura completa. Nenhuma dessas relações foram consideradas razoáveis para explicar os valores apresentados no banco de dados analisado (EPA, 2000). Entretanto, os dados utilizados referem-se a uma grande diversidade de sistemas e situações, o que é esperado devido à dinâmica apresentada em sistemas naturais, que são influenciados por diversos fatores. Além desses fatores não controláveis, ainda é considerado nesse banco de dados uma enorme variação das características físicas dos sistemas, como: área, volume, profundidade, relação comprimento/largura, nível de tratamento prévio, características do meio suporte, tipo de planta, TDH, taxa de aplicação, etc.

Portanto, não parece justificável nesse caso o uso de modelos complexos padronizados para remoção de poluentes, já que os dados reportam-se a diferentes condições de operação das WC.

3.9.1. Modelos hidráulicos

A remoção de poluentes em WC ocorre através de uma intensa diversidade de interações entre os sedimentos, o meio suporte, microrganismos, plantas, atmosfera e a água residuária que se move dentro do sistema. A dinâmica de movimento do líquido através das WC tem uma significativa influência na eficiência e duração dessas interações. Muitas reações biogeoquímicas importantes dependem do tempo de contato entre os constituintes da água residuária, os microrganismos e o meio suporte, tornando esse tempo de contato um fator determinante no processo de remoção de alguns poluentes. Algum curto-circuito ou zona morta que ocorra na wetland, conseqüentemente, produzirá efeitos no tempo de contato real, assim como na velocidade de escoamento e na eficiência do tratamento (EPA, 2000).

Segundo von Sperling (1996), a remoção de matéria orgânica (MO) pode ser usualmente representada segundo uma reação de primeira ordem, ou seja, a taxa da reação é diretamente proporcional à concentração do substrato. Nestas condições, o regime hidráulico do reator

influencia a eficiência do sistema. Embora a cinética de remoção da MO seja a mesma nos diferentes regimes hidráulicos, sua concentração efluente varia, como pode ser visto a seguir.

- Reator de fluxo em pistão: o fluxo nesses reatores se processa como um êmbolo, sem misturas longitudinais, apresentando, portanto maior concentração de MO na entrada do sistema, onde a taxa de remoção será mais elevada nesse ponto. Este tipo de fluxo é reproduzido em reatores longos, com uma elevada relação comprimento/largura, no qual a dispersão longitudinal é mínima. São reatores idealizados, uma vez que é bastante difícil se obter na prática a ausência total de dispersão longitudinal.

- Reator de mistura completa: são reatores que apresentam homogeneização em todo o tanque, possibilitando imediata dispersão do poluente, fazendo com que sua concentração seja rapidamente igualada à concentração efluente. Com isso eles apresentam uma menor eficiência na remoção de MO. Esses reatores são predominantemente quadrados. Também são reatores idealizados, uma vez que é difícil se obter na prática uma total dispersão do líquido.

Esses dois reatores idealizados representam os limites em que todos os reatores, na prática, se enquadram. Outros dois modelos hidráulicos podem ser apresentados como sendo intermediários aos dois extremos citados. São eles:

- Reatores de mistura completa em série: também conhecidos como tanques em série (TES), esses reatores podem se aproximar da mistura completa (caso a série seja composta de uma unidade), ou do fluxo em pistão (caso a série seja composta por uma infinidade de reatores).

- Reatores de fluxo disperso: Na realidade, a maioria dos reatores apresenta fluxo dispersivo. Quando o número de dispersão (d) é igual a zero, matematicamente ele se comporta como um reator de fluxo em pistão, e quanto maior for esse número maior é a dispersão e a tendência de se comportar como de mistura completa. Normalmente apresenta uma modelagem mais complexa e frequentemente são feitas aproximações para os modelos hidráulicos ideais.

O principal método desenvolvido para se conhecer as características hidráulicas internas dos reatores na prática, assim como das WC, é através do uso de traçadores inertes. O teste com traçador é realizado por meio da injeção de uma substância inerte no início do sistema, junto ao afluente, no tempo zero. Ao longo de um período que deve corresponder a pelo menos três vezes o TDH teórico do reator medem-se as concentrações de saída do traçador em intervalos pré-determinados. Essa concentração de saída em função do tempo monitorado gera um

gráfico e, através de modelagens, são obtidos parâmetros indicativos do modelo hidráulico mais representativo.

Algumas das equações para desenho de WC assumem condições de fluxo em pistão. Entretanto, estudos com traçador em WC têm demonstrado significativa dispersão dos sistemas (EPA, 2000). Baseado no banco de dados de entrada e saída de WC, reportado pela EPA (2000), em acordo com outras pesquisas, os sistemas não podem ser modelados como fluxo em pistão ou reatores de mistura completa (KADLEC e KNIGHT, 1996; MITCHELL e MCNEVIEN, 2001; ROUSSEAU *et al.*, 2004). O modelo que parece se aproximar das curvas obtidas com traçador é o de reatores de mistura completa em série, ou simplesmente, tanques em série (TES) (SANDOVAL-COBO e PEÑA, 2007; RIOS *et al.*, 2008). Entretanto, se esse modelo se aproxima dos dados com traçador, ele não representa de forma realística o fluxo do efluente nos poros do meio filtrante. Intuitivamente, o fluxo disperso deve representar melhor as atuais condições de uma WHFSS. Ainda assim, apesar desse modelo de dispersão apresentar boa flexibilidade em relação aos resultados apresentados com traçador, tipicamente resulta em modelos matemáticos complexos de remoção de poluentes, e são normalmente desconsiderados (EPA, 2000).

3.9.2. Modelos cinéticos

Os modelos mais utilizados no desenho de WC são as equações de cinética de primeira ordem, que predizem um decaimento exponencial da concentração afluente até próximo de zero. Esse modelo, segundo Stein *et al.* (2006), reúne as influências físicas e biológicas na remoção da matéria orgânica, as transforma em um único parâmetro (k) e prevê a concentração efluente em função do tempo ($k.t$) ou da carga hidráulica ($k.q$). A cinética de primeira ordem representa o modelo básico para modelagem de WC, sendo amplamente empregada nos EUA, Austrália e Europa (MITCHELL e MCNEVIEN, 2001).

A forma mais comum apresentada da equação de primeira ordem associada ao fluxo em pistão, utilizando o tempo de detenção hidráulica (TDH), é representada pela equação 3.3 (von Sperling, 1996):

$$C_e = C_a \cdot e^{(-k \cdot t)}$$

(3.3)

Onde,

C_e = concentração efluente (mg/l);

C_a = concentração afluenta (mg/l);

k = constante de reação de primeira ordem (d^{-1});

t = TDH (d).

O TDH teórico pode ser calculado pelo quociente entre o (volume x porosidade) e a vazão aplicada. Esse cálculo não representa o TDH real, já que a porosidade do meio tende a diminuir com o passar do tempo de maneira particular em função dos aspectos operacionais e de projeto peculiares a cada WC. Esta é uma limitação na representação de todos os modelos que consideram o TDH.

Outra forma da equação de primeira ordem associada ao fluxo em pistão (FP), utilizando a carga hidráulica (q), é representada pela equação 3.4 (KADLEC e KNIGHT, 1996):

$$C_e = C_a \cdot e^{(-k/q)}$$

(3.4)

Onde,

k = constante de reação de primeira ordem (L/d);

q = taxa de carga hidráulica (L/d).

O efeito da temperatura é expresso pela constante K_T (k), a qual é determinada pelo uso da equação de Arrhenius, tal como apresentado na equação 3.5 (von Sperling, 1996):

$$K_T = K_{20} \cdot \theta^{(T-20)}$$

(3.5)

K_T = coeficiente de remoção em uma temperatura do líquido T qualquer (d^{-1});

K_{20} = coeficiente de remoção na temperatura do líquido de 20°C (d^{-1});

θ = coeficiente de temperatura.

Alguns valores para a constante de remoção (k) a 20°C referentes à cinética de primeira ordem associada ao fluxo em pistão utilizados para modelagem de WHFSS são:

- 0,8 a 1,1 d⁻¹ (REED *et al.*, 1988);
- 0,7 d⁻¹ ± 0,23 (CONLEY *et al.*, 1991);
- 0,86 a 1,84 d⁻¹ em função das características do meio suporte (TCHOBANOGLOUS e BURTON, 1991);
- 0,31 a 2,65 d⁻¹ (STEIN *et al.*, 2006).

Embora o modelo cinético de primeira ordem associado ao fluxo em pistão seja o mais utilizado para a descrição da remoção de poluentes, em especial a remoção de matéria orgânica, este não é considerado um modelo plenamente satisfatório (KADLEC e KNIGHT, 1996; ROUSSEAU *et al.*, 2004; BRASIL, 2005).

Kadlec e Knight (1996) propuseram um modelo modificado de primeira ordem, denominado de modelo $k-C^*$. Esse modelo confere uma concentração residual, ou background. Esse valor na concentração final superior a zero tende a representar melhor a dinâmica de remoção da matéria orgânica nos sistemas de WC, uma vez que há constante geração de MO dentro do sistema em função da decomposição de material vegetal e compostos orgânicos e a existência de uma fração recalcitrante de MO afluyente (MITCHELL e MCNEVIEN, 2001; STEIN *et al.*, 2006). Nota-se que este comportamento é semelhante a uma cinética de saturação, muito utilizada em sistemas biológicos que alcançam estados estacionários de equilíbrio.

O modelo de FP de primeira ordem com concentração residual ($k-C^*$) proposto por Kadlec e Knight (1996) é representado pela equação 3.6:

$$C_e - C^* = (C_a - C^*) \cdot e^{(-k \cdot t)} \quad (3.6)$$

Onde,

C_e = concentração efluente (mg/l);

C_a = concentração afluyente (mg/l);

C^* = concentração residual (mg/l);

k = constante de reação de primeira ordem (d⁻¹);

t = TDH (d).

Poucas referências apresentam valores de concentração de matéria orgânica residual (C^*). Os dados disponíveis na literatura são bastante variáveis e encontram-se em torno de 23 a 450 mg/l de DQO, segundo Shepherd *et al.*, (2001) *apud* Sandoval-Cobo e Peña (2007) tratando efluente de vinícola com concentração afluente variando de 993 a 4.720 mg/l. Stein *et al.* (2006) reportam valores de C^* de 25 a 168 mg/l de DQO, com concentração de entrada média de 470 mg/l. Para Reed *et al.*, (1995), o residual de DBO variou de 1 a 10 mg/l.

As WHFSS têm apresentado significativa dispersão, em maior ou menor grau, de acordo com seu desenho (comprimento/largura/profundidade). Estimativas do valor do número de dispersão (d) em WHFSS variam de 0,050 a 0,31 (EPA, 2000), com os maiores valores para sistemas com menor relação comprimento/largura. Números de dispersão abaixo de 0,025 são indicativos de maior proximidade ao fluxo em pistão, enquanto que valores próximos de 0,20 indicam alto grau de dispersão.

A modelagem de uma WC segundo o fluxo disperso é mais complicada, pelo fato de se necessitar de dois parâmetros (coeficiente de decaimento k e o número de dispersão d) ao contrário dos modelos anteriores, em que se necessita apenas do coeficiente de decaimento (k).

O valor de k pode ser obtido, assim como nos outros modelos cinéticos, através de valores médios encontrado por outros autores que analisaram um banco de dados de entrada e saída de DQO, por exemplo. Entretanto, ressalta-se que em geral esses valores citados representam uma média da análise de diversos sistemas de WC com características operacionais e de manejo diferentes, resultando em uma variação muito ampla dos valores para k .

Para o cálculo do número de dispersão (d), necessita-se determinar o coeficiente de dispersão D . Em sistemas já existentes, D pode ser obtido experimentalmente por meio de testes com traçadores. No caso do projeto de novas instalações, naturalmente (d) não é conhecido. Para o uso da equação de dispersão em sistemas de lagoas de estabilização, segundo von Sperling (1996), o valor de (d) varia de acordo com a relação comprimento/largura (L/B). As faixas de valores de (d) são: 0,1 para $L/B= 1$; 0,25-0,5 para $L/B= 2$ a 4; e 0,1-0,2 para $L/B= 5$ a 10. Já para sistemas de WHFSS os valores médios encontrados por alguns autores variam de 0,050 a 0,31 (EPA, 2000). São valores referentes a poucos estudos se comparado com os sistemas de lagoas.

O modelo cinético de primeira ordem associado ao fluxo disperso, com concentração residual (C^*), proposto por Kadlec e Wallace (2008) é representado pela equação 3.7:

$$C_e - C^* = (C_a - C^*) \left\{ \frac{(4 \cdot a \cdot e^{1/2d})}{[(1+a)^2 e^{a/2d} - (1-a)^2 e^{-a/2d}]} \right\}$$

(3.7)

$$a = (1 + 4K \cdot t \cdot d)^{0,5}$$

Onde,

C_e = concentração efluente (mg/l);

C_a = concentração afluyente (mg/l);

C^* = concentração residual (mg/l);

k = constante de reação de primeira ordem (d^{-1});

t = TDH (d);

d = número de dispersão (adimensional).

A expressão geral do modelo de tanques em série (TES), associado à cinética de primeira ordem de remoção da matéria orgânica que passa por uma série de reatores de mistura completa de mesmo volume é representada pela equação 3.8:

$$C_e = \frac{C_a}{[1 + \frac{(k \cdot t)}{n}]^n}$$

(3.8)

Onde,

C_e = concentração efluente (mg/l);

C_a = concentração afluyente (mg/l);

k = constante de reação de primeira ordem (d^{-1});

t = TDH (d);

n = número de tanques.

Essa mesma equação de TES ainda pode ser re-escrita considerando uma concentração residual, assim como o fluxo em pistão e fluxo disperso modificado.

$$C_e = \frac{C_a - C^*}{[1 + (k.t)]^{\frac{1}{n}}} + C^*$$

(3.9)

Onde,

C_e = concentração efluente (mg/l);

C_a = concentração afluenta (mg/l);

C^* = concentração residual (mg/l);

k = constante de reação de primeira ordem (d^{-1});

t = TDH (d);

n = número de tanques.

Diante da complexidade das WC, diversos modelos computacionais mais avançados vêm sendo desenvolvidos para descrever as transformações bioquímicas e os processos de degradação no interior das WHFSS combinado com a complexa hidráulica em um meio poroso na redução da poluição. Esses modelos incorporam equações que consideram o crescimento das plantas, transporte de solutos (convectivo – dispersivo) nas fases líquida e gasosa, reações envolvendo sólido-líquido, alteração da porosidade em função do crescimento do biofilme, evapotranspiração, entre outros. Para a validação dos modelos são utilizados testes com traçador e os dados de eficiência de remoção de diversos parâmetros, inclusive de MO (TOSCANO *et al.*, 2008; LANGERGRABER *et al.*, 2009).

O estudo de Rousseau *et al.* (2004), que avaliou a modelagem de WHFSS, concluiu que a complexidade desses modelos computacionais não tem produzido correspondente aumento na confiabilidade e precisão dos processos avaliados. Além disso, é necessário introduzir nesses modelos uma série de valores para diversos parâmetros, que muitas vezes são estipulados em função da reduzida literatura sobre o assunto, não correspondendo de fato à realidade presente nos projetos.

Com isso, os modelos de FP simples (k) e modificado ($k-C^*$) com cinética de primeira ordem continuam a ser os mais amplamente utilizados para descrever a remoção de MO nas WC, particularmente nas WHFSS (EPA, 2000; MITCHEL e MCNEVIN, 2001).

Contudo, é importante ressaltar que, ao se projetar um sistema de tratamento de esgotos, deve-se ter sempre em mente que a incerteza no dimensionamento não está apenas nos coeficientes do modelo, mas também em todos os outros dados de entrada, a começar pela população e pela vazão de projeto. Os dimensionamentos devem sempre considerar essa incerteza, de forma a não exagerar na sofisticação na obtenção de certos coeficientes, esquecendo-se de analisar a confiabilidade de outros dados possivelmente de maior influência (von Sperling, 1996).

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1. Local e caracterização da unidade experimental

O projeto foi desenvolvido no Centro de Pesquisa e Treinamento em Saneamento - CePTS UFMG/COPASA, localizado na Estação de Tratamento de Esgoto do Ribeirão Arrudas - ETE Arrudas, na cidade de Belo Horizonte - MG (figura 4.1).



Figura 4.1: Vista aérea da ETE Arrudas com destaque para o CePTS UFMG/COPASA

Os recursos necessários à operação do sistema foram obtidos junto ao Programa de Pesquisa em Saneamento Básico (PROSAB) Edital 5 – Tema 2 e FUNASA.

A ETE experimental recebia o esgoto bruto municipal, gerado na Bacia do Ribeirão Arrudas, e submetido ao tratamento preliminar, o qual englobava um sistema de gradeamento mecanizado (grades grossa e fina) e desarenador da própria COPASA.

O sistema de tratamento era constituído por um reator UASB que tratava uma vazão de 30 m³/d de efluente coletado no canal de esgoto bruto da ETE Arrudas. A vazão coletada era controlada por um inversor de frequência associado a uma bomba para recalque. O reator operou com um tempo de detenção hidráulica de aproximadamente 6 h e velocidade ascensional do efluente equivalente a 0,87 m/h. O lodo biológico que se acumulava no interior do reator era descartado periodicamente a cada 30 dias.

O aparato para distribuição da vazão para as wetlands era do tipo caixa vertedora. Ela dividia a vazão de 30 m³/d efluente do reator UASB para duas vazões de 7,5 m³/d, correspondentes ao afluente de cada wetland, e os outros 15 m³/d eram descartados e direcionados para o processo de tratamento da ETE Arrudas (lodos ativados).

A figura 4.2 mostra o reator UASB e a caixa vertedora utilizada para o fornecimento dos afluentes às wetlands.



Figura 4.2: Reator UASB utilizado como pré-tratamento as wetlands e a caixa vertedora utilizada para dividir as vazões efluentes do UASB.

A vazão efluente do UASB utilizada, de 15 m³/d, foi destinada para as duas wetlands construídas de fluxo horizontal subsuperficial (WHFSS) situadas em paralelo, sendo uma unidade plantada com macrófitas da espécie *Thipha latifolia* (Taboa) e a outra não plantada, como controle do experimento. Ambas eram constituídas por um meio filtrante de escória de alto-forno e dimensionadas para um equivalente populacional de 50 habitantes cada, recebendo de forma contínua uma vazão de 7,5 m³/d. A escória de alto-forno utilizada como meio filtrante apresentava granulometria compatível à da brita #0 ($d_{10}= 19$ mm, coeficiente de desuniformidade $d_{60}/d_{10}= 1,2$) e o volume de vazios do leito é de 40% (DORNELAS, 2008).

As duas unidades de wetlands foram dimensionadas segundo as recomendações contidas em Crites et al. (2005). A tabela 4.1 apresenta as principais características físicas de projeto de cada unidade de wetland e a figura 4.3 mostra a planta dos dois sistemas.

Tabela 4.1: Características físicas e de projeto de cada unidade de wetland horizontal

Parâmetro	Símbolo	Unidade	Valor
Altura total dos leitos	H	m	0,4
Altura do líquido nos leitos (altura útil)	Hlíq	m	0,3
Comprimento	C	m	24,1
Largura no topo	L	m	3,0
Inclinação longitudinal do fundo	I	%	0,5
Volume total de escória em cada leito		m ³	28,9
Volume útil de escória em cada leito		m ³	21,7
Área superficial	AS	m ²	72,3
Vazão afluyente a cada leito	Q	m ³ . d ⁻¹	7,5
Taxa de aplicação hidráulica	TAH	m ³ . m ⁻² . d ⁻¹	0,12
Tempo de detenção hidráulica calculado (=V x porosidade/ Q)	TDH	d	1,2

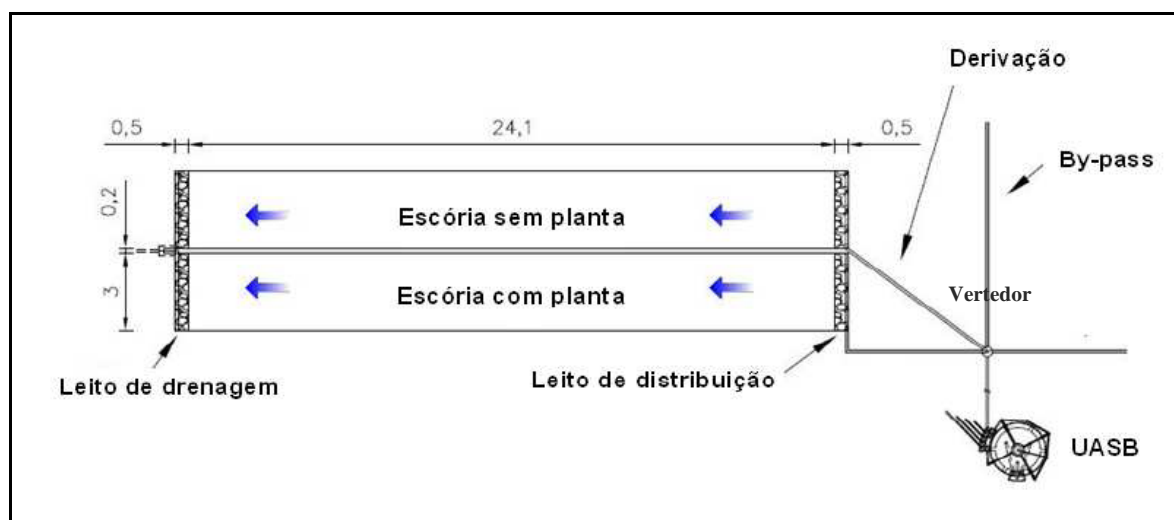


Figura 4.3: Planta dos sistemas de wetlands horizontais subsuperficiais

4.2. Variáveis avaliadas

4.2.1. Amostragem e análise dos efluentes

As coletas foram realizadas uma vez por semana, entre 09 e 11 horas da manhã. As amostras de efluentes foram coletadas no canal de esgoto bruto (amostras compostas), na tubulação de saída do reator UASB e na saída de cada wetland (amostras simples).

As análises dos parâmetros de qualidade dos efluentes foram realizadas no Laboratório de Análises Físico-químicas e no Laboratório de Microbiologia do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – DESA da UFMG. Os seguintes parâmetros físico-químicos foram avaliados nas amostras dos efluentes:

- DQO total, DBO total, sólidos suspensos totais e voláteis, turbidez, alcalinidade, pH, nitrogênio total e orgânico, N-amoniaco, nitrato, fósforo total e fosfato. Todos os parâmetros foram analisados semanalmente, exceto a DBO, que foi quinzenalmente.

A DQO filtrada foi monitorada em três pontos intermediários das duas wetlands quinzenalmente.

As análises dos parâmetros citados foram realizadas de acordo com os procedimentos constantes no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (AWWA/APHA/WEF, 2005).

Para a caracterização microbiológica dos efluentes foram analisados os parâmetros Coliformes totais e *E. coli* mensalmente. Para tal, foi adotado o método do Colilert[®] (técnica cromogênica) que utiliza a tecnologia de substrato definido (Defined Substrate Technology).

O monitoramento da qualidade dos efluentes realizado nessa pesquisa compreende o período de maio de 2008 a julho de 2009. Entretanto, é apresentado como resultado um período mais abrangente, desde o início de operação das wetlands, permitindo uma melhor interpretação dos dados em relação ao desempenho e comportamento sazonal na remoção de poluentes por esses sistemas. Entre setembro de 2007 a abril de 2008 os dados de qualidade dos efluentes referem-se à pesquisa realizada por Dornellas (2008).

A medição das vazões do efluente do reator UASB e afluente e efluente das wetlands foi realizada semanalmente, por volta das 10 h da manhã, de maneira direta, utilizando-se um cronômetro e recipiente graduado (10 L) (figura 4.4). Através desse procedimento pode-se calcular as perdas de água das wetlands por evapotranspiração (WP) e por evaporação (WNP). Esse monitoramento foi realizado durante um ciclo hidrológico, entre outubro de 2008 a setembro de 2009.



Figura 4.4: Pontos de medição da vazão do efluente do reator UASB e afluente das wetlands

4.2.2. Amostragem e análise dos sólidos presentes no meio filtrante

Para a caracterização e distribuição dos sólidos presentes ao longo do meio filtrante de cada wetland foram amostrados oito pontos de forma pareada (perfil direito e esquerdo), distando a partir do início do leito, 3, 6, 12 e 18 metros, conforme ilustrado na figura 4.5. A época da coleta foi após dois anos do início de operação do sistema e durante o período sem chuvas, que correspondeu de setembro a novembro de 2009. A amostragem foi realizada a 20 cm de profundidade de cada um dos pontos (meia profundidade do leito) e foram coletados 0,5 L de material contendo escória, biomassa aderida e em suspensão junto com o efluente do local.

As análises foram realizadas no laboratório do DESA, onde a amostra de escória foi primeiramente passada por uma peneira (abertura = 2,38 mm) e lavada duas vezes com o efluente do próprio local, sem grandes revolvimentos para não desprender a biomassa aderida. Esse líquido foi caracterizado como contendo sólidos intersticiais. Foi adicionada água destilada ao béquer com a amostra de escória pré-lavada e para o desprendimento da biomassa aderida foi utilizado um equipamento de ultra-som, permitindo que todas as amostras fossem expostas à mesma intensidade, por um tempo de 15 min. Novamente a amostra foi peneirada, agora com a água destilada contendo a biomassa desprendida. Esse líquido foi caracterizado como contendo sólidos da biomassa aderida. A quantificação e caracterização dos sólidos foi realizada pelo método descrito no AWWA/APHA/WEF (2005), para análise de sólidos totais, fixos e voláteis.

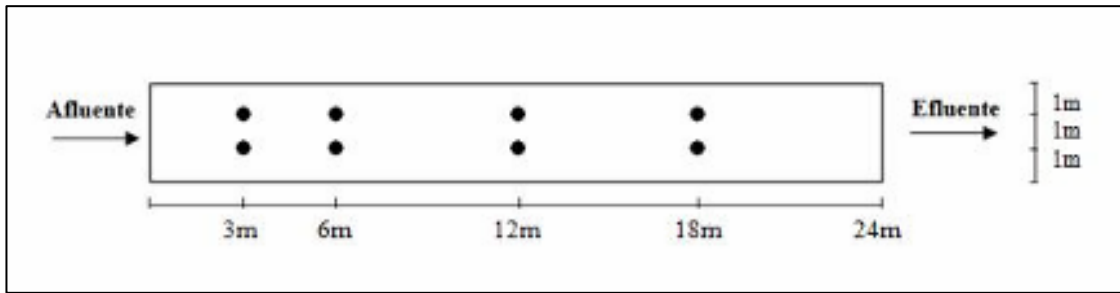


Figura 4.5: Pontos amostrados em cada wetland para a análise de sólidos e condutividade hidráulica localizada.

4.2.3. Condutividade hidráulica localizada

Nos mesmos pontos de amostragem dos sólidos (figura 4.5), também foi caracterizada a respectiva condutividade hidráulica localizada (pontual) do meio filtrante ao longo das wetlands. O procedimento consiste no uso de uma tubulação de dimensões conhecidas inserida a uma profundidade molhada pré-determinada no leito de escória (figura 4.6). É aplicada uma carga hidráulica no tubo na forma de um pulso e mede-se o tempo que a água gasta para infiltrar no meio poroso do leito.

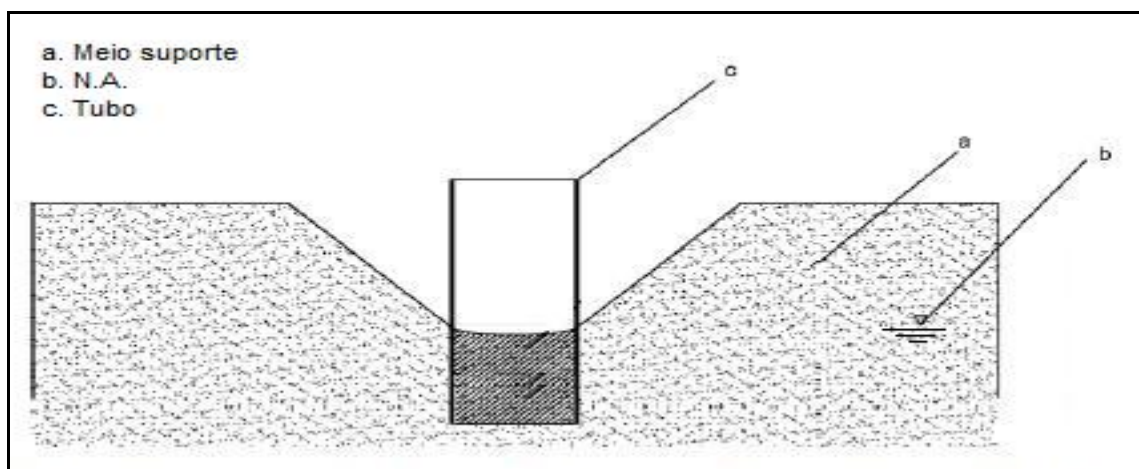


Figura 4.6: Representação esquemática da metodologia utilizada para estimativa da condutividade hidráulica saturada

A condutividade hidráulica é estimada usando a equação 4.1 descrita em NAVFAC (1986) *apud* Caselles-Osorio e Garcia (2006); Caselles-Osorio *et al.*, (2007); Pedescoll *et al.*, (2009), e é obtida através da combinação do princípio da conservação de massas e da lei de Darcy:

$$K = \frac{d^2 \ln(2L/d)}{8Lt} \ln \frac{h_1}{h_2}$$

Onde,

- K = condutividade hidráulica (m/s);
- h_1 = altura inicial de água dentro do tubo (m): 0,30 ou 0,40, dependendo do ponto amostrado;
- h_2 = altura do nível de água dentro do tubo no tempo t (m): 0,13;
- d = diâmetro interno do tubo (m): 0,20;
- L = altura do tubo que está submerso (m): 0,13;
- t = tempo (s).

Os autores citados ressaltam que esta é uma metodologia para determinação da condutividade hidráulica “aparente” e que os valores obtidos não devem ser utilizados para comparar com outros diferentes sistemas experimentais de WC devido às diferentes escalas e projetos, principalmente quanto ao nível da água no sistema. Entretanto, para comparação entre sistemas semelhantes, como é o caso, no qual a diferença está apenas entre a presença (WP) e ausência (WNP) de macrófitas, o experimento é válido.

Os testes de caracterização da condutividade hidráulica localizada no leito das wetlands ocorreram entre novembro e dezembro de 2009.

4.2.4. Estudo hidrodinâmico

Para a caracterização hidrodinâmica de cada wetland (WP e WNP) foi realizado um teste com um traçador radioativo. Uma solução de atividade conhecida do radioisótopo de massa 82 do bromo (^{82}Br) foi introduzida na forma de um único pulso no afluente das wetlands, e a passagem do traçador foi monitorada tanto nas saídas quanto em pontos intermediários ao longo dos leitos (figura 4.7), para determinação de pontos críticos e comparação dos dois sistemas. A detecção do ^{82}Br foi realizada por meio de sondas com cristais de NaI, específicas para detecção de radiação gama. A aplicação desse traçador radioativo foi realizada com a equipe do Centro de Desenvolvimento da Tecnologia Nuclear – CDTN, a qual tem autorização e competência técnica para o desenvolvimento de estudos com essas características.



Figura 4.7: Pontos de localização das sondas que fizeram a leitura da radiação gama emitida pelo traçador e equipamento que armazenou os dados monitorados.

Ao final dos 3 dias de duração do experimento (aproximadamente 3 vezes o TDH teórico), foram obtidas as curvas de resposta do traçador (curva da concentração do traçador em função do tempo monitorado) para cada wetland. Estas foram corrigidas em função do decaimento do ^{82}Br (uma vez que o seu tempo de meia vida, 36 horas, é da mesma ordem de grandeza do tempo de execução do teste) e também dos valores de background.

Para a determinação do tempo médio de detenção hidráulica utilizou-se a metodologia apresentada por Metcalf e Eddy (2003) (equação 4.2). O número de dispersão (d) foi calculado através da variância, considerando o modelo de dispersão de grande intensidade (quando $d > 0,01$) descrito em Levenspiel (2000) (equação 4.3). O número de dispersão (d) também foi determinado por outra metodologia, apresentada por Arceivala (1981), por meio do coeficiente de dispersão (D) (equações 4.4 e 4.5), para comparação de resultados. Da mesma forma, o número de tanques em série (N) foi determinado por duas metodologias citadas por Kadlec e Wallace (2008) (equação 4.6, simplificada, e equação 4.7, mais avançada, usando a função gama). O número de tanques foi também estimado por meio da equação 4.8 derivada das equações apresentadas em Levenspiel (2000) para d e N . A eficiência volumétrica das wetlands é apresentada na equação 4.9 (KADLEC E WALLACE, 2008).

$$TDH_{\text{médio}} = \frac{\int t \cdot c(t) dt}{\int c(t) dt}$$

(4.2)

Onde,

$TDH_{\text{médio}}$ = tempo de detenção hidráulica médio (d);

t = tempo monitorado (d);

c = concentração de saída (cps);

$$\frac{\sigma^2}{\bar{t}^2} = 2 \left(\frac{D}{uL} \right) - 2 \left(\frac{D}{uL} \right)^2 (1 - \exp^{-D/uL})$$

(4.3)

Onde,

t = tempo monitorado (d);

σ^2 = variância;

D = coeficiente axial de dispersão (m²/s);

u = velocidade média do fluido (m/s);

L = comprimento do reator (m);

$$d = \frac{D}{u \cdot L}$$

(4.4)

Onde,

d = número de dispersão;

D = coeficiente axial de dispersão (m²/s);

u = velocidade média do fluido (m/s);

L = comprimento do reator (m);

$$D = \frac{u [(u \times TDH_{\text{médio}}) - L]}{2}$$

(4.5)

Onde,

D = coeficiente axial de dispersão (m²/s);

u = velocidade média do fluido (m/s);

$TDH_{\text{médio}}$ = Tempo de detenção hidráulica médio (d);

L = comprimento do reator (m);

$$N = \frac{TDH_{m\u00e9dio}}{(TDH_{m\u00e9dio} - TDH_{pico})} \quad (4.6)$$

Onde,

N = n\u00famero de tanques em s\u00e9rie (TES);

$TDH_{m\u00e9dio}$ = tempo de deten\u00e7\u00e3o hidr\u00e1ulica m\u00e9dio (d);

TDH_{pico} = tempo correspondente a maior concentra\u00e7\u00e3o detectada (d);

$$g(t) = \frac{N}{TDH_{m\u00e9dio} \times \Gamma(N)} \times \left(\frac{N \times TDH_{te\u00f3rico}}{TDH_{m\u00e9dio}} \right)^{N-1} \times \exp \left(- \frac{N \times TDH_{te\u00f3rico}}{TDH_{m\u00e9dio}} \right) \quad (4.7)$$

Onde,

$g(t)$ = fun\u00e7\u00e3o gama para E;

N = n\u00famero de tanques

$TDH_{m\u00e9dio}$ = tempo de deten\u00e7\u00e3o hidr\u00e1ulica m\u00e9dio (d);

$\Gamma(N)$ = fun\u00e7\u00e3o gama de N ; = $(N-1)!$

$TDH_{te\u00f3rico}$ = tempo de deten\u00e7\u00e3o hidr\u00e1ulica calculado (Volume x porosidade / vaz\u00e3o) (d);

$$N = 1 / [2d - 2d^2(1 - e^{(-1/d)})] \quad (4.8)$$

Onde,

N = n\u00famero de tanques

d = n\u00famero de dispers\u00e3o;

$$e_v = \frac{TDH_{m\u00e9dio}}{TDH_{te\u00f3rico}} \quad (4.9)$$

Onde,

e_v = efici\u00eancia volum\u00e9trica (%);

$TDH_{m\u00e9dio}$ = tempo de deten\u00e7\u00e3o hidr\u00e1ulica m\u00e9dio (d);

$TDH_{te\u00f3rico}$ = tempo de deten\u00e7\u00e3o hidr\u00e1ulica calculado (Volume x porosidade / vaz\u00e3o) (d);

4.2.5. Definição de parâmetros da equação empírica para remoção de matéria orgânica

O ajuste ao modelo cinético mais representativo de degradação da matéria orgânica foi obtido através dos valores de decaimento da concentração da DQO filtrada ao longo das wetlands (WP e WNP). Além dos valores de entrada e saída em cada sistema, outros três pontos intermediários foram analisados em cada leito (figura 4.8). O monitoramento refere-se ao período de seis meses (abril a setembro de 2009), totalizando 16 amostragens para cada ponto, período este em que não foi observada precipitação significativa. Os dados de modelagem referem-se, portanto ao desempenho relativo ao período seco.



Figura 4.8: Amostras coletadas nos pontos intermediários e efluente de cada wetland (WNP e WP).

Os modelos cinéticos de remoção de DQO avaliados foram os descritos na revisão de literatura: fluxo em pistão (FP), fluxo em pistão modificado (K-C*), fluxo disperso com residual (FD), tanques em série (TES) e tanques em série com residual (TES modificado). Para tal, foi ajustada uma curva de decaimento dos modelos avaliados com os valores observados, e através do uso da ferramenta “solver” do Excel obtiveram-se os valores mais representativos de k (constante cinética de remoção de primeira ordem para matéria orgânica) para cada modelo. Os indicadores utilizados para determinar o modelo que melhor representa o decaimento da DQO observada foram: o maior valor do coeficiente de determinação (R^2) e o menor valor da soma dos erros quadrados (SEQ) para os valores observados e estimados.

Essa metodologia para avaliação do melhor modelo cinético representativo da remoção da DQO foi realizada duas vezes, considerando e não a evapotranspiração (ET) nos sistemas plantado e não plantado (WP e WNP). Quando considerada a perda de água, a correção foi feita através de uma regra de três simples nas concentrações, proporcional à distância de cada ponto amostrado, de acordo com os dados obtidos de ET para cada sistema. Esses valores da perda média de água correspondem a 30% para a WP e 23% para a WNP. Nesse caso também se corrigiu os TDH de cada sistema, calculando-se o TDH com a média da vazão (média entre entrada e saída).

4.3. Análises estatísticas

A análise estatística dos dados para comparar o desempenho entre as unidades de wetlands horizontais subsuperficiais plantada e não plantada foi realizada através do teste não paramétrico entre variáveis dependentes *Wilcoxon matched-pairs test* a 5% de significância, empregando o software Statística[®].

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1. Operação do sistema

O sistema iniciou sua operação no dia 20/06/2007, período anterior ao plantio das macrófitas na unidade que seria vegetada. Este procedimento foi adotado para o potencial estabelecimento de um biofilme microbiológico no interior do leito filtrante. Ao todo, o sistema foi operado durante 758 dias, sendo que o monitoramento dos parâmetros físico-químicos durou 665 dias. O período entre setembro de 2007 a abril de 2008 corresponde ao monitoramento realizado por Dornelas (2008). De maio de 2008 a julho de 2009 o monitoramento é referente a essa pesquisa. Nessa dissertação trabalhou-se com os dados do período total. A seqüência dos eventos ocorridos durante o período de monitoramento dos sistemas está descrita na tabela 5.1.

Tabela 5.1: Sequencia de eventos durante o período de experimento.

Evento	Data	Dia
Start-up	20/06/07	01
Plantio	01/07/07	12
Primeiros brotos e rizomas	24/07/07	35
Início do monitoramento	20/09/07	93
Primeiras plantas floridas	12/11/07	146
Primeira poda das plantas	14/02/08	240
Segunda poda das plantas	11/06/08	358
Terceira poda das plantas	11/03/09	631
Quarta poda das plantas	11/06/09	721
Fim do monitoramento	15/07/09	758

5.1.1. Crescimento e desenvolvimento da cobertura vegetal

O plantio das taboas na unidade vegetada ocorreu em 01 de julho de 2007, seguindo uma densidade de 4 plantas por m² (8,5 propágulos / m²). As macrófitas foram plantadas na forma de estaca de 0,80 m e a brotação só ocorreu após a secagem da parte aérea. O crescimento não foi homogêneo ao longo de todo o leito, sendo necessário o replantio em alguns pontos, conforme Dornelas (2008). A figura 5.1 mostra a forma do plantio e o desenvolvimento não uniforme das mudas ao longo do leito.



Figura 5.1: Disposição das plantas durante o plantio e desenvolvimento não homogêneo das mudas ao longo do leito.

Após 146 dias do plantio as taboas já se encontravam bem estabelecidas na WC com alta densidade no leito (24 brotos por estaca plantada). Nessa mesma data as taboas apresentaram as primeiras flores e altura média superior a 2 m, conforme a figura 5.2 (DORNELAS, 2008).



Figura 5.2: Floração das taboas e altura média das plantas, superior a 2m, após 146 dias do plantio

A poda das macrófitas, como mencionado na revisão de literatura, é importante para se manter a constante assimilação de nutrientes pelas plantas e assim contribuir para a eficiência na remoção de nutrientes do sistema de wetland. Durante todo o período de monitoramento procedeu-se quatro podas na cultura. A poda foi realizada manualmente com foice e os restos vegetais da área plantada (75 m²) enchia uma caçamba de entulho que era destinada ao aterro sanitário de Belo Horizonte. O momento ideal de podar as plantas é quando elas atingem sua maturidade, ou seja, quando ocorre a inflorescência. A partir daí elas não crescem mais e parte dos nutrientes tendem a ser translocados para as raízes, podendo retornar à massa líquida.

De acordo com os dados apresentados na tabela 5.1, com a sequência dos eventos durante o monitoramento, é possível observar que o tempo de maturação das macrófitas, e conseqüentemente a floração, é de aproximadamente de 3 a 4 meses, dependendo das condições climáticas do período da rebrota. O período mais curto (3 meses) refere-se a uma época chuvosa, em que a planta se desenvolve mais rapidamente devido ao menor estresse hídrico, apesar de estar constantemente em contato com o efluente sob o leito. Nessa tabela também é possível observar que entre a segunda e terceira poda passaram-se 9 meses. No entanto, houve a floração com aproximadamente 4 meses, mas não realizou-se a poda por motivos logísticos e para poder compreender o comportamento do sistema nesse período. Após essa floração, aos quatro meses, realizou-se uma poda parcial (a meia altura) e não removeu-se o material vegetal por completo. Essa operação comprometeu o funcionamento do sistema em termos de remoção de sólidos suspensos e nitrogênio (ver itens 5.2.3 e 5.2.5.1). A figura 5.3 mostra uma poda total (primeira poda) e a poda parcial da taboa, entre a segunda e terceira podas.



Figura 5.3: Primeira poda das taboas e poda parcial a meia altura.

Mesmo realizando a poda total das taboas e removendo os restos vegetais no leito, é muito comum que resíduos da massa foliar, sementes (paina) e a própria estrutura de base da taboa juntamente com as raízes permaneçam no leito filtrante (figura 5.4). Esse material de origem vegetal reintroduz no efluente matéria orgânica e nutrientes, comprometendo o desempenho do sistema. Esse material também pode atuar como uma barreira física para a troca de gases, tanto na liberação de CO_2 e CH_4 , como na introdução de O_2 atmosférico na massa líquida.



Figura 5.4: Restos vegetais da poda e sementes da floração sob o leito e restos da estrutura da taboa que não emitiram novos brotos.

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

Contudo, a dinâmica de crescimento da taboa na WC é algo extremamente variável, entre outros fatores, pelas condições climáticas e do afluente aplicado ao sistema, que por sua vez, também sofre constantes variações de carga ao longo do ano. Diante disso, observou-se que em alguns momentos, principalmente pós-poda, o crescimento era mais acelerado em uma região do leito do que em outra, e muitas vezes em alguns locais nenhum broto era observado.

Resumidamente, as taboas se desenvolveram após o plantio com algumas regiões do leito sem plantas. Foi realizado rapidamente um replantio. A cultura se adaptou muito bem e dominou todo o sistema se alastrando rapidamente. A partir da segunda poda diversos trechos do leito começaram a apresentar “falhas”, ora na região inicial, ora na região intermediária e ora na região final do leito. Variações internas no fluxo do líquido no meio suporte podem ser também, um dos motivos.

A figura 5.5 ilustra as condições de desenvolvimento da taboa antes da segunda poda, quando estavam bem distribuídas por todo o leito, e em um desses momentos de crescimento não homogêneo ao longo do leito.



Figura 5.5: Diferença de densidade de ocupação da taboa ao longo do leito em períodos de operação diferentes: a) distribuição homogênea e b) distribuição variada.

Dornelas (2008) destaca que as plantas localizadas próximas ao início do leito de distribuição não cresceram como as demais ao longo do sistema plantado e apresentaram alguns sintomas de toxicidade (folhas queimadas e clorose), devido à alta carga orgânica e de nutrientes aos quais ficaram expostas. Entretanto, observou-se comportamento inverso após a segunda poda realizada. Nessa mesma região em que houve, inicialmente, problemas com o desenvolvimento da taboa, durante o segundo ano de operação do sistema esse local foi onde as plantas melhor se desenvolveram, chegando inclusive a se alastrarem no leito de distribuição composto de pedra de mão. Esse local tornou-se uma fonte constante de mudas. As plantas que se desenvolveram nessa região apresentaram um aspecto mais saudável, sempre verde e menos afetada por pragas. A figura 5.6 mostra essas duas características distintas do desenvolvimento da taboa na região inicial do leito.

Provavelmente esse fato observado deveu-se a dificuldade de adaptação das plantas ao meio durante a fase de plantio, e durante a fase de rebrota, uma maior adaptação das raízes desenvolvidas pela farta disponibilidade de nutrientes.



Figura 5.6: Desenvolvimento da taboa localizada no início do leito no primeiro (esquerda) e no segundo (direito) ano de operação.

Em alguns períodos do ano observou-se a ocorrência de pragas nas taboas, especificamente lagartas, que consumiram rapidamente boa parte da área foliar. Essa ocorrência de pragas aconteceu sempre que a planta alcançava sua maturidade, período próximo da emissão de flores. Como essa ocorrência era próximo do período de poda das plantas, essa era a única medida corretiva para o problema. Esse fato aconteceu duas vezes durante todo o período monitorado e após a poda o problema era sanado. O monocultivo pode ter favorecido o aparecimento dessas pragas.

As raízes da taboa não variaram sua profundidade ao longo do período de operação monitorado (2 anos), nem ao longo do leito, onde estavam presentes em locais com diferentes concentrações de matéria orgânica. A profundidade média alcançada foi de 0,20 m (figura 5.7).

O sistema controle, sem plantas, apresentou constantemente necessidade de manutenção do leito pela ocorrência de vegetação oportunista invasora. Essa manutenção ocorria sem a mesma demanda necessária à poda da taboa, mas se apresentou com bastante frequência. Uma vez por mês, em média, essa vegetação era removida manualmente (figura 5.7).



Figura 5.7: Sistema de raízes da taboa com profundidade média de 0,20m e presença de plantas invasoras na wetland controle.

5.1.2. Evapotranspiração

Durante um ciclo hidrológico, de outubro de 2008 a setembro de 2009, foram medidas as vazões de entrada e saída das wetlands. Essa medição das vazões foi realizada uma vez por semana, durante os dias de coleta das amostras do efluente, em torno das 10:00 horas da

manhã, através de medição direta com proveta e cronômetro. Os valores dessa média anual das vazões afluentes e efluentes estão apresentados na tabela 5.2.

Tabela 5.2: Resultados médios de vazões de entrada e saída e desvio padrão das wetlands.

	Wetland Plantada		Wetland Controle	
	Entrada	Saída	Entrada	Saída
Média (m³/d)	8,3	5,9	8,2	6,3
Desvio Padrão	1,7	1,5	1,8	1,7
Mínimo (m³/d)	6,1	3,4	5,8	3,8
Máximo (m³/d)	11,4	9,6	10,5	9,6
Mediana (m³/d)	7,9	5,7	7,9	6,0

Pode ser observado que as vazões efluentes dos dois sistemas são menores que a afluente, e que o sistema plantado apresentou vazão efluente média menor que a obtida pela wetland controle. Tal fato é atribuído à evaporação que ocorre nas duas wetlands e pela transpiração do sistema vegetado. A maior perda de água pela WP é em função, portanto, da transpiração da taboa para manter suas funções fisiológicas em funcionamento. As perdas por infiltração são desprezíveis nos dois sistemas, já que o fundo das unidades foi impermeabilizado com argila compactada com 20 cm de profundidade, os taludes foram revestidos com PEAD e o muro de alvenaria coberto por camada impermeabilizada.

Não se pode atribuir a diferença da vazão efluente das duas wetlands apenas pela transpiração das plantas presentes na WP. Provavelmente o valor da transpiração na WP é superior à diferença das vazões de saída dos dois sistemas, e a evaporação na WP é menor que na WNP. Isso acontece porque a parte aérea das plantas e os restos vegetais sob o leito atuam como uma barreira física contra a radiação solar direta no leito de escória e também como isolante térmico entre o ambiente e o líquido presente no meio poroso.

Esses valores médios da vazão de entrada e saída são importantes para que se possa fazer o cálculo das eficiências de remoção dos diversos parâmetros analisados em função da diferença de carga do poluente afluente e efluente (ver item 5.2.1).

Apesar dessas WC terem sido projetadas para uma vazão afluente constante de 7,5 m³/d, não foi possível manter a precisão no nível da caixa vertedora que se encontrava apoiada em um solo aterrado e sofria pequenos recalques. Como pode ser observado na figura 5.8, as vazões afluentes sofreram pequenas variações durante o ano monitorado. Entretanto, de acordo com o teste estatístico proposto, não houve diferença entre as vazões aplicadas em cada wetland, mantendo a média de 8,3 e 8,2 m³/d para a WP e WNP, respectivamente.

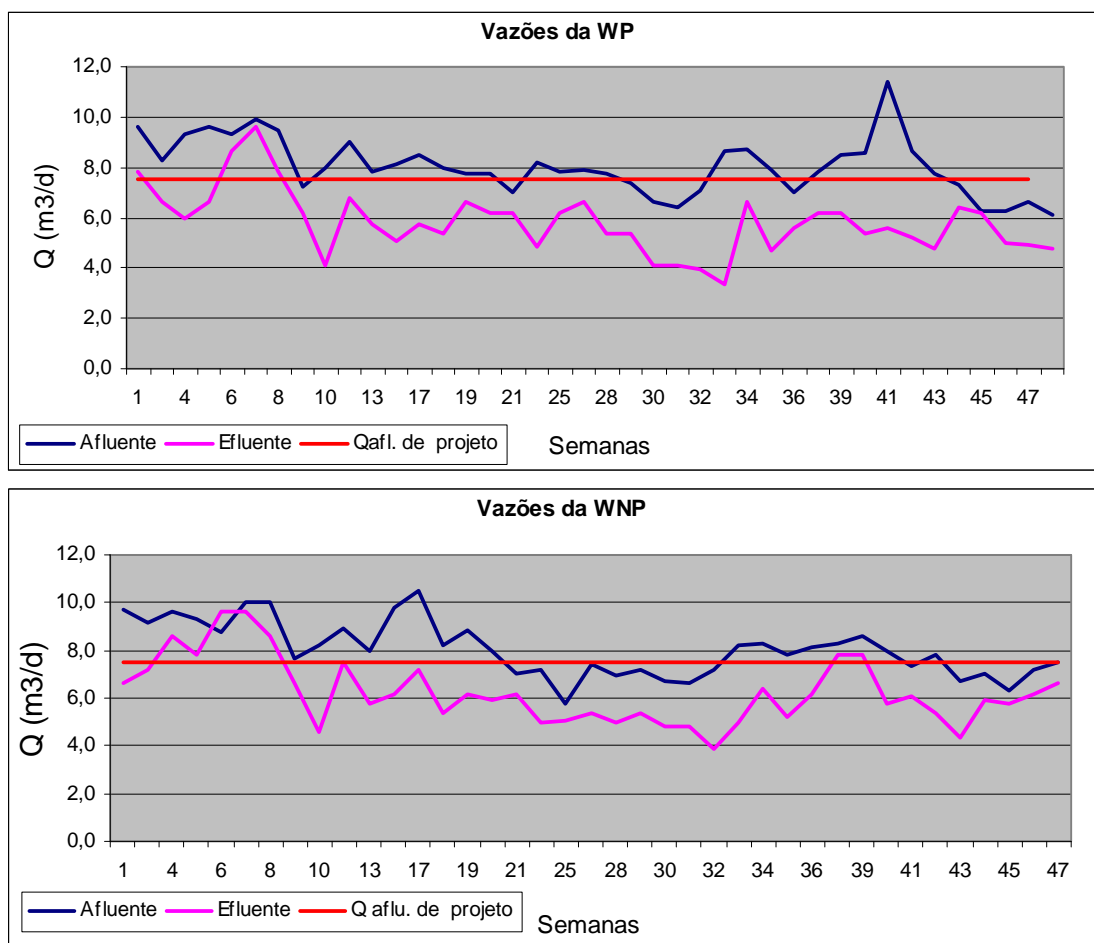


Figura 5.8: Vazões afluente e efluente para a wetland plantada e não plantada

As vazões efluentes das wetlands mantiveram-se sempre menores que a vazão de entrada, exceto por um ponto monitorado na 6ª semana da WNP, em função de precipitação, que não foi evidenciado na WP. Tal ocorreu provavelmente devido à alta temperatura característica do verão e, conseqüentemente, aumento na transpiração das plantas. Esse fato fica mais evidente na figura 5.9, referente ao percentual de perdas de água nas wetlands, com um pico negativo na 6ª semana de monitoramento.

Provavelmente esse fato ($Q_{efl.} > Q_{afli.}$) deve ter se repetido em outros momentos durante a operação dos sistemas, inclusive para a WP, mas devido ao monitoramento semanal não foi possível obter melhores conclusões sobre o comportamento hidrológico das wetlands. Igualmente, as perdas de água também são apenas uma estimativa do verdadeiro valor de campo, principalmente pelo horário de medição, em torno das 10 h da manhã. Sabe-se que o horário de maior perda de água é no final da tarde.

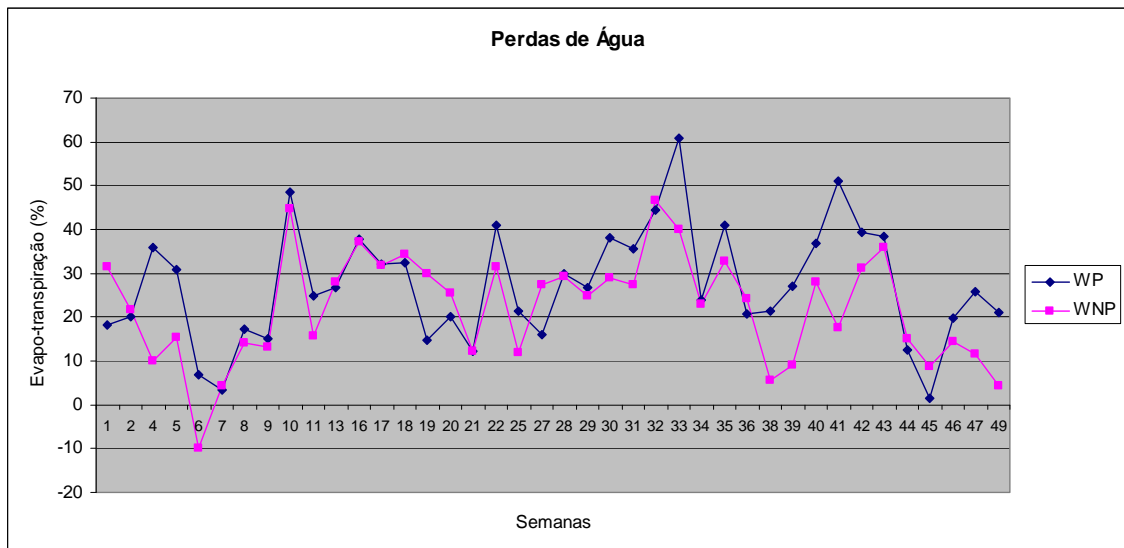


Figura 5.9: Percentagem de perdas de água para a wetland plantada e não plantada

Esse perfil temporal das perdas de água nas wetlands obteve valores médios de 30% para a WP e 23% para a WNP. De acordo com o teste estatístico, houve diferença significativa nas vazões efluentes dos sistemas plantado e controle. Para o caso da wetland plantada, que possui perdas significativamente maiores, sua eficiência, no que diz respeito à remoção dos parâmetros de qualidade de águas residuárias, pode ser subestimada pela maior concentração dos poluentes no efluente final, e este aspecto deve ser levado em consideração (ver item 5.2.1).

Em alguns momentos é possível observar que a WNP apresentou maior perda de água que a WP. Isso pode ter ocorrido em função do aquecimento da escória de alto forno, utilizada como meio suporte, pela radiação solar, e não ter ocorrido na WP pelo isolamento térmico que os restos vegetais proporcionam. O período em que a perda de água na WNP é maior que na WP ocorre de maneira mais expressiva nas semanas 19 e 20, sendo que houve uma poda (3ª) na semana 17, podendo haver grande quantidade de vegetação sob o leito e a presença das taboas em brotação, com baixo potencial de transpiração.

Entre as semanas 37 e 42 a perda de água pela WP foi muito mais intensa, se comparada à WNP. Esse período corresponde aos meses de julho e agosto, no qual a umidade do ar é muito baixa, não há precipitações significativas e a insolação é reduzida, se comparada à incidente no verão. Além disso, as taboas encontram-se no auge do seu desenvolvimento, após cerca de 45 dias da última poda (4ª), com uma grande área foliar existente, onde a planta perde água por transpiração.

Mesmo a vazão sendo monitorada na parte da manhã, quando a temperatura e a sensação de calor (em função da umidade) ainda não é máxima, observou-se uma perda de água (33ª semana) para a WP superior a 60%. Esse comportamento é acompanhado pela WNP, com perda próxima de 50%. Esse período refere-se ao meio do ano, especificamente a junho. Em alguns dias aleatórios em que foi realizada visita de campo no final do dia, observou-se vazões efluentes bastante reduzidas, chegando próximas de zero para a WP.

Portanto, considera-se muito importante realizar estudos hidrológicos específicos nas wetlands, inclusive comparando os sistemas plantado e controle. Essa importância é mais evidenciada no item 5.2.1, em que são comparadas as eficiências de remoção dos diversos parâmetros físicos, químicos e microbiológicos considerando as perdas de água das duas unidades de wetlands.

5.2. Características do efluente das duas wetlands

5.2.1. Resumo dos resultados

Os dados do monitoramento dos diversos parâmetros físico-químicos e microbiológicos apresentados nesse estudo compreendem um período de 23 meses. Os dados de setembro de 2007 a abril de 2008 são referentes à pesquisa de Dornelas (2008) e os dados de maio de 2008 a julho de 2009 são referentes a esta pesquisa. Optou-se por utilizar também os dados do primeiro autor pela importância de se compreender de forma contínua e por um maior tempo possível o comportamento das wetlands, sistemas naturais dinâmicos que estão constantemente se alterando e sofrem diversas influências do ambiente em que estão inseridas. Além disso, a grande maioria dos estudos, principalmente no Brasil, referem-se a períodos curtos de monitoramento, não representando o real potencial de aplicabilidade desses sistemas para as condições dos trópicos.

Os parâmetros analisados e seus respectivos valores de média aritmética e desvio padrão estão na tabela 5.3.

Tabela 5.3: Concentração média e desvio padrão dos parâmetros de qualidade do efluente.

Parâmetros	Esgoto Bruto		UASB		WP		WNP	
	Média	Desvio Padrão	Média	Desvio Padrão	Média	Desvio Padrão	Média	Desvio Padrão
DQO	390	136,9	142	44,3	44	15,4	51	25,2
DBO	175	58,9	43	16,2	14	7,1	15	9
SST	204	128,1	37	19,1	7	5,5	5	4,6
SSV	151	81,1	26	13,1	3	2,4	2	1,5
SSF	35	28,3	11	8,3	4	3,8	2	3,2
NTK	36,1	7,2	34	7,8	30	8,6	32	9,8
N Amoniacal	28	8,5	29	8,9	24	9,2	26	9,1
Nitrato	0	0,2	0,08	0,1	0,29	0,29	0,26	0,46
P Total	2	0,7	3	2,3	2	1,7	2	1,5
P Fosfato	2	0,7	2	0,8	1	0,7	1	0,9
Turbidez	-	-	74	25,3	9	8	8	10,7
Alcalinidade	-	-	215	34,7	274	70,9	261	58,1
pH	7	0,2	6,7	0,2	7,36	0,4	7,59	0,3
CT	1,2E+09	1,0E+09	3,0E+07	2,8E+07	1,0E+06	1,1E+06	8,9E+05	1,4E+06
E. coli	3,7E+08	4,40E+08	6,50E+06	4,40E+06	2,60E+04	2,10E+05	3,10E+05	5,50E+05

Para todos os parâmetros a unidade adotada é mg/l, com exceção de CT e *E. coli* - NMP/100mL, turbidez (uT) e pH (adimensional).

Como pode ser observado na tabela 5.3 os esgotos da cidade de Belo Horizonte são tipicamente diluídos, apresentando baixos valores de concentração para a maioria dos parâmetros, principalmente matéria orgânica, sólidos e fósforo. Segundo von Sperling (2005), a concentração média típica nos esgotos sanitários é de 300, 350 e 7 mg/L para DBO₅, SST e P-total, respectivamente.

Apesar dos valores baixos de concentração de matéria orgânica nos esgotos de Belo Horizonte, esses são caracterizados, segundo von Sperling (2005), por uma fração biodegradável elevada de acordo com a relação DQO/DBO₅ (390 mg/L/175 mg/L), que é igual a 2,2. Portanto, é indicado o uso de tratamento biológico para esse efluente.

As WHFSS são tipicamente citadas na literatura como excelentes na remoção de matéria orgânica e sólidos suspensos. Isso é verificado na tabela 5.3 pelas reduzidas concentrações efluentes de DQO, DBO₅, SST, SSF e SSV nas duas wetlands.

As eficiências médias para cada unidade de tratamento, UASB, WP e WNP, são apresentadas na tabela 5.4, considerando a diferença de entrada e saída, de concentração e de carga dos parâmetros analisados. As eficiências em função da carga consideram as vazões afluente e efluente para cada wetland, já apresentadas no item anterior (5.1.2 Evapotranspiração).

Tabela 5.4: Eficiências médias de remoção de cada unidade do sistema em função da concentração e da carga.

Eficiências médias de remoção (%) em:		Concentração		Carga	
Parâmetros	UASB	WP	WNP	WP	WNP
DQO	64	69	47	78	72
DBO ₅	75	66	63	77	73
SST	82	83	86	87	90
NTK	6	13	6	37	28
N Amoniacal	-4	15	7	41	31
PT	-50	33	33	53	49
P fosfato	0	50	50	64	62
<i>E. coli</i>	98	97	91	99,7	96,3

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

- Eficiência expressa em carga: (carga afluente – carga efluente)/carga afluente

Observando a tabela de eficiências se ressalta o ótimo desempenho do reator UASB, principalmente na remoção de matéria orgânica (DQO e DBO₅) e sólidos suspensos, com concentrações médias efluentes de 142, 43 e 37 mg/L, respectivamente. Esses valores médios já estão dentro do padrão de lançamento do estado de Minas Gerais; entretanto, uma análise mais detalhada será apresentada em um item específico para cada parâmetro.

Como esperado, a remoção de nutrientes (N e P) e de coliformes (*E. coli*) no reator UASB foi insuficiente para garantir a qualidade da maioria dos corpos d'água receptores, mesmo que não haja, atualmente, na legislação brasileira padrões de lançamento para estes constituintes. Este ponto comprova a necessidade de pós-tratamento do efluente. Uma pequena amonificação é observada, e nesse período monitorado, os valores médios indicam uma eficiência negativa do elemento fósforo.

Em termos de eficiência em função da concentração, ambas as wetlands apresentaram um excelente desempenho para a remoção de matéria orgânica e sólidos suspensos, ressaltando que a parte mais facilmente biodegradável já havia sido removida no pré-tratamento com o reator UASB. Para os nutrientes N e P, as eficiências de remoção não são tão expressivas, sendo que para o nitrogênio apenas a wetland plantada apresentou remoção efetiva (NTK = 13% e amônia = 15%). Apesar da pequena concentração afluente de fósforo há uma remoção desse elemento, principalmente do fosfato, de maneira igual para ambas as unidades.

Através do teste não paramétrico entre variáveis dependentes *Wilcoxon matched-pairs test*, a 5% de significância, foi constatado que os seguintes dados, em termos de eficiência de remoção e concentração final efluente, apresentaram diferença significativa entre a unidade plantada e o controle sem plantas, com melhor desempenho para a wetland vegetada: DQO, NTK, N-amoniaco, nitrato, fosfato e *E. coli*. Não houve diferença significativa entre as duas unidades no que diz respeito à concentração final de DBO₅, N-orgânico, P-total, turbidez e coliformes totais. Em relação aos SST, a wetland controle sem planta obteve melhor desempenho.

Quando comparadas as eficiências de remoção dos diversos parâmetros analisados nas duas wetlands, em termos de concentração e carga, fica evidente a importância de se considerar a perda de água nos sistemas. Quando se leva em conta a perda de líquido, os valores de eficiência aumentam consideravelmente, principalmente para aqueles parâmetros em que a remoção não parecia tão expressiva, como os nutrientes (NTK, N-amoniaco, P-total e P-fosfato) e as bactérias (*E. coli*).

Essa análise de remoção dos parâmetros baseada na diferença da carga afluente e efluente ressalta ainda mais o melhor desempenho geral para a WP, já que esse sistema apresenta uma perda de água consideravelmente maior. Pode-se destacar o elemento fósforo (P-total e P-fosfato), para o qual não se percebia diferença estatística na remoção entre a WP e a WNP quando analisada a eficiência baseada na concentração, e que a partir da análise da carga, torna clara a contribuição das plantas no melhor desempenho do sistema vegetado.

De fato, essa avaliação de desempenho dos sistemas em função da carga é a maneira mais adequada e que representa a realidade de funcionamento das wetlands construídas. Entretanto, esse tipo de consideração não é abordado nas legislações que estabelecem os padrões de lançamento de efluentes ou a eficiência do tratamento.

A tabela 5.5 mostra as eficiências de remoção globais para cada conjunto (UASB + WP e UASB + WNP) comparando a análise em função da concentração e da carga.

Tabela 5.5: Eficiências médias globais (UASB + wetlands) em função da concentração e da carga.

Eficiências médias de remoção (%) em:	Eficiência global (UASB + wetlands) em concentração		Eficiência global (UASB + wetlands) em carga	
	WP	WNP	WP	WNP
Parâmetros				
DQO	89	87	92	90
DBO ₅	92	91	94	93
SST	97	98	98	98
NTK	17	11	41	32
N Amoniacal	14	7	39	29
PT	0	0	29	23
P fosfato	50	50	64	62
<i>E. coli</i>	99,993	99,925	99,995	99,945

O estudo de Sezerino *et al.* (2003), que monitoraram durante 14 meses WHFSS plantadas com taboa como pós-tratamento de lagoas, conduziu a uma eficiência global de remoção para diversos parâmetros muito semelhante às apresentadas na tabela acima, onde foi utilizado reator UASB como pré-tratamento. Os valores médios obtidos por Sezerino e colaboradores para DQO, DBO, SST, N Amoniacal, P fosfato e *E. coli* foram de 90%, 83%, 94%, 38%, 55% e 5,5 Log, respectivamente.

Essa análise de eficiência global retrata o grande potencial de aplicação da combinação dos sistemas anaeróbios, especificamente os reatores UASB, juntamente com as wetlands construídas horizontais de fluxo subsuperficial como pós-tratamento. Esse conjunto apresenta remoções bastante satisfatórias, produzindo efluentes com baixíssima carga orgânica e de sólidos e com consideráveis remoções de nutrientes e patógenos, que aliada ao baixo custo operacional, resulta numa tecnologia muito promissora para sistemas descentralizados de tratamento de águas residuárias em zonas urbanas ou rurais.

Os itens subseqüentes centram-se no desempenho exclusivo das wetlands em função das suas concentrações efluentes médias (e não da carga) para os diversos parâmetros físico-químicos e microbiológicos analisados durante os 23 meses de monitoramento. Uma discussão sobre as peculiaridades na remoção de cada poluente e para cada wetland testada (WP e WNP) é realizada.

5.2.2. Matéria orgânica

A tabela 5.6 apresenta os dados relativos à estatística descritiva dos parâmetros correspondentes à matéria orgânica (DBO₅ e DQO) para o efluente de reator UASB e efluentes das wetlands plantada e não plantada.

Tabela 5.6: Estatística descritiva dos parâmetros relativos à matéria orgânica

	UASB		WP		WNP	
	DQO	DBO	DQO	DBO	DQO	DBO
Número de dados	70	30	70	30	69	30
Média	142	43	44	14	51	15
Mínimo	60	22	13	5	19	5
Máximo	307	95	89	30	138	39
Coef. Var	0,3	0,4	0,4	0,5	0,5	0,6
Médias						
Média	142	43	44	14	51	15
Mediana	140	39	44	12	44	13
Média geométrica	135	41	41	12	46	13
Varição						
Desvio padrão	44,3	16,2	15,4	7,1	25,2	9
Méd - 1 desvpad	97,3	26,8	28,2	6,9	25,7	5,8
Méd + 1 desvpad	185,9	59,3	59	21	76,1	23,8
Percentis						
10%	92	28	22	6	31	6
25%	109	32	33	9	36	9
50%	140	39	44	12	44	13
75%	164	51	54	19	54	17
90%	191	65	61	23	83	30

Exceto para Número de Dados (n°) a unidade é mg/L.

De acordo com a tabela de estatística descritiva nota-se a excelente qualidade do efluente das wetlands em termos de matéria orgânica, mesmo recebendo o efluente do reator UASB que já havia removido grande parte da fração mais facilmente biodegradável. Essa fração da matéria orgânica mais recalcitrante afluente às wetlands foi removida com desempenho percentual semelhante ao material mais facilmente biodegradável no reator UASB, variando de 64 a 69% de eficiência de remoção de DQO para o UASB e a WP, respectivamente. Para esse parâmetro a WNP apresentou pior desempenho, comprovado pelo teste estatístico, com eficiência de 47% de remoção. É provável que a maior diversidade de microrganismos existentes no leito da wetland plantada tenha interferido positivamente no melhor desempenho para tal sistema. Entretanto, essa mesma observação não pode ser realizada em relação à remoção de DBO₅ porque, segundo o teste estatístico, não houve diferença significativa nas concentrações finais e nas eficiências quando comparadas a WP e a WNP.

As figuras 5.10, 5.11, 5.12 e 5.13 mostram a representação gráfica de alguns dados da estatística descritiva (box-plot) e a evolução do tratamento (séries temporais e distribuição de freqüência) durante o período monitorado.

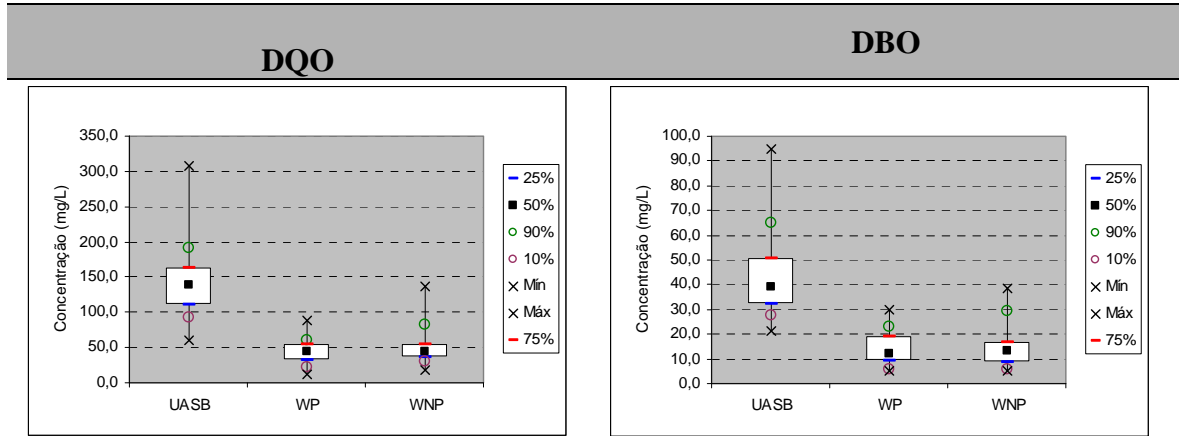


Figura 5.10: Box-plots das concentrações efluentes de DQO e DBO do reator UASB e das wetlands

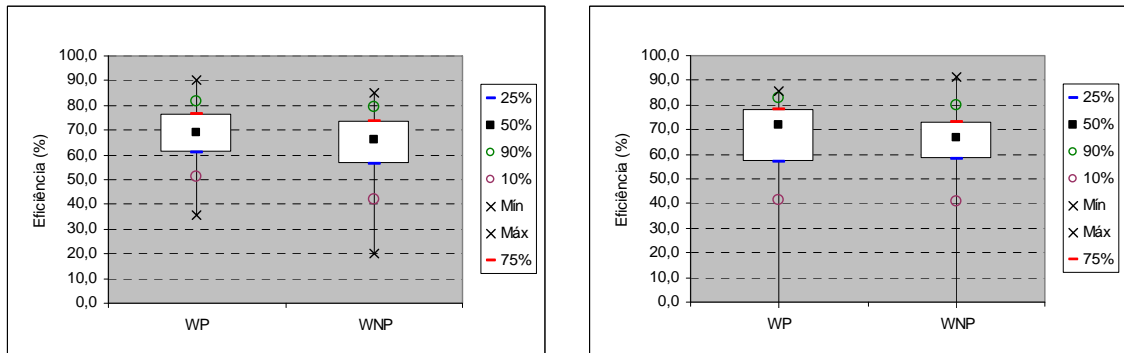


Figura 5.11:: Box-plots das eficiências de remoção de DQO e DBO das wetlands

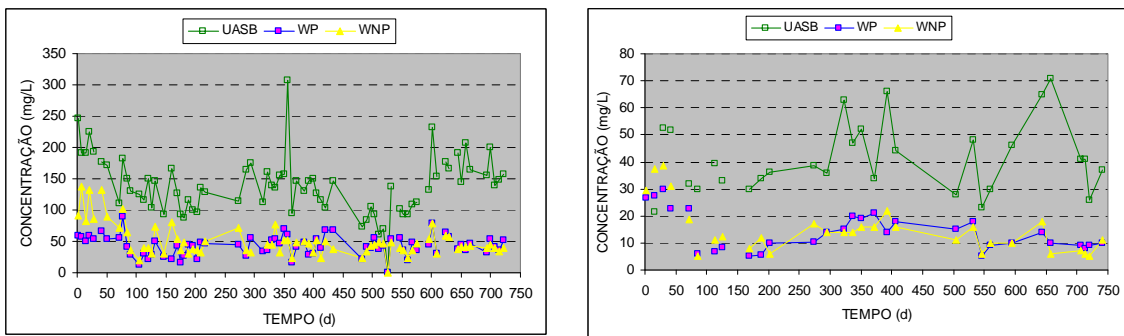


Figura 5.12: Séries temporais das concentrações efluentes de DQO e DBO para o reator UASB e das wetlands

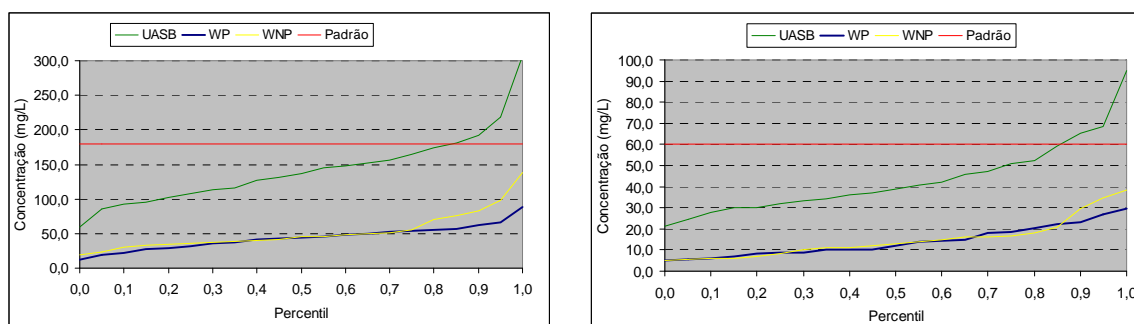


Figura 5.13: Distribuição de freqüência das concentrações efluentes de DQO e DBO para o reator UASB e as wetlands

Nos gráficos box-plot da figura 5.10, nota-se visivelmente a redução das concentrações de DQO e DBO₅ nas duas wetlands quando comparadas com os valores no efluente do reator UASB. Apesar de o UASB apresentar uma concentração média de matéria orgânica pequena, em virtude das características do esgoto bruto (diluído naturalmente), mas também da ótima eficiência do próprio reator, ele não mantém constante esse valor médio e apresenta grandes variações na qualidade do efluente. Provavelmente essas variações estão relacionadas com o comportamento típico afluente (esgoto bruto) e com a presença dos sólidos suspensos, na forma de biomassa (lodo), ou seja, DQO e DBO₅ particulada. O descarte periódico do lodo foi realizado durante todo o experimento a cada 30 dias aproximadamente, sendo que em alguns períodos o descarte pode ter demorado uma semana ou mais. O ideal seria fazer uma análise prévia de sedimentação do efluente do reator, em cone *Imhoff*, semanalmente para que o descarte fosse realizado no momento mais apropriado.

Ainda analisando esse gráfico de concentrações, é claro a melhor estabilidade dos resultados apresentado pelo sistema plantado para DQO e DBO₅. A maioria dos percentis da WP estão próximos do valor médio, enquanto que na WNP há uma maior variação de resultados, com valores máximos e percentis de 90% bem superiores ao percentil de 75%.

O box-plot com as eficiências de remoção também demonstra o bom desempenho das duas unidades de wetlands em termos de concentração final, mas com a mesma consideração acima em relação a maior amplitude dos resultados da WNP em relação à WP.

Essa observação da maior consistência dos resultados de concentração final da wetland plantada em relação à wetland controle não é tão evidente na análise da série temporal. Apenas no início de operação, aproximadamente durante os primeiros 150 dias, a diferença entre as unidades plantada e controle é mais evidente. Provavelmente essa diferença de comportamento inicial entre as duas unidades é em função do desenvolvimento mais rápido

do biofilme no sistema plantado e conseqüente degradação da matéria orgânica pelos microrganismos já adaptados ao meio.

Após esse período de desenvolvimento e adaptação dos microrganismos no meio filtrante, aparentemente as duas unidades apresentaram comportamento semelhante, mesmo quando ocorreram picos de carga afluyente provenientes do reator UASB, mantendo a baixa concentração efluente final peculiar às wetlands.

A figura 5.13 com a distribuição de freqüência das concentrações efluentes de DQO e DBO₅ mostra que as wetlands atenderam em 100% do tempo monitorado ao padrão de lançamento do estado de Minas Gerais (DN COPAM/CERH nº 01/2008), mesmo havendo considerável perda de água e concentração do material orgânico diluído. O reator UASB, apesar do bom desempenho, atendeu o padrão de lançamento para DQO (180 mg/L) e DBO₅ (60 mg/L) em pouco mais de 80% do tempo monitorado.

Os valores de remoção de DQO e DBO₅ obtidos nessa pesquisa foram bem próximos, quando analisados em função da diferença de cargas, em torno de 75%. Calijuri *et al.* (2009) obtiveram grande diferença entre esses dois parâmetros, com média de 60% para DQO e 80% para DBO₅.

Esses resultados obtidos para remoção de matéria orgânica com eficiências variando de 72 a 78% para as duas wetlands estão de acordo com outras pesquisas semelhantes, como a de Sousa *et al.* (2004) avaliando WHFSS como pós-tratamento de UASB, que encontrou variações de 70 a 86% de remoção de DQO em wetlands operando com 10 dias de TDH. Rios *et al.* (2008), operando WHFSS com o mesmo TDH dessa pesquisa (1,2 d), obtiveram remoções inferiores, com média de 64% para DQO e 68% para DBO₅. Mbuligwe (2004) na Tanzânia, utilizando o mesmo TDH em WHFSS como pós-tratamento de reator UASB obteve remoção de DQO de 79% para uma WP e 65% para uma WNP.

A literatura especializada traz resultados conflitantes sobre a contribuição das plantas na remoção de matéria orgânica. Sousa *et al.* (2004) e Fia (2009) não encontraram diferença estatística entre a presença e ausência das macrófitas, enquanto que Mbuligwe (2004), assim como esta pesquisa, obteve melhor desempenho para os sistemas plantados em relação ao controle sem plantas para o parâmetro DQO.

Os conflitos vão além da presença e ausência das macrófitas, já que nesta pesquisa em questão a DQO apresentou diferença estatística e a DBO₅ não, comparando as WP e WNP.

Como apresentado nessa análise de remoção de matéria orgânica, talvez a maior contribuição da presença das plantas esteja no início de operação do sistema, em que as raízes em interação com o resto da planta e o ambiente externo promovam melhores condições, ou pelo menos mais rápidas, para o desenvolvimento da biomassa de microrganismos decompositores de matéria orgânica. A contribuição da presença das raízes pode ser também pelo mecanismo físico que estas proporcionam ao material orgânico particulado, como pode ser observado no item seguinte (5.2.3), em que a remoção de SST na WP é maior que na WNP no início de operação.

Decaimento da concentração da DQO filtrada ao longo das unidades (WP e WNP)

A tabela 5.7 apresenta os valores médios de DQO filtrada observados nos sistemas plantado e não plantado ao longo dos leitos, e a figura 5.14 sua representação gráfica. Essa análise não considera as perdas de água por evaporação e transpiração.

Tabela 5.7: Valores médios observados do decaimento da concentração de matéria orgânica (DQO filtrada) ao longo das wetlands, sem considerar a evapotranspiração (n = 16 dados para cada ponto)

Distância relativa	WP					WNP				
	0	0,25	0,5	0,75	1,0	0	0,25	0,5	0,75	1,0
Média (mg/l)	88	65	50	38	37	88	59	51	40	36

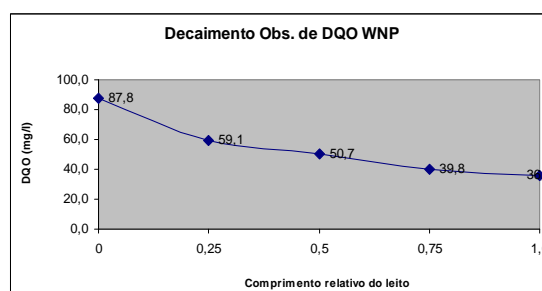
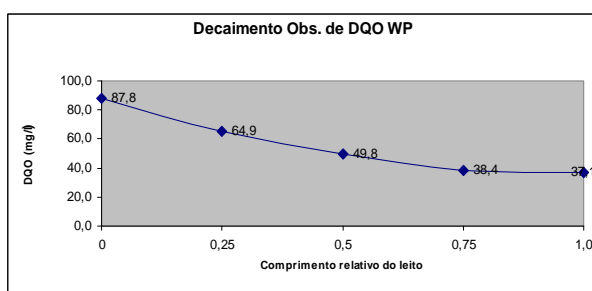


Figura 5.14: Decaimento da concentração média da matéria orgânica (DQO filtrada) ao longo do leito das wetlands plantada e não plantada, sem considerar a evapotranspiração.

Em decorrência dos efeitos provocados pela perda de água nas WC, principalmente na concentração de poluentes e aumento do TDH, foram feitas correções nesses valores,

conforme apresentado na tabela 5.8 e na figura 5.15. Os valores corrigidos correspondem aos valores que seriam encontrados caso não houvesse o aumento da concentração devido à perda de líquido, isto é, caso a ET fosse igual a 0%.

Tabela 5.8: Valores médios do decaimento da concentração de matéria orgânica (DQO filtrada) ao longo das wetlands, considerando a evapotranspiração (ET)

Distância relativa	WP					WNP				
	0	0,25	0,5	0,75	1,0	0	0,25	0,5	0,75	1,0
ET	0%	7,5%	15%	22,5%	30%	0%	5,8%	11,5%	17,3%	23%
Média corrigida (mg/l)	88	60	42	30	26	88	56	45	33	28

Obs: Concentração corrigida = Concentração original x (1 – fração de perda de líquido por ET)

Assumiu-se que a perda total de líquido era distribuída proporcionalmente à distância de percurso ao longo do leito (ET = ET total x distância relativa).

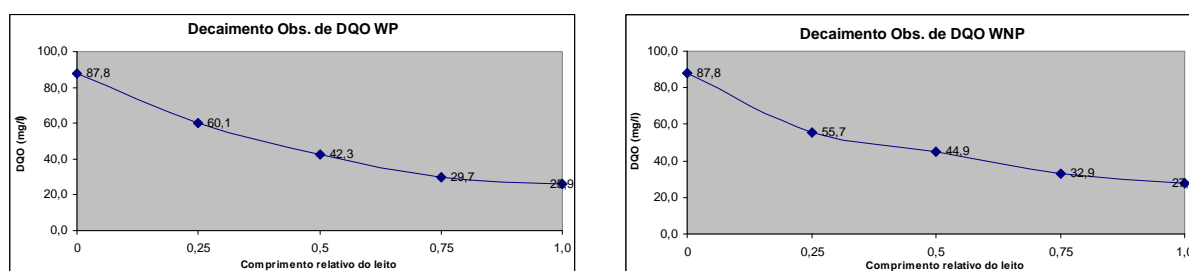


Figura 5.15: Decaimento da concentração média da matéria orgânica (DQO filtrada) ao longo do leito das wetlands plantada e não plantada, considerando as perdas por evapotranspiração.

Pode-se observar que as duas wetlands apresentaram comportamento semelhante quanto ao decaimento da DQO para as duas situações analisadas. Em todos os casos a concentração de DQO filtrada decresceu continuamente conforme avançava na direção do fluxo dentro da WC. O perfil de remoção observado foi exponencial decrescente. Esse rápido decaimento inicial já foi reportado, em maior magnitude, em outros estudos similares (SANDOVAL-COBO e PEÑA, 2007; BRASIL, 2005). Mas no estudo de Sandoval-Cobo e Peña (2007), a análise foi do decaimento da DQO total, que é potencializado pela natureza porosa do meio filtrante usado nessas unidades para reter a DQO particulada. Para esse estudo citado a redução da DQO foi de aproximadamente 75% no primeiro terço do leito. No estudo de Brasil (2005), foi analisado o decaimento da DQO filtrada, encontrando aproximadamente 60% de redução no primeiro terço do TDH. Para o presente estudo, utilizando a DQO filtrada, a redução média das duas wetlands foi de 35% para a situação sem considerar a ET e de 43% considerando a

perda de água. Uma explicação para a baixa redução inicial, se comparada aos outros estudos, pode ser a excelente eficiência apresentada pelo reator UASB, utilizado como pré-tratamento às wetlands, na remoção do material orgânico mais biodegradável, apresentando valor médio do afluente as WC bem inferior ao dos outros sistemas citados.

A WNP conseguiu obter um primeiro valor da concentração de DQO filtrada observado no leito (distância relativa de 0,25) menor que na WP para as duas situações (com e sem a ET). Como mencionado na análise de sólidos (ver item 5.3.1), o sistema plantado possui maior desenvolvimento de biomassa no início do leito, o que poderia estar consumindo maior quantidade de DQO, entretanto, essa biomassa também está constantemente se renovando, ou seja, morrendo e liberando DQO. Este pode ser um motivo para que a WNP possua menores concentrações de DQO filtrada do que a WP no primeiro ponto amostrado. Também o fato de estar ocorrendo fluxo superficial no início do leito plantado, em maior magnitude do que na WNP, pode contribuir para o menor contato do líquido com o meio poroso onde há microrganismos consumidores de matéria orgânica e afetar a eficiência de remoção da DQO.

Sem considerar a ET, os valores médios seguintes do decaimento ao longo do leito (distâncias relativas de 0,5; 0,75 e 1,0) são muito próximos para as duas WC, não variando mais que 1 mg/l entre a WP e a WNP para cada ponto. O perfil se repete na análise realizada considerando a ET, entretanto, a WP, como era de se esperar, apresenta menores concentrações que a WNP em função da correção feita devido à maior perda de água por transpiração.

A maior consideração a ser feita na análise desses dados é que os dois sistemas apresentaram pouca redução da DQO nos 25% finais do leito, mesmo considerando a ET, com valor máximo de 5 mg/l para a WNP entre a distância relativa de 0,75 e 1,0. Esse fato também foi observado por Sandoval-Cobo e Peña (2007), pesquisando WHFSS na Colômbia. Essa evidência induz a possibilidade de reduzir as dimensões do sistema em estudo, sem perder a boa eficiência de remoção de MO, típica das WHFSS. Essa característica parece estar relacionada às vantagens ambientais próprias dos trópicos, como a estabilidade térmica e uma incidência solar relativamente constante ao longo do ano (SANDOVAL-COBO e PEÑA, 2007).

No caso dessa pesquisa, a área requerida para a WHFSS passaria dos atuais 1,4 m²/hab. para 1,0 m²/hab. Isso implica em reduções de custo e maior aplicabilidade da tecnologia. Contudo, a eficiência de remoção de outros constituintes do efluente provavelmente seria afetada, já

que diversos deles são dependentes do TDH dentro do sistema. Ainda assim, é uma opção válida, uma vez que a legislação atual do estado de Minas Gerais (DN COPAM/CERH n 01/2008) reporta principalmente a padrões de lançamento de sólidos e de matéria orgânica.

5.2.3. Sólidos

A tabela 5.9 apresenta os dados relativos à estatística descritiva dos parâmetros correspondentes aos sólidos suspensos (totais, voláteis e fixos) para o efluente do reator UASB e efluentes das wetlands plantada (WP) e não plantada (WNP).

Tabela 5.9: Estatística descritiva dos parâmetros relativos aos sólidos suspensos

	UASB			WP			WNP		
	SST	SSV	SSF	SST	SSV	SSF	SST	SSV	SSF
Número de dados	69	62	61	70	62	59	70	62	56
Média	37	26	11	7	3	4	5	3	2
Mínimo	14,3	2,3	-1,8	1,1	0	-0,6	0,3	0,2	-0,8
Máximo	127,3	86	50	38	18	19	21,9	8,6	15,5
Coef. Var	0,5	0,5	0,8	0,8	0,7	0,9	0,9	0,6	1,5
Médias									
Média	37	26	11	7	3	4	5	3	2
Mediana	33	24	9	6	3	4	3	2	1
Média geométrica	34	23		5			3	2	
Varição									
Desvio padrão	19,1	13,1	8,3	5,5	2,4	3,8	4,6	1,5	3,2
Méd - 1 desvpad	18,1	13,1	2,4	1,4	0,9	0,3	0,3	1	-1
Méd + 1 desvpad	56,2	39,2	19	12,4	5,7	7,9	9,4	4	5,4
Percentis									
10%	21	12	3	2	1	0	1	1	0
25%	25	18	6	3	2	1	2	2	1
50%	32	23	9	6	3	4	4	2	1
75%	43	33	13	9	4	6	6	3	2
90%	57	40	18	12	5	8	12	4	6

Exceto para Número de Dados (n°) e Percentis (%), a unidade é mg/L

Da mesma forma que para os parâmetros relativos à remoção de matéria orgânica, as concentrações de sólidos suspensos (SST, SSV e SSF) presentes no efluente do reator UASB e das wetlands foram bastante reduzidas. As figuras 5.16, a 5.19 mostram os gráficos box-plot de alguns dados estatísticos, suas eficiências e a evolução dos dados de SST e SSV durante o período monitorado para o efluente do reator UASB e das duas wetlands.

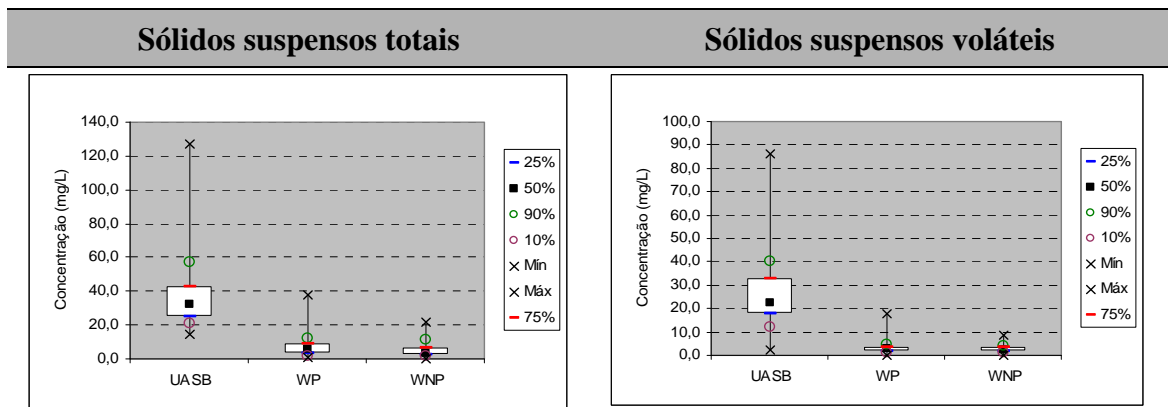


Figura 5.16: Box-plots das concentrações efluentes de SST e SSV do reator UASB e das wetlands

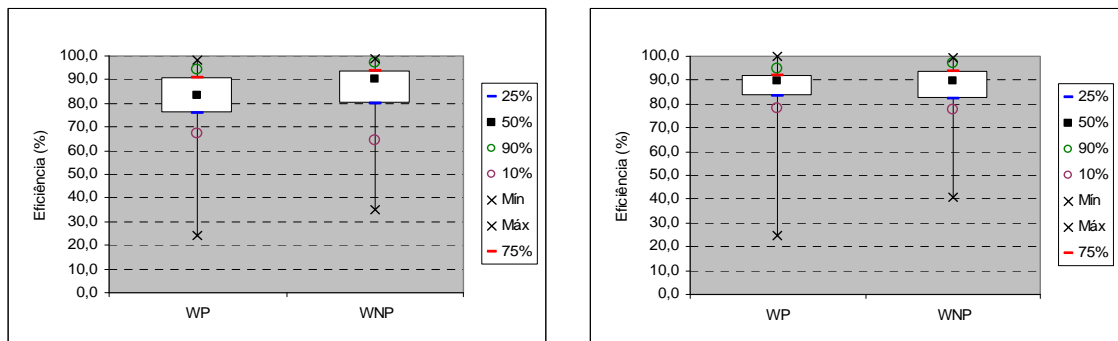


Figura 5.17: Box-plots das eficiências de remoção de SST e SSV das wetlands

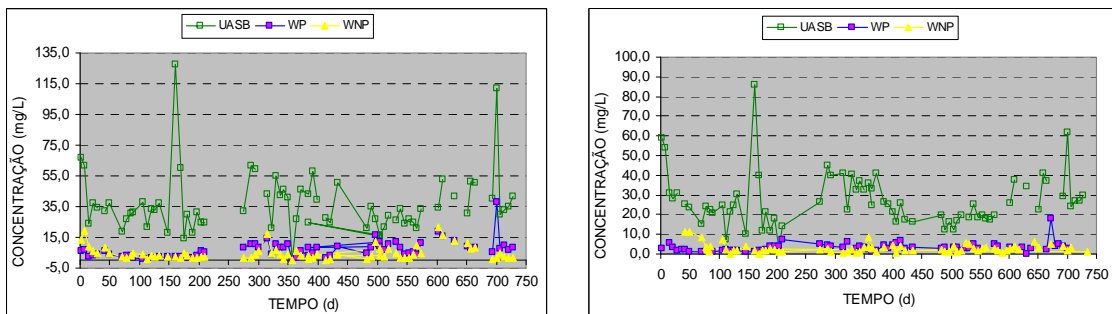


Figura 5.18: Séries temporais das concentrações efluentes de SST e SSV para o reator UASB e das wetlands

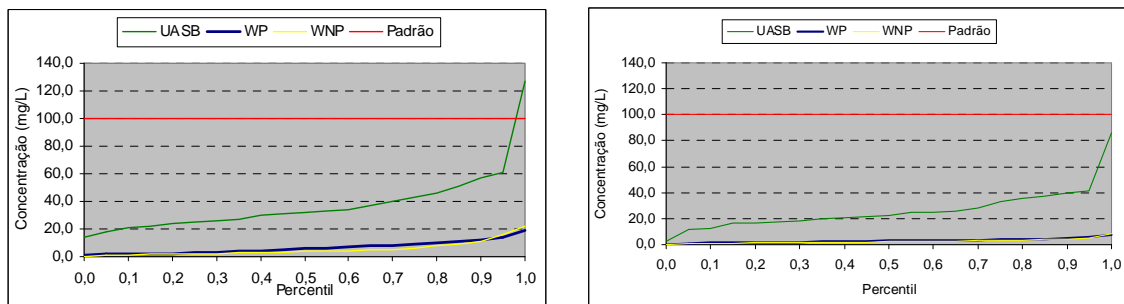


Figura 5.19: Distribuição de freqüência das concentrações efluentes de SST e SSV para o reator UASB e as wetlands

Observa-se pela figura 5.16 o baixo aporte de sólidos suspensos às wetlands decorrente do bom desempenho do reator UASB utilizado como pré-tratamento. Mesmo havendo alguns picos de concentração de SS no efluente do reator anaeróbio, cerca de 90% dos dados encontram-se abaixo da concentração de 60 mg/L. Isso favorece o desempenho das wetlands,

não só na remoção dos sólidos, mas também da maioria dos outros parâmetros, por exemplo o nitrogênio. O aporte excessivo de sólidos no sistema de WHFSS pode contribuir consideravelmente para o problema de colmatação do meio filtrante e afetar o desempenho geral. Apesar dessa ressalva, outros fatores acabaram contribuindo para a colmatação no início do leito (ver item 5.3.1).

As duas wetlands apresentaram excelentes resultados para remoção da série de sólidos analisados. A wetland plantada obteve eficiência média de remoção para SST de 87% e a wetland controle de 90%. Essa significativa retenção de sólidos nos sistemas de wetlands ocorre principalmente através do processo de coagem das partículas no meio poroso de escória que atua como um verdadeiro meio filtrante.

Esses dados obtidos são bastante semelhantes aos reportados por Fia (2009), que obteve remoção de 84 e 90% de SST em uma wetland plantada com taboa e uma wetland não plantada, respectivamente, tratando efluente pré-tratado de água residuária da suinocultura com alta concentração de sólidos.

Tais resultados evidenciam a grande capacidade de remoção de sólidos suspensos do efluente em ambas as unidades de wetlands. Os parâmetros SSV e SSF mantiveram a mesma tendência dos SST.

Analisando a série histórica de concentrações efluentes dos sistemas observa-se que, apesar da variação constante do reator UASB, este não apresenta picos de concentração afluente às wetlands muito altos. As wetlands, por sua vez, mantêm uma concentração pouco variável, principalmente a WNP. Apesar do sistema controle sem plantas apresentar inicialmente (aproximadamente 80 dias) maiores concentrações, ela reduz consideravelmente suas concentrações efluentes, apresentando inclusive, eficiências melhores que a wetland plantada para o restante do período monitorado. Esse comportamento faz com que a WNP apresente um valor de concentração efluente médio de SST (5 mg/L) inferior ao da WP (7 mg/L) e, conseqüentemente, uma eficiência de remoção superior, a qual foi comprovada no teste estatístico.

O melhor desempenho da WP no início de operação dos sistemas pode ser atribuído ao rápido desenvolvimento da biomassa e presença das raízes nos interstícios do meio filtrante, diminuindo a porosidade do meio e retendo um maior número de partículas. Em contrapartida a presença das plantas pode interferir no desempenho do sistema plantado ao longo da

operação, piorando a eficiência de remoção dos SST, devido aos restos vegetais sob o leito e no seu interior (sistema radicular em decomposição) nos períodos pós-poda. Este comentário está de acordo com a USEPA (2000), que afirma que os sólidos no efluente das wetlands não são os mesmos que estavam no afluente, mas, certamente, são materiais convertidos ou produzidos dentro do próprio sistema.

O ótimo desempenho do reator UASB é comprovado na análise de frequência acumulada, onde esse sistema apresentou mais de 95% dos seus dados abaixo do padrão de lançamento para o estado de Minas Gerais (DN COPAM/CERH nº 01/2008), que é de 100 mg/L. As duas wetlands apresentaram comportamento semelhante entre si, com 100% dos dados abaixo de 20 mg/L, atendendo com folga o padrão de lançamento.

A tabela 5.10 mostra os dados relativos à estatística descritiva da turbidez para o efluente do reator UASB e efluentes das wetlands plantada e não plantada.

Tabela 5.10: Estatística descritiva dos parâmetros relativos à turbidez

	UASB	WP	WNP
Número de dados	45	45	45
Média	74	9	8
Mínimo	17,3	1,3	1,5
Máximo	134	35,6	54,6
Coef. Var	0,3	0,9	1,3
Médias			
Média	74	9	8
Mediana	76	7	5
Média geométrica	69	6	5
Varição			
Desvio padrão	25,3	8	10,7
Méd - 1 desvpad	48,7	0,9	-2,4
Méd + 1 desvpad	99,4	16,9	18,9
Percentis			
10%	42	2	3
25%	54	4	3
50%	76	7	5
75%	91	11	7
90%	105	17	19

Exceto para Número de Dados (nº) e Percentis (%), a unidade é uT.

A turbidez, caracterizada pela presença de partículas suspensas na massa líquida, foi drasticamente diminuída nos dois sistemas de wetlands, apresentando concentrações reduzidas e um efluente bastante clarificado, com concentrações médias correspondentes a 9 e 8 uT, para a WP e WNP, respectivamente.

As figuras 5.20 e 5.21 mostram os gráficos box-plot da análise de alguns dados da estatística descritiva acima, as eficiências de remoção e o comportamento dos sistemas durante sua operação relacionados à remoção da turbidez.

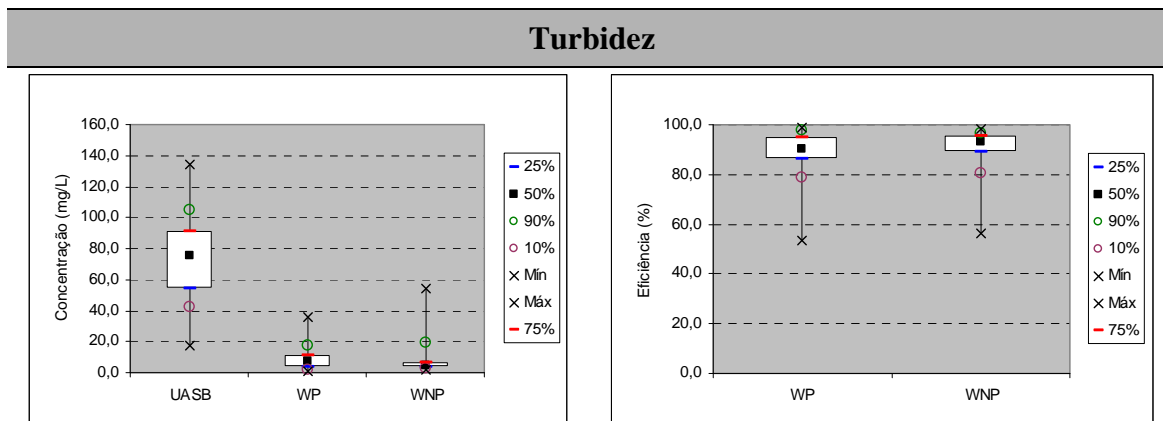


Figura 5.20: Box-plots das concentrações efluentes e das eficiências de remoção da turbidez para o reator UASB e as wetlands

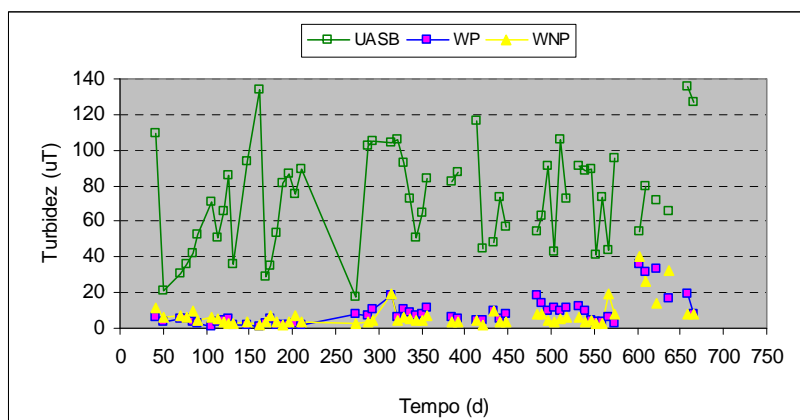


Figura 5.21: Série temporal das concentrações efluentes de turbidez para o reator UASB e das wetlands

A redução da turbidez nas duas wetlands foi bastante significativa, semelhante à remoção dos SST. Observa-se no box-plot que a WNP, assim como com os SST, apresentou maior quantidade dos dados próximos da média, apesar de um valor máximo maior que na WP. O fato dos dados da WNP estarem mais agrupados indica maior estabilidade do sistema, como pode ser comprovado na série histórica das concentrações efluentes. Nessa figura, as duas wetlands apresentam comportamento semelhante nos primeiros 250 dias, a partir desse período a WP aumenta ligeiramente sua concentração, sem comprometer a qualidade do efluente. Essa observação pode ser em função do aumento contínuo do escoamento superficial no início do leito, em maior magnitude na WP, e dos períodos pós-poda.

A baixa turbidez apresentada pelos efluentes das duas unidades de wetlands pode representar um indicativo da remoção de organismos patogênicos de dimensões maiores, como protozoários e helmintos. Tais organismos, como as demais partículas em suspensão removidas, potencialmente poderiam ser retidos no substrato.

5.2.4. Alcalinidade e pH

A tabela 5.11 mostra os dados da estatística descritiva dos parâmetros relativos à alcalinidade e pH para o efluente do reator UASB e das wetlands plantada (WP) e não plantada (WNP).

Tabela 5.11: Estatística descritiva dos parâmetros relativos à alcalinidade e pH

	UASB		WP		WNP	
	pH	Alcalinidade	pH	Alcalinidade	pH	Alcalinidade
Número de dados	12	42	12	42	12	42
Média	6,9	215	8,2	274	8,3	261
Mínimo	6,5	136	7,5	83	7,9	94
Máximo	7,1	286	8,8	459	8,8	354
Coef. Var	0	0,2	0,1	0,3	0	0,2
Médias						
Média	6,9	215	8,2	274	8,3	261
Mediana	6,8	214	8,2	263	8,2	260
Média geométrica	6,8	213	8,2	263	8,3	253
Varição						
Desvio padrão	0,2	34,7	0,4	70,9	0,3	58,1
Méd - 1 desvpad	6,7	180,7	7,8	202,7	8	203,1
Méd + 1 desvpad	7	250,1	8,6	344,5	8,5	319,3
Percentis						
10%	6,7	161	7,6	204	8,1	199
25%	6,8	195	8,1	227	8,1	231
50%	6,8	214	8,2	263	8,2	260
75%	7	244	8,5	332	8,4	307
90%	7	255	8,7	339	8,6	325

Para Alcalinidade (mg CaCO₃/L), percentis (%) e número de dados (n^o).

O efluente final para as duas wetlands apresentou valores médios de alcalinidade (WP = 274 mg/L; WNP = 261 mg/L) e pH (WP = 8,2; WNP = 8,3) superiores aos obtidos para o efluente do reator UASB (alcalinidade = 215 mg/L; pH = 6,9). Não houve diferença estatística significativa entre as duas unidades.

A figura 5.22 mostra a representação gráfica em box-plot de parte da estatística descritiva das duas unidades de wetlands e do reator UASB.

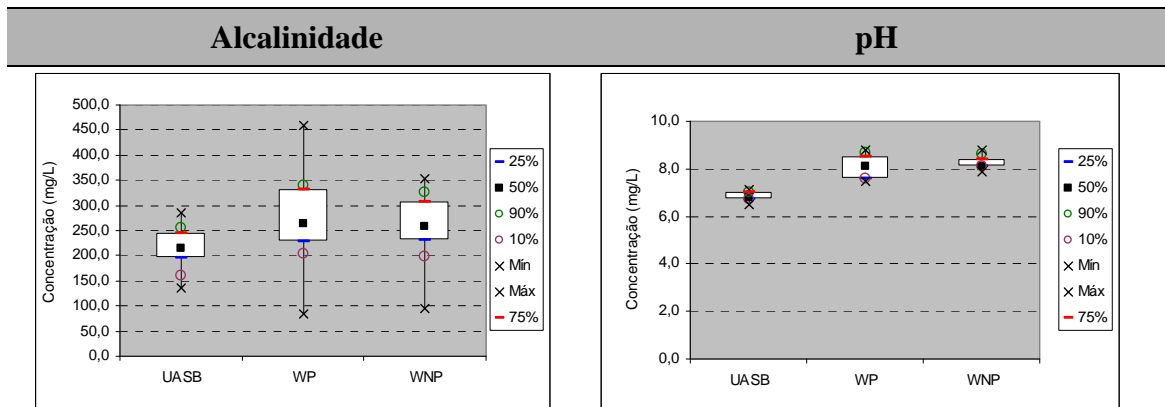


Figura 5.22: Box-plots das concentrações efluentes de alcalinidade e pH do reator UASB e das wetlands

A elevação do pH nas duas wetlands é um reflexo do aumento da alcalinidade nessas unidades. Tal fato ocorre devido ao fornecimento de determinados componentes químicos como o CaO e MgO pelo meio filtrante de escória de alto forno.

A composição das escórias de alto forno pode variar de acordo com a matéria prima utilizada e influenciar em maior ou menor magnitude o pH de águas que mantenha contato com a mesma. Avelar *et al.* (2009b), utilizando escória de aciaria como meio suporte em WHFSS e focando a remoção de fósforo, obtiveram um efluente final com valores de pH próximos de 12, inviabilizando, nesse caso, o lançamento direto em corpo d'água receptor sem a correção do pH.

O fato da wetland plantada ter apresentado maior alcalinidade no efluente pode ser justificado pela possível maior desnitrificação nesse sistema (ver item 5.2.5.1). Segundo Kadlec e Wallace (2008), há um aumento no meio líquido em uma proporção de 3,0g de alcalinidade como CaCO₃ por grama de nitrato reduzido.

5.2.5. Nutrientes

5.2.5.1. Nitrogênio

A tabela 5.12 mostra os dados da estatística descritiva dos parâmetros referentes às espécies de nitrogênio (Nitrogênio Total, N-amoniacal e Nitrato) para o efluente do reator UASB e efluentes das wetlands plantada (WP) e não plantada (WNP).

Tabela 5.12: Estatística descritiva dos parâmetros relativos ao nitrogênio

	UASB			WP			WNP		
	NTK	N-amoniacoal	Nitrato	NTK	N-amoniacoal	Nitrato	NTK	N-amoniacoal	Nitrato
Número de dados	59	48	52	58	47	52	59	48	52
Média	33,9	28,5	0,1	29,7	24,1	0,3	31,9	26,1	0,3
Mínimo	14,6	11,8	0	7,3	6,7	0	9	6,7	0
Máximo	47	43,5	0,6	47,4	45,5	1,4	63,3	43,7	2,9
Coef. Var	0,2	0,3	1,3	0,3	0,4	1	0,3	0,4	1,8
Médias									
Média	33,9	28,5	0,1	29,7	24,1	0,3	31,9	26,1	0,3
Mediana	34,7	29,7	0	30,0	22,1	0,2	32,5	27,4	0,1
Média geométrica	32,9	26,9		28,3	22,3	0,2	30,3	24,3	
Varição									
Desvio padrão	7,8	8,9	0,1	8,6	9,2	0,3	9,8	9,1	0,5
Méd - 1 desvpad	26,1	19,6	0	21,1	14,9	0	22,1	17	-0,2
Méd + 1 desvpad	41,7	37,5	0,2	38,3	33,3	0,6	41,7	35,3	0,7
Percentis									
10%	22,2	14,4	0	20,1	13,5	0	19,5	14,1	0
25%	30,4	23,5	0	23	16,1	0,1	24,8	20,5	0,1
50%	34,7	29,7	0	30	22,1	0,2	32,5	27,4	0,1
75%	40	35,3	0,1	35,9	30	0,4	37,9	31,9	0,2
90%	42,9	39,8	0,2	40,7	37,8	0,6	42,9	37,9	0,6

Exceto para Número de Dados (n°) e Percentis (%), a unidade é mg/L.

Durante o período do experimento, de aproximadamente dois anos, foram notadas remoções médias de nutrientes equivalentes a 13% para NTK na unidade com plantas e 6% para a wetland sem plantas. Pode-se dizer que foram remoções muito baixas, porém, esse valor sobe para 37 e 28%, respectivamente, quando consideradas as perdas médias de água nos sistemas. Da mesma forma, para o nitrogênio amoniacoal, a wetland vegetada apresentou, em média, melhor eficiência, atingindo 15% de remoção, enquanto a unidade não plantada atingiu em média 7% de eficiência. Quando consideradas as perdas de água esses valores sobem para 41 e 31% de eficiência, respectivamente.

Os valores de eficiência de remoção de nitrogênio apresentados na literatura são bastante amplos, e variam de acordo com o tempo de operação dos sistemas e do TDH utilizado em cada wetland. Sousa *et al.* (2004), avaliando WHFSS após UASB, operando com TDH de 10 dias, obtiveram eficiência média de 66% de remoção de NTK para o primeiro ano de operação da WP. Esses mesmos autores observaram que o sistema plantado diminuiu sua

eficiência a partir do segundo ano de operação, em função do crescimento e senescência das plantas, e que a wetland controle manteve seu desempenho constante, apesar de menor. Rios *et al.* (2008), avaliando WHFSS com o mesmo TDH que este trabalho (1,2 d), obtiveram eficiência média em função da carga de 22% de remoção de amônia, enquanto que Mbuligwe (2004) obteve 74 e 63% para uma WP e uma WNP, respectivamente, operando como pós-tratamento de UASB e TDH também de 1,2 dias.

Mesmo considerando a perda de água nos sistemas por ET e melhorando o desempenho de remoção de nitrogênio amoniacal, a concentração média efluente das duas unidades de wetlands ainda foi alta, com valores de 24,1 e 26,1 mg/L para a WP e WNP, respectivamente, não se enquadrando no padrão de lançamento (R. CONAMA n° 357/05), atualmente extinto, para a amônia, que era de 20 mg/L.

As figuras 5.23, 5.24 e 5.25 mostram a representação gráfica de alguns dados estatísticos e a evolução do tratamento para as unidades de wetlands a partir do efluente fornecido pelo reator UASB para NTK e N-amoniacal.

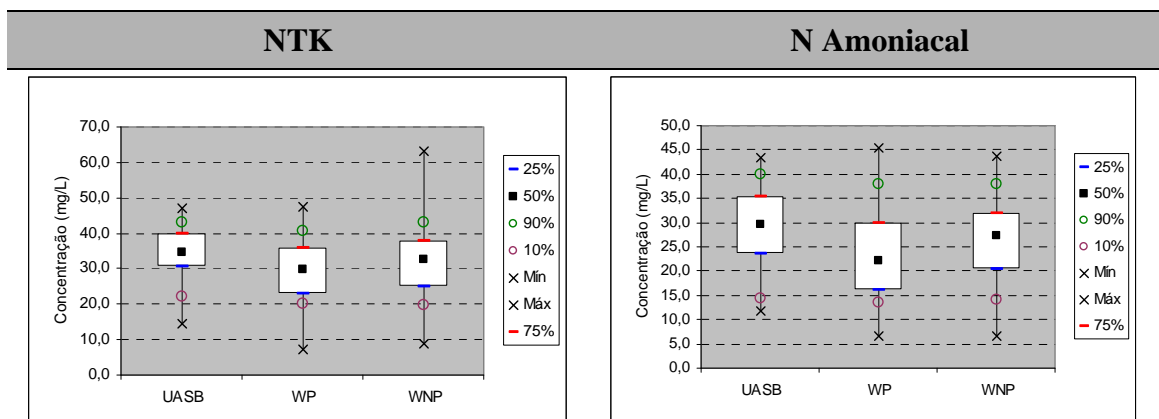


Figura 5.23: Box-plots das concentrações efluente de NTK e N amoniacal das wetlands

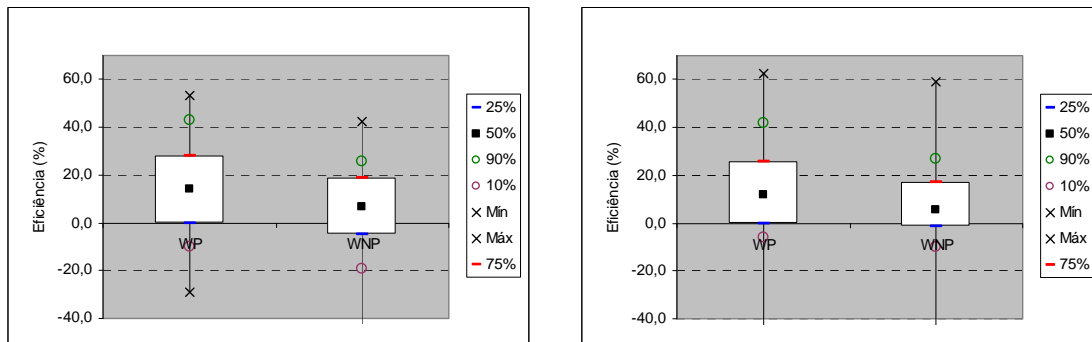


Figura 5.24: Box-plots das eficiências de remoção de NTK e N amoniacal do reator UASB e das wetlands

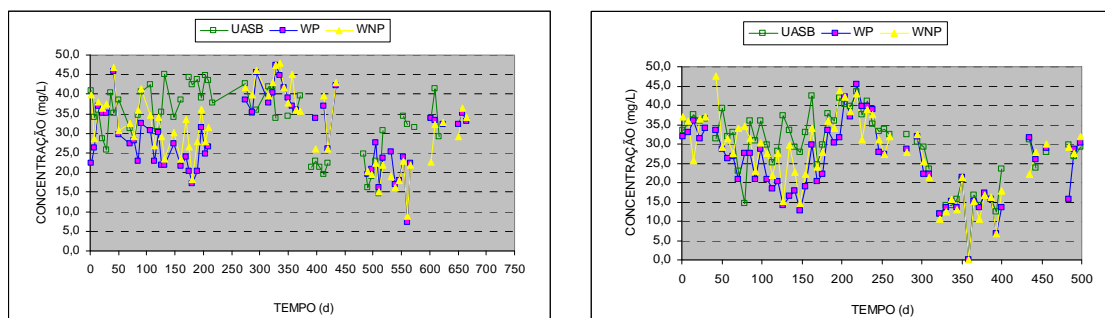


Figura 5.25: Séries temporais das concentrações efluentes de NTK e N amoniacal para o reator UASB e das wetlands

Avaliando somente as concentrações efluentes das duas unidades de wetlands observa-se remoção bastante reduzida, sendo que a unidade vegetada apresentou, estatisticamente, melhores resultados que o sistema controle. Isso aconteceu provavelmente devido ao ciclo de vida das plantas e à demanda desses nutrientes pela assimilação e crescimento das mesmas logo após o plantio inicial e nos períodos seguintes à poda. Entretanto, esse potencial de remoção oferecido pela presença das plantas parece ser mais expressivo no início de desenvolvimento da vegetação, quando as taboas ainda estão se alastrando pelo leito. De acordo com a série temporal, a melhor eficiência de remoção de NTK e amônia da WP em relação à WNP parece acontecer até a segunda poda (aproximadamente dia 300 para NTK e 250 para N-amoniacal).

A tabela 5.13 mostra as eficiências médias de remoção de NTK, em função da carga, considerando as perdas de água correspondentes a cada ciclo de crescimento da taboa, para os efluentes das wetlands plantada e não plantada.

Tabela 5.13: Eficiências médias em carga da remoção de NTK em função do ciclo de crescimento da taboa para as WP e WNP

1º Ciclo (148 dias)	2º Ciclo (118 dias)	3º Ciclo (273 dias)	4º Ciclo (90 dias)
- WP: 36%	- WP: 55%	- WP: 32%	- WP: 36%
- WNP: 19%	- WNP: 46%	- WNP: 21%	- WNP: 40%

O primeiro ciclo de crescimento da taboa (dias 1 a 147) foi quando a wetland plantada melhor se destacou em relação ao sistema controle sem plantas, com diferença de 17% de remoção. Nesse período, além do crescimento da biomassa de cada planta, ainda havia muito espaço no leito sem vegetação da unidade plantada, permitindo o contínuo alastramento da taboa, via rizoma, proporcionando uma intensa remoção do nitrogênio do meio. Essa remoção pela assimilação das plantas, apesar de existir, é mencionada pela literatura com um percentual

muito baixo. Calijuri *et al.* (2009) atribuem a remoção de NTK pela assimilação das plantas na parte foliar, variando de 2,65 a 4,79%. Para Brasil (2005), a remoção da biomassa aérea da taboa, através da poda, contribuiu com apenas 1,69% da remoção do nitrogênio total.

Para o período referente ao segundo ciclo de crescimento da taboa (dias 147 a 265), os dois sistemas de wetlands apresentaram o melhor desempenho se comparado aos outros ciclos. A boa eficiência da wetland plantada poderia ser atribuída à presença das macrófitas que ainda estavam se alastrando pelo sistema e conseqüentemente assimilando uma quantidade considerável do N, apesar de parte do material podado no primeiro ciclo ter permanecido sob o leito, o que poderia ter influenciado na diminuição do desempenho da WP em relação à WNP, com apenas 9% de diferença de remoção. Entretanto, pelo fato dos dois sistemas, plantado e controle, terem obtido boas eficiências de remoção de NTK, acredita-se que as bactérias no meio filtrante das duas wetlands tenham se aclimatado e se desenvolvido satisfatoriamente a ponto de consumir grande quantidade do nitrogênio disponível.

Essa afirmativa de que as bactérias atingiram o “auge” do seu crescimento no meio filtrante, entre o final do primeiro ciclo e no início do segundo ciclo, é sustentada pela melhor fase de remoção de DQO, DBO₅, NTK, N-amoniacal, fósforo e fosfato para a WP e WNP, entre os dias 100 e 200. Durante os dias seguintes, 200 e 250 aproximadamente, o nitrogênio orgânico efluente das duas wetlands foi consideravelmente maior que o afluente, obtendo eficiência negativa para esse parâmetro nesse período (figura 5.26), retratando uma possível morte natural dessas bactérias após o pico de crescimento. Além disso, o período referente ao final do primeiro e início do segundo ciclo (dias 100 a 200) apresenta a maior concentração média de nitrato no efluente das duas unidades de wetlands (figura 5.27). A evidência da existência de bactérias nitrificantes no leito das duas wetlands pode ser constatada na tabela 5.14, que apresenta os valores da contagem de *Nitrossomonas* e *Nitrobacter* encontradas nos dois leitos.

O terceiro ciclo de crescimento da taboa (dias 266 a 538) foi caracterizado por um manejo diferenciado na cultura. Normalmente as plantas são podadas antes da senescência quando atingem a maturação, evidenciada pela floração das mesmas, o que corresponde, dependendo da época do ano, a um período de três a quatro meses. Nesse ciclo as taboas atingiram a maturação aos quatro meses aproximadamente, mas apenas as flores e metade da parte aérea das plantas (talos e folhas) foram podadas, resultando na morte das mesmas e dificultando o surgimento de novos brotos no leito. O sistema se manteve nessas condições operacionais por

mais quatro meses aproximadamente, até que fosse realizada uma poda por completo da vegetação.

Nesse segundo período do terceiro ciclo de crescimento da taboa, correspondente a senescência das plantas em função do manejo proposital, que equivale nos gráficos de série temporal aos dias 400 até 538, observa-se que a WP produziu um efluente com maior concentração de N-orgânico, NTK e N-amônia se comparado ao afluente (UASB) e também a WNP.

O quarto ciclo de crescimento da taboa (dias 539 a 628) foi caracterizado pela pior fase de remoção de nitrogênio do sistema plantado em relação ao sistema controle sem plantas, com uma diferença negativa de 4%. Muito provavelmente o manejo do período anterior (3º) foi fundamental nessa piora de rendimento. Apesar da WNP ter obtido uma eficiência de remoção maior que a WP, o sistema vegetado não apresentou sua pior eficiência média se comparado com os outros ciclos.

Analisando somente os ciclos da WNP, observa-se que esta unidade apresentou boas remoções de NTK, sem a necessidade de um manejo apropriado como exige o sistema com plantas, senão pela remoção mensal de ervas daninhas invasoras.

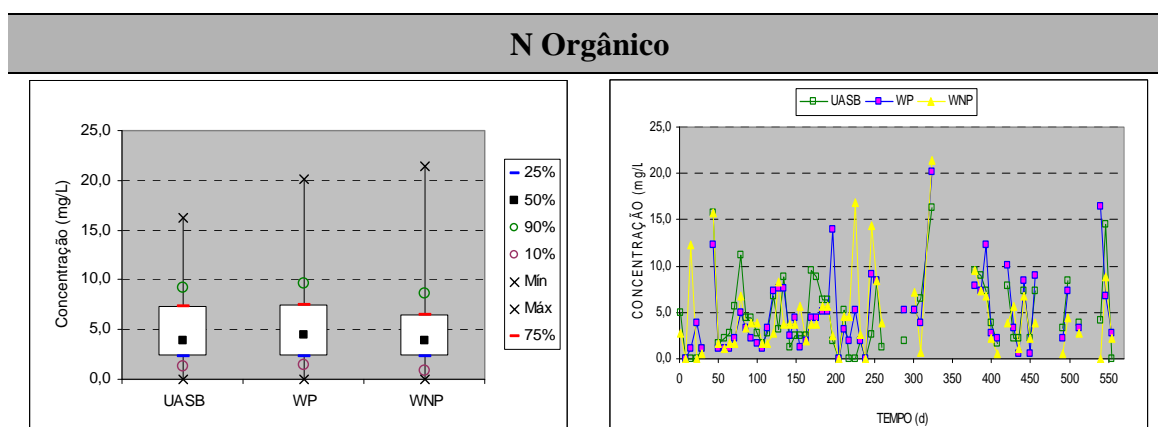


Figura 5.26: Box-plot das concentrações efluente e a série temporal de N orgânico do reator UASB e das wetlands

Observa-se no box-plot de concentrações de nitrogênio orgânico acima que o sistema plantado apresentou média efluente maior que o sistema controle, e de acordo com a série temporal, a partir do dia 380 (referente à poda parcial da taboa) a WP apresentou sistematicamente concentração de N-orgânico no seu efluente superior ao afluente (UASB) e da WNP.

Nitrato

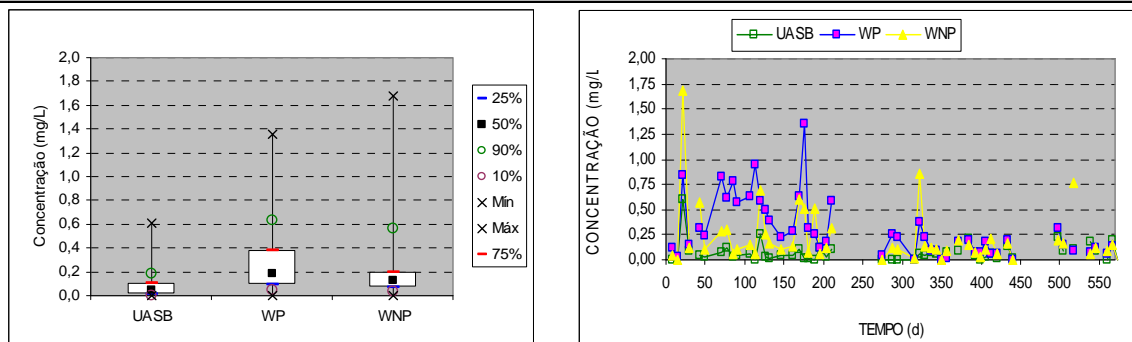


Figura 5.27: Box-plot das concentrações efluentes e a série temporal de nitrato do reator UASB e das wetlands

A wetland plantada apresentou concentração média efluente de nitrato superior à wetland controle sem plantas, conforme o gráfico box-plot de concentrações, e comprovado estatisticamente, apesar da baixa concentração efluente para as duas unidades. De acordo com a série temporal de nitrato nos efluentes, observa-se que a WP apresenta valores superiores principalmente no período inicial de operação, provavelmente devido ao fornecimento de oxigênio via aerênquima das taboas para o desenvolvimento das bactérias nitrificantes. Isso fica claro quando se analisa a contagem de bactérias nitrificantes (*Nitrossomonas* e *Nitrobacter*) nas duas wetlands (tabela 5.14). A diminuição das concentrações de nitrato do efluente das WP e WNP no restante do período monitorado (a partir do dia 260) pode ser em função do desenvolvimento das bactérias desnitrificantes (tabela 5.15), típicas das WHFSS.

A partir dessa análise da série de nitrogênio, presume-se que o principal mecanismo de remoção de N em wetlands não é a assimilação pelas plantas, já que a unidade controle também apresentou níveis comparáveis de eficiência, mesmo tendo valores de perda de água menores que a WP. Diversas evidências indicam que a principal rota de remoção de nitrogênio nas WHFSS é a nitrificação/desnitrificação, mesmo sem uma fonte considerável de fornecimento de oxigênio para a nitrificação.

Algumas análises de contagem de bactérias nitrificantes ($n = 4$) e desnitrificantes ($n = 4$) foram realizadas a aproximadamente 1,5 e 2 anos de operação das duas unidades de wetlands, plantada e controle, conforme mostram as tabelas 5.14 e 5.15.

Tabela 5.14: Quantidade de bactérias nitrificantes nas wetlands plantada e não plantada

Bactéria	Amostra	NMP/mL
<i>Nitrossomonas</i>	WP	$1,7 \times 10^5$
	WNP	$1,7 \times 10^4$
<i>Nitrobacter</i>	WP	$1,6 \times 10^7$
	WNP	$7,9 \times 10^3$

Tabela 5.15: Quantidade de bactérias desnitrificantes nas wetlands plantada e não plantada

Bactéria	Amostra	NMP/mL
Desnitrificantes	WP	$2,8 \times 10^{11}$
	WNP	$1,7 \times 10^{23}$

As amostras do efluente e lodo coletados para a contagem das bactérias nitrificantes na wetland plantada foram realizadas no meio das raízes, a aproximadamente 0,20 m de profundidade, local de maior concentração de oxigênio fornecido via aerênquima das plantas. Na wetland controle sem plantas, a amostragem foi realizada a meia altura do leito, também a 0,20 m de profundidade. Esses pontos de coleta podem ter favorecido uma maior contagem de nitrificantes na WP em relação à WNP, como comprovado pela tabela acima, devido à maior concentração de oxigênio na WP ser próximo das raízes, enquanto que na WNP o local de maior concentração de oxigênio provavelmente está próximo do nível da água na parte superior do leito filtrante (0,10 m de profundidade) onde a difusão do oxigênio atmosférico acontece com o meio líquido. Esse mecanismo de incorporação do oxigênio atmosférico por difusão na massa líquida é menos importante na WP devido ao isolamento provocado pelos restos vegetais na superfície do leito.

O fato da WNP ter apresentado maior quantidade de bactérias desnitrificantes pode ser em função, também, da altura do ponto amostrado no leito das duas wetlands, onde havia, provavelmente, maior concentração de oxigênio para a WP e nenhum oxigênio para a WNP.

5.2.5.2. Fósforo

A tabela 5.16 mostra os dados referentes à estatística descritiva dos parâmetros correspondentes às espécies de fósforo (P-total e P-fosfato) para o efluente do reator UASB e efluentes das wetlands plantada (WP) e não plantada (WNP).

Tabela 5.16: Estatística descritiva dos parâmetros relativos ao fósforo

	UASB		WP		WNP	
	PT	P-Fosfato	PT	P-Fosfato	PT	P-Fosfato
Número de dados	50	30	50	29	50	30
Média	2,9	1,5	1,9	1,0	1,9	1,3
Mínimo	0,2	0,2	0,1	0,0	0,1	0,0
Máximo	10,2	2,8	7,1	2,2	8,0	3,2
Coef. Var	0,8	0,5	0,9	0,7	0,8	0,7
Médias						
Média	2,9	1,5	1,9	1,0	1,9	1,3
Mediana	1,8	1,5	1,3	0,9	1,5	1,0
Média geométrica	2,2	1,3	1,3	0,7	1,4	1,0
Variação						
Desvio padrão	2,3	0,8	1,7	0,7	1,5	0,9
Méd - 1 desvpad	0,6	0,7	0,2	0,3	0,4	0,4
Méd + 1 desvpad	5,3	2,3	3,7	1,7	3,4	2,2
Percentis						
10%	1,1	0,6	0,6	0,3	0,6	0,4
25%	1,4	0,7	0,8	0,4	1,0	0,6
50%	1,8	1,5	1,3	0,9	1,5	1,0
75%	3,7	2,3	2,2	1,6	2,2	2,1
90%	6,5	2,7	4,3	2,0	3,8	2,7

Em relação ao fósforo total foi atingida remoção média de 33% para as wetlands plantada e controle, não havendo diferença estatística nas concentrações efluentes para as duas unidades. Quando essa análise de eficiência é realizada baseando-se na diferença de cargas os valores sobem para 53% para a WP e 49% para a WNP. Através dessa última análise percebe-se o melhor desempenho, ainda que pequeno, proporcionado pela assimilação das macrófitas. Segundo Calijuri *et al.* (2009), a assimilação das plantas foi responsável pela remoção de 6,7 a 8,9% do fósforo presente no efluente. Já Brasil (2007) atribuiu apenas 1,6% da remoção de P-total do efluente à retirada da biomassa aérea das taboas, após 4 meses do estabelecimento das plantas.

Em relação ao fosfato, a eficiência média encontrada foi de 50% de remoção para as duas unidades de wetlands, e quando analisada a eficiência por diferença de carga esses valores aumentaram para 64% para a WP e 62% para a WNP. Para esse parâmetro (PO_4^-) esperava-se maior diferença entre os dois sistemas, uma vez que o fosfato encontra-se prontamente assimilável pelas plantas. Mesmo com essa pequena diferença, estatisticamente a wetland plantada apresentou concentrações e eficiências melhores que a wetland controle.

Atribui-se portanto, ao potencial do meio filtrante como principal responsável pela remoção do fósforo presente no efluente. A escória de alto forno, utilizada nesse trabalho como meio suporte, possui alta capacidade de retenção de P através de processos de adsorção e precipitação. Avelar (2009), avaliando WHFSS, uma com leito de escória e outra com leito de brita #2, obteve melhor desempenho de remoção na wetland que utilizava a escória com eficiência de 93% de remoção de P-total, enquanto que a outra obteve 76% de remoção. Esse mesmo autor não encontrou diferença entre as unidades plantada e controle sem plantas.

As figuras 5.28, 5.29 e 5.30 mostram a representação gráfica de alguns dados da estatística descritiva e a evolução do tratamento para as duas unidades de wetlands a partir do efluente do reator UASB.

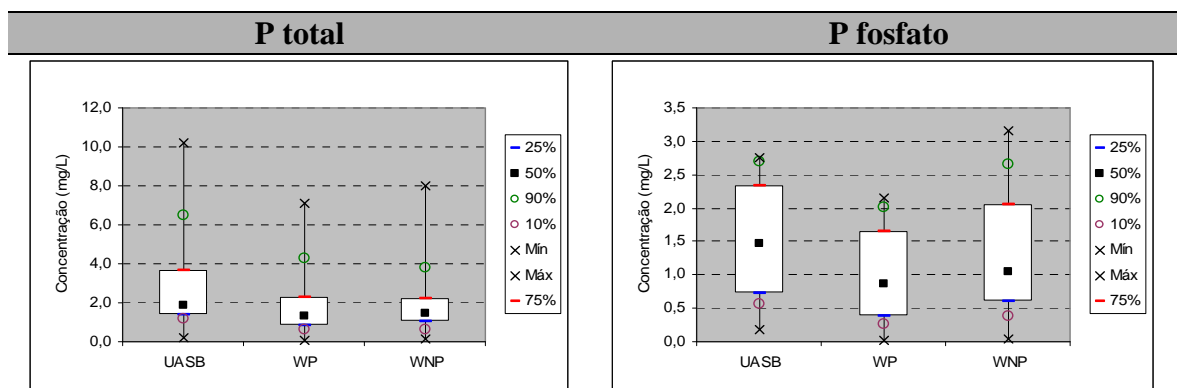


Figura 5.28: Box-plots das concentrações efluentes de P total e fosfato do reator UASB e das wetlands

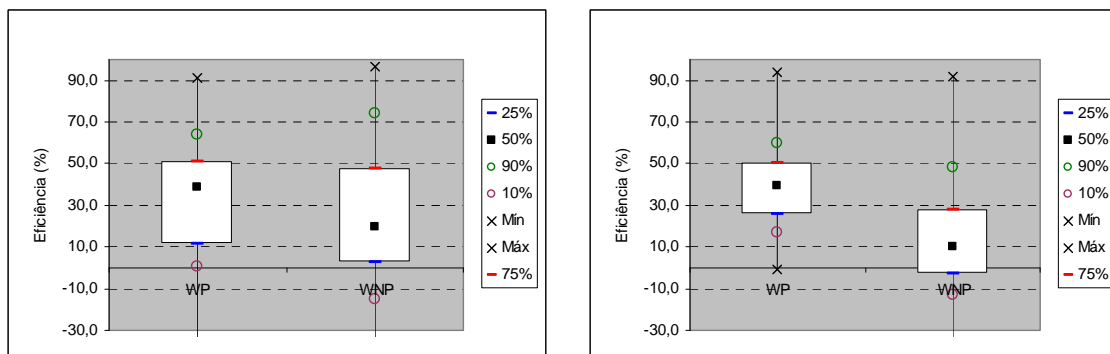


Figura 5.29: Box-plots das eficiências de remoção de P total e fosfato das wetlands

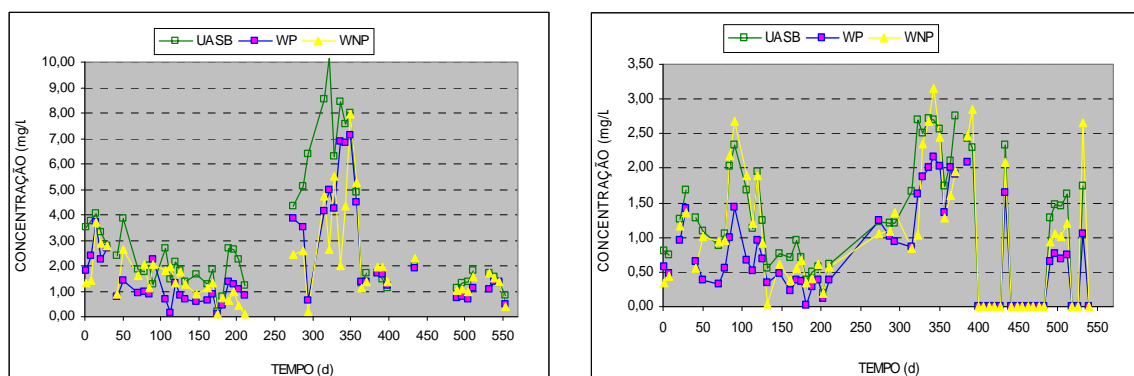


Figura 5.30: Séries temporais das concentrações efluentes de P total e fosfato para o reator UASB e das wetlands

Os box-plots acima mostram as diferenças de concentrações efluentes (PT e fosfato) entre o reator UASB e as unidades de wetlands, evidenciando concentrações mais reduzidas de fosfato para a unidade plantada.

As séries temporais evidenciam grande variação das concentrações efluentes do reator UASB, que também são evidenciadas nas concentrações efluentes das duas wetlands. Em um primeiro momento, alguns dias após a primeira poda (aproximadamente até o dia 230), observam-se concentrações efluentes da WP sistematicamente menores que do UASB e da WNP. Essa ocorrência pode ser em função da assimilação das plantas pelo alastramento da cultura da taboa sob a área do leito, bem como do desenvolvimento da biomassa microbiana no meio filtrante, semelhante ao que foi mencionado no item 5.2.5.1 relacionado ao nitrogênio. Essa observação de melhor desempenho do sistema plantado em relação ao controle sem plantas no início de operação dos sistemas também foi evidenciado por Sousa *et al.* (2004) para o P-total.

Cabe destacar que para a remoção de fósforo, assim como outros parâmetros (nitrogênio e coliformes), o tempo de contato do efluente com o meio (TDH) possui papel importante para a remoção no interior das wetlands, seja pela absorção das macrófitas ou por meio das reações químicas que ocorrem do elemento com o meio filtrante de escória. Brasil (2005) encontrou eficiências de remoção de P-total de 35% quando operando com TDH de 1,9 dia e de 48% quando o TDH foi de 3,8 dias. Para TDH semelhante ao desse experimento (1,2 d) são apresentados valores de eficiência de remoção variados. Por exemplo, Rios *et al.* (2008) obtiveram apenas 3% de remoção de fosfato, enquanto que Mbuligwe (2004) obteve 69% de P-total.

5.2.6. Coliformes

A tabela 5.17 mostra os dados referentes à estatística descritiva dos parâmetros relativos aos coliformes (coliformes totais e *E. coli*) para o efluente do reator UASB e efluentes das wetlands plantada (WP) e não plantada (WNP).

Tabela 5.17: Estatística descritiva dos parâmetros relativos aos coliformes

	UASB		WP		WNP	
	CT	<i>E. coli</i>	CT	<i>E. coli</i>	CT	<i>E. coli</i>
Número de dados	21	21	21	21	21	21
Média	3,0E+07	5,8E+06	1,0E+06	1,4E+05	8,9E+05	5,0E+05
Mínimo	1,4E+06	4,1E+05	6,0E+03	3,0E+03	5,0E+04	3,0E+04
Máximo	8,7E+07	1,3E+07	3,1E+06	4,8E+05	4,6E+06	1,8E+06
Coef. Var	0,93	0,76	1,09	1,09	1,60	1,11
Médias						
Média	3,0E+07	5,8E+06	1,0E+06	1,4E+05	8,9E+05	5,0E+05
Mediana	2,4E+07	5,2E+06	6,9E+05	9,3E+04	5,5E+05	3,1E+05
Média geométrica	1,6E+07	4,7E+06	3,3E+05	8,7E+04	4,2E+05	3,1E+05
Varição						
Desvio padrão	2,8E+07	4,4E+06	1,1E+06	1,5E+05	1,4E+06	5,5E+05
Méd - 1 desvpad	2,1E+06	1,4E+06	-9,3E+04	-1,2E+03	-5,3E+05	-5,6E+03
Méd + 1 desvpad	5,8E+07	1,0E+07	2,1E+06	2,9E+05	2,3E+06	1,0E+06
Percentis						
10%	2,3E+06	2,3E+06	4,4E+04	2,6E+04	1,1E+05	9,5E+04
25%	7,5E+06	3,7E+06	6,4E+04	4,4E+04	2,5E+05	1,6E+05
50%	2,4E+07	5,2E+06	6,9E+05	9,3E+04	5,5E+05	3,1E+05
75%	3,9E+07	8,1E+06	1,4E+06	2,1E+05	6,5E+05	6,5E+05
90%	6,1E+07	9,1E+06	2,5E+06	2,8E+05	1,6E+06	1,2E+06

Exceto para Número de Dados (n°) e Percentis (%), a unidade é NMP/100mL

As análises de coliformes totais e *E. coli* mostram remoções de 1 a 3 unidades logarítmicas, estatisticamente com melhor desempenho para a unidade plantada em relação à unidade controle para o parâmetro *E. coli*, e sem diferença estatística para os coliformes totais.

Para coliformes totais, o efluente final da wetland plantada atingiu valor médio de $1,0 \times 10^6$ NMP/100 mL (96,8% de eficiência média de remoção) e o controle sem planta $8,9 \times 10^5$ NMP/100 mL (94,8% de eficiência de remoção). Apesar do valor médio de concentração da WP ser maior, a eficiência média de remoção também é maior. Isso acontece pelo comportamento inconstante do sistema plantado, apresentando valores dos percentis de 25 e 10% e valor mínimo bem abaixo dos apresentados pela unidade controle sem plantas. Isso fica bem evidente na representação gráfica dos gráficos box-plot de concentração e eficiência de remoção nas figuras 5.31 e 5.32.

Para *E. coli*, o efluente final da wetland plantada atingiu valor médio de $1,4 \times 10^5$ NMP/100 mL (98,2% de eficiência de remoção) e o controle sem planta $5,0 \times 10^5$ (93,3% de eficiência de remoção). O melhor desempenho da WP foi comprovado estatisticamente, a 5% de significância.

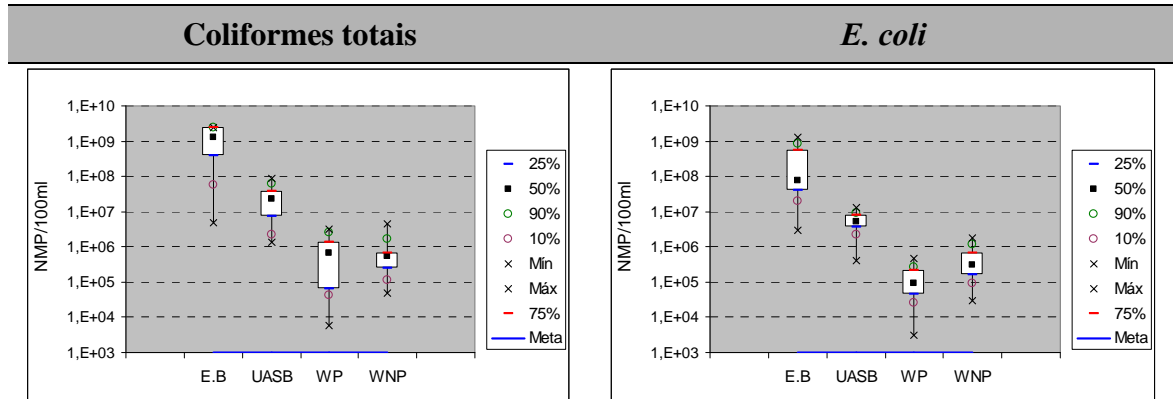


Figura 5.31: Box-plots das concentrações efluentes de coliformes totais e *E. coli* do reator UASB e das wetlands

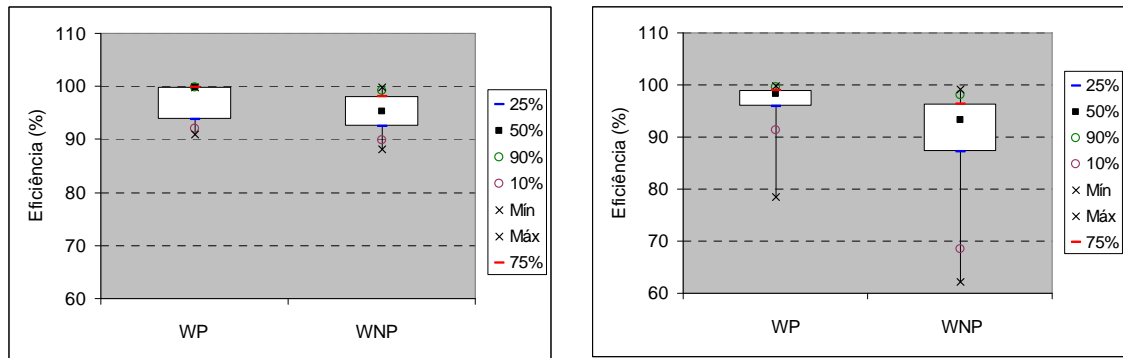


Figura 5.32: Box-plots das eficiências de remoção de coliformes totais e *E. coli* das wetlands

Observa-se que a wetland plantada chegou a apresentar concentração efluente mínima próxima do limite superior de 1.000 NMP/100 mL para os dois parâmetros bacteriológicos (coliformes totais e *E. coli*), o que permitiria, segundo a OMS (1989), reúso do efluente para aplicação na agricultura (fertilização) de forma irrestrita, ou seja, em verduras consumidas cruas.

Entretanto, a remoção dos coliformes para a WP não se manteve constante, havendo grande variação mensal na eficiência com valores médios de 2 e 3 log de remoção no primeiro ano de operação e apenas 1 e 2 log em média no segundo ano monitorado. A WNP, apesar de não ter apresentado valores mínimos de concentração efluente tão baixos quanto a WP, se manteve constante na remoção de 2 casas logarítmicas.

Os principais mecanismos responsáveis pela remoção das bactérias nas wetlands podem ser a filtração, predação por outros organismos, morte natural e, no caso específico dessa pesquisa, o aumento no pH do efluente (WP – 8,2; WNP – 8,3) devido às características do meio filtrante de escória de alto forno. Além desses mecanismos comuns às duas wetlands pesquisadas, a unidade plantada pode ter apresentado melhor desempenho em função da liberação de biocidas e oxigênio pelas raízes e de conter maior diversidade de microrganismos predadores. Contudo, o sistema plantado apresentou no segundo ano de operação um significativo aumento do escoamento superficial no início do leito, chegando a 1/4 do comprimento total, o que pode ter diminuído o contato do líquido com o meio, resultando no pior desempenho ao longo do tempo de operação para a wetland vegetada.

Como citado na revisão de literatura, o TDH é um fator muito importante no tempo de exposição das bactérias às condições adversas encontradas no leito das wetlands e que podem favorecer o decaimento desses organismos patogênicos. Apesar desse baixo TDH de projeto (1,2 d), e sua diminuição com o tempo de operação, considera-se satisfatória a remoção de coliformes apresentada pelos sistemas, chegando a mais de 4 unidades logarítmicas a eficiência global média para a WP, quando considerada a evapotranspiração do sistema.

Souza *et al.* (2004), utilizando WHFSS como pós-tratamento de reatores UASB e um TDH de 10 dias, obtiveram remoções de 4 e 3 log para as WP e WNP, respectivamente. Esses autores verificaram diferença estatística, com melhor desempenho para a WP, apenas nos primeiros 18 meses de operação do sistema. Calijuri *et al.* (2009) observaram remoções de 2 a 4 log de *E. coli* para WHFSS recebendo efluentes de reator UASB e operando com TDH de 2,2 dias. O melhor desempenho observado na literatura nacional pesquisada para WHFSS foi no trabalho de Sezerino *et al.* (2005), em pós-tratamento de lagoas, que obtiveram 5,4 e 5,5 log de eficiência global de remoção de coliformes totais e *E. coli*, respectivamente.

5.3. Acúmulo de sólidos e hidráulica de WHFSS

5.3.1. Sólidos totais no meio filtrante

O resultado das análises de quantificação dos Sólidos Totais (ST) presentes no meio filtrante das wetland plantada (WP) e não plantada (WNP) é representado nas figuras 5.33 e 5.34.

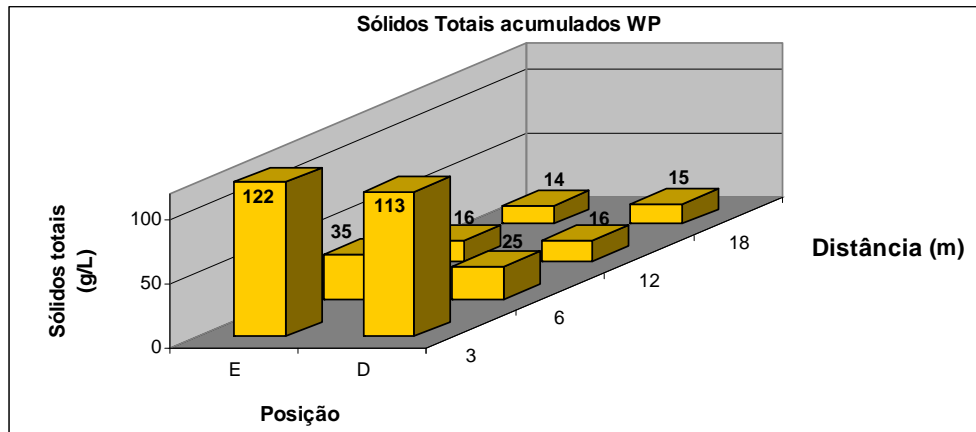


Figura 5.33: Distribuição de sólidos totais no meio filtrante ao longo da wetland plantada (E = esquerda; D = direita)

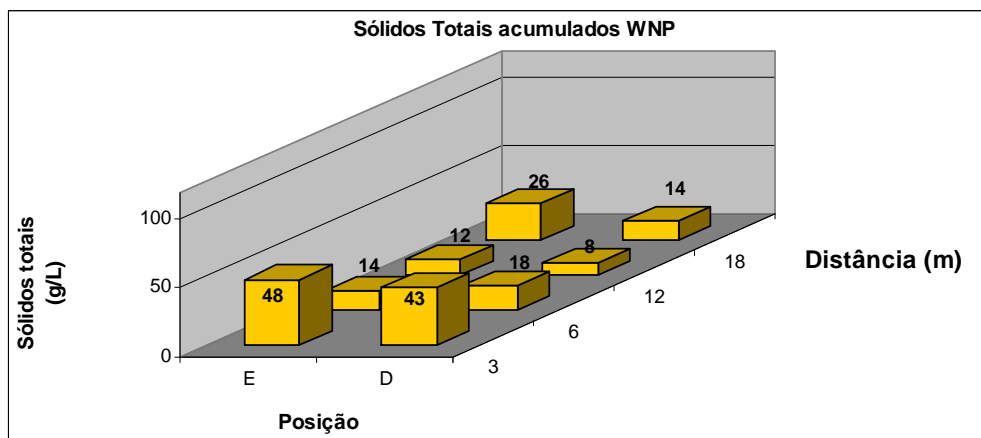


Figura 5.34: Distribuição de sólidos totais no meio filtrante ao longo da wetland não plantada (E = esquerda; D = direita)

Os resultados mostram que a WP acumula/produz maior quantidade de sólidos totais (ST) em relação à WNP em todo o leito, e em maior quantidade no trecho inicial. A presença de ST no início do leito da WP é 2,6 vezes maior do que na WNP para os perfis analisados a 3 metros de distância do início, e 2 vezes maior para os perfis a 6 metros. Essa quantidade maior de ST presentes na WP ocupa mais os espaços vazios do meio poroso e conseqüentemente diminui a condutividade hidráulica. Essa provavelmente é a causa do escoamento superficial indesejado em maiores proporções no sistema com plantas (figura 5.35). O avanço da lâmina de água aparente resultante de dois anos de operação é de 6 e 2 metros para as WP e WNP, respectivamente.



Figura 5.35: Imagens do escoamento superficial indesejado na wetland plantada, recentemente podada, e na wetland não plantada.

A distribuição dos sólidos também variou no sentido da largura do leito (perfil direito e perfil esquerdo). Essa variação nos perfis das WP e WNP é menos acentuada do que nas wetlands citadas na literatura (CASELLES-OSÓRIO *et al.*, 2007), onde o desenho básico segue a recomendação da USEPA (2000), com relações comprimento/largura (L/B) próximos de 1, priorizando a geometria quadrada, enquanto que as wetlands dessa pesquisa possuem grande relação L/B (= 8), assemelhando-se à geometria retangular. Se por um lado essa geometria minimiza a distribuição não uniforme do afluente, evitando o acúmulo de sólidos irregular no leito e volumes mortos na zona de entrada, por outro, ela aumenta a velocidade com que a colmatação ocorre já que o aporte de sólidos e a alta concentração de MO são intensificados em uma área menor da seção transversal no início do leito.

De acordo com o dimensionamento realizado por Dornelas (2008) para as duas unidades de wetlands, que foi baseado nas recomendações contidas em Crites *et al.* (2005), a área superficial resultante do modelo de fluxo em pistão com cinética de primeira ordem foi de aproximadamente 72 m². Essa recomendação de área foi adotada, entretanto, para a relação L/B, referente ao desenho das unidades, não foram seguidas exatamente a proposição inicial, uma vez que a área destinada à construção das wetlands já se encontrava escavada. Segundo a metodologia citada, a largura (B) deveria ser de 3,7 m ao invés dos 3 m utilizados. Com isso a relação L/B deveria ser de 6, mas acabou sendo igual a 8. Além disso, se fossem seguidas as recomendações da USEPA (2000), a condutividade hidráulica utilizada na fórmula que determina a largura do leito (equação 5.1) deveria ser de 10% da condutividade do material limpo, ou seja, 500 m/d ao invés dos 5.000 m/d utilizados. Isso geraria uma relação de L/B = 0,6, com largura de 11 m e comprimento de 6,6 m.

$$B = \left(\frac{1}{H_{liq}} \right) \left[\left(\frac{Q * A_s}{m * K_s} \right) \right]^{0,5}$$

(5.1)

Onde,

B = largura do leito (m);

K_s = condutividade hidráulica saturada (m/d);

Q = vazão (m³/d);

A_s = área superficial (m²);

m = gradiente hidráulico disponível (%).

O manual da USEPA (2000), bem como García *et al.*, (2005), recomendam não exceder a taxa de aplicação de matéria orgânica de 6 g DBO₅ / (m².d) para se evitar a rápida colmatção. De acordo com o monitoramento realizado durante os dois anos de operação, a taxa de aplicação média foi de 5 g DBO₅ / (m².d). Este valor operacional foi menor que o recomendado, entretanto, mais uma vez o desenho do sistema pode ter intensificado o processo. Esse deve, portanto, ser um fator de projeto a se considerar.

A proporção de sólidos fixos e voláteis ao longo do leito de cada wetland é representada na figura 5.36 para a WP, e na figura 5.37 para a WNP. Os dados apresentam uma média dos perfis esquerdo e direito.

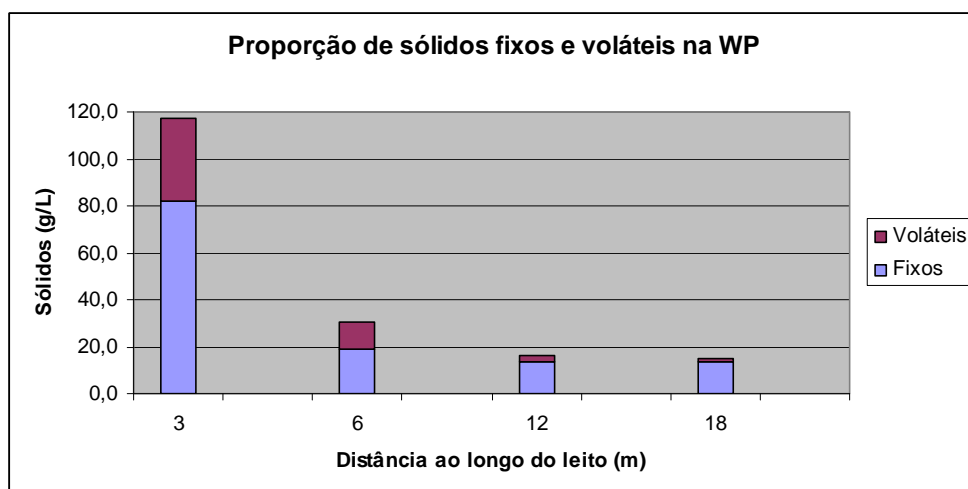


Figura 5.36: Proporção de sólidos fixos e voláteis ao longo do leito da WP

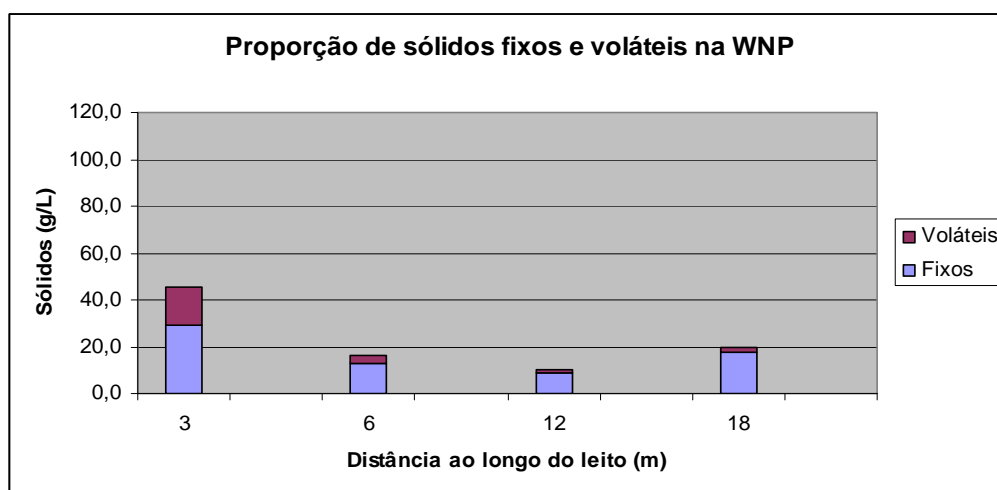


Figura 5.37: Proporção de sólidos fixos e voláteis ao longo do leito da WNP

Os ST aumentam sua proporção de fixos em relação aos voláteis ao longo do leito. Portanto, a fração volátil está mais presente no início do leito, correspondendo ao trecho em que se desenvolve, em maior quantidade, a biomassa decompositora de matéria orgânica. Essa constatação pode ser observada em campo pelo aspecto das raízes presentes no início e no final do leito, conforme a figura 5.38.



Figura 5.38: Aspecto típico das raízes da taboa no início do leito, onde há maior desenvolvimento de biomassa bacteriana, e no final do leito, onde a concentração de matéria orgânica é bem menor.

A proporção de sólidos fixos/voláteis é mais acentuada na WNP (fixo/volátil = 3) do que na WP (fixo/volátil = 2) para a média das distâncias de 3 e 6 metros. É provável que as raízes das macrófitas realmente contribuam no aumento de área superficial para adesão da biomassa e criem condições ambientais mais propícias ao desenvolvimento das bactérias, inclusive aeróbias e anóxicas. Contudo, a contribuição de material vegetal particulado na quantificação e caracterização dos sólidos, especificamente voláteis, é um fato a ser considerado.

Para o início do leito (distâncias de 3 e 6 metros), onde a colmatação é mais evidente, a contribuição de sólidos voláteis pelas plantas na WP foi duas vezes maior que a encontrada na WNP. E para o primeiro ponto amostrado (3 metros) a contribuição de sólidos fixos pelas plantas foi quase três vezes a encontrada na WNP.

Apesar da grande diferença na quantidade de sólidos acumulados e/ou produzidos pelas plantas, se comparado com o sistema controle, a relação de sólidos voláteis e totais (SV/ST) se mantém próxima para a maioria do comprimento dos leitos, exceto pelo ponto amostrado a 6 metros. Nesse ponto a relação SV/ST é bem superior para a WP, como pode ser observado na figura 5.39. Isso demonstra que o principal efeito das raízes na contribuição de sólidos está na sua interação com a alta concentração inicial de matéria orgânica, seja dissolvida ou particulada. Provavelmente essa interação ocorre devido às melhores condições ambientais para o desenvolvimento de uma diversidade maior de microrganismos, principalmente as bactérias. A ocorrência de uma maior diversidade de microrganismos na WP pode estar associada também a uma melhor eficiência de remoção/conversão de alguns constituintes das águas residuárias, como por exemplo o nitrogênio (N-amoniaco via nitrificação).

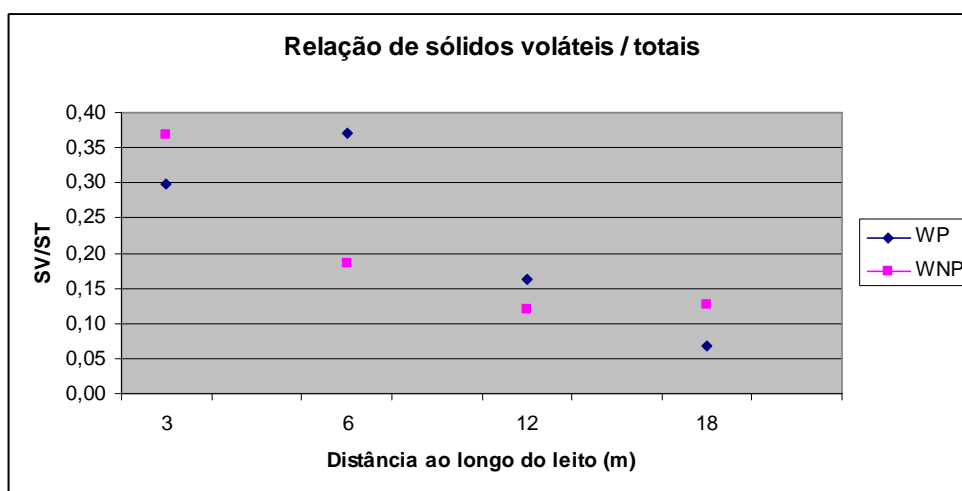


Figura 5.39: Relação de sólidos voláteis e sólidos totais ao longo das WP e WNP

Assim como nas pesquisas de Tanner e Sukias (1995) e Caselles-Osório *et al.* (2007), a maior parte dos sólidos acumulados no leito das wetlands foi de material de difícil degradação pelos microrganismos, caracterizados pela fração de sólidos fixos. Para os autores citados a fração de sólidos fixos foi de 90 e 85%, respectivamente. Para a pesquisa em questão a fração dos sólidos fixos média ao longo dos leitos foi de 78 e 80%, para as WP e WNP, respectivamente.

A proporção de sólidos intersticiais e aderidos ao meio suporte para cada wetland pode ser observada nas figuras 5.40 e 5.41. Os dados representam uma média dos perfis esquerdo e direito.

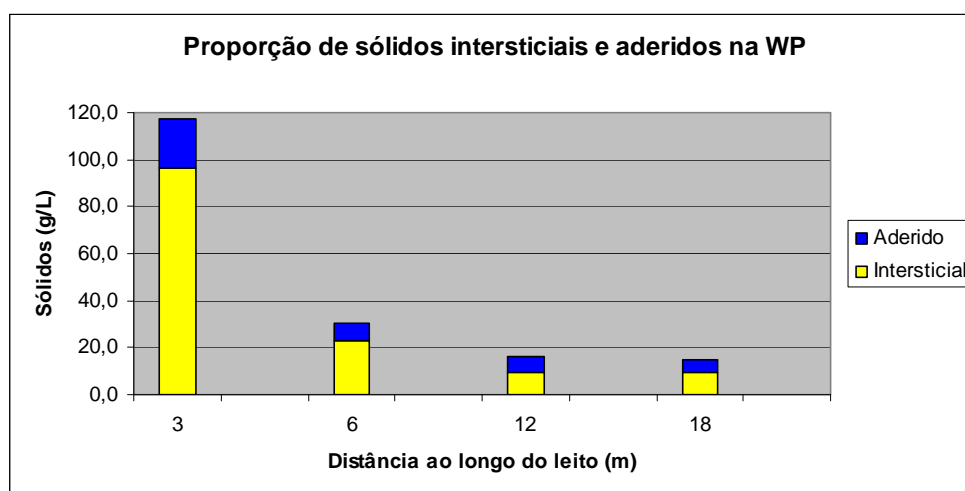


Figura 5.40: Proporção de sólidos intersticiais e aderidos ao longo do leito da WP

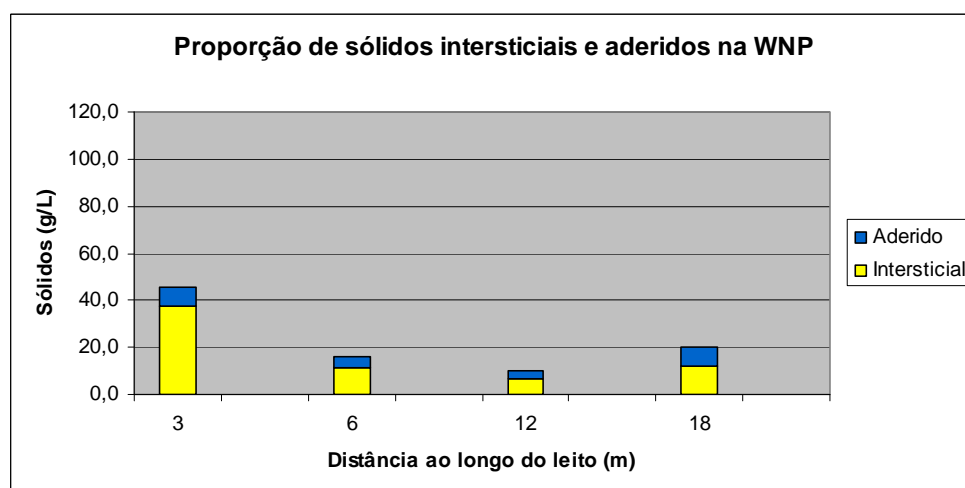


Figura 5.41: Proporção de sólidos intersticiais e aderidos ao longo do leito da WNP

Como evidenciado anteriormente, a WP apresenta maior quantidade de sólidos principalmente no início do leito. Esses sólidos são formados em grande parte pelo desenvolvimento de biomassa bacteriana que se encontra nos interstícios do meio filtrante. Esse material tem o aspecto semelhante à manta de lodo biológico que se desenvolve nos reatores UASB. Em função da grande quantidade de formação desse lodo, era de se esperar que a maior parte dele estivesse nos interstícios, e não aderida, em função do limite de área superficial apresentada pelo meio suporte de escória com granulometria próximo da brita #0. Isso é evidenciado pelas figuras apresentadas acima com as proporções de sólidos intersticiais e aderidos.

Uma vez que o meio suporte encontra-se constantemente saturado, a capacidade de adesão ao meio suporte não é tão importante para o desenvolvimento da biomassa bacteriana quanto a quantidade e tamanho dos espaços vazios do meio poroso. Além disso, foi constatada a maior fração de sólidos fixos em todas as distâncias do leito, os quais, a priori, não possuem nenhum tipo de mecanismo de adesão ao meio suporte como as bactérias (sólidos voláteis).

Uma constatação importante pode ser feita pela observação da figura 5.42. A relação sólidos intersticiais/aderidos é praticamente a mesma para as duas wetlands ao longo do leito, mesmo quando a quantidade e as características desses sólidos são muito diferentes, como acontece no início do leito. Portanto, outros fatores, além da área superficial do meio suporte, devem estar relacionados com esse comportamento.

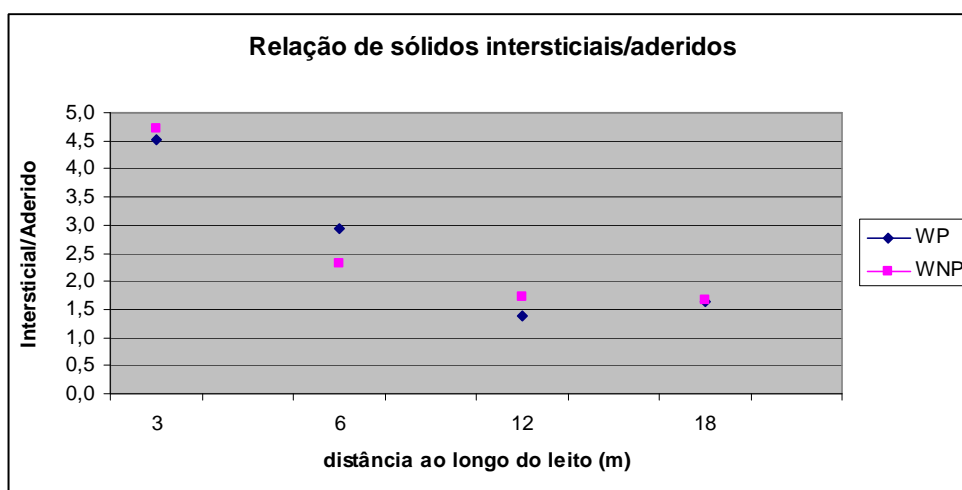


Figura 5.42: Relação de sólidos intersticiais e aderidos ao longo das WP e WNP

5.3.2. Condutividade hidráulica

Os testes de condutividade hidráulica localizada indicaram uma grande diferença entre os dois sistemas analisados. As figuras 5.43 e 5.44 apresentam os resultados de condutividade hidráulica localizada ao longo dos leitos das wetland plantada e wetland não plantada.

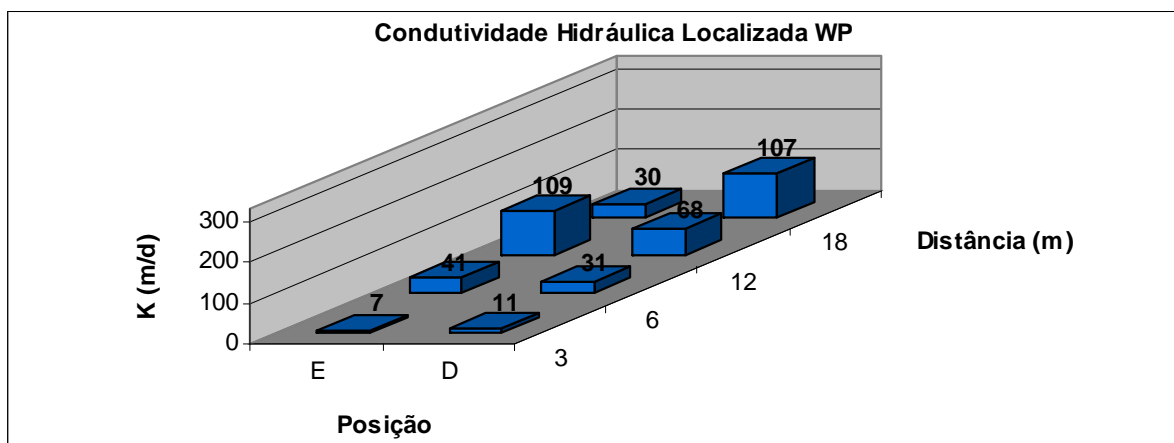


Figura 5.43: Distribuição da condutividade hidráulica no meio filtrante ao longo da wetland plantada (E = esquerda; D = direita)

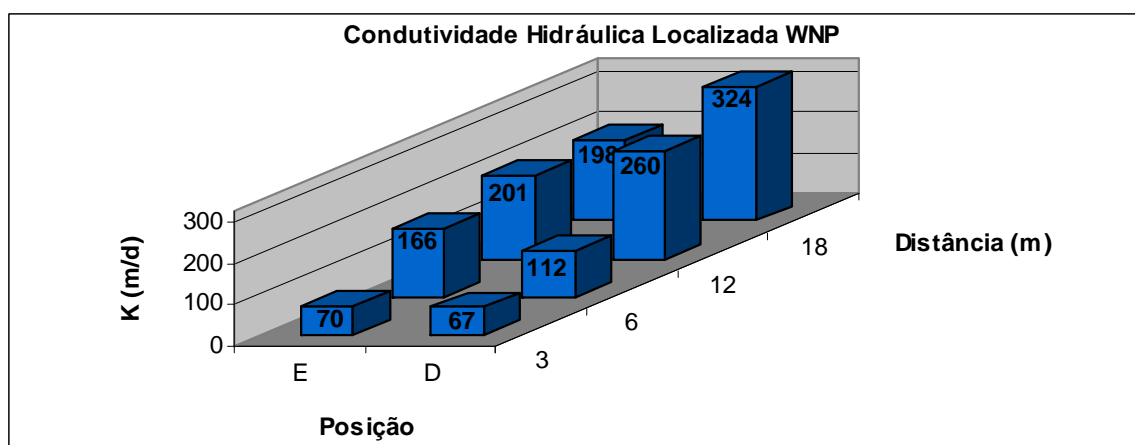


Figura 5.44: Distribuição da condutividade hidráulica no meio filtrante ao longo da wetland não plantada (E = esquerda; D = direita)

Como era de se esperar, a condutividade hidráulica aumentou ao longo do leito, mostrando relação inversa com o acúmulo de sólidos. Entretanto, o acúmulo de sólidos no sistema plantado não é o único fator para as diferenças na condutividade hidráulica. A WP apresenta grandes variações da condutividade no sentido do escoamento do líquido (longitudinal) e lateralmente, indicando outros fatores que interferem na dinâmica do escoamento do líquido no interior do sistema.

Através de observações em campo, sabe-se que nos primeiros 6 metros da WP ocorre escoamento superficial, ou seja, há um caminho preferencial na superfície nesse trecho, provavelmente em função da respectiva baixa condutividade hidráulica. Nos trechos seguintes (12 e 18 metros) há uma variação considerável entre os perfis esquerdo e direito. É possível

que em função da dinâmica de crescimento das plantas, e conseqüentemente das raízes, tenham sido criados caminhos preferenciais para o fluxo hidráulico.

Vale ressaltar que a estimativa da condutividade hidráulica em sistemas plantados apresenta inúmeras dificuldades e imprecisões a mais que nos sistemas não plantados, justamente devido à ocorrência de fluxo preferencial, curto circuito e obstrução da porosidade (em conseqüência de variações de crescimento e degradação de raízes e acumulação/degradação de resíduos sólidos na superfície da wetland) (BRASIL, 2005).

A WNP apresentou valores de condutividade hidráulica muito maiores que a WP e mais uniformes em todo o leito, com progressivo aumento em direção à saída do efluente. Esse sistema apresentou-se com uma relação inversa ao acúmulo de sólidos mais nítida e precisa. Sempre que foi observada uma menor quantidade de sólidos em um determinado ponto, foi verificado seu reflexo no aumento da condutividade hidráulica.

Essas observações indicam que o fator preponderante na hidrodinâmica do sistema não plantado, para esse estudo, foi a simples presença de sólidos no leito, que pode ocorrer de maneira não homogênea devido a aspectos de projeto e operação, mas que é menos variável que a distribuição verificada no sistema plantado.

Esse deve ser um motivo significativo para a menor ocorrência de caminhos preferenciais em sistemas não plantados, conferindo-lhes, possivelmente, maior contato do líquido com o meio e conseqüentemente boas eficiências de remoção para vários parâmetros.

A variação da condutividade hidráulica na zona de entrada (3 e 6 m) das wetlands foi de 7 a 41 m/d para a WP e de 67 a 166 m/d para a WNP. A variação na zona de saída (18 m) foi de 30 a 107 m/d para a WP e de 198 a 324 m/d para a WNP.

Apesar da não recomendação para comparar os resultados de condutividade hidráulica saturada com os da literatura, em função das características de desenho das wetlands e da metodologia utilizada para estimar a condutividade, os valores obtidos para a WP estão dentro da grande amplitude informada por Caselles-Osorio *et al.* (2007), que em seu estudo, constataram uma variação da condutividade hidráulica nas seis wetlands estudadas de 0 a 30 m/d e de 12 a 217 m/d para a zona de entrada e zona de saída, respectivamente. Os resultados para a WNP foram sempre superiores que os citados.

Para os dados de projeto foi adotada uma condutividade hidráulica de 5.000 m/d, referentes às especificações do meio filtrante limpo (DORNELAS, 2008). De acordo com a EPA (2000), recomenda-se utilizar apenas 1% desse valor para os primeiros 30% do leito (50m/d) e 10% para os 70% restantes do comprimento do leito (500m/d), com o intuito de que não ocorra fluxo superficial. Os resultados de campo estão adequados aos de projeto apenas para o início do leito da WNP. Ressalta-se que a metodologia utilizada não é indicada para esse tipo de comparação direta.

5.3.3. Ensaio hidrodinâmico (teste com traçador)

As curvas de resposta obtidas no teste com traçador para ambas as wetlands, plantada e não plantada, são apresentadas nas figuras 5.45 e 5.46.

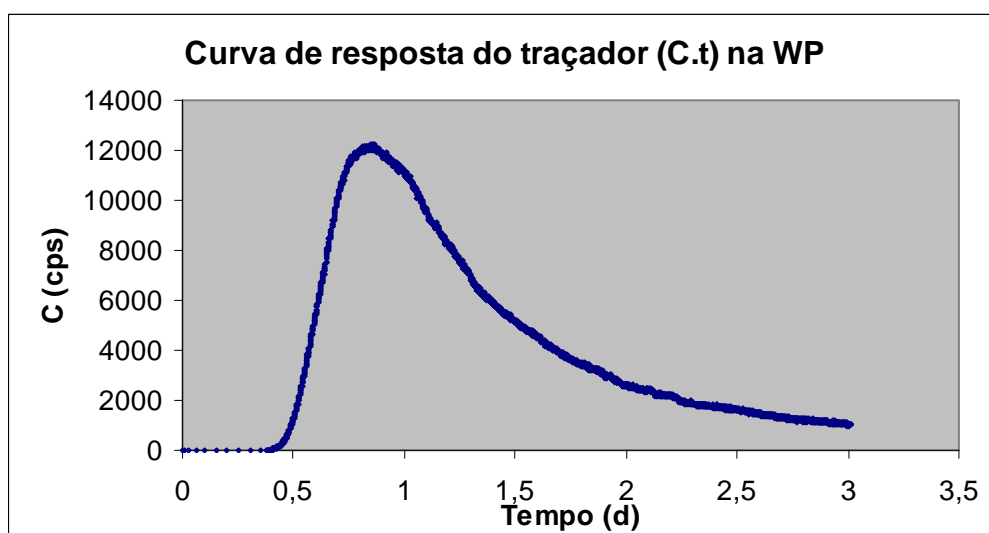


Figura 5.45: Curva de resposta do traçador (C.t) para a wetland plantada

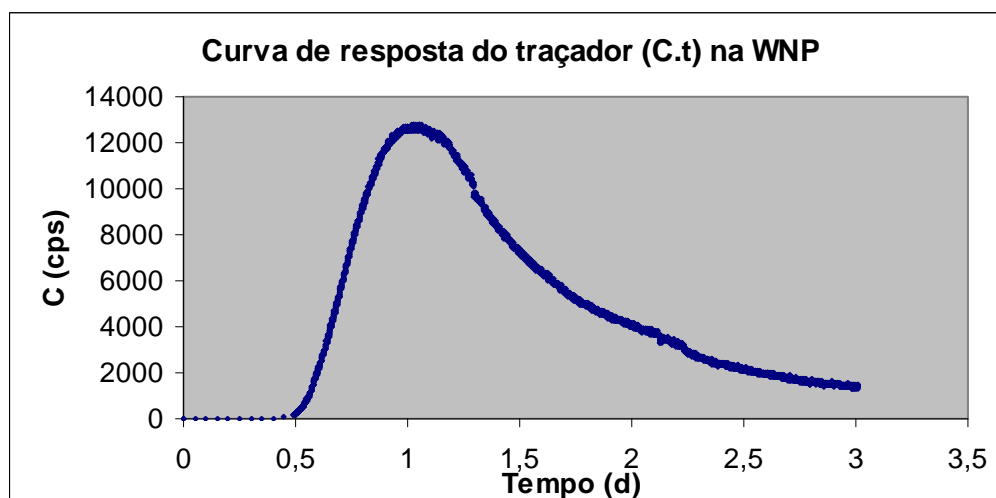


Figura 5.46: Curva de resposta do traçador (C.t) para a wetland não plantada

Pode-se observar nos gráficos que o final da curva ainda não retornou para valores próximos do background, indicando que o monitoramento foi interrompido antes do término do experimento. Isso ocorreu por questões de logística do equipamento que fazia a detecção do isótopo radioativo, resultando na obtenção de resultados um pouco subestimados que, todavia, não influenciaram nas conclusões baseadas nos mesmos. Os valores dos parâmetros hidrodinâmicos obtidos através do teste com traçador para as duas unidades de wetlands são apresentadas na tabela 5.18.

Tabela 5.18: Parâmetros das características hidrodinâmicas obtidas através do teste com traçador para a wetland plantada e não plantada

Parâmetros hidrodinâmicos	Equação	WP	WNP
TDH teórico (V.porosidade/Q)	-	1,47	1,47
TDH médio (dias)	(4.2)	1,30	1,43
Número de dispersão - d (Arceivala, 1981)	(4.4) e (4.5)	0,095	0,078
Número de dispersão - d (Levenspiel, 2000)	(4.3)	0,084	0,079
Número de tanques em série - N (equação simplificada)	(4.6)	2,9	3,8
Número de tanques em série - N (função gama)	(4.7)	5	6
Número de tanques em série - N (rearranjo de Levenspiel)	(4.8)	6,5	6,9
Eficiência volumétrica - e_v (TDH médio / TDH teórico)	(4.9)	0,89	0,97

O TDH teórico (V.porosidade/Q) calculado para as condições do teste, ou seja, em função do volume útil (L = 25 m; B = 3 m; h = 0,35 m e e = 0,4), da vazão média afluyente de 7,15 m³/d e sem considerar perdas de água (como de fato ocorreu no período dos testes) foi de 1,47 dias. Esperava-se que em função da colmatção e do escoamento superficial no início do leito das duas unidades, apresentado em maior magnitude na wetland plantada, que o tempo de detenção médio real fosse consideravelmente menor que o TDH teórico. No entanto foram encontrados valores bem próximos do teórico e entre as duas unidades de wetlands, com valores de 1,30 e 1,43 dias para a WP e WNP, respectivamente.

A constatação de ter havido pouca variação entre o TDH teórico e o TDH do teste com traçador das wetlands plantada e controle é importante devido à tendência de estabilizar suas condições hidrodinâmicas após esse período de funcionamento de 2 anos. Segundo Kadlec e Wallace (2008), a colmatção do leito em função do acúmulo de sólidos é contínua, entretanto Tanner e Sukias (1998) apontam que as WHFSS sofrem alterações hidrodinâmicas mais sensíveis até os primeiros dois anos de operação em função da colmatção e do desenvolvimento do sistema radicular.

Verificou-se que o sistema plantado apresentou TDH médio real ligeiramente menor que o sistema controle. Esperava-se que essa diferença fosse mais acentuada pelo maior fluxo superficial no início do leito da WP, que compreendia, durante o teste, aproximadamente 25% do leito filtrante, enquanto que para a WNP era de apenas 8,5% do início do leito. Além disso, verificou-se baixa condutividade hidráulica localizada na WP em relação à WNP, com indícios de caminhos preferenciais na wetland vegetada, que pode ser em função da dinâmica de acumulação de sólidos diferente pela presença das raízes ou do sistema radicular propriamente dito. De qualquer forma essa diferença foi de apenas 9% entre o TDH do teste da WP e WNP.

Grismer *et al.* (2001), ao realizarem testes hidrodinâmicos com traçador em uma wetland plantada com taboa e outra sem plantas como controle do experimento, encontraram diferença considerável no TDH resultante desse teste comparativo. O TDH teórico era de 9,7 dias, e foram encontrados no teste com traçador TDH de 8,66 dias para a WP e 11,13 dias para a WNP, ou seja, diferença de 10,7% a menos no TDH para a WP e de 16,5% a mais no TDH para a WNP.

Chazarenc *et al.* (2003) afirmam que quanto maior o TDH encontrado, maior a dispersão no escoamento do sistema e menor a adequação ao modelo de fluxo em pistão. Essa afirmação não foi comprovada nessa pesquisa, como pode ser observado no resultado dos dados dos parâmetros hidrodinâmicos apresentados.

As curvas do teste com traçador apresentadas e os parâmetros hidrodinâmicos obtidos demonstram uma maior aproximação do comportamento hidráulico das duas wetlands ao modelo de fluxo em pistão, como era de se esperar devido à grande relação comprimento/largura ($L/B = 8$). O sistema controle sem plantas se destacou nessa análise obtendo menor número de dispersão, maior número de tanques em série e melhor eficiência volumétrica do meio filtrante. No entanto, deve-se destacar que as diferenças com a unidade plantada foram muito baixas.

Os números de dispersão encontrados para as duas wetlands foram próximos, 0,084 (LEVENSPIEL, 2000) e 0,095 (ARCEIVALA, 1981) para a WP e 0,079 (LEVENSPIEL, 2000) e 0,078 (ARCEIVALA, 1981) para a WNP. Segundo Metcalf & Eddy (2003) valores de d abaixo de 0,05 são considerados como de baixa dispersão, e valores de 0,05 a 0,25 são considerados de dispersão moderada. Portanto, as unidades avaliadas enquadram-se em reatores com dispersão moderada a baixa, ou seja, com moderado transporte longitudinal e transversal de materiais em velocidades diferentes e regime turbulento moderado. Mesmo que visualmente a WP tenha apresentado um escoamento superficial, portanto um caminho preferencial com velocidade maior que a desenvolvida no meio poroso, esta não resultou em uma dispersão tão significativa do líquido.

Sandoval-Cobo e Peña (2007) encontraram valores do número de dispersão variando de 0,05 a 0,16 para diferentes sistemas de WHFSS. Cunha *et al.* (2003) apud Rios *et al.* (2008) estudaram WEHSS recebendo efluente de UASB e encontraram valores para o número de dispersão da ordem de 0,15.

Essa tendência de um comportamento do escoamento mais aproximado ao pistonado no interior das unidades WNP e WP também foi comprovada pelos valores do número de tanques em série obtidos: 5 para a wetland plantada e 6 para a wetland não plantada (adotada metodologia proposta por Kadlec e Wallace (2008), função gama, pela maior consistência dos cálculos), e de 6,5 e 6,9 (rearranjo de equações apresentadas em Levenspiel, 2000). São valores próximos aos de outros encontrados na literatura pesquisada. Sandoval-Cobo e Peña (2007) obtiveram valores de N que variaram de 4,3 a 15,8 tanques em série. Chazarenc *et al.* (2003), avaliando WHFSS em diferentes condições de operação, como ocorrência de precipitação, altos valores de evapotranspiração e diferentes espécies de macrófitas, obtiveram variação de 7 a 14 TES.

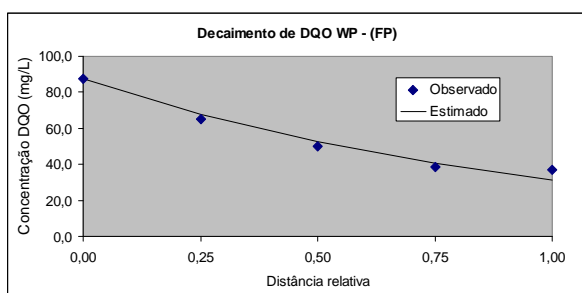
Uma vez que o objetivo proposto no projeto das wetlands, em função do desenho, era que elas mantivessem um fluxo que se aproximasse ao fluxo em pistão, e os resultados apontaram para baixa dispersão e número de TES considerável, a eficiência volumétrica do reator (wetlands), também foi alta, resultando em um melhor aproveitamento do volume útil de ambos os sistemas. Esse aproveitamento foi melhor para a WNP, com 97% de eficiência volumétrica, enquanto a WP apresentou 89% de aproveitamento do volume útil do reator.

5.4. Modelagem hidráulica – cinética de remoção de matéria orgânica aplicada ao dimensionamento de WHFSS

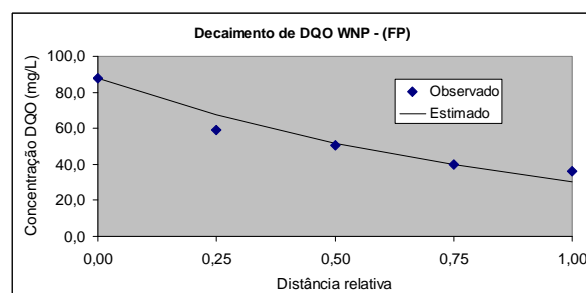
De acordo com os dados observados de decaimento da DQO filtrada e os estimados, segundo cada modelo hidráulico-cinético, baseado no teste com traçador que determinou alguns parâmetros hidrodinâmicos (TDH médio real, d e N), obtiveram-se os valores dos respectivos coeficientes de remoção da matéria orgânica (k) e dos indicadores de melhor estimativa (menor soma dos erros quadrados – SEQ e maior coeficiente de determinação – R^2). Os itens seguintes apresentam uma análise de cada modelo hidráulico-cinético testado. Pode-se observar que as determinações do coeficiente de remoção foram feitas para duas condições: (a) sem se levar em consideração a evapotranspiração, como usualmente é feito e (b) levando-se em conta os efeitos da evapotranspiração no aumento do TDH e da concentração de DQO ao longo do percurso no leito, o que se constitui em uma proposta nova do presente trabalho.

5.4.1. Fluxo em pistão

Uma síntese dos valores observados e estimados segundo o modelo de fluxo em pistão é apresentada na figura 5.47, sem considerar a ET, e na figura 5.48, considerando a ET. Os coeficientes e os indicadores resultantes para a modelagem proposta são apresentados na tabela 5.19.



Distância	0	0,25	0,5	0,75	1
Observado	87,8	64,9	49,8	38,4	37,1
Estimado	87,8	67,8	52,4	40,5	31,3



Distância	0	0,25	0,5	0,75	1
Observado	87,8	59,1	50,7	39,8	36,1
Estimado	87,8	67,4	51,8	39,8	30,6

Figura 5.47: Valores observados e estimados segundo o modelo de FP para as wetlands plantada e não plantada (WP e WNP), sem considerar a ET.

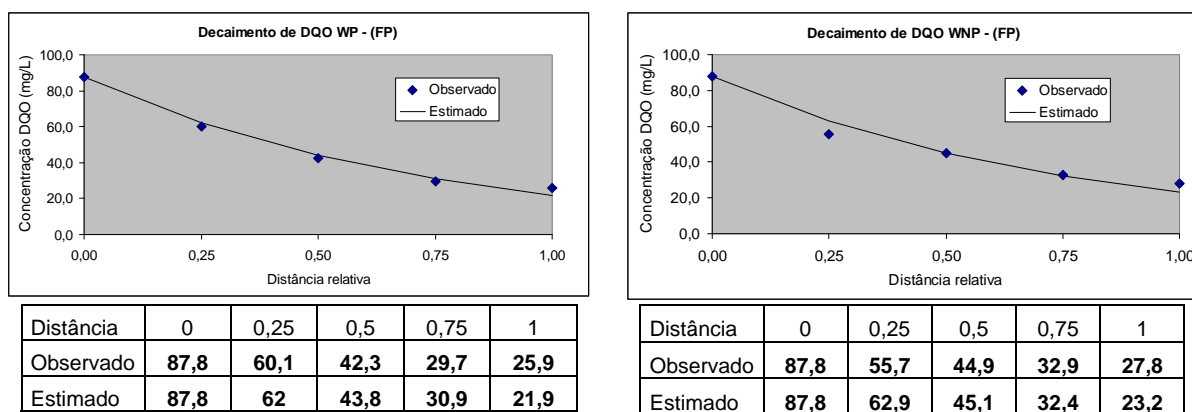


Figura 5.48: Valores observados e estimados segundo o modelo de FP para as wetlands plantada e não plantada (WP e WNP), considerando a ET.

Tabela 5.19: Quadro resumo dos valores dos coeficientes de decaimento (k) e dos indicadores de representatividade do modelo de FP aplicados as wetlands plantada e não plantada (WP e WNP), considerando e não a evapotranspiração.

	Com evapotranspiração		Sem evapotranspiração	
	WP	WNP	WP	WNP
k (d^{-1})	0,92	0,93	0,81	0,84
SEQ	24,0	74,3	52,7	101,9
R^2	0,991	0,967	0,971	0,940

Observa-se nessas figuras e tabela que o modelo de fluxo em pistão apresentou boa estimativa em relação aos dados observados. Entretanto, as concentrações finais estimadas foram, sistematicamente, inferiores às observadas para os dois sistemas de wetlands e para as duas situações consideradas. O modelo de FP superestimou a eficiência final observada em 15,5% em média. Essa evidência também foi encontrada em outros estudos com valores superestimados do modelo de FP, na ordem de 15% para os dados de Valentim (2003) analisados por Brasil (2005) e de 25% para os dados avaliados por Sandoval-Cobo e Peña (2007).

De acordo com o quadro resumo é possível verificar que a WNP apresentou sempre a maior soma dos erros quadrados. Essa observação indica que o modelo não se ajustou tão bem quanto aos dados da WP. Entretanto, se verificada a representação gráfica, observa-se que esse maior erro é em função do melhor desempenho do sistema controle no primeiro ponto amostrado (distância relativa de 0,25). Trata-se de uma maior inadequação da WNP ao modelo de FP, mas que não traria problemas operacionais, uma vez que o erro se deu pela maior eficiência de remoção da WNP no primeiro ponto amostrado.

Os valores do coeficiente de remoção (k) foram semelhantes para as duas WC em cada uma das situações testadas. Os maiores valores de k foram obtidos quando considerada a ET nos sistemas, provavelmente em função da maior remoção da DQO ajustada proporcionalmente à perda de água. Esses valores de k obtidos para todas as situações (0,81 a 0,93 d^{-1}) encontram-se relativamente próximos da grande amplitude de valores citada na literatura. O estudo de Brasil (2005) resultou em um $k = 0,44 d^{-1}$; Fia (2009) obteve de 0,56 a 1,37 d^{-1} para diferentes taxas de aplicação de carga; Freitas (2006), com variação de 0,24 a 0,89 d^{-1} , sendo que o menor valor refere-se a uma menor carga aplicada (135 $kg ha^{-1} d^{-1}$) para uma WP e o maior valor refere-se a uma maior carga aplicada (1.331 $kg ha^{-1} d^{-1}$) para uma WNP; Sandoval-Cobo e Peña (2007) obtiveram variação de 0,46 a 0,75 d^{-1} .

Para o dimensionamento das wetlands desta pesquisa (DORNELAS, 2008) foi utilizado esse modelo de FP, com valor de $k = 1,1 d^{-1}$ (REED, 1995) a 20°C e dados de concentração afluente e efluente de DBO_5 de 108 e 30 mg/l , respectivamente, com temperatura média anual do líquido de 20°C. Os dados de temperatura e concentração afluente foram obtidos no banco de dados do CePTS. No entanto, os dados médios de dois anos de operação foram de 43 e 15,5 mg/l de DBO_5 para o afluente e efluente, respectivamente. Com esses dados de dois anos de operação, e o mesmo valor de TDH (1,2 dias), obteve-se um $k = 0,85 d^{-1}$. Esse valor é bem próximo do obtido para a situação pesquisada sem considerar a perda de água para a remoção da DQO filtrada (WP=0,81 e WNP=0,84). Isso demonstra que o valor utilizado de $k = 1,1 d^{-1}$ foi ligeiramente superior ao obtido de acordo com as condições operacionais encontradas.

Essa diferença entre o valor de k utilizado para o dimensionamento (1,1 d^{-1}) e o encontrado para a modelagem realizada com os dados de dois anos de operação do sistema (0,85 d^{-1}) está de acordo com algumas pesquisas que identificaram uma relação direta entre a carga orgânica aplicada e o coeficiente de remoção (k) (FREITAS, 2006; SUN e SAEED, 2009; VITALI *et al.*, 2009; FIA, 2009). A possibilidade de algum efeito proveniente da diferença de temperatura, entre a operacional e a adotada, é mínima segundo alguns autores (KADLEC e KNIGHT, 1996; BRASIL, 2005; VITALI *et al.*, 2009) que não verificaram relação alguma entre as diferentes temperaturas operacionais e os valores dos coeficientes de decaimento. De qualquer maneira, adotou-se uma carga orgânica aplicada maior que a verificada em operação para os requisitos de dimensionamento, o que provavelmente resultou em um desenho mais conservador e nos ótimos resultados de eficiência apresentados pelos dois sistemas na remoção da DQO.

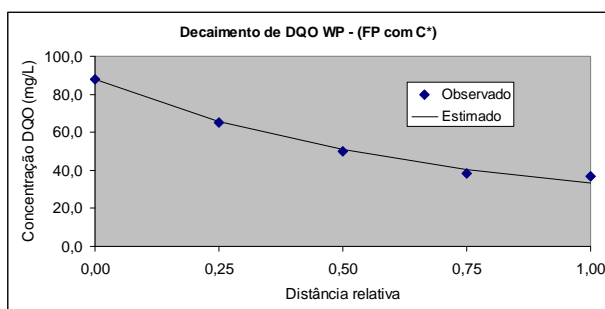
De acordo com o que está apresentado no quadro resumo, a WP apresentou maior identificação com o modelo de FP do que a WNP para as duas situações (com e sem ET). Outros autores também observaram esse fato e atribuem o melhor ajuste dos sistemas plantados ao FP devido ao menor efeito dispersivo do fluxo no interior da WP em função da presença do sistema radicular (CHAZARENC *et al.*, 2003). Entretanto, esse fato de menor dispersão para sistemas plantados não foi verificado nos testes com traçador nessa pesquisa, sendo constatado exatamente o contrário.

Brasil (2005) afirma que o menor TDH, fato verificado na WNP em função da menor ET observada, pode representar uma inadequação do modelo de FP e cinética de primeira ordem na predição da remoção de matéria orgânica nos sistemas de WC, induzindo a superestimativa observada. Essa afirmativa não é evidenciada nessa pesquisa, uma vez que a superestimativa foi igual (15%) para todas as situações propostas (diferentes TDH, corrigidos pela ET) e para as duas unidades de wetlands.

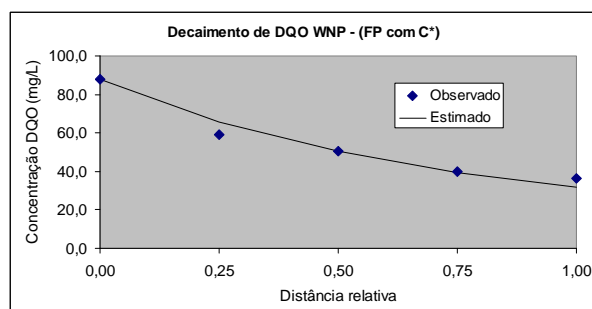
Fia (2009) obteve coeficientes de determinação (R^2) variando de 0,789 a 0,864 para diferentes taxas de aplicação de carga orgânica. Brasil (2005), analisando os dados de Valentim (2003) conseguiu um coeficiente de determinação de 0,81. Sandoval-Cobo e Peña (2007) obtiveram coeficientes variando de 0,72 a 0,99. Por outro lado, o melhor valor de R^2 obtido nessa pesquisa foi de 0,991 para a melhor condição (WP com ET) e de 0,940 para a pior condição (WNP sem ET). Comparando com os valores das referências citados, até a pior condição com $R^2 = 0,940$ pode ser considerada uma boa estimativa do modelo de FP. Essa boa estimativa obtida para todas as condições ocorreu, provavelmente, devido ao desenho dos sistemas, em que há grande relação comprimento/largura ($L/B = 8$), priorizando o fluxo pistonado.

5.4.2. Fluxo em pistão modificado, com residual ($k-C^*$)

Uma síntese dos valores observados e estimados segundo o modelo de fluxo em pistão modificado ($k - C^*$) é apresentada na figura 5.49, sem considerar a ET, e na figura 5.50, considerando a ET. Os coeficientes e os indicadores resultantes para a modelagem proposta são apresentados na tabela 5.20.

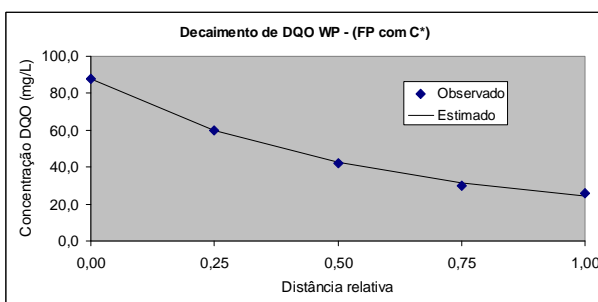


Distância	0	0,25	0,5	0,75	1
Observado	87,8	64,9	49,8	38,4	37,1
Estimado	87,8	65,9	50,8	40,4	33,1

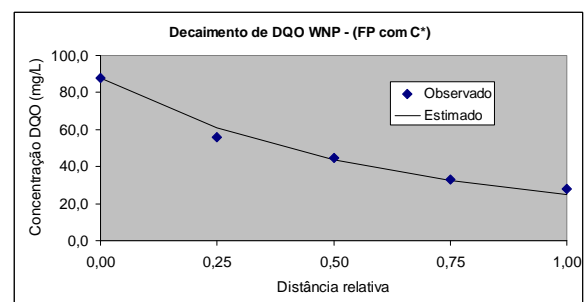


Distância	0	0,25	0,5	0,75	1
Observado	87,8	59,1	50,7	39,8	36,1
Estimado	87,8	65,8	50,3	39,5	31,9

Figura 5.49: Valores observados e estimados segundo o modelo de FP modificado ($k - C^*$) para as wetlands plantada e não plantada (WP e WNP), sem considerar a ET.



Distância	0	0,25	0,5	0,75	1
Observado	87,8	60,1	42,3	29,7	25,9
Estimado	87,8	60,0	42,4	31,2	24,2



Distância	0	0,25	0,5	0,75	1
Observado	87,8	55,7	44,9	32,9	27,8
Estimado	87,8	61,1	43,7	32,3	24,9

Figura 5.50: Valores observados e estimados segundo o modelo de FP modificado ($k - C^*$) para as wetlands plantada e não plantada (WP e WNP), considerando a ET.

Tabela 5.20: Quadro resumo dos valores dos coeficientes de decaimento (k) e dos indicadores de representatividade do modelo de FP modificado ($k - C^*$) aplicados às wetlands plantada e não plantada (WP e WNP), considerando e não a evapotranspiração.

	Com evapotranspiração		Sem evapotranspiração	
	WP	WNP	WP	WNP
k (d^{-1})	1,21	1,19	1,15	1,12
C^* (mg/l)	11,9	10,8	17	14
SEQ	5,4	40,1	21,2	63,0
R^2	0,998	0,982	0,988	0,963

Observa-se nessas figuras e tabela que o modelo FP ($k-C^*$) apresentou excelente estimativa em relação aos dados observados. As concentrações finais estimadas pelo modelo foram inferiores às observadas em cerca de 11% para as duas wetlands em todas as duas situações

propostas, exceto pela condição que considera a WP com ET, em que a superestimativa foi menor, com valor estimado 6,5% abaixo do observado. São valores de erro na concentração efluente inferiores à superestimativa observada no modelo de FP simples (15,5%). Além disso, ao longo do leito os valores observados e estimados pelo modelo $k-C^*$ foram bem próximos, resultando em baixos valores de SEQ e excelentes coeficientes de determinação R^2 . Ainda assim, o primeiro ponto monitorado na WNP (distância relativa de 0,25) continuou sendo superestimado pela modelagem proposta.

Esse modelo obteve valores do coeficiente de remoção (k) maiores que os obtidos para o FP simples. Uma explicação pode ser a presença do residual de MO na modelagem, que faz com que o decaimento seja intenso no início do leito até que se atinja esse valor mínimo estipulado e seja mantido, como de fato se observa no comportamento das wetlands. Alguns valores citados na literatura para k aplicados ao modelo de FP modificado são de 0,95 a 3,23 d^{-1} com $R^2 = 1,0$ (SANDOVAL-COBO e PEÑA, 2007) e de 1,76 a 4,57 d^{-1} , quando analisadas diferentes taxas de aplicação de DQO, obtendo coeficientes de determinação de 0,971 e 0,994, respectivamente (FIA, 2009).

Observou-se pouca diferença nos valores de k quando comparadas as duas wetlands, mas com os maiores valores sempre para o sistema plantado. Era esperado maior valor de k para a WP em relação à WNP apenas para a condição que considera a ET, já que a WP apresenta maior decaimento na concentração da DQO em função da correção feita para a maior perda de água desse sistema. Para a situação sem ET, as concentrações finais são bem próximas para as duas wetlands, entretanto a WNP apresenta maior decaimento inicial (distância relativa de 0,25), o que, aparentemente, deveria resultar em coeficientes de remoção (k) maiores, fato que não foi observado.

Já para a comparação das situações propostas, a análise considerando a perda de água (maior TDH) obteve valores maiores de k do que a análise sem ET. Freitas (2006) e Fia (2009) fazem uma consideração de acordo com os resultados obtidos em suas pesquisas de que as WC com maior TDH, em geral, apresentaram menor coeficiente de remoção de matéria orgânica (k). Pelo fato de possuírem maior TDH, esses sistemas possuem, em seu interior, uma matéria orgânica que já havia passado por processo de degradação, apresentando maior quantidade de compostos recalcitrantes. Ao contrário, menor TDH proporcionou constante aporte de matéria orgânica de mais fácil degradação. Essa consideração não foi observada no estudo atual quando comparado as situações com e sem ET para cada wetland, uma vez que a situação que

considera a ET aumenta o TDH nos sistemas, mas principalmente aumenta a concentração de DQO, a qual foi corrigida proporcionalmente ao longo do leito, resultando em menores concentrações e conseqüentemente em um decaimento maior dos valores de concentração.

Para o parâmetro C^* , foi utilizado o menor valor observado em cada um dos sistemas como sendo o limite inferior. Esse valor foi de 17 e 14 mg/l para as WP e WNP, respectivamente, sem considerar as perdas de água, e de 12 e 11 mg/l para as WP e WNP, respectivamente, considerando a ET.

O modelo de FP modificado ($k-C^*$) estimou muito bem os valores observados para as duas wetlands e para as duas condições propostas, sendo que a WP considerando a ET foi a que melhor se adequou aos dados gerados.

5.4.3. Fluxo disperso com residual (C^*)

Uma síntese dos valores observados e estimados segundo o modelo de fluxo disperso com residual (C^*) é apresentada na figura 5.51, sem considerar a ET, e na figura 5.52, considerando a ET. Os coeficientes e os indicadores resultantes para a modelagem proposta são apresentados na tabela 5.21.

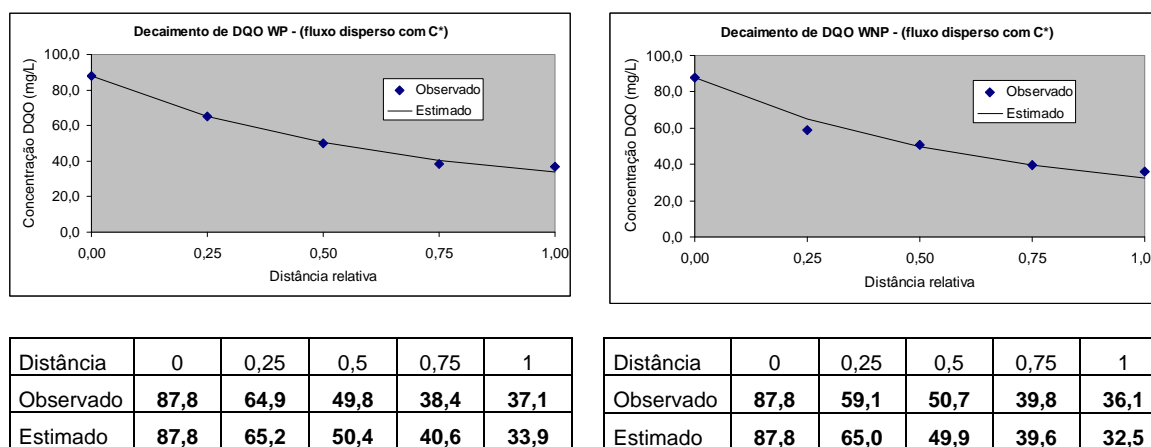
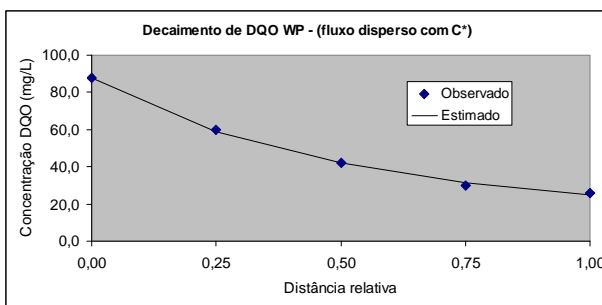
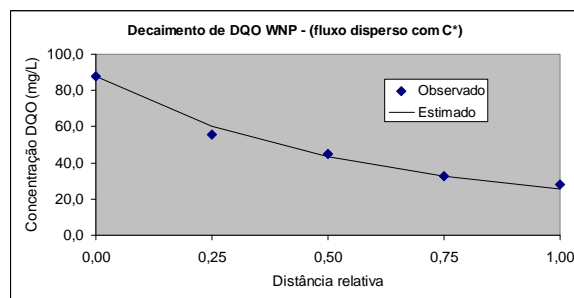


Figura 5.51: Valores observados e estimados segundo o modelo de fluxo disperso com residual (C^*) para as wetlands plantada e não plantada (WP e WNP), sem considerar a ET.



Distância	0	0,25	0,5	0,75	1
Observado	87,8	60,1	42,3	29,7	25,9
Estimado	87,8	59,1	42,1	31,7	25,1



Distância	0	0,25	0,5	0,75	1
Observado	87,8	55,7	44,9	32,9	27,8
Estimado	87,8	60,2	43,3	32,6	25,7

Figura 5.52: Valores observados e estimados segundo o modelo de fluxo disperso com residual (C^*) para as wetlands plantada e não plantada (WP e WNP), considerando a ET.

Tabela 5.21: Quadro resumo dos valores dos coeficientes de decaimento (k) e dos indicadores de representatividade do modelo de fluxo disperso com residual (C^*) aplicados as wetlands plantada e não plantada (WP e WNP), considerando e não a evapotranspiração.

	Com evapotranspiração		Sem evapotranspiração	
	WP	WNP	WP	WNP
k (d^{-1})	1,31	1,28	1,24	1,2
Coef. Dispersão (d)	0,077	0,073	0,077	0,073
C^* (mg/l)	11,9	10,78	17	14
SEQ	5,5	27,8	15,5	49,1
R^2	0,998	0,988	0,991	0,971

Observa-se nessas figuras e tabela que o modelo de fluxo disperso com residual (C^*) também apresentou excelente estimativa em relação aos dados observados, assim como o modelo de FP modificado ($k-C^*$). As concentrações finais (efluente) estimadas pelo modelo foram inferiores às observadas para todas as wetlands nas duas situações propostas (com e sem ET) com diferença percentual variando de 3% (WP com ET) a 10% (WNP sem ET). São percentagens de erro bem inferiores à superestimativa obtida no modelo de FP simples (média de 15,5%) e menores que as resultantes no modelo de FP modificado (variação de 6,5 a 11%). Além disso, ao longo do leito os valores observados e estimados pelo modelo de fluxo disperso com residual foram bem próximos, resultando em baixos valores de SEQ, principalmente para a WNP, se comparado com os valores já reduzidos verificados no modelo de FP modificado. Essas evidências geraram excelentes coeficientes de determinação, principalmente quando considerada a ET.

Na modelagem do fluxo disperso foram obtidos valores do coeficiente de remoção (k) bem maiores que os obtidos para o FP simples, e superiores aos apresentados no modelo de FP modificado, para as duas wetlands.

Não se observou grande variação nos valores de k , comparando as duas wetlands e as situações propostas para esse modelo. O maior valor foi para a WP e a situação que considera a ET, enquanto que o menor valor foi para a WNP sem considerar a ET.

Os valores presentes na situação que considera a ET são ligeiramente maiores que os sem ET. Essa evidência pode ter a mesma explicação dada no item anterior, de que a correção da concentração da DQO em função da perda de água ao longo do leito, aumenta o coeficiente de remoção da matéria orgânica.

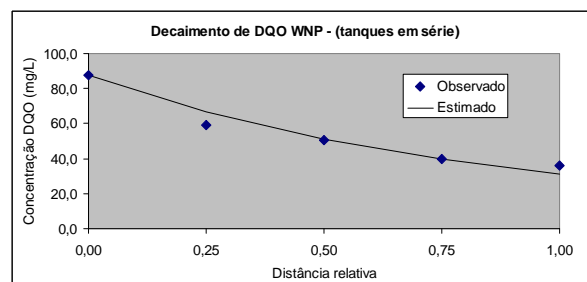
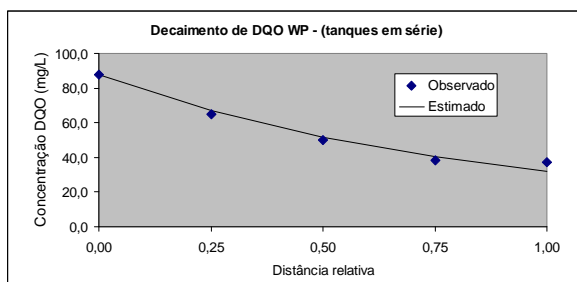
Sandoval-Cobo e Peña (2007) encontraram valores de k igual a 0,32 a 0,58 d^{-1} para esse modelo de fluxo disperso e coeficientes de determinação de 0,5 e 0,98, respectivamente. No presente estudo o R^2 variou muito pouco de uma wetland para outra, bem como de uma situação para a outra, diferentemente da citação acima onde ocorreu uma diferença considerável de identificação do modelo de dispersão. Ressalta-se que o modelo citado na referência (SANDOVAL-COBO e PEÑA, 2007) de fluxo disperso não continha o residual de matéria orgânica (C^*).

Para o parâmetro C^* , residual de matéria orgânica, foi utilizado o menor valor observado em cada um dos sistemas como sendo o limite inferior, já citado no modelo de FP modificado.

O modelo de fluxo disperso com residual estimou muito bem os valores observados para as duas wetlands e para as duas condições propostas, sendo que a situação que considera a ET para a WP, mais uma vez, foi a que melhor se adequou aos dados gerados ($R^2 = 0,998$). Entretanto, a WNP também se adequou muito bem ao modelo, com valores de $R^2 = 0,988$ e 0,971, com e sem a evaporação, respectivamente.

5.4.4. Tanques em série (TES)

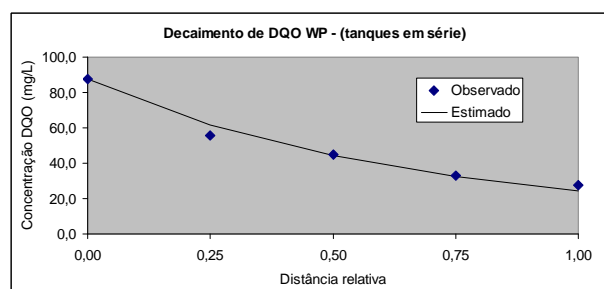
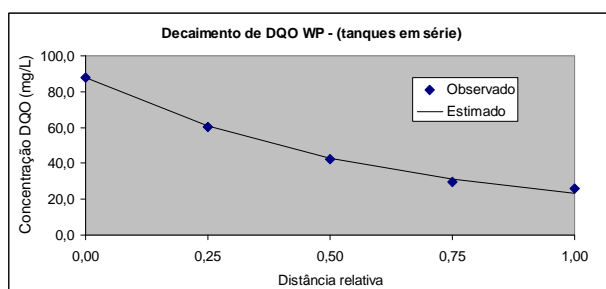
Uma síntese dos valores observados e estimados segundo o modelo de reatores de mistura completa com tanques em série (TES) é apresentado na figura 5.53, sem considerar a ET, e na figura 5.54, considerando a ET. Os coeficientes e os indicadores resultantes para a modelagem proposta são apresentados na tabela 5.22.



Distância	0	0,25	0,5	0,75	1
Observado	87,8	64,9	49,8	38,4	37,1
Estimado	87,8	66,9	51,7	40,5	32,1

Distância	0	0,25	0,5	0,75	1
Observado	87,8	59,1	50,7	39,8	36,1
Estimado	87,8	66,6	51,1	39,7	31,2

Figura 5.53: Valores observados e estimados segundo o modelo de tanques em série (TES) para as wetlands plantada e não plantada (WP e WNP), sem considerar a ET.



Distância	0	0,25	0,5	0,75	1
Observado	87,8	60,1	42,3	29,7	25,9
Estimado	87,8	60,7	43,1	31,2	23,1

Distância	0	0,25	0,5	0,75	1
Observado	87,8	55,7	44,9	32,9	27,8
Estimado	87,8	61,8	44,4	32,5	24,1

Figura 5.54: Valores observados e estimados segundo o modelo de tanques em série (TES) para as wetlands plantada e não plantada (WP e WNP), considerando a ET.

Tabela 5.22: Quadro resumo dos valores dos coeficientes de decaimento (k) e dos indicadores de representatividade do modelo de Tanques em série (TES) aplicados as wetlands plantada e não plantada (WP e WNP), considerando e não a evapotranspiração.

	Com evapotranspiração		Sem evapotranspiração	
	WP	WNP	WP	WNP
k (d^{-1})	1,02	1,01	0,87	0,9
Número de tanques (n)	5	6	5	6
SEQ	11,3	52,2	36,9	81,4
R^2	0,996	0,977	0,979	0,952

Observa-se nessas figuras e tabela que o modelo de tanques em série (TES) também apresentou boa estimativa em relação aos dados observados, de acordo com os valores de R^2 . Entretanto, as concentrações finais (efluente) estimadas pelo modelo de TES foram bem diferentes das observadas, com média de 13,5 % a menos para as duas wetlands e todas as situações propostas (com e sem ET), exceto para a WP com ET, que obteve 10,8% de superestimativa. São percentagens de erro inferiores à superestimativa observada no modelo de FP simples (15,5%), mas maiores que as estimadas pelo modelo de FP modificado (variação de 6,5 a 11%) e fluxo disperso modificado (variação de 3 a 10%).

Os valores ao longo do leito, observados e estimados pelo modelo de TES, foram bem próximos, resultando em baixos valores de SEQ para a situação que considera a ET na WP. Para as outras situações a SEQ foi menor se comparada ao FP simples, mas alta em relação ao FP modificado e fluxo disperso modificado. Essas evidências geraram bons coeficientes de determinação, intermediários entre o FP simples, com menores valores de determinação, e o FP modificado e o fluxo disperso modificado, com ótimos coeficientes de determinação.

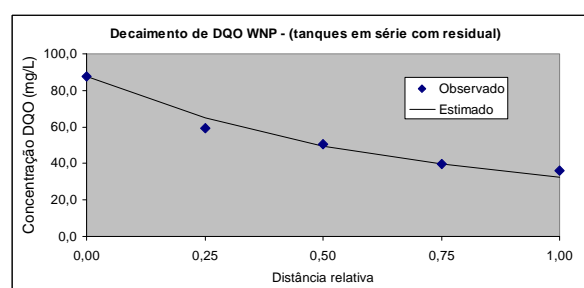
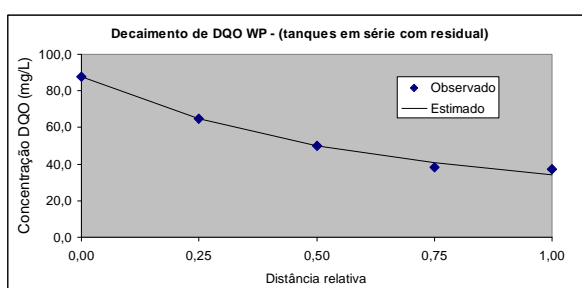
O modelo de TES obteve valores do coeficiente de remoção (k) próximo dos obtidos para o FP simples, mas bem inferiores aos apresentados no modelo de FP modificado e fluxo disperso modificado, para todas as situações pesquisadas e para as WP e WNP.

Sandoval-Cobo e Peña (2007) encontraram valores para o coeficiente de remoção k variando de 0,38 a 0,78 d^{-1} , com o maior valor para o sistema com maior número de tanques em série, com os respectivos coeficientes de determinação 0,47 e 0,99. Na pesquisa em questão os resultados não seguiram essa mesma tendência, sendo que o sistema com maior número de tanques em série (WNP = 6) apresentou menor valor de k e menor coeficiente de determinação.

Os indicadores obtidos para a modelagem em TES foram ligeiramente melhores que o modelo de FP simples, mas inferiores aos modelos FP modificado e fluxo disperso modificado, onde há presença de residual de matéria orgânica. Assim como nos outros modelos analisados a situação que considera a WP com ET apresentou a melhor modelagem, enquanto que a situação que considera a WNP sem a perda de água foi a pior modelagem.

5.4.5. Tanques em série (TES), com residual (C*)

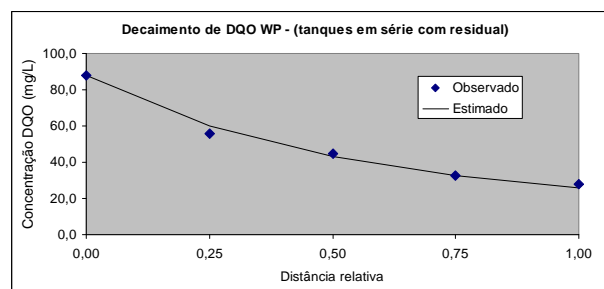
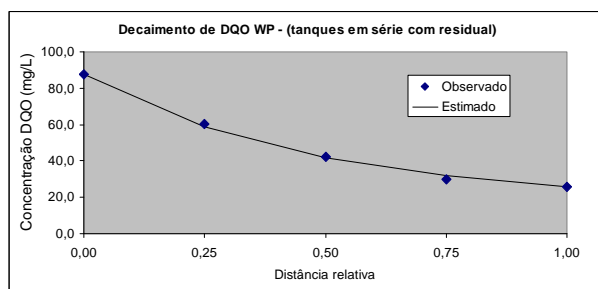
Uma síntese dos valores observados e estimados segundo o modelo de reatores de mistura completa com tanques em série (TES), com residual (C*), é apresentado na figura 5.55, sem considerar a ET, e na figura 5.56, considerando a ET. Os coeficientes e os indicadores resultantes para a modelagem proposta são apresentados na tabela 5.23.



Distância	0	0,25	0,5	0,75	1
Observado	87,8	64,9	49,8	38,4	37,1
Estimado	87,8	64,8	50,2	40,7	34,2

Distância	0	0,25	0,5	0,75	1
Observado	87,8	59,1	50,7	39,8	36,1
Estimado	87,8	64,8	49,7	39,6	32,7

Figura 5.55: Valores observados e estimados segundo o modelo de Tanques em Série (TES), com residual (C*), para as wetlands plantada e não plantada (WP e WNP), sem considerar a ET.



Distância	0	0,25	0,5	0,75	1
Observado	87,8	60,1	42,3	29,7	25,9
Estimado	87,8	58,6	41,9	31,9	25,6

Distância	0	0,25	0,5	0,75	1
Observado	87,8	55,7	44,9	32,9	27,8
Estimado	87,8	59,9	43,1	32,7	26

Figura 5.56: Valores observados e estimados segundo o modelo de Tanques em Série (TES), com residual (C*), para as wetlands plantada e não plantada (WP e WNP), considerando a ET.

Tabela 5.23: Quadro resumo dos valores dos coeficientes de decaimento (k) e dos indicadores de representatividade do modelo de Tanques em série (TES), com residual (C^*), aplicados as wetlands plantada e não plantada (WP e WNP), considerando e não a evapotranspiração.

	Com evapotranspiração		Sem evapotranspiração	
	WP	WNP	WP	WNP
k (d^{-1})	1,35	1,31	1,28	1,22
Número de tanques (n)	5	6	5	6
C^* (mg/l)	11,9	10,78	17	14
SEQ	7,1	24,5	13,5	45,2
R^2	0,997	0,989	0,992	0,973

Observa-se nessas figuras e tabela que o modelo de tanques em série (TES), com residual de matéria orgânica (C^*), também apresentou excelente estimativa em relação aos dados observados, assim como os modelos de FP modificado e de fluxo disperso modificado, ambos com residual (C^*). As concentrações finais (efluente) estimadas pelo modelo foram inferiores às observadas, com percentagem de diferença variando de 1% (WP com ET) a 9,5% (WNP sem ET). São percentagens de erro inferiores à superestimativa observada em todos os outros modelos testados: a) FP simples (média de 15,5%); b) FP modificado (de 6,5 a 11%); c) fluxo disperso modificado (de 3 a 10%) e TES simples (de 11 a 13,5%).

O modelo de TES modificado obteve os maiores valores do coeficiente de remoção (k), se comparado a todos os outros modelos testados, mas próximo do modelo de Fluxo Disperso modificado. Tal se deve ao fato de que ambos os modelos permitiram representações hidráulicas similares dos reatores biológicos, fazendo com que os coeficientes cinéticos pudessem se aproximar.

Não se observou grande variação nos valores de k , comparando principalmente as duas wetlands. Assim como nos outros modelos, o maior valor do coeficiente de remoção (k) foi para o sistema plantado e para a condição que considera as perdas de água. As explicações para esse comportamento são as mesmas apresentadas nos outros modelos.

Não há valores do coeficiente de remoção (k) citados na literatura de wetlands para esse modelo de TES modificado, com C^* , mesmo esse tendo sido um dos modelos que melhor descreveu o comportamento de decaimento da DQO ao longo dos sistemas de wetlands horizontais, juntamente com o modelo de Fluxo Disperso modificado.

5.4.6. Resumo dos modelos testados

Uma síntese dos valores dos coeficientes de decaimento (k) e dos coeficientes de determinação (R^2) para cada modelo testado nas duas wetlands e para as duas condições operacionais propostas (com e sem ET) é apresentado na tabela 5.24.

Tabela 5.24: Quadro resumo dos valores dos coeficientes de decaimento (k) e dos coeficientes de determinação (R^2) para cada modelo hidráulico-cinético testado para as duas wetlands, plantada e não plantada, e para as duas situações consideradas, com e sem evapotranspiração.

	Com evapotranspiração		Sem evapotranspiração	
	WP	WNP	WP	WNP
Fluxo em Pistão				
k (d^{-1})	0,92	0,93	0,81	0,84
R^2	0,991	0,967	0,971	0,940
Fluxo em Pistão com residual ($k - c^*$)				
k (d^{-1})	1,21	1,19	1,15	1,12
R^2	0,998	0,982	0,988	0,963
Fluxo Disperso com residual (c^*)				
k (d^{-1})	1,31	1,28	1,24	1,20
R^2	0,998	0,988	0,991	0,971
Mistura completa - Tanques em Série				
k (d^{-1})	1,02	1,01	0,87	0,9
R^2	0,996	0,977	0,979	0,952
Mistura completa - Tanques em Série, com residual (C^*)				
k (d^{-1})	1,35	1,31	1,28	1,22
R^2	0,997	0,989	0,992	0,973

Todos os modelos testados se ajustaram bem aos dados de decaimento da concentração da DQO filtrada ao longo das wetlands plantada e controle, para as duas situações propostas, considerando ou não as perdas de água por evapotranspiração. Os coeficientes de determinação (R^2) obtidos variaram de 0,940 (WNP sem ET) a 0,998 (WP com ET), para os modelos de FP simples e Fluxo Disperso modificado, respectivamente.

Os maiores valores do coeficiente de remoção de matéria orgânica (k) foram obtidos para os modelos que apresentam um residual de matéria orgânica (C^*) inseridos em suas equações matemáticas, enquanto que os modelos simples (FP e TES) apresentaram valores menores. É possível que ao considerar o residual, a remoção seja intensa no início do leito, levando a uma maior taxa de remoção, mas que depois se estabiliza e mantém uma concentração mínima

típica das wetlands horizontais. Verifica-se com isso que quando não se considera um residual de matéria orgânica (C^*) na modelagem, os valores para o coeficiente de remoção k tendem a menores valores, mas relativamente próximos em relação aos outros modelos testados, se comparados à ampla faixa de valores citada na literatura e mencionada nos itens anteriores específicos a cada modelo.

A situação que considera as perdas de água por evapotranspiração nas duas wetlands foi a que conduziu a melhores ajustes para todos os testes, se comparado à situação sem ET. Ela também apresentou maior valor dos coeficientes de remoção k . Provavelmente esse comportamento se deve pela maior taxa de remoção da DQO em função da correção feita pela perda de água nos sistemas.

A WP apresentou maiores valores de k para todos os modelos e situações propostas, indicando que a presença das plantas pode contribuir na remoção da matéria orgânica, ainda que de maneira pouco expressiva. Era esperado que ao menos na situação sem considerar a ET para a WNP, esta apresentasse maior valor de k para os modelos, já que esse sistema possui um decaimento da concentração de DQO maior no início do leito (distância relativa de 0,25) do que a WP e que depois se iguala as concentrações de ambas as unidades.

A WP também apresentou melhor ajuste (R^2) a todos os modelos cinéticos testados, quando comparada com a WNP. Entretanto, pode-se dizer que o fato da WNP ter apresentado menor ajuste com os modelos foi em função da maior remoção da matéria orgânica verificada no início do leito, que nenhum dos modelos foi capaz de simular. A maior soma dos erros quadrados (SEQ) foi observada no primeiro ponto de amostragem da WNP (distância relativa de 0,25) em todos os modelos cinéticos testados. Portanto, essa maior inadequação a todos os modelos testados não compromete o bom desempenho apresentado pelo sistema controle, sem plantas.

Os modelos que melhor se ajustaram aos dados de campo foram aqueles que apresentam um residual de matéria orgânica (C^*), com ajustes bem próximos entre si. Destacam-se os modelos de Fluxo Disperso modificado e TES modificado que apresentaram melhor ajuste (R^2) inclusive para a condição sem considerar a ET para a WNP.

Nota-se que o comportamento desses dois modelos (Fluxo Disperso modificado e TES modificado) é semelhante em todos os aspectos, valores de k e R^2 , uma vez que exprimem a

real cinética das wetlands, assumindo que a hidráulica tenha sido bem representada pelo número de dispersão (d) e número de tanques (N) obtidos no teste com traçador.

O modelo de fluxo em pistão simples, amplamente utilizado e recomendado pela sua simplicidade matemática (apesar das reconhecidas limitações), foi o que menos se adequou aos dados observados em campo, se comparado aos outros modelos testados. Além disso, foi o modelo que apresentou maior superestimativa da concentração final efluente, em média 15,5% para todas as situações propostas.

Dentre os modelos que melhor se ajustaram aos dados de decaimento da concentração de DQO filtrada observada para as duas wetlands, indica-se o uso do modelo de Fluxo em Pistão modificado (FP ($k-C^*$)). Apesar de não ter obtido o melhor resultado dentre os modelos pesquisados, este apresenta grande simplicidade conceitual na sua equação matemática, não sendo necessário estimar (no caso de sistemas novos) ou realizar testes para obtenção de parâmetros (no caso de sistemas já existentes), como o número de dispersão (d) ou número de tanques em série (N).

5.4.7. Aplicação do modelo de fluxo disperso modificado aos dados do monitoramento rotineiro (DQO total afluente e efluente), considerando a evapotranspiração

De acordo com os itens anteriores desse capítulo, o modelo de fluxo disperso modificado, com C^* , foi o que melhor simulou o decaimento da concentração de matéria orgânica (DQO filtrada) no sistema de wetland horizontal. No intuito de verificar a real aplicação desse modelo em prever a remoção da matéria orgânica nas wetlands pesquisadas, realizou-se um teste utilizando os resultados rotineiros de entrada e saída da DQO total nas duas unidades de wetlands (WP e WNP) durante o período de aproximadamente um ano (15/10/08 a 09/09/09) considerando a ET na concentração efluente de acordo com o monitoramento de perda de água durante o mesmo período.

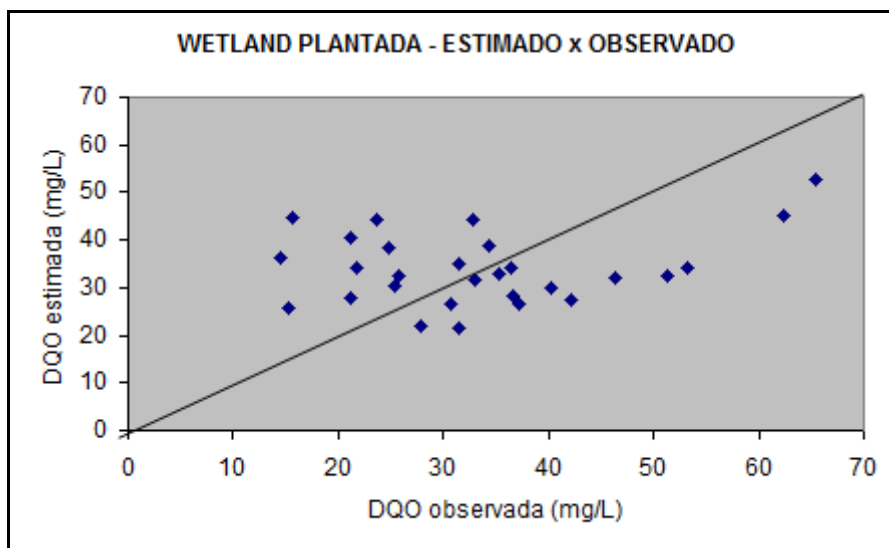
Para o teste foi utilizada a DQO total afluente e efluente. Pode-se considerar que a DQO particulada é muito baixa, inferior a 2 mg/l, uma vez que as concentrações de SSV no efluente eram em torno de apenas 3 mg/l. Assim, a DQO total é bem próxima à DQO filtrada, não interferindo na análise da aplicação do modelo de fluxo disperso modificado nos dados do monitoramento rotineiro.

A seguir (tabela 5.25) são apresentados os parâmetros utilizados na equação de fluxo disperso modificado (C^*), resultante dos testes citados anteriormente. O número de dispersão foi obtido nos testes com traçador, o residual (C^*) foi determinado como o menor valor observado para cada wetland de DQO filtrada, e o coeficiente de remoção (k) foi estimado de acordo com a modelagem dos dados de decaimento ao longo do leito.

Tabela 5.25: Quadro com os parâmetros utilizados na equação de fluxo disperso modificado (C^*) aplicados aos dados do monitoramento rotineiro (DQO total), considerando a evapotranspiração.

	WP	WNP
Número de dispersão (d)	0,077	0,073
Concentração residual (C^*) (mg/l)	11,9	10,8
Coef. de remoção (k) (d^{-1})	1,31	1,28

A figura 5.57 apresenta dois gráficos de correlação entre a DQO efluente estimada pelo modelo proposto (Fluxo Disperso modificado) e a DQO efluente observada durante o monitoramento rotineiro de um ano, para as wetlands plantada e não plantada, respectivamente.



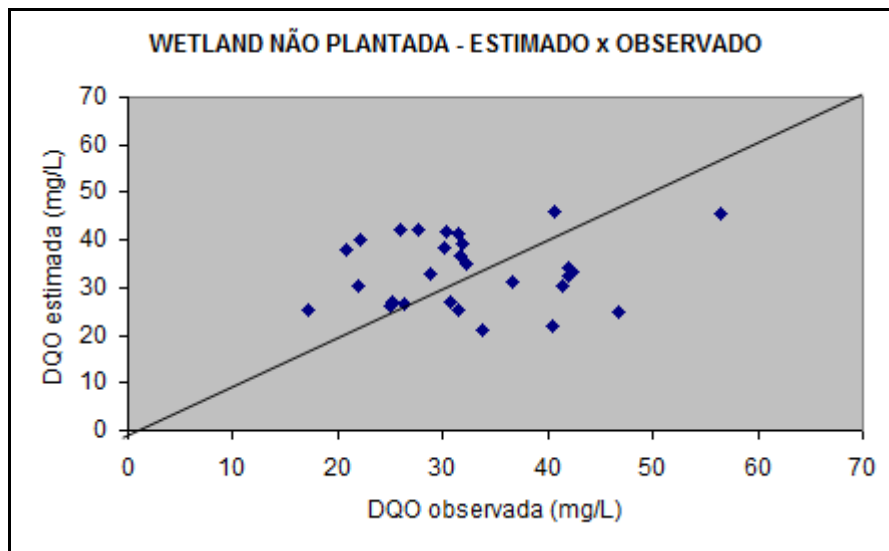


Figura 5.57: Gráficos de correlação entre as concentrações de DQO efluente observada e estimada para as duas wetlands (WP e WNP).

Observa-se nos gráficos que o ajuste entre os valores estimados e observados foi muito fraco. Era esperado esse tipo de comportamento da relação entre os dados, pois estes modelos não são adequados para prever variações ao longo do tempo em um dado sistema, principalmente nas wetlands construídas. Para tanto, seriam necessários modelos dinâmicos, que incorporassem os termos de transporte e reação, além das influências ambientais características de sistemas naturais.

A tabela 5.26 apresenta os coeficientes de determinação relativos aos gráficos anteriores e os valores de concentração média efluente de DQO observados e estimados pelo modelo de Fluxo Disperso modificado.

Tabela 5.26: Quadro com os resultados de concentração média efluente observada e estimada e os coeficientes de determinação para a relação entre esses valores, para as duas wetlands (WP e WNP).

	WP	WNP
Concentração média observada (mg/l)	33	33
Concentração média estimada (mg/l)	34	33
Coefficiente de determinação	-0,045	-0,052

Apesar de ter havido pouca relação entre os dados estimados e observados ao longo do período de monitoramento de um ano, como se verifica pelos baixíssimos coeficientes de determinação, os valores médios resultantes foram bem próximos. Esse resultado indica que o modelo é adequado para se prever condições médias, ou seja, condições de projeto.

6. CONCLUSÃO

De acordo com os resultados desta pesquisa as wetlands horizontais subsuperficiais se apresentaram com ótimo desempenho no polimento de efluentes de reator UASB, principalmente na remoção de matéria orgânica e sólidos, resultando em concentrações finais bastante reduzidas de DBO, DQO e SST, atendendo aos padrões de lançamento por todo o período monitorado (aproximadamente 2 anos). Para esses parâmetros as duas wetlands, plantada e controle, apresentaram desempenho semelhante, entretanto houve diferença estatística para a DQO (melhor desempenho para a WP) e SST (melhor desempenho para a WNP).

Em relação à remoção de nutrientes (N e P) e de indicadores de contaminação fecal (coliformes totais e *E.coli*), o desempenho não foi tão expressivo, mas satisfatório se levado em consideração o baixo TDH adotado (1,2 d). Para os parâmetros NTK, N-amoniaco, fósforo e *E. coli* houve melhor desempenho para a unidade plantada se comparada à unidade controle. Portanto, se o objetivo do tratamento é a remoção de algum desses parâmetros citados, é indicado o plantio e manutenção das plantas no leito filtrante.

Quando analisada a série temporal de remoção dos diversos parâmetros, principalmente de nitrogênio (NTK e amônia) e sólidos suspensos, observou-se que os sistemas apresentaram uma tendência de diminuição da eficiência após 12 meses de operação, em especial o sistema plantado, que pode ser tanto pela dinâmica de crescimento da taboa, como do aumento do escoamento superficial apresentado.

Os resultados obtidos para o decaimento da concentração da DQO filtrada ao longo do leito indicam a possibilidade de reduzir as dimensões em 25% do comprimento das duas unidades de wetlands (WP e WNP), sem comprometer a eficiência, caso o objetivo seja a remoção de matéria orgânica. Sistemas mais compactos permitem maior aplicação e disseminação da tecnologia em função da diminuição de área requerida e custos para implantação. Sabendo-se da simplicidade desses sistemas, com ausência de mecanização e de consumo de energia, ressalta-se a importância desta alternativa para países em desenvolvimento e regiões de clima quente.

Apesar do melhor desempenho apresentado pela wetland plantada para a remoção da maioria dos parâmetros analisados no efluente, essa unidade necessita de maior manutenção referente à poda periódica das macrófitas, em média a cada 4 meses. Além disso, ela apresentou maiores inconvenientes operacionais, que se intensificaram após um ano da partida do sistema, especialmente em relação à colmatação do meio filtrante na zona de entrada e respectivo escoamento superficial indesejado.

De acordo com as análises de sólidos totais, a presença das plantas aumenta substancialmente o acúmulo/produção de sólidos por todo o meio filtrante e intensifica a colmatação na região inicial do leito gerando maior perda de carga e eventual escoamento superficial na zona de entrada da wetland plantada, se comparado ao sistema controle sem plantas. Dos sólidos presentes por todo o leito das duas unidades, cerca de 80% deles foram caracterizados como sendo fixos, ou seja, recalcitrantes de difícil degradação pelos microrganismos.

A quantidade de sólidos presentes no primeiro terço do comprimento da WP é duas a três vezes maior que a quantidade encontrada na mesma região da WNP. Mesmo que as duas unidades tenham apresentado grande diferença de quantidade de sólidos distribuídos pelo leito, a relação de sólidos intersticiais e aderidos seguiu o mesmo padrão, com uma relação próxima de 5,0 na zona de entrada e de 1,5 na zona de saída dos leitos. Portanto, os espaços vazios do meio poroso são mais importantes na concentração de sólidos e desenvolvimento da biomassa não aderida na parte inicial do leito do que a capacidade de adesão do biofilme ao meio filtrante, o que intensifica a diminuição da condutividade hidráulica.

A condutividade hidráulica aumentou ao longo do leito, mostrando relação inversa com o acúmulo de sólidos. Essa relação se mostrou mais direta para a wetland controle, enquanto que a unidade plantada apresentou valores extremamente baixos e grande variação no sentido do comprimento e da largura do leito. Essa evidência é atribuída à existência do sistema radicular das plantas, indicando que a hidrodinâmica dos sistemas plantados não depende da simples presença de sólidos no meio filtrante, mas também das raízes nesse meio.

Essa diferença de condutividade hidráulica ao longo do leito da wetland plantada, apresentando caminhos preferenciais (com menor resistência do meio) foi observada no teste com traçador, que apresentou TDH para a WP menor que na WNP (diferença média de 9%). Entretanto esses valores não foram muito diferentes entre si, nem diferentes do TDH teórico, calculado em função do volume útil e vazão afluente.

O padrão de escoamento de ambas as unidades indicou dispersão moderada, com maior proximidade ao fluxo em pistão. A unidade não plantada apresentou número de dispersão (d) ligeiramente menor e número de tanques em série um pouco maior do que a wetland plantada. Com isso, a wetland controle apresentou melhor eficiência volumétrica do leito do que a wetland plantada.

A aplicação conjunta de estudos hidrodinâmicos e modelos matemáticos para descrever a remoção de matéria orgânica em WHFSS permite obter parâmetros-chaves de dimensionamento destas unidades de acordo com as condições reais de operação.

Os modelos cinéticos de remoção da matéria orgânica de fluxo em pistão (FP) e tanques em série (TES) apresentaram comportamento semelhante, com boa estimativa em relação aos dados observados, com coeficientes de determinação (R^2) variando de 0,94 (WNP sem ET) a 0,996 (WP com ET). Esses dois modelos apresentaram concentrações efluentes para as duas unidades de wetlands superestimada em 15,5% (FP) e 10,8% (TES). A maior inadequação da WNP para esses dois modelos foi verificada, entre outros fatores, devido ao melhor desempenho dessa wetland no decaimento da DQO filtrada para o primeiro ponto monitorado (distância relativa do leito de 0,25), não comprometendo a eficiência global do sistema.

Os modelos de fluxo disperso com residual (FD- C^*) e tanques em série com residual (TES- C^*) apresentaram comportamento semelhante, com ótima estimativa em relação aos dados observados, com coeficientes de determinação (R^2) sempre superiores a 0,99 para a WP e 0,97 para a WNP. O comportamento desses dois modelos é semelhante em todos os aspectos, valores de k e R^2 , uma vez que exprimem a real cinética das wetlands, assumindo que a hidráulica tenha sido bem representada pelo número de dispersão (d) e número de tanques (N) obtidos no teste com traçador. Para esses dois modelos os valores do coeficiente de remoção cinética (k) foram sempre superiores aos modelos que não contêm residual - C^* (FP e TES), com pouca variação dos coeficientes entre as wetlands, plantada e controle, e entre as duas situações propostas, com e sem ET.

Entre esses modelos que melhor se adequaram aos dados observados (FP modificado, FD modificado e TES modificado), todos com residual de matéria orgânica inserido em suas equações, indica-se o uso do modelo de fluxo em pistão modificado (FP- $K-C^*$) por conter um parâmetro a menos a ser inserido, como é o caso da equação de fluxo disperso, que necessita do coeficiente de dispersão (d) ou da equação de tanques em série, que necessita do número de tanques (N).

A wetland plantada, bem como a situação que considera a perda de água (ET), obteve melhor estimativa para todos os modelos testados, e a wetland controle sem considerar a perda de água obteve as piores estimativas para todos os modelos.

Apesar de não ter sido testado especificamente o desenho das wetlands (principalmente a relação comprimento/largura), acredita-se que a configuração utilizada nessa pesquisa com uma pequena área de entrada para receber toda a carga orgânica aplicada tenha sido um fator preponderante na rápida colmatação e na formação da lâmina de água aparente no início do leito, mas, por outro lado, provavelmente resultou em uma menor dispersão do líquido dentro do reator.

Tratando-se de um sistema que sofre fortes influências das condições ambientais, o monitoramento por um período de tempo mais longo, associado a aspectos operacionais e de manejo do sistema, podem fornecer importantes subsídios sobre a questão da real contribuição do uso das macrófitas nas wetlands subsuperficiais. Contudo, a possibilidade de utilização das plantas (biomassa) e o aspecto estético (paisagístico) devem sempre ser ressaltados.

É importante ressaltar que, ao se projetar um sistema de tratamento de esgotos, deve-se ter sempre em mente que a incerteza no dimensionamento não está apenas nos coeficientes do modelo, mas também em todos os outros dados de entrada, a começar pela população e pela vazão de projeto. Os dimensionamentos devem sempre considerar essa incerteza, de forma a não exagerar na sofisticação na obtenção de certos coeficientes, esquecendo-se de analisar a confiabilidade de outros dados possivelmente de maior influência (von Sperling, 1996).

7. RECOMENDAÇÕES

Seguem algumas recomendações sobre o aspecto operacional das WHFSS do CePTS:

- Realizar o descarte do lodo do reator UASB com frequência, de preferência determinado através do teste de sedimentação em cone *Imhoff*;
- Pelo fato do reator UASB estar localizado a certa distância das wetlands, recomenda-se fazer a limpeza da tubulação semanalmente através do *by-pass*, evitando que o material sólido acumulado afluja às wetlands;
- Manter a vazão afluenta às wetlands contínua, através da construção de uma base de cimento para apoio da caixa vertedora;
- Realizar a poda das taboas, ou outra macrófita utilizada nas WC, logo após a identificação das primeiras flores na cultura. Essa medida é importante para evitar que alguns nutrientes sejam translocados da parte aérea para as raízes e que ocorra a eventual disseminação aérea das sementes e estas sejam lançadas na superfície do leito filtrante, o que potencialmente alteraria as características do efluente em tratamento;
- Proceder a limpeza da superfície do leito plantado após a poda, retirando todo o material vegetal que poderia se decompor e retornar para o efluente, comprometendo o tratamento e a transferência de gases da atmosfera para a massa líquida, e vice-versa. Sempre que possível também se recomenda remover os restos da taboa, caule cortado com raízes, que não emitiram novos brotos via rizoma. Normalmente esses restos vegetais mortos só são identificados após alguns meses da realização da poda;
- Remover a vegetação oportunista em wetlands plantadas e principalmente em wetlands que não são cultivadas com macrófitas. Essa vegetação geralmente não apresenta função específica para o tratamento e pode causar colmatção em pontos da superfície do leito e aportar material para o interior deste;

Apresentam-se a seguir recomendações para novas pesquisas com WHFSS:

- Verificar o potencial de fornecimento de oxigênio via difusão do ar atmosférico e aerênquima das macrófitas em diferentes profundidades e ao longo do leito para a wetland plantada e controle, através do potencial redox;

- Avaliar a utilização de outras espécies de macrófitas, inclusive consorciadas, para se evitar a propagação de pragas, como foi evidenciado no monocultivo de taboa, e para se avaliar o desempenho na remoção de parâmetros de qualidade para determinados fins;
- Avaliar a possibilidade de utilização das macrófitas após a poda para alimentação animal, ornamentação ou artesanato;
- Aplicação de taxas hidráulicas diferentes, bem como de cargas orgânicas maiores, para avaliar a capacidade das wetlands em suportarem condições extremas para manter a qualidade das águas residuárias;
- Realização de estudo específico sobre a hidrologia das wetlands, caracterizando o comportamento diário e anual das perdas e ganhos de água nos sistemas plantado e controle;
- Realizar estudo para identificar a possibilidade da ocorrência de estratificação vertical do fluxo hidráulico nas wetlands em função da presença de uma zona de raízes na porção superior do leito e uma zona sem raízes na porção inferior. Há condições de realizar esse teste por meio da metodologia utilizada no teste com o traçador radioativo e leitura por sonda;
- Quantificar e caracterizar os sólidos presentes no leito em profundidades diferentes;
- Testar alternativas preventivas e mitigadoras para minimizar o escoamento superficial, por exemplo: a) um barramento físico do fluxo superficial, provocando a infiltração; b) construir uma borda livre maior para completar com meio suporte e aumentar a altura do meio e da lâmina de água no sistema (aumentar a altura útil); c) utilizar um leito de distribuição, ou até mesmo a parte inicial do leito, na forma de gabião, que poderia ser retirado, lavado e retornar para o mesmo local; d) manter o sistema sem funcionamento (seco) por um determinado tempo para que a biomassa responsável pela colmatção pudesse secar e mineralizar naturalmente; e) manter o sistema com fluxo subsuperficial e superficial;
- Utilizar diferentes materiais como meio filtrante ao longo do leito, de preferência iniciando com um material de maior granulometria e ir diminuindo até o final do leito;
- Avaliar a capacidade máxima do meio suporte de escória de alto forno em remover o fósforo, seja por adsorção ou interação de P com o Fe ou Ca;
- Verificar o potencial de aplicação da escória, depois de saturada com fósforo, no seu reuso na agricultura na forma de fertilizante e corretivo de acidez do solo;

- Quantificar as bactérias nitrificantes e desnitrificantes em profundidades diferentes e ao longo do leito;
- Estudar as WHFSS como pós-tratamento de sistemas com alta nitrificação (wetlands verticais, filtros biológicos percoladores, lodos ativados, etc) para verificar o potencial de desnitrificação;
- Analisar a possibilidade de reutilização do efluente das wetlands para fins mais nobres, como aproveitamento agrícola ou a criação animal, como dessedentação e piscicultura;

8. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGENCE DE L'EAU . Épuration dès eaux domestiques par filters plantes dès macrophytes, recommandations techniques pour La conception et la realization. Lyon, 2005, 44p.

APHA; AWWA; WEF. Standard methods for the examination of water and wastewater. 21. ed. Washington: APHA, 2005.

ARIAS, C.A., DEL BUBBA, M. and BRIX, H.. Phosphorus removal by sands for use as media in subsurface flow constructed reed beds. *Wat. Res.*, 35(5), 1159–1168, 2001.

BORGES, K.P., TAU-K-TORNISIELO, S.M., DOMINGOS, R.N., ANGELIS, D.F.. Tratamento de efluentes contaminados com microrganismos por wetland construído. In: X Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. *CD Room - Anais*. Braga, Portugal: ABESB. 2002.

BRASIL, M. S. Desempenho de sistemas alagado construído para tratamento de esgoto doméstico. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola). Universidade Federal de Viçosa – UFV, Viçosa, MG. 2005. 160p.

BRASIL, M. S.; MATOS, A. T.; SORAES, A. A. Plantio e desempenho fenológico da Taboa (*Thypha sp.*) utilizada no tratamento de esgoto doméstico em sistema alagado construído. *Engenharia Sanitária e Ambiental*. V.12, nº3, 2006.

BRASIL, M. S.; MATOS, A. T. Avaliação de aspectos hidráulicos e hidrológicos de sistemas alagados construídos de fluxo subsuperficial. *Engenharia Sanitária e Ambiental*. V.13, nº3, 2008.

BRIX, H., Do Macrophytes Play a Role in Constructed Wetlands?," *Water Science and Technology*, 35, 11-17, 1997.

BRIX, H. Functions of macrophytes in constructed wetlands. *Water Sci. Technol*, v. 29, p. 71-78, 1994.

BRIX, H.; JOHANSEN, N. H. Danish guidelines for vertical flow wetland system. *Okologisk Byform yelse og Spildevandrensing* N. 52, Miljøstyrelse, Miljøministeriet, Århus, Denmark, 2004.

CALIJURI, M. L.; BASTOS, R. K. X.; MAGALHÃES, T. B.; CAPELETE, B. C.; DIAS, E. H. O. Tratamento de esgotos sanitários em sistemas reatores UASB/*wetlands* construídas de fluxo horizontal: eficiência e estabilidade de remoção de matéria orgânica, sólidos, nutrientes e coliformes. *Revista Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental*. V. 14 n. 3. 2009.

CASELLES-OSÓRIO, A.; GARCÍA, J. Effect of physico-chemical pretreatment on the removal efficiency of horizontal subsurface-flow constructed wetlands. *Environmental Pollution* 146. pp. 55-63. 2006.

CASELLES-OSORIO, A.; PUIGAGUT, J.; SEGÚ, E.; VAELLO, N.; GRANÉS, F.; GARCIA, D.; GARCIA, J. Solids accumulation in six full-scale subsurface flow constructed wetlands. *Water Research*. V. 41, p. 1388-1398, 2007

CHAZARENC, F., MERLIN, G., GONTHIER, Y., Hidrodinamics of horizontal subsurface flow constructed wetlands. *Ecological Engineering*. V.21, pp.165-173, 2003.

CHERNICHARO, C. A. L. Reatores anaeróbios: Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Belo Horizonte. 246p. 1997.

CONLEY, L. M.; DICK, R. I.; LIOW, L. W. An assessment of the root zone method of wastewater treatment. *Research Journal of the WPCF*, v.63, n3, pp. 239-247. 1991.

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

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

COOPER, P.F., I.A. Hobson and S. Jones. Sewage treatment by reed bed systems: the present situation in the UK. *J. Inst. Water and Environ. Manag.* February, 1989.

CRITES, R. W.; MIDDLEBROOKS, E. J.; REED, S.C. *Natural Wastewater Treatment Systems.* CRC Press. 2005.

CRITES, R., TCHOBANOGLOUS, G. *Small and Decentralised Wastewater Management Systems.* McGraw-Hill, US. 1998.

DA CUNHA, E., TAVARES, J., VAN HAANDEL, A. 2003. Comportamento hidrodinâmico do sistema wetland no póstratamento de esgoto doméstico. 22º Congresso Brasileiro de Engenharia sanitária e Ambiental, Santa Catarina, Brasil.

DORNELAS, F. L. Avaliação do desempenho de wetlands horizontais subsuperficiais como pós-tratamento de efluentes de reatores UASB. Dissertação de mestrado do Programa de pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, UFMG. 2008.

ESTEVES, F.A. *Fundamentos de Limnologia.* 2a ed. Interciência - FINEP, Rio de Janeiro, 602p. 1998.

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

FISHER P. J. Hydraulic characteristics of constructed wetlands at Richmond, New South Wales, Austrália. In *Constructed Wetlands in Water Pollution Control*, pp.21-32., 1990.

FREITAS, W. S. *Desempenho de sistemas alagados construídos, cultivados com diferentes espécies vegetais, no tratamento de águas residuárias da suinocultura.* Viçosa: UFV, 2006, 159f. Tese de doutorado.

GARCÍA, J.; VIVAR, J.; AROMIR, M.; MUJERIEGO, R. Role of hidráulic retention time and granular medium in microbial remval in tertiary treatment reed beds. *Water Research* 37: 2645-2653. 2003.

GARCÍA, J.; AGUIRRE, P.; BARRAGÁN, J.; MUJERIEGO, R.; MATAMOROS, V.; BAYONA, J. M. Effect of key design parameters on the efficiency of horizontal subsurface flow constructed wetlands. *Ecol. Eng.* 25, 405-418. 2005.

GRISMER, M. E.; CARR, M. A.; SHEPHERD, H. L. Evaluation of constructed wetland treatment performance for winery wastewater. *Water Environmental Research*, v.75, n.5, p.412- 421, 2003.

HABERL, R., *Constructed Wetlands: a chance to solve wastewater problems in developing countries*. *Water Science and Technology*, 40, 11-17, Oxford, 1999.

HUSSAR, G.J. Avaliação do desempenho de leitos cultivados no tratamento de águas residuárias de suinocultura. Campinas: FEAGRI-UNICAMP, 118 p. (Dissertação de Mestrado). 2001.

ITRC - Interstate Technology & Regulatory Council. *Technical and Regulatory Guidance. Document for Constructed Treatment Wetlands*. The Interstate Technology & Regulatory Council Wetlands Team. 2003.

IWA - International Water Association. *Constructed Wetlands for Pollution Control. Processes, Performance, Design and Operation*. IWA Publishing, London. 156p. 2000.

JOHANSSON, J. & GUSTAVSSON, J.P. Phosphate removal using blast furnace slags and opoka – mechanisms. *Water Research*, 34(1):259–265. 2000.

KADLEC, R. H. Integrated natural systems for landfill leachate treatment. In: *Wetlands – Nutrients, Metals and Mass Cycling*, Vymazal J. (ed.) Backhuys Publishers: Leiden, The Netherlands, pp. 1-33. 2003.

KADLEC, R. H. and WATSON, J.T. Hydraulics and solids accumulation in a gravel bed treatment wetland. In: *Constructed Wetlands for Water Quality Improvement*, Moshiri G. A. (ed.) Lewis Publishers: Boca Raton, Florida, pp. 227-235. 1993.

KADLEC, R. H.; KNIGHT, R. L. *Treatment wetlands*. Florida: CRC Press, 1996, 893p.

KADLEC, R. H.; WALLACE, R. D. Treatment wetlands. 2. ed. 2008.

KAICK, T. S. V.. Estação de tratamento de esgoto por meio de zona de raízes: uma proposta de tecnologia apropriada para saneamento básico no litoral do Paraná. 2002. 116p. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Tecnologia, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba, 2002.

KASEVA, M.E.. Performance of a sub-surface flow constructed wetland in polishing pretreated wastewater—a tropical case study. *Wat. Res.* 38, 681–687. 2004.

KICKUTH, R.. Abwasserreinigung in mosaikmatrizen aus aeroben und anaeroben teilbezirken. In: F. Moser (Ed), *Grundlagen der Abwasserreinigung*, PP. 639-665. 1981.

KIVAIISI, A. K. The potential for constructed wetlands for wastewater treatment and reuse in developing countries: a review. *Ecological Engineering*. v.16, p. 545-560, 2001.

LANGERGRABER, G., GIRALDI, D., MENA, J., MEYER, D., PEÑA, M., TOSCANO, A., BROVELLI, A., KORKUSUZ, E. A. Recent developments in numerical modelling of subsurface flow constructed wetlands. *Science of the total environment*. V. 407, pp. 3931-3943, 2009

LIM, P.E.; WONG, T.F.; LIM, D.V. Oxygen demand, nitrogen and copper removal by free-water-surface and subsurface-flow constructed wetlands under tropical conditions. *Environment International*, v.26, n.5-6, p.425-431, 2001.

LIN, Y.F., JING, S.R., LEE, D.Y. & WANG, T.W.. Nutrient removal from aquaculture wastewater using a constructed wetlands system. *Aquaculture*, 209: 169-184. 2002.

LOCKHART, A. A comparasion of constructed wetlands used to treat domestic wastes: Conventional, drawdown, and aerated systems. M.S. Thesis, Department of Civil and Environmental Enginnering, University of Iowa. 1999.

MARSTEINER E. L.; COLLINS, A. G.; THEIS, T. L.; YOUNG, T. C. *The influence of macrophytes on subsurface flow wetland hydraulics*. Proceedings of the 5th International Conference on Wetland System for Water Pollution Control; Universitat fur Bodenkultur: Viena, Austria. 1996.

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

MBULIGNE, S. E. Comparative effectiveness of engineered wetland systems in the treatment of anaerobically pré-treated domestic wastewatwer. *Ecological Engineering*, v.23, p.269-284. 2004

METCALF e EDDY. *Wastewater engineering: treatment and resuse*. 4^a ed. Mc Graw ill, 2003, 1848p.

MINAS GERAIS. Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG N.º 1, de 05 de Maio de 2008. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Belo Horizonte: Conselho de Política Ambiental de Minas Gerais – COPAM e Conselho Estadual de Recursos Hídricos – CERH, 2008.

MITCHELL, C. & McNEVIN, D. Alternative analysis of BOD removal in subsurface flow constructed wetlands employing Monod kinetics. *Wat. Res.*, v.35, nº.5, pp.1295-1303, 2001.

MONTEIRO, R. C. M. Viabilidade técnica do emprego de sistemas tipo wetlands para tratamento de água cinza visando o reuso não potável. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, SP. 96p. 2009.

NAVFAC. *Soil Mechanics. Design Manual 7.01*. Naval Facilities Enginnering Command. Alexandria, Virginia, USA, 389pp. 1986.

OKURUT. T. O.; RIJS, G. B. L.; van BRUGGEN, J. J. A. Design and performance of experimental constructed wetlands in Uganda, planted with *Cyperus papyrus* and *Phragmites mauritianus*. *Water Science and Technology*. 40 (3): 265-271. 1998.

PEDESCOLL, A., UGGETTI, E., LLORENS, E., GRANÉS, F., GARCÍA, D., GARCÍA, J.. Practical method based on saturated hydraulic conductivity used to assess clogging in subsurface flow constructed wetlands. *Ecol. Eng.* 35, 1216-1224. 2009.

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

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

PLATZER, C., R. NETTER. Factors affecting nitrogen removal in horizontal flow reed beds. In Proceedings of the International Conference on Wetland Systems in Water Pollution Control. Sydney, Australia. International Association on Water Quality. 1992.

PUIGAGUT, J.; CASELLES-OSORIO, A.; VAELLO, N.; GARCIA, J. *Size distribution and biodegradability properties of the organic matter in horizontal subsurface flow constructed wetlands*, Paper presented at the 6th International Workshop on Nutrient Cycling and Retention in Natural and Constructed wetlands, 31 May – 4 June, Trebon, Czech Republic. 2006.

REED, S.C.; CRITES, R. MIDDLEBROOKS, E. J. *Natural Systems for Waste Management and Treatment*. First Edition, McGraw-Hill: New York. 1988.

REED, S.C.; CRITES, R.W.; MIDDLEBROOKS, E.J. *Natural systems for management and treatment*. New York: McGraw-Hill, Inc. 1995, 435p.

RIVERA, F., WARREN, A., RAMIREZ, E., DECAMP, O., BONILLA, P., GALLEGOS, E., CALDERÓN, A. AND SÁNCHEZ.. Removal of pathogens from wastewaters by the root zone method (RZM). *Water Sci. Technol.* 32: 211–218. 1995.

ROUSSEAU, D.P.L.; VANROLLEGHEM, P.A.; PAUW, N.D. Model-based design of horizontal subsurface flow constructed treatment wetlands: a review. *Water Research*, v.38, p.1484-1493, 2004.

RIOS, D. A., VÉLEZ, A. F. T., PEÑA, M. R., PARRA, C. A. M., Changes of flow patterns in a horizontal subsurface flow constructed wetland treating domestic wastewater in tropical regions. *Ecological Engineering*. V.35, pp.274-280, 2009.

SALATI, E. F., MORRISON, G. M., FARAHBAKSHAZAD, N.. Nutrient Removal in a vertical Upflow Wetland in Piracicaba, Brazil. *Ambio* Vol. 29, No. 2, pp. 74-77. 1987.

SANDOVAL-COBO, J.J.; PEÑA, M.R. Análisis Del desempeño de un humedal artificial de flujo sub-superficial en zonas tropicales basado en modelos hidráulicos y una cinética de primer orden. Seminario Manejo Integral de Aguas Residuales Domésticas – Conferencia Latino Americana (LATINOSAN). Cali, Colombia, 12 al 16 de noviembre, 2007.

SANFORD, W. E.; STEENHUIS, T. S.; SURFACE, J. M.; PEVERLY, J. H. Hydraulic conductivity of gravel and sand as substrates in rock-reed filters. *Ecological Engineering*, v.4, pp.321-336, 1995

SEZERINO, P. H.. Potencialidade dos Filtros Plantados com Macrófitas (Constructed Wetlands) no Pós-Tratamento de Lagoas de Estabilização sob Condições de Clima Subtropical. Tese de Doutorado. Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, 166p. 2006.

SEZERINO, P. H.; PHILIPPI, L. S. Filtro plantado com macrófitas (wetlands) como tratamento de esgotos em unidades residenciais. Critérios para dimensionamento. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. 22., Loinville, SC, 2003. *Anais...*Resumo expandido. ABES/AIDIS, 2003. CDROM.

SHEPHERD, H.L., TCHOBANOGLOUS, G., GRISMER, M.E. Time dependent retardation model for chemical oxygen demand removal in a subsurface-flow constructed wetland for winery wastewater treatment. *Water Environment Research*, v.73, n.5, p.597-606, 2001.

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

STEIN, O.R.; BIEDERMAN, J.A.; HOOK, P.B.; ALLEN, W.C. Plant species and temperature effects on the $k-C^*$ first-order model for COD removal in batch-loaded SSF wetlands. *Ecological Engineering*, v.26, p.100-112, 2006.

SUN, G.; SAEED, T. Kinetic modeling of organic matter in 80 horizontal flow reed beds for domestic sewage treatment. *Process Biochemistry*, v.44, pp. 717–722, 2009.

C.C. TANNER,. Plants as ecosystem engineers in subsurface-flow treatment wetlands. *Water Science and Technology* Vol 44 No 11–12 pp 9–17 . 2001.

TANNER, C.C., HEADLEY, T. R.. Application of floating wetlands for enhanced stormwater treatment: a review. Arc Technical Publication N° 324, Auckland Council, Auckland. 2006.

TANNER, C.C.; SUKIAS, J.P.; Accumulation of organic solids in gravel bed constructed wetlands. *Water Science and Technology* 32(3): 229-239. 1995.

TANNER, C.C.; SUKIAS, J.P.S.; UPSDELL, M.P. Organic matter accumulation during maturation of gravel-bed constructed wetlands treating farm dairy wastewater. *Water Res*, v. 32, p. 3046-3054, 1998.

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

TCHOBANOGLIOUS, G., BURTON F.L., *Wastewater Engineering: Treatment, Disposal and Reuse*. McGrawHill Series in Water Resources and Environmental Engineering, New York, 1991.

TOSCANO, A., LANGERGRABER, G., CONSOLI, S., CIRELLI, G.L., Modelling pollutant removal in a pilot-scale two-stage subsurface flow constructed wetlands. *Ecological Engineering*. V.35, pp.281-289, 2009.

USEPA (2000). Constructed wetlands treatment of municipal wastewaters. United States Environmental Protection Agency. 154 p.

VALENTIM, M.A.A. Desempenho de leitos cultivados (“*construted wetland*”) para tratamento de esgoto: contribuições para concepção e operação. Campinas: FEAGRI/UNICAMP, 2003. 210f. Tese de Doutorado.

VITALI, G. L., FICARA, E., OLIJNYK, D. P., PHILIPI, L. S., SANTOS, D. C. 2009. Hydraulic/kinetic modelling and influence of operative parameters on removal efficiency in brazilian subsurface flow constructed wetland. 25º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Recife, Brasil.

VON SPERLING, Marcos. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. 3 ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais; 2005

Von SPERLING, M. *Lagoas de estabilização*.. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 1996. 196p. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias; v3.

WALLACE, S. D.; KNIGHT, R. L. *Small-scale constructed wetland treatment systems: Feasibility, desing criteria, and O&M requirements*, Final Report, Project 01-CTS-5, Water Environment Research Foundation (WERF): Alexandria, Virginia. 2006.

XU, S., LERI, A. C., MYNENI, S. C. B., JAFFE, P. R. Uptake of bromide by two wetland plants (*Typha latifolia* L. and *Phragmites australis* (Cav.) Trin. Ex Steud). Environmental science and technology. V.38, Nº. 21, pp. 5642-5648, 2004.

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