

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS

FACULDADE DE ENGENHARIA AGRÍCOLA

ESTUDO EXPERIMENTAL E NUMÉRICO DO PROCESSO
DE REMOÇÃO DE POLUENTES NOS LEITOS CULTIVADOS

ANDERSON LUIZ DE SOUZA

CAMPINAS
FEVEREIRO DE 2003

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS

FACULDADE DE ENGENHARIA AGRÍCOLA

ESTUDO EXPERIMENTAL E NUMÉRICO DO PROCESSO
DE REMOÇÃO DE POLUENTES NOS LEITOS CULTIVADOS

Dissertação submetida à banca examinadora
para a obtenção do título de Mestre em Engenharia
Agrícola na área de concentração em Água e Solo.

ANDERSON LUIZ DE SOUZA

ORIENTADORA: Prof^a Dr^a MARIANGELA AMENDOLA

CAMPINAS
FEVEREIRO DE 2003

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA
BIBLIOTECA DA ÁREA DE ENGENHARIA - BAE - UNICAMP

So89e Souza, Anderson Luiz de
Estudo experimental e numérico do processo de
remoção de poluentes nos leitos cultivados /
Anderson Luiz de Souza.--Campinas, SP: [s.n.],
2003.

Orientador: Mariângela Amendola.
Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual
de Campinas, Faculdade de Engenharia Agrícola.

1. Águas residuais. 2. Automóveis - Pneus. 3.
Modelos matemáticos. 4. Saneamento. I. Amendola,
Mariangela. II. Universidade Estadual de Campinas.
Faculdade de Engenharia Agrícola. III. Título.

Ao meu saudoso pai, Arlindo José de Souza “Quem semeia amor deixa sempre saudades” e a minha querida mãe, Laura de Moura Souza, por todo amor e carinho

DEDICO.

“...A cor de céu me compõe, o mar azul me dissolve.

A equação me propõe, computador me resolve...”

(Rita Lee & Tom Zé, 1969)

AGRADECIMENTOS

À minha orientadora Prof^ª Dr^ª Mariângela Amendola pelo apoio, amizade e dedicação.

Ao Prof^º Dr^º Dennis Miguel Roston, pela grande e valiosa colaboração no desenvolvimento deste estudo.

Ao Prof^º Dr^º Petrônio Pulino pela valiosa troca de informações;

Ao Prof^º Dr^º José Euclides Stipp Paterniani pelo apoio financeiro nas análises laboratoriais.

À Prof^ª Dr^ª Irenilza Alencar Naas pela amizade e contribuição prestada neste trabalho;

Ao Marcelus, pela colaboração no entendimento do funcionamento do sistema experimental.

À Andréia de Barros Collaço pela contribuição com o desenvolvimento deste trabalho;

À Maria Angélica Peralva pelas análises laboratoriais;

Ao Afonso Peche Filho, pesquisador científico CEA-IAC , pela amizade e pelo apoio na condução do experimento.

Ao amigo Olívio pela grande ajuda na condução do experimento.

À minha namorada Roberta de Souza, pelo amor, carinho, alegria e dedicação.

Aos meus queridos irmãos: Sueli, Solange, Gina , Sandra, Arlindo, e Adilson, pelos grandes exemplos de amor, carinho e união.

Aos meus sobrinhos: Mariana, Cláudia, Paulo, Adilson, Lucas, Rodrigo, Augusto, Gabrielle e ao José João por deixarem a minha vida repleta de amor e de alegria.

Ao Quinho, por tudo de você que reconheço em mim.

Aos grandes amigos: Marco Aurélio, Neale e Rogério.

Ao novo amigo Marcão pelos bons momentos de descontração e alegria, sem falar dos grandes churrascos.

À Coordenação de aperfeiçoamento de pessoal de nível superior –CAPES, pelo apoio financeiro.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq, pelo apoio financeiro.

À Coordenadoria de Pós-Graduação da Faculdade de Engenharia Agrícola - Universidade Estadual de Campinas pelo apoio financeiro.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	ix
LISTA DE TABELAS	xiii
LISTA DE SIMBOLOS	xiv
1. INTRODUÇÃO	1
2. OBJETIVOS	3
2.1 Objetivos Gerais	3
2.2 Objetivos Específicos	3
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	4
3.1 Aspectos Quantitativos e Qualitativos dos Recursos Hídricos	4
3.2 Necessidade de Tratamento de Esgoto	5
3.3 Sistemas Naturais de Tratamento de Esgoto	8
3.3.1 Caracterização dos Sistemas Naturais de Leitos Cultivados	9
3.3.1.1 Pré –tratamento do esgoto	9
3.3.1.2 Tipos de Plantas Cultivadas nos Leitos	10
3.3.1.3 Tipos de Meio suporte	11
3.3.1.4 Tipos de Fluxo em Leitos Cultivados	12
3.3.2 Estudos dos Sistemas de Leitos Cultivados	13
3.3.2.1 O Uso de Modelos Matemáticos no Estudo dos Leitos Cultivados	16
3.3.2.2 Estudo do Modelo Matemático Proposto por MORENO-GRAU et. al. 1996	19
4. MATERIAL E MÉTODOS	23
4.1 Parte Experimental	23
4.1.1 Algumas Considerações Sobre o Experimento	23
4.1.2 Descrição do Local do Experimento	24
4.1.3 Pré-Tratamento do Esgoto	24
4.1.4 Operação do Sistema de Tratamento de Esgoto	26
4.1.5 Construção dos Leitos Cultivados	28
4.1.6 Meio Suporte	28

5.1.8 Comparação do Desempenho dos Leitos Cultivados	52
5.1.8.1 Sólidos Suspensos Totais	53
5.1.8.2 Turbidez	54
5.1.8.3 pH	55
5.1.8.4 Demanda Química de Oxigênio	55
5.1.8.5 Fósforo Total	56
5.1.8.6 Nitrogênio Amoniacal	57
5.1.8.7 Nitrato	58
5.1.8.8 Coliformes Totais e Fecais	59
5.2 Parte Numérica	64
5.2.1 Considerações para os dados de entrada do modelo matemático	64
5.2.2 Condição de Contorno para a Simulação dos Coliformes Totais	66
5.2.3 Condição de Contorno para a Simulação dos Coliformes Fecais.....	66
5.2.4 Condição Inicial para a Simulação dos Coliformes Totais	67
5.2.5 Condição Inicial para a Simulação dos Coliformes Fecais	68
5.2.6 Seleção da Malha Espacial	68
5.2.7 Constantes de Dispersão	71
5.2.7.1 Coliformes Totais	71
5.2.7.2 Coliformes Fecais	73
5.2.7.2.1 Sim I	73
5.2.7.2.2 Sim II	77
5.2.7.2.3 Sim III	80
5.2.8 Análise dos Valores Ajustados para as Constantes de Dispersão	83
6. CONCLUSÕES.....	87
7. SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS.....	89
8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	90

APÊNDICE 1	96
APÊNDICE 2	107
ANEXO 1	113
ANEXO 2	115

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Grade da Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) do CAPTA –Eng. e Aut	25
Figura 2: Tanque de Aeração da Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) do CAPTA –Eng. e Aut	25
Figura 3: Tanque de Sedimentação da Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) do CAPTA –Eng. e Aut	26
Figura 4: Esquema da Planta Piloto do Experimento	27
Figura 5: Tanque de Equalização do Afluente dos Leitos Cultivados	27
Figura 6: Dispositivo para a Distribuição do Afluente nos Leitos Cultivados	28
Figura 7: Dispositivo para o Controle da Coluna d’água nos Leitos Cultivados	30
Figura 8: Vista Lateral do sistema de Leitos Cultivados	31
Figura 9: Adição de 100ml da Mistura Amostra-Meio de Cultura à Cartela <i>Quanty Tray 2000</i>	33
Figura 10: <i>Cartela Quanty Tray 2000</i> após 24 horas de incubação que indica o número de células grandes e pequenas com coloração amarelada	34
Figura 11: Esboço da Discretização Espacial do Leito Cultivado	43
Figura 12: Distribuição Irregular das Plantas ao Longo dos Leitos	50
Figura 13: Temperatura da Água no Interior dos Leitos ao Longo dos Dias de Coleta	51
Figura 14: Concentração de Sólidos Suspensos Totais nas Amostras do Afluente e dos Efluentes do LC1 e LC2 ao Longo dos Dias de Coleta	53
Figura 15: Valores Obtidos para a Turbidez nas Amostras do Afluente e dos Efluentes do LC1 e LC2 ao Longo dos Dias de Coleta	54
Figura 16: Valores Obtidos para o pH nas Amostras do Afluente e dos Efluentes do LC1 e LC2 ao Longo dos Dias de Coleta	55
Figura 17: Valores Obtidos para DQO nas Amostras do Afluente e dos Efluentes do LC1 e LC2 ao Longo dos Dias de Coleta	56
Figura 18: Concentrações de Fósforo Total, Obtidas nas Amostras do Afluente e dos Efluentes do LC1 e LC2 ao Longo dos Dias de Coleta	57

Figura 19: Concentrações de Nitrogênio Amoniacal, Obtidas nas Amostras do Afluente e dos Efluentes do LC1 e LC2 ao Longo dos Dias de Coleta	58
Figura 20: Concentrações de Nitrato, Obtidas nas Amostras do Afluente e dos Efluentes do LC1 e LC2 ao Longo dos Dias de Coleta	59
Figura 21: NMP de Coliformes Totais, Obtidos nas Amostras do Afluente e dos Efluentes do LC1 e LC2 ao Longo dos dias de Coleta	61
Figura 22: NMP de Coliformes Fecais, Obtidos nas Amostras do Afluente e dos Efluentes do LC1 e LC2 ao Longo dos Dias de Coleta	62
Figura 23: Gráfico do NMP de Coliformes Totais, Obtidos nas Amostras dos Efluentes do LC1 e LC2	63
Figura 24: Gráfico do NMP de Coliformes Fecais, Obtidos nas Amostras dos Efluentes do LC1 e LC2	64
Figura 25: Curvas Numéricas da Variação da Concentração de Coliformes Totais ao Longo LC1 Obtidas com o Número de Pontos na Malha Variando de 5 à 25	69
Figura 26: Curvas Numéricas da Variação da Concentração de Coliformes Totais ao Longo LC1 Obtidas com o Número de Pontos na Malha Variando de 17 à 101	69
Figura 27: Erro Relativo em Função do Número de Pontos da Malha, Obtidos para Coliformes Totais no Ponto Correspondente a Distância de 5m	70
Figura 28: Tempo de Simulação como Função do Número de Pontos da Malha, Obtidos para Coliformes Totais no Ponto Correspondente a Distância de 5m	70
Figura 29: Curvas Numéricas da Concentração de Coliformes Totais no LC1 para Valores de K de 10 a 300	71
Figura 30: Curvas Numéricas da Concentração de Coliformes Totais no LC2 para Valores de K de 10 a 100	71
Figura 31: Valores Numéricos das Concentrações de Coliformes Totais no Ponto Cl = 5m no LC1 em Função de Valores de K	72
Figura 32: Valores Numéricos das Concentrações de Coliformes Totais no Ponto Cl = 5m no LC2 em Função de Valores de K	72

Figura 33: Erro Relativo Entre os Valores Obtidos Numericamente e os Valores de Referência para Valores de K, no LC1	73
Figura 34: Erro Relativo Entre os Valores Obtidos Numericamente e os Valores de Referência para Valores de K, no LC2	73
Figura 35: Curvas Numéricas da Concentração de Coliformes de Coliformes Fecais no LC1 para Valores de K de 10 a 100	74
Figura 36: Curvas Numéricas da Concentração de Coliformes Fecais no LC2 para Valores de K de 10 a 100	75
Figura 37: Valores Numéricos das Concentrações de Coliformes Fecais no Ponto Cl = 5m no LC1 em Função de Valores de K (SimI)	75
Figura 38: Valores Numéricos das Concentrações de Coliformes Fecais no Ponto Cl = 5m no LC2 em Função de Valores de K (SimI)	76
Figura 39: Erro Relativo entre os Valores obtidos Numericamente e os Valores de Referência para Valores de K, no LC1 (SimI)	76
Figura 40: Erro Relativo Entre os Valores Obtidos Numericamente e os Valores de Referência para Valores de K, no LC2 (SimI)	77
Figura 41: Curvas Numéricas da Concentração de Coliformes Fecais no LC1 para Valores de K de 10 a 400	77
Figura 42: Curvas Numéricas da Concentração de Coliformes Fecais no LC2 para Valores de K de 10 a 100	78
Figura 43: Valores Numéricos das Concentrações de Coliformes Fecais no Ponto Cl = 5m no LC1 em Função de Valores de K (SimII)	78
Figura 44: Valores Numéricos das Concentrações de Coliformes Fecais no Ponto Cl = 5m no LC2 em Função de Valores de K (SimII)	79
Figura 45: Erro Relativo entre os Valores Obtidos Numericamente e os Valores de Referência para Valores de K, no LC1 (SimII)	79
Figura 46: Erro Relativo entre os Valores Obtidos Numericamente e os Valores de Referência para Valores de K, no LC2 (SimII)	80
Figura 47: Curvas Numéricas da Concentração de Coliformes Fecais no LC1 para Valores de K de 10 a 300	80

Figura 48: Curvas Numéricas da Concentração de Coliformes Fecais no LC1 para Valores de K de 10 a 100	81
Figura 49: Valores Numéricos das Concentrações de Coliformes Fecais no Ponto Cl = 5m no LC1 em Função de Valores de K (SimIII)	81
Figura 50: Valores Numéricos das Concentrações de Coliformes Fecais no Ponto Cl = 5m no LC2 em Função de Valores de K (SimIII)	82
Figura 51: Erro Relativo entre os Valores Obtidos Numericamente e os Valores de Referência para Valores de K, no LC1 (SimIII)	82
Figura 52: Erro Relativo entre os Valores Obtidos Numericamente e os Valores de Referência para Valores de K, no LC2 (SimIII)	83
Figura 53: Simulação Numérica da Remoção de Coliformes Totais no LC1 ao Longo do Tempo e do Espaço	85
Figura 54: Simulação Numérica da Remoção de Coliformes Totais no LC2 ao Longo do Tempo e do Espaço	85
Figura 55: Simulação Numérica da Remoção de Coliformes Fecais no LC1 ao Longo do Tempo e do Espaço	86
Figura 56: Simulação Numérica da Remoção de Coliformes Fecais no LC2 ao Longo do Tempo e do Espaço	86
Figura 57: Precipitação Durante o Período Amostral	116
Figura 58: Transpiração Durante o Período Amostral	117
Figura 59: Temperatura Máxima e Mínima Durante o Período Amostral.....	118

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Situações de risco à saúde e os impactos ambientais associados à presença de poluentes (adaptado de USEPA (1988))	5
Tabela 2: Esquematização das partes das plantas aquáticas e suas respectivas funções no sistema de leitos cultivados (adaptada de USEPA (1988))	11
Tabela 3: Volume de vazios relacionados a cada um dos diferentes tipos de meio suporte	48
Tabela 4: Volume útil e vazão no LC1 e LC2	49
Tabela 5: Velocidade média do afluente no LC1 e no LC2	49
Tabela 6: Resultados analíticos da concentração de metais pesados no afluente e no efluente LC2 e legislação vigente	52
Tabela 7: Dados semanais do NMP de coliformes totais no afluente e nos efluentes do LC1e do LC2	60
Tabela 8: Dados semanais do NMP de coliformes fecais no afluente e nos efluentes do LC1e do LC2	60
Tabela 9: NMP de coliformes totais, obtido nas análises das amostras diárias do afluente e dos efluentes do LC1 e do LC2	64
Tabela 10: NMP de coliformes fecais, obtido nas análises das amostras diárias do afluente e dos efluentes do LC1 e do LC2	65
Tabela 11: Dados diários do NMP de coliformes totais considerados nas simulações	65
Tabela 12: Dados diários do NMP de coliformes fecais considerados nas simulações	65
Tabela 13: Valores ajustados para a constante de dispersão no LC1 e no LC2 para simulação dos coliformes totais	83
Tabela 14: Valores ajustados para a constante de dispersão no LC1 e no LC2 para a simulação dos coliformes fecais	84

LISTA DE SIMBOLOS

x_1 : Bactérias Fixas;

x_2 : Bactérias Suspensas;

x_3 : Fitoplâncton;

x_4 : Zooplâncton;

x_5 : Macrófitas;

x_6 : Coliforme Total;

x_7 : Coliforme Fecal;

x_8 : Matéria Orgânica (DQO);

x_9 : Massa Detrital;

x_{10} : Oxigênio Dissolvido;

x_{11} : Nitrogênio Amoniacal;

x_{12} : Nitrogênio Total;

x_{13} : Fósforo Solúvel;

x_{14} : Fósforo Total;

C : concentração do poluente x_i [mg/L];

t : tempo [dia];

x : direção longitudinal [m] ;

u : velocidade média do afluente na direção x [m/dia];

rz : termo que descreve cada um dos processos físicos, químicos ou bioquímicos; responsáveis por modificar a concentração do poluente [mg/L.dia];

np : número total de processos;

C_l : comprimento do leito [m];

D_x : coeficiente de dispersão longitudinal [m²/dia].

K : coeficiente de dispersão [-];

N : coeficiente de rugosidade de Manning [-];

d : profundidade do leito [m];

u : velocidade média do afluente [m/dia];

Δx : variação no espaço [m];

Δt : variação no tempo [dia];

$O(\Delta t)$, $O(\Delta x)$ e $O(\Delta x^2)$: ordens dos erros associados as respectivas discretizações;

C_k : concentração de coliformes no ponto Cl:5m com uma malha espacial de k pontos [NMP/100ml];

C_{k+4} : concentração de coliformes no ponto Cl:5m com uma malha espacial de k+4 pontos [NMP/100ml];

r_{nx_i} : taxa de variação total dentro do sistema ($\text{mg l}^{-1} \text{ dia}^{-1}$);

r_{x_i} : taxa de crescimento ($\text{mg l}^{-1} \text{ dia}^{-1}$);

r_{r_i} : taxa de respiração ($\text{mg l}^{-1} \text{ dia}^{-1}$);

r_{d_i} : taxa de mortalidade ($\text{mg l}^{-1} \text{ dia}^{-1}$);

r_{s_i} : taxa de sedimentação ($\text{mg l}^{-1} \text{ dia}^{-1}$);

$u_{\text{max}i}$: taxa de crescimento máximo da célula x_i (dia^{-1});

$f_i(\mathbf{T})$: função de correção da taxa de crescimento da célula x_i pela temperatura (-);

$f_i(\mathbf{L})$: função de correção da taxa de crescimento da célula x_i pela intensidade de luz (-);

x_i : concentração de células x_i (mg l^{-1});

η_{x_i} : população máxima das células x_i (mg l^{-1}).

s, s', s'', \dots : concentrações dos substratos 1, 2, 3, ... (mg l^{-1});

$K_s, K_{s'}, K_{s''}, \dots$: constantes de Michalis-Menten para os substratos 1,2,3... (mg l^{-1});

$K_{r_{x_i}}$: constante cinética de respiração para células do tipo x_i ($\text{mg l}^{-1} \text{ dia}^{-1}$);

$K_{d_{x_i}}$: constante cinética de mortalidade para células do tipo x_i ($\text{mg l}^{-1} \text{ dia}^{-1}$);

S_{x_i} : constante cinética de sedimentação para células do tipo x_i ($\text{mg l}^{-1} \text{ dia}^{-1}$);

K : constante cinética na temperatura T (dia^{-1});

K_{20} : constante cinética a 20° C (dia^{-1});

$r_{B_{1,x}}$: taxa de crescimento das bactérias suspensas ($\text{mg l}^{-1} \text{ dia}^{-1}$);

r_{B_1r} : taxa de respiração das bactérias suspensas ($\text{mg l}^{-1} \text{ dia}^{-1}$);

r_{B_1d} : taxa de mortalidade das bactérias suspensas ($\text{mg l}^{-1} \text{ dia}^{-1}$);

r_{B_1s} : taxa de sedimentação das bactérias suspensas ($\text{mg l}^{-1} \text{ dia}^{-1}$);

r_{B_2x} : taxa de crescimento das bactérias fixas ($\text{mg l}^{-1} \text{ dia}^{-1}$);

r_{B_2r} : taxa de respiração das bactérias fixas ($\text{mg l}^{-1} \text{ dia}^{-1}$);

r_{B_2d} : taxa de mortalidade das bactérias fixas ($\text{mg l}^{-1} \text{ dia}^{-1}$);

r_{Fx} : taxa de crescimento dos fitoplanctons ($\text{mg l}^{-1} \text{ dia}^{-1}$);

r_{Fr} : taxa de respiração dos fitoplanctons ($\text{mg l}^{-1} \text{ dia}^{-1}$);

r_{Fd} : taxa de mortalidade dos fitoplanctons ($\text{mg l}^{-1} \text{ dia}^{-1}$);

r_{Fs} : taxa de sedimentação dos fitoplanctons ($\text{mg l}^{-1} \text{ dia}^{-1}$);

r_{Zx} : taxa de crescimento dos zooplanctons ($\text{mg l}^{-1} \text{ dia}^{-1}$);

r_{Zr} : taxa de respiração dos zooplanctons ($\text{mg l}^{-1} \text{ dia}^{-1}$);

r_{Zd} : taxa de mortalidade dos zooplanctons ($\text{mg l}^{-1} \text{ dia}^{-1}$);

r_{Mx} : taxa de crescimento das macrófitas ($\text{mg l}^{-1} \text{ dia}^{-1}$);

r_{Mr} : taxa de respiração das macrófitas ($\text{mg l}^{-1} \text{ dia}^{-1}$);

r_{Md} : taxa de mortalidade das macrófitas ($\text{mg l}^{-1} \text{ dia}^{-1}$);

r_{Ms} : taxa de sedimentação das macrófitas ($\text{mg l}^{-1} \text{ dia}^{-1}$);

α_N : taxa mínima de remoção a 20° C (dia⁻¹);

NO : concentração de nitrogênio orgânico (mg l⁻¹);

$T_{B_1}, T_{B_2}, T_F, T_Z, T_M$: coeficiente estequiométrico (mg/mg);

α_{NA} : taxa mínima de remoção a 20° C (dia⁻¹);

NO : concentração de nitrogênio orgânico (mg l⁻¹);

$T_{B_1}, T_{B_2}, T_F, T_Z, T_M$: coeficiente estequiométrico (mg/mg);

α_P : **taxa mínima** de remoção a 20° C (dia⁻¹);

NO : concentração de nitrogênio orgânico (mg l⁻¹);

$\Psi'_{B_1}, \Psi'_{B_2}, \Psi'_F, \Psi'_Z, \Psi'_M$: coeficiente estequiométrico (mg/mg);

K_L : coeficiente de transferência interfacial (m dia⁻¹);

Os : concentração de oxigênio dissolvido saturado (mg l⁻¹);

O : concentração de oxigênio dissolvido (mg l⁻¹);

d : profundidade (m);

α_{B_1} : taxa de consumo de oxigênio pelo metabolismo das bactérias suspensas (mg /mg);

r_{CTd} : taxa de mortalidade dos coliformes totais;

r_{CFd} : taxa de mortalidade dos coliformes;

RESUMO

O desenvolvimento de pesquisas que envolvem processos biológicos, tratados nas diferentes áreas da Engenharia Agrícola, que são definidas para dar suporte à decisão e/ou garantir a sustentabilidade dos recursos naturais, vem mostrando gradativamente a necessidade de metodologias capazes de gerar conclusões menos subjetivas. Na FEAGRI, destacam-se as pesquisas de sistemas de tratamento de águas, que vem fazendo uso tanto de ferramentas estatísticas quanto de matemáticas. Neste sentido, esta pesquisa vem mostrar sua contribuição, de modo geral, pela seleção de argumentos que reforçam a necessidade de tratamento de águas e, em especial pela identificação dos problemas associados a cada etapa da pesquisa de um tipo de sistema natural de tratamento de águas residuárias. Isto é realizado no que se refere à observação do sistema, na forma de coleta e análise estatística de variáveis que tem influência no mesmo, na descrição dos processos que as relacionam e na modelagem matemática dos mesmos, na metodologia de busca de solução das equações do modelo e na análise destas soluções. Para tanto, foi utilizado um sistema natural previamente construído, que consiste de dois leitos retangulares, preenchidos cada um com um tipo de meio suporte: brita e pneu picado e brita, ambos cultivados com macrófitas, de vazão controlada e fluxo sub-superficial. A partir de um planejamento experimental para a determinação da concentração de poluentes tanto do afluente quanto dos efluentes dos dois leitos, foram coletadas amostras que foram submetidas a análises laboratoriais. Foram observadas também outras informações como as relativas à localização dos leitos, a temperatura da água e as condições climáticas além da concentração de metais pesados no leito cujo meio suporte usa pneus. A comparação destes dados, em especial a análise estatística, revelou que dentre os poluentes avaliados, somente na redução da DQO, o leito que utiliza brita como meio suporte apresentou um desempenho melhor que o utiliza pneu picado e brita. Sendo que nos demais poluentes não há diferença estatisticamente significativa entre os dois leitos. Constatou-se também que o pneu não contaminou o esgoto com metais pesados. Além disso, como alguns problemas foram identificados, pode-se sugerir alternativas para a recondução do experimento. Por outro lado, apesar de muitos outros problemas serem relatados no processo de modelagem matemática da dinâmica de remoção de poluentes, em especial aquele que permitiu o reconhecimento dos poluentes passíveis deste tipo de ferramenta, a partir da análise numérica dos resultados da simulação

do processo foi possível reconhecer a influência de um dos parâmetros que os diferenciam, do que, considerados todos os outros constantes, pode-se simular distintos cenários e assim contribuir com o processo de decisão de construção e/ou operação dos leitos.

ABSTRACT

The development of research that involves biological processes in the Agricultural Engineering field, that are defined for supporting decision making and/or to warrant the sustentability of natural resources, shows the need of generating methodology that are able to generate less subjective conclusions. At FEAGRI/UNICAMP it can enhanced the water swage treatment, which is using statistical as well as mathematical tools. In this sense this research shows its contribution, in general way, by selecting arguments that reinforces the need of treating the water and, in special, by the identification of problems associated to each segment of the research of a type of natural waste water system. This was made referring to he observation of the system, at the collection and statistical analysis of variables that have influence on itself; in the description of the process that relate themselves and in the mathematical modeling of them; in the methodology for searching for solution of the model's equation, and, finally in the analysis of these solutions. So a natural system previously built was used, consisting of two rectangular wetland, one filled one with stone and the other with stone and chopped tire, being both cultivated with *typha sp*, with controlled and sub-superficial water flux. From an experimental planning for determining the pollutants concentration, from the affluent and from effluent of both wetland, data were taken and analyzed. There were also observed other information related to the location, water temperature and climatic conditions, besides the heavy metal's concentration in the treatment that uses chopped tires. The data comparison, in special statistical analysis showed that among the pollutants evaluated only the reduction of DQO was better in the wetland with stone. Besides that as some problems were identified, and suggestions can be made for recondition of the experiment. In another hand, despite several problems that appeared during the modeling scheme of the reduction of pollutants dynamic, in special the one that permitted the recognition of the pollutants, from the numerical analysis of the simulation process it was possible to find the influence of one of the parameters that differs themselves, when considering all others as constants, it can be simulated for distinct scenarios and then contribute with the decision making process for operating this kind of wastewater natural treatment system.

1. INTRODUÇÃO

Ao longo da história, o homem vem fazendo uso indiscriminado dos recursos naturais. Porém, na atualidade, devido a explosão demográfica e a intensa atividade industrial, o homem deve repensar e encontrar formas adequadas para o uso de tais recursos, uma vez que estes estão presentes de forma finita na natureza.

Dentre os recursos naturais, uma das maiores vítimas do mau uso humano é a água, elemento que é essencial à vida. Sendo assim, mostra-se fundamental a pesquisa de tecnologias que possibilitem uma utilização mais eficiente e que minimizem as agressões sofridas por este recurso, como por exemplo, tecnologias para o tratamento do esgoto, minimizando-se, assim, os impactos do seu lançamento sobre os mananciais e os lençóis freáticos.

O Brasil apresenta um grande atraso no setor de saneamento uma vez que grande parte dos domicílios não tem acesso a um sistema de tratamento de esgoto adequado. Este atraso pode ser justificado pelo fato da construção de uma estação convencional de tratamento de esgoto (ETE) ter um custo elevado e exigir mão de obra especializada para a sua manutenção e operação.

Desta forma mostra-se necessário o estudo e o desenvolvimento de processos de tratamento de esgoto baratos, simples, eficientes e de fácil operação. Neste sentido, os sistemas naturais de tratamento de esgoto aparecem como uma alternativa bastante viável para ajudar a se reverter o quadro do saneamento no Brasil, pois conciliam todas estas características.

Dentre os sistemas naturais de tratamento de esgoto, mostra-se promissor o estudo do uso de leitos cultivados com macrófitas, com distintos tipos de meio suporte, no tratamento secundário do esgoto proveniente do uso doméstico, gerados por pequenas comunidades, comuns principalmente na zona rural do Brasil.

Para que os sistemas naturais de tratamento possam ser utilizados adequadamente necessita-se de um aprofundamento no conhecimento dos processos envolvidos no sistema, o que pode ser realizado tanto através de investigação experimental, o que já vem sendo feito em larga escala inclusive na FEAGRI / UNICAMP, quanto por simulações numéricas,

o que apenas recentemente vem sendo realizado na comunidade científica em geral e na FEAGRI / UNICAMP em especial.

Sendo assim mostra-se promissor gerar conhecimentos do uso do sistema de leitos cultivados no tratamento de esgotos domésticos, através do uso deste tipo de metodologia matemática.

2. OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Este trabalho tem como objetivo geral analisar a dinâmica de redução de poluentes em leitos cultivados de fluxo sub-superficial.

2.1 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- i) justificar o uso e usar metodologias estatísticas apropriadas para a seleção, obtenção e análise dos dados experimentais do sistema;
- ii) mostrar os argumentos para a seleção do modelo matemático capaz de descrever teoricamente o sistema adaptado às condições brasileiras;
- iii) apresentar a metodologia matemática para a busca da solução da equação presente no modelo;
- iv) simular numericamente o processo, através da implementação do algoritmo associado ao método numérico estabelecido para a busca da solução aproximada ;
- v) contribuir com o processo de discussão e/ou tomada de decisão para o dimensionamento e construção deste tipo de sistema natural de tratamento de esgotos usando leitos cultivados;
- vi) avaliar o comportamento do uso de pneu picado como meio suporte.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

No que segue, apresenta-se o que foi encontrado nas publicações científicas afins, que servirão de guia para a busca complementar do suporte teórico para o desenvolvimento desta pesquisa.

Na investigação e na seleção de tais trabalhos consultou-se anais de congressos realizados entre 2000 e 2002, dentre eles: o Congresso Brasileiro de Engenharia Agrícola (CONBEA), o Congresso Nacional de Matemática Aplicada e Computacional (CNMAC), e o Congresso Ibero Latinoamericano de Métodos Computacionais na Engenharia (CILANCE), consultou-se também o Sistema de Bibliotecas da Unicamp (SBU), onde consultou-se o acervo de livros e teses da Unicamp e a *Eletronic Referency Library* (ERL) que é composta pelas seguintes bases: *Ageline* (UNICAMP), *Agricola* (UNICAMP), *Agris*, *ASFA* (USP,UNESP), *Biological Abstracts* (2000), *Cab Abstracts*, *IPA* (USP,UNESP), *FSTA*, *Medline*, *PsycInfo*, *Tropag & Rural* (USP), *Zoological Records*, *Analytical Abstracts*, *Applied Sciences & Tech Index* (USP), *Chem-Bank*, *Compendex*, *Geobase* (USP,UNESP), *GeoRef*, *Inspec* (USP,UNICAMP), *MathSci*, *Water Resources Abstracts*. Na investigação destes últimos trabalhos utilizou-se a combinação das palavras chaves *wetland**, *treatment**, *waste**, *model**, *mathe**, o asterisco após as palavras chaves significa que durante o processo de busca procurou-se por todas palavras que começam com uma forma preestabelecida, para a palavra *model**, por exemplo, considerou-se dentre outras as palavras *model*, *modeling*, etc.

3.1 Aspectos Quantitativos e Qualitativos dos Recursos Hídricos.

De acordo com o que consta em REBOUÇAS (1999), a idéia de que se vive em um planeta abundante em água sempre foi muito difundida, entretanto deve-se avaliar quanto desta água pode efetivamente ser utilizada. Dos $1,36 \times 10^{18} \text{ m}^3$ de água disponíveis existentes na Terra, 97% é de água do mar, 2,2% de geleiras e 0,8 % de água doce. Destes 0,8% de água doce, 97% está no subsolo e apenas 3% está disponível na superfície. O Brasil é o país mais rico em água doce do mundo, sendo que as descargas de seus rios, cerca de $177.900 \text{ m}^3 / \text{s}$, representam 53% da produção de água doce do continente Sul Americano e 12% do total mundial. Sob estas condições de abundância, a conscientização de que a água é um

recurso finito é uma tarefa muito árdua, dando origem a cultura do desperdício da água, e conseqüentemente, pouco têm-se investido em medidas para um uso adequado e para a proteção deste recurso. Embora o Brasil possua esta grande disponibilidade de água, os grandes centros urbanos, industriais e rurais já apresentam uma escassez qualitativa de água.

Este eminente quadro de escassez quantitativa e qualitativa de água revela a importância da conscientização e do estudo e proposição de tecnologias para a preservação deste recurso a nível mundial.

3.2 Necessidade de Tratamento de Esgoto.

Os principais poluentes presentes em esgotos são: o nitrogênio, o fósforo, os organismos patogênicos (bactérias, vírus, protozoários e helmintos), os metais pesados e os traços orgânicos. Destes poluentes, por oferecerem riscos à saúde pública, destacam-se o nitrogênio, os metais pesados, os organismos patogênicos e os traços orgânicos USEPA (1988).

Na Tabela 1, adaptada de USEPA (1988), são resumidas as situações de risco à saúde e os impactos ambientais associados à presença destes poluentes.

Tabela 1: Situações de risco à saúde e os impactos ambientais associados à presença de poluentes.

Poluente	Risco à Saúde / Impacto Ambiental
Nitrogênio	Suprimento de água para crianças / Eutrofização
Fósforo	Nenhum impacto direto / Eutrofização
Org. Patogênicos	Suprimento de água, colheitas / Acumulo no solo , infecção da vida selvagem
Metais Pesados	Suprimento de água, colheitas ou animais pertencentes a cadeia alimentar humana / Acumulo no solo, tóxico as plantas e aos animais selvagens
Traços Orgânicos	Suprimento de água, colheitas ou animais pertencentes a cadeia alimentar humana / Acumulo no solo

Fonte: USEPA (1988).

Através da análise do que consta na Tabela 1, pode-se constatar que a presença da maioria destes poluentes deve ser evitada principalmente nas águas destinadas ao abastecimento. Desta forma, e de acordo com a AGENDA 21 (1996), que tem por objetivo definir estratégias de desenvolvimento sustentável para o País, “uma oferta de água confiável e o saneamento ambiental são vitais para proteger a saúde pública e o meio ambiente, portanto, deve-se assegurar a oferta de água de boa qualidade para a população de todo planeta, adaptando-se as atividades humanas aos limites da capacidade da natureza”.

Segundo declaração para TVCULTURA (2001), Vera Lúcia A. Aguiar, química responsável pela Estação Tratamento de Esgoto de Barueri - SP, “o tratamento de esgotos é um processo fundamental para o controle da poluição das águas, recuperação da qualidade das águas servidas e diminuição da poluição ambiental”.

AZEVEDO NETTO (1975, p1) afirma que “o serviço de esgotos é uma necessidade que cada vez mais se impõe, como condição indispensável para uma comunidade civilizada, na época em que vivemos”.

Através desta afirmação que data de 1975, percebe-se que os pesquisadores a muito tempo vem alertando para a necessidade do tratamento de esgoto. Entretanto, como consta em BRAGON & SIQUEIRA (2001), muito pouco tem sido feito neste sentido, pois no Brasil, a exemplo do que ocorreu com a energia elétrica, estão atrasadas as ações do governo destinadas a evitar uma crise de escassez generalizada de água nas regiões de maior concentração urbana do país.

A falta de investimento na área de saneamento no Brasil provoca um déficit neste setor, que, segundo LONDE (2000), atinge a região urbana, e agrava-se ainda mais na zona rural. VALENTIM (2000), também afirma que a situação é mais grave na zona rural, devido ao baixo nível de instrução e principalmente ao baixo acesso às informações sobre os riscos da associados a utilização de água contaminada.

Segundo SILVA & ALVES (1999), 49% do esgoto sanitário produzido no Brasil são coletados em rede pública, destes, apenas 32% são tratados, ou seja, apenas 16% do total de esgoto produzido no Brasil recebe tratamento. Desta forma mais de 105 milhões de brasileiros não tem acesso a um sistema sanitário apropriado. Paralelamente, o abastecimento de água encanada atinge apenas 9% da população rural e na falta de

abastecimento de água, os domicílios fazem uso de uma água em que não há garantias de sua qualidade, e que muitas vezes estão contaminadas. Sendo assim, a ausência de abastecimento de água potável e de coleta de esgotos sanitários são as principais causas das altas taxas de doenças intestinais e de outros tipos em países de baixa renda.

De acordo com a AGENDA 21 (1996), “estima-se que 80 por cento de todas as moléstias e mais de um terço dos óbitos dos países em desenvolvimento sejam causados pelo consumo de água contaminada e, em média, até um décimo do tempo produtivo de cada pessoa se perde devido a doenças relacionadas com a água”.

No Brasil, cerca de 60% das internações em pediatria devem-se a falta de saneamento e 30% das mortes de crianças com menos de um ano de idade são causadas por diarreia (WARTCHOW, 1995).

Devido a grande relação existente entre o saneamento e a qualidade de vida da população, principalmente no que se refere a saúde pública, a preservação dos recursos hídricos, através do tratamento e o controle do despejo de esgotos, está amparada por leis municipais, estaduais, federais e internacionais. Entretanto, apenas recentemente, na eminência de uma crise de abastecimento, é que se intensificaram as medidas para a preservação e gerenciamento dos recursos hídricos, como a instituição do Programa de Despoluição de Bacias Hidrográficas e a criação da Agência Nacional da Água (ANA), que é responsável pela implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos.

A ANA aponta como uma saída, para se evitar a crise de abastecimento, a cobrança de taxas para o uso da água. Em entrevista para Folha de São Paulo, Marcos Aurélio Vasconcelos de Freitas, então diretor da ANA, afirma que a cobrança é uma ferramenta para o combate da cultura do desperdício, além de arrecadar fundos para a recuperação das bacias (BRAGON & SIQUEIRA, 2001).

Recentemente, após um longo período de estiagem, a mídia também vem alertando para a escassez, qualitativa e quantitativa, de água, visando a conscientização da população quanto a importância do uso adequado deste recurso, como por exemplo: i) o jornal Folha de São Paulo, que vem frequentemente trazendo matérias sobre a contaminação e alertando para escassez dos recursos hídricos; ii) a Rede Globo de Televisão que apresentou, de 27 a 31 de agosto de 2001, no Jornal Nacional, uma série de matérias especiais sobre a água. Além disso, durante o ano de 2001, em “Porto dos Milagres”, novela do horário nobre, que

é um importante veículo de divulgação, esta mesma emissora alertava para a omissão dos políticos e dos empresários brasileiros quanto a preservação dos recursos hídricos.

Esta divulgação da mídia para a conscientização e reeducação da população, assim como o conjunto de medidas que vem sendo tomadas pelos governantes, é muito positivo, porém é muito recente e ainda será necessário algum tempo para que apareçam os resultados, o que pode ser um grande problema, uma vez que, segundo BRAGON & SIQUEIRA (2001), nem mesmo o governo é capaz de determinar com precisão quanto tempo ainda falta para se chegar ao ponto em que a oferta de água se torne insuficiente para se atender as necessidades de todos.

3.3 Sistemas Naturais de Tratamento de Esgoto.

VALENTIM (1999) afirma que os sistemas naturais são mecanismos que visam simular e otimizar o processo de depuração que ocorre na natureza.

METCALF & EDDY (1991) classifica os sistemas naturais como aqueles que fazem uso dos processos físicos, químicos e biológicos, provenientes da interação entre água, solo, planta, microrganismo e a atmosfera, para realizar o tratamento do esgoto. Nestes sistemas estão presentes muitos dos processos de remoção de poluentes que ocorrem nos sistemas convencionais como, por exemplo, a sedimentação, a filtração, a transferência de gases, a adsorção, a precipitação química, e a degradação biológica, além de processos exclusivos como a fotossíntese, a fotoxidação e a assimilação de nutrientes por parte das plantas. Entretanto, ao contrário dos sistemas convencionais, em que os processos ocorrem sequencialmente e com taxas aceleradas em razão da utilização de energia elétrica, nos sistemas naturais estes processos tendem a ocorrer simultaneamente e com taxas mais lentas.

Devido as suas características os sistemas naturais de tratamento têm, em geral, um baixo custo de construção e operação associado a uma alta eficiência, o que atende uma das recomendações da AGENDA 21 (1996), segundo a qual, deve-se, sempre que possível, buscar meios tecnológicos e científicos de baixo custo.

Além disso, os sistemas naturais de tratamento, em geral, não necessitam de mão de obra especializada para sua operação e manutenção, o que se mostra como mais um

aspecto positivo na utilização desta tecnologia, uma vez que, de acordo com AGENDA 21 (1996), a operação e manutenção sustentadas de instalações destinadas a proteção dos recursos hídricos é um dos principais problemas de hoje e para o futuro.

Neste contexto comprova-se que é de fundamental importância o desenvolvimento de sistemas de tratamento de esgotos simples, baratos e de fácil construção e operação para a reversão do quadro atual do saneamento do Brasil.

3.3.1 Caracterização dos Sistemas Naturais de Leitos Cultivados.

Segundo o que consta em USEPA (1988), o sistema de leitos cultivados é um sistema natural de tratamento de esgoto que combina processos físicos, químicos e biológicos em um sistema construído e parcialmente controlado. Este sistema baseia nos alagados ou várzeas, que são regiões permanentemente inundadas onde vegetam diversas plantas. Uma das principais diferenças entre os leitos cultivados e as várzeas naturais é o grau de controle dos processos naturais como, por exemplo, a vazão, que é relativamente estável nos leitos cultivados.

Segundo BREEN (1990), os leitos cultivados podem ser divididos em uma série de componentes interativos: água, substrato, microbiota, flora e fauna, que são altamente dependentes da hidrologia, dos nutrientes, do meio suporte e da região onde se encontram. Desta forma, o desempenho dos leitos cultivados no tratamento de esgoto, dependem das características, das taxas de entrada dos poluentes e de vazão do seu afluente, da capacidade de cada componente em reter os poluentes e de fatores ambientais como a luz, a temperatura, etc.

3.3.1.1 Pré – Tratamento do Esgoto.

No sistema de leitos cultivados, é necessário que o esgoto receba um tratamento primário onde deve ocorrer a redução de sólidos, principalmente dos sólidos suspensos, USEPA (1998). Para tanto existem diferentes alternativas como, por exemplo, nos trabalhos em que houve a construção do sistema de leitos cultivados realizados na FEAGRI: MANSOR (1998) que fez uso de um sistema de lagoas; VALENTIM (1999) que fez uso de

tanques sépticos modificados e HUSSAR (2001) e TOBIAS (2002) que fizeram uso de reatores anaeróbios.

3.3.1.2 Tipos de Plantas Cultivadas nos Leitos.

Ainda não há um critério bem definido para a seleção das macrófitas cultivadas nos leitos, o que se sugere na literatura é que as plantas devem ser bem adaptadas ao clima em que serão inseridas. Como na região de Campinas as Taboas, *Typha sp.* são abundantes e bem adaptadas, em muitos dos trabalhos desta natureza realizados na Feagri tem se optado pela utilização destas macrófitas: VALENTIM (1999), COLLAÇO (2001), HUSSAR, (2001), TOBIAS (2002).

Estas plantas exercem um papel fundamental no sistema de leitos cultivados, pois, além de permitirem o afixamento dos microorganismos nos seus caules e nas suas raízes, estabilizarem as superfícies dos leitos, aumentarem a eficiência da filtração física e evitarem o entupimento do sistema, as mesmas transportam oxigênio para a raiz onde parte deste é liberado para o meio, fazendo com que na rizosfera haja condições para o desenvolvimento de microorganismos aeróbios que contribuem significativamente na remoção de um dos poluentes: o nitrogênio (METCALF & EDDY, 1991), (USEPA, 1988).

Na Tabela 2, adaptada de USEPA (1988), são apresentadas de forma resumida as partes das plantas aquáticas e suas respectivas funções no sistema de leitos cultivados.

Tabela 2: Esquematização das partes das plantas aquáticas e suas respectivas funções no sistema de leitos cultivados.

Partes da Planta	Funções
Caule, Raízes e Galhos Abaixo da Linha D'água	<ol style="list-style-type: none">1. Ajudar a manter a porosidade do Meio Suporte2. Superfície para o afixamento e o desenvolvimento de bactérias3. Meio para a filtração e adsorção dos sólidos
Caule, Galhos e Folhas Acima da Linha D'água	<ol style="list-style-type: none">1. Atenuar a exposição à luz do sol e prevenir o crescimento das algas2. Reduzir os efeitos do vento na superfície da água3. Transferência de gases da / para as partes submersas

Fonte: USEPA (1988).

Com base na Tabela 2 e no que já foi dito, percebe-se que as plantas aquáticas contribuem com uma parcela bastante importante no tratamento de esgoto pelo sistema de leitos cultivados.

3.3.1.3 Tipos de Meio suporte.

Usualmente, no sistema de leitos cultivados, utiliza-se solo, areia ou brita como meio suporte para o afixamento das plantas (METCALF & EDDY, 1991). Na FEAGRI / UNICAMP, os estudos que construíram sistemas de leitos cultivados, a grande maioria optou pela utilização da pedra britada como meio suporte: MANSOR (1998); VALENTIM (1999); HUSSAR (2001) e TOBIAS (2002).

A utilização de materiais alternativos como meio suporte é uma medida que pode baratear ainda mais os sistemas de leitos cultivados assim como trazer benefícios adicionais ao meio ambiente.

Usualmente os pneus, cuja utilização nos diversos tipos de veículos já não é mais possível, são frequentemente jogados nos lixões, nos terrenos baldios ou no fundo dos rios. Devido ao seu tamanho e ao fato de não se degradarem, a disposição inadequada dos pneus usados gera um grave problema ambiental e de saúde pública, uma vez que estes armazenam água e contribuem para a proliferação de mosquitos transmissores de doenças, como a dengue (PNEUS...,2001).

Este problema agrava-se ainda mais com o ascendente crescimento das frotas automotivas. Neste sentido, o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), através da resolução nº258, de 26 de agosto de 1999, obriga, desde janeiro de 2002, que as empresas fabricantes ou importadoras dêem destino ambientalmente adequado aos pneus usados.

De acordo com a CETESB (2003), além da geração de energia, também são consideradas ambientalmente adequadas a utilização dos pneus inservíveis na pavimentação, como sub-base de concreto asfáltico, na formação de recifes artificiais, entre preenchimento de erosões, entre outros.

Neste sentido, COLLAÇO (2002), em seu estudo experimental, propôs a utilização de pneu picado como meio suporte nos sistemas de leitos cultivados.

3.3.1.4 Tipos de Fluxo em Leitos Cultivados.

Os leitos cultivados podem ser de fluxo vertical ou horizontal. Os de fluxo vertical são filtros, preenchidos com brita ou areia, com o nível d'água abaixo do meio suporte. Este sistema surgiu na Europa na década de 70, com o nome de campos de infiltração, e se destaca pelo grande potencial de nitrificação VALENTIM (1999).

De acordo com METCALF & EDDY (1991), os leitos cultivados de fluxo horizontal são canais ou trincheiras com o fundo impermeabilizado, preenchidas com algum tipo de meio suporte para a fixação das plantas. Assim como nas várzeas, os leitos cultivados de fluxo horizontal podem ter ou não a lamina d'água exposta, e de acordo com estas características são classificados como leitos cultivados de fluxo superficial ou fluxo sub-superficial, como descrito no que segue.

Nos leitos cultivados de fluxo superficial a coluna d'água fica pouco acima do meio suporte (entre 0,1 e 0,3m). Este tipo de tratamento requer uma maior área superficial e apresenta melhores resultados como tratamento terciário VALENTIM (1999).

Este sistema deve ficar em locais isolados, devido a proliferação de mosquitos, e de acesso controlado a fim de se evitar o contato humano com o esgoto USEPA (1988).

Os leitos cultivados de fluxo sub-superficial possuem uma inclinação de 1 à 3 %. Neste tipo de sistema a altura da coluna d'água fica abaixo do nível do meio suporte, funcionando como filtros biológicos.

Os leitos cultivados de fluxo subsuperficial apresentam melhores resultados no tratamento secundário USEPA (1988), como é o tipo de fluxo estudado nesta pesquisa.

3.3.2 Estudos dos Sistemas de Leitos Cultivados.

Devido a sua importância, muito se tem pesquisado sobre os leitos cultivados, principalmente nos Estados Unidos, Europa, Austrália e no sul da África do Sul, onde o uso dos leitos cultivados é muito popular (WOOD & McATAMNEY, 1996).

Nos Estados Unidos, por exemplo, utiliza-se o sistema de leitos cultivados a mais de quarenta anos, o que, por sua vez, gerou uma grande quantidade de dados (MOORE et al., 1995).

DAVIES & COTTINGHAM (1994) avaliaram a eficiência dos leitos cultivados no tratamento do efluente de uma indústria têxtil. Utilizaram um leito retangular de fluxo subsuperficial, preenchido com brita e cultivado com *Phragmites australis*. De acordo com os autores, o leito mostrou uma boa eficiência, principalmente na remoção de cor do afluente.

SANSANAYUTH et al. (1996) avaliaram a utilização dos leitos cultivados para o tratamento do efluente de lagoas de criação intensiva de camarões, devido ao excesso de comida, possuem a água rica em matéria orgânica e em nutrientes. Avaliaram a eficiência de dois leitos retangulares de fluxo sub-superficial, ambos utilizando brita como meio suporte sendo que apenas um foi cultivado com *Acrostichum aureum*. Os resultados experimentais mostraram que, mesmo no tratamento de um afluente contendo alta salinidade, ambos os leitos apresentaram bons resultados na remoção de sólidos suspensos,

84%, demanda bioquímica de oxigênio (DBO), 91%. Apresentaram reduções de 46% e 48% para fósforo total e nitrogênio total respectivamente, sendo que nestes casos obteve-se melhores resultados no leito cultivado.

De acordo com MOUSTAFA (1997) muitos estudos sobre o sistema de leitos cultivados vem sendo conduzidos no mundo avaliando o desempenho destes sistemas no tratamento do esgoto gerado por uma grande diversidade de atividades industriais, domésticos e agrícolas. Isto por sua vez, demonstra o potencial deste tipo sistema natural de tratamento de esgoto.

MANSOR (1998), estudou a eficiência de quatro leitos cultivados retangulares de fluxo sub-superficial no tratamento do efluente de uma lagoa de estabilização. Dois leitos foram cultivados com *Typha latifolia L. x Typha dominguesis Pers.* e utilizaram, brita nº 3 e nº 4. Os demais leitos utilizaram brita nº3 como meio suporte, sendo que um não foi cultivado e o outro foi cultivado com *Eleocharis fistusola*. Os leitos apresentaram bons resultados na remoção de nutrientes, destacando-se que a redução máxima de DQO, 82,7%, ocorreu nos leitos cultivados que utilizavam brita nº3 como meio suporte.

VALENTIM (1999) pesquisou um sistema formado por um reator compartimentado, com três câmaras em série, seguido de leitos cultivados. Este sistema utilizou seis leitos cultivados de fluxo sub-superficial, três de forma quadrada, sendo um não cultivado, um cultivado com *Thypha sp.* e um cultivado com *Eleocharis sp* e três de forma retangular, sendo um não cultivado, um cultivado com *Thypha sp.* e um cultivado com *Eleocharis sp*. Todos os leitos utilizaram brita nº 2 como meio suporte. De acordo com o autor, apenas o tipo de macrófita influenciou na eficiência dos leitos, sendo que os melhores resultados foram obtidos nos leitos cultivados com *Eleocharis sp*.

PHILIPI, COSTA & SEZERINO (1999) avaliaram eficiência de um sistema de tratamento composto por um tanque séptico seguido de um leito cultivado retangular, de fluxo subsuperficial que utilizou uma mistura de palha de arroz, areia e brita como meio suporte e foi cultivado com *Zizaniopsis bonariensis*. Este leito cultivado e apresentou uma redução de 33% na demanda química de oxigênio e de 78% e 72% para nitrogênio e fósforo totais, respectivamente.

COLLAÇO (2001) investigou o efeito do uso de pneu picado como meio suporte no comportamento dos leitos cultivados. Para isto, comparou a eficiência de dois leitos

retangulares, ambos cultivados com *Typha sp.*, com as mesmas dimensões, sendo que um utilizou pneu picado e o outro brita nº 3 como meio suporte. Dentre todos os parâmetros investigados detectou-se diferença estatisticamente significativa apenas para pH, NO₃, NO₃-N e turbidez. O leito cultivado que utilizou pneu picado como meio suporte apresentou um pH bem próximo de 7 e mostrou-se mais eficiente na remoção de NO₃, NO₃-N e turbidez.

LONDE (2002) avaliou a eficiência da filtração lenta no tratamento do efluente de leitos cultivados. De acordo com a autora, o emprego dos leitos cultivados associados à filtração lenta mostra-se como uma alternativa bastante viável, tanto economicamente quanto tecnologicamente, para o tratamento e reutilização de esgoto.

HUSSAR (2001) investigou a eficiência de um sistema composto por um reator anaeróbio compartimentado seguido por dois leitos retangulares de fluxo sub-supreficial dispostos em série ambos utilizando brita nº 3 como meio suporte, cultivados com *Typha sp.* no tratamento de dejetos suínos. O sistema não apresentou bons resultados na remoção de fósforo devido a alta concentração de sais nitrogenados.

TOBIAS (2002) avaliou sob dois tempos de detenção hidráulica, 10,76 e 21,52 dias, a utilização de um sistema formado por um reator anaeróbio, composto por quatro câmaras em série, seguido por dois leitos retangulares de fluxo sub-superficial, também dispostos em série, cultivados com *Typha sp.*, utilizando brita nº3 como meio suporte, no tratamento de dejetos suínos. De acordo com o autor, o sistema apresentou bons resultados, destacando-se que o tempo de detenção hidráulica não influenciou significativamente nos resultados.

Pode-se notar, através dos estudos relatados na FEAGRI/UNICAMP que o desempenho dos sistemas de leitos cultivados vem sendo investigado no tratamento de esgotos industriais, domésticos e agrícolas, quanto à forma, tipo de planta, tipo de fluxo e tipo de meio suporte. Isto por sua vez demonstra o potencial deste sistema natural de tratamento de esgoto e conseqüentemente demonstra o potencial deste tipo de sistema para ajudar a reverter o quadro do saneamento do Brasil.

3.3.2.1 O Uso de Modelos Matemáticos no estudo dos Leitos Cultivados

De acordo com WONG & GEIGER (1997), o uso de modelos matemáticos nos estudos sobre os leitos cultivados tem sido baseado no uso de equações matemáticas simples. Embora contribuam significativamente com o avanço do conhecimento dos sistemas de leitos cultivados, a simplicidade matemática destes modelos limita a capacidade dos mesmos de representarem os fenômenos envolvidos no processo de remoção de poluentes.

No geral estes modelos descrevem a variação da concentração de poluentes através de equações diferenciais ordinárias. Desta forma, o processo de remoção de poluentes, diferentemente do que ocorre na natureza, só pode ser avaliado, isoladamente, no tempo ou no espaço.

Por outro lado, MORENO-GRAU et al. (1996) propuseram um modelo mais realístico onde a concentração de poluente varia no tempo e na direção longitudinal. A fim de se avaliar a evolução do uso de modelos matemáticos no estudo dos leitos cultivados, após a publicação deste artigo, estudou-se os trabalhos encontrados nas bases anteriormente citadas com data de publicação posterior a 1996 e que fizeram uso de modelos matemáticos, brevemente resumidos a seguir:

LUNG & LIGTH (1996), buscando avaliar a eficiência dos leitos cultivados na remoção de metais, do cobre em particular, desenvolveram um modelo matemático para descrever o processo de remoção do cobre dentro dos leitos cultivados. O modelo apresentado pelos autores consiste em uma equação diferencial ordinária, que descreve a remoção de cobre ao longo do tempo. A comparação entre os dados experimentais e os obtidos a partir do modelo matemático mostrou que o modelo utilizado foi apropriado para pré-dizer a remoção de cobre nos leitos cultivados.

MOUSTAFA (1997) propôs a utilização de um modelo matemático simples para descrever remoção de fósforo total. Este modelo calcula a concentração de fósforo no efluente como função da concentração de fósforo no afluente e da carga hidráulica. Segundo o autor este modelo apresentou bons resultados quando se comparou o valor predito pelo mesmo com as concentrações de fósforo total no efluente, encontradas experimentalmente.

KEMP & GEORGE (1997), propuseram a utilização de um modelo cinético para descrever a relação entre a carga hidráulica e a remoção de nitrogênio amoniacal. Este

modelo foi utilizado para se predizer o tempo de detenção hidráulica necessário para que a concentração de nitrogênio amoniacal no efluente atinja um valor previamente estabelecido. Também constataram que a concentração de nitrogênio amoniacal no efluente diminui conforme se aumenta o tempo de detenção hidráulica.

TANNER, SUKUIAS & UPSDELL (1998) estudaram a relação entre a carga hidráulica e a remoção de poluentes. Com base na demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e nas concentrações de nitrogênio total, nitrogênio amoniacal e coliforme fecal, constataram experimentalmente que a eficiência na remoção de poluentes é inversamente proporcional à carga hidráulica. De acordo com os autores, a predição da concentração dos poluentes em função da carga hidráulica, foi feita a partir de um modelo de primeira ordem, através do qual verificou-se que a relação entre a carga hidráulica e a concentração de poluentes manteve-se praticamente constante.

Segundo KHATIWADA & POLPRASERT (1999), o biofilme formado pelas bactérias fixas às superfícies submersas dos leitos cultivados exercem um papel bastante importante no processo de degradação da matéria orgânica dentro dos leitos. Conseqüentemente a área superficial disponível para a formação do biofilme é um importante parâmetro que deve ser considerado nos modelos cinéticos para o planejamento e operação dos leitos cultivados. Desta forma, desenvolveram dois modelos cinéticos baseados em estruturas distintas de biofilme, lodosa e cilíndrica. A partir dos modelos matemáticos com base na diminuição da demanda química de oxigênio de um leito cultivado, construído em escala de laboratório, os autores puderam determinar a área superficial do biofilme para ambos tipos de geometria, sendo que assumindo uma geometria cilíndrica a área superficial disponível para o biofilme é maior.

GRIFFIN, BHATTARAI & XIANG (1999), a fim de se investigar os efeitos da temperatura na remoção da demanda bioquímica de oxigênio (DBO), avaliaram, por um período de dezoito meses, a temperatura do esgoto e a DBO no afluente e no efluente de um sistema de leitos cultivados. Segundo os autores, para temperaturas superiores a 20° o sistema de leitos cultivados apresentou uma média de remoção da DBO alta, já para temperaturas inferiores a 20° C, a remoção média de DBO foi baixa, apresentando uma grande variabilidade. Dentre as tentativas de se modelar a relação entre concentração da DBO e temperatura do esgoto através de modelos exponenciais, de Arrhenius e lineares, os

autores apontam que obteve-se melhores resultados com uso de um modelo exponencial. Através de ambos os modelos ficou explícita a necessidade de se operar com dois leitos cultivados em série para que a descarga de DBO no efluente estivesse dentro das especificações legais do país de origem deste trabalho, Estados Unidos.

Segundo WOOD et al. (1999), a temperatura afeta tanto os processos físicos quanto os biológicos nos sistemas de leitos cultivados. Como a nitrificação e a desnitrificação são processos dependentes da temperatura, a concentração de nitrato no efluente varia com as mudanças de temperatura do ar e dos leitos cultivados. De acordo com os autores, neste estudo investigou-se a remoção de nitrato em dez leitos construídos em escala laboratorial, dos quais apenas cinco foram cultivados com macrófitas. Todos os leitos receberam esgoto sintético (100 ppm nitrato-N) e operaram sob quatro temperaturas diferentes (18, 23, 30 e 38o C). Os autores utilizaram um modelo cinético de primeira ordem para descrever a degradação experimental do nitrato. A remoção de nitrato foi negligível nos leitos sem macrófitas. Já nos leitos cultivados com macrófitas, esta remoção foi muito mais efetiva e, para este caso, constatou-se que a taxa de remoção cresce junto com a temperatura até os 30o C, onde atinge o seu máximo e a partir de então começa a decair.

SPIELES & MITSCH (2000) estudaram a eficiência na remoção de nitrato em três leitos cultivados, sendo que dois recebiam a água de um rio e o outro era utilizado no tratamento de esgoto municipal. Devido a grande variabilidade na remoção de nitrato, não se detectou diferença estatisticamente significante entre os três leitos. Segundo os autores os três leitos apresentaram baixas taxas de remoção de nitrato, sendo que no período de enchentes, a concentração de nitrato no efluente chegou a ser quatro vezes maior que a do afluente. Para se prever a remoção de nitrato nos leitos cultivados e contribuir com o planejamento e monitoramento dos leitos cultivados, os autores, utilizaram um modelo do tipo Vollenweider, modelo baseado em uma EDO escrita em função da temperatura, da carga hidráulica e da carga de nitrato.

De acordo com JAMIESON et al. (2002) a adsorção no solo é um mecanismo muito importante na remoção de fósforo no sistema de leitos cultivados. Os autores avaliaram a capacidade de remoção de fósforo de um leito cultivado, utilizado para tratar o esgoto de uma fazenda. Utilizou-se o modelo de adsorção de Langmuir, que baseado em uma EDO descreve as características de adsorção do solo do leito cultivado em estudo ao longo do

tempo, o qual, segundo os autores, descreveu adequadamente tais características. A partir destes resultados compararam as capacidades de adsorção entre o solo dos leitos cultivados nas regiões rasas, profundas e em uma região que não recebia esgoto. O único solo que apresentou capacidade de adsorção de fósforo estatisticamente diferente foi o solo que não recebia esgoto, apresentando uma capacidade de adsorção maior que os demais. Estes resultados demonstram que houve uma saturação no solo dos leitos cultivados indicando que o mesmo contribuiu efetivamente com a remoção de fósforo.

Com base nos resultados experimentais de VALENTIM (1999) realizados na FEAGRI/UNICAMP, VALENTIM & AMENDOLA (1999) e AMENDOLA & LADEIRA (2000) iniciaram investigações e estudos de modelos matemáticos buscando descrever a dinâmica de remoção de poluentes ao longo do tempo e ao longo do espaço de leitos cultivados, bem como a caracterizar a influência de seus diversos componentes. Estes trabalhos fizeram uso do modelo proposto por MORENO GRAU et al. (1996) para descrever a remoção de coliformes fecais e coliformes totais, do que apontaram a dificuldade de atribuição dos efeitos daqueles componentes. Posteriormente, AMENDOLA & SOUZA (2002 A) E AMENDOLA & SOUZA (2002 B) fizeram um estudo detalhado do mesmo modelo, o que permitiu que os autores propusessem uma adaptação do mesmo, através do ajuste de um dos parâmetros. No primeiro caso os ajustes foram feitos com base em visualizações gráficas e no segundo caso o ajuste foi feito seguindo como critério o cálculo de resíduos entre valores experimentais e os simulados. Este estudo permitiu que os autores constatassem que a razão pela qual a grande maioria dos estudos sobre leitos cultivados fazem uso de modelos matemáticos simples, deve-se a pequena quantidade de informações disponíveis na literatura a respeito dos processos que ocorrem dentro dos leitos, confirmando o que consta em BREEN (1990), que sugere que os leitos cultivados vêm sendo tratados como se fossem "caixas verdes".

3.3.2.2 Estudo do Modelo Matemático Proposto por MORENO-GRAU et. al. 1996

O autor conduziu o seu experimento em El Campo de Cartagena, Espanha, 37° 37'20" N, 0° 56'11" W. No seu experimento foram utilizados três leitos de fluxo superficial de forma trapezoidal, abertos no solo. Cada Leito tem 100 m de comprimento, 1 m de largura na base e, 2 m de largura na superfície e 0,9 m de profundidade. Em ambos os

leitões utilizou-se areia como meio suporte, sendo que dois leitões foram cultivados com macrófitas, *Phragmites communis*, e o leito restante não foi cultivado, sendo utilizado como uma lagoa de micrófitas. O tempo de detenção hidráulica nos leitões cultivados com macrófitas e nos leitões de micrófitas foi, respectivamente, de 28,8 e 31 dias.

Em seu estudo este autor desenvolveu dois modelos matemáticos, um para descrever o comportamento da temperatura da água e outro para descrever o processo de remoção de poluentes dentro dos leitões cultivados. De acordo com o objetivo deste trabalho, no que segue será descrito apenas este último modelo.

O referido autor propôs um modelo matemático baseado nas principais variáveis que influenciam no comportamento deste tipo de leito cultivado, aqui denotadas por x_i ($i = 1, 2, \dots, 14$); [mg/l] especificadas como:

- x_1 = Bactérias Fixas;
- x_2 = Bactérias Suspensas ;
- x_3 = Fitoplâncton ;
- x_4 = Zooplâncton ;
- x_5 = Macrófitas ;
- x_6 = Coliforme Total ;
- x_7 = Coliforme Fecal;
- x_8 = Matéria Orgânica (DQO) ;
- x_9 = Massa Detrital ;
- x_{10} = Oxigênio Dissolvido ;
- x_{11} = Nitrogênio Amoniacal ;
- x_{12} = Nitrogênio Total ;
- x_{13} = Fósforo Solúvel ;
- x_{14} = Fósforo Total ;

Este modelo matemático é descrito pela Equação 1 que segue:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x} \left(D_x \frac{\partial C}{\partial x} \right) - u \frac{\partial C}{\partial x} + \sum_{z=1}^{np} r_z \quad t \geq 0 \text{ e } x \text{ em } (0, C_1) \quad (1)$$

onde:

C = concentração do poluente x_i [mg/l];

t = tempo [dia];

x = direção longitudinal [m] ;

u = velocidade média do afluyente na direção x [m/dia];

r_z = termo que descreve cada um dos processos físicos, químicos ou bioquímicos; responsáveis por modificar a concentração do poluente [mg/L.dia];

np = número total de processos;

C₁ = comprimento do leito [m];

D_x = coeficiente de dispersão longitudinal [m²/dia].

A Equação 1 é reconhecida como uma equação de difusão e advecção para x_i , onde:

- i) O termo da esquerda representa a variação da concentração do poluente ao longo do tempo;
- ii) O primeiro termo da direita representa o processo de difusão do poluente caracterizando de que forma o mesmo se espalha pelo leito;
- iii) O segundo termo da direita representa o processo de advecção do poluente, caracterizando o transporte do contaminante ao longo do leito devido a velocidade u do afluyente;
- iv) O terceiro termo da direita representa a soma de todos os outros processos (r_z) responsáveis pela variação na concentração de poluente. Este termo da equação descreve para cada x_j ($j = 1, \dots, 14$) de que forma suas interações dentro do sistema de leitos cultivados influenciam na variação de suas respectivas concentrações.

Pode-se se notar que as variáveis acima se dividem em dois grupos distintos: um grupo de organismos vivos (x_1 à x_7) e um grupo de compostos químicos e orgânicos (x_8 à x_{14}), e através do estudo detalhado deste modelo matemático, apresentado no APÊNDICE 1, pôde-se constatar que este modelo destaca-se dos demais, não só porque é capaz de descrever a dinâmica de remoção de poluentes dentro dos leitos cultivados, simultânea porém independentemente ao longo do tempo e do espaço, mas, principalmente porque propõe que a variação na concentração de poluentes (x_6 , x_7 , x_8 , x_9 , x_{11} , x_{12} , x_{13} e x_{14}) dentro do sistema de leitos cultivados não depende apenas de sua concentração no afluente, depende também da concentração de outras substâncias (x_{10}), da concentração de microorganismos (x_1 , x_2 e x_4) e da concentração de plantas (x_3 e x_5).

Neste sentido o autor identifica parâmetros que tem grande influência no comportamento dos leitos cultivados e descreve, através de expressões matemáticas, a interação entre aquelas variáveis.

Entretanto, este modelo considera fluxo superficial, e, portanto, quando no caso de leitos cultivados de fluxo sub-superficial, como o aqui estudado, deve ser adaptado.

4. MATERIAL E MÉTODOS

Buscando um melhor entendimento, esta etapa do trabalho está apresentada em duas partes.

I) Parte Experimental

II) Parte Teórica

4.1 Parte Experimental

4.1.1 Algumas Considerações Sobre o Experimento

A princípio, seriam utilizados os mesmos dados experimentais que seriam gerados por COLLAÇO (2002), a partir de um planejamento estatístico adequado, previamente estabelecido de acordo com o que consta em (VIEIRA & HOFFMANN, 1989).

Na ocasião em que foi estabelecido o planejamento estatístico tinha-se como objetivo comparar a eficiência de remoção de poluentes entre o leito que utilizava brita e o que utilizava pneu picado-brita como meio suporte, ambos cultivados com *Typha-sp*, sob dois tempos de detenção hidráulica, 2 e 4 dias. Com base neste objetivo determinou-se que o experimento deveria ser conduzido de acordo com experimento fatorial com dois fatores, sendo um o meio suporte e outro o tempo de detenção hidráulica, cada fator com dois níveis, respectivamente, brita e brita com pneu picado e 2 e 4 dias.

No decorrer de seu estudo, entretanto, COLLAÇO (2002) alterou o objetivo do mesmo. Avaliou a eficiência na remoção de poluentes entre os dois leitos cultivados apenas em função dos diferentes meios suportes, fixando o tempo de detenção hidráulica em 2 dias. Além disso, considerou constantes as concentrações dos poluentes no afluente dos leitos. Tais concentrações foram obtidas com base na média de apenas três amostras do afluente dos leitos. Este procedimento inviabilizou a utilização deste conjunto de dados para o desenvolvimento deste trabalho, uma vez que um dos principais objetivos do mesmo é utilizar um modelo matemático capaz de descrever a dinâmica de redução de poluentes nos leitos cultivados, o que só é possível avaliando-se a diferença entre as concentrações do

afluente e do efluente dos leitos. Por esta razão, neste estudo optou-se por reconduzir este experimento segundo o que consta em (VIEIRA & HOFFMANN, 1989).

4.1.2 Descrição do Local do Experimento.

Segundo COLLAÇO (2002), os leitos cultivados foram construídos no Centro Avançado de Pesquisa Tecnológica do Agronegócio de Engenharia e Automação (CAPTA –Eng. e Aut.), antigo Centro de Mecanização e Automação Agrícola (CMAA), do Instituto Agrônomo de Campinas (IAC), localizado no município de Jundiaí –SP/BR ($23^{\circ} 10'51''S$, $46^{\circ} 57'00''W$).

O CAPTA –Eng. e Aut. conta com uma sede administrativa com cerca de 80 funcionários, além de 70 residências para a moradia de 260 pessoas entre funcionários, pesquisadores e familiares.

A condução do experimento dentro do CAPTA –Eng. e Aut é adequada, uma vez que trata-se de uma pequena comunidade, o que permite avaliar a eficiência do sistema de tratamento de esgoto de leitos cultivados em uma situação que se aproxima bastante da realidade em que se indica a sua aplicação.

4.1.3 Pré-Tratamento do Esgoto.

O esgoto gerado dentro CAPTA –Eng. e Aut é coletado e enviado para a Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) dentro do próprio centro. Esta ETE é formada por uma grade para retenção dos sólidos mais grosseiros, como apresentado na Figura 1, seguida de um tanque de aeração, apresentado na Figura 2, onde ocorre a degradação, por meio de bactérias aeróbias, da matéria orgânica, e de um decantador, apresentado na Figura 3, onde ocorre a sedimentação dos sólidos suspensos.

Após este pré-tratamento, todo o efluente da ETE era lançado no córrego Herminda, um afluente do Rio Jundiaí. Atualmente, com a implantação do sistema de leitos cultivados, parte deste efluente passou a receber um polimento antes de ser lançado neste córrego, contribuindo ainda mais com a melhoria da qualidade hídrica do mesmo.



Figura 1: Grade da Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) do CAPTA –Eng. e Aut



Figura 2: Tanque de Aeração da Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) do CAPTA –Eng. e Aut.



Figura 3: Tanque de Sedimentação da Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) do CAPTA –Eng. e Aut.

4.1.4 Operação do Sistema de Tratamento de Esgoto.

Através da Figura 4, que apresenta um esquema da planta piloto do experimento, pode-se observar que parte do efluente da ETE é bombeado para um tanque de equalização, apresentado na Figura 5, que é uma caixa de cimento de amianto de 1000 L, onde há a homogeneização do mesmo, e, a partir daí, pela ação da gravidade e através de tubos de PVC com 25mm de diâmetro, este efluente segue para os leitos cultivados, onde são distribuídos de acordo com o sistema que é apresentado na Figura 6.

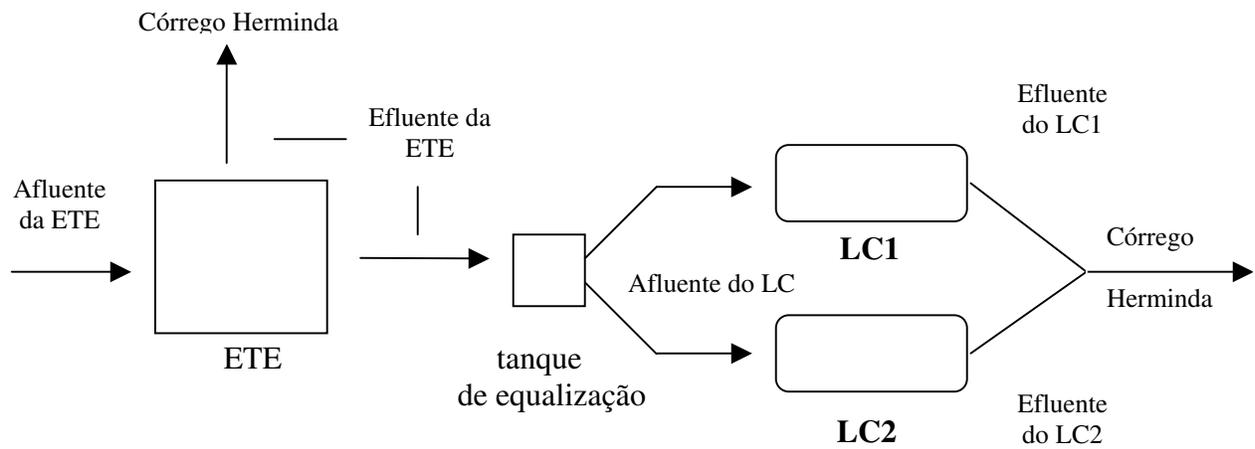


Figura 4: Esquema da Planta Piloto do experimento.



Figura 5: Tanque para a Equalização do Afluente dos Leitos Cultivados (COLLAÇO, 2002).



Figura 6: Dispositivo para a Distribuição do Afluente nos Leitos Cultivados (COLLAÇO, 2002).

4.1.5 Construção dos Leitos Cultivados.

A implantação do sistema de leitos cultivados deu-se a partir da construção de dois leitos nas proximidades da ETE. Os dois leitos foram construídos paralelamente, acima do nível do solo, em alvenaria de blocos de cimento de 0,2 x 0,4 m, com base de concreto armado, com uma inclinação inferior a 1%. Cada um dos leitos tem 5 m de comprimento, 2 m de largura e 1 m de altura. O revestimento interno dos tanques foi feito com argamassa e impermeabilizante (COLLAÇO, 2002).

4.1.6 Meio Suporte.

Um dos leitos, denotado por LC1, foi completamente preenchido com brita nº3 (55 à 90mm de diâmetro), e o outro leito, denotado por LC2, foi preenchido com pneu picado, até aproximadamente 0,80 m de altura e o restante, 0,20 m, com brita nº3.

O pneu picado utilizado como meio suporte foi proveniente de um lote em que estavam misturados pneus de trator, caminhão e automóveis passados por um triturador de pneus, da marca Satren Italiana, regulado com grelha de 6 polegadas.

Através de estudos de granulometria, COLLAÇO (2002) constatou que este lote era bastante irregular.

4.1.7 Cálculo e Controle da Vazão.

Neste estudo, assim como em COLLAÇO (2001), manteve-se a coluna d'água abaixo do meio suporte, a 0,9m de altura. Desta forma, uma vez determinados os volumes de vazios, é possível de se calcular o volume útil dos leitos LC1 e LC2, ou seja, a volume que ainda pode ser ocupado pelo esgoto nestes leitos cultivados após o preenchimento dos mesmos com os respectivos meios suportes, e, fixando-se o tempo de detenção hidráulica dos leitos em dois dias, fazer o cálculo das respectivas vazões do LC1 e do LC2.

Para se determinar o volume de vazios utilizou-se uma bacia cônica de plástico, um becker de plástico de 4L graduado de 0,5L em 0,5L e uma proveta de vidro de 0,5 L graduada de 0,01 L em 0,01 L. A utilização da bacia deveu-se ao fato desta possuir um diâmetro de cerca de 0,50 m, o que possibilita um melhor acomodamento dos meios suportes, principalmente do pneu picado, que, como já foi dito, possui pedaços de tamanhos bastante irregulares.

Para tanto foram coletadas amostras de brita no LC1 e de pneu picado no LC2. A amostra de brita foi colhida de forma aleatória ao longo do leito. A amostra do pneu picado exigiu mais esforço, pois foi necessária a remoção da camada de brita que cobria este material. Neste caso, para garantir a representatividade da amostra, esta foi composta por pedaços de pneu picado retirados de 3 buracos abertos no início, no meio e no final do leito.

Com a ajuda do becker foram colocados 16 L de água na bacia, com uma fita adesiva marcou-se o nível que este volume de água atingia. Uma vez devidamente marcada, para se determinar o volume de vazios da brita, a bacia foi esvaziada e preenchida até a borda com este material. Posteriormente, com a ajuda do becker, adicionou-se água nesta até que o nível chegasse perto da marca de 16 L e, a partir de então, para se garantir uma maior precisão, utilizou-se a proveta, adicionando-se água até que o nível atingisse de fato a marca de 16 L. O mesmo procedimento foi adotado para se determinar o volume de vazios do pneu picado.

Uma vez conhecidas as vazões do LC1 e do LC2, é necessário que se mantenha estas vazões fixas, durante todo o período experimental. Neste sentido, com ajuda de uma proveta com um volume de 0,5 L, graduada de 0,01 L em 0,01 L, e de um cronômetro digital, foi feito um controle diário da vazão. Com base nas vazões no LC1 e no LC2, calculou-se, para cada caso, o tempo necessário para que o volume da proveta fosse completamente preenchido. Desta forma, regulava-se o registro do sistema de distribuição do afluyente, apresentado na Figura 6, até que estes tempos fossem atingidos.

A Figura 7 mostra o dispositivo de controle da altura da coluna d'água, utilizado para que a coluna d'água fosse mantida a, aproximadamente 0,9m de altura.

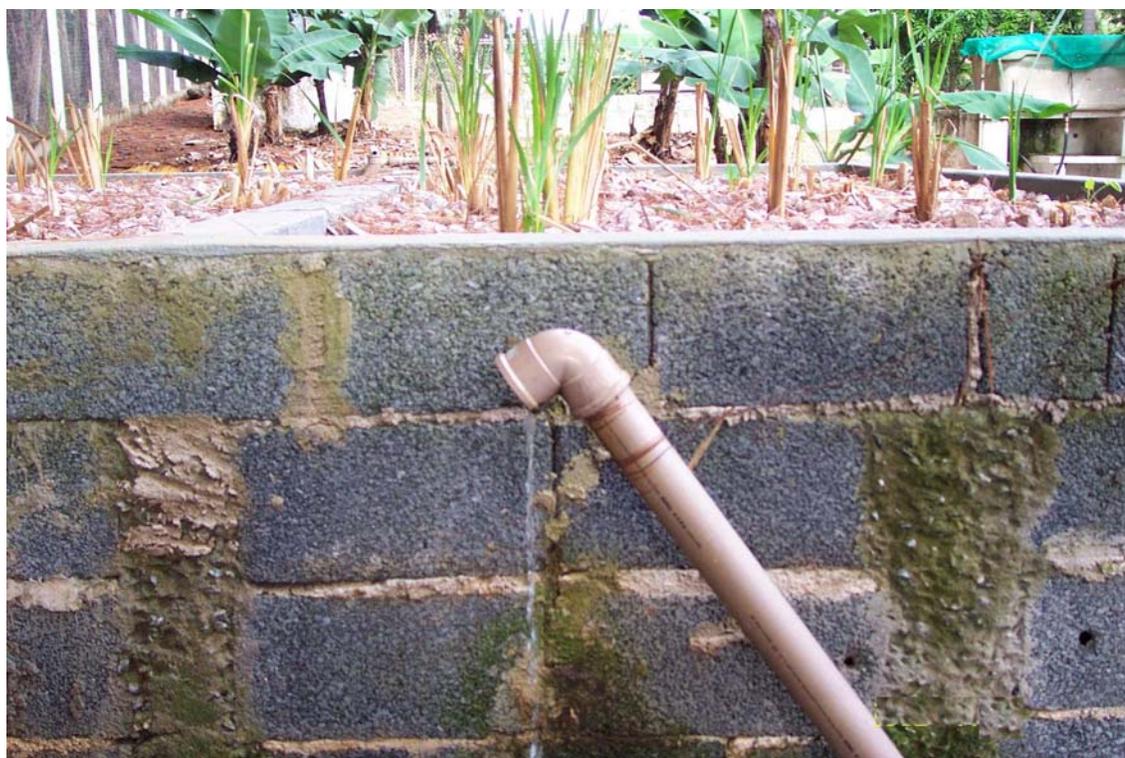


Figura 7: Dispositivo para o Controle da Coluna d'Água nos Leitos Cultivados (COLLAÇO, 2002).

4.1.8 Tipo de Planta Cultivadas nos Leitos.

Assim como COLLAÇO (2001), neste trabalho ambos os leitos, LC1 e LC2, foram cultivados com aproximadamente 40 mudas de *Typha sp.*, popularmente conhecida como taboa.

Para se evitar problemas com os odores emitidos pela ETE, nas proximidades da mesma encontra-se uma pequena floresta de pinheiros, como se destaca ao fundo da Figura 8, o que por outro lado provoca sombreamento dos leitos causando a morte de algumas das plantas cultivadas (COLLAÇO, 2002). Como consequência, no início deste experimento, abril de 2002, havia uma distribuição bastante irregular das mesmas ao longo dos leitos. Para que o sistema não tivesse sua eficiência comprometida foi necessário o replantio de algumas mudas afim de que houvesse uma uniformização da disposição destas ao longo dos leitos. Visando manter a estabilidade do sistema, as mudas replantadas foram obtidas a partir das plantas que já se encontravam nos leitos, uma vez que estas já estavam adaptadas as características do afluente.

No replantio das mudas houve também a preocupação de que não fossem misturadas as plantas provenientes de cada um dos leitos, e assim as mudas retiradas de um leito foram replantadas no mesmo leito. Através de tais medidas buscou-se minimizar ainda mais os problemas de adaptação destas novas mudas e consequentemente minimizar-se o risco de se prejudicar a eficiência do sistema.

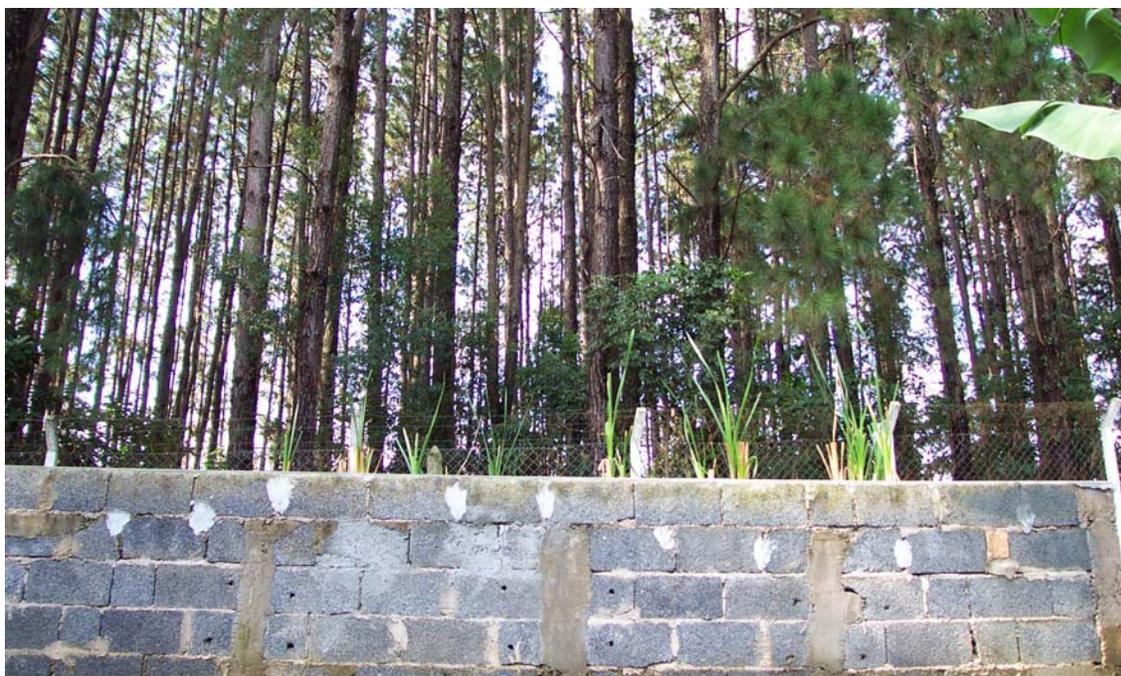


Figura 8: Vista Lateral do sistema de Leitos Cultivado (COLLAÇO, 2002),
(destaque para a Floresta de Pinheiros ao fundo)

4.1.9 Procedimento Amostral.

Neste estudo, o experimento foi conduzido entre o dia 08 de abril de 2002 à 17 de Junho de 2002, quando em todas as segundas-feiras, aproximadamente as 17 horas, coletou-se em garrafas de 250 ml, uma amostra do afluente do sistema, uma do efluente do LC1, e outra do efluente do LC2. Estas amostras foram submetidas à análises laboratoriais realizadas no Laboratório de Saneamento da FEAGRI, as quais, com base nos respectivos métodos e equipamentos, determinaram, para cada amostra, as concentrações dos seguintes poluentes:

1. Sólidos suspensos totais- segundo o Standard Methods for Examination of Water and Wastewater;
2. Turbidez – método de radiação atenuada (Hach), com leitura de 0 a 4400 FAU (unidade de atenuação Formazin), sendo equivalente à NTU (unidade de turbidez nefelométrica);
3. pH – peagâmetro Orion de bancada, com eletrodo de platina imerso em solução eletrolítica dentro de uma capânula de vidro, pelo método eletrométrico.
4. Demanda Química de Oxigênio (DQO) – digestão da amostra com dicromato de potássio em um reator DQO Hach, seguida de determinação colorimétrica no espectro fotômetro DR/2010 (Hach), na faixa de 0 a 150 mg O₂/L;
5. Fósforo total – método reagente Phodver3 (Hach) com digestão em persulfato ácido no reator Hach para DBO e determinação colorimétrica no espectro fotômetro DR/0210 (Hach) que fornece leituras em PO₄³⁻, P e P₂O₅;
6. Nitrogênio amoniacal.- método Nessler, sem digestão e posterior determinação colorimétrica no espectro fotômetro DR/2010 (Hach), fornecendo valores para NH₄⁺, NH₃ e NH₃-N;

7. Nitrato – método reagente NitraVer5(Hach) e posterior determinação colorimétrica no espectro fotômetro DR/2010 (Hach), sendo os resultados apresentados na faixa de 0 a 5 mg/L de NO₃;
8. Coliformes total e coliformes fecais – método cromogênico, através da cartela Quanti-Tray, seladora Quanti - sealer e lâmpada UV;

4.1.9.1 Identificação e Quantificação dos Coliformes Totais e Fecais.

O método utilizado para a identificação e quantificação simultânea dos coliformes totais e fecais é discutido detalhadamente no que segue:

Utilizou-se o método do substrato cromogênico, segundo o qual adiciona-se o meio de cultura, com dois nutrientes indicadores, o ONPG e o MUG, em um frasco com 100ml de amostra. Utiliza-se, em seguida, cartela *Quanti Tray 2000*, que possui 49 células grandes e 48 células pequenas na qual adiciona-se a mistura amostra-meio de cultura como aparece na Figura 9.



Figura 9: Adição de 100ml da Mistura Amostra-Meio de Cultura à Cartela *Quanti Tray 2000*

Em seguida, a cartela é selada e levada à incubadora a 35° C, por um período de 24 horas.

Após este procedimento, para quantificar os coliformes totais, retira-se a cartela da incubadora contando-se as células grandes e as pequenas que apresentam a coloração

amarelada, que indica a presença de coliformes totais. Com a ajuda de uma tabela que relaciona o número de células grandes e pequenas que apresentaram coloração amarelada, determina-se o número mais provável (NMP) de coliformes totais como pode ser observado na Figura 10.

Para a determinação dos coliformes fecais, após o período de 24 horas de incubação, expõe-se a cartela a luz ultravioleta contando-se as células grandes e as pequenas apresentam fluorescência, a fluorescência indica a presença de coliformes fecais, em seguida, com a mesma tabela utilizada para se determinar o número mais provável (NMP) de coliformes totais, determina-se o número mais provável de coliformes fecais.



Figura 10: Cartela *Quanti Tray 2000* pós 24 horas de Incubação que indica o número de células grandes e pequenas com coloração amarelada.

A tabela utilizada quantifica até 2419,2 coliformes por 100ml de amostra. No estudo de águas residuárias, devido a grande quantidade de coliformes presentes nas amostras, é necessário que estas sejam diluídas. O que se fez diluindo-se 1ml de amostra em 100ml de água destilada. Desta forma, após o cumprimento dos procedimentos descritos acima, o NMP, tanto para coliformes totais quanto para coliformes fecais, encontrado na tabela, foram multiplicados por 100.

4.1.9.2 Outras Variáveis Observadas.

4.1.9.2.1 Temperatura da Água dentro dos Leitos Cultivados.

A princípio suspeitou-se que o sombreamento atingia de forma distinta os leitos cultivados e por esta razão suspeitou-se que a temperatura da água do LC1 era mais baixa

que a do LC2 o que poderia comprometer a análise comparativa entre o desempenho dos mesmos.

Sendo assim, para investigar esta hipótese, monitorou-se a temperatura da água dos dois leitos no instante em que se coletou as amostras do afluente e dos efluentes dos mesmos. Isto foi realizado com o uso de um termômetro da marca *Incoterm*, procedendo-se da seguinte forma: abriu-se um buraco no meio de cada um dos leitos, LC1 e LC2, onde submergia-se o termômetro por aproximadamente um minuto, retirava-se o termômetro e registrava-se a temperatura que o mesmo marcava.

4.1.9.2.2 Dados Meteorológicos.

A eficiência na remoção de poluentes do sistema de leitos cultivados depende principalmente da ação dos microrganismos e do ciclo de desenvolvimento das plantas emergentes, o que, por sua vez, varia de acordo com as condições climatológicas. Neste sentido, para uma maior compreensão dos resultados experimentais, solicitou-se a colaboração da estação meteorológica pertencente ao Centro Avançado de Pesquisa Tecnológica do Agronegócio de Frutas (CAPTA-FRUTAS), localizada também em Jundiaí, a aproximadamente 10 km do local do experimento, que disponibilizou, para todo o período experimental, dados de evaporação, precipitação, temperatura máxima e temperatura mínima, apresentados no ANEXO 1.

4.1.9.2.3 Metais Pesados.

De acordo com o Certificado de Aprovação de Destinação de Resíduos Industriais (CADRI), os pneus têm em sua composição, aproximadamente, 62% de enxofre, 10.039 kcal/kg de PCS, 51ppm de Arsênio, 60,57 ppm de Cromo total, 0.02ppm de Mercúrio, 71,22.

Devido ao impacto associado à contaminação causada por estes metais pesados, presentes na constituição do pneu, neste estudo, optou-se por investigar a possibilidade do pneu picado liberar metais pesados para o esgoto que se queira tratar. Tal investigação deve ser feita por laboratórios especializados como a Central Analítica (CA) do Instituto de Química / UNICAMP.

Para um estudo mais conclusivo sobre a possibilidade de contaminação do sistema devido a utilização de pneu como meio suporte, seria necessário o monitoramento dos metais pesados ao longo de todo o experimento, entretanto esta prática tornou-se inviável em razão do alto preço cobrado pelas análises que é de R\$ 480,00 por análise.

Desta forma, dentro das limitações financeiras deste trabalho, solicitou-se a CA que fossem determinados os teores de Arsênio (As), Chumbo (Pb), Cromo (Cr), Selênio (Se), Vanádio (V), Zinco (Zn), Mercúrio (Hg) e Enxofre (S) em apenas duas amostras: uma do afluente e outra do efluente do LC2. As amostras foram coletadas somente no dia 20 de agosto e, por orientação da CA, foram preservadas em HNO₃. Este procedimento prejudicou a determinação dos teores de enxofre e, por esta razão foi necessário que, no dia 7 de outubro se coletasse duas novas amostras, as quais não foram preservadas em HNO₃ para serem utilizadas apenas para se determinar os teores de enxofre.

De acordo com o relatório fornecido pela CA, a determinação dos teores de Arsênio (As), Chumbo (Pb), Cromo (Cr), Selênio (Se), Vanádio (V) e Zinco (Zn) foi feita através de espectrometria de emissão ótica por plasma com acoplamento induzido (ICP-OES), utilizando-se o equipamento Perkin Elmer – Optima 300v.

A determinação dos teores de mercúrio foi feita através de espectroscopia de absorção atômica de vapor a frio, utilizando-se o equipamento Mercury Analyser Cold Vapor, modelo Buck Scientific 400-A.

A determinação dos teores de enxofre foi feita através de espectrofotometria utilizando-se o equipamento Micronal B 120.

4.2 Parte Teórica

4.2.1 Descrição Estatística do Experimento.

A fim de se comparar a eficiência na remoção de poluentes entre o LC1 e o LC2 seguiu-se um Delineamento Completamente Aleatorizado (DCA) como sugere VIEIRA & HOFFMANN (1989), no qual considerou-se os diferentes tipos de meios suporte como tratamentos estatísticos sendo a brita denominada como tratamento 1 (T1) e o pneu picado tratamento 2 (T2).

Este tipo de delineamento, segundo COOPER (1969), apresenta as seguintes vantagens:

- i) permite a comparação entre qualquer número de tratamentos;
- ii) permite a escolha de qualquer número de repetições;
- iii) cada tratamento pode ter diferentes números de repetições;
- iv) possui uma análise estatística simples, mesmo quando o número de repetições não é igual em cada tratamento.

Em contrapartida, de acordo com VIEIRA & HOFFMANN (1989), o DCA exige que as unidades experimentais submetidas a cada tratamento tenham características similares, o que, na prática, pode representar um grande problema.

Neste estudo, entretanto, ambos os leitos, LC1 e LC2, recebem o efluente da Caixa de Equalização. Desta forma pode-se considerar que a unidade experimental, que é a água que será tratada, tem características idênticas em ambos tratamentos.

4.2.2 Análise Estatística do Experimento.

A concentração de cada poluente medido no afluente, para cada repetição e para cada tratamento será descrita por uma variável representada por:

$$X_{i,j,k} \quad i = (1, 2), j = (1, 2, 3, \dots, 10, 11) \text{ e } k = (1, 2, 3, 4, 5, 6) \quad (2)$$

onde:

i representa o número do tratamento,

j representa o número do poluente estudado,

k representa o número da repetição.

Uma variável que descreve a concentração do poluente no efluente, para cada repetição e para cada tratamento será descrita por uma variável representada por:

$$Y_{i,j,k} \quad i = (1, 2), j = (1, 2, 3, \dots, 10, 11) \text{ e } k = (1, 2, 3, 4, 5, 6) \quad (3)$$

onde:

i representa o número do tratamento,

j representa o número do poluente estudado,
k representa o número da repetição.

A partir destas duas, pode-se calcular uma terceira variável que representará a variação na concentração do poluente, descrita por uma variável representada por:

$$Z_{i,j,k} \quad i = (1, 2), j = (1, 2, 3, \dots, 10, 11) \text{ e } k = (1, 2, 3, 4, 5, 6) \quad (4)$$

onde:

i representa o número do tratamento,
j representa o número do poluente estudado,
k representa o número da repetição,

onde:

$$Z_{i,j,k} = \frac{X_{i,j,k} - Y_{i,j,k}}{X_{i,j,k}} \quad (5)$$

Esta variável permite avaliar a eficiência dos leitos cultivados quanto à remoção de cada um dos poluentes. Segundo VIEIRA & HOFFMANN (1989), a variabilidade dentro dos tratamentos é explicada pelo acaso e a variabilidade entre os tratamentos pode ser explicada tanto pelo acaso quanto pelo efeito dos tratamentos. Sendo assim, para se avaliar até que ponto a variabilidade entre a eficiência média de remoção dos poluentes de cada tratamento é suficientemente grande para que possa ser considerada como uma evidência de que a remoção de poluentes é estatisticamente diferente entre os tratamentos, foi feita uma análise de variância .

4.2.3 Linearização da Equação de Advecção-Difusão

A Equação 1 é uma equação diferencial parcial (EDP) não linear e, como tal, em geral não admite solução analítica. Desta forma, MORENO-GRAU et al. (1996) descreveram o coeficiente de dispersão longitudinal da seguinte forma:

$$D_x = 3,134 \times K \times N \times u \times d^{5/6} \quad (6)$$

onde:

K = coeficiente de dispersão [-];

N = coeficiente de rugosidade de Manning [-];

d = profundidade do leito [m];

u = velocidade média do afluyente [m/dia];

e assim, considerando-se constante todos os fatores da Equação 6, e substituindo-se na Equação 1, esta é linearizada como:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D_x \left(\frac{\partial^2 C}{\partial x^2} \right) - u \frac{\partial C}{\partial x} + \sum_{z=1}^{np} r_z \quad (7)$$

o que, ainda assim mostra necessidade do uso de métodos numéricos para a busca de sua solução.

Além disso, este modelo deve ser adaptado para descrever o processo de fluxo sub-superficial, pois o mesmo descreve a remoção de poluentes em condições aeróbias, uma vez que as taxas de crescimento propostas para os zooplânctos, as bactérias suspensas e as bactérias fixas consideram a concentração de oxigênio dissolvido na água. Entretanto, como já foi dito, o oxigênio dissolvido dentro dos leitos cultivados de fluxo sub-superficial está presente em baixas concentrações. Neste mesmo sentido, o modelo aponta a presença dos fitoplânctos como um fator que influencia no comportamento dos leitos cultivados de fluxo superficial, porém nos leitos de fluxo sub-superficial não há condições para que estes organismos se desenvolvam, uma vez que estes necessitam de luz para realizar a fotossíntese e como nos leitos cultivados de fluxo sub-superficial o nível da água fica abaixo do meio suporte, não há exposição da superfície da água à luz.

A adaptação deste modelo torna-se bastante complexa a medida em que não se pode entender exatamente qual o procedimento que deve ser adotado quanto à inclusão dos parâmetros presentes neste modelo. Por sua vez, a compreensão desta complexidade só foi efetivada após um estudo aprofundado do modelo matemático, mostrado no APÊNDICE 1, que foi motivado pelos estudos anteriormente realizados na FEAGRI.

Uma alternativa para a continuidade deste estudo seria a reformulação deste modelo, identificando-se e incluindo-se novos processos, e descrever matematicamente de que forma estes interferem na variação da concentração de poluentes. Porém, tal procedimento exigiria um maior conhecimento dos sistemas de leitos cultivados além de alguma experiência em modelagem matemática o que, por sua vez esta além da proposta deste trabalho.

Sendo assim, o modelo descrito pela Equação (7) será utilizado apenas para descrever a dinâmica de redução dos coliformes totais e fecais, pois, nestes casos o modelo descreve as variações nas concentrações destes microorganismos dependendo apenas de suas respectivas taxas de mortalidade. Entretanto, diferentemente de MORENO-GRAU et al. (1996) que expressa as concentrações de coliformes totais e fecais em mg/l, neste trabalho tais concentrações serão expressas de acordo com as recomendações de CLESCERI, GREENBERG & EATON (1998), através do número mais provável destes microorganismos em 100ml de amostra (NMP/100ml).

4.2.4 Métodos Numéricos.

A solução de uma EDP que descreve uma variável dependente do tempo e do espaço deve mostrar os valores da mesma em cada intervalo de tempo e em cada ponto o domínio de definição.

Segundo CUNHA(2000), existe um grande número de métodos numéricos aos quais estão associados diferentes técnicas de discretização, dentre estes métodos, os mais freqüentemente utilizados são os métodos de elementos finitos e os métodos de diferenças finitas. No que segue estes métodos são brevemente comentados.

4.2.4.1 Métodos dos Elementos Finitos.

Segundo CUNHA (2000), o método de elementos finitos (MEF) pode ser considerado como um passo intermediário entre os métodos clássicos, que empregam funções analíticas por todo o domínio, e os métodos de diferenças finitas que discretizam o contínuo.

A resolução de uma EDP por meio do método de elementos finitos consiste em multiplicar-se esta EDP por uma função arbitrária denominada função peso, a partir do que,

utilizando a fórmula de integração por partes, se obtém a sua formulação fraca. Reescrevendo-se a função peso como a combinação linear das funções bases de um espaço de dimensão finita gera-se uma sistema linear, o qual deve ser resolvido para que se determine os operadores da combinação linear das bases. Uma vez determinados estes operadores, chega-se a uma aproximação da solução da EDP em questão (AMENDOLA, 2001).

Este método é indicado em problemas que envolvem superfícies irregulares ou quando algum dos coeficientes da EDP depende das variáveis independentes (BURDEN; FAIRES & REYNOLDS, 1981), o que não é o caso aqui considerado.

4.2.4.2 Método de Diferenças Finitas

Por ser relativamente mais simples que o método de elementos finitos, neste estudo optou-se pela utilização do método de diferenças finitas (MDF). Neste método, a discretização da região contínua é feita dividindo-a por um número finito de pontos, assim como a discretização do tempo, a partir do que se pode aproximar os operadores diferenciais por operadores de diferenças- daí a origem do nome do método-. Este conjunto de pontos discretos recebe o nome de malha.

Segundo (FORTUNA, 2000) as aproximações de diferenças finitas podem ser obtidas de várias formas, dentre elas, através da expansão em série de Taylor. Como a expansão em série de Taylor é infinita, na obtenção das aproximações por diferenças finitas deve ser feito um truncamento da mesma, a partir do termo cuja ordem é superior a ordem da derivada que se deseja discretizar. Tal procedimento faz com que a este método esteja associado um erro numérico denominado erro local de truncamento (ELT), sendo que a ordem do ELT está diretamente associada à ordem da derivada a partir da qual é feito o truncamento.

O método de diferenças finitas pode ser classificado, entre outros como explícito, implícito. No esquema explícito, as discretizações das derivadas das componentes espaciais da EDP são feitas considerando-se as concentrações da variável dependente no instante atual da malha temporal, gerando um conjunto de equações algébricas independentes que, uma vez selecionadas as condições iniciais e de contorno apropriadas, podem ser resolvidas recursivamente obtendo-se assim a solução em qualquer ponto das discretizações no tempo

e no espaço. Já no esquema implícito a discretização das derivadas das componentes espaciais da EDP considera as concentrações da variável dependente em um passo à frente na malha temporal o que, por sua vez, gera um sistema linear tridiagonal que, uma vez selecionadas as condições iniciais e de contorno apropriadas, deve ser resolvido a cada passo no tempo obtendo-se assim a solução da EDP em qualquer ponto da discretizações no tempo e no espaço (AMENDOLA, 2001).

4.2.4.2.1 Convergência, Estabilidade e Consistência.

A qualidade da solução numérica é influenciada por erros computacionais, de arredondamento, e, no caso do método de diferenças finitas, pelo ELT. Desta forma, na escolha de um método numérico, é necessário que se avalie quando e sob quais condições a solução numérica obtida se aproxima da solução real, para tanto é necessários que se investigue a consistência, a estabilidade e a convergência deste método, o que é resumido no que segue:

Uma equação de diferenças finitas é consistente se seu erro local tende a zero quando Δt e Δx tende a zero e é convergente se a solução da sua equação de diferenças finitas se aproxima da solução exata da EDP quando Δt e Δx tenderem a zero. A convergência é uma propriedade muito importante, porém difícil de ser verificada diretamente uma vez que nem sempre é possível de se determinar a solução analítica de uma EDP.

Por outro lado, de acordo com o Teorema da Equivalência de LAX, “para um problema de valor inicial bem posto, um esquema de diferenças finitas é convergente e consistente se e só se for estável” MOURA(2002) e RICHTMYER & MORTON (1964).

Um método numérico é estável quando quaisquer erros ou perturbações na solução não são amplificados indefinidamente. Os erros ou perturbações na solução numérica são causados por condições de fronteira aproximadas de forma incorreta e/ou por erros de arredondamento advindos dos cálculos computacionais

A aproximação por diferenças finitas pelo esquema explícito gera um esquema que é condicionalmente estável, o que envolve a necessidade de observação na determinação dos valores de Δt e Δx , que são dependentes.

Já a aproximação por diferenças finitas pelo esquema implícito é incondicionalmente estável, desta forma as discretizações no tempo e no espaço podem ser tratadas de maneiras independentes. Tal característica permite de uma maneira geral que, neste esquema, utilize-se valores para Δt maiores que os utilizados no esquema explícito o que, conseqüentemente, implica em um menor esforço computacional. Por esta razão, e por não se conhecer a condição de estabilidade da Equação (7), optou-se pela utilização de um esquema implícito.

4.2.4.2.2 Construção da Malha.

Para se obter a resolução numérica da Equação (7) através do método de diferenças finitas, dividiu-se o leito de comprimento $2Cl$ [m] em N_x subintervalos de comprimento Δx , onde Δx é obtido da relação $2Cl/N_x$, gerando uma discretização espacial com N_x+1 pontos equidistantes, conforme pode ser visto na Figura 11. Cabe ressaltar que o comprimento do leito cultivado em que se conduziu o experimento é $Cl = 5m$. Entretanto devido a dificuldade em se determinar qual é a concentração de coliformes no final deste leito, neste trabalho assim como em VALENTIM & AMENDOLA(1999), AMENDOLA & LADEIRA(2000) e AMENDOLA & SOUZA (2002), nas simulações numéricas considerou-se um leito cultivado com $2Cl$ de comprimento afastando-se assim os efeitos matemáticos da condição de contorno.

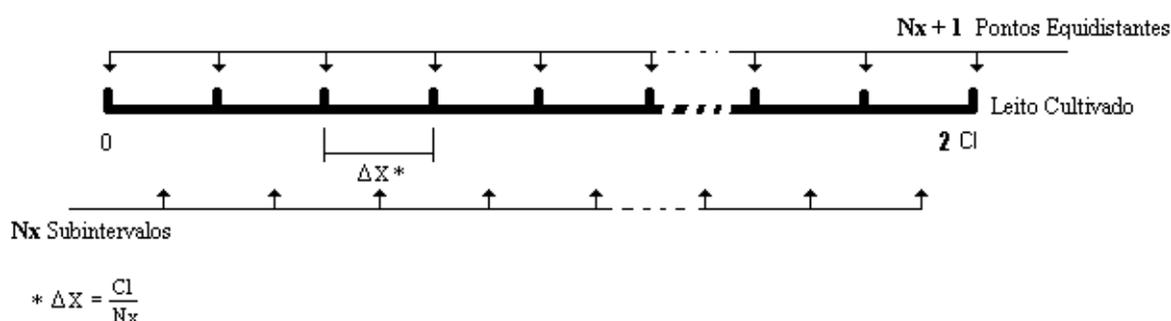


Figura 11: Esboço da Discretização Espacial do Leito Cultivado.

A discretização no domínio do tempo foi feita de maneira análoga à descrita acima, dividindo-se um intervalo de tempo, convenientemente escolhido, em N_t subintervalos de comprimento Δt .

Uma vez construída a malha, estabelecendo-se a convenção $C_i^n = C(i\Delta x, n\Delta t)$, como a concentração de coliformes na posição i e no tempo n , e escolhendo-se as condições iniciais e de contorno apropriadas, pode-se determinar a concentração de coliformes ao longo do leito em qualquer instante de tempo.

4.2.4.2.3 Discretização da Equação de Difusão e Convecção pelo Esquema Implícito.

Na utilização do esquema de diferenças finitas implícito são feitas as seguintes aproximações para as derivadas que aparecem na Equação 7:

$$\left(\frac{\partial C}{\partial t}\right)_i^n \cong \frac{C_i^{n+1} - C_i^n}{\Delta t}, \quad O(\Delta t) \quad (8)$$

$$\left(\frac{\partial^2 C}{\partial x^2}\right)_i^n \cong \frac{C_{i-1}^{n+1} - 2C_i^{n+1} + C_{i+1}^{n+1}}{\Delta x^2}, \quad O(\Delta x^2) \quad (9)$$

$$\left(\frac{\partial C}{\partial x}\right)_i^n \cong \frac{C_i^{n+1} - C_{i-1}^{n+1}}{\Delta x}, \quad O(\Delta x) \quad (10)$$

onde $O(\Delta t)$, $O(\Delta x)$ e $O(\Delta x^2)$ indicam as ordens dos erros associados.

Substituindo-se essas aproximações na Equação 7, após algumas manipulações algébricas, obtém-se a equação na sua forma de diferenças finitas:

$$\begin{aligned} & - \left[\left(\frac{Dx \Delta t}{\Delta x^2} \right) + \left(\frac{u \Delta t}{\Delta x} \right) \right] C_{i-1}^{n+1} + \left[1 + 2 \left(\frac{Dx \Delta t}{\Delta x^2} \right) + \left(\frac{u \Delta t}{\Delta x} \right) \right] C_i^{n+1} + \\ & + \left(- \frac{Dx \Delta t}{\Delta x^2} \right) C_{i+1}^{n+1} = C_i^n + \sum_{z=1}^{np} r_z \Delta t \end{aligned} \quad (11)$$

onde:

$i = 1, Nx;$
 $n = 0, Nt;$

N_t = número de vezes que a equação é resolvida.

4.2.4.2.4 Resolução de Sistemas Lineares.

Fazendo $i=1, N_x$, a Equação 11 gera um sistema linear tridiagonal em cada tempo n e, visando diminuir os erros de arredondamento, deve-se escolher um método de resolução que aproveite a estrutura especial deste tipo de sistema.

De acordo com RUGGIERO & LOPES (1996) os métodos para a resolução de sistemas lineares podem ser classificados como:

- i) Diretos, que são os que conduzem a solução exata, a menos de erros de arredondamento introduzidos pela máquina, após um número finito de passos;e
- ii) Iterativos, que são os que utilizam iterações para calcular sucessivas aproximações para a solução do sistema, o que exige o estudo da convergência para garantir que a seqüência das aproximações construídas pelo método converge para a solução real do sistema.

Neste trabalho optou-se pela utilização de um método direto, denominado Método de Crout que, de acordo com CUNHA (2000) é um método apropriado para a resolução de sistemas tridiagonais.

4.2.5 Simulação Numérica

Uma vez selecionado o método numérico para realizar a simulação da dinâmica de remoção de coliformes totais e fecais nos leitos cultivados com macrófitas, deve-se elaborar programas computacionais, utilizando-se um pacote computacional científico. Neste estudo utilizou-se o MATLAB 6.1 uma vez que este pacote é bastante atual e encontra-se disponível na FEAGRI/UNICAMP.

4.2.5.1 Refinamento da Malha

Para se determinar o tamanho da malha espacial que será utilizada é necessário uma

investigação de sua influência nos resultados da simulação, que deve ser nula.

Neste estudo, fixou-se um ponto na malha temporal e com o uso dos programas computacionais implementados, comparou-se os resultados simulados para 25 malhas de tamanhos diferentes, iniciando-se com 5 pontos, variando de 4 em 4, até 101 pontos.

As simulações iniciaram-se com apenas 5 pontos pois, para este caso, os resultados obtidos pelo programa computacional podem ser comparados com os resultados obtidos com o uso de uma calculadora, permitindo-se assim que possíveis erros do programa computacional possam ser prevenidos.

Escolheu-se o ponto $n=20$, na malha temporal, pois a partir deste tempo observou-se a estabilização das curvas simuladas.

De acordo com o que foi dito acima, a seleção da malha espacial deve ser baseada em dois critérios:

- i) Na precisão, avaliando-se o erro relativo entre dois resultados numéricos consecutivos; e
- ii) No esforço computacional, avaliando-se o tempo computacional gasto na simulação.

Neste caso, o critério i) foi observado somente na posição correspondente ao ponto $Cl=5$ m, onde o erro relativo é calculado por:

$$\left| \frac{C_{k+4} - C_k}{C_k} \right|, k = (5, 9, 13, 17, \dots, 89, 93, 97, 101) \quad (12)$$

onde;

C_k = concentração de coliformes no ponto $Cl=5$ m com uma malha espacial de k pontos [NMP/100ml];

C_{k+4} = concentração de coliformes no ponto $Cl=5$ m com uma malha espacial de $k+4$ pontos [NMP/100ml];

Como variando-se o tamanho da malha espacial, varia-se também a posição correspondente ao ponto de interesse, o cálculo para se determinar a posição deste ponto em cada uma das malhas deve ser feito segundo a Equação 13:

$$i = \frac{Nx}{2} + 1 \quad (13)$$

onde:

i = posição na malha espacial;

Nx = número de intervalos na malha espacial;

A comparação dos tempos de simulação foi feita com base em um comando específico do MATLAB 6.1 que indica o tempo total em segundos para realizar cada simulação numérica.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Assim como na seção de material e métodos, a apresentação e discussão dos resultados está dividida em duas partes. Primeiramente estão apresentados e discutidos os resultados da etapa experimental e depois os resultados obtidos na etapa numérica.

5.1 Parte Experimental

5.1.1 Volume de Vazios

A Tabela 3 mostra o volume de vazios relacionados a cada um dos diferentes tipos de meio suporte. Como pode ser observado nesta Tabela, quando preenchida com brita, foram necessários 7 L de água (43,75% do volume total) para que se atingisse a marca; enquanto que, quando preenchida com pneu picado, foram necessários 9,5 L (59,38% do volume total).

Tabela 3: Volume de vazios relacionados a cada um dos diferentes tipos de meio suporte.

Meio Suporte	Volume d'água Adicionado (L)	Volume Total (L)	Volume de Vazios (%)
Brita	7	16	43,75
Pneu Picado	9,5	16	59,38

5.1.2 Cálculo da Vazão

Com base no volume de vazios de cada um dos materiais utilizados como meio suporte, foi possível de se determinar o volume que ainda poderia ser ocupado pelo esgoto, volume útil, no LC1 e no LC2. Na Tabela 4, onde são apresentados o volume útil e a vazão de cada um dos leitos, pode-se notar que como ambos os leitos foram operados mantendo-se a altura da coluna d'água a 0,9m, o volume total nestes leitos é de 9 m³.

Sendo assim, como o LC1 foi completamente preenchido com brita, este leito tem um volume útil de 3,938 m³, já o LC2 teve 90% do seu volume utilizado preenchido com pneu picado e o restante, 10%, foi preenchido com brita, desta forma o volume de vazios neste leito é, aproximadamente, 57,82% correspondendo a um volume útil de 5,203 m³ de esgoto. Neste sentido a utilização de pneu picado como meio suporte permite que seja tratado um maior volume de esgoto.

Uma vez que neste estudo fixou-se o tempo de detenção hidráulica em 2 dias, isto é, deseja-se que estes volumes de esgoto permaneçam no sistema por um período de aproximadamente 2 dias, calculou-se vazão aproximada para o LC1 e para o LC2 que, como aparece na Tabela 4, é de respectivamente 1,969 m³ / dia e 2,601 m³ / dia.

Tabela 4: Volume útil e vazão no LC1 e LC2.

Leitos Cultivados	Capacidade (m3)	Volme Útil (m3)	Tempo de Detenção Hidráulica (dia)
LC1	9	3,938	2
LC2	9	5,204	2

5.1.3 Velocidade Média do Afluente

Com base na vazão e na área da seção transversal de cada um dos leitos, calculou-se a velocidade média dos respectivos afluentes. Estas velocidades são apresentadas na Tabela 5 e foram utilizados posteriormente, no modelo matemático selecionado.

Tabela 5: Velocidade média do afluente no LC1 e no LC2

Leitos Cultivados	Vazão (m3/dia)	Area da seção Transversal (m2)	Velocidade do Afluente (m / dia)
LC1	1,969	1,8	1,094
LC2	2,602	1,8	1,446

5.1.4 Problemas no cultivo da *Typha sp.*

Como se pode observar na Figura 12, no início do experimento havia uma distribuição irregular das plantas ao longo dos leitos. Nesta mesma figura destaca-se também a baixa concentração de plantas, assim sendo, apenas o replantio inicial não foi suficiente para manter o número de plantas constante. Desta forma foi necessário, durante o período do experimento, o plantio de novas mudas de taboa obtidas no próprio CAPTA – Eng. e Aut.



Figura 12: Distribuição Irregular das Plantas ao Longo dos Leitos (COLLAÇO, 2002)..
(destaque para a baixa concentração de plantas)

No início do mês de Maio, foi necessário plantar 30 novas mudas, sendo que 12 foram plantadas no LC2 e 18 no LC1. No início do mês de Junho, foram plantadas 35 mudas, 16 no LC2 e 19 no LC1.

Pode-se constatar que os leitos cultivados tiveram os seus desempenhos comprometidos pela má adaptação das plantas ao local onde estes se localizavam, principalmente pelo forte sombreamento, além disso pode-se observar também que, durante o período de estudo, morreram mais plantas no LC2 que no LC1. Este mesmo fenômeno foi observado nos estudos de COLLAÇO(2002), que estendeu-se de dezembro de 2000 à setembro de 2001, no qual com exceção de dezembro, em todos os outros meses morreram mais plantas no LC1 que no LC2.

5.1.5 Temperatura d'água nos Leitos Cultivados

Os resultados do monitoramento da temperatura d'água dentro do LC1 e do LC2 durante todo o período experimental são apresentados na Figura 13. Pode-se notar através desta figura que, visualmente, a temperatura da água é igual nos dois leitos.

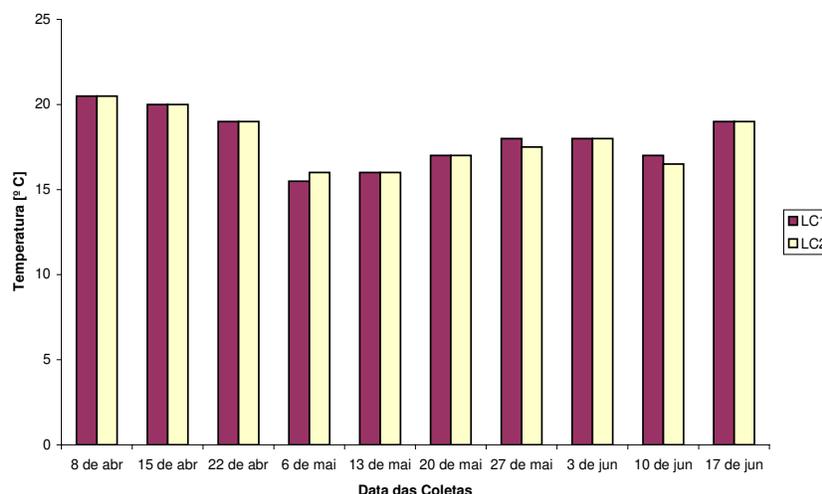


Figura 13: Temperatura da Água no Interior dos Leitos ao Longo dos Dias de Coleta.

A temperatura da água no teve um comportamento bastante semelhante em ambos os leitos sendo que no LC1 teve uma média de 18 °C e um desvio padrão de 1,65 °C e no LC2 a temperatura média foi de 17,95 °C com um desvio padrão de 1,64 °C.

Através de uma análise de variância, com base em um teste F, a um nível de 5% de significância, confirmou-se que não existe diferença estatisticamente significativa entre as temperaturas da água dentro dos leitos.

5.1.6 Dados Meteorológicos

Buscando-se avaliar a influência das condições climáticas no desempenho dos leitos cultivados quanto a remoção de poluentes, comparou-se graficamente cada um dos dados experimentais das concentrações de sólidos suspensos, turbidez, pH, DQO, fósforo total, nitrogênio amoniacal, nitrato, coliformes totais e fecais com todos os dados meteorológicos disponibilizados: evaporação (mm), precipitação (mm), temperatura máxima (°C) e temperatura mínima (°C), como aparecem no ANEXO 2.

Com base nesta comparação, de um modo geral não foi possível identificar fácil e claramente a interação clima- leito cultivado, e não tendo o domínio e/ou conhecimento de uma metodologia específica para uma análise efetiva, desconsiderou-se esta influência para os fins aqui propostos.

5.1.7 Análise de Metais Pesados

Os resultados obtidos na análise das amostras do Aflente e do Efluente do LC2 e os limites da concentração destes elementos no lançamento de efluentes, estabelecidos pela

legislação vigente (Decreto nº 8468 de 08/09/1976, que regulamenta a Lei nº 997 de 31/05/1976), são apresentados na Tabela 6.

Através desta Tabela pode-se constatar que, no que se refere a concentração de metais pesados no efluente, o sistema de tratamento em questão atende a legislação. Além disso, o LC2 não contaminou o esgoto, uma vez que a concentração de metais manteve-se constante nas amostras do afluente e do efluente e, no caso do Zinco, o efluente do LC2 apresentou uma concentração ainda menor.

Os resultados obtidos experimentalmente estão confirmam a classificação apresentada em CETESB (2003), segundo a qual, para efeito de disposição final, os pneus são classificados como resíduos inertes não havendo riscos de que seus componentes se solubilizem e contaminem o sistema.

Tabela 6: Resultados analíticos da concentração de metais pesados no afluente e no efluente LC2 e legislação vigente.

Parâmetros	Afluente	Efluente	Legislação
Zinco [mg/l]	< 0,307	< 0,04	< 5
Selênio [mg/l]	< 0,004	< 0,004	< 0,01
Chumbo [mg/l]	< 0,057	< 0,057	< 0,1
Cromo [mg/l]	< 0,021	< 0,021	< 0,05
Arsênico [mg/l]	< 0,05	< 0,05	< 0,1
Mercúrio [mg/l]	< 0,0004	< 0,0004	< 0,002
Vanádio [mg/l]	< 0,01	< 0,01	-
Enxofre [mg/l]	< 1	< 1	-

5.1.8 Comparação do Desempenho dos Leitos Cultivados

Devido a problemas no funcionamento do Laboratório de saneamento da FEAGRI, em razão do feriado de 1º de maio, não foram feitas as análises das amostras correspondentes ao dia 29 de abril. As amostras do dia 03 de Junho foram descartadas, pois neste período houve o plantio de novas mudas de macrófitas o que, por sua vez, interferiu na eficiência do sistema de tratamento. Sendo assim, nas análises que são apresentadas a seguir não estão presentes nenhum destes dias.

No que segue são apresentados os resultados da comparação estatística da eficiência de remoção de diferentes tipos de poluentes no LC1 e no LC2

5.1.8.1 Sólidos Suspensos Totais

Na Figura 14 são apresentadas as concentrações de sólidos suspensos obtidas nas análises das amostras do afluente e dos respectivos efluentes do LC1 e LC2 durante o experimento. Nesta Figura pode-se notar que houve uma grande variação nas concentrações de sólidos suspensos nas amostras do afluente, o que resultou em uma concentração média de 23,56 mg/l e um desvio padrão de 7,42 mg/l. Já no efluente de ambos os leitos obteve-se concentrações bastante semelhantes, apresentando uma média de 10,11 mg/l no LC1 e 10,56mg/l no LC2 com um desvio padrão de 2,76 mg/l e 2,65 mg/l respectivamente.

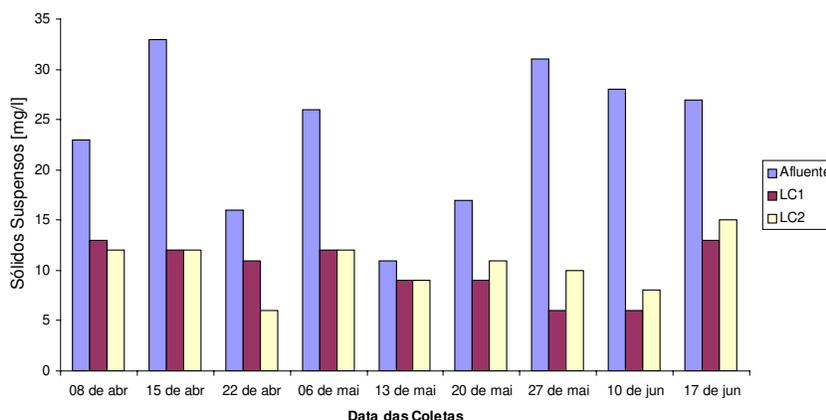


Figura 14: Concentração de Sólidos Suspensos Totais nas Amostras do Afluente e dos Efluentes do LC1 e LC2 ao Longo dos Dias de Coleta.

Avaliando-se a eficiência de remoção de sólidos suspensos totais nos leitos, observou-se uma redução média de 52,11% no LC1 e 51,67% no LC2 com um desvio padrão de 20,68 % e 17,36% respectivamente. Estes resultados indicam que os leitos tiveram desempenhos semelhantes e através de uma análise de variância, com base em um teste F, a um nível de 5%, confirmou-se que não há diferença, estatisticamente significativa, entre os desempenhos do LC1 e LC2 na remoção dos sólidos suspensos.

Destaca-se também que, como pode ser observado através do desvio padrão, em ambos os leitos houve uma grande variabilidade na eficiência de remoção dos sólidos suspensos. Esta variabilidade pode ser explicada a medida em que, aparentemente, as concentrações de sólidos suspensos nos efluentes do LC1 e do LC2 não acompanharam as

variações do afluente. Demonstrando que houve uma certa estabilidade do sistema neste sentido.

5.1.8.2 Turbidez

Na Figura 15 são apresentados valores de turbidez obtidos nas análises das amostras do afluente e dos respectivos efluentes do LC1 e LC2 durante o experimento. Obteve-se uma média de 31,89 NTU e um desvio padrão de 9,66 NTU no afluente. Já nas análises dos efluentes do LC1 e do LC2 obteve-se, respectivamente, uma média de 11,11 NTU e 11,67 NTU e um desvio padrão de 5,11 NTU e 3,24 NTU.

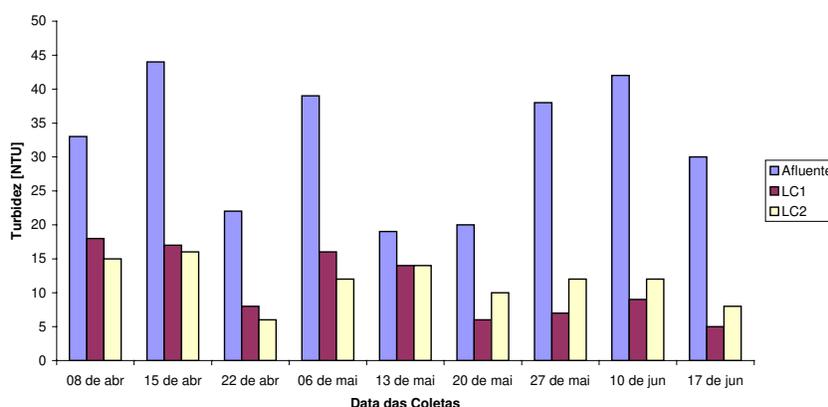


Figura 15: Valores Obtidos para a Turbidez nas Amostras do Afluente e dos Efluentes do LC1 e LC2 ao Longo dos Dias de Coleta.

Analisando a eficiência dos dois leitos verificou-se que estes leitos apresentam desempenhos muito semelhantes sendo que o LC1 apresentou uma redução média da turbidez de 63,22 % e um desvio padrão de 18,64 % e o LC2 apresentou uma redução média de 61% com um desvio padrão de 15,38%. Através de uma análise de variância, com base em um teste F, a um nível de 5%, confirmou-se que não há diferença, estatisticamente significativa, entre os desempenhos do LC1 e LC2 na redução da turbidez.

Destaca-se também que a variabilidade nos valores de turbidez no efluente dos leitos é menor que no afluente, demonstrando que os valores de turbidez nos efluentes do LC1 e do LC2 não acompanharam as variações do afluente. Demonstrando que houve uma certa estabilidade do sistema neste sentido.

5.1.8.3 pH

O pH medido nas amostras do afluente e dos efluentes do LC1 e do LC2, são apresentados na Figura 16. O pH nas amostras do afluente teve um valor médio de 6,92 e um desvio padrão de 0,11. As amostras do pH no efluente do LC1 e do LC2 apresentaram, respectivamente, uma média de 7,07 e 6,94 com um desvio padrão de 0,13 e 0,15.

Embora graficamente notou-se que o efluente do LC1 seja mais ácido que o efluente do LC2, quando foi feita a análise de variância, em função da amostra do dia 20 de maio, não se detectou uma diferença estatisticamente significativa. Como não foi detectada nenhuma interferência externa, esta amostra não pode ser desconsiderada.

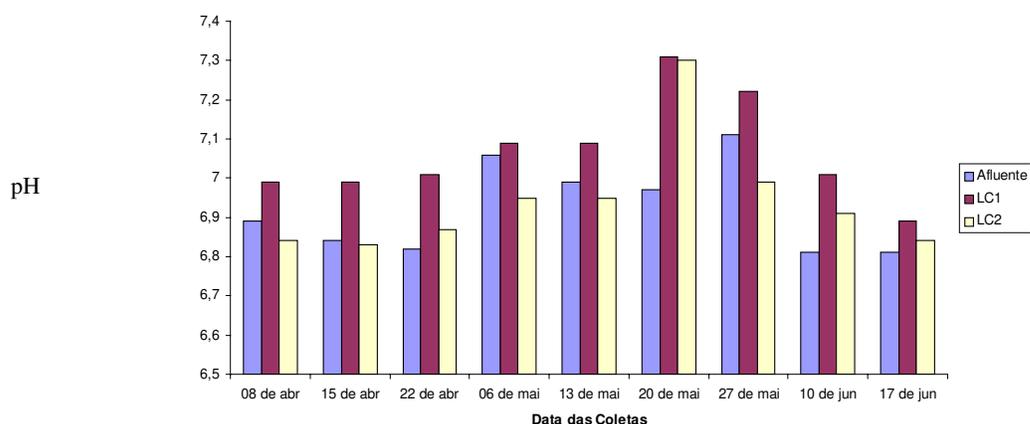


Figura 16: Valores Obtidos para o pH nas Amostras do Afluente e dos Efluentes do LC1 e LC2 ao Longo dos Dias de Coleta.

5.1.8.4 Demanda Química de Oxigênio

Pode-se observar na Figura 17 que o LC1 apresentou um desempenho bem melhor que o LC2. Nas amostras do afluente a média de DBO foi de 68,56 mg O₂/l com um desvio padrão de 23,60 mg O₂/l. Nas amostras do efluente do LC1 e do LC2 a média foi respectivamente de 44,67 mg O₂/l e 65,11 mg O₂/l com um desvio padrão de 23,93 mg O₂/l e 24,49 mg O₂/l.

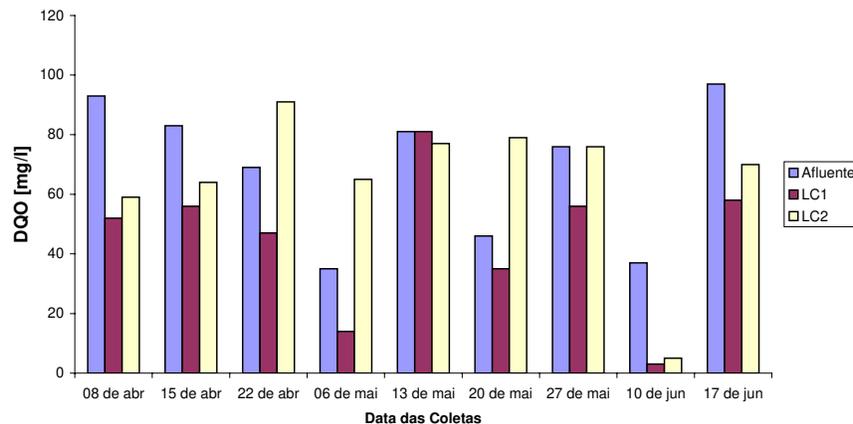


Figura 17: Valores Obtidos para DQO nas Amostras do Afluente e dos Efluentes do LC1 e LC2 ao Longo dos Dias de Coleta.

Embora ambos os leitos tenham apresentado um baixo rendimento, através de uma análise de variância, com base em um teste F, a um nível de 5%, verificou-se uma diferença, estatisticamente significativa, entre os desempenhos do LC1 e do LC2 na redução da DQO. Sendo que a eficiência na redução da DQO foi muito melhor no LC1, com uma média de 32,38% e um desvio padrão de 17,39%, que no LC2, com uma média de -12,12% e um desvio padrão de 46,50 %.

Estes resultados demonstraram que a eficiência na redução da DQO no LC2 variou muito ao longo do experimento, sendo que em alguns casos a DQO no efluente deste leito foi ainda maior que a DQO no afluente. Tal variação pode ser justificada a medida em que não há controle sobre os processos naturais envolvidos neste sistema de tratamento.

5.1.8.5 Fósforo Total

Avaliando-se os resultados do dia 08 de abril para fósforo total, nota-se que aparentemente os leitos não apresentaram um comportamento atípico em razão da precipitação que ocorreu neste dia. Desta forma, os resultados obtidos neste dia foram mantidos no estudo.

A concentração média de fósforo nos efluentes do LC1, 5,57mg/l, e do LC2, 5,72 mg/l foi maior que a do afluente, 5,43 mg/l demonstrando desta forma que ambos os leitos não foram eficientes na remoção de fósforo. Como pode ser observado na Figura 18, de

uma maneira geral, a variação na concentração de fósforo no afluente e nos efluentes do LC1 e do LC2 foi pequena apresentando, respectivamente, desvios padrões de 0,81 mg/l, 0,81 mg/l e 0,68 mg/l.

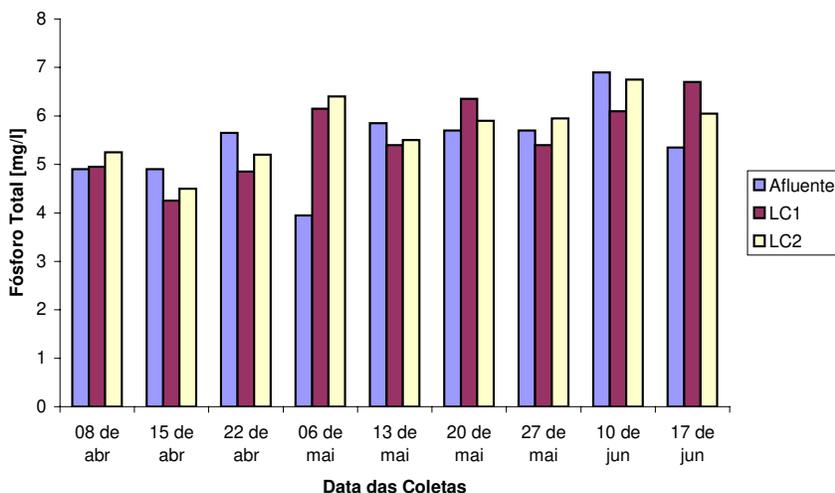


Figura 18: Concentrações de Fósforo Total, Obtidas nas Amostras do Afluente e dos Efluentes do LC1 e LC2 ao Longo dos dias de Coleta.

Os leitos não apresentaram bons resultados na remoção de fósforo e analisando as eficiências de remoção, - 4,56 % no LC1 e -7,33 % no LC2, constata-se que, de uma maneira geral, ambos os leitos promoveram um aumento concentração deste poluente. Observou-se também que durante o período experimental houve uma grande variabilidade na eficiência de remoção do LC1 e do LC2, que apresentaram, respectivamente, desvios padrões de 23,17 % e 21,73 %. Através da análise de variância, com base em um teste F, a um nível de 5%, constatou-se que não há diferença, estatisticamente significativa, entre os desempenhos do LC1 e LC2 na remoção de fósforo.

A baixa eficiência na remoção de fósforo, possivelmente é justificada pelo sombreamento que comprometeu o desenvolvimento e elevou a mortalidade das macrófitas dentro dos leitos passando a ser uma nova fonte de fósforo dentro do sistema.

5.1.8.6. Nitrogênio Amoniacal

Na Figura 19 são apresentadas as concentrações de nitrogênio amoniacal obtidas nas análises das amostras do afluente e dos respectivos efluentes do LC1 e LC2 durante o

experimento. A concentração média de nitrogênio amoniacal no efluente de no LC1 foi de 18,36 mg/l com um desvio padrão de 3,22 mg/l e no efluente do LC2 foi de 17,78 mg/l com um desvio padrão de 2,44 mg/l. Comparando-se estas concentrações com a concentração média do afluente, 16,78 mg/l, com um desvio padrão de 2,93 mg/l, verifica-se que ambos os leitos não apresentaram resultados satisfatórios quanto à remoção de nitrogênio amoniacal.

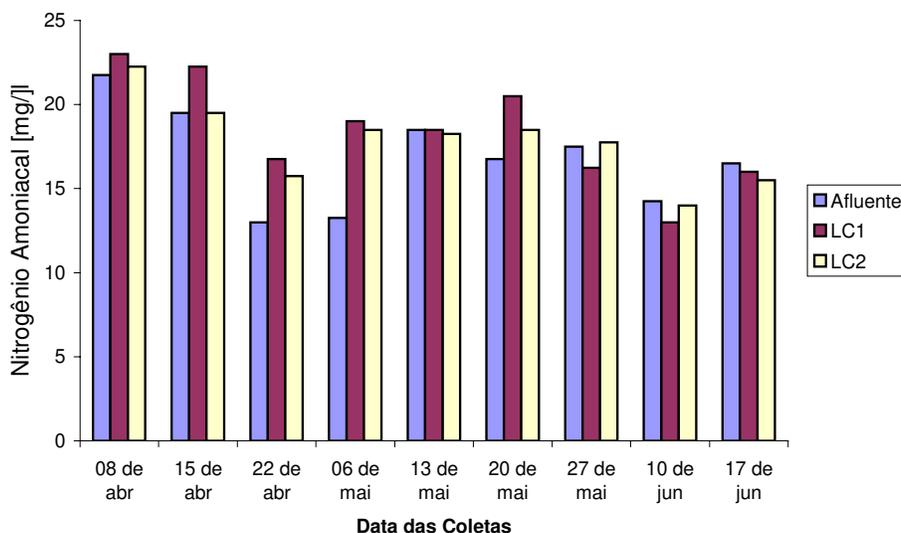


Figura 19: Concentrações de Nitrogênio Amoniacal, Obtidas nas Amostras do Afluente e dos Efluentes do LC1 e LC2 ao Longo dos Dias de Coleta.

Avaliando-se a eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal observou-se que a eficiência média de remoção é de $-10,56\%$, com um desvio padrão de $17,83\%$, no LC1 e $-7,22\%$, com um desvio padrão de $14,65\%$ no LC2. Através da análise de variância, com base em um teste F, a um nível de 5% , constatou-se que não há diferença, estatisticamente significativa, entre os desempenhos do LC1 e LC2 na remoção de nitrogênio amoniacal, e com base nestes resultados pode-se constatar que, em média, ambos os leitos ao invés de diminuir, estão aumentando a concentração de nitrogênio amoniacal no efluente.

5.1.8.7 Nitrato

Na Figura 20 são apresentadas as concentrações de nitrato obtidas nas análises das amostras do afluente e dos respectivos efluentes do LC1 e LC2 durante o experimento. A

concentração média de nitrato no efluente de no LC1 foi de 0,3 mg/l com um desvio padrão de 0,15 mg/l e no efluente do LC2 foi de 0,28 mg/l com um desvio padrão de 0,18 mg/l.

Comparando-se estas concentrações com a concentração média do afluente, 1,17 mg/l, com um desvio padrão de 0,66 mg/l, verifica-se que ambos os leitos apresentaram resultados satisfatórios e bastante semelhantes quanto à remoção de nitrato.

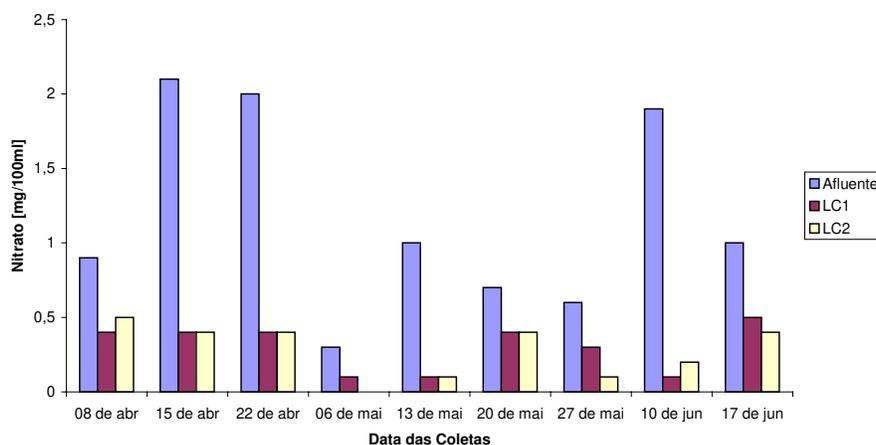


Figura 20: Concentrações de Nitrato, Obtidas nas Amostras do Afluente e dos Efluentes do LC1 e LC2 ao Longo dos Dias de Coleta.

Analisando a eficiência dos dois leitos verificou-se que estes leitos apresentam desempenhos muito semelhantes sendo que o LC1 apresentou uma redução média da concentração de nitrato de 68 % e um desvio padrão de 19 % e o LC2 apresentou uma redução média de 74,44 % com um desvio padrão de 20,06 %. Através de uma análise de variância, com base em um teste F, a um nível de 5%, constatou-se que não há diferença, estatisticamente significativa, entre os desempenhos do LC1 e LC2 na redução de nitrato.

5.1.8.8 Coliformes Totais e Fecais

A comparação da eficiência de remoção de coliformes totais e fecais nos dois leitos foi feita com base nas amostras semanais, pois neste caso, o experimento se estendeu por um período relativamente longo, permitindo-se assim uma caracterização mais ampla do comportamento dos mesmos.

Embora o procedimento amostral adotado neste trabalho tenha sido apropriado para a comparação dos dois leitos, no que se refere à modelagem matemática, o espaçamento de

uma semana entre as amostras é problemático, pois não permite que se avalie experimentalmente o processo de remoção de coliformes nos leitos cultivados, já que neste estudo o tempo de detenção hidráulica é de dois dias.

Desta forma ao longo desta pesquisa optou-se por coletar, durante uma semana, 10 à 16 de julho de 2002, amostras diárias, uma do afluente e duas do efluente dos leitos cultivados. Para cada uma destas amostras, determinou-se a quantidade de coliformes totais e fecais.

É recomendado que as análises para a quantificação dos coliformes totais e fecais em águas residuárias sejam feitas em diferentes diluições de uma mesma amostra, entretanto, devido ao custo, esta não é uma prática comum nos estudos realizados na FEAGRI. Por esta razão, como se pode ver nas Tabelas 7 e 8, a quantificação de coliformes totais e fecais em algumas das amostras semanais foi prejudicada, ora por uma diluição excessiva, resultando em um NMP igual a zero, e ora por uma diluição insuficiente, resultando em NMP maior que o valor tabelado (NMP > 241920).

Tabela 7: Dados semanais do NMP de coliformes totais no afluente e nos efluentes do LC1e do LC2.

DATA	Col Total (NMP/100ml)		
	Afluente	LC1	LC2
08 de abr	>241920	54750	51720
15 de abr	111990	23820	43520
22 de abr	198630	36540	64880
06 de mai	>241920	68670	20980
13 de mai	5210	2280	1610
20 de mai	>241920	29090	16580
27 de mai	>241920	11530	27550
10 de jun	>241920	101110	9600
17 de jun	129970	2850	2010

Tabela 8: Dados semanais do NMP de coliformes fecais no afluente e nos efluentes do LC1e do LC2.

DATA	Col Fecal (NMP/100ml)		
	Afluente	LC1	LC2
08 de abr	55794	4570	7230
15 de abr	29090	27550	1320
22 de abr	12360	3790	4720
06 de mai	111990	1460	3310
13 de mai	740	100	100
20 de mai	198630	0	2010
27 de mai	120330	1850	5290
10 de jun	111990	3270	3130
17 de jun	5560	0	0

Como a comparação da eficiência dos dois leitos foi feita com base no percentual de remoção, nos casos destacados nas Tabelas 7 e 8 foram feitas as seguintes aproximações: nos casos em que o NMP foi maior que 241920, considerou-se o NMP igual a 241920, subestimando-se o percentual de remoção em ambos os leitos, e nos casos que o NMP foi igual a zero manteve-se este valor, uma vez que nestes casos a eficiência de remoção foi bastante alta, estando próxima a 100 %.

Avaliando-se os resultados do dia 08 de abril para os coliformes totais e fecais, nota-se que, em ambos os casos, aparentemente os leitos não apresentaram um comportamento atípico em razão da precipitação que ocorreu neste dia. Desta forma, os resultados obtidos neste dia foram mantidos no estudo.

Com base nestas aproximações, o NMP de coliformes totais e fecais obtidos na análise das amostras semanais do afluente e do efluente do LC1 e do LC2 são apresentados, respectivamente, nas Figuras 21 e 22.

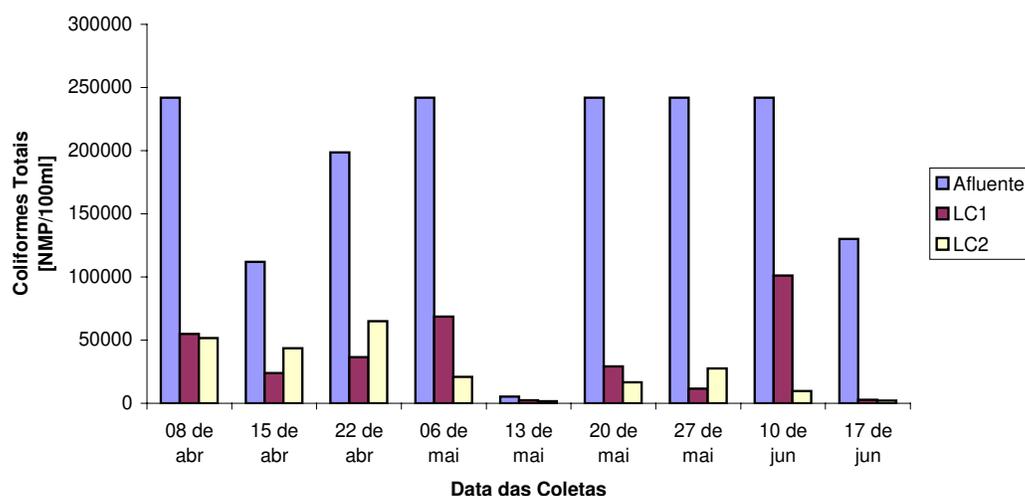


Figura 21: NMP de Coliformes Totais, Obtidos nas Amostras do Afluente e dos Efluentes do LC1 e LC2 ao Longo dos Dias de Coleta.

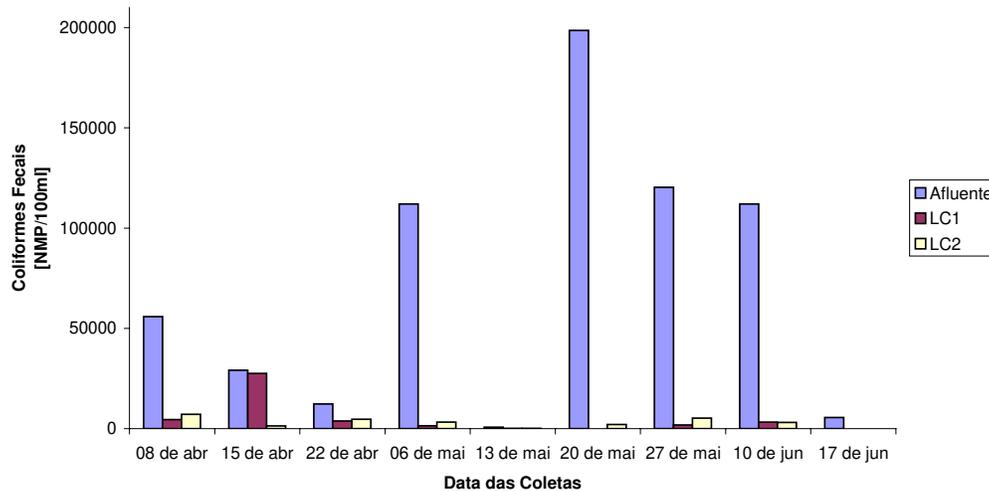


Figura 22: NMP de Coliformes Fecais, Obtidos nas Amostras do Afluente e dos Efluentes do LC1 e LC2 ao Longo dos Dias de Coleta.

Observando estas Figuras nota-se que houve uma grande variabilidade nas concentrações dos coliformes totais e fecais no afluente, percebe-se também que, de uma maneira geral, a eficiência de remoção destes microorganismos foi alta em ambos os leitos.

Como o NMP de coliformes totais e fecais foi bem menor no efluente dos leitos LC1 e LC2, do que no afluente, por uma questão de escala, a visualização e a comparação do comportamento destes leitos nas Figuras 21 e 22 ficou comprometida.

Desta forma, nas Figuras 23 e 24 são apresentados, respectivamente apenas o NMP de coliformes totais e fecais obtidos nas análises das amostras do efluente do LC1 e do LC2. Na Figura 24 pode-se observar que houve uma grande variação no NMP de coliformes totais nos dois leitos, sendo que o NMP médio foi 36737,78, com um desvio padrão de 32947,76 no LC1, e 26494,44, com um desvio padrão de 22454,44, no LC2.

Analisando a eficiência dos dois leitos verificou-se que estes apresentam desempenhos muito semelhantes sendo que o LC1 apresentou uma redução média do NMP de coliformes totais de 78,33 %, com um desvio padrão de 14,69 % e o LC2 apresentou uma redução média de 82,56 % com um desvio padrão de 13,89 %. Através de uma análise de variância, com base em um teste F, a um nível de 5%, constatou-se que não há diferença, estatisticamente significativa, entre os desempenhos do LC1 e LC2 na redução do NMP de coliformes totais.

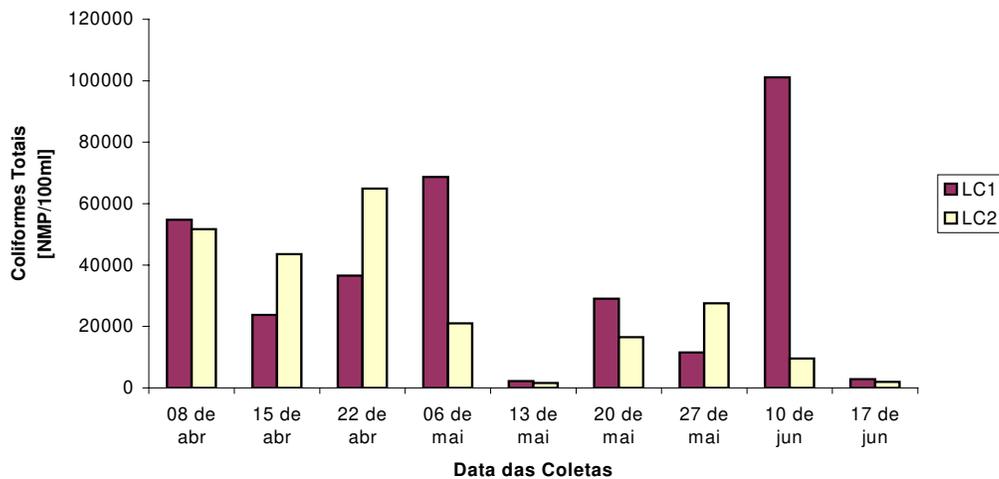


Figura 23: NMP de Coliformes Totais, Obtidos nas Amostras dos Efluentes do LC1 e LC2.

Analisando a Figura 24 nota-se que, aparentemente, com exceção da amostra do dia 15 de abril, o LC1 mostrou-se mais eficiente na remoção de coliformes fecais que o LC2. Entretanto, o NMP médio de coliformes fecais foi 4732,22, com um desvio padrão de 8724,70 no LC1, e 3012,22, com um desvio padrão de 2434,63 no LC2. Pode-se observar que o NMP de coliformes totais na amostra do efluente do LC1 no dia 15 de abril é muito maior que o NMP no efluente deste mesmo leito nos demais dias. Este valor atípico, por sua vez, contribuiu significativamente com o aumento da média e do desvio padrão do NMP neste leito, como não se identificou nenhuma interferência externa este resultado não pode ser descartado.

Avaliando a eficiência dos dois leitos verificou-se que o LC1 apresentou uma redução média do NMP de coliformes fecais de 82,89 %, com um desvio padrão de 30,87% e o LC2 apresentou uma redução média de 91 % com um desvio padrão de 11,94 %. Mais uma vez percebe-se que a amostra do dia 15 de abril diminuiu a eficiência média do LC1 e aumentou significativamente a sua variância.

Através de uma análise de variância, com base em um teste F, a um nível de 5%, constatou-se que não há diferença, estatisticamente significante, entre os desempenhos do LC1 e LC2 na redução do NMP de coliformes fecais.

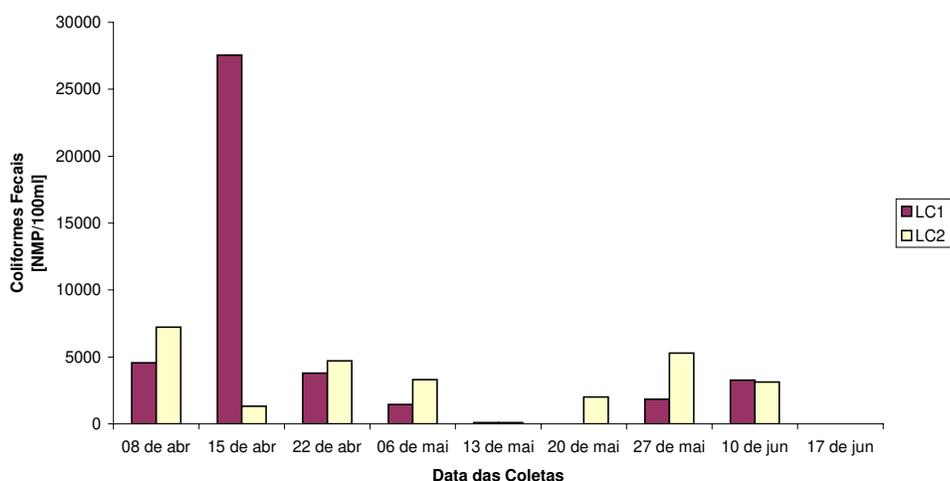


Figura 24: NMP de Coliformes Fecais, Obtidos nas Amostras dos Efluentes do LC1 e LC2.

5.2 Parte Numérica

5.2.1 Considerações para os dados de entrada do modelo matemático

Nesta etapa, diferentemente do que foi realizado na etapa anterior, só foram considerados os dados experimentais diários de coliformes totais e fecais em LC1 e LC2. Isto porque o modelo descreve o processo considerando o tempo de detenção hidráulica de 2 dias.

O NMP de coliformes totais e fecais, obtidos nas análises das amostras diárias do afluente e dos efluentes do LC1 e do LC2, são apresentados nas Tabelas 9 e 10 respectivamente.

Tabela 9: NMP de coliformes totais, obtido nas análises das amostras diárias do afluente e dos efluentes do LC1 e do LC2.

DATA	Coliforme Total (NMP/100ml)		
	Afluente	LC1	LC2
10/jun	>241920	46110	20908
11/jun	>241920	101110	9600
12/jun	173290	12230	4260
13/jun	86640	30760	19350
14/jun	155310	17230	3790
15/jun	>241920	11190	1350
16/jun	>241920	0	2160

Tabela 10: NMP de coliformes fecais, obtido nas análises das amostras diárias do afluente e dos efluentes do LC1 e do LC2.

DATA	Coliforme Fecal (NMP/100ml)		
	Afluente	LC1	LC2
10/jun	>241920	9590	6380
11/jun	111990	3270	3130
12/jun	25950	3180	1990
13/jun	13330	4880	3770
14/jun	6500	4190	630
15/jun	4050	1750	310
16/jun	980	0	310

Como se percebe pelos valores destacados nas Tabelas 9 e 10, assim como nas amostras semanais, houve problemas na quantificação de coliformes totais e fecais em algumas das amostras diárias do afluente e do efluente dos leitos LC1 e LC2.

Como para estes casos não se pode determinar o NMP de coliformes totais e/ou fecais, estes resultados, foram descartados, originando-se assim as Tabelas 11 e 12.

Tabela 11: Dados diários do NMP de coliformes totais considerados nas simulações.

DATA	Coliforme Total (NMP/100ml)		
	Afluente	LC1	LC2
12/jun	173290	12230	4260
13/jun	86640	30760	19350
14/jun	155310	17230	3790

Tabela 12: Dados diários do NMP de coliformes fecais considerados nas simulações.

DATA	Col Fecal (NMP/100ml)		
	Afluente	LC1	LC2
11/jun	111990	3270	3130
12/jun	25950	3180	1990
13/jun	13330	4880	3770
14/jun	6500	4190	630
15/jun	4050	1750	310

Analisando-se a tabela 11, observa-se que apenas três amostras foram mantidas e, desta forma, somente para a amostra do dia 12 de junho é possível associar-se ao NMP de

coliformes totais do afluente, 173290, com o NMP no efluente do LC1, 17230, e do LC2, 3790, após um tempo de detenção hidráulica de dois dias.

Já Na Tabela 12, observa-se que foram mantidas todas as amostras entre os dias 11 e 15 de junho. Desta forma, no estudo dos coliformes fecais, é possível associar-se ao NMP no afluente dos dias 11, 12 e 13 de junho o NMP nos efluentes do LC1 e do LC2 dos dias 13,14 e 15 de junho, respectivamente.

Isto posto, deve-se estabelecer as condições iniciais e de contorno como apresentadas no que segue.

5.2.2 Condição de Contorno para a Simulação dos Coliformes Totais

A concentração de coliformes totais na entrada de ambos os leitos, LC1 e LC2, foi a concentração deste microorganismo no afluente observada no dia 12 de junho. Uma vez que na simulação numérica foi considerado um leito com o dobro do tamanho do leito original, é razoável supor que o NMP ao final deste leito seja próximo de zero. Desta forma estabeleceu-se que:

$$C(0,n) = 173290, n = 0, \dots, Nt;$$

$$C(2Cl,n) = 0, n = 0, \dots, Nt;$$

5.2.3 Condição de Contorno para a Simulação dos Coliformes Fecais

Neste caso foi possível associar-se ao NMP no afluente dos dias 11, 12 e 13 de junho o NMP nos efluentes do LC1 e do LC2 dos dias 13,14 e 15 de junho. Por esta razão, foram feitas três simulações distintas, denotadas por SimI, SimII e SimIII, sendo que a concentração de coliformes fecais na entrada de ambos os leitos, LC1 e LC2, em cada uma destas simulações, foram, respectivamente, as concentrações deste microorganismo no afluente dos dias 11, 12 e 13 de junho. Pela mesma razão descrita para os coliformes totais, em cada uma das simulações, a concentração de coliformes fecais no final do leito foi considerada igual a zero. Desta forma, as condições de contorno para cada simulação são especificadas como:

SimI

$$C(0,n) = 111990, n = 0, \dots, Nt;$$

$$C(2Cl,n) = 0, n = 0, \dots, Nt;$$

SimII

$$C(0,n) = 25950, n = 0, \dots, Nt;$$

$$C(2Cl,n) = 0, n = 0, \dots, Nt;$$

SimIII

$$C(0,n) = 13330, n = 0, \dots, Nt;$$

$$C(2Cl, n) = 0, n = 0, \dots, Nt;$$

5.2.4 Condição Inicial para a Simulação dos Coliformes Totais

A fim de se estabelecer a condição inicial considerou-se duas hipóteses:

- I) Inicialmente a concentração de coliformes totais ao longo de ambos os leitos, com exceção da concentração na entrada, é igual a zero. Desta forma:

$$C(1, 0) = 173290;$$

$$C(i, 0) = 0, i = 2, \dots, Nx-1;$$

- II) Inicialmente a concentração de coliformes totais ao longo de ambos os leitos, com exceção da concentração na saída, é igual a concentração de coliformes na entrada dos leitos. Desta forma:

$$C(i, 0) = 173290, i = 1, \dots, Nx-1;$$

$$C(Nx, 0) = 0;$$

A hipótese I descreve um cenário em que a água contida em ambos os leitos ainda não está contaminada com coliformes totais. Já a hipótese II descreve um cenário em que há uma saturação da concentração de coliformes totais ao longo de ambos os leitos.

Considerando que as simulações baseadas em ambas as hipóteses, como pode ser verificado, geram a mesma solução após cerca de 0,4 dias, e que no início deste estudo os leitos cultivados já estavam em operação, optou-se pela hipótese II, uma vez que neste contexto esta hipótese parece estar mais próxima da realidade.

5.2.5 Condição Inicial para a Simulação dos Coliformes Fecais

Pelas mesmas razões descritas acima, no caso dos coliformes fecais as simulações numéricas foram feitas com base na condições iniciais descritas abaixo:

SimI

$$C(i,0) = 111990, \quad i = 1, \dots, N_x-1;$$

$$C(N_x,0) = 0;$$

SimII

$$C(i,0) = 25950, \quad i = 1, \dots, N_x-1;$$

$$C(N_x,0) = 0;$$

SimIII

$$C(i,0) = 13330, \quad i = 1, \dots, N_x-1;$$

$$C(N_x,0) = 0;$$

5.2.6 Seleção da Malha Espacial

Com base nas condições iniciais e de contorno, descritas acima e com o uso do programa computacional apresentado no APÊNDICE 2, o efeito da malha espacial pode ser investigado utilizando qualquer um dos experimentos, e sendo assim, selecionou-se a remoção de coliformes totais no LC1.

Na Figura 25 apresentam-se as simulações realizadas para 6 malhas distintas: com 5, 9, 13, 17, 21 e 25 pontos. Pode-se notar, nesta Figura, que existe uma grande diferença entre as primeiras curvas numéricas, com malhas de 5 à 13 pontos, o que não se observa quando o número de pontos na malha é igual ou maior a 17, quando as curvas numéricas se sobrepõem.

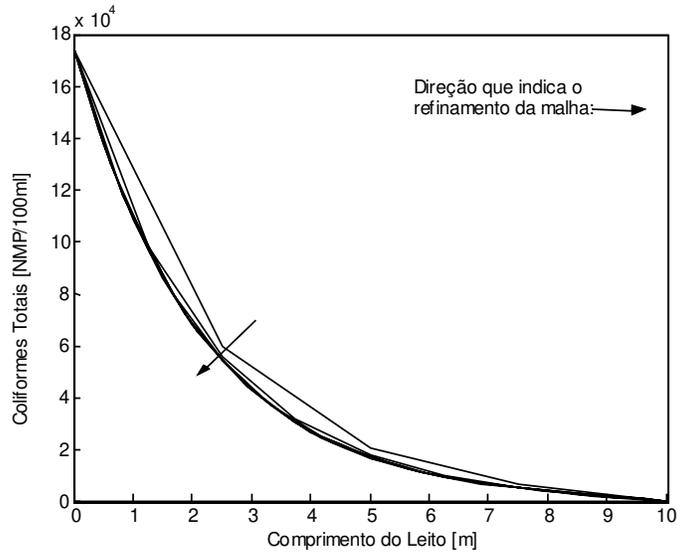


Figura 25: Curvas Numéricas da Variação da Concentração de Coliformes Totais ao Longo LC1 Obtidas com o Número de Pontos na Malha Variando de 5 à 25.

A Figura 26 mostra as simulações realizadas para distintas malhas, iniciando-se com uma malha de 17 pontos, variando de 4 em 4 até 101 pontos, onde pode-se observar que todas as curvas se sobrepõe, indicando que a partir de 17 pontos não há mais influência da malha espacial.

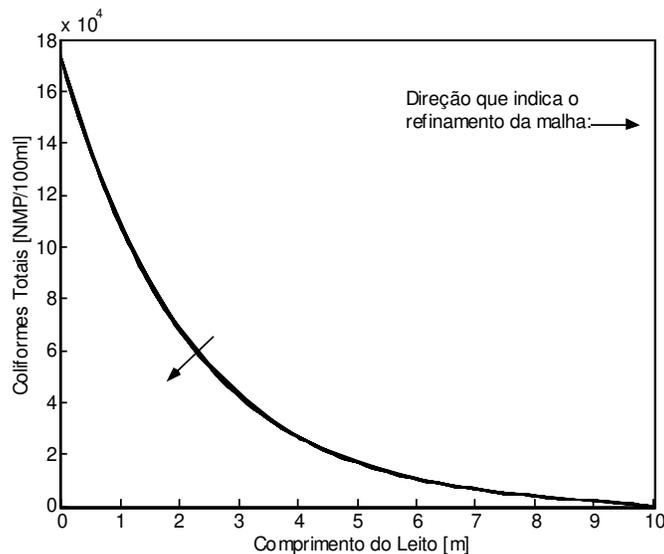


Figura 26: Curvas Numéricas da Variação da Concentração de Coliformes Totais ao Longo LC1 Obtidas com o Número de Pontos na Malha Variando de 17 à 101.

Para uma decisão mais precisa da influência das malha nos resultados, deve ser realizada uma análise de resíduo entre duas curvas consecutivas até que se estabeleça a

precisão desejada. Aqui isto foi feito somente para os valores na posição correspondente à $Cl=5m$, o que é mostrado na Figura 27 onde pode-se constatar que o efeito da malha nesta posição torna-se desprezível a partir da consideração de 45 pontos, e sendo assim, este será o número de pontos considerado nas simulações que seguem.

Pode ser observado através da Figura 28 que os tempos de simulações aumentam com o refinamento da malha.

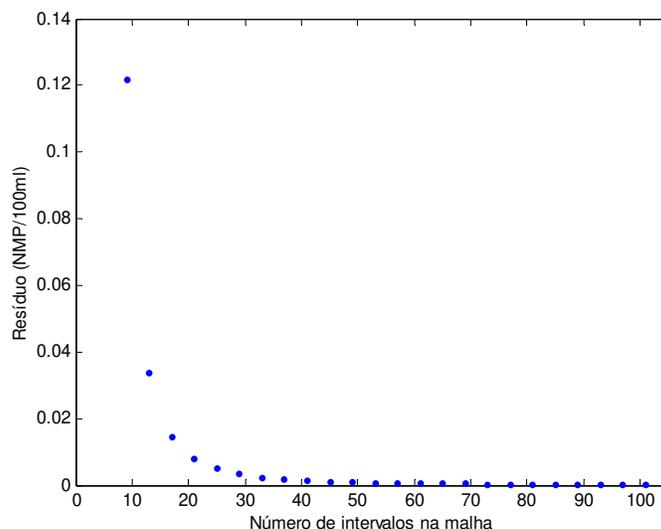


Figura 27: Erro Relativo em Função do Número de Pontos da Malha, Obtidos para Coliformes Totais no Ponto Correspondente à Distância de 5m.

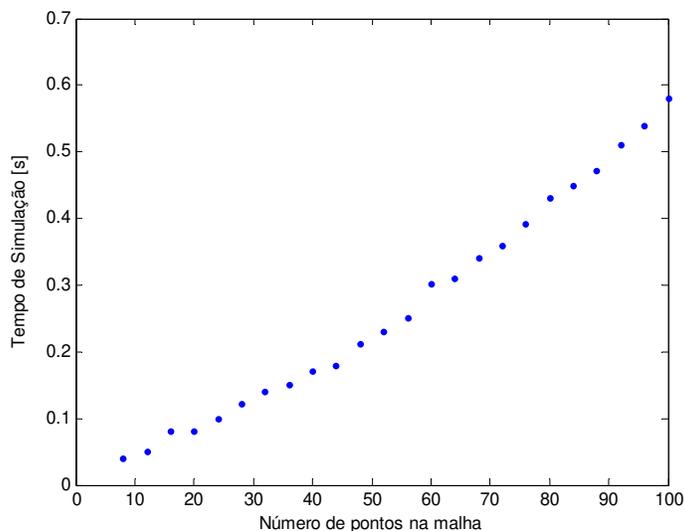


Figura 28: Tempo de Simulação como Função do Número de Pontos da Malha, Obtidos para Coliformes Totais no Ponto Correspondente a Distância de 5m.

5.2.7 Constantes de Dispersão

No que segue apresenta-se os critérios usados para a busca dos valores das constantes de dispersão (K), para os coliformes totais e fecais nos leitos LC1 e LC2.

5.2.7.1 Coliformes Totais

As Figuras 29 e 30 apresentam as curvas numéricas da concentração de coliformes totais ao longo do LC1 e do LC2 respectivamente, obtidas para um tempo correspondente a dois dias, e para valores de K, variando de 10 em 10, entre 10 e 300 para LC1 e entre 10 e 100 para LC2.

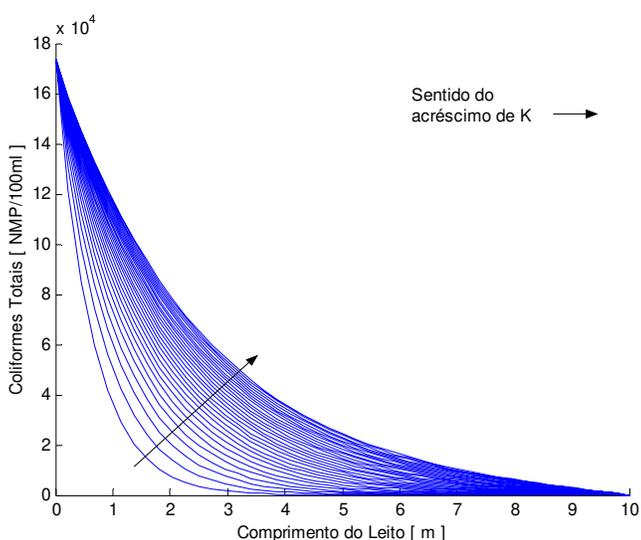


Figura 29: Curvas Numéricas da Concentração de Coliformes Totais no LC1 para Valores de K de 10 a 300.

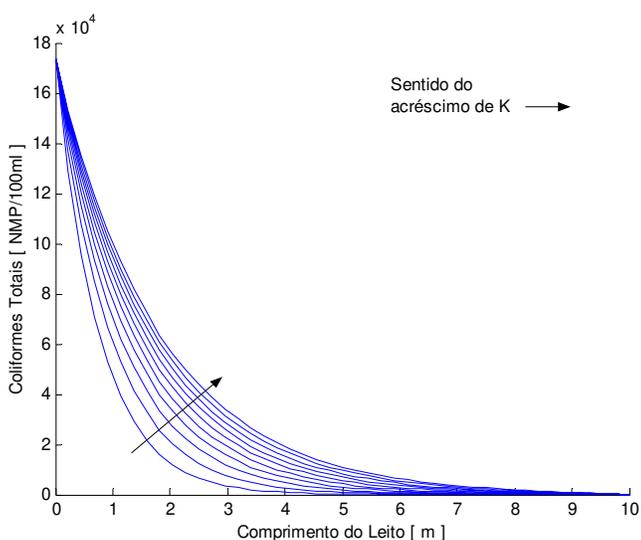


Figura 30 Curvas Numéricas da Concentração de Coliformes Totais no LC2 para Valores de K de 10 a 100.

Uma vez que a malha espacial selecionada tem 45 pontos, a posição nesta malha que corresponde a ponto $C1 = 5m$ é a posição 23. Desta forma, para se determinar o valor de K , em cada um dos leitos $LC1$ e $LC2$, comparou-se as concentrações numéricas obtidas na posição $i=23$ a partir de diferentes valores de K , com as concentrações de referência que são as concentrações destes microorganismos nos respectivos efluentes destes leitos na amostra do dia 14 de junho.

As Figuras 31 e 32 exibem, para os leitos $LC1$ e $LC2$ respectivamente, os valores da concentração numérica de coliformes totais no ponto $C1=5m$ em função de valores de K .

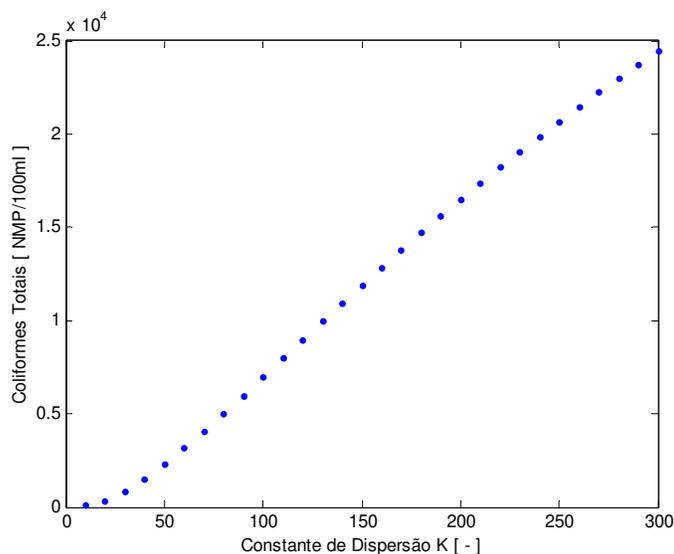


Figura 31: Valores numéricos da concentração de coliformes totais no ponto $C1 = 5m$ no $LC1$ em função de valores de K .

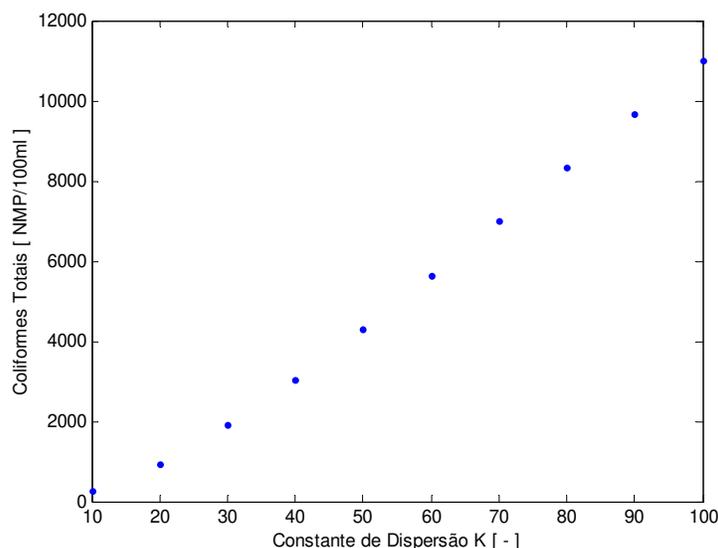


Figura 32: Valores numéricos da concentração de coliformes totais no ponto $C1 = 5m$ no $LC2$ em função de valores de K .

Através das Figuras 31 e 32 pode se notar que, em ambos os leitos, quanto maior o valor de K maior é o resultado do valor da concentração de coliformes totais obtidos da simulação numérica no ponto correspondente a Cl=5m.

Nas Figuras 33 e 34 são apresentados, para o LC1 e para o LC2 respectivamente, a distribuição dos erros relativos entre os valores obtidos numericamente no ponto correspondente a Cl=5m e os resultados experimentais de referência para valores de K.

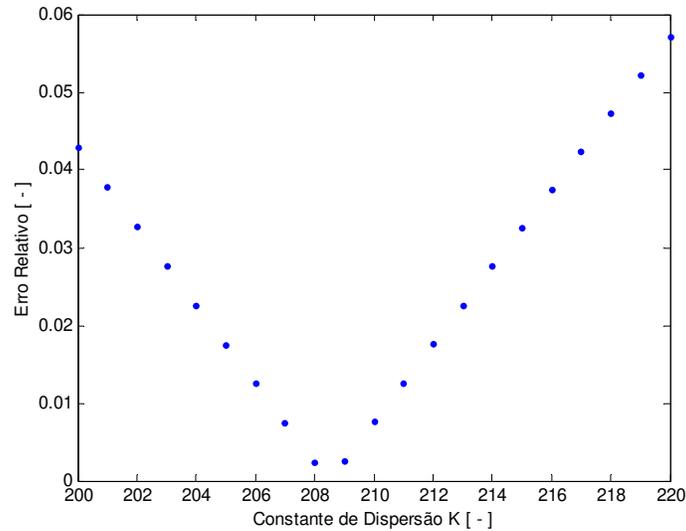


Figura 33: Erro Relativo Entre os Valores Obtidos Numericamente e os Valores de Referência para Valores de K, no LC1.

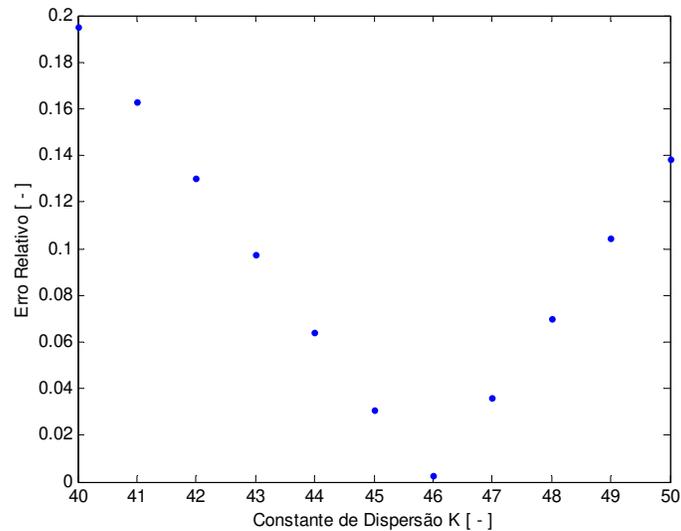


Figura 34: Erro Relativo Entre os Valores Obtidos Numericamente e os Valores de Referência para Valores de K, no LC2.

Analisando-se as Figuras 33 e 34 p \hat{o} de-se observar que os valores de K aos quais est \hat{a} o associados os menores erros relativos s \hat{a} o: K=209 no LC1 e K= 46 no LC2.

5.2.7.2 Coliformes Fecais

Neste caso, em cada uma das simula \hat{c} o \hat{e} s, os valores de refer \hat{e} ncia utilizados para sele \hat{c} o de K nas simula \hat{c} o \hat{e} s do LC1 e do LC2, foram as concentra \hat{c} o \hat{e} s destes microorganismos nos efluentes destes leitos nas amostras dos dias 13,14 e 15 de junho, respectivamente.

5.2.7.2.1 Sim I

As Figuras 35 e 36 apresentam as curvas num \hat{e} ricas da concentra \hat{c} o \hat{e} de coliformes fecais ao longo do LC1 e do LC2 respectivamente, obtidas para um tempo correspondente a dois dias, e para valores de K, variando de 10 em 10, entre 10 e 100 para ambos os leitos.

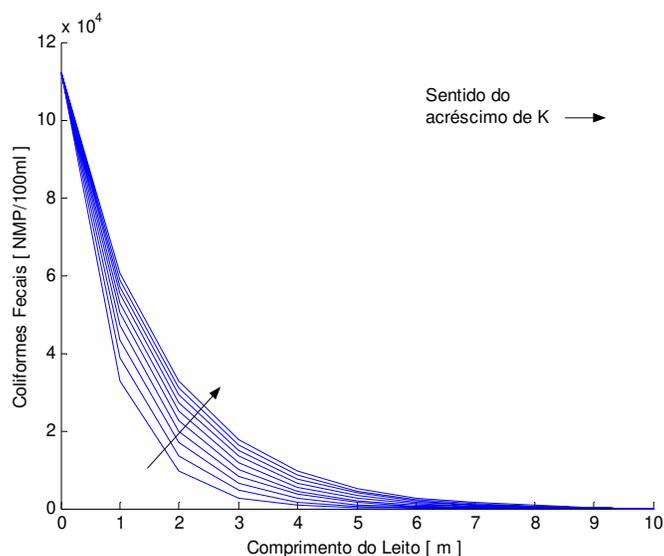


Figura 35: Curvas Num \hat{e} ricas da Concentra \hat{c} o \hat{e} de Coliformes Fecais no LC1 para Valores de K de 10 a 100.

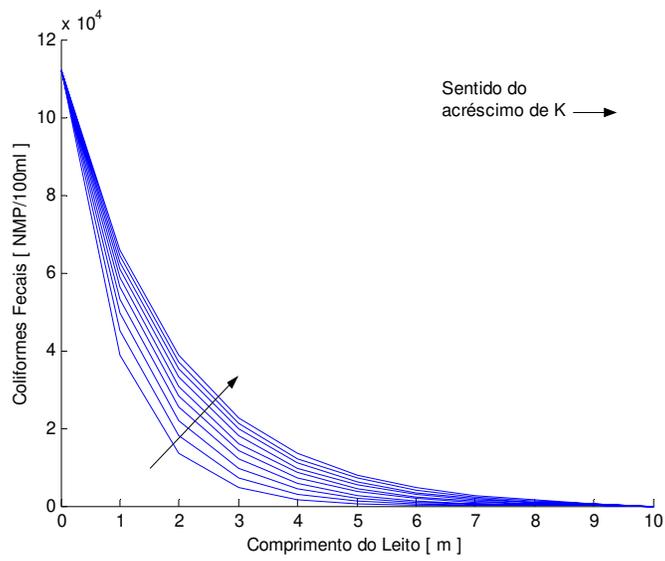


Figura 36: Curvas Numéricas da Concentração de Coliformes Fecais no LC2 para Valores de K de 10 a 100.

Para se determinar o valor de K, em cada um dos leitos LC1 e LC2, comparou-se as concentrações numéricas obtidas na posição $i=23$ a partir de diferentes valores de K, com as concentrações de referência que são as concentrações destes microorganismos nos respectivos efluentes destes leitos na amostra do dia 13 de junho.

As Figuras 37 e 38 exibem, para os leitos LC1 e LC2 respectivamente, os valores da concentração numérica de coliformes fecais no ponto $Cl=5m$ em função de valores de K.

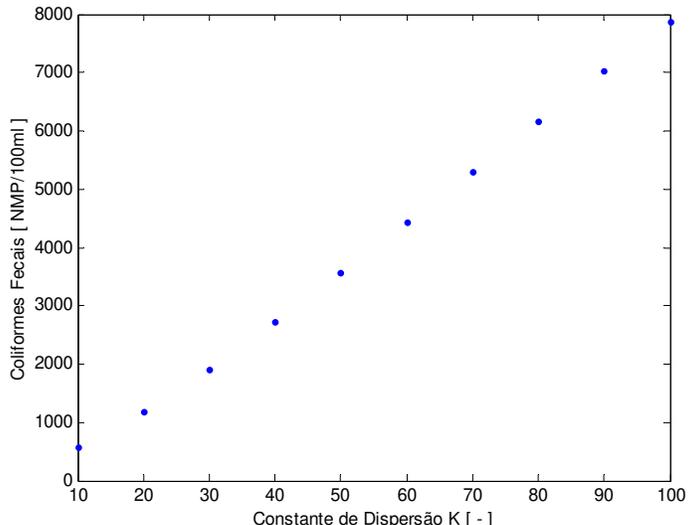


Figura 37: Valores Numéricos das Concentrações de Coliformes Fecais no Ponto $Cl = 5m$ no LC1 em Função de Valores de K (Siml).

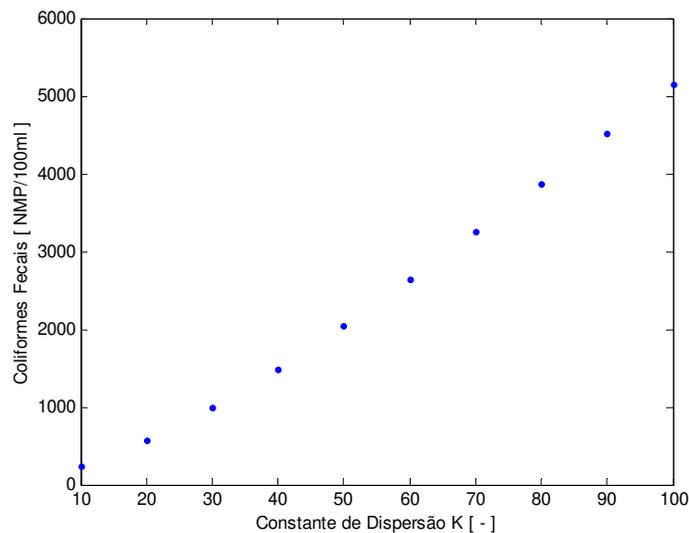


Figura 38: Valores Numéricos das Concentrações de Coliformes Fecais no Ponto Cl = 5m no LC2 em Função de Valores de K (SimI).

Através das Figuras 37 e 38 pode se notar que, em ambos os leitos, quanto maior o valor de K maior é o resultado do valor da concentração de coliformes fecais obtidos da simulação numérica no ponto correspondente a Cl=5m.

Nas Figuras 39 e 40 são apresentados, para o LC1 e para o LC2 respectivamente, os erros relativos entre os valores obtidos numericamente no ponto correspondente a Cl=5m e os resultados experimentais de referência para valores de K.

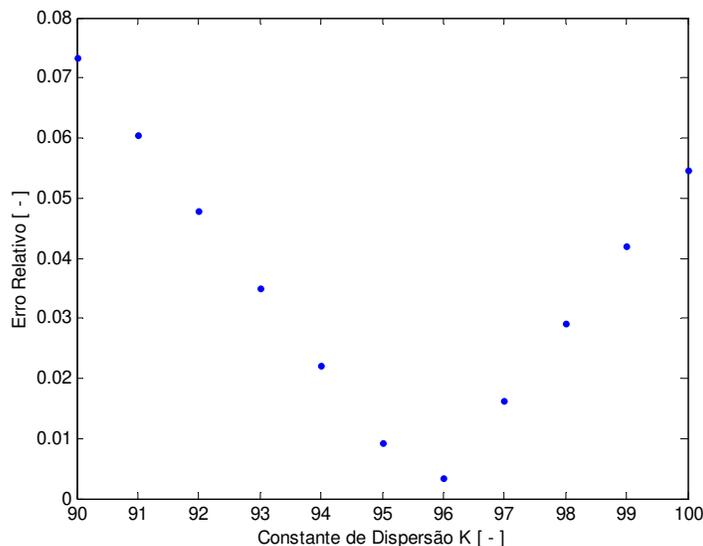


Figura 39: Erro relativo entre os valores obtidos numericamente e os valores de referência para valores de K, no LC1 (SimI).

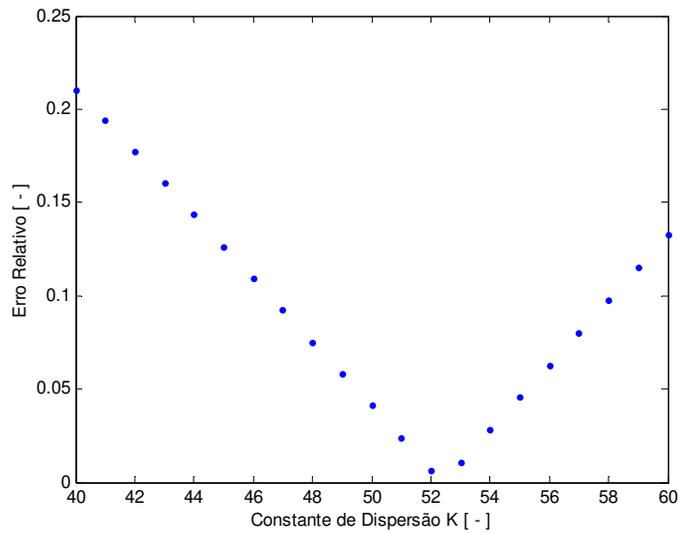


Figura 40: Erro Relativo Entre os Valores Obtidos Numericamente e os Valores de Referência para Valores de K, no LC2 (SimI).

Analisando-se as Figuras 39 e 40 pôde-se observar que os valores de K aos quais estão associados os menores erros relativos são: K=96 no LC1 e K= 52 no LC2.

5.2.7.2.2 Sim II

As Figuras 41 e 42 apresentam as curvas numéricas da concentração de coliformes fecais ao longo do LC1 e do LC2 respectivamente, obtidas para dois dias, e para valores de K, variando de 10 em 10, entre 10 e 400 no LC1 e entre 10 e 100 no LC2.

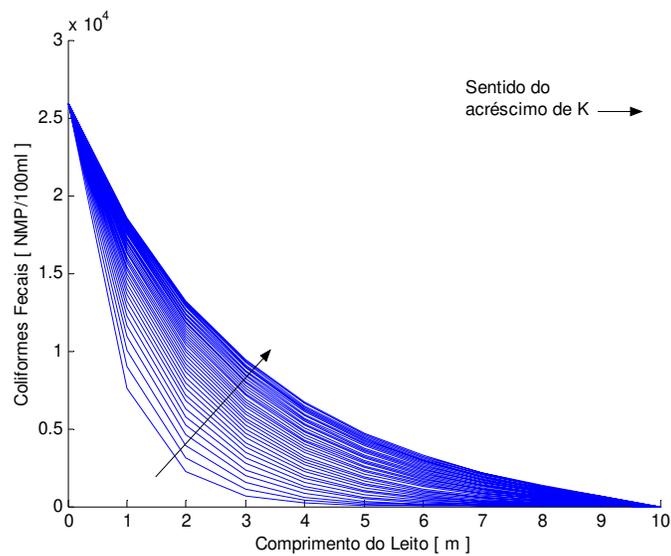


Figura 41: Curvas Numéricas da Concentração de Coliformes Fecais no LC1 para Valores de K de 10 a 400.

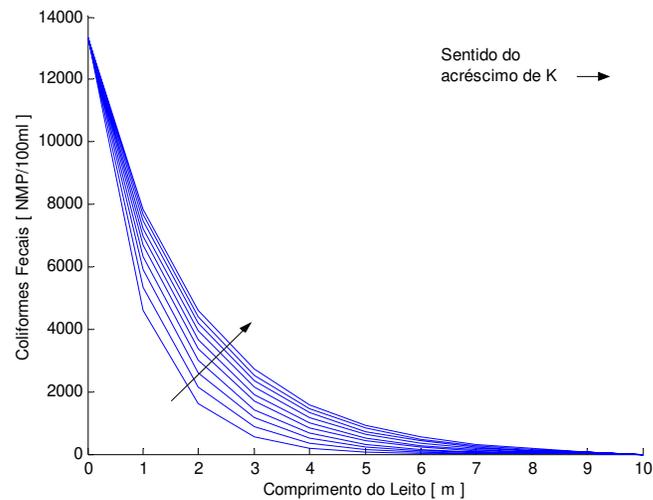


Figura 42: Curvas Numéricas da Concentração de Coliformes Fecais no LC2 para Valores de K de 10 a 100.

Para se determinar o valor de K, em cada um dos leitos LC1 e LC2, comparou-se as concentrações numéricas obtidas na posição $i=23$ a partir de diferentes valores de K, com as concentrações de referência que são as concentrações destes microorganismos nos respectivos efluentes destes leitos na amostra do dia 14 de junho.

As Figuras 43 e 44 exibem, para os leitos LC1 e LC2 respectivamente, os valores da concentração numérica de coliformes fecais no ponto $Cl=5m$ em função de valores de K.

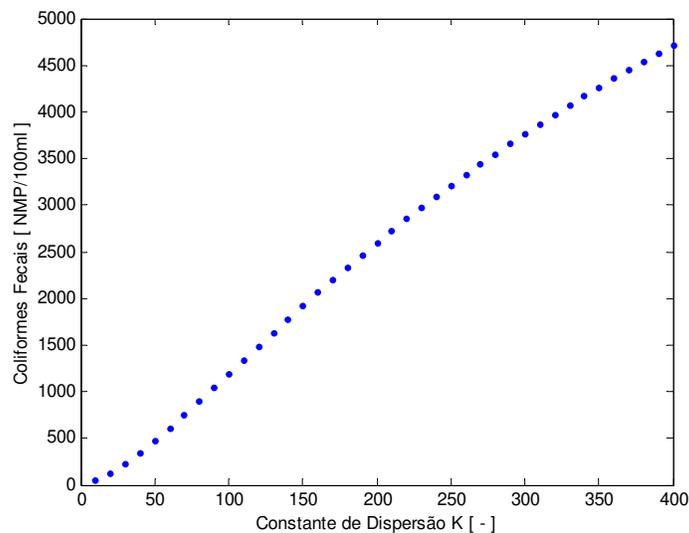


Figura 43: Valores Numéricos das Concentrações de Coliformes Fecais no Ponto $Cl = 5m$ no LC1 em Função de Valores de K (SimII).

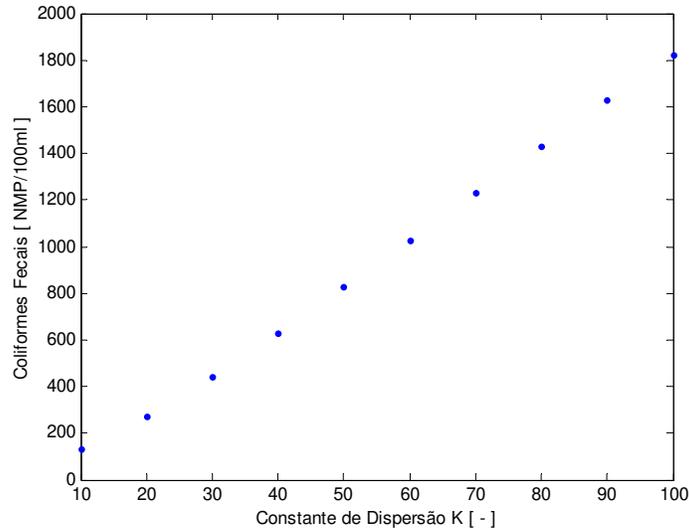


Figura 44: Valores Numéricos das Concentrações de Coliformes Fecais no Ponto Cl = 5m no LC2 em Função de Valores de K (SimII).

Através das Figuras 43 e 44 pode se notar que, em ambos os leitos, quanto maior o valor de K maior é o resultado do valor da concentração de coliformes fecais obtidos da simulação numérica no ponto correspondente a Cl=5m.

Nas Figuras 45 e 46 são apresentados, para o LC1 e para o LC2 respectivamente, os erros relativos entre os valores obtidos numericamente no ponto correspondente a Cl=5m e os resultados experimentais de referência para valores de K.

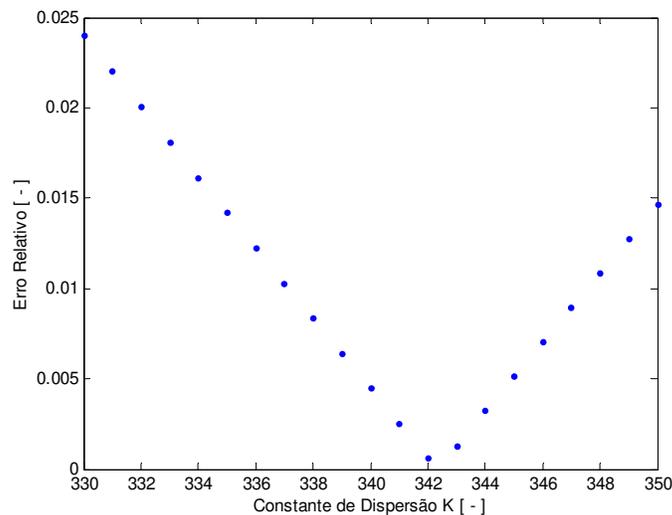


Figura 45: Erro Relativo entre os Valores Obtidos Numericamente e os Valores de Referência para Valores de K, no LC1 (SimII).

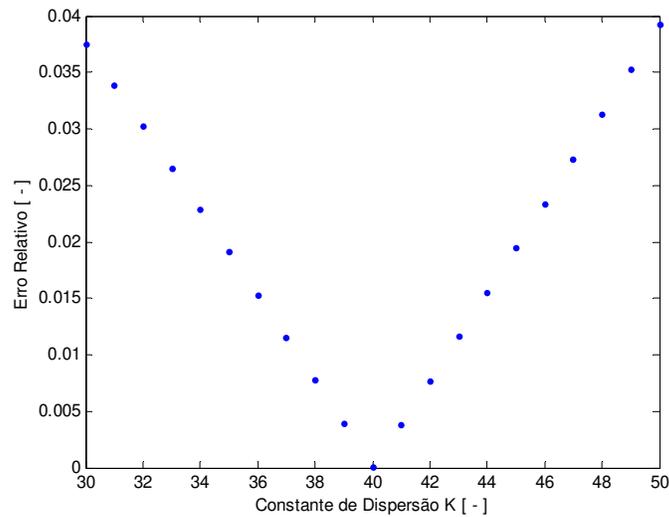


Figura 46: Erro Relativo entre os Valores Obtidos Numericamente e os Valores de Referência para Valores de K, no LC2 (SimII).

Analisando-se as Figuras 45 e 46 pôde-se observar que os valores de K aos quais estão associados os menores erros relativos são: K=342 no LC1 e K= 40 no LC2.

5.2.7.2.3 Sim III

As Figuras 47 e 48 apresentam as curvas numéricas da concentração de coliformes fecais ao longo do LC1 e do LC2 respectivamente, obtidas para um tempo de dois dias, e para valores de K, variando de 10 em 10, entre 10 e 300 no LC1 e entre 10 e 100 no LC2.

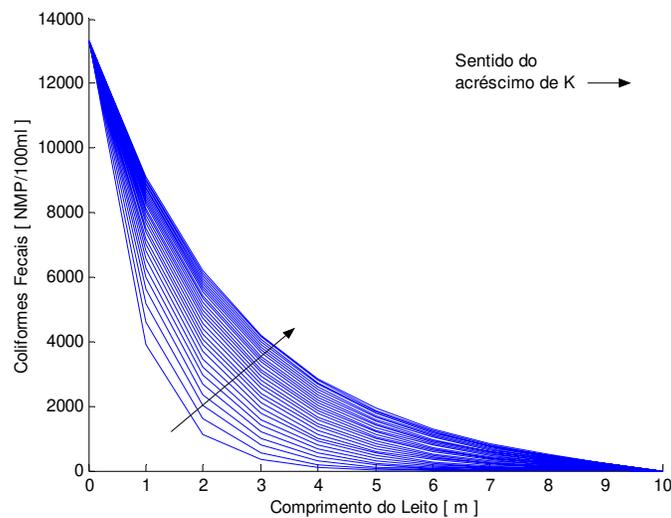


Figura 47: Curvas Numéricas da Concentração de Coliformes Fecais no LC1 para Valores de K de 10 a 300.

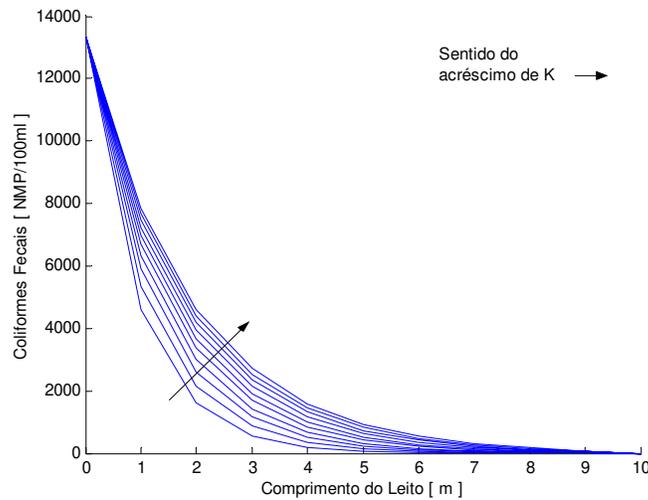


Figura 48: Curvas Numéricas da Concentração de Coliformes Fecais no LC2 para Valores de K de 10 a 100.

Para se determinar o valor de K, em cada um dos leitos LC1 e LC2, comparou-se as concentrações numéricas obtidas na posição $i=23$ a partir de diferentes valores de K, com as concentrações de referência que são as concentrações destes microorganismos nos respectivos efluentes destes leitos na amostra do dia 15 de junho.

As Figuras 49 e 50 exibem, para os leitos LC1 e LC2 respectivamente, os valores da concentração numérica de coliformes fecais no ponto $Cl=5m$ em função de valores de K.

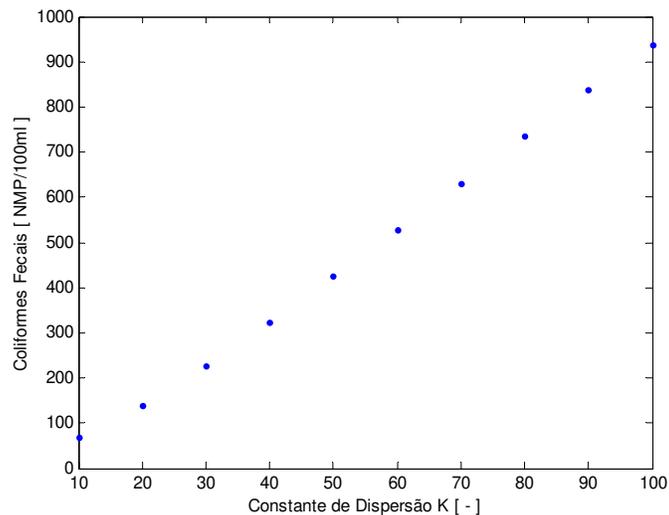


Figura 49: Valores Numéricos das Concentrações de Coliformes Fecais no Ponto $Cl = 5m$ no LC1 em Função de Valores de K (SimIII).

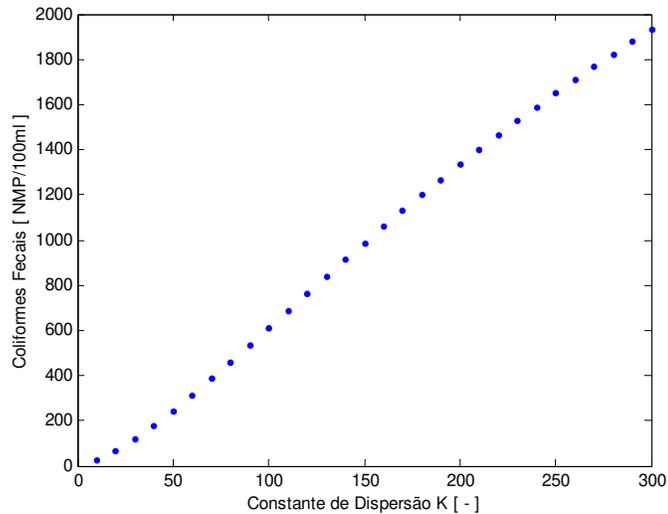


Figura 50: Valores Numéricos das Concentrações de Coliformes Fecais no Ponto Cl = 5m no LC2 em Função de Valores de K (SimIII).

Através das Figuras 49 e 50 pode se notar que, em ambos os leitos, quanto maior o valor de K maior é o resultado do valor da concentração de coliformes fecais obtidos da simulação numérica no ponto correspondente a Cl=5m.

Nas Figuras 51 e 52 são apresentados, para o LC1 e para o LC2 respectivamente, os erros relativos entre os valores obtidos numericamente no ponto correspondente a Cl=5m e os resultados experimentais de referência para valores de K.

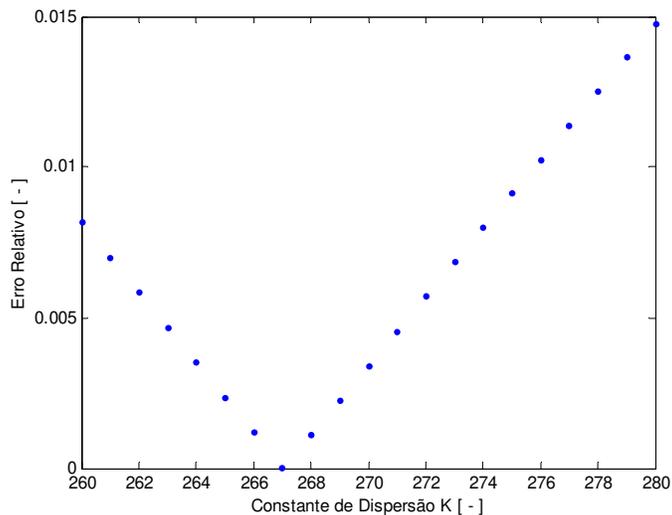


Figura 51: Erro Relativo entre os Valores Obtidos Numericamente e os Valores de Referência para Valores de K, no LC1 (SimIII).

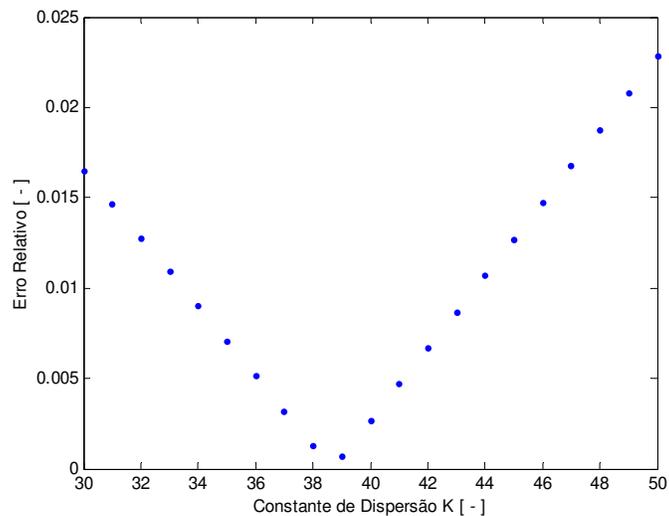


Figura 52: Erro Relativo entre os Valores Obtidos Numericamente e os Valores de Referência para Valores de K, no LC2 (SimIII).

5.2.8 Análise dos Valores Ajustados para as Constantes de Dispersão.

Com o objetivo de dar apoio ao sistema de suporte a decisão, no que segue são discutidos os valores que foram ajustados para as constantes de dispersão [K] nas simulações do LC1 e do LC2.

No caso dos coliformes totais, como só tem-se disponível um conjunto de dados diários para teste e/ou validação, nas simulações da remoção destes microorganismos no LC1 e no LC2 sugere-se, para a constante de dispersão K[-], os valores que são apresentados na Tabela 13.

Tabela 13: Valores ajustados para a constante de dispersão no LC1 e no LC2 para simulação dos coliformes totais

Coliformes Totais	
	K [-]
LC1	209
LC2	46

Já no caso dos coliformes fecais, têm-se disponíveis três conjuntos de dados diários o que, como pode ser observado na Tabela 14, permitiu que fossem feitos três ajustes diferentes para a constante de dispersão.

Tabela 14: Valores ajustados para a constante de dispersão no LC1 e no LC2 para simulação dos coliformes fecais.

Coliformes Fecais		
		K [-]
LC1	SimI	96
	SimII	342
	SimIII	267
LC2	SimI	52
	SimII	40
	SimIII	39

Analisando os valores que constam na Tabela 14 constata-se que os valores ajustados para a K no LC1 foram bastante distintos nas simulações SimI, SimII e SimIII. Como cada uma destas simulações as condições iniciais e de contorno foram baseadas nos dados diários do NMP de coliformes fecais no afluente e no efluente do LC1, buscou-se nestes dados alguma justificativa para a grande diferença que houve nos ajustes de K em cada uma destas simulações. Analisando-se os NMP de coliformes fecais constata-se que as eficiências de remoção consideradas na SimI, SimII e SimIII foram bastante distintas: 95,64%, 83,85% e 86,87% respectivamente. Neste sentido, dentre os valores ajustados para K[-] no LC1, nas simulações da remoção de coliformes fecais sugere-se o valor obtido na SimII, K=342, pois, para este caso, a eficiência de remoção considerada esta mais próxima da eficiência média de remoção obtida com base nas amostras semanais, 82,89%.

No LC2, os dados experimentais do NMP de coliformes fecais no afluente e no efluente deste leito utilizados nas simulações SimI e SimII e SimIII apresentaram eficiências de remoção bastante próximas: 96,63%, 97,57% e 97,67% respectivamente. Conseqüentemente, os valores ajustados para K[-], em cada uma destas simulações também foram próximos. Embora estejam próximos, para que se estabeleça um sistema de suporte à decisão, deve-se escolher apenas um destes ajustes. Desta forma, com base nos mesmos

critérios adotados no LC1, nas simulações da remoção de coliformes fecais no LC2 sugere-se a utilização do valor ajustado na SimI, $K=52$.

Os valores obtidos demonstram que o ajuste de K permitiu que fosse incorporado ao modelo matemático o efeito dos diferentes tipos de meio suporte. Além disso, principalmente no caso dos coliformes fecais, fica evidente a influência das condições iniciais e de contorno nos resultados simulados, reforçando a importância de novos estudos para se determinar condições mais apropriadas para este problema.

Sendo assim, com base nos respectivos valores selecionados para constante de dispersão K , nas Figuras 53 e 54 e nas Figuras 55, 56, são apresentadas respectivamente as simulações da remoção de coliformes totais e fecais ao longo do tempo e do espaço.

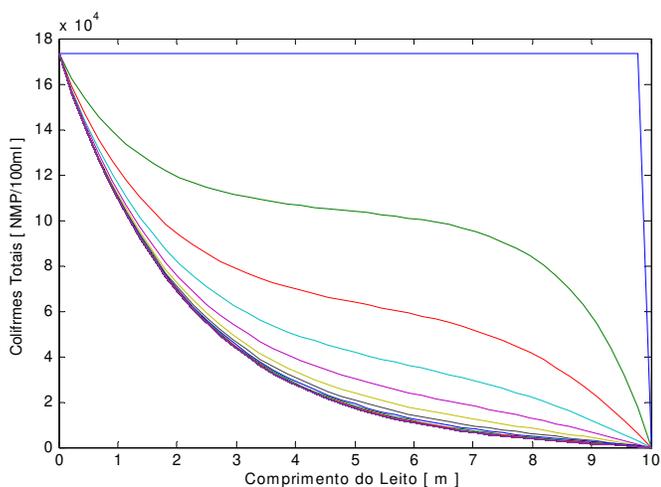


Figura 53: Simulação Numérica da Remoção de Coliformes Totais no LC1 ao longo do Tempo e do Espaço.

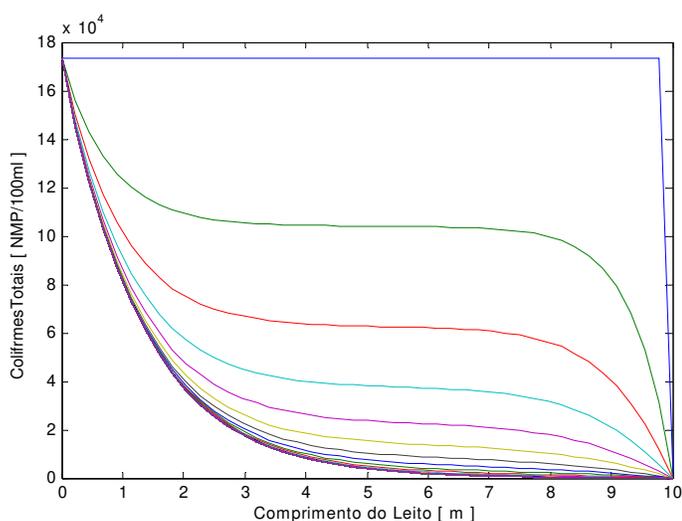


Figura 54: Simulação Numérica da Remoção de Coliformes Totais no LC2 ao longo do Tempo e do Espaço.

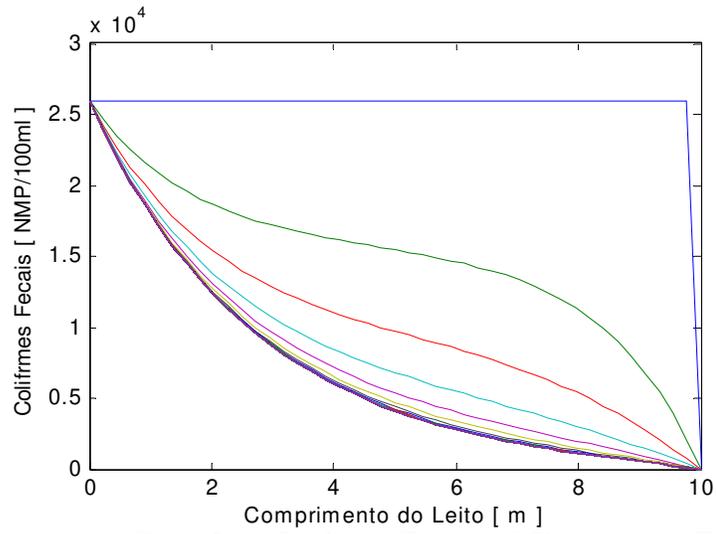


Figura 55: Simulação Numérica da Remoção de Coliformes Fecais no LC1 ao longo do Tempo e do Espaço.

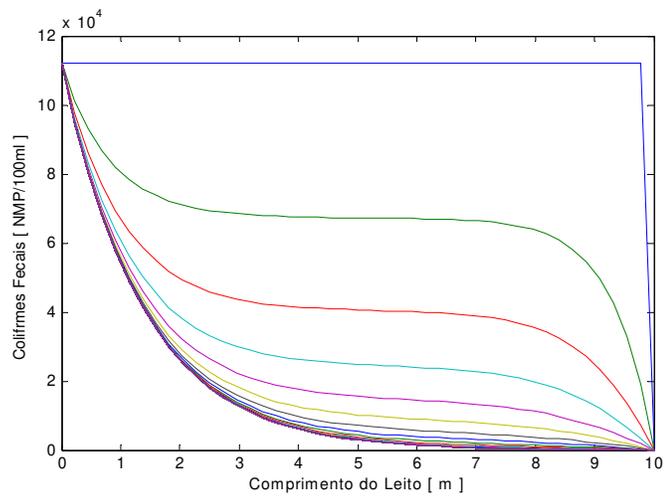


Figura 56: Simulação Numérica da Remoção de Coliformes Fecais no LC2 ao longo do Tempo e do Espaço.

6. CONCLUSÕES

Baseado no que foi apresentado nesta dissertação de mestrado pode-se concluir que:

- A metodologia estatística planejada para a coleta de dados foi adequada aos objetivos deste trabalho;
- No estudo experimental realizado sobre os leitos cultivados constatou-se que este sistema de tratamento de esgoto é muito suscetível às condições locais. Sendo que o sombreamento causado pela floresta de pinheiros prejudicou o desenvolvimento das macrófitas e conseqüentemente, a eficiência de ambos os leitos. Os reflexos do sombreamento foram mais evidentes no desempenho ruim apresentado pelos leitos na remoção de nitrogênio amoniacal e de fósforo total;
- Não houve diferença estatisticamente significativa entre a temperatura da água dentro dos leitos, garantindo que sobre este aspecto não houve influência do sombreamento e os leitos operaram sobre condições semelhantes;
- Através da análise de metais pesados constatou-se que não há contaminação do esgoto por parte do pneu picado;
- Com exceção da DQO, em que o LC1 apresentou um desempenho melhor que o LC2, ambos os leitos apresentaram desempenhos estatisticamente equivalentes.
- A grande maioria dos estudos sobre leitos cultivados que fazem uso de modelos matemáticos propõe a utilização de modelos baseados em equações matemáticas simples. Existe uma grande dificuldade na utilização de modelos matemáticos mais complexos devido à pequena quantidade de estudos que investigam e/ou determinam a contribuição efetiva de cada um dos componentes que integram os leitos cultivados (forma, tipo de meio suporte, tipo de fluxo, planta e microorganismos) no processo de remoção de poluentes;
- O desenvolvimento deste trabalho contribuiu com o avanço dos estudos sobre leitos cultivados uma vez que e adaptou e utilizou o modelo proposto por MORENO-GRAU et al. (1996) para simular a dinâmica de remoção de coliformes totais e

fecais ao longo do tempo e ao longo do espaço em leitões cultivados com distintos tipos de meio suporte;

7. SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

Sugere-se que seja dada continuidade as investigações da viabilidade da utilização do pneu picado como meio suporte, observando-se as anotações apresentadas nos resultados e discussões.

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.

AGENDA 21. **Proteção da Qualidade e do Abastecimento dos Recursos Hídricos:** aplicação de critérios integrados no desenvolvimento, manejo e uso dos recursos hídricos. Rio de Janeiro, 1996. Disponível em: <http://www.agenda21.org.br/full/hidricos-full.htm> >. Acesso em março 2002.

AMENDOLA, M. Matemática aplicada e Computação científica II, jun dez,2001. Notas de aula.

AMENDOLA, M.; LADEIRA, S. S. Simulação Numérica do Processo de Redução de Coliformes Totais em Leitos Cultivados com Macrófitas. In: Congresso Nacional de Matemática Aplicada e Computacional (CNMAC), 23, 2000, Santos. Resumos. p 89.

AMENDOLA, M.; SOUZA, A. L. Mathematical Modelling and Numerical Simulation of the Pollutants Reduction at Constructed Wetland. In: Italian Congress of Computational Mechanics, XIV, And Ibero Latin American Congress on Computational Methods for Engineering, XXIII-CILANCE 2002, Giulianova-Italia, 24-26 de junho de 2002.

AZEVEDO NETTO, J. M. Lagoas de Estabilização. In: CETESB. Lagoas de Estabilização. 2ªed São Paulo, 1975. P 1-6.

BRAGON, R., SIQUEIRA, F. Governos vão cobrar taxa por uso de água, **Folha de São Paulo**, São Paulo, 24 jun. 2001. Caderno Folha Campinas, p. 5.

BREEN, P. F. A Mass Balance Method for Assessing the Potential of Artificial Wetlands for Wastewater Treatment. **Wat. Res.**, v.24, n. 6, p. 689-697, 1990

BURDEN, R. L.; FAIRES, J. D.; REYNOLDS, A.C. **Numerical Analysis**. 2.ed. Boston: PWS, 1981. 598p.

CETESB. **Resíduos Sólidos**: disposição de pneus em aterros. Disponível em:
< http://www.cetesb.sp.gov.br/Solo/solo_pneus.htm >. Acesso em março 2003.

CLESCERI, L. S. GREENBERG, A. E. EATON, A. D. Standard methods for the examination of water and wastewater. Washington, D.C. : American Public Health Association, 1998.

COLLAÇO, A. B. Avaliação do uso de pneu picado como meio suporte de leitos cultivados para o tratamento de esgoto sanitário. 2002 (Dissertação de Mestrado) FEAGRI- Faculdade de Engenharia Agrícola – UNICAMP, Campinas/SP, Campinas.

COOPER, B. E. **Statistics for Experimentalists**. 1ed. Londres: Pergamon, 1969. 336p.

CUNHA, M. C. C. **Métodos Numéricos**. 2ed. Campinas: Editora da Unicamp, 2000. 265p.

DAVIES, T.H.; COTTINGHAM, P.D. The use of constructed wetlands for treating industrial effluent (Textile Dyes). **Wat.Sci.Tech.** v.29, n.4, p.227-232, 1994.

FORTUNA, A. O. **Técnicas Computacionais para Dinâmica de Flúidos**: conceitos básicos e aplicações. 1ed. São Paulo: edUSP, 2000. 422p.

GRIFFIN, D. M.; BHATTARAI, R. R.; XIANG, H. Effect of temperature on biochemical oxygen demand removal in a subsurface flow wetland. **Water Environment Research**, v. 7, p. 475-482, 1999.

HUSSAR, G. J. Avaliação do desempenho de leitos cultivados no tratamento de águas residuárias de suinocultura. 2001. 118p. (Dissertação de Mestrado) FEAGRI- Faculdade de Engenharia Agrícola – UNICAMP, Campinas/SP, Campinas.

IMHOFF, K.; IMHOFF, K.R. **Manual de Tratamento de Águas Residuárias**. 26. Ed. São Paulo: Edgard Blucher, 1986. 301p.

JAMIESON, T. S.; STRATTON, G. W.; GORDON, R. M. A. Phosphorus adsorption characteristics of a constructed wetland soil receiving dairy farm wastewater. **Canadian Journal of Soil Science**, v. 82, p.97-104, fev 2002.

KADLEC, R.H. Phosphorus Uptake in Florida Marshes, **Water Science and Technology**. v.30, n.8, p.225-234, 1994.

KEMP, M. C.; GEORGE, D. B. Subsurface flow constructed wetlands treating municipal wastewater for nitrogen transformation and removal. **Water Environmental Research**, v. 69, p. 1254-1262, nov 1997.

KHATIWADA, N.R.; POLPRASERT, C. Assessment of effective specific surface area for free water surface constructed wetlands. **Water Science and Technology**, v 40, p. 83-89, ago 1999.

LONDE, L. R. Avaliação da eficiência da filtração lenta no tratamento de efluentes de leitões cultivados (Wetland). In: Workshop da Pós-Graduação Faculdade de Engenharia Agrícola UNICAMP, 3, 2000, Campinas. Caderno de Resumos. Campinas:FEAGRI, UNICAMP, 2000. 250p. p 41- 42.

LUNG, W. S.; LIGHT, R. N. Modelling copper removal in wetland ecosystems. **ECOL. MODEL**. v . 93, p. 89-100, 1996.

MANSOR, M. T. C. Uso de leito de macrofitas no tratamento de águas residuárias. 1998. 106p. (Dissertação de Mestrado) FEAGRI- Faculdade de Engenharia Agrícola – UNICAMP, Campinas/SP, Campinas.

METCALF & EDDY. **Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse**. 3ed, Mcgraw-Hill Inc, 1991,1334p.

MOORE, J. A. et al. Treating dairy flush water in a constructed wetland. In: International Symposium on Agricultural and Food Processing Wastes (ISAFPW95), 7, 1995, Chicago. Proceedings of the 7th International Symposium. ASAE.636p. p 74- 86.

MORENO-GRAU, S. et al. A mathematical model for wastewater stabilization ponds with macrophytes and microphytes. In: *Ecological Modelling*, vol. 91, p. 77-103, 1996.

MOURA, C. A. **Análise Funcional para Aplicações** - posologia. Rio de Janeiro: Ciência Moderna, 2002. 217 p.

MOUSTAFA, M.Z. Graphical representation of nutrient removal in constructed wetlands. **Wetlands**. v. 17, n. 4, p. 493-501, 1997.

NETO, B. B.; SCARMINIO, I. S.; BRUNS, R. E. Planejamento e Otimização de Experimentos. 2^a Ed. Campinas. Editora da UNICAMP. 1995. 299 p.

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

PNEUS como fonte de energia industrial. *Pesquisa FAPESP*, n.63, p. 54-55, abril, 2001.

POLPRASERT, C.; KHATIWADA, N.R.; BHURTEL, J. A model for organic matter removal in free water surface constructed wetland. **Water Science and Technology**. v.38, n.1, p.369-377, 1998.

REBOUÇAS, A.C. Água doce no mundo e no Brasil. In: REBOUÇAS, A. C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J.G. **Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação**.1ed. São Paulo: Escrituras, 1999. p 1-38.

RICHTMYER, R. D.,MORTON, K.W. **Difference methods for initial – value problems.** New York:Interscience – 1967.

RUGGIERO, M. A. G.; LOPES, V. L. R. **Cálculo Numérico:** aspectos teóricos e computacionais. 2ed. São Paulo: MAKRON Books, 1996. 406p.

SANSANAYUTH, P. et al. Shrimp pond effluent: pollution problems and treatment by constructed wetlands. **Water Science and Technology**, v 34, p. 93-98, jun 1996.

SILVA, H. K. S.; ALVES, R. F. F. O Saneamento das Águas no Brasil. In: ANEEL. **O Estado das Águas no Brasil:** Perspectivas de gestão e informação de recursos hídricos. Brasília, 1999. CD- ROM.

SPIELES, D. J.; MITSCH, W. J. The effects of season and hydrologic and chemical loading on nitrate retention in constructed wetlands: a comparison of low and high nutrient riverine systems. **Ecological Engineering**, v. 14, p. 77-91, 2000.

TANNER, C. C.; SUKIAS J. P. S.; UPSDELL, M. P. Organic matter accumulation during maturation of gravel-bed constructed wetlands treating farm dairy wastewaters. **Water-Research**, v. 32, p. 3046-3054, out 1998.

TOBIAS, A. C. T. Tratamento de resíduos da suinocultura : uso de reatores anaeróbicos seqüenciais seguido de leitos cultivados. 2002. 125p. (Tese de Doutorado) FEAGRI-Faculdade de Engenharia Agrícola – UNICAMP, Campinas/SP, Campinas.

TVCULTURA.Ciências. Água: um bem limitado. Disponível em: <<http://www.tvcultura.com.br/aloescola/ciencias/agua-bemlimitado/agua-bemlimitado2.htm>>.

Acesso em: 19outubro 2001.

USEPA. **Design Manual:** Contructed Wetlands and Aquatic Plant Systems for Municipal Wastewater Treatment. 1988

USEPA. **Wastewater Technology Fact Sheet:** freewater surface wetlands. 2000

VALENTIM, M. A. A. Avaliação do desempenho de leitos cultivados e desenvolvimento de métodos de suporte de decisão para projeto In: Workshop da Pós- Graduação Faculdade de Engenharia Agrícola UNICAMP, 3, 2000, Campinas. Caderno de Resumos. Campinas: FEAGRI, UNICAMP, 2000. 250p. p 43- 44.

VALENTIM, M. A. A. Uso de leitos cultivados no tratamento de efluente de tanque séptico modificado. 1999. 119p. (Dissertação de Mestrado) FEAGRI- Faculdade de Engenharia Agrícola – UNICAMP, Campinas/SP, Campinas.

VALENTIM, M. A. A.; AMENDOLA, M. Simulação Numérica da Dinâmica da Redução de *E.coli* em Leitos Cultivados: Um estudo de Caso. In: Congresso Ibero Latino-Americano em Métodos Computacionais em Engenharia (CILAMCE), 20,1999. São Paulo. Proceedings (CDROM).

VIEIRA, S. HOFFMANN, R. Estatística Experimental. 1ª Ed. São Paulo. Atlas. 1989. 179p

WARTCHOW, D. Princípios do tratamento biológico de esgoto. In: ECOS. Porto Alegre, 1995.p 5-6.

WONG, J. L.; GEIGER, R.T. Subsurface flow constructed wetlands treating municipal wastewater for nitrogen transformation and removal. **Water Environmental Research**, v. 69, p. 1254 1262, nov 1997.

WOOD, R. B.; McATAMNEY, C.F. “Constructed wetlands for wastewater treatment: the use of laterite in the bed medium in phosphorus and heavy metal removal”. *Hidrobiologia*, vol. 340, p.323-331,1996.

WOOD, S. L.; WHEELER, E. F.; BERGHAGE, R.D.; GRAVES,R.E. Temperature effects on wastewater nitrate removal in laboratory-scale constructed wetlands. **Transactions of the ASAE**, v. 42, p. 185-190, 1999.

TANNER, C. C.; SUKIAS, J.P.S.; UPSDELL, M.P. Relationships between loading rates and pollutant removal during maturation of gravel-bed constructed wetlands. **Journal of Environmental Quality**, v. 27, p. 448-458, mar 1998.

APÊNDICE 1

No que segue é apresentado o um estudo detalhado do modelo matemático proposto por MORENO GRAU et al. (1996).

A taxa de variação total de cada uma das variáveis do grupo dos organismos vivos dentro do sistema de leitos cultivados (r_{nx_i}) é descrita pela Equação (1a) como a soma de suas respectivas taxas de crescimento (r_{x_i}), de respiração (r_{r_i}), de mortalidade (r_{d_i}) e de sedimentação (r_{s_i}).

$$r_{nx_i} = r_{x_i} + r_{r_i} + r_{d_i} + r_{s_i} \quad i = (1, 2, 3, \dots, 6, 7) \quad (1a)$$

onde:

r_{nx_i} = taxa de variação total dentro do sistema ($\text{mg l}^{-1} \text{ dia}^{-1}$);

r_{x_i} = taxa de crescimento ($\text{mg l}^{-1} \text{ dia}^{-1}$);

r_{r_i} = taxa de respiração ($\text{mg l}^{-1} \text{ dia}^{-1}$);

r_{d_i} = taxa de mortalidade ($\text{mg l}^{-1} \text{ dia}^{-1}$);

r_{s_i} = taxa de sedimentação ($\text{mg l}^{-1} \text{ dia}^{-1}$);

onde as taxas de crescimento são descritas segundo a Equação 2a:

$$r_{x_i} = u_{\max_i} f_i(T) f_i(L) \frac{S}{K_s + S} \frac{S'}{K_{s'} + S'} \frac{S''}{K_{s''} + S''} \dots x_i \left(\frac{x_i}{\eta_{x_i}} \right) \quad (2a)$$

onde:

u_{\max_i} = taxa de crescimento máximo da célula x_i (dia^{-1});

$f_i(T)$ = função de correção da taxa de crescimento da célula x_i pela temperatura (-);

$f_i(L)$ = função de correção da taxa de crescimento da célula x_i pela intensidade de luz (-);

x_i = concentração de células x_i (mg l^{-1});

η_{x_i} = população máxima das células x_i (mg l^{-1}).

s, s', s'', \dots = concentrações dos substratos 1, 2, 3, ... (mg l^{-1});

$K_s, K_{s'}, K_{s''}, \dots$ = constantes de Michalis-Menten para os substratos 1,2,3... (mg l^{-1});

As demais taxas, respiração, mortalidade e sedimentação, representadas pelas Equações 3a, 4a e 5a respectivamente, são descritas através de cinética de primeira ordem.

$$r_{r_i} = -K_{r_{x_i}} x_i \quad (3a)$$

$$r_{d_i} = -K_{d_{x_i}} x_i \quad (4a)$$

$$r_{s_i} = -S_{x_i} x_i \quad (5a)$$

onde:

$K_{r_{x_i}}$ = constante cinética de respiração para células do tipo x_i (dia^{-1});

$K_{d_{x_i}}$ = constante cinética de mortalidade para células do tipo x_i (dia^{-1});

S_{x_i} = constante cinética de sedimentação para células do tipo x_i (dia^{-1});

Todos os parâmetros cinéticos têm uma seguem uma dependência do tipo de Arrhenius e foram corrigidas de acordo com a Equação 6a:

$$K = K_{20} \Theta^{T-20} \quad (6a)$$

onde:

K = constante cinética na temperatura T (dia^{-1});

K_{20} = constante cinética a 20°C (dia^{-1});

Para as bactérias em suspensão, B₁, a $\sum_{z=1}^{np} r_z$ corresponde a taxa de crescimento deste tipo de bactéria dentro do sistema (r_{nx}), desta forma:

$$\sum_{z=1}^4 r_z = r_{B_1x} + r_{B_1r} + r_{B_1d} + r_{B_1s} \quad (7a)$$

onde:

r_{B_1x} = taxa de crescimento das bactérias suspensas (mg l⁻¹ dia⁻¹);

r_{B_1r} = taxa de respiração das bactérias suspensas (mg l⁻¹ dia⁻¹);

r_{B_1d} = taxa de mortalidade das bactérias suspensas (mg l⁻¹ dia⁻¹);

r_{B_1s} = taxa de sedimentação das bactérias suspensas (mg l⁻¹ dia⁻¹);

A taxa de crescimento das bactérias fixas, r_{B_2x} , descrita pela Equação 1a, é descrita de acordo com a taxa de assimilação de matéria orgânica, considerando as concentrações dos substratos abaixo:

s = Matéria Orgânica (mg l⁻¹);

s' = O₂ (mg l⁻¹);

s'' = NH₃ (mg l⁻¹);

s''' = Fósforo Solúvel (mg l⁻¹);

Para as bactérias fixas, B₂, não faz sentido considerar-se a taxa de sedimentação, desta forma, a $\sum_{z=1}^{np} r_z$, representada pela Equação 8a, corresponde a soma das taxas de crescimento, respiração e mortalidade deste tipo de bactéria.

$$\sum_{z=1}^3 r_z = r_{B_2x} + r_{B_2r} + r_{B_2d} \quad (8a)$$

onde:

r_{B_2x} = taxa de crescimento das bactérias fixas ($\text{mg l}^{-1} \text{ dia}^{-1}$);

r_{B_2r} = taxa de respiração das bactérias fixas ($\text{mg l}^{-1} \text{ dia}^{-1}$);

r_{B_2d} = taxa de mortalidade das bactérias fixas ($\text{mg l}^{-1} \text{ dia}^{-1}$);

A taxa de crescimento das bactérias fixas, r_{B_2x} , descrita pela Equação 2a, é descrita de acordo com a taxa de assimilação de matéria orgânica, considerando as concentrações dos substratos abaixo:

s = Matéria Orgânica (mg l^{-1});

s' = O_2 (mg l^{-1});

s'' = NH_3 (mg l^{-1});

s''' = Fósforo Solúvel (mg l^{-1});

Para os fitoplanctons, F, a $\sum_{z=1}^{np} r_z$ corresponde a taxa de crescimento dentro do sistema (r_{nx}), desta forma:

$$\sum_{z=1}^4 r_z = r_{Fx} + r_{Fr} + r_{Fd} + r_{Fs} \quad (9a)$$

onde:

r_{Fx} = taxa de crescimento dos fitoplanctons ($\text{mg l}^{-1} \text{ dia}^{-1}$);

r_{Fr} = taxa de respiração dos fitoplanctons ($\text{mg l}^{-1} \text{ dia}^{-1}$);

r_{Fd} = taxa de mortalidade dos fitoplanctons ($\text{mg l}^{-1} \text{ dia}^{-1}$);

r_{Fs} = taxa de sedimentação dos fitoplanctons ($\text{mg l}^{-1} \text{ dia}^{-1}$);

A taxa de crescimento de fitoplanctons, r_{Fx} , descrita pela Equação 2a, é corrigida pela temperatura, através de $f(T)$, e pela intensidade luminosa, através de $f(L)$, e considera as concentrações dos substratos abaixo:

$s = \text{NH}_3$ (mg l^{-1});

$s' = \text{Fósforo Solúvel}$ (mg l^{-1});

Os zooplanctons (Z) tem a capacidade de se de se movimentar livremente dentro dos leitos, portanto, para este microorganismo, não faz sentido considerar-se a taxa de sedimentação, desta forma, a $\sum_{z=1}^{np} r_z$, representada pela Equação 10a, corresponde a soma das taxas de crescimento, respiração e mortalidade deste tipo de bactéria.

$$\sum_{z=1}^3 r_z = r_{Fx} + r_{Fr} + r_{Fd} \quad (10a)$$

onde:

r_{Zx} = taxa de crescimento dos zooplanctons ($\text{mg l}^{-1} \text{ dia}^{-1}$);

r_{Zr} = taxa de respiração dos zooplanctons ($\text{mg l}^{-1} \text{ dia}^{-1}$);

r_{Zd} = taxa de mortalidade dos zooplanctons ($\text{mg l}^{-1} \text{ dia}^{-1}$);

A taxa de crescimento dos zooplanctons, r_{Zx} , descrita pela Equação 2a, é corrigida pela temperatura, através de $f(T)$, e considera as concentrações dos substratos abaixo:

$s = \text{O}_2$ (mg l^{-1});

$s' = \text{NH}_3$ (mg l^{-1});

$s'' = \text{Fósforo Solúvel}$ (mg l^{-1});

Para as macrófitas, M , a $\sum_{z=1}^{np} r_z$ corresponde a taxa de crescimento dentro do sistema (r_{nx}), desta forma:

$$\sum_{z=1}^4 r_z = r_{Mx} + r_{Mr} + r_{Md} + r_{Ms} \quad (11a)$$

onde:

r_{Mx} = taxa de crescimento das macrófitas ($\text{mg l}^{-1} \text{ dia}^{-1}$);

r_{Mr} = taxa de respiração das macrófitas ($\text{mg l}^{-1} \text{ dia}^{-1}$);

r_{Md} = taxa de mortalidade das macrófitas ($\text{mg l}^{-1} \text{ dia}^{-1}$);

r_{Ms} = taxa de sedimentação das macrófitas ($\text{mg l}^{-1} \text{ dia}^{-1}$);

A taxa de crescimento das macrófitas, r_{Mx} , descrita pela Equação 2a, é corrigida pela temperatura, através de $f(T)$, e pela intensidade luminosa, através de $f(L)$, e considera as concentrações dos substratos abaixo:

$s = \text{NH}_3$ (mg l^{-1});

$s' = \text{Fósforo Solúvel}$ (mg l^{-1});

Segundo o autor, a concentração de matéria orgânica (MO) diminui com o aumento das taxas de crescimento das bactérias suspensas (B1) e fixas (B2). Desta forma, a $\sum_{z=1}^{np} r_z$ é descrita como:

$$\sum_{z=1}^2 r_z = -r_{B_1} - r_{B_2x} \quad (12a)$$

onde:

r_{B_1x} = taxa de crescimento das bactérias suspensas ($\text{mg l}^{-1} \text{ dia}^{-1}$);

r_{B_2x} = taxa de crescimento das bactérias fixas ($\text{mg l}^{-1} \text{ dia}^{-1}$);

De acordo com o autor, a concentração de nutrientes no leito cultivado é influenciada pelos seguintes processos: mineralização, consumo depósito e suspensão dos

sedimentos. Desta forma a $\sum_{z=1}^{np} r_z$ para o nitrogênio orgânico (NO) é descrita como:

$$\sum_{z=1}^4 r_z = -\alpha_N NO + T_{B_1} (r_{B_1s} - r_{B_1d}) - T_{B_2} r_{B_2d} + T_F (r_{Fs} - r_{Fd}) - T_Z r_{Zd} + T_M (r_{Ms} - r_{Md}) \quad (12a)$$

onde:

α_N = taxa mínima de remoção a 20° C (dia^{-1});

NO = concentração de nitrogênio orgânico (mg l^{-1});

$T_{B_1}, T_{B_2}, T_F, T_Z, T_M$ = coeficiente estequiométrico (mg/mg);

r_{B_1s} = taxa de sedimentação para bactérias suspensas ($\text{mg l}^{-1} \text{ dia}^{-1}$);

r_{B_1d} = taxa de mortalidade das bactérias suspensas ($\text{mg l}^{-1} \text{ dia}^{-1}$);

r_{B_2d} = taxa de mortalidade das bactérias fixas ($\text{mg l}^{-1} \text{ dia}^{-1}$);

r_{Fs} = taxa de sedimentação para fitoplanctons ($\text{mg l}^{-1} \text{ dia}^{-1}$);

r_{Fd} = taxa de mortalidade das fitoplanctons ($\text{mg l}^{-1} \text{ dia}^{-1}$);

r_{Zd} = taxa de mortalidade dos zooplanctons ($\text{mg l}^{-1} \text{ dia}^{-1}$);

r_{Ms} = taxa de sedimentação para macrófitas ($\text{mg l}^{-1} \text{ dia}^{-1}$);

r_{Md} = taxa de mortalidade das macrófitas ($\text{mg l}^{-1} \text{ dia}^{-1}$);

Pela Equação 12a, pode-se notar que, segundo o autor, a concentração de nitrogênio orgânico, dentro dos leitos cultivados de fluxo superficial aumenta com a sedimentação de bactérias suspensas, de fitoplanctons e das macrófitas, e diminui com a morte das bactérias, suspensas e fixas, dos fitoplanctons dos zooplanctons e das macrófitas.

A $\sum_{z=1}^{np} r_z$ para o nitrogênio amoniacal (NA) é descrita como:

$$\sum_{z=1}^4 r_z = -\alpha_{NA} NA + T_{B_1} (r_{B_1s} - r_{B_1d}) - T_{B_2} r_{B_2d} + T_F (r_{Fs} - r_{Fd}) - T_Z r_{Zd} + T_M (r_{Ms} - r_{Md}) \quad (13a)$$

onde:

α_{NA} = taxa mínima de remoção a 20° C (dia⁻¹);

NO = concentração de nitrogênio orgânico (mg l⁻¹);

$T_{B_1}, T_{B_2}, T_F, T_Z, T_M$ = coeficiente estequiométrico (mg/mg);

r_{B_1s} = taxa de sedimentação para bactérias suspensas (mg l⁻¹ dia⁻¹);

r_{B_1d} = taxa de mortalidade das bactérias suspensas (mg l⁻¹ dia⁻¹);

r_{B_2d} = taxa de mortalidade das bactérias fixas (mg l⁻¹ dia⁻¹);

r_{Fs} = taxa de sedimentação para fitoplanctons (mg l⁻¹ dia⁻¹);

r_{Fd} = taxa de mortalidade das fitoplanctons (mg l⁻¹ dia⁻¹);

r_{Zd} = taxa de mortalidade dos zooplanctons (mg l⁻¹ dia⁻¹);

r_{Ms} = taxa de sedimentação para macrófitas (mg l⁻¹ dia⁻¹);

r_{Md} = taxa de mortalidade das macrófitas (mg l⁻¹ dia⁻¹);

Pela Equação 13a, pode-se notar que, segundo o autor, a concentração de nitrogênio amoniacal dentro dos leitos cultivados de fluxo superficial, assim como a concentração de

nitrogênio orgânico, aumenta com a sedimentação de bactérias suspensas, de fitoplanctons e das macrófitas, e diminui com a morte das bactérias, suspensas e fixas, dos fitoplanctons dos zooplanctons e das macrófitas.

A $\sum_{z=1}^{np} r_z$ para o fósforo orgânico (PO) é descrita como:

$$\sum_{z=1}^4 r_z = -\alpha_P NO + \Psi_{B_1} (r_{B_1s} - r_{B_1d}) - \Psi_{B_2} r_{B_2d} + \Psi_F (r_{Fs} - r_{Fd}) - \Psi_Z r_{Zd} + \Psi_M (r_{Ms} - r_{Md}) \quad (14a)$$

onde:

α_P = taxa mínima de remoção a 20° C (dia⁻¹);

NO = concentração de nitrogênio orgânico (mg l⁻¹);

Ψ'_{B_1} , Ψ'_{B_2} , Ψ'_F , Ψ'_Z , Ψ'_M = coeficiente estequiométrico (mg/mg);

r_{B_1s} = taxa de sedimentação para bactérias suspensas (mg l⁻¹ dia⁻¹);

r_{B_1d} = taxa de mortalidade das bactérias suspensas (mg l⁻¹ dia⁻¹);

r_{B_2d} = taxa de mortalidade das bactérias fixas (mg l⁻¹ dia⁻¹);

r_{Fs} = taxa de sedimentação para fitoplanctons (mg l⁻¹ dia⁻¹);

r_{Fd} = taxa de mortalidade das fitoplanctons (mg l⁻¹ dia⁻¹);

r_{Zd} = taxa de mortalidade dos zooplanctons (mg l⁻¹ dia⁻¹);

r_{Ms} = taxa de sedimentação para macrófitas (mg l⁻¹ dia⁻¹);

r_{Md} = taxa de mortalidade das macrófitas (mg l⁻¹ dia⁻¹);

De acordo com o autor, a concentração de fósforo orgânico dentro dos leitos é afetada pelos mesmos processos que a concentração de nitrogênio orgânico, os quais já foram anteriormente descritos.

Segundo o autor, a concentração de oxigênio dissolvido (OD) dentro dos leitos cultivados de fluxo superficial é determinada pelo consumo do oxigênio pelo metabolismo das bactérias aeróbicas, fixas e suspensas, pela geração e consumo de oxigênio pelos processos de fotossíntese e respiração dos fitoplanctons, pelo consumo de oxigênio pelos zooplanctons e pelo processo de re-oxigenação pela interface entre a superfície da água e a atmosfera. Desta forma, a $\sum_{z=1}^{np} r_z$ é descrita como:

$$\sum_{z=1}^{10} r_z = \frac{K_L (C_s - C)}{d} - \alpha_{B_1} (r_{B_1x} + r_{B_1r}) - \alpha_{B_2} (r_{B_2x} + r_{B_2r}) + \alpha_F (r_{Fx} + r_{Fr}) - \alpha_{B_2} (r_{Zx} + r_{Zr}) \quad (15a)$$

onde:

K_L = coeficiente de transferência interfacial (m dia⁻¹);

C_s = concentração de oxigênio dissolvido saturado (mg l⁻¹);

C = concentração de oxigênio dissolvido (mg l⁻¹);

d = profundidade (m);

α_{B_1} = taxa de consumo de oxigênio pelo metabolismo das bactérias suspensas (mg /mg);

r_{B_1x} = taxa de crescimento das bactérias suspensas (mg l⁻¹ dia⁻¹);

r_{B_1r} = taxa de respiração das bactérias suspensas (mg l⁻¹ dia⁻¹);

α_{B_2} = taxa de consumo de oxigênio pelo metabolismo das bactérias fixas (mg /mg);

r_{B_2x} = taxa de crescimento das bactérias fixas (mg l⁻¹ dia⁻¹);

r_{B_2r} = taxa de respiração das bactérias fixas (mg l⁻¹ dia⁻¹);

α_F = taxa de consumo de oxigênio pelo metabolismo dos fitoplanctons (mg /mg);

r_{Fx} = taxa de crescimento dos fitoplanctons ($\text{mg l}^{-1} \text{ dia}^{-1}$);

r_{Fr} = taxa de respiração dos fitoplanctons ($\text{mg l}^{-1} \text{ dia}^{-1}$);

α_Z = taxa de consumo de oxigênio pelo metabolismo dos zooplanctons (mg /mg);

r_{Zx} = taxa de crescimento dos zooplanctons ($\text{mg l}^{-1} \text{ dia}^{-1}$);

r_{Zr} = taxa de respiração dos zooplanctons ($\text{mg l}^{-1} \text{ dia}^{-1}$);

No caso dos coliformes totais (CT) e fecais (CF), o modelo proposto pelo autor descreve o tempo de persistência dentro do sistema, portanto, a $\sum_{z=1}^{np} r_z$ apresentada nas Equações 16a e 20a corresponde, respectivamente, a taxas de mortalidade destes microrganismos.

$$\sum_{z=1}^1 r_z = r_{CTd} \quad (16a)$$

$$\sum_{z=1}^1 r_z = r_{CFd} \quad (20a)$$

onde r_{CTd} e r_{CFd} são respectivamente as taxas de mortalidade dos coliformes totais e fecais.

Note que, de acordo com o que foi apresentado na página 40, neste estudo tanto r_{ctd} quanto r_{ctf} serão expressos em NMP/100ml.

APÊNDICE 2

PROGRAMA COMPUTACIONAL PARA A SIMULAÇÃO NUMÉRICA DA REMOÇÃO DE COLIFORMES TOTAIS E FECAIS NO SISTEMA DE LEITOS CULTIVADOS (MATLAB 6.1)

(1) DEFININDO A CONDIÇÃO DE CONTORNO

DADOS DE ENTRADA:

Ca = condição de contorno no lado esquerdo [NMP/100ML];

Cb = condição de contorno no lado direito [NMP/100ML];

(2) MALHA ESPACIAL

DEFINIÇÃO DAS VARIÁVEIS:

xmin = limite inferior da malha espacial [m];

xmax = limite superior da malha espacial [m];

nelem = número de intervalos [-];

npontos = numero de pontos da malha espacial [-];

ndim = dimensão do sistema linear [-];

h = distância entre os pontos da malha espacial [m];

x= malha espacial [m];

DADOS DE ENTRADA:

xmin;

xmax;

nelem;

FAÇA:

npontos = nelem+1;

ndim = nelem-1;

h=(xmax-xmin)/nelem;

x=(xmin+h, xmin+2h, ..., xmax-h, xmax);

(3) MALHA TEMPORAL

DEFINIÇÃO DAS VARIÁVEIS:

tmax = limite superior do intervalo de tempo [t];

ntemp = numero de pontos na malha temporal [-];

delta = distância entre os pontos da malha temporal [t];

DADOS DE ENTRADA:

tmax;

ntemp;

FAÇA:

delta= tmax/ntemp;

(4) CARACTERÍSTICAS DO LEITO

DEFINIÇÃO DAS VARIÁVEIS:

tdh= tempo de detenção hidráulica [dias];

l= largura [m];

ha= altura [m];

comp= comprimento [m];

Qd= vazão [m³/dia];

a=área da seção transversal [m²];

mi = velocidade média do afluente [m/dia];

DADOS DE ENTRADA:

tdh;

l;

ha;

comp;

FAÇA:

$Qd = (l * comp * ha) / tdh$;

$a = l * ha \text{ (m}^2\text{)}$;

$m_i = Qd/a$;

(5) **COEFICIENTE DE ADVECÇÃO D_x**

DEFINIÇÃO DAS VARIÁVEIS:

K = coeficiente de dispersão [-];

n = coeficiente de rugosidade de Manning [-];

m_i = velocidade média do afluente [m/dia];

D_x = coeficiente de advecção [m²/dia];

K_{cf} = taxa de mortalidade dos coliformes totais e fecais [-];

DADOS DE ENTRADA:

K ;

n ;

m_i ;

K_{cf} ;

FAÇA:

$D_x = 3.134 * K * n * m_i * (h_a^{5/6})$;

(6) **CONDIÇÃO INICIAL**

DEFINIÇÃO DAS VARIÁVEIS:

C₀ = condição inicial

Cold = matriz para guardar os resultados dos passos anteriores

FAÇA:

$C_0(1,1) = C_a$;

Para $i=2$ até npontos-1

Faça:

$C_0(i,1) = C_a$;

Fim

$C_0(npontos,1) = C_b$;

$Cold(:,1) = C_0$;

(7) CONSTRUÇÃO DO SISTEMA LINEAR (TRIDIAGONAL)

DEFINIÇÃO DAS VARIÁVEIS:

Diag= diagonal principal

Sup= Diagonal Superior

Sub =Diagonal inferior

(7.1) CONSTRUÇÃO DA MATRIZ A

(7.1.1) DIAGONAL PRINCIPAL

Para i=1 até ndim

Faça:

$$\text{Diag}(i,1)=2*Dx*\delta + m_i*\delta*h+h*h;$$

Fim

(7.1.2) DIAGONAL SUPERIOR

Para i=1 até ndim-1

Faça:

$$\text{Sup}(i,1)= -\delta*Dx;$$

Fim

(7.1.3) DIAGONAL INFERIOR

Para i=1 até ndim-1

Faça:

$$\text{Sub}(i,1)=-\delta*Dx-m_i*\delta*h;$$

Fim

Para i=1 até ndim-1

Faça:

$A(i+1,i) = \text{Sub}(i,1);$
 $A(i,i+1) = \text{Sup}(i,1);$
 $A(i,i) = \text{Diag}(i,1);$
 Fim
 $A(\text{ndim},\text{ndim}) = \text{Diag}(\text{ndim},1);$

(7.2) CONSTRUCAO DO VETOR B

Para $i=1$ até ndim
 Faça
 $b(i,1) = \text{Cold}(i+1) * (h * h - K_{cf} * \text{delta} * h * h);$
 Fim
 $b(1,1) = b(1,1) + C_a * (D_x * \text{delta} + m_i * \text{delta} * h);$
 $b(\text{ndim},1) = b(\text{ndim},1) + C_b * D_x * \text{delta};$

RESOLVENDO O SISTEMA $AX=B$

U_{mat} = matriz com as concentrações dos coliformes
 Sol = solução do sistema a cada passo do tempo;

Para $k_0 = 1$ até $\text{ndim}-1$
 Faça
 $\text{Diag}(k_0+1) = \text{Diag}(k_0+1) - (\text{Sub}(k_0)/\text{Diag}(k_0)) * \text{Sup}(k_0);$
 Fim

Para $j = 2$ até $n_{temp}+1$
 Faça (1)
 Para $k_1 = 1$ até $\text{ndim}-1$
 Faça (2)

```

    b(k1+1)= b(k1+1)-(Sub(k1)/Diag(k1))*b(k1);
Fim (2)
Sol(ndim,1)=b(ndim)/Diag(ndim);
Para k2 =ndim-1 até 1
    Faça (3)
        Sol(k2,1)=(b(k2)-Sup(k2)*Sol(k2+1))/Diag(k2);
    Fim(3)
Cold(2:nelem,j)=Sol;
Para i=1até ndim
    Faça (4)
        b(i,1)= Cold(i+1,j)*(h*h-Kcf*delta*h*h);
    Fim(4)
b(1,1)=b(1,1)+Ca*(Dx*delta+mi*delta*h);
b(ndim,1)=b(ndim,1)+Cb*Dx*delta;
Fim (1)
Umat=Cold;
Umat(1,:)=Ca;
Umat(npontos,:)=Cb;

```

ANEXO 1

Dados Climáticos- mês de Abril.

Abril

Dia	Evaporação (mm)	Chuva (mm)	Tmax (C)	Tmin (C)
1	3,9	-	32,2	15,6
2	3,9	-	32,0	18,4
3	2,3	-	31,0	19,2
4	2,4	1,6	28,4	18,2
5	3,0	-	28,8	16,6
6	2,4	-	30,2	16,4
7	1,4	5,6	28,1	17,2
8	2,4	2,8	27,8	14,2
9	4,2	-	27,8	15,6
10	3,8	-	30,0	15,8
11	3,3	-	30,4	16,2
12	4,0	-	31,4	16,2
13	3,2	-	29,4	17,9
14	2,7	-	29,0	18,2
15	2,6	-	31,2	17,4
16	3,2	-	32,0	16,6
17	3,1	-	31,4	17,0
18	3,2	-	31,4	17,2
19	2,8	-	31,4	19,2
20	4,2	-	30,4	17,0
21	3,3	-	28,8	17,4
22	2,7	-	28,2	19,2
23	2,9	-	30,1	16,0
24	3,4	-	30,9	16,2
25	3,4	-	30,1	15,2
26	3,5	-	31,0	14,9
27	3,2	-	29,2	15,6
28	2,3	-	30,1	17,9
29	4,3	-	30,4	12,6
30	4,2	-	29,8	17,4

Tmax = temperatura máxima

Tmin = temperatura mínima

* = coleta de dados

Dados Climáticos- mês de Maio.

Maio					
Dia	Evaporação (mm)	Chuva (mm)	Tmax (C)	Tmin (C)	
1	1,9	4,2	26,6	19,2	
2	3,2	-	29,4	15,5	
3	1,4	3,7	27,0	16,2	
4	2,2	0,3	27,0	16,4	
5	1,9	-	27,6	16,2	
6	1,5	-	21,4	17,8	
7	1,7	-	27,8	16,0	
8	2,2	-	27,2	16,1	
9	1,8	-	25,0	16,8	
10	2,4	-	28,0	15,0	
11	2,6	-	27,6	16,1	
12	4,0	-	29,6	15,8	
13	2,2	-	29,8	14,6	
14	3,0	-	29,6	14,8	
15	3,6	1,4	29,0	14,4	
16	1,9	7,7	25,0	13,8	
17	2,3	-	27,2	14,0	
18	3,0	-	29,4	14,8	
19	0,3	-	19,2	15,4	
20	1,4	-	25,0	14,8	
21	1,0	24,2	22,0	15,0	
22	2,3	15,6	19,5	15,1	
23	1,7	-	20,8	14,1	
24	2,2	-	20,3	12,2	
25	2,3	-	21,8	10,1	
26	2,2	-	24,0	9,8	
27	2,0	-	25,4	10,4	
28	2,6	-	25,6	9,2	
29	2,5	-	23,8	9,8	
30	2,4	-	25,2	10,8	
31	1,6	-	24,6	11,4	

Tmax = temperatura máxima

Tmin = temperatura mínima

Dados Climáticos- mês de Junho.

Junho					
Dia	Evaporação (mm)	Chuva (mm)	Tmax (C)	Tmin (C)	
1	1,6	-	25,3	15,0	
2	2,7	-	27,0	14,3	
3	2,5	-	26,6	12,2	
4	3,6	-	27,9	12,2	
5	3,6	-	28,0	12,8	
6	3,2	-	26,8	13,1	
7	3,8	-	27,1	13,1	
8	3,3	-	28,0	11,2	
9	3,3	-	27,9	12,2	
10	3,1	-	27,9	16,1	
11	2,6	-	27,6	16,1	
12	2,7	-	28,1	14,2	
13	2,8	-	28,1	14,8	
14	2,6	-	29,0	13,4	
15	2,0	-	23,0	15,4	
16	2,2	-	27,2	15,6	
17	2,6	-	26,8	14,8	
18	4,3	-	26,4	10,8	
19	3,1	-	28,2	12,4	
20	2,3	-	27,8	14,2	
21	2,6	-	26,8	12,0	
22	2,6	-	22,2	13,2	
23	2,1	-	21,6	13,6	
24	2,6	-	24,8	11,4	
25	2,3	-	22,4	12,2	
26	2,1	-	24,0	12,4	
27	2,4	-	27,2	12,4	
28	3,8	-	27,4	13,2	
29	3,3	-	27,4	11,2	
30	3,6	-	27,6	11,4	

Tmax = temperatura máxima

Tmin = temperatura mínima

ANEXO 2

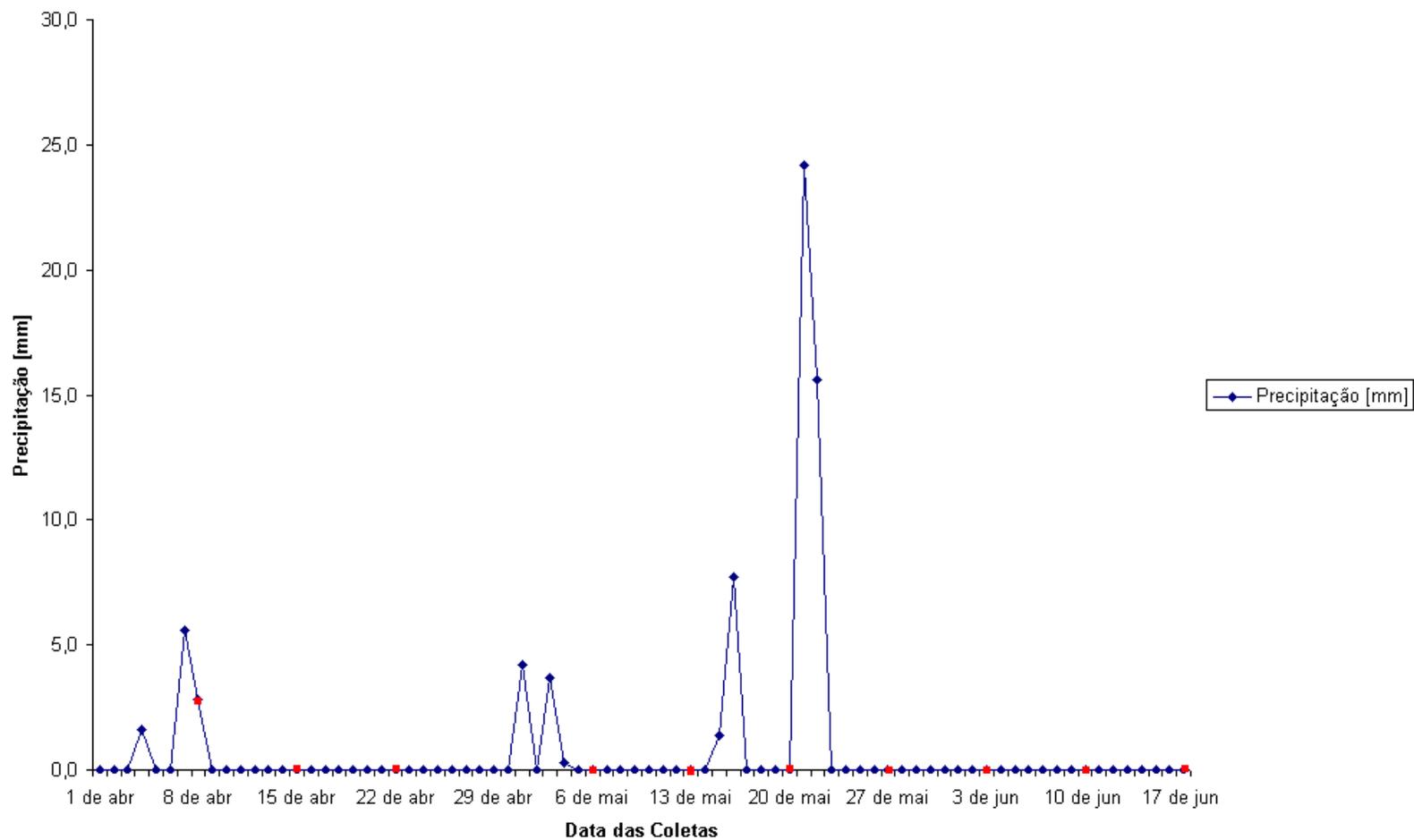


Figura 57: Precipitação Durante o Período Amostral.

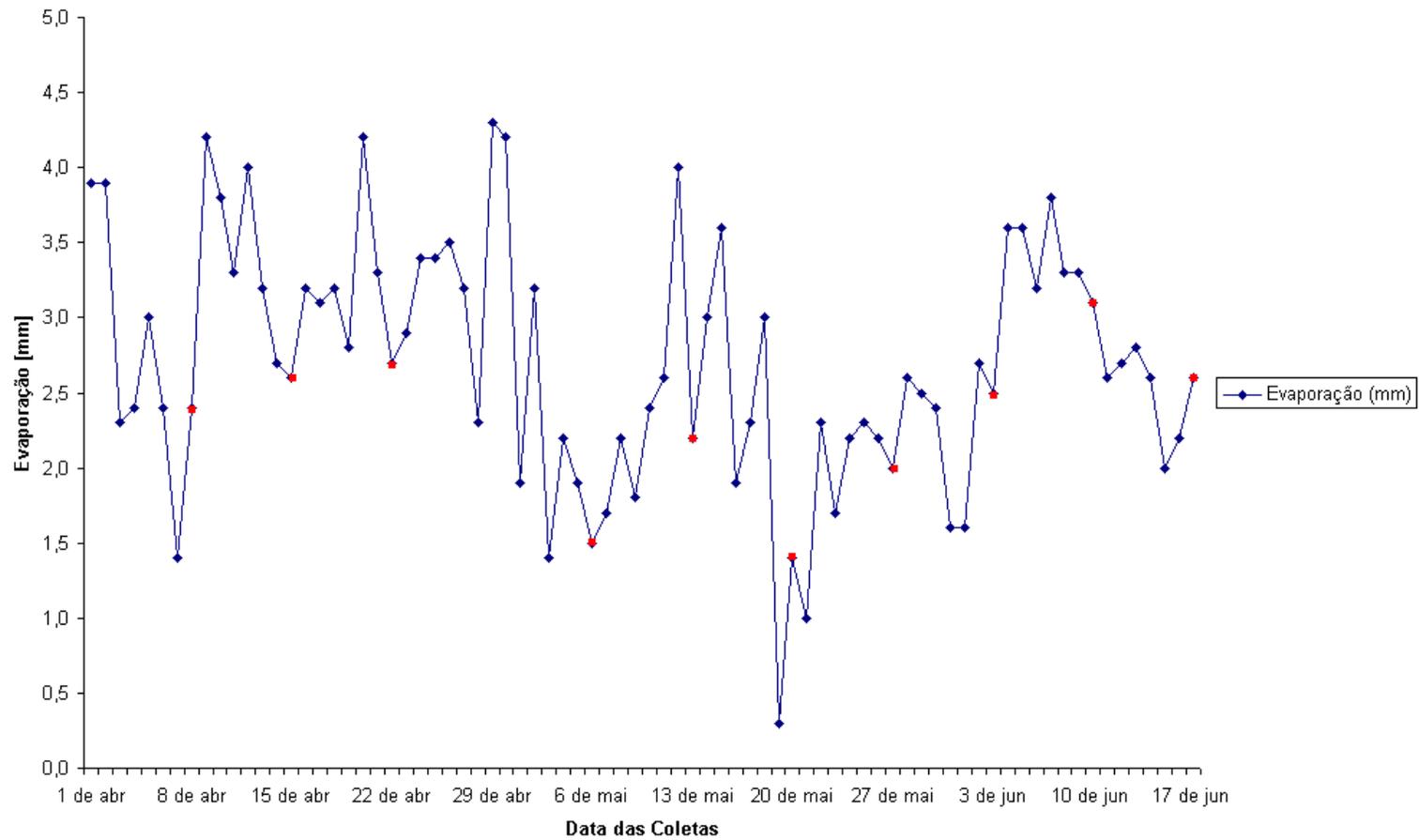


Figura 58: Transpiração Durante o Período Amostral.

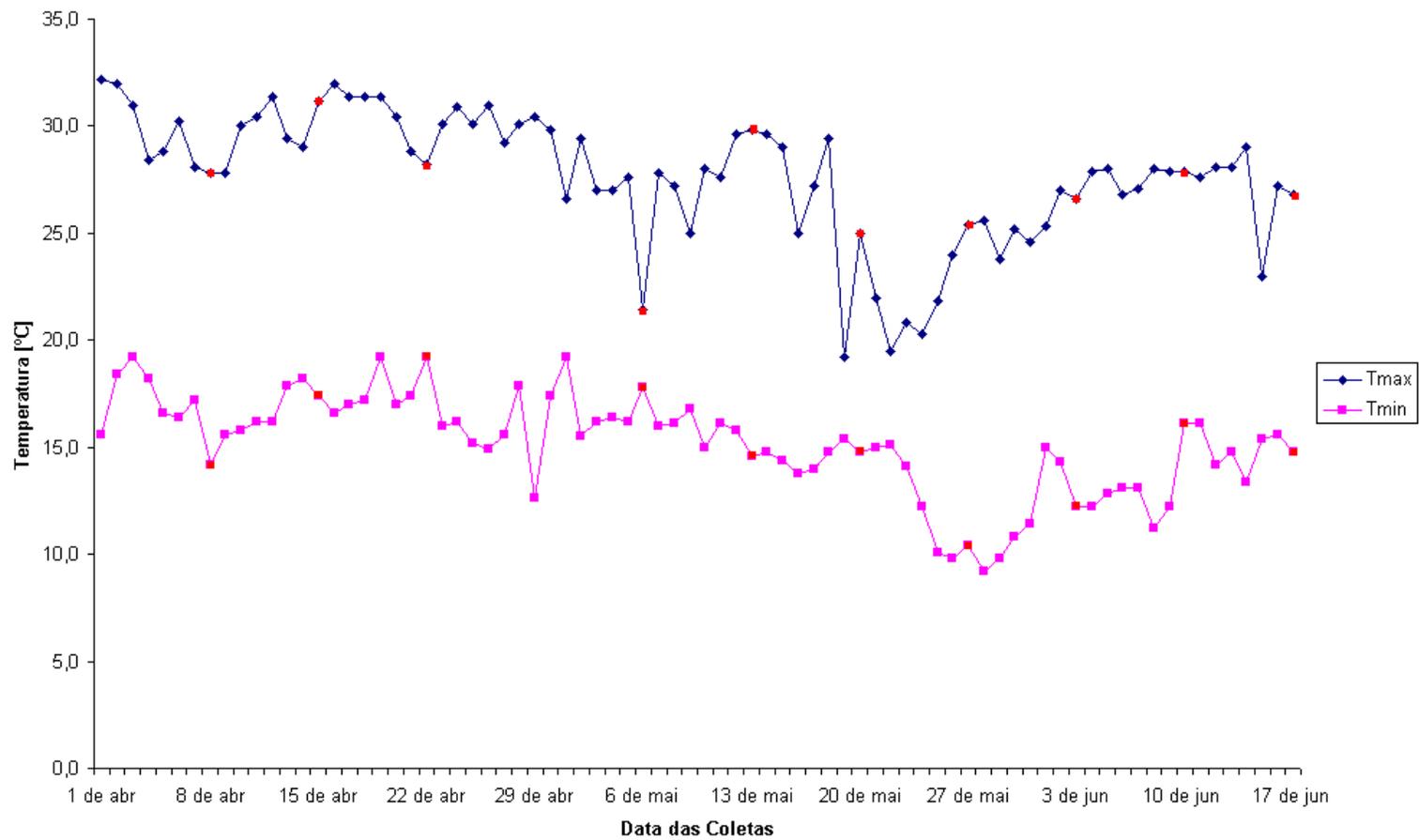


Figura 59: Temperatura Máxima e Mínima Durante o Período Amostral.