



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA
DE PRODUÇÃO**

**MODELAGEM MATEMÁTICA DE NITROGÊNIO E FÓSFORO EM
LAGOAS FACULTATIVAS E DE AGUAPÉS PARA TRATAMENTO DE
DEJETOS DE SUÍNOS**

**TESE SUBMETIDA À UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA PARA A
OBTENÇÃO DO TÍTULO DE DOUTOR EM ENGENHARIA DE PRODUÇÃO**

CLADIR TERESINHA ZANOTELLI

ORIENTADORA: REJANE HELENA RIBEIRO DA COSTA

**FLORIANÓPOLIS, JUNHO DE 2002
SANTA CATARINA - BRASIL**

**MODELAGEM MATEMÁTICA DE NITROGÊNIO E FÓSFORO EM
LAGOAS FACULTATIVAS E DE AGUAPÉS PARA TRATAMENTO DE
DEJETOS DE SUÍNOS**

CLADIR TERESINHA ZANOTELLI

**Esta Tese foi julgada para a obtenção do título de DOUTOR EM ENGENHARIA
DE PRODUÇÃO e aprovada em sua forma final pelo programa de Pós-
Graduação**

**Ricardo Miranda Barcia, Ph.D.
Coordenador do Curso**

Banca Examinadora:

**Rejane Helena Ribeiro da Costa, Dra.
Orientadora**

**Marat Rafikov, Dr.
Co-orientador**

**Davide Franco, Dr.
Prof. visitante ENS/UFSC**

**Carlos Cláudio Perdomo, Dr.
examinador externo,
pesquisador EMBRAPA/CNPISA**

**Waldir Medri, Dr.
examinador externo
UEL, Londrina,Pr**

**Paulo Belli Filho, Dr.
Moderador**

Dedico este trabalho a meus amores:

Narcizo e Tereza, meus pais.

Mariana, filha e sentido de vida.

Jandir, esposo e amigo.

AGRADECIMENTOS

À profa. Rejane Helena Ribeiro da Costa, orientadora do trabalho, exemplo profissional e grande amiga.

Ao prof. Marat Rafikov, co-orientador, pessoa que admiro a cada etapa que vencemos juntos.

À Banca Examinadora: Davide Franco, Carlos Cláudio Perdomo, Waldir Medri e Paulo Belli Filho, pelas sugestões e considerações que engrandeceram o trabalho.

À Universidade Federal de Santa Catarina - UFSC e aos professores do Programa de Pós-Graduação em Engenharia da Produção pela oportunidade de participar do programa e compartilhar dos conhecimentos do corpo docente.

À Universidade do Contestado – UnC, Unidade Universitária de Concórdia por proporcionarem o apoio financeiro e confiarem no meu trabalho de docência e pesquisa.

À Embrapa Suínos e Aves- Concórdia, aos pesquisadores e funcionários pelo apoio na parte experimental.

À Magda, pelo carinho e amizade.

Ao meu esposo e minha filha pela dedicação e amor sempre presentes.

Aos meus familiares pelo apoio e incentivo.

Aos meus colegas e amigos pelo companheirismo.

Enfim, muito obrigada a todos que acreditaram e participaram de mais esta etapa importante de minha vida!!!

SUMÁRIO

CAPÍTULO 1

| | |
|--|-----------|
| 1. Introdução..... | 01 |
| 1.1. Evolução Histórica da Suinocultura no Brasil e em Santa Catarina..... | 01 |
| 1.2. A suinocultura e o Meio Ambiente- Desenvolvimento de Pesquisas..... | 05 |
| 1.3. Objetivos do trabalho..... | 06 |
| 1.3.1. Objetivo geral..... | 06 |
| 1.3.1. Objetivos específicos..... | 07 |
| 1.4. Linhas de pesquisa..... | 07 |
| 1.5. Hipótese e Justificativa..... | 07 |
| 1.5.1. Hipótese | 07 |
| 1.5.2. Justificativa | 08 |
| 1.6.Limitações e delimitações do trabalho..... | 09 |
| 1.7.Estrutura do trabalho..... | 09 |

CAPÍTULO 2

| | |
|---|-----------|
| 2. Revisão de Literatura..... | 10 |
| 2.1. Produção de dejetos de suínos..... | 10 |
| 2.2. Problemas relativos à presença de nutrientes (Nitrogênio e Fósforo) nos dejetos de suínos..... | 12 |
| 2.3. Lagoas de estabilização..... | 14 |
| 2.3.1. Lagoas anaeróbias..... | 16 |
| 2.3.2. Lagoas facultativas..... | 18 |
| 2.3.3. Lagoas de maturação e lagoas de aguapés..... | 20 |
| 2.3.4. Lagoas com chicanas..... | 22 |
| 2.4. Lagoas aeradas mecanicamente..... | 24 |
| 2.5. Ocorrência de algas em lagoas de estabilização..... | 25 |
| 2.5.1. Gêneros de algas mais freqüentes em lagoas de estabilização..... | 26 |
| 2.5.1.1. Algas verdes..... | 26 |
| 2.5.1.2. Algas azuis..... | 27 |
| 2.5.1.3. Diatomáceas..... | 28 |
| 2.5.2. Desenvolvimento das algas em lagoas..... | 28 |
| 2.6. Modelagem dos sistemas de lagoas de estabilização..... | 31 |
| 2.6.1. Modelo da dinâmica do Nitrogênio em lagoas de estabilização..... | 32 |

CAPÍTULO 3

| | |
|--|----|
| 3. Material e Métodos | 39 |
| 3.1. Sistemas experimentais..... | 39 |
| 3.1.1. Sistema de lagoas em escala real..... | 39 |
| 3.1.2. Sistema de lagoas facultativas com chicanas em escala piloto..... | 42 |
| 3.1.3. Alimentação e monitoramento das lagoas..... | 45 |
| 3.1.3.1 Coletas do lodo..... | 47 |
| 3.2. Modelos matemáticos..... | 48 |
| 3.2.1. Sistema de equações para lagoas com n chicanas..... | 48 |
| 3.2.2. Formulação do problema de controle ótimo para a lagoa de aguapés..... | 49 |
| 3.3. Elaboração dos programas computacionais..... | 50 |
| 3.3.1. Programas da elaboração de dados estatísticos..... | 51 |
| 3.4. Tratamento estatístico dos dados..... | 51 |

CAPÍTULO 4

| | |
|---|----|
| 4. Apresentação e Análise dos Resultados | 53 |
| 4.1. Avaliação do sistema em escala real | 53 |
| 4.1.1. Desempenho do sistema de tratamento..... | 53 |
| 4.1.2. Evolução temporal dos principais parâmetros analisados..... | 57 |
| 4.1.3. Estatística descritiva do processo..... | 60 |
| 4.1.4. Avaliação dos compartimentos da lagoa facultativa com chicanas..... | 63 |
| 4.1.5. Lagoa facultativa com aeração..... | 67 |
| 4.1.6. Análise dos lodos das lagoas anaeróbias e facultativa..... | 75 |
| 4.1.6.1. Lodos das lagoas anaeróbias..... | 75 |
| 4.1.6.2. Análise dos lodos da lagoa facultativa com chicanas..... | 76 |
| 4.1.6.3. Análise dos lodos da lagoa facultativa com aeração..... | 77 |
| 4.2. Ocorrência de algas nas lagoas facultativas..... | 78 |
| 4.2.1. Análises das algas..... | 79 |
| 4.2.2. Quantificação da biomassa algal..... | 83 |
| 4.3. Análise Fatorial – Análise de Componentes Principais (ACP)..... | 85 |
| 4.3.1. Análise de Componentes Principais (ACP) para a Lagoa Anaeróbia 1..... | 85 |
| 4.3.2. Análise de Componentes Principais (ACP) para a Lagoa Anaeróbia 2..... | 87 |
| 4.3.3. Análise de Componentes Principais (ACP) para a Lagoa Facultativa com chicanas..... | 89 |
| 4.3.4. Análise de Componentes Principais (ACP) para a Lagoa de Aguapés..... | 92 |

CAPÍTULO 5

| | |
|---|-----|
| 5. Apresentação da Modelagem Matemática | 97 |
| 5.1 Discussão do modelo proposto..... | 97 |
| 5.1.1 Modelagem das lagoas facultativas com n chicanas | 98 |
| 5.1.2 Modelagem das Lagoas facultativas com chicanas..... | 101 |
| 5.1.3 Modelagem do desempenho do Nitrogênio total Kjeldhal para a lagoa facultativa piloto 1..... | 101 |
| 5.1.4 Modelagem do Nitrogênio total Kjeldhal para as demais lagoas..... | 104 |
| 5.1.5 Representação gráfica das curvas do Nitrogênio total Kjeldhal..... | 105 |
| 5.2 Modelagem do Fósforo total..... | 108 |
| 5.2.1 Representação gráfica das curvas do Fósforo total..... | 109 |
| 5.3. Simulações computacionais para diferentes valores de concentração afluyente..... | 111 |
| 5.4. Modelo Matemático da lagoa de aguapés..... | 114 |
| 5.4.1. Resultados da modelagem..... | 117 |
| 5.4.2. Confirmação do modelo..... | 120 |

CAPÍTULO 6

| | |
|---|-----|
| 6. Conclusões e Recomendações | 122 |
| 6.1. Conclusões..... | 122 |
| 6.1.1. Desempenho do sistema de tratamento..... | 122 |
| 6.1.2. Modelagem das lagoas..... | 123 |
| 6.2. Recomendações..... | 124 |

CAPÍTULO 7

| | |
|---|-----|
| 7.Referências Bibliográficas | 125 |
|---|-----|

Anexos

| | |
|---|-----|
| Anexo A – Programas Computacionais..... | 137 |
| Anexo B – Análise de Variância – ANOVA..... | 143 |
| Anexo C – Modelagem Matemática..... | 144 |
| Anexo D - Dados Metereológicos..... | 158 |
| Anexo E – Eficiência de remoção das lagoas facultativas piloto..... | 160 |
| Anexo F – Cálculos da potência do aerador..... | 162 |

LISTA DE TABELAS

| | |
|---|----|
| Tabela 2.1. Consumo diário de água por suíno em função da fase produtiva..... | 11 |
| Tabela 2.2. Características médias de dejetos de suínos apresentadas por diferentes autores, em diversos países..... | 11 |
| Tabela 2.3. Características Eficiência de remoção obtidos nos estudos de Medri (1997), Cazarré (2000) e Dalavéquia (2000) para lagoas anaeróbias com dejetos suínos..... | 17 |
| Tabela 3.1. Características físicas das lagoas do sistema de tratamento em escala real..... | 39 |
| Tabela 3.2. Volumes das sub lagoas formadas pelas chicanas..... | 45 |
| Tabela 3.3. Concentrações de entrada e saída da lagoa em função do tempo..... | 51 |
| Tabela 4.1. Valores médios, desvios padrão e eficiência de remoção(%) observados no período de maio/1999 a dezembro/1999, para o sistema de tratamento..... | 54 |
| Tabela 4.2. Resultados em cada ponto de coleta (Pi) e eficiência de remoção obtida em cada compartimento (Ci) da lagoa facultativa..... | 63 |
| Tabela 4.3. Valores de OD (mg/L) medidos em diferentes profundidades no interior da Lagoa Facultativa, no mês de dezembro/1999..... | 64 |
| Tabela 4.4. Comparação entre a lagoa facultativa com e sem chicanas(valores médios).... | 66 |
| Tabela 4.5. Valores médios, desvios padrão e eficiência de remoção da Lagoa Facultativa com aeração..... | 67 |
| Tabela 4.6. Resultados dos lodos das lagoas LA1 e LA2..... | 75 |
| Tabela 4.7. Resultados dos lodos nos diferentes compartimentos da LF..... | 76 |
| Tabela 4.8. Resultados dos lodos da lagoa facultativa com aeração..... | 78 |
| Tabela 4.9. Gêneros e espécies de algas mais freqüentes encontradas nas lagoas facultativas, através da análise qualitativa..... | 79 |
| Tabela 4.10. Densidade total das algas (ind/mL) para cada lagoa estudada obtidas através de análises quantitativas..... | 80 |
| Tabela 4.11. Valores médios e desvio padrão de algas, clorofila <i>a</i> , e feofitina..... | 83 |
| Tabela 4.12. Autovalores e percentuais das variâncias das variáveis resultantes da análise para a lagoa anaeróbia 1 (LA1)..... | 86 |
| Tabela 4.13. Coeficientes de correlação entre as variáveis e os fatores artificiais para a lagoa anaeróbia 1 (LA1)..... | 86 |

| | |
|--|-----|
| Tabela 4.14. Autovalores e percentuais das variâncias das variáveis resultantes da análise para a lagoa anaeróbia 2 (LA2)..... | 88 |
| Tabela 4.15. Coeficientes de correlação das variáveis com os fatores artificiais..... | 88 |
| Tabela 4.16. Autovalores e percentuais das variâncias das variáveis resultantes da análise para a lagoa facultativa (LF)..... | 89 |
| Tabela 4.17. Coeficientes de correlação das variáveis com os fatores artificiais..... | 90 |
| Tabela 4.18. Autovalores e percentuais das variâncias das variáveis resultantes da análise para a lagoa de maturação com aguapés (LAG)..... | 92 |
| Tabela 4.19. Coeficientes de correlação das variáveis com os fatores artificiais..... | 93 |
| Tabela 4.20. Resumo dos fatores artificiais obtidos para o sistema em escala real..... | 95 |
| Tabela 5.1. Desempenho da remoção do Nitrogênio total Kjeldhal (NTK) e Fósforo total (PT). | 121 |
| Tabela B.1. Comparação das médias do NTK entre LF1, LF2, LF3 e LF4, $\alpha = 0,05$ | 143 |
| Tabela B.2. Comparação das médias do PT entre LF1, LF2, LF3 e LF4, $\alpha = 0,05$ | 143 |
| Tabela B.3. Comparação das médias do NTK nos compartimentos da LF2, $\alpha = 0,05$ | 143 |
| Tabela B.4. Comparação entre médias do PT nos compartimentos da LF2, $\alpha = 0,05$ | 143 |
| Tabela B.5. Comparação entre médias de NTK nos compartimentos da LF3, $\alpha = 0,05$ | 143 |
| Tabela B.6. Comparação entre médias do PT nos compartimentos da LF3, $\alpha = 0,05$ | 143 |
| Tabela B.7. Comparação da média de NTK nos compartimentos da LF4, $\alpha = 0,05$ | 143 |
| Tabela B.8. Comparação da média do PT dos compartimentos da LF4, $\alpha = 0,05$ | 143 |
| Tabela C.1. Coeficientes de degradação (k) calculados usando o modelo para cada compartimento, $\theta=1,13$ | 144 |
| Tabela D.1. Dados Climatológicos obtidos no município de Concórdia, SC, no período de maio/99 a junho/01..... | 158 |
| Tabela E.1. Resultados em cada ponto de coleta (Pi) e eficiência de remoção obtida em cada compartimento (Ci) da lagoa facultativa 1, sem chicana..... | 160 |
| Tabela E.2. Resultados em cada ponto de coleta (Pi) e eficiência de remoção obtida em cada compartimento (Ci) da lagoa facultativa 2, com 1 chicana..... | 160 |
| Tabela E.3. Resultados em cada ponto de coleta (Pi) e eficiência de remoção obtida em cada compartimento (Ci) da lagoa facultativa 3, com 2 chicanas..... | 160 |
| Tabela E.4. Resultados em cada ponto de coleta (Pi) e eficiência de remoção obtida em cada compartimento (Ci) da lagoa facultativa 4, com 4 chicanas..... | 160 |

LISTA DE FIGURAS

| | |
|---|----|
| Figura 1.1. Sistema de produção de suínos, sem tecnologia, nas margens do Rio Uruguai, em 1950..... | 02 |
| Figura 1.2. Modelo de produção de suínos, com tecnologia moderna, no Sul do Brasil, em 1999..... | 02 |
| Figura 1.3. Principais produtores mundiais de carne suína em 2000 e 2001..... | 03 |
| Figura 1.4. Produção da suinocultura brasileira em 2000 e 2001..... | 04 |
| Figura 2.1. Esquema do funcionamento de uma lagoa facultativa..... | 18 |
| Figura 3.1. Sistema de tratamento de dejetos de suínos em escala real..... | 40 |
| Figura 3.2. Esquema das chicanas colocadas na lagoa facultativa..... | 40 |
| Figura 3.3. Esquema da lagoa facultativa aerada mecanicamente..... | 41 |
| Figura 3.4. Lagoa facultativa com chicanas do sistema real..... | 42 |
| Figura 3.5. Lagoa facultativa aerada do sistema real..... | 42 |
| Figura 3.6. Esquema da LA2 acoplada ao projeto piloto de lagoas com chicanas..... | 43 |
| Figura 3.7. Lagoa facultativa LF1, sem chicana (A), lagoa LF2 com 1 chicana (B), lagoa LF3 com duas chicanas (C) e lagoa LF4 com 4 chicanas (D) do sistema piloto..... | 44 |
| Figura 3.8. Tanques (T ₁ , T ₂ e T ₃) com áreas ocupadas (25%, 50% e 75%, respectivamente) por aguapés. | 50 |
| Figura 4.1. Valores da temperatura (° C) no período de maio a dezembro de 1999..... | 57 |
| Figura 4.2. Valores de pH no período de maio a dezembro de 1999..... | 58 |
| Figura 4.3. Valores de OD (mg/L) no período de maio a dezembro de 1999..... | 58 |
| Figura 4.4. Valores de DQO (mg/L) no período de maio a dezembro/1999..... | 59 |
| Figura 4.5. Valores de NTK (mg/L) no período de maio a dezembro de 1999..... | 59 |
| Figura 4.6. Valores de PT (mg/L) no período de maio a dezembro de 1999 na LAG..... | 60 |
| Figura 4.7. Valores médios, desvios padrão e erros padrão no DP..... | 60 |
| Figura 4.8. Valores médios, desvios padrão e erros padrão na LA1..... | 61 |
| Figura 4.9. Valores médios, desvios padrão e erros padrão na LA2..... | 61 |
| Figura 4.10. Valores médios, desvios padrão e erros padrão na LF..... | 62 |

| | |
|---|----|
| Figura 4.11. Valores médios, desvios padrão e erros padrão no LAG..... | 62 |
| Figura 4.12. Perfil do OD (mg/L) para a LF durante o mês de dezembro/1999..... | 65 |
| Figura 4.13. Eficiência de remoção em todos os compartimentos da LF..... | 65 |
| Figura 4.14. Eficiência de remoção da lagoa facultativa com chicanas e da lagoa facultativa com aeração..... | 68 |
| Figura 4.15. Evolução da temperatura (° C) em função do tempo..... | 68 |
| Figura 4.16. Evolução do pH em função do tempo..... | 69 |
| Figura 4.17. Evolução do OD (mg/L) em função do tempo..... | 69 |
| Figura 4.18. Evolução do OD na lagoa aerada durante o mês de maio/2001..... | 70 |
| Figura 4.19. Evolução da DQO (mg/L) em função do tempo..... | 70 |
| Figura 4.20. Evolução dos Sólidos totais (mg/L) ao longo do tempo..... | 71 |
| Figura 4.21. Evolução do NTK (mg/L) ao longo do tempo..... | 71 |
| Figura 4.22. Evolução do Namon. (mg/L) ao longo do tempo..... | 72 |
| Figura 4.23. Evolução do PT (mg/L) ao longo do tempo..... | 72 |
| Figura 4.24. Médias, desvios padrão e erros padrão dos parâmetros no ponto 4 (afluente da lagoa)..... | 73 |
| Figura 4.25. Médias, desvios padrão e erros padrão dos parâmetros no ponto 5 (meio da lagoa)..... | 73 |
| Figura 4.26. Médias, desvios padrão e erros padrão dos parâmetros no ponto 6 (efluente da lagoa)..... | 74 |
| Figura 4.27. Freqüência das algas (%) predominantes nas cinco lagoas..... | 80 |
| Figura 4.28. Ilustração de algumas espécies encontradas nas observações microscópicas..... | 82 |
| Figura 4.29. Concentração média de algas (ind/mL) nas lagoas facultativas ao longo dos meses de estudo..... | 83 |
| Figura 4.30. Concentração de clorofila a (µg/L) nas lagoas facultativas ao longo dos meses de estudo | 84 |
| Figura 4.31. Dispersão das variáveis pelas duas primeiras componentes principais..... | 87 |
| Figura 4.32. Dispersão das variáveis pelas duas primeiras componentes principais..... | 89 |
| Figura 4.33. Dispersão das variáveis pelas duas primeiras componentes..... | 91 |
| Figura 4.34. Dispersão das variáveis pelas componentes principais (fator 1 x fator 3)..... | 91 |
| Figura 4.35. Dispersão das variáveis pelas componentes principais (fator 2 x fator 3)..... | 92 |

| | |
|--|-----|
| Figura 4.36. Dispersão das variáveis pelas duas primeiras componentes principais..... | 93 |
| Figura 4.37. Dispersão das variáveis pelas componentes principais (fator 1 x fator 3)..... | 94 |
| Figura 4.38. Dispersão das variáveis pelas componentes principais (fator 2x fator 3)..... | 94 |
| Figura 4.39. Evolução dos fatores artificiais ao longo da série de lagoas..... | 95 |
| Figura 5.1. Ilustração da fórmula (5.7)..... | 100 |
| Figura 5.2. Exemplo da subdivisão realizada na lagoa facultativa 2..... | 101 |
| Figura 5.3. Dinâmica da concentração do Nitrogênio total Kjeldhal na Lagoa 1..... | 102 |
| Figura 5.4. Dinâmica da concentração do Nitrogênio total Kjeldhal na Lagoa 1..... | 103 |
| Figura 5.5. Dinâmica da concentração do Nitrogênio total Kjeldhal da lagoa 1. | 103 |
| Figura 5.6. Dinâmica da concentração do Nitrogênio total Kjeldhal da lagoa 3a..... | 106 |
| Figura 5.7. Dinâmica da concentração do Nitrogênio total Kjeldhal da lagoa 3b..... | 106 |
| Figura 5.8 Dinâmica da concentração do Nitrogênio total Kjeldhal da lagoa 3c..... | 107 |
| Figura 5.9. Dinâmica da concentração do Fósforo total da lagoa 3a. | 110 |
| Figura 5.10. Dinâmica da concentração do Fósforo total da lagoa 3b. | 110 |
| Figura 5.11 Dinâmica da concentração do Fósforo total da lagoa 3c. | 111 |
| Figura 5.12. Dinâmica da concentração do Nitrogênio total da lagoa 2a, com concentração do afluente de 600 mgNTK/L..... | 112 |
| Figura 5.13. Dinâmica da concentração do Nitrogênio total da lagoa 2a, com concentração do afluente de 1000 mgNTK/L. | 112 |
| Figura 5.14. Dinâmica da concentração do Nitrogênio total da lagoa 2a, com concentração do afluente de 1200 mgNTK/L..... | 113 |
| Figura 5.15. Densidade de aguapé sem aplicação de controle e com aplicação de controle..... | 120 |
| Figura C.1. Dinâmica da concentração do Nitrogênio total Kjeldhal da lagoa 2a. | 144 |
| Figura C.2. Dinâmica da concentração do Nitrogênio total Kjeldhal da lagoa 2b. | 145 |
| Figura C.3. Dinâmica da concentração do Nitrogênio total Kjeldhal da lagoa 4a. | 145 |
| Figura C.4. Dinâmica da concentração do Nitrogênio total Kjeldhal da lagoa 4b..... | 146 |
| Figura C.5. Dinâmica da concentração do Nitrogênio total Kjeldhal da lagoa 4c..... | 146 |
| Figura C.6 Dinâmica da concentração do Nitrogênio total Kjeldhal da lagoa 4d..... | 147 |
| Figura C.7 Dinâmica da concentração do Nitrogênio total Kjeldhal da lagoa 4e. | 147 |

| | |
|---|-----|
| Figura C.8. Dinâmica da concentração do Nitrogênio total Kjeldhal da lagoa facultativa real (P5 e P6). | 148 |
| Figura C.9. Dinâmica da concentração do Nitrogênio total Kjeldhal da lagoa facultativa real (P6 e P7). | 148 |
| Figura C.10. Dinâmica da concentração do Nitrogênio total Kjeldhal (P7 e P8) da LF real. | 149 |
| Figura C.11. Dinâmica da concentração do Nitrogênio total Kjeldhal (P8 e P9) da LF real. | 149 |
| Figura C.12. Dinâmica da concentração do Nitrogênio total Kjeldhal (P9 e P10) da LF real. | 150 |
| Figura C.13. Dinâmica da concentração do Nitrogênio total Kjeldhal (P10 e P12) da LF real. | 150 |
| Figura C.14. Dinâmica da concentração do Fósforo total na Lagoa 1, | 151 |
| Figura C.15. Dinâmica da concentração do Fósforo total da lagoa 2a. | 151 |
| Figura C.16. Dinâmica da concentração do Fósforo total da lagoa 2b. | 152 |
| Figura C.17. Dinâmica da concentração do Fósforo total da lagoa 4a. | 152 |
| Figura C.18. Dinâmica da concentração do Fósforo total da lagoa 4b..... | 153 |
| Figura C.19 Dinâmica da concentração do Fósforo total da lagoa 4c..... | 153 |
| Figura C.20 Dinâmica da concentração do Fósforo total da lagoa 4d. | 154 |
| Figura C.21 Dinâmica da concentração do Fósforo total da lagoa 4e. | 154 |
| Figura C.22. Dinâmica da concentração do Fósforo total da lagoa facultativa real (P5 e P6). | 155 |
| Figura C.23. Dinâmica da concentração do Fósforo total da lagoa facultativa real (P6 e P7). | 155 |
| Figura C.24 Dinâmica da concentração do Fósforo total (P7 e P8) da LF real. | 156 |
| Figura C.25 Dinâmica da concentração do Fósforo total (P8 e P9) da LF real. | 156 |
| Figura C.26 Dinâmica da concentração do Fósforo total (P9 e P10) da LF real. | 157 |
| Figura C.27 Dinâmica da concentração do Fósforo total (P10 e P12) da LF real. | 157 |

**Os resultados obtidos nesta tese permitiram as seguintes
publicações:**

ZANOTELLI, C.T., COSTA, R.H.R, PERDOMO, C.C., e BORTOLOTTI, A. F., Utilização de chicanas na lagoa facultativa de um sistema de tratamento de dejetos de suínos. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON SANITARY AND ENVIRONMENTAL ENGINEERING – V SIBESA-ABES, [s.n.], 2000, Trento, Itália. Trento:ABES,2000.

ZANOTELLI, C.T., COSTA, R.H.R, PERDOMO, C.C.,MULINARI, M.R., MEDRI, W. e BELLI FILHO, P. The performance of a facultative pond with baffles in the treatment of swine wastes.In: CONFERENCIA LATINO AMERICANA EN LAGUNAS DE ESTABILIZACION Y REUSO, 1., 2000, Santiago de Cali, Colombia. Santiago de Cali, Colombia: [s.n.], 2000. p.161-167.

ZANOTELLI, C.T., COSTA, R.H.R, PERDOMO, C.C e RAFIKOV, M. Um modelo dinâmico do desempenho de lagoas facultativas na remoção de nutrientes. In: CONGRESSO NACIONAL DE MATEMÁTICA APLICADA E COMPUTACIONAL- XXIV CNMAC, 1, 2001, Belo Horizonte, MG. Belo Horizonte:[s.n.], 2001, p.294.

RAFIKOV, M, COSTA, R.H.R, PERDOMO, C.C e ZANOTELLI, C.T. Otimização do tratamento de águas residuárias nas lagoas de aguapé. In: CONGRESSO NACIONAL DE MATEMÁTICA APLICADA E COMPUTACIONAL- XXIV CNMAC, 1, 2001, Belo Horizonte, MG. Belo Horizonte:[s.n.], 2001, p.461.

COSTA, R.H.R, ZANOTELLI, C.T., BELLI FILHO, P., PERDOMO, C.C. e RAFIKOV, M. Modelling of nitrogen and phosphorous in facultative ponds with baffles for the treatment of piggery wastes. In: INTERNATIONAL IWA SPECIALIST GROUP CONFERENCE ON WASTE STABILISATION PONDS, 5., 2002, Auckland, New Zealand. Auckland, New Zealand: Pond Technology for the New Millenium. 2002. p.97-104.

ZANOTELLI, C.T., MEDRI, W., BELLI FILHO, P., PERDOMO, C.C., MULINARI, M.R. e COSTA, R.H.R. Performance of a baffled facultative pond treating piggery wastes. *Wat. Sci. Tech.*, v.45, n.01, p.44-55, 2002.

COSTA, R.H.R, ZANOTELLI, C.T., BELLI FILHO, P., PERDOMO, C.C. e RAFIKOV, M. optimization of the treatment of piggery wastes in water hyacinth ponds. In: INTERNATIONAL IWA SPECIALIST GROUP CONFERENCE ON WASTE STABILISATION PONDS, 5., 2002, Auckland, New Zealand. Auckland, New Zealand: Pond Technology for the New Millenium. 2002. p.323-330.

ZANOTELLI, C.T., COSTA, R.H.R, PERDOMO, C.C e RAFIKOV, M. Modelagem matemática da remoção de nutrientes em lagoas facultativas com chicanas para dejetos suínos In: SIMPÓSIO ÍTALO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL- SIBESA, 2002, Vitória, ES.

ZANOTELLI, C.T., COSTA, R.H.R, PERDOMO, C.C e PERES, A.C. Identificação de algas e clorofila *a* em lagoas facultativas no tratamento de dejetos suínos. In: SIMPÓSIO ÍTALO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL- SIBESA, 2002, Vitória, ES.

ZANOTELLI, C. T., COSTA, R. H. R.,HOFFMANN, D.M., PERDOMO, C. C. e RAFIKOV, M. Desempenho de lagoa facultativa com aeração no tratamento de dejetos suínos. In: CONGRESO INTERAMERICANO DE INGENIERIA SANITARIA Y AMBIENTAL. AIDIS, 2002, Cancun, México.

RESUMO

Objetivou-se com este trabalho desenvolver uma modelagem matemática para lagoas facultativas e lagoas de aguapés de um sistema de tratamento de dejetos suínos. O estudo aconteceu em três etapas, uma compreendida pelo sistema composto por um decantador de palhetas, duas lagoas anaeróbias, uma lagoa facultativa (com chicanas) e uma lagoa de polimento com aguapés, em escala real (maio de 1999 a junho de 2000); a segunda etapa abrangeu o estudo o desempenho de lagoas facultativas com chicanas, em escala piloto, as quais eram abastecidas por efluentes da lagoa anaeróbia 2 do sistema em escala real (janeiro de 2000 a junho de 2001). A terceira etapa contemplou a substituição das chicanas por um aerador na lagoa facultativa em escala real (junho de 2000 a junho de 2001). Os parâmetros analisados foram: pH; Temperatura; Oxigênio Dissolvido (OD); Sólidos Totais (ST); Sólidos Fixos (SF); Sólidos Voláteis (SV); Demanda Química de Oxigênio (DQO); Nitrogênio total Kejdhal (NTK); Fósforo total (PT); Coliformes totais (CT) e Coliformes fecais (CF). Foram realizadas coletas mensais (8 meses) e coletas quinzenais (16 meses). O sistema total apresentou as seguintes eficiências de remoção: 93% de ST; 82% de SF; 97% de SV; 98% de DQO; 92% de NTK; 98% de PT; 7 unid log para CT e CF. A análise do desempenho da eficiência da lagoa facultativa com chicanas permitiu concluir que as chicanas não melhoraram significativamente a eficiência de remoção de nutrientes da lagoa, e o primeiro compartimento é o principal responsável pela eficiência da mesma. A lagoa facultativa aerada foi mais eficiente apenas na remoção de Sólidos totais e fixos, e teve desempenho similar quanto aos outros parâmetros (22,3% de ST, 30% de SF, 17% de SV, 29% de SST, 46% de DQO, 40% de NTK, 38,6% de Namon. e 48% de PT). As lagoas facultativas com chicanas, em escala piloto, apresentaram eficiências de remoção semelhantes com a lagoa facultativa em escala real (14% de ST, 7% de SF, 26% de SV, 47% de DQO, 46% de NTK, 45% de PT e 1 unid log de CT e CF). Aplicando uma análise fatorial (ACP) na interpretação dos parâmetros das lagoas facultativas e de aguapés evidenciou-se que o teor de matéria orgânica, a temperatura e o OD têm um efeito importante no desempenho destas lagoas. A predominância dos fatores matéria orgânica e sólidos totais, em todas as lagoas, demonstra que há necessidade de melhorar a eficiência do sistema de tratamento. A modelagem matemática do processo de tratamento de lagoas facultativas com chicanas apresentou resultados satisfatórios na remoção diária de nutrientes de dejetos de suínos. As simulações efetuadas mostraram que o desempenho da lagoa pode ser modelado através de sistema de equações diferenciais ordinárias. Os programas e algoritmos elaborados permitem a modelagem de sistemas com qualquer

dinâmica de entrada de poluentes. Através da modelagem matemática é possível encontrar a quantidade ideal de aguapés que deve ser removida diariamente da lagoa.

ABSTRACT

With this work was aimed to develop a mathematical modelling for facultative ponds and hyacinth ponds of a treatment system of piggery wastes. The study happened in three stages, one understood by the system composed by a decanter of horizontal flow, two anaerobic ponds, a facultative pond (with baffles) and a pond with hyacinth, in real scale (May 1999 to June 2000); the second stage included the study and acting of facultative ponds with baffles, in pilot scale, which were supplied by effluent of the anaerobic pond 2 of the system in real scale (January 2000 to June 2001). The third stage contemplated the substitution of the baffles by an aerator in the facultative pond in real scale (June 2000 to June 2001). The analyzed parameters were: pH; Temperature; Dissolved Oxygen (DO); Total Solids (TS); Fixed Solids (FS); Volatile Solids (VS); Chemistry Oxygen Demand (COD); Kejdhal total Nitrogen (KTN); total Phosphorous (TP); total Coliformes (TC) and fecal Coliformes (FC). Monthly samples were accomplished (8 months) and fortnightly samples (16 months). The total system presented the following removal efficiencies: 93% of TS; 82% of FS; 97% of VS; 98% of COD; 92% of KTN; 98% of TP; 7 log unit for TC and FC. The analysis of the facultative pond efficiency behavior with baffles allowed to conclude that the baffles didn't improve the efficiency of pond nutrients removal significantly, and the first compartment is the main responsible for the efficiency of the same. The aerated facultative pond was more efficient just in the total and fixed Solids removal, and it had similar behavior as for the other parameters (22,3% of TS, 30% of FS, 17% of VS, 29% of TSS, 46% of COD, 40% of KTN, 38,6% of Namon. and 48% of TP). The facultative ponds with baffles, in pilot scale, presented removal efficiencies similar to the facultative pond in real scale (14% of TS, 7% of FS, 26% of VS, 47% of COD, 46% of KTN, 45% of TP and 1 log unit of TC and FC). Applying a factorial analysis (PCA) in the interpretation of the facultative ponds and hyacinth parameters was evidenced that the tenor of organic material, the temperature and DO have an important effect in the these ponds behavior. The predominance of the organic and Solids material factor in all the ponds demonstrates that there is need to improve the treatment system efficiency. The mathematical modelling of the facultative ponds treatment process with baffles presented satisfactory results in the daily piggery wastes nutrients removal. The simulations made showed that the pond behavior can be modeled through ordinary differentiate equations system. The elaborated programs and algorithms allow the modelling of systems with any pollutant influent dynamics. Through the mathematical modelling is possible to find the ideal amount of hyacinth that should be removed daily from the pond.

CAPÍTULO 1

1.0 Introdução

1.1. Evolução Histórica da Suinocultura no Brasil e em Santa Catarina

Desde os primórdios da civilização, o homem busca sua subsistência nos recursos naturais, através do plantio de alimentos e criação de animais domésticos. Estas atividades eram realizadas, até então, de forma rudimentar, envolvendo como agentes diretos a tríade “homem x terra x animais”, que viviam em perfeita harmonia, uma vez que a produção era pequena, minimizando os impactos causados ao ciclo natural e à biodiversidade.

A história da suinocultura brasileira aconteceu com a chegada em 1532, em São Paulo, dos primeiros suínos de raças inglesas. Nos anos 30 e 40 foram importadas raças americanas e na década de 50 raças da Dinamarca. Entretanto, o impulso às transformações tecnológicas perpassadas pela suinocultura brasileira ocorreu apenas nas primeiras décadas do século XX (Pinheiro Machado, 1967, citado por Chiuchetta, 2000); até então, a produção era caracterizada como de subsistência. Foi na década de vinte que, a região Oeste do estado de Santa Catarina privilegiada pela topografia altamente acidentada e pela tradição de seus habitantes, predominantemente imigrantes do Rio Grande do Sul, produtores de animais de pequeno porte, que esta atividade passou a ser vislumbrada como atividade econômica, e a produção começou gradativamente a ser consolidada com o intuito comercial. A expansão da suinocultura estava intrinsecamente relacionada à infra-estrutura das vias de transporte existentes na região, bem como às tecnologias inerentes aos modelos de produção.

Desde então, os sistemas de produção sofreram notórias alterações, uma vez que o mercado voltou-se para desenvolver tecnologias adaptadas aos processos de produção,

como ilustram as Figuras 1.1 e 1.2, que mostram fotos da evolução tecnológica dos modos de produção, decorridas ao longo do século XX, da suinocultura brasileira.



Figura 1.1. Sistema de produção de suínos, sem tecnologia, nas margens do Rio Uruguai, em 1950. Fonte: Adaptado de Chiuchetta (2000)



Figura 1.2. Modelo de produção de suínos, com tecnologia moderna, no Sul do Brasil, em 1999. Fonte: Adaptado de Chiuchetta (2000)

A suinocultura brasileira, e em especial a catarinense, apresenta-se atualmente como atividade econômica preponderante e em ascensão. Para tal, exige estudos constantes nos modelos de produção, quer sejam na redução dos custos quer sejam na qualidade dos produtos. A primazia na qualidade dos produtos aumentou a competitividade de mercado, e culminou no surgimento das agroindústrias, que realizam com os produtores sistemas de parcerias, ou integração. As indústrias fornecem ao produtor os animais, a ração e assistência técnica e, em contrapartida os produtores participam com as instalações e a mão-de-obra. Esses sistemas de integração verticalizada são usuais na região Oeste de Santa Catarina, que conta com pequenas e médias propriedades, devido à sua topografia acidentada, predominando a agricultura familiar e a criação de pequenos animais, uma vez que não há solo disponível para o plantio de grãos em escala mecanizada.

No ano 2000, o Brasil ocupava a sexta posição na escala dos maiores exportadores mundiais de carne suína, e em 2001 passou a ocupar a quarta posição (*PorkWorld*, 2002). A Figura 1.3 ilustra a posição dos maiores exportadores mundiais em 2000 e 2001, e a evolução da suinocultura brasileira nos anos 2000 e 2001 está apresentada na Figura 1.4.

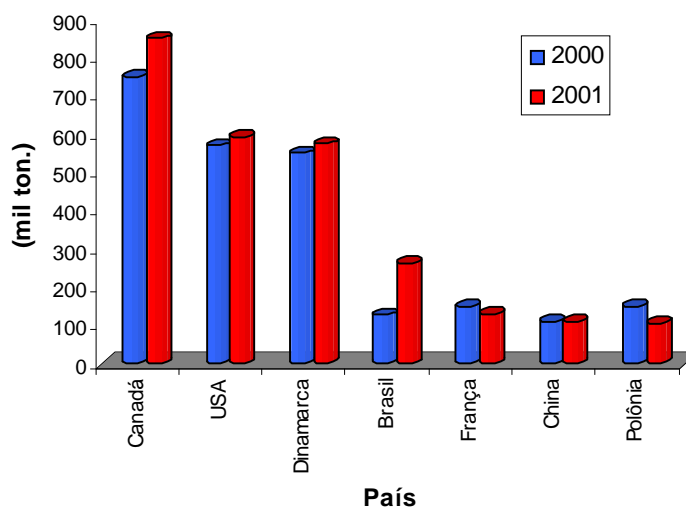


Figura 1.3. Principais produtores mundiais de carne suína em 2000 e 2001.

Fonte: *PorkWorld* (2002).

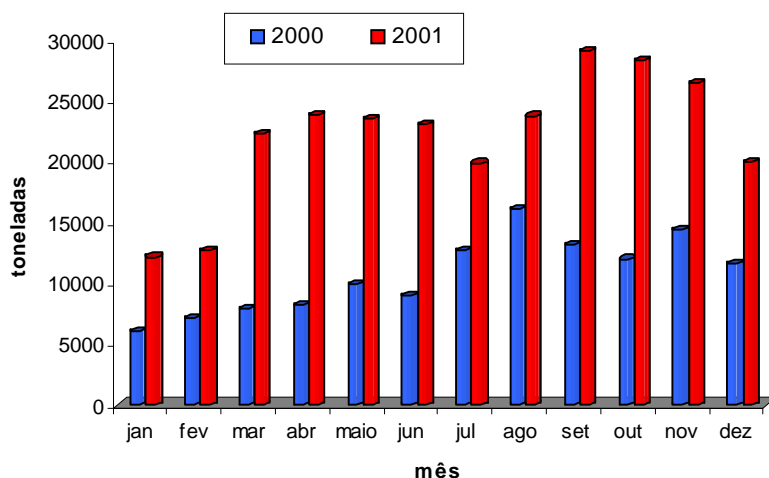


Figura 1.4. Produção da suinocultura brasileira em 2000 e 2001.

Fonte: *PorkWorld* (2002).

A evolução das exportações da carne suína no ano de 2001 atingiu números que superaram as metas estabelecidas e foram classificados pela revista *PorkWorld* (2002) como extraordinários, sendo registrado neste período um aumento de 107% sobre o volume total das exportações do ano 2000.

O rebanho nacional é composto por aproximadamente 38,3 milhões de suínos, concentrando-se principalmente nos estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina, e com desenvolvimento crescente em São Paulo, Goiás, Mato Grosso e Ceará. A Região Sul detém cerca de 33% da produção de suínos do Brasil, sendo sua maior concentração no estado de Santa Catarina. Com 11,7% do rebanho nacional, o estado aloja 460 mil matrizes suínas e detém um plantel de 4,5 milhões de animais. O Rio Grande do Sul é o segundo maior produtor do país, com 4,3 milhões de animais e 275 matrizes alojadas (*PorkWorld*, 2002). O estado de Santa Catarina é o responsável por 83% das exportações brasileiras de carne suína, e a tendência deste mercado é continuar crescendo a taxas históricas, seja motivado pelo aumento das exportações ou pelo aumento do consumo interno (Instituto CEPA/SC, 2000).

A perspectiva é de que a eficiência de exploração aumente significativamente nos próximos anos, gerando um maior número de animais por matriz instalada (maior produção de dejetos) e, conseqüentemente, um agravamento da situação ambiental, se mantido o atual padrão tecnológico. Em Santa Catarina, os diversos segmentos da sociedade concordam que o setor da suinocultura deva adotar medidas condizentes com as prerrogativas do desenvolvimento sustentável, ou seja, que não agridam o meio ambiente e a qualidade de vida da população. Embora haja essa sensibilização para a questão

ambiental, a maior parte dos criadores não possui estruturas adequadas de manejo e tratamento de dejetos e os poucos que detêm algum processo são tipicamente de armazenagem.

1.2. A Suinocultura e o Meio Ambiente – Desenvolvimento de Pesquisas

A poluição do meio ambiente nas regiões produtoras de suínos é extremamente alta, quando se verifica, com base em dados de Oliveira *et al.* (1993), que enquanto a DBO₅ do esgoto doméstico é de cerca de 200-500 mg/L, a DBO₅ dos dejetos de suínos está entre 10.000 e 52.000 mg/L, ou seja, varia entre 5 e 260 vezes maior que a dos esgotos domésticos. Assim, esses dejetos constituem um dos maiores problemas ambientais de Santa Catarina, devido ao seu lançamento nos solos e águas receptoras, causando entre muitos prejuízos, a poluição das águas. O potencial poluidor dos dejetos de suínos em Santa Catarina foi evidenciado nos trabalhos de Costa (1997) e Medri (1997), os quais apresentam concentrações de DBO₅ de 12000 mg/L, Sólidos totais de 20000 mg/L, Fósforo total de 600 mg/L, Nitrogênio total de 2500 mg/L e Coliformes fecais 10¹² NMP/100mL. O Decreto Lei Estadual nº14.250, de 1981, estipula, para o lançamento de efluentes, que estes devem possuir, no máximo, 60 mg/L de DBO₅ (Demanda Bioquímica de Oxigênio, 5 dias); para os efluentes tratados exige-se uma redução da carga poluidora em termos de DBO₅ em no mínimo 80%, e estes não devem conferir ao corpo receptor características em desacordo com a classe em que os corpos receptores estão enquadrados, em função dos diversos usos e benefícios previstos para o corpo de água. Em relação aos nutrientes, essa Legislação determina limites máximos de 1,0 mg/L de Fósforo total e 10,0 mg/L de Nitrogênio total para o lançamento de efluentes em lagoas, lagos, lagoas e estuários. Os altos índices de nutrientes encontrados nos dejetos de suínos são prejudiciais aos seres humanos causando inúmeras doenças e sendo tóxicos às espécies aquáticas, podendo levar à morte muitas espécies de peixes. Quanto aos Coliformes fecais, são indicadores de contaminação das águas e sua presença pode inviabilizar diversos usos das águas como: consumo humano, balneabilidade, irrigação, etc.

Desde 1992, vários estudos em escala piloto e real têm sido realizados através da parceria do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (ENS) e Embrapa Suínos e Aves - Concórdia, com o objetivo de desenvolver e aprimorar tecnologias de tratamento e armazenamento de dejetos de suínos, abrangendo processos como:

- Separação de fases: *decantadores e peneiras* (Costa *et al.*, 1995 e 1996);
- *esterqueiras e bioesterqueiras* (Gosmann, 1997);
- *reatores anaeróbios e aeróbios* (Carmo Júnior, 1998; Paula-Pires, 1999);

- *leitões de camas* (Goulart, 1997; Tumeleiro, 1998);
- e *sistemas de lagoas*: anaeróbias, facultativas, aguapés, alta taxa, etc. (Silva, 1996; Medri, 1997; Bavaresco, 1998; Cazarré, 2000; Dalavéquia, 2000).

O uso de lagoas de estabilização, para tratamento de dejetos de suínos, principalmente em países menos desenvolvidos ou em regiões de clima tropical e subtropical, vem sendo difundido mundialmente, principalmente pelo ótimo desempenho na redução da matéria orgânica e de microrganismos patogênicos (Bavaresco *et al.*, 1999; Edgerton *et al.*, 2000; Costa *et al.*, 2000a e 2000b; e Estrada & Hernández, 2002). Para Mara e Pearson (1986) dentre as vantagens apresentadas por este processo de tratamento encontra-se o baixo custo de construção, o fato de não utilizar energia elétrica e uma operação bem simples. Mas, apresentam como desvantagens desenvolvimento de maus odores, aparecimento de mosquitos e a necessidade de grandes áreas para sua implantação.

Na busca da minimização da problemática ambiental vigente, novas pesquisas estão sendo realizadas buscando-se alternativas de manejo e tratamento dos dejetos de suínos, primando para que a suinocultura possa vir a ser auto-sustentável e ambientalmente correta. Dentre as alternativas existentes, a utilização da Modelagem Matemática aparece como uma ferramenta no estudo da otimização das lagoas na remoção da carga orgânica e de nutrientes, nitrogênio e fósforo, por apresentar como vantagens a redução do número de experimentos práticos e ajudar no monitoramento dos experimentos.

Na modelagem de um sistema complexo, como lagoas de estabilização, deve-se levar em conta a interação entre os processos biológicos, químicos e físicos que acontecem ao longo do tempo (processos dinâmicos). Estes processos podem ser modelados através de equações diferenciais ordinárias e parciais, equações de diferenças e equações diferenciais com retardamento.

1.3. Objetivos do Trabalho

1.3.1. Objetivo Geral:

Desenvolver modelagem matemática da remoção de nutrientes (N e P) para lagoas facultativas e lagoas de aguapés de um sistema de tratamento de dejetos de suínos.

1.3.2. Objetivos Específicos:

- Avaliar o desempenho de um sistema de lagoas de estabilização, utilizando chicanas na lagoa facultativa, em escala real e piloto;
- Avaliar a eficiência da remoção de nutrientes da lagoa facultativa;
- Calcular os coeficientes de degradação do Nitrogênio total e Fósforo total em lagoas facultativas com chicanas, variando o número de compartimentos;
- Avaliar a biomassa algal presente nas lagoas facultativas com chicanas e aerada;
- Verificar a quantidade ideal de aguapés para maximizar a eficiência da lagoa de polimento.

1.4. Linhas de Pesquisa

Este trabalho se enquadra nas linhas de pesquisa do curso de Pós-graduação em Engenharia de Produção, no momento em que busca a eficiência de um sistema de tratamento, usando como ferramentas modelagem matemática e modelos de otimização de variáveis qualitativas e quantitativas, para obtenção de um produto final eficaz e economicamente viável; e da área de Engenharia Sanitária e Ambiental, quando estuda um processo de tratamento para adequá-lo às condições dispostas na Legislação Ambiental, ou seja, condizentes com o desenvolvimento sustentável.

1.5. Hipótese e Justificativa

1.5.1. Hipótese

Se os processos físicos, químicos e biológicos que ocorrem nos sistemas de tratamento de dejetos suínos podem ser descritos através da Modelagem Matemática, então é possível otimizar a remoção de nutrientes (N e P) nas lagoas facultativas.

1.5.2. Justificativa

Com as perspectivas de aumento na demanda de carne suína, aumenta a preocupação com a produção de dejetos, esta produção pode ser dimensionada com base nos dados estatísticos apresentados por Isbizuka (1998): a produção média diária de dejetos de um suíno varia entre 2,35 kg/dia a 5,80 kg/dia, quando acrescido de urina, podendo chegar a 8,60 kg/dia, se for considerado todo o volume líquido descartado (água de bebida desperdiçada, água utilizada na lavagem das baias, etc.).

No estado de Santa Catarina, aproximadamente 80% da superfície territorial não são consideradas aptas para a agricultura mecanizada, pelo fato da região ser composta por pequenas propriedades, com limitações topográficas e baixa capacidade de investimento, isso torna difícil a absorção, pelas próprias propriedades, do grande volume de dejetos gerados através de sistemas de confinamento da criação de suínos.

Para o tratamento de dejetos de suínos, embora as pesquisas realizadas em sistemas de lagoas de estabilização tenham tido êxito na eficiência de remoção da poluição carbonácea e de coliformes fecais, isso não ocorreu com os nutrientes. As lagoas obtêm eficiência de remoção na ordem de 90% para Nitrogênio Total e Fósforo Total (Medri, 1997; Cazarré, 2000 e Dalavéquia, 2000), porém as concentrações finais desses são da ordem de 200 mg/L de Nt e 25 mg/L de Pt, índices considerados inadequados para o lançamento destes efluentes nos recursos hídricos segundo a legislação estadual. Nos sistemas de lagoas de estabilização, em geral, as lagoas responsáveis pela remoção dos nutrientes são as lagoas facultativas e as lagoas de polimento. Nos estudos realizados, observa-se que as lagoas facultativas estão com um desempenho aquém do considerado ótimo.

Uma solução, sob o ponto de vista extremamente radical, seria inviabilizar a suinocultura, mas em vista da atual situação econômica do país, e principalmente do estado de Santa Catarina, que não pode parar de produzir suínos e tampouco desprezar os elevados índices de poluição do ar, água e solo, gerados pela atividade suinícola, justifica-se a adoção da modelagem matemática como uma proposta inovadora e eficiente no estudo da otimização das lagoas facultativas. Os modelos matemáticos permitem calcular a evolução dos parâmetros ao longo do processo, determinando os pontos que não foram obtidos através das medições, pois é inviável em pesquisas de campo fazer medições diárias e alterar constantemente as condições de funcionamento das lagoas (vazão, tempo de retenção hidráulica, cargas de DBO e de sólidos, etc.); também permite prever o desempenho das lagoas mediante outras situações (variação de temperatura, pH, tipo de lagoas, etc.).

1.6.Limitações e Delimitações do Trabalho

O trabalho limita-se a regiões ou países que possuem condições climáticas similares às do Sul do Brasil, referentes à temperatura e luz solar, e que possuam áreas de terra e topografia adequadas à construção das lagoas de estabilização.

Delimitou-se para este trabalho a modelagem matemática da evolução de nutrientes, nitrogênio e fósforo, nas lagoas facultativas e de polimento com aguapés por serem as que se apresentaram, em estudos anteriores, ineficientes na remoção destes parâmetros. No caso da lagoa facultativa, o ambiente interno é ideal para a remoção de nutrientes devido a simbiose entre bactérias e algas; na lagoa de polimento com aguapés, as plantas possuem excelente poder de filtração de nutrientes, necessitando saber qual a quantidade ideal de plantas que devem permanecer na lagoa.

1.7.Estrutura do Trabalho

O trabalho apresenta-se estruturado em seis capítulos, a saber:

O primeiro capítulo aborda a evolução histórica da suinocultura no Brasil e em Santa Catarina, a suinocultura e o meio ambiente – desenvolvimento de pesquisas, bem como os objetivos, linhas de pesquisa, hipótese, justificativa e limitações e delimitações do trabalho.

O segundo capítulo apresenta a revisão bibliográfica, citando os principais autores acerca do assunto, suas visões, perspectivas, relatos, discussões e conclusões; fornecendo subsídios teóricos para melhor entendimento do assunto em questão.

O terceiro capítulo relata, em detalhes, a metodologia com que foi conduzido o estudo.

O quarto capítulo traz os resultados e as discussões obtidas com o experimento, bem como as análises estatísticas cabíveis para este tipo de estudo.

O quinto capítulo descreve os modelos matemáticos de desempenho de Nitrogênio e Fósforo nas lagoas facultativas e nas lagoas de polimento com aguapés.

O sexto capítulo refere-se às conclusões e recomendações possibilitadas pelo estudo.

Na seqüência estão apresentadas as referências bibliográficas das fontes consultadas no desenvolvimento do trabalho, bem como os anexos, com as estruturas dos programas que auxiliaram nos cálculos dos modelos matemáticos, gráficos e tabelas de dados auxiliares.

CAPÍTULO 2

2.0 REVISÃO DE LITERATURA

2.1. Produção de dejetos de suínos

As instalações de criação de suínos, o tipo de alimentação e de bebedouro, os sistemas de manejo e de limpeza (quantidade de água utilizada na higienização das baias) podem ser considerados como fatores determinantes das características e do volume total dos dejetos produzidos. Gosmann (1997) ressalta que as diferentes condições estruturais e de manejo nas criações de suínos faz com que a quantidade e a composição dos dejetos variem em cada propriedade.

Belli Filho (1995) relata que o volume produzido depende do tipo da criação, construções, alimentação, distribuição de água, manejo adotado e ainda do estado psicológico dos suínos. A quantidade de dejetos produzida diariamente e seu teor de umidade variam de acordo com as fases de produção. Oliveira *et al.* (1993) observaram uma produção média de 8,6 litros/suíno/dia de dejetos líquidos para o rebanho total. Sevrin-Reyssac *et al.* (1995) relatam valores da ordem de 5,7 e 7,6 litros/suíno/dia para suínos, de peso entre 57 e 97 kg, o que corresponde 8 a 10% do peso vivo do animal.

Isbizuka (1998) relata que os suínos criados em sistemas de confinamento produzem 2,35 kg/dia de fezes. Considerando a quantidade de urina, este valor passa para 5,80 kg/dia, e ainda, somando a água excedente empregada nas mais diversas formas de manejo, totalizam-se 8,60 kg/dia.

Com manejo adequado pode-se diminuir a quantidade de dejetos produzidos, através de instalação de bebedouros que reduzem o problema de desperdícios (Lavoura, 1992) ou pelo controle do processo produtivo (Oliveira *et al.*, 1993).

Deve-se incorporar a produção de urina, que varia de acordo com o consumo de água para diferentes fases de crescimento, nos estudos que consideram a quantidade de dejetos produzidos (Tabela 2.1).

Tabela 2.1. Consumo diário de água por suíno em função da fase produtiva.

| Fase do ciclo produtivo | Litros água/suíno/dia |
|---------------------------------------|-----------------------|
| Leitão em amamentação | 0,1 a 0,5 |
| Leitão em desmamentamento (7 a 25 kg) | 1,0 a 5,0 |
| Suíno em crescimento (25 a 50 kg) | 4,0 a 7,0 |
| Suíno em engorda (50 a 100 kg) | 5,0 a 10,0 |
| Suíno em engorda (100 a 150 kg) | 7,0 a 15,0 |
| Porca desmamada | 5,0 a 15,0 |
| Porca em gestação | 10,0 a 20,0 |
| Porca na maternidade | 20,0 a 35,0 |
| Cachaço | 10,0 a 15,0 |

Fonte: Barbari e Rossi (1992).

As características dos dejetos de suínos dependem do número das variáveis de influência, a saber: condições da produção, armazenamento, alimentação, fase de crescimento, manejo da água para beber e diluição devido às águas de lavagens ou de chuvas. Esta variação pode ser visualizada na Tabela 2.2, a título de exemplo, para diferentes países.

Tabela 2.2. Características médias de dejetos de suínos apresentadas por diferentes autores, em diversos países.

| Parâmetro | Medri (1997) SC/Brasil | Tilche <i>et al.</i> (2001) Itália | Estrada & Hernández (2002) México | Chin & Ong (1993) Cingapura | Duarte <i>et al.</i> (1992) Portugal | Sevrin-Reyssac <i>et al.</i> (1995) França |
|--------------------------------|------------------------|------------------------------------|-----------------------------------|-----------------------------|--------------------------------------|--|
| pH | 6,3 – 7,3 | ---- | 7,5 | ---- | 7,46 | ---- |
| DQO total | 21.647 | 4.600 | 27.515 | 1830-45.940 | 21.670 | 80.000 |
| DBO ₅ total | 11.979 | ---- | 9.171 | 800-24.800 | 7.280 | 40.000 |
| NTK | 2.205 | 594 | 1.836 | 770-4.420 | 2.150 | 8.100 |
| N-NH ₄ ⁺ | ---- | 435 | ---- | ---- | 1.420 | 3.400 |
| P total | 633 | 82 | 481 | 34-430 | ---- | 7.100 |
| Sólidos Totais | 17.240 | ---- | ---- | ---- | ---- | 82.000 |
| Sólidos Voláteis | 10.266 | ---- | ---- | 890-36.930 | ---- | ---- |
| Sól. Sus. Totais | ---- | 2.130 | 22.013 | ---- | ---- | 66.000 |

Obs. Todos os valores em mg/L, exceto o pH.

Os resultados obtidos por Medri (1997) aproximam-se dos obtidos por Estrada & Hernández (2002) e Duarte *et al.* (1992), sendo quatro vezes menores que os de Sevrin-Reyssac *et al.* (1995). Os valores obtidos por Tilche *et al.* (2001) apresentam-se bem abaixo da média obtida pelos outros autores citados, devido à diluição dos dejetos causada pelo excesso de água usada nas lavagens diárias das baias. Os valores obtidos por Chin & Ong (1993) são bastante variáveis, em função do manejo adotado nas diferentes granjas. Conclui-se, independente dos fatores que causam maior ou menor concentração dos dejetos suínos, que esses são efluentes orgânicos, de boa biodegradabilidade, elevada carga de nutrientes (N e P) e próximos da neutralidade do pH.

2.2. Problemas relativos à presença de nutrientes (Nitrogênio e Fósforo) nos dejetos de suínos

A composição físico-química e microbiológica dos dejetos de suínos é um aspecto muito importante quando se realizam estudos sobre sistemas de tratamento dos mesmos. O fato de possuírem elevadas concentrações de nutrientes como nitrogênio e fósforo e elevada concentração de sólidos voláteis (SV) em relação aos sólidos fixos (SF), faz com que os dejetos possuam alto potencial poluidor. Estes despejos, quando lançados nos recursos hídricos, favorecem o crescimento de microrganismos, diminuem a concentração de oxigênio dissolvido (OD), podem causar a eutrofização dos corpos receptores e aparecimento de vetores (moscas e borrachudos) e de maus odores. Além destes, o lançamento desses efluentes pode causar problemas de toxicidade para a vida aquática, perigos para a saúde pública e afetar os reusos benéficos das águas receptoras.

A eutrofização das águas é caracterizada por grande produção do fitoplâncton, como resultado de um enriquecimento em nutrientes. É um problema ambiental muito sério, pois causa a degradação da qualidade química das águas e dos ecossistemas aquáticos. Para Harper (1992), uma das principais causas da eutrofização são as atividades antropogênicas, que aumentam os níveis de Fósforo e outros nutrientes nos recursos hídricos, através do lançamento de águas não tratadas, ou parcialmente tratadas, de origem humana ou animal; ou do excesso de fertilizantes usados na agricultura. O fósforo é comumente encontrado na forma de ortofosfatos, polifosfatos e fósforo orgânico. Segundo Converti *et al.* (1993), os ortofosfatos (PO_4^{3-} , HPO_4^{2-} , H_2PO_4^- e H_3PO_4) encontram-se diretamente disponíveis para o metabolismo biológico, sem necessidade de conversão às formas simplificadas.

Por sua vez, o nitrogênio alterna-se entre várias formas e estados de oxidação em seu ciclo na biosfera. Apresentando-se na água, sob as seguintes formas: nitrogênio molecular (N_2), nitrogênio amoniacal (NH_3), nitrito (NO_2^-) e nitrato (NO_3^-).

Quando as concentrações de nitratos, nas águas de abastecimento, apresentam-se maiores que 10 mg/L, as pessoas consumidoras dessas águas correm o risco de desenvolver câncer e metahemoglobinemia em crianças com menos de três meses de idade (Masters, 1991). Isbizuka (1998) salienta que o nitrogênio na forma de amônia é altamente tóxico para os peixes.

A toxicidade aguda dos compostos N-nitrosos varia de acordo com o tipo de composto e a suscetibilidade das pessoas sobre as quais atuam. Sabe-se que no homem, os efeitos tóxicos das *nitrosaminas* podem se manifestar através de cirroses e outros danos hepáticos; já as pessoas que trabalham diretamente com o produto, podem não apresentar sintomas de intoxicação aguda. O efeito principal da toxicidade crônica é a carcinogênese, que está sendo a maior preocupação em relação a exposição humana a esses compostos, mesmo que em pequenas quantidades (Osterdahl, 1988). As *nitrosaminas* causam câncer do fígado, esôfago, trato respiratório e urinário, enquanto que as *nitrosamidas* afetam o sistema nervoso periférico e central e os órgãos do trato gastrointestinal (USEPA, 1988).

Picot *et al.* (1991 e 1993), estudaram a remoção dos nutrientes (N e P) utilizando lagoas de alta taxa, onde observaram que durante o dia, com a incidência da radiação solar, ocorreu crescimento da biomassa algal, e conseqüentemente, aumento de oxigênio dissolvido e pH e diminuição da alcalinidade total. A remoção de nutrientes ocorre, então, pela absorção biológica, precipitação do fosfato e volatilização da amônia.

Ferrara e Avci (1982) mostram que o Nitrogênio, em muitos casos, pode ser o nutriente limitante para o crescimento de algas nas lagoas de estabilização. Segundo Pano e Middlebrooks (1982) e Reed (1985), a remoção de Nitrogênio em sistemas de lagoas pode ser de 80% ou mais e depende do pH, temperatura e tempo de retenção.

Existem três processos de remoção de Nitrogênio amoniacal nas lagoas (Pano e Middlebrooks, 1982):

- a) volatilização da amônia;
- b) assimilação da amônia pela biomassa algal;
- c) nitrificação biológica acompanhada de desnitrificação.

Sendo que a maior remoção acontece no processo de volatilização da amônia com o pH maior que 9,0. A remoção é elevada em sistema de lagoas, tendo maior eficiência nas lagoas facultativas primárias.

Os principais mecanismos de remoção de fósforo em lagoas de estabilização são (Arceivala, 1981; Van Haandel e Lettinga, 1994):

- a) retirada do fósforo orgânico absorvido nas algas e bactérias, através da saída com o efluente final;
- b) precipitação de fosfatos em condições de elevado pH.

Medri (1997) observou que grande parte do Fósforo total dos dejetos de suínos foi removido junto com os sólidos na decantação primária (60%) e na sedimentação dos lodos nas lagoas anaeróbias (55%). Costa *et al.* (2000b) observaram em uma lagoa de alta taxa, com dejetos suínos, que o fósforo total solúvel decresce quando o pH alcança valores superiores a 8,5, em conformidade aos resultados obtidos por Mesplé *et al.* (1995).

Lima *et al.* (2001) estudaram o fracionamento do fósforo em suspensão em uma lagoa facultativa primária com chicanas, tratando esgoto doméstico, verificando que as formas inorgânica e orgânica de fósforo representaram, respectivamente, em torno de 52 e 48% do fósforo total presente no material sedimentável da lagoa; os valores de pH situaram-se na faixa neutra, favorecendo a predominância da fração de fósforo ligado a ferro e alumínio sobre as demais formas de fósforo inorgânico, e a fração de fósforo ligado ao cálcio representou 30% do fósforo inorgânico total, mesmo sob condições desfavoráveis (pH neutro).

2.3. Lagoas de estabilização

As lagoas de estabilização apresentam-se como excelente alternativa de tratamento de águas residuárias. Trata-se de um processo simples, com baixo custo operacional, como foi relatado por pesquisadores em todo o mundo, como por exemplo: no nordeste do Brasil (Mara & Silva, 1979; Köning *et al.*, 2002), no sul do Brasil (Bento *et al.*, 2002), na América Central (Kopitopoulos, 2000), no México (Estrada, 2000; Mantilla *et al.*, 2002), na Argentina (Sanguinetti *et al.*, 2000), na Colômbia (Peña *et al.* 2002), na França (Sambuco *et al.*, 2000), nos Estados Unidos (Downing *et al.*, 2000), na Nova Zelândia (Archer & Mara, 2002), no Marrocos (Ouazzani & Boussaid, 2002) e outros países Mediterrâneos (Mara & Pearson, 1998), entre outros.

As lagoas de estabilização são projetadas para promover um controle ambiental através do tratamento dos despejos. Seu tamanho é estabelecido com base nas relações teóricas e empíricas dos resultados esperados, e o tempo de retenção hidráulica (TRH) é estimado dependendo da qualidade do efluente que se pretenda alcançar (Kellner e Pires, 2000).

Apresentam-se como aspectos positivos da utilização das lagoas no Brasil, a disponibilidade de área em várias regiões, o clima favorável, a simplicidade operacional e a utilização de pouco ou nenhum equipamento (von Sperling, 1996b). No caso da utilização de lagoas para tratamento de dejetos de suínos, em Santa Catarina, as pesquisas mostram excelente desempenho na remoção da poluição carbonácea e de Coliformes Fecais, porém menos eficientes quanto à remoção dos nutrientes (Medri, 1997; Cazarré, 2000; Dalavéquia, 2000).

Pearson *et al.* (1995) salientam que as lagoas de estabilização podem ser construídas em diferentes combinações e distribuições, dependendo dos padrões de qualidade esperados para o efluente final. A eficiência diária das lagoas de estabilização é função da qualidade de seu efluente, e pode ser estimada através de análises dos parâmetros DBO₅, DQO e Sólidos em Suspensão (Mendonça, 2000).

Merkel (1981) relata que a temperatura exerce grande influência nas atividades das lagoas, pois afeta a velocidade com que ocorre a decomposição da matéria orgânica e está diretamente ligada ao crescimento dos microrganismos.

Para Curtis *et al.* (1992) a remoção de coliformes fecais em lagoas ocorre em função do conjunto de fatores, que são: a luz solar, alto pH e alta concentração de oxigênio dissolvido, e não de um fator isolado. Campos *et al.* (2002) complementam que, para lagoas facultativas, além desses fatores, a sedimentação, os baixos teores em CO₂, as toxinas produzidas por algas, a presença de predadores e o tempo de retenção, podem afetar a taxa de remoção dos organismos indicadores (coliformes).

Matheus *et al.* (1989) verificaram grande desenvolvimento de algas num sistema de tratamento de dejetos de suínos com lagoas, e devido a este fator ocorreu acréscimo nos sólidos orgânicos em suspensão, com conseqüente aumento nos valores de DQO.

Oliveira *et al.* (1995) obtiveram remoção de 49% de DBO₅, 46% de DQO, 50% de ST, 47% de NT e 49% de PT, em lagoas anaeróbias tratando dejetos suínos, com um tempo de retenção de 26 dias. Araújo *et al.* (2001) avaliaram duas séries de lagoas de estabilização no tratamento de esgoto doméstico, sendo que ambas apresentaram eficiências de remoção média de DBO, DQO, coliformes totais e fecais e amônia entre 61- 65%, 54-67%, 99,60 e 99,97% e 6%, respectivamente; este desempenho, segundo os autores, está relacionado com as elevadas concentrações de matéria orgânica presentes nos dois sistemas (670 mg/L de DBO).

Silva *et al.* (2001) estudaram o desempenho de uma série de lagoas de estabilização rasas tratando esgotos domésticos, com TRH cumulativo de 11 dias, e obtiveram eficiências de remoção de 75% de DBO₅, 61% de DQO e 37% de SS, caracterizando um efluente que se aproxima dos valores máximos permissíveis para lançamento nos corpos receptores e para uso na irrigação irrestrita. Para estudar os fatores que influenciam na variação de

coliformes fecais nestes tipos de lagoas, Oliveira *et al.* (2001) utilizaram a técnica de análise de trajetória (*análise causal*), a qual permitiu concluir que, em lagoas de estabilização rasas os principais fatores que afetam as bactérias do grupo coliformes fecais são radiação solar e pH, que têm seu efeito relacionado com o desenvolvimento da aerobicidade ao longo das lagoas que se sucedem numa série. A análise de trajetória mostrou-se uma ferramenta bastante adequada ao estudo do comportamento das bactérias coliformes fecais em sistemas hipereutróficos, podendo avaliar de forma conjunta a influência exercida pelos mais diversos fatores que afetam essa comunidade bacteriana, além do que pela sua estrutura causal fornece informações adicionais a respeito dos diversos fenômenos que se sucedem ao longo da série. Já Moreira *et al.* (2001) utilizaram esta mesma técnica para avaliar o desempenho de lagoas profundas tratando esgotos domésticos, concluindo que os fatores responsáveis pelo decaimento das bactérias do grupo coliformes fecais estão relacionadas com o processo de maturação que ocorre com as séries de lagoas de estabilização, ou seja, aumento do pH, da concentração de oxigênio dissolvido e do fitoplâncton.

2.3.1. Lagoas anaeróbias

As Lagoas anaeróbias são mais que um simples tanque de sedimentação. O processo envolve a remoção de matéria orgânica e outros poluentes presentes nos esgotos sedimentados, os quais passarão por digestão anaeróbia no fundo da lagoa. A habilidade de redução do lodo orgânico na lagoa anaeróbia, usando-se menos da metade da área, quando comparada com outros tipos de lagoas, é um fator importante dentro do sistema de lagoas (Pinto *et al.*, 1997).

As lagoas anaeróbias têm como principal função a degradação e a estabilização da matéria orgânica, e não a purificação da água para posterior descarga em corpos receptores. Esta estabilização da matéria orgânica ocorre pela ação das bactérias acetogênicas e metanogênicas. As primeiras convertem os compostos orgânicos complexos em moléculas mais simples. Os carboidratos, como celulose e amido, são convertidos em ácidos orgânicos, aldeídos e álcoois; os lipídios em glicerol e ácidos graxos, que mais tarde serão convertidos em álcoois, aldeídos e ácidos; as proteínas são degradadas em aminoácidos, e estes são transformados em ácidos orgânicos mais simples, mercaptanas e dióxido de carbono. O ácido acético é o substrato das bactérias metanogênicas que o convertem em metano e dióxido de carbono (Mendonça, 2000).

As lagoas anaeróbias apresentam eficiência de remoção de DBO na ordem de 50 a 60% (von Sperling, 1996a), porém, sob condições psicrófilicas ($T \cong 10 \text{ }^\circ\text{C}$), para lagoas

anaeróbias com carga média de 0,118 kg DQO/m³/dia e 0,034 kg SVT/ m³/dia. Paing *et al.* (2001) obtiveram eficiências variando entre 21 e 37% na remoção de DBO.

Mara e Pearson (1986) recomendam cargas que variem entre 0,1 e 0,3 kg DBO₅/m³/dia, e argumentam que quando aplicadas cargas inferiores a 0,1 kg DBO₅/m³/dia, estas impedem o desenvolvimento de condições anaeróbias e cargas acima de 0,3 kg DBO₅/m³/dia liberam níveis de odor inaceitáveis.

Chin e Ong (1993) realizaram estudos com dejetos suínos, obtendo reduções de 64% de DBO quando a lagoa recebia carga orgânica em torno de 0,08 kg DBO₅/m³/dia e remoção de 78% de sólidos para cargas de 0,11 kg SVT/m³/dia. Costa *et al.* (1995) realizaram estudos com dejetos de suínos, onde os resultados de remoção dos parâmetros foram: 85% de DQO, 86% de ST, 77% de NT e 87% de PT, utilizando lagoas anaeróbias em escala real, com tempo de retenção de 66 dias e cargas orgânicas volumétricas entre 0,03 e 0,12 kg DBO₅/m³/dia.

A Tabela 2.3. apresenta os resultados obtidos por: Medri (1997) para duas lagoas anaeróbias funcionando em série, em escala real (LA1 e LA2), Cazarré (2000) e Dalavéquia (2000) estudando sistemas similares, em escala piloto, para dejetos de suínos.

Tabela 2.3. Eficiência de remoção obtidos nos estudos de Medri (1997), Cazarré (2000) e Dalavéquia (2000) para lagoas anaeróbias com dejetos suínos.

| | Eficiência de Remoção (%) | | | | | |
|--|---------------------------|--------|----------------|------|-------------------|------|
| | Medri (1997) | | Cazarré (2000) | | Dalavéquia (2000) | |
| | LA1 | LA2 | LA1 | LA2 | LA1 | LA2 |
| Cv (kgDBO ₅ /m ³ .d) | 0,286 | 0,0434 | 0,40 | 0,14 | 0,32 | 0,09 |
| TRH (dias) | 35 | 46 | 35 | 30 | 30 | 20 |
| DQO | 78 | 56 | 58 | 41 | 82 | 24 |
| SV | 62 | 39 | 46 | 44 | 67 | 34 |
| ST | 52 | 30 | 34 | 37 | 45 | 18 |
| NT | 23 | 32 | 36 | 25 | 21 | 15 |
| PT | 64 | 52 | 50 | 40 | 67 | 47 |

Observa-se na Tabela 2.3. que em geral, a primeira lagoa é mais eficiente na remoção de DQO, SV, ST, NT e PT. Os resultados nas lagoas piloto mostram que estas ainda não têm seu dimensionamento otimizado, pois as cargas aplicadas podem ser aumentadas e o tempo de retenção hidráulica pode ser reduzido.

Para König (2000), o sucesso das lagoas anaeróbias depende do equilíbrio entre a população bacteriana (formadoras de ácidos orgânicos e metano), e para que isso ocorra a temperatura deve ser superior a 15 °C e o pH deve ficar entre 6,8 e 7,4. As lagoas podem ser projetadas com base em critérios empíricos, gerados a partir de dados experimentais da carga orgânica volumétrica e/ou tempo de retenção hidráulica segundo Saqqar e Pescod (1995).

2.3.2. Lagoas facultativas

As lagoas facultativas são consideradas as mais simples dentro do sistema de lagoas de estabilização. Nelas ocorre a retenção dos efluentes por um determinado período de tempo, até que se desenvolvam os processos de estabilização da matéria orgânica (von Sperling, 1996a).

As lagoas facultativas têm uma zona aeróbia na superfície, uma zona facultativa no meio e uma zona anaeróbia no fundo. Nela o processo de oxidação bacteriana converte a matéria orgânica em dióxido de carbono, amônia e fosfatos. A existência de nutrientes (NH_4^+ e PO_4^{3-}) proporciona um ambiente favorável para que se desenvolvam populações de algas e através da fotossíntese gera-se grande quantidade de oxigênio dissolvido. Existe uma relação entre bactérias e algas mostrada na figura 2.1 (König, 2000).

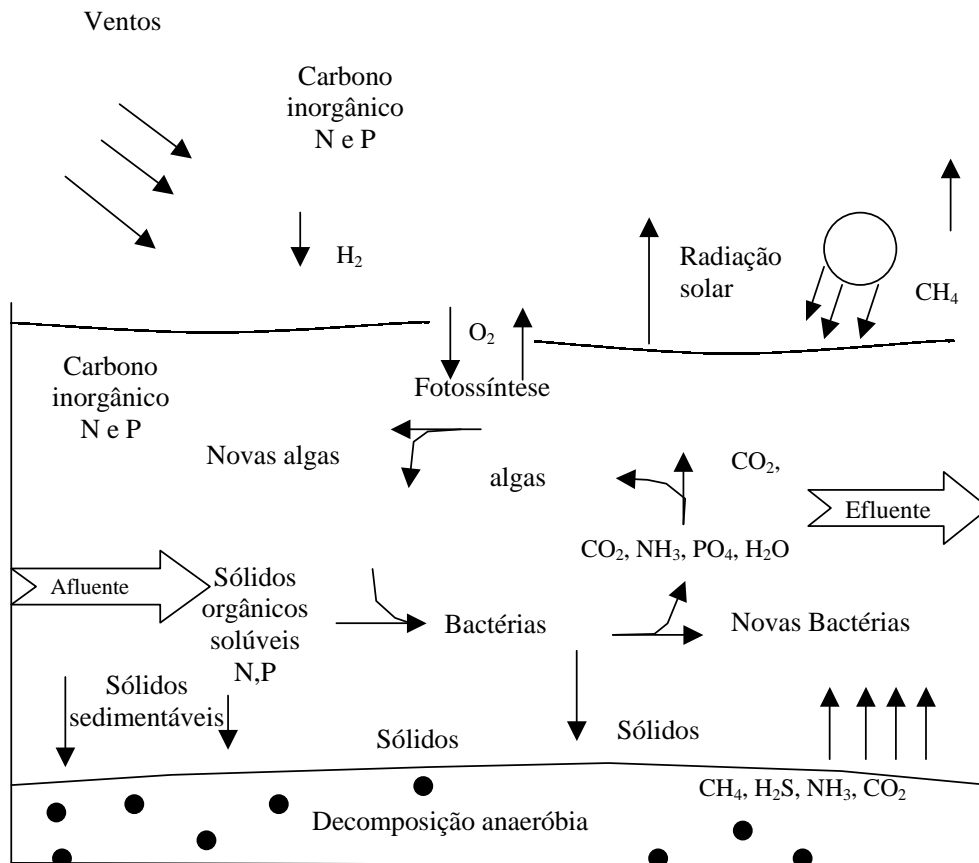


Figura 2.1. Esquema do funcionamento de uma lagoa facultativa.

Fonte: adaptado de König (2000).

O trabalho da lagoa facultativa está baseado nas relações simbióticas, desenvolvidas no seu interior, entre os microrganismos heterotróficos e as algas, estas são responsáveis pela degradação da matéria orgânica em CO_2 , H_2O e formas inorgânicas de nutrientes; durante o processo de formação desses dois produtos as algas produzem O_2 , essencial para os microrganismos aeróbios realizarem seus metabolismos e processos respiratórios. Essas relações simbióticas dependem de outros parâmetros como temperatura, radiação solar, carga orgânica e tempo de retenção hidráulica, os quais definem as taxas de reações ocorridas na lagoa (Pinto *et al.*, 1997).

As lagoas facultativas podem ser dimensionadas considerando o tempo de retenção hidráulica, a profundidade e cargas orgânicas aplicadas, estas variando entre 350 a 100 kg $\text{DBO}_5/\text{ha.dia}$, em função da temperatura, latitude, exposição solar, altitude, evaporação, pluviometria e outros fatores locais. Devem ser observados também os regimes hidráulicos (fluxo pistão, fluxo disperso e mistura completa) e pode ser adotada nos cálculos a remoção da DBO segundo uma reação de primeira ordem (von Sperling, 1996a).

Para Pearson *et al.* (1995), alguns projetistas têm tendência em aumentar a profundidade da lagoa como sendo uma maneira de aumentar o tempo de retenção na série de lagoas, acreditando que com isso melhorará a qualidade do efluente em termos de microbiologia. As diferentes razões entre comprimento, largura e profundidade têm pouco efeito na qualidade do efluente em termos de DBO_5 , Sólidos Suspensos e Coliformes Fecais, por isso, aumentando a profundidade da lagoa e mantendo a carga orgânica superficial, não melhorará a eficiência da qualidade físico-química ou microbiológica do efluente.

Soares *et al.* (2001) argumentam a necessidade de estudos que determinem novos parâmetros que possam ser utilizados no dimensionamento de lagoas facultativas, uma vez que os projetos atualmente são realizados com bases empíricas, e dados gerados por estudos realizados em regiões com características diferentes. Os autores avaliaram valores de eficiência de remoção de DQO e apresentaram a faixa ótima de dimensionamento das lagoas facultativas compreendida entre 350 e 450 kgDQO/ha.d para a região Centro-Oeste do Brasil.

Para dejetos de suínos, a lagoa facultativa do sistema estudado por Medri (1997), tratando uma carga superficial de 294 kg $\text{DBO}_5/\text{ha.dia}$, teve uma remoção em torno de 50% de DBO_5 e de DQO, 34% de sólidos totais, 59% de Nitrogênio total e 30% de Fósforo total. Estrada & Hernández (2002) obtiveram remoção de 83% de DBO_5 , 50% de DQO e 31% de sólidos suspensos totais e remoção de 2 unidades log para Coliformes Fecais, com carga orgânica aplicada compreendida entre 200 e 470 Kg $\text{DBO}_5/\text{ha.dia}$.

Duarte *et al.* (2000) estudaram a eficiência de sistemas de tratamento de águas residuárias domésticas com duas lagoas facultativas primárias distintas, a lagoa facultativa que operou com carga de 283 kg DBO₅/ha.dia e TRH de 21 dias, removeu 49% de DBO e 99,3% de coliformes fecais, enquanto que a segunda lagoa facultativa operou com carga de 1.093 kg DBO₅/ha.dia e TRH de 10 dias, obtendo eficiências de remoção de 56% de DBO e 99,9% de coliformes fecais. Nenhum dos sistemas obteve o desempenho previsto no projeto, necessitando tratamento complementar.

2.3.3. Lagoas de maturação e lagoas de aguapés

As lagoas aeróbias de maturação são empregadas como o último estágio em uma série de lagoas anaeróbia-facultativa-aeróbia, ou como lagoas de polimento em sistemas de tratamento de efluentes utilizando processos clássicos como os lodos ativados ou os filtros biológicos. Sua principal função é a eliminação de microrganismos patogênicos, porém podem ser utilizadas também para remoção de nutrientes.

Mara e Pearson (1986) apontam como principal objetivo das lagoas de maturação a destruição de organismos patogênicos, pois possuem elevados níveis de oxigênio dissolvido, favorecendo os organismos aeróbios na cadeia alimentar. A radiação solar funciona como germicida, afetando a parede celular dos patogênicos.

Essas lagoas devem ter profundidade entre 0,15m e 1,00m. A luz, neste caso, é imprescindível para o processo depurativo. Quanto à carga orgânica, James (1987) recomenda que as lagoas de polimento ou maturação sejam utilizadas para baixas concentrações de DBO₅ (< 20mg/L); observa ainda que a penetração de luz na lagoa deve respeitar o limite de 10 a 15 cm, evitando a mortalidade de todas as bactérias. Já segundo os estudos de Pearson *et al.* (1987) o número de coliformes fecais nem sempre é menor na superfície das lagoas onde a intensidade de luz é maior.

A utilização de plantas aquáticas, especialmente do aguapé (*Eichornia Crassipes*), para tratamento de águas residuárias, tem recebido atenção especial devido a sua significativa capacidade assimiladora de alguns tipos de substâncias poluidoras (Kawai e Grieco, 1983).

O aguapé é uma planta aquática originária da região tropical da América Central, encontrando-se hoje distribuída em mais de 50 países do mundo (Wolverton, 1979). Devido ao seu grande potencial de proliferação, sérios problemas operacionais têm sido provocados nos sistemas hídricos onde esta planta foi introduzida, sendo considerada “praga da água”.

Tal imagem negativa, entretanto, foi parcialmente alterada pelas várias investigações realizadas nestes últimos anos, o que evidenciou que há boa perspectiva de aproveitamento dos aguapés não só para remoção de substâncias poluentes, mas também como fonte de energia, de proteínas e outras finalidades.

Yount e Crossman (1970) estudaram a relação entre produtividade e remoção de nutrientes no sistema de lagoa de aguapés. Os resultados deste estudo demonstraram que a produtividade líquida da biomassa representa o parâmetro mais adequado para avaliar a eficiência de remoção de nutrientes.

Como mostraram os experimentos de Kawai e Grieco (1983), o crescimento dos aguapés tem forma sigmóide. Após aproximadamente oito a dez dias da fase de adaptação, observa-se um crescimento exponencial sucedido por fase estacionária de crescimento. Quando os aguapés ultrapassam uma determinada densidade na lagoa, sua taxa de crescimento tende a decrescer e, conseqüentemente, diminuem suas atividades biológicas relacionadas à assimilação de substâncias poluidoras. Por esse motivo, do ponto de vista da operação prática da lagoa, é necessário efetuar um controle constante da quantidade de aguapés para manter melhor rendimento na eficiência do sistema.

As lagoas de aguapés têm sido bastante utilizadas na remoção de metais pesados, nutrientes, algas, sólidos em suspensão, coliformes, turbidez e DBO (Roquette Pinto *et al.*, 1992; Bassères, 1990; Bavaresco *et al.*, 1996). O grande problema da lagoa de aguapés encontra-se na dificuldade de remoção e destino final das plantas, que apresentam umidade em torno de 95% e produtividade elevada dobrando seu número em períodos de 6 a 15 dias.

Jordão *et al.* (1983) sugerem critérios de dimensionamento de lagoas de maturação de aguapés, visando um maior carregamento das lagoas, aumento da eficiência e da produtividade do sistema, como: unidades longas e estreitas (comprimento/largura > 5); profundidade entre 0,60m e 1,00m; uso de lagoas em série ou com chicanas transversais; tempo de retenção superior a 5 dias; manter na saída da lagoa uma área livre de plantas que permita a reaeração do efluente, aproveitamento assim, da estrutura para proteção contra perdas de aguapés com o efluente; carga hidráulica entre 1800 e 4500 m³/ha/dia e carga orgânica de 100 kg DBO₅/ha.dia. Kawai e Grieco (1983) recomendam ainda carga máxima de nitrogênio e fósforo de 18 e 4 kg/ha/dia, respectivamente, e máximo de 70% da área ocupada por aguapés.

Giraldo e Garzón (2000) realizaram estudos com lagoas de aguapés em escala piloto, para águas residuárias domésticas, e obtiveram eficiência de remoção de DBO₅ na ordem de 90% com TRH de 15 dias. Bavaresco (1998), em seus estudos, utilizou aguapés em lagoas piloto para tratamento terciário de dejetos de suínos, obtendo bons resultados na remoção de DQO (40 a 100%), NT (40 a 95%), PT (20 a 50%), metais: Fe, Cu, Mn e Zn (40

a 100%) e coliformes fecais (4 a 7 unidades log), variando em função da estação (inverno ou verão). Em escala real, os resultados obtidos por Medri (1997) com dejetos de suínos, mostram uma remoção de 58% de DQO, 47% de ST, 47% de SV, 59% de NT e 54% de PT e 7 unidades log para Coliformes Fecais, com carga de 170 kg NT/ha/dia e 22 kg PT/ha/dia e TRH de 20 dias.

Os aguapés podem ser utilizados como suplemento energético na alimentação animal desde que se evite processos mecânicos de desidratação dos mesmos, um processo prático utilizado em lugares quentes é a exposição da planta ao sol.

Várias alternativas são apresentadas por Kawai e Grieco (1983) para a utilização dos aguapés, tais como: compostagem para obtenção de composto orgânico para agricultura, prensagem para posterior disposição no solo, digestão para produção de metano, produção de papel, produção de etanol e produção de carvão.

O controle das plantas pode ser feito através de meios mecânicos (máquinas para colheita e ferramentas), biológicos (uso de peixes do tipo "carpa capim") e químicos (herbicidas). No uso de cada um destes meios deve-se levar em consideração os usos múltiplos da água (Perazza *et al.*, 1981).

2.3.4. Lagoas com chicanas

Chicanas são paredes ou chapas usadas para canalizar ou direcionar o fluxo do líquido através da lagoa. Estas chapas promovem a submersão dos microrganismos localizados na superfície, aumentando a concentração dos mesmos nas lagoas através de sua fixação nas paredes, melhorando a taxa de estabilização orgânica na lagoa. As chicanas afetam o fluxo hidráulico padrão do sistema e reduzem os curto-circuitos, promovendo condições favoráveis ao escoamento do líquido.

Para Muttamara e Puetpaiboon (1995), as chicanas provocam um regime hidráulico semelhante ao de fluxo pistão, o qual aumenta a eficiência de remoção do carbono orgânico e nitrogênio. Reynolds *et al.* (1975) realizaram estudos utilizando chicanas nas lagoas de estabilização, para melhorar a eficiência no tratamento de resíduos domésticos e industriais de uma pequena comunidade. Foram construídas quatro lagoas, com as mesmas dimensões. Na primeira, não foram colocadas chicanas, na segunda, as chicanas foram colocadas no sentido transversal, na terceira, as chicanas foram instaladas no sentido longitudinal, sendo que o afluente e efluente estavam em sentidos opostos; e na quarta lagoa, as chicanas eram longitudinais e o afluente e efluente estavam no mesmo lado da lagoa. A eficiência de remoção de carbono orgânico solúvel foi de 81% a 93%, quando

retiraram a espuma formada nas lagoas com chicanas, e de 42% a 69% quando não foram retiradas as espumas. A diferença ocorreu, provavelmente pelo bloqueio de luz causado pela espuma.

Para um tempo de retenção de 5 dias, as lagoas com chicanas longitudinais foram mais eficientes que as transversais. Nos sistemas de lagoas com chicanas, a remoção de carbono orgânico solúvel foi maior que nas lagoas anaeróbias. Para um tempo de retenção de 1,5 dias, a remoção de carbono orgânico foi de 68% nas chicanas longitudinais, as quais tiveram carga de 0,336 kg DBO/m²/dia. Os autores concluíram que a utilização de chicanas teve efeitos consideráveis para tempos de retenção baixos e que as lagoas sem chicanas requerem mais áreas de terra, quase o dobro, para obter um efluente de qualidade similar.

No estudo realizado por Silva *et al.* (1995), o uso das chicanas nas lagoas de maturação não aumentou a remoção de nitrogênio. Soares e Bernardes (2001) avaliaram a remoção de matéria orgânica e nutrientes em lagoas de polimento com chicanas (TRH médio de 7,65 dias) e sem chicanas (TRH de 7,10 dias), a eficiência de remoção de DBO (42%) e de DQO (8%) foi similar nos dois tipos de lagoas, enquanto que para os nutrientes a lagoa sem chicanas apresentou melhor desempenho de remoção. Para os coliformes, Pearson *et al.* (1996) realizaram estudos experimentais com um complexo de dez lagoas (2 lagoas anaeróbias, 5 lagoas facultativas secundárias, e 3 lagoas de maturação secundárias). Foram colocadas chicanas em uma das lagoas de maturação. A lagoa com chicanas foi eficiente na remoção de coliformes fecais, obtendo um efluente com 727 CF/100 ml, adequado para irrigação, tendo uma eficiência melhor que as lagoas sem chicanas.

Silva *et al.* (2000a e 2001) estudaram a influência de chicanas no desempenho de lagoas facultativas primárias no tratamento de esgotos domésticos, obtendo eficiência na ordem de 71–74% de DBO₅, 47–54% de DQO, 53–60% de SS e 93,6666 – 94,6666% de coliformes fecais nas lagoas com e sem chicanas. A carga orgânica das lagoas foi de 330 kg DBO₅/ha.dia e TRH de 15 dias. Os estudos concluíram que o uso de chicanas não melhorou o desempenho operacional destas lagoas, fato que atribuem ao auto-sombreamento provocado na lagoa pelas chicanas, não sendo técnica e economicamente recomendáveis. Mas utilizando o mesmo sistema para analisar ácidos voláteis, a lagoa com chicanas foi mais eficiente (Silva *et al.*, 2000b).

Oliveira *et al.* (2000a) e Pedroza *et al.* (2001) concluíram que não há melhoria significativa na eficiência de remoção em termos de nitrogênio amoniacal e orgânico, fósforo total e ortofosfato solúvel quando se utilizam chicanas em lagoa facultativa com carga de 330 kg DBO₅/ha.dia e TRH de 15 dias. O mesmo ocorreu, em um sistema semelhante, com o ciclo do enxofre; embora a lagoa facultativa com chicanas tenha apresentado um ciclo

diário de aerobiose/anaerobiose na camada mais superficial e predominância de condições anaeróbias nas camadas situadas abaixo de 50 cm (Oliveira *et al.*, 2000b).

Muttamara e Puetpaiboon (1996), realizaram estudos sobre a remoção de nitrogênio nas lagoas de estabilização com chicanas, em escala piloto, analisando variações nos números de chicanas, onde obtiveram eficiência de remoção de 65% de NT e 90% de $\text{NH}_3\text{-N}$ com tempo de retenção hidráulica de 5 dias, nas lagoas com 6 chicanas. Aumentando o número de chicanas, aumentou a eficiência de remoção de NT, $\text{NH}_3\text{-N}$ e DQO, sendo que a eficiência de remoção DQO atingida na lagoa com 6 chicanas foi de 90%. Comparando com as lagoas de estabilização usuais, as lagoas com chicanas tiveram eficiência de remoção maiores nos níveis de NT, $\text{NH}_3\text{-N}$, DQO e DBO_5 . As concentrações de SS do efluente para a lagoa com 6 chicanas foram menores que 20 mg/L com tempo de retenção hidráulica de 3 dias ou mais.

2.4. Lagoas aeradas mecanicamente

As lagoas aeradas são reatores biológicos com profundidade variando entre 2,5 e 5m, onde a aeração é feita artificialmente por meio de aeradores mecânicos, fixos ou flutuantes. São utilizadas com sucesso no tratamento de esgotos domésticos de pequenas e médias cidades, bem como no tratamento de despejos orgânicos de atividades industriais (Maekawa *et al.*, 1995).

Segundo Bryant (1995), os principais processos que ocorrem nas lagoas aeradas são: oxidação, clarificação e digestão dos sólidos sedimentados na zona bentônica. Esses processos podem variar com a lagoa em função de variação sazonais da temperatura, intensidade de aeração, tipo de aerador, re-dissolução dos compostos bentônicos e disponibilidade de nutrientes.

As lagoas aeradas podem ser classificadas em: aeróbia com mistura completa, facultativa e com aeração prolongada. As lagoas aeróbias com mistura completa possuem uma relação potência/volume alta, reduz DBO_5 na ordem de 50 a 60% e possuem a desvantagem de transportar muitos sólidos no efluente, caracterizando um sistema de lodos ativados sem recirculação do lodo (Mendonça, 1990).

Nas lagoas aeradas facultativas, a energia obtida por unidade de volume é suficiente apenas para a difusão do oxigênio para a massa líquida, sendo insuficiente para manter os sólidos em suspensão, desta forma, a parte superior da lagoa é aeróbia e a inferior anaeróbia, devido aos sólidos sedimentados (König,2000). A remoção de DBO_5 ocorre nos níveis de 70 a 90% e a idade do lodo é maior que o tempo de retenção hidráulica. A potência fornecida ao sistema é limitada, contribuindo para que estas lagoas sejam mais

econômicas do que as lagoas aeradas de mistura completa (Mendonça, 1990). Os resultados obtidos por Melo *et al.* (2000) com lagoa aerada facultativa, mostram que as algas garantiam a oxigenação do meio nas áreas não aeradas, atingindo concentrações de OD acima de 2,0 mg/L em profundidades superiores a 1m.

As lagoas aeradas com aeração prolongada são lagoas de mistura completa, com recirculação de lodos. Nessas lagoas existe completo controle dos sólidos. A relação potência/volume é idêntica às lagoas aeradas aeróbias com mistura completa. A idade do lodo é maior que o tempo de retenção hidráulico e a remoção de DBO₅ é elevada, variando entre 95 a 98% (Mendonça, 1990).

Assim como ocorre em outros processos biológicos, as lagoas aeradas mecanicamente dependem das atividades metabólicas dos microrganismos, que são na maioria heterótrofos, estes utilizam a matéria orgânica das águas residuais como fonte de energia e carbono para a síntese de novas células (König,2000).

Flores *et al.* (2000) estudaram dois sistemas de tratamento de águas residuárias domésticas com lagoas aeradas, nos quais obtiveram eficiências de remoção de DQO de 81% e 85%. De acordo com os valores do nitrogênio, nas diferentes formas, evidenciou-se que existe um processo efetivo de nitrificação nas lagoas. Os autores verificaram também que as lagoas aeradas são propícias para o tratamento destes efluentes, pois possibilitam atingir com uma só lagoa uma remoção de 87% a 91% da carga orgânica em termos de DBO, com tempo de retenção de 1 dia.

Para Berthet (1979), a utilização de aeradores nas lagoas de estabilização possui os seguintes inconvenientes: consumo de energia; criação de uma biomassa floculada em suspensão; aparecimento de espumas; e difusão de uma bruma de aerossóis formados de germes bacterianos, plâncton e sais minerais, entre outros. Tem, porém, as seguintes vantagens: mistura da massa líquida, impedindo a estratificação das camadas líquidas; aeração do meio; e volatilização ("stipping") de compostos tóxicos como NH₃. Este autor recomenda a introdução de medidores de OD em contínuo, dentro das lagoas, de forma que quando a oxigenação fornecida pela fotossíntese não for suficiente para cobrir as demandas em oxigênio, os aeradores sejam colocados em funcionamento e regulados conforme as necessidades do meio líquido.

2.5. Ocorrência de algas em lagoas de estabilização

As algas constituem o grupo de microrganismos mais diversificado encontrado nas lagoas facultativas. Geram o oxigênio molecular que mantém a aerobiose do sistema e constituem uma fonte potencial de proteína.

O conhecimento qualitativo e quantitativo das algas e a concentração da biomassa algal do meio líquido fornecem indicações úteis do tipo de lagoa e da eficiência do tratamento. A quantificação da biomassa algal presente nas lagoas de estabilização é estimada por meio indireto que inclui o peso úmido e seco dos microrganismos em um volume conhecido de amostra, ou por métodos diretos como a contagem direta ou a extração e quantificação da concentração de clorofila *a*.

Os gêneros e espécies de algas variam de acordo com as características das águas, intensidade de radiação solar, quantidade de luz solar e temperatura, dentre outros.

2.5.1. Gêneros de algas mais freqüentes em lagoas de estabilização

Muitos gêneros de algas têm sido identificados em lagoas de estabilização. Palmer (1969), citado em Mara & Pearson (1986), relata a ocorrência de 21 gêneros em uma lagoa durante um único dia, e um total de 83 gêneros encontrados durante dois anos de observações em três lagoas localizadas em Indiana, USA. König (2000) relata a ocorrência de 22 gêneros de algas em lagoa facultativas secundárias durante um período de 24 horas de observação, no Nordeste do Brasil. Silva (1973) relata a ocorrência de 16 gêneros de algas mais encontradas, nas lagoas de São José dos Campos, no estado de São Paulo, e nas lagoas de Guará, Brasília.

2.5.1.1. Algas verdes

As algas verdes, ou Clorofíceas, são predominantemente aquáticas (planctônicas e bentônicas) umas poucas espécies crescem sobre ou dentro da superfície de solos úmidos, troncos de árvores, rochas úmidas e sombreadas e sobre uma grande variedade de outros *habitats* terrestres e subaéreos. Elas crescem em águas de amplo espectro de salinidade, variando desde águas continentais oligotróficas, eutróficas até marinhas. As algas verdes são na sua maioria formas de águas frias, sendo que *Chlorella* são termofílicas. Outras algas como *Chlamydomonas* e *Carteria* se encontram em níveis intermediários (Parra & Bicudo, 1996).

Um dos gêneros mais importantes é o gênero *Chlorella*; são algas pequenas, verdes, esféricas, isoladas; plasto parietal em forma de taça ou concha. Vivem bem em ambiente poluído por matéria orgânica, ou muito rico em sais minerais, sendo freqüentes em lagoas

de estabilização. Podem indicar poluição marinha por serem resistentes à alta salinidade. Em grande número causam odor de mofo e ainda, podem entupir filtros (Branco, 1978). Estas algas são bastante utilizadas em estudos sobre a fotossíntese e quando desenvolvidas em condições apropriadas, fornecem rica fonte de proteína e são também boa fonte de carboidratos e de gorduras, podendo ter aplicação como alimentos de animais ou como suplementos alimentícios (Pelczar *et al.*, 1980).

Chlamydomonas são algas unicelulares, verdes ou pardas, esféricas, elipsoides ou piriformes, possuindo dois flagelos, na parte anterior, e mancha ocelar vermelha em posição variável de acordo com a espécie. São freqüentes em lagoas pouco profundas, capazes de crescer em presença de altas cargas orgânicas (336 kg DBO₅/ha.dia) e sobreviver em condições anaeróbias (Cadwell, 1946, citado em König, 2000).

Carteria é muito semelhante a *Chlamydomonas*, porém, possui quatro flagelos, sendo estes implantados numa papila. Quando mortas, ambas, sem movimento e se não forem visíveis os flagelos, podem ser confundidas com *Chlorella*, mas são em geral, bem maiores que estas. São características de águas ricas em matéria orgânica, esgotos e lagoas de estabilização (Branco, 1978).

Scenedesmus apresenta-se na forma de colônias cenobiais formadas de células elipsoidais, fusiformes, aciculares ou ovóides, arranjadas lado a lado em número múltiplo de 2 em um só plano, possuindo em geral 4 ou 8 células. São algas de superfície, podem produzir odor e sabor de capim na água. Vivem bem em águas poluídas e com elevado teor mineral (Branco, 1978).

Euglena pertencem aos cloroflagelados, possuem células de forma alongada, verdes, com um flagelo na região anterior e mancha ocelar vermelha. A célula é muito flexível podendo mudar constantemente de forma, permitindo, ao mesmo indivíduo, passar de fusiforme alongado, a esférico.

2.5.1.2. Algas azuis

Pertencentes ao grupo das Cianofíceas, as algas azuis não possuem cloroplastos como tais, estando os pigmentos distribuídos em lamelas na massa citoplasmática. Embora referidas como algas verdes-azuis, esses organismos podem ser incolores, cinzentos, verdes, alaranjados, amarelos, róseos, purpúreos, marrons, violetas ou vermelhos. Muitas destas algas são metabolicamente ativas e liberam subprodutos, interessantes e potencialmente úteis, incluindo substâncias semelhantes aos antibióticos. Porém são mais conhecidas (*Anabaena*, *Microcystis*) por produzirem toxinas cujas vítimas incluem principalmente os pássaros e mamíferos que bebem a água tóxica (Pelczar *et al.*, 1980).

Champiat & Larpent (1994) relatam que alguma Cianofíceas são responsáveis por irritações da pele e das mucosas, de conjuntivite e de dermatites. A proliferação dessas algas produzem proteínas que favorecem o desenvolvimento de *Clostridium botulinum* do tipo C e também a produção de substâncias causadoras de sabor e odor nas águas.

Os gêneros mais comuns encontrados em lagoas de estabilização no Nordeste do Brasil são *Microcystis*, *Anabaena*, *Oscillatoria* e *Lyngbya* (König, 2000).

2.5.1.3. Diatomáceas

As diatomáceas são encontradas tanto nas águas doces como nas salgadas e nos solos úmidos. São algas unicelulares, coloniais ou filamentosas e apresentam grande variedade de formas.

A principal característica das diatomáceas está na presença de uma carapaça ou *frústula*, constituída de sílica e formada de duas metades ou *valvas* que se encaixam encerrando a célula. Possuem cor parda ou amarelada. A presença de cloroplastos de cor verde-oliva pode conferir-lhes coloração geral esverdeada. Podem apresentar duas vistas diferentes: uma vista *valvar*, em que a alga apresenta apenas uma das valvas e outra, *pleural*, em que pode ser vista o lado da alga, isto é, a linha de contato entre as duas valvas (Branco, 1978).

Os gêneros *Navicula* e *Cyclotella* são os mais comuns em lagoas de estabilização.

2.5.2. Desenvolvimento das algas em lagoas

A intensidade da luz solar e a densidade das algas determinam a profundidade de alcance da luz no interior da lagoa, ocasionando maior ou menor concentração de algas abaixo da superfície da lagoa. De acordo com Venkataraman e Becker (1982), citados em Rodrigues (2000), nos níveis mais concentrados de dejetos, o crescimento algal é mais baixo ou nulo, porque a alta turbidez do meio, geralmente de cor marrom escura, reduz a penetração de luz, reduzindo a fotossíntese algal.

O grande crescimento de algas na superfície de lagoas facultativas favorece a conversão de luz em calor (90%). A taxa de oxigênio liberado para a síntese algal é variável de acordo com a composição das algas, que muda conforme a espécie e a idade; sendo influenciada também pela fonte de nitrogênio. Para algas com idade de 3 a 4 dias e que utilizam amônia como fonte de nitrogênio, o valor da taxa de oxigênio liberado pode variar

de 1,5 a 1,6 gO₂ liberado/g algas sintetizadas (Oswald, 1988). Durante a noite as algas necessitam de oxigênio para respirar e os níveis de oxigênio dissolvido nas lagoas baixam a partir da 1h até o nascer do sol. Esses níveis são mais elevados das 14 h às 16 h, quando se tem o máximo da atividade fotossintética algal (Curtis *et al.*, 1994).

Em geral a diversidade de espécies de algas nas lagoas decresce com o aumento da carga orgânica aplicada, conseqüentemente as lagoas facultativas apresentam menor riqueza de espécie do que as lagoas de maturação. Segundo Mara & Pearson (1986), flagelados dos gêneros *Chlamydomonas*, *Euglena* e *Pyrobotrys* são mais abundantes em águas turvas de lagoas facultativas devido a sua mobilidade, que permite sua localização nas zonas mais iluminadas da superfície, conferindo-lhes vantagens na competição com as formas não móveis como *Scenedesmus*, *Chlorella* e *Micractinium*, que são mais abundantes em águas mais transparentes de lagoas de maturação.

Athayde *et al.* (2000) relatam que variações na carga orgânica e nos níveis de NH₃ e H₂S inibiram somente alguns gêneros de algas, de forma que o processo fotossintético não foi afetado a ponto de reduzir o desempenho das lagoas. Os altos níveis de oxigênio dissolvido e pH atingido no meio líquido confirmam isto. Os gêneros *Euglena*, *Chlamydomonas* e *Oscillatoria* foram bem resistentes à alta carga orgânica, enquanto que *Pyrobotrys* não o foi. A *Chlorella* e *Scenedesmus* não se adaptaram ao ambiente nas primeiras fases do tratamento onde havia grande carga orgânica (557 e 420 kg DBO₅/ha.d), elas apresentaram uma freqüência de aparecimento crescente ao longo da série de lagoas e isto pode ser usado como um indicativo do nível de depuração do resíduo.

Estudos sobre algas em lagoas de estabilização em série, realizados por Florentino (1992) citado por König (2000), na região próxima do litoral do estado da Paraíba, mostraram um aumento da diversidade de 14 gêneros identificados nas lagoas anaeróbias para 20 gêneros na lagoa facultativa secundária. Os gêneros mais freqüentes no efluente anaeróbio são aqueles que toleram grande quantidade de matéria orgânica, como *Oscillatoria*, *Euglena*, *Chlamydomonas* e *Navicula*. Na lagoa facultativa foram observados os mesmos gêneros, com freqüência mais elevada e um incremento de gêneros de algas verdes como *Ankistrodesmus*, *Closterium*, *Scenedesmus*, *Coelastrum*, *Chlorella*, *Pyrobotrys*, *Micractinium*, entre outros.

A freqüência e o número de gêneros de flagelados e não flagelados são também influenciados pelo fotoperíodo. Segundo Melo *et al.* (1992) citados em König (2000), existe uma predominância de flagelados no efluente de lagoa facultativa secundária durante o dia, devido a sua mobilidade na coluna líquida, e a noite estes migram para o fundo da lagoa e desaparecem do efluente.

A presença de flagelados tipo *Euglena* spp. está relacionada com altas concentrações de matéria orgânica presentes nas lagoas. Sabe-se também que a

distribuição de *Euglena* spp., que utiliza somente amônia como fonte de nitrogênio, depende mais da elevada concentração deste composto que da matéria orgânica (Munavar, 1970), citado em König (2000).

Em lagoas de alta taxa de degradação, Zulkifli (1992) observou que os gêneros mais freqüentes foram *Scenedesmus* e *Chlorella*, com alternância no aparecimento. As causas dessa alternância estão ligadas à presença de sais nutritivos no meio e à ação seletiva efetuada pelo zooplâncton. A duração do tempo de retenção hidráulica também teve influência direta sobre a composição e abundância do fitoplâncton. Experiências comparando a utilização de inóculo algal (*Scenedesmus falctus*, *Chlorella vulgaris*, *Micractinium pusillum*, Diatomáceas e *Golenkia radiata*) mostraram para a lagoa com inóculo, que a clorofila *a* apresentou concentração de 10 µg/L, a partir do 16° dia de funcionamento da lagoa, tendo alcançado valor máximo, no 35° dia, de 1860 µg/L; para a lagoa sem inóculo esses valores foram de 1110 µg/L no 35° dia. Ao final do experimento (50° dia) o número total de células de algas foi de $2,8 \times 10^9$ cel./L e $5,62 \times 10^8$ cel./L, para as lagoas com e sem inóculo, respectivamente.

Moersidik (1992) obteve valores médios de concentração de clorofila *a*, em lagoa de alta taxa de degradação da ordem de 2000 µg/L, com picos de até 5700 µg/L no início da primavera e do outono. Para a lagoa facultativa tradicional, as concentrações médias foram de 1000 µg/L, com picos de 1600 µg/L, devido principalmente às características físicas da lagoa (maior profundidade que a lagoa de alta taxa e ausência de mistura da massa líquida), assim como ao aparecimento do zooplâncton favorecido pelo maior tempo de retenção hidráulica. Na lagoa de alta taxa, o pH variou entre 8,0 e 10,0, enquanto que na lagoa facultativa este ficou entre 8,0 e 9,0. Como conseqüência, os teores de OD foram maiores na lagoa de alta taxa (entre 1,0 e 30 mg/L) do que na lagoa facultativa (entre 1,0 e 5,0 mg/L).

Nas lagoas facultativas a concentração de clorofila *a* é maior que nas lagoas de maturação, pois neste tipo de lagoa as concentrações da biomassa algal do efluente se aproximam das concentrações da massa de água (König, 2000). Sambuco *et al.* (2000), em um experimento com fluxo pistão (step-fed), relatam que as lagoas facultativas que receberam maior carga orgânica (812 e 465 kg DBO₅/ha.d) apresentaram menores concentrações de clorofila *a* (333 e 506 µg/L respectivamente) que as lagoas facultativas tradicionais (200 a 300 kg DBO₅/ha.d; e 1000 µg/L de clorofila *a*). Nessas lagoas com elevada carga orgânica a biomassa bacteriana é maior que a produção de algas; e a concentração de clorofila *a* em uma lagoa que recebeu afluente da lagoa anaeróbia, com carga orgânica de 629 kg DBO₅/ha.d, foi em média 489 µg/L .

As microalgas têm sido alvo de vários estudos visando à reciclagem de efluentes, tanto domésticos como oriundos da atividade agropecuária. Rodrigues (2000) mostra que a

utilização da alga *Chlorella minutissima* no tratamento de dejetos de suínos, além de ajudar na purificação desses, a biomassa algal produzida tem alto valor biológico e econômico. Essa microalga cresceu muito bem, tendo como única fonte nutritiva o dejetos suíno numa concentração correspondente a uma DQO de 280 mg/L e uma profundidade de 20 cm. A massa algal desidratada atingiu concentração protéica em torno de 32%; 1,4% de estrato etéreo e 17,17% de cinzas. Rodrigues *et al.* (2002) mostram que, neste tipo de tratamento a combinação das atividades entre algas e bactérias, após 12 dias, é eficiente na redução de nitrogênio, fósforo, DBO solúvel e turbidez.

Com o objetivo de valorização dos sub-produtos do tratamento, Sevrin-Reyssac *et al.* (1995) sugerem a utilização de lagoas integradas em série: lagoas para desenvolvimento algal (alta taxa), seguidas de lagoas de Daphnias e lagoas de peixes.

2.6. Modelagem dos Sistemas de Lagoas de Estabilização

Uma ferramenta importante no estudo do desempenho de lagoas facultativas e lagoas de maturação, na remoção de nutrientes, é a modelagem matemática. Para modelagem matemática de um sistema complexo, tem-se que modelar a interação entre os processos biológicos, químicos e físicos que acontecem ao longo do tempo. Geralmente estes processos dinâmicos podem ser modelados através de equações diferenciais ordinárias e parciais, equações de diferenças e equações diferenciais com retardamento. Os princípios gerais do desenvolvimento de modelos dinâmicos da cinética química e sistemas biológicos podem ser encontrados nos livros Murray (1977, 1989), Edelstein Keshet (1988) e Bitton (1986), entre outros. Existem vários autores que usam os modelos cinéticos para descrever o funcionamento de lagoas de estabilização, isto é, os processos biológicos, reações químicas e fenômenos físicos que acontecem nas lagoas. Nos trabalhos de Hill *et al.* (1980), Oleszkiewicz *et al.* (1981), Oleszkiewicz (1981, 1986a, 1986b) é considerada a metodologia da modelagem matemática com base nos modelos cinéticos em forma de equações diferenciais ordinárias. A aplicação destes modelos para vários tipos de instalações foi publicada por Ferrara e Avci (1982), Venkataraman *et al.* (1992), Moutin *et al.* (1992), Kalyuzhnyi *et al.* (1998), entre outros.

Cabe fazer um relato genérico sucinto, explicando os diferentes tipos de equações diferenciais que fazem parte dos modelos usados nos estudos das lagoas de estabilização, as quais variam em função do fluxo hidráulico de cada lagoa, que podem ser: equações diferenciais com retardamento ou equações diferenciais parciais empregadas nos estudos

de lagoas com fluxo pistão e equações diferenciais ordinárias utilizadas em regimes hidráulicos caracterizados como mistura completa; nos estudos dos modelos que caracterizam a remoção dos nutrientes (N e P). É importante salientar o modelo descrito por Mutamara *et al* (1996), que reportam o desempenho na remoção de Nitrogênio nas lagoas de estabilização.

2.6.1. Modelo da dinâmica do Nitrogênio em lagoas de estabilização

A dinâmica da remoção do nitrogênio foi considerada por e Muttamara e Puetpaiboon (1996), Whitehead *et al.* (1993), entre outros. Embora nestes trabalhos tenham sido utilizados modelos dinâmicos simples, os resultados teóricos foram próximos dos dados coletados na prática. Para a formulação do modelo, os autores assumiram que as condições de fluxo nas lagoas de estabilização com chicanas ocorrem na forma de mistura completa.

Para analisar a eficiência de remoção de $\text{NH}_3\text{-N}$, no experimento das lagoas de estabilização com chicanas, foram consideradas as seguintes hipóteses: 1) reação de primeira ordem; 2) não foram consideradas perdas por evaporação ou infiltração e 3) condições de acordo com mistura completa, onde foram obtidas as seguintes equações:

$$\frac{dN_e}{dt} = Q N_0 - Q N_e + V(-K_N N_e) \quad (2.1)$$

onde: N_0 = Concentração de $\text{NH}_3\text{-N}$ no afluente (mg/L);

N_e = Concentração de $\text{NH}_3\text{-N}$ no efluente (mg/L);

V = volume da lagoa, (m^3);

Q = vazão, (m^3/d);

K_N = coeficiente de remoção de $\text{NH}_3\text{-N}$ (d^{-1});

t_r = tempo de retenção hidráulica, (d).

Considerando a condição $dN_e/dt = 0$, o valor de K_N pode ser calculado como:

$$K_N = \frac{N_0 - N_e}{N_e t_r} \quad (2.2)$$

Os valores de K_N variam de acordo com as condições operacionais das lagoas de estabilização com chicanas, podendo ser calculados a partir de dados experimentais.

Outros coeficientes das reações (K_{N1} , K_{N2} , $K_{N3.1}$, $K_{N3.2}$ e $K_{N3.3}$) utilizadas na remoção e transformação de $\text{NH}_3\text{-N}$ podem ser calculados, multiplicando-se K_N pelos coeficientes correspondentes, como segue:

$$K_{N1} = K_N \frac{N_1}{N_0 - N_e} \quad (2.3)$$

$$K_{N2} = K_N \frac{N_2}{N_0 - N_e} \quad (2.4)$$

$$K_{N3.1} = K_N \frac{N_{3.1}}{N_0 - N_e} \quad (2.5)$$

$$K_{N3.2} = K_N \frac{N_{3.2}}{N_0 - N_e} \quad (2.6)$$

$$K_{N3.3} = K_N \frac{N_{3.3}}{N_0 - N_e} \quad (2.7)$$

sendo: N_1 = Nitrogênio volatilizado, (mg/L);

N_2 = NO_2 e $\text{NO}_3\text{-N}$ no efluente, (mg/L);

$N_{3.1}$ = Nitrogênio da biomassa de ligação, (mg/L);

$N_{3.2}$ = Nitrogênio da biomassa sedimentada, (mg/L);

$N_{3.3}$ = Nitrogênio orgânico no efluente, (mg/L);

K_{N1} = coeficiente de volatilização de $\text{NH}_3\text{-N}$, (d^{-1});

K_{N2} = coeficiente de remoção de NO_2 e $\text{NO}_3\text{-N}$ do efluente, (d^{-1});

$K_{N3.1}$ = coeficiente de remoção de Nitrogênio da biomassa de ligação, (d^{-1});

$K_{N3.2}$ = coeficiente de remoção de Nitrogênio da biomassa sedimentada, (d^{-1});

$K_{N3.3}$ = coeficiente de remoção de Nitrogênio da biomassa do efluente, (d^{-1});

O $\text{NH}_3\text{-N}$ volatilizado foi obtido pelo balanço de massa da remoção de $\text{NH}_3\text{-N}$ do sistema, com a seguinte equação:

$$N_1 = N_0 - N_e - N_2 - N_{3.1} - N_{3.2} - N_{3.3} \quad (2.8)$$

Algumas partes de NO₂ e NO₃-N encontram-se na água da lagoa, sob formas desnitrificadas como N₂. Entretanto, a soma da perda de NH₃-N através do processo de desnitrificação não foi medida neste experimento.

Os valores de N_e, N₂ e N_{3,3} foram determinados, medindo-se as concentrações de NH₃-N, (NO₂ + NO₃)-N e N-orgânico, respectivamente, no efluente das lagoas de estabilização com chicanas. Os valores de N_{3,1} e N_{3,2} foram calculados dos dados obtidos de VSS para cada série de experimentos, como segue:

$$N_{3,1} = (0.05) VSS_{3,1} \left(\frac{I}{D} \right) \left(\frac{\theta}{V} \right) \quad (2.9)$$

$$N_{3,2} = (0.05) VSS_{3,2} \left(\frac{I}{D} \right) \left(\frac{\theta}{V} \right) \quad (2.10)$$

$$N_3 = N_{3,1} + N_{3,2} + N_{3,3} \quad (2.11)$$

sendo: 0,05 é o fator de conversão de VSS para N-orgânico.

Foram determinados experimentalmente: VSS_{3,1}, VSS_{3,2} = VSS suspenso e em suspensão acumulado durante um período determinado, (mg);

D = período de estudo, (d);

V = volume de BWSP unitárias, (m³);

θ = tempo de retenção hidráulica, (d).

A taxa de reação (K_N) para remoção de NH₃-N das lagoas de estabilização com chicanas foi considerada como sendo a soma das taxas de reações, mostrada pela seguinte equação:

$$K_N = K_{N1} + K_{N2} + K_{N3,1} + K_{N3,2} + K_{N3,3} \quad (2.12)$$

Neste modelo não foi considerada a influência exercida pela temperatura na remoção do Nitrogênio. Pano e Middlebrooks (1982) estudaram a influência da temperatura, pH e tempo de retenção hidráulica na eficiência de remoção do Nitrogênio amoniacal, admitindo as condições de cinética de remoção de primeira ordem e fluxo hidráulico de mistura completa, considerando que a temperatura varia entre 1 e 20° tem-se o seguinte modelo:

$$\frac{Nh_e}{Nh_o} = \frac{I}{\left\{ 1 + \left(\frac{A}{Q} \right) (0,0083 + 0,000134T) \exp[1,041 + 0,044 (pH - 6,6)] \right\}} \quad (2.13)$$

onde:

Nh_e é a concentração do nitrogênio amoniacal do efluente (mg/L);

Nh_o é a concentração do nitrogênio amoniacal do afluente (mg/L);

A é a área superficial da lagoa (m^2);

Q é a vazão (m^3 /d);

T é a temperatura ($^{\circ}C$).

Quando a temperatura varia entre 21 a 25 $^{\circ}C$, tem-se o seguinte modelo:

$$\frac{Nh_e}{Nh_o} = \frac{I}{\left\{ 1 + \left(\frac{A}{Q} \right) (5,03 \times 10^{-3}) \exp[1,540(pH - 6,6)] \right\}} \quad (2.14)$$

Middlebrooks *et al.* (1999) desenvolveram, com base no modelo acima, um modelo de equações sobre a remoção de nitrogênio amoniacal em lagoas facultativas e de maturação, admitindo que a remoção de nitrogênio amoniacal em lagoas facultativas pode ocorrer através de três processos: desprendimento do gás amônia à atmosfera; assimilação de amônia pela biomassa algal e nitrificação biológica. No período em que as temperaturas estão baixas, a atividade biológica diminui e ocorre um regime de mistura completa na lagoa devido à agitação do vento, o desprendimento da amônia é o processo principal para a remoção do nitrogênio amoniacal nas lagoas facultativas. Este fenômeno pode ser expresso, assumindo uma reação de primeira ordem pela seguinte equação de equilíbrio de massa:

$$V \frac{dC}{dt} = Q(C_o - C_e) - k A (NH_3) \quad (2.15)$$

onde:

Q é a vazão (m^3 /d);

C_o é a concentração do afluente de ($NH_4^+ + NH_3$) (mg/L);

C_e é a concentração do efluente de ($NH_4^+ + NH_3$) (mg/L);

C concentração média de ($NH_4^+ + NH_3$) (mg/L);

V é o volume da lagoa (m^3);

k é o coeficiente de degradação (d^{-1});

A é a área superficial da lagoa (m^2);

t é o tempo (d).

A equação de equilíbrio da dissociação da amônia pode ser expressa como:

$$k_b = \frac{[NH_4^+][OH^-]}{[NH_3]} \quad (2.16)$$

onde k_b é a constante de dissociação da amônia.

Modificando a equação (2.16), a concentração de amônia na forma de gás pode ser expressa como uma função do valor do pH e da concentração da amônia total ($NH_4^+ + NH_3$) como segue:

$$[H^+] = \frac{K_w}{[OH^-]} \quad (2.17)$$

$$C = NH_4^+ + NH_3 \quad (2.18)$$

$$NH_3 = \frac{C}{1 + 10^{pK_w - pK_b - pH}} \quad (2.19)$$

onde:

$$pK_w = -\log K_w \quad \text{e} \quad pK_b = -\log K_b$$

Assumindo condições iniciais e fluxo de mistura completa onde $C_e = C$, as equações (2.13 a 2.19), descrevem a seguinte relação:

$$\frac{C_e}{C_o} = \frac{1}{1 + \frac{A}{Q} k \left[\frac{1}{1 + 10^{pK_w - pK_b - pH}} \right]} \quad (2.20)$$

As equações que consideram a influência da temperatura e pH são:

$$\text{Constante de perda da amônia} \propto e^{1,57 (pH - 8,5)}$$

$$\text{Constante de perda da amônia} \propto e^{0,13 (T - 20)}$$

A partir da equação (2.20), foi considerada para remoção de Nitrogênio total em lagoas facultativas a seguinte equação:

$$\frac{C_e}{C_o} = \frac{I}{1 + \frac{A}{Q} k f(pH)} \quad (2.21)$$

onde:

k é o coeficiente de remoção (l/t)

$f(pH)$ é função do pH.

Os valores de k são considerados função da temperatura e condições de fluxo das lagoas.

Reed (1985) desenvolveu um modelo de remoção do Nitrogênio total em uma série de lagoas considerando a influência dos parâmetros pH, temperatura e tempo de retenção, considerando a cinética de primeira ordem e regime de fluxo pistão, como segue:

$$Nt_e = Nt_o \exp \{ - k_T [t + 60,6 (pH - 6,6)] \} \quad (2.22)$$

onde:

$$k_T = k_{20} \theta^{(T-20)} \quad (2.23)$$

sendo: $k_{20} = 0,0064 \text{ d}^{-1}$ e $\theta = 1,039$

Fazendo a combinação das equações (2.22) e (2.23) resulta:

$$Nt_e = Nt_o \exp \{ - k (1,039)^{(T-20)} [t + 60,6 (pH - 6,6)] \} \quad (2.24)$$

onde:

Nt_e é a concentração do nitrogênio total do efluente (mg/L);

Nt_o é a concentração do nitrogênio total do afluente (mg/L);

k é a coeficiente de degradação de primeira ordem (d^{-1});

t é o tempo médio de retenção hidráulica(d);

T é a temperatura média na lagoa ($^{\circ} \text{C}$).

Neste modelo, considera-se que o valor do coeficiente de degradação de primeira ordem (k) depende da temperatura, do tempo de retenção hidráulica e do pH.

Whiteheard *et al.* (1993) apresentaram um modelo para estudar a remoção do Nitrogênio em reservatórios e lagoas da Inglaterra, trazendo uma abordagem diferenciada no cálculo do coeficiente de degradação (k), pois consideraram k dependente da temperatura, descrito pela seguinte equação:

$$V \frac{dC}{dt} = C_r Q_{in} - C Q_{out} - K_1 1,047^{(T-20)} C \quad (2.25)$$

onde:

C e C_r são as concentrações de nitrato no reservatório e rio, respectivamente (mgN/L);

Q_{in} e Q_{out} vazão nos pontos de entrada e saída (m³/d);

K_1 é o coeficiente de desnitrificação (d⁻¹);

V é o volume da lagoa (m³).

Na bibliografia analisada não foram encontrados artigos sobre equações dinâmicas de remoção de Fósforo. Para tanto, foi utilizado um modelo semelhante ao de Muttamara e Puetpaiboon (1996) na descrição do processo de remoção deste nutriente.

CAPÍTULO 3

3.0. Material e Métodos

3.1. Sistemas experimentais

Neste estudo foram utilizados dois sistemas de tratamento de dejetos de suínos, com lagoas de estabilização. Um sistema em escala real e outro em escala piloto, na Unidade Experimental de Tratamento de Dejetos Suínos (UNETDS) na EMBRAPA Suínos e Aves, Concórdia/SC, Brasil.

3.1.1. Sistema de lagoas em escala real

O sistema experimental, neste estudo, consiste em um equalizador, seguido em série por um decantador de palhetas (DP) com fluxo ascendente, duas lagoas anaeróbias (LA1 e LA2), uma lagoa facultativa com 5 chicanas transversais (LF) e uma lagoa de maturação com aguapés (LAG). A Tabela 3.1 mostra as características das lagoas.

Tabela 3.1. Características físicas das lagoas do sistema de tratamento em escala real.

| Dimensões | Lagoas | | | |
|------------------------------------|--------|--------|--------|--------|
| | LA1 | LA2 | LF | LAG |
| Comprimento topo (m) | 11,30 | 11,30 | 16,50 | 25,00 |
| Comprimento fundo (m) | 8,90 | 8,90 | 14,70 | 21,00 |
| Largura topo (m) | 7,40 | 7,40 | 6,40 | 4,00 |
| Largura fundo (m) | 5,00 | 5,00 | 4,60 | 2,00 |
| Superfície topo (m ²) | 83,62 | 83,62 | 105,60 | 100,00 |
| Superfície fundo (m ²) | 44,50 | 44,50 | 67,60 | 46,00 |
| Profundidade (m) | 1,70 | 2,20 | 0,85 | 0,80 |
| Volume (m ³) | 106,40 | 137,70 | 73,00 | 58,00 |

A Figura 3.1 apresenta um esquema do sistema de tratamento e a Figura 3.2 mostra detalhes das chicanas colocadas na lagoa facultativa.

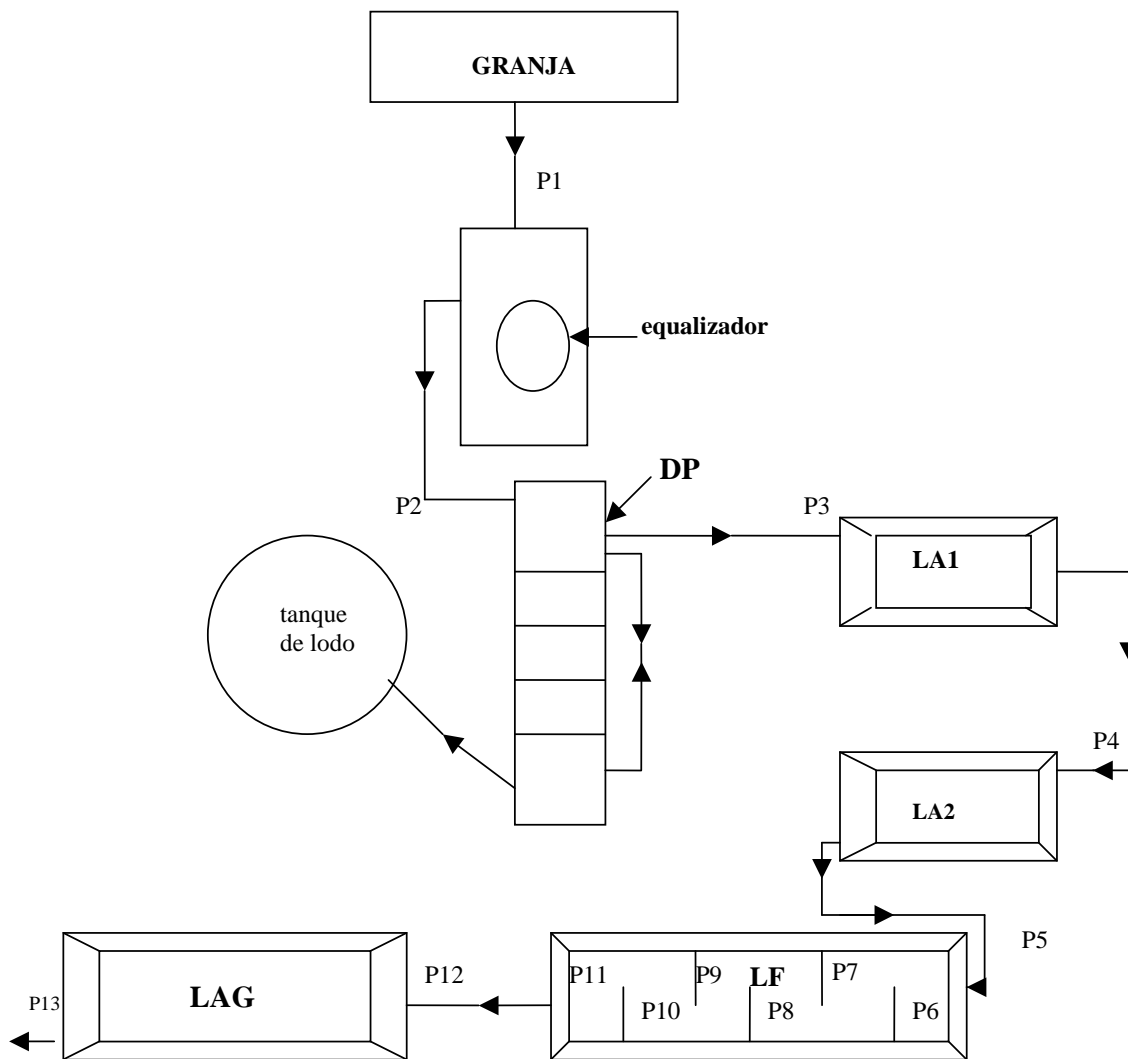


Figura 3.1. Sistema de tratamento de dejetos de suínos em escala real.

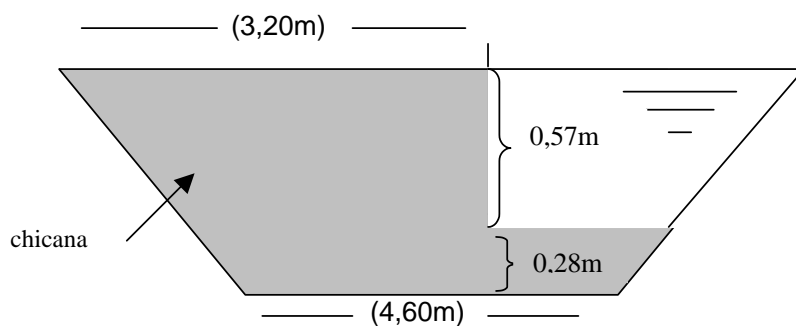


Figura 3.2. Esquema das chicanas colocadas na lagoa facultativa.

O equalizador de alvenaria possui volume de 6 m^3 , cujas funções são de armazenar os dejetos provenientes de granjas de suínos, e promover uma homogeneização do líquido que vai alimentar o sistema de tratamento. O equalizador está conectado ao decantador que, por sua vez, está interligado à primeira lagoa anaeróbia por meio de tubos de PVC de 75mm de diâmetro.

O processo adotado no tratamento preliminar foi o decantador de palhetas, que contém divisórias de alvenaria para alteração do fluxo líquido e uma superfície de $5,65 \text{ m}^2$, dimensionado pelos critérios propostos por Weller & Williers (1977), e avaliado por Costa *et al.* (1995, 1996). Este possui três divisórias internas e uma caixa para equalização do líquido na saída, e tem como função principal a concentração da fração sólida dos dejetos, para sua utilização como fertilizante do solo.

As lagoas são retangulares, sendo suas áreas superficiais no topo maiores do que no fundo (tronco-piramidal), possuem revestimento de vinimanta de PVC e estão ligadas em série.

O sistema de tratamento com a lagoa facultativa com chicanas foi estudado no período de maio de 1999 a junho de 2000. Após este período, as chicanas foram retiradas e foi instalado um aerador de 2 CV, a 5,5m da entrada da lagoa, ou seja, a uma distância equivalente a $1/3$ da entrada do efluente, no topo da lagoa, conforme Figura 3.3. Os cálculos da potência do aerador estão no Anexo F. Ressalta-se: o aerador funcionava apenas no período da noite (20h às 4h). Esta lagoa facultativa aerada foi monitorada no período de julho de 2000 a junho de 2001.

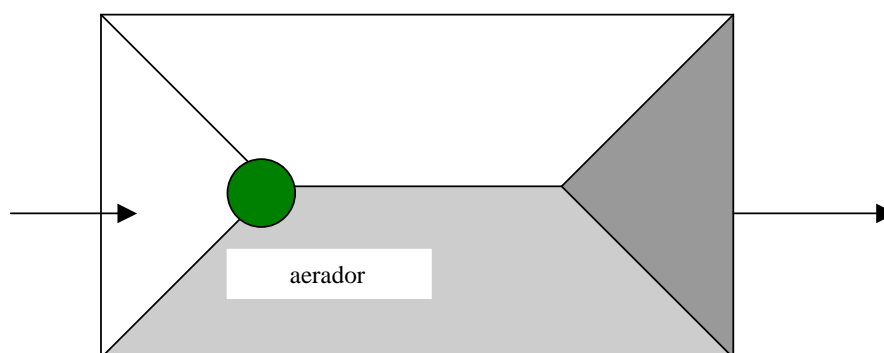


Figura 3.3. Esquema da lagoa facultativa aerada mecanicamente.

A Figura 3.4 mostra foto da lagoa facultativa com chicanas e a Figura 3.5 mostra foto dessa lagoa com o aerador.



Figura 3.4. Lagoa facultativa com chicanas do sistema real.



Figura 3.5. Lagoa facultativa aerada do sistema real.

3.1.2. Sistema de lagoas facultativas com chicanas em escala piloto

Foram usadas quatro lagoas, em escala piloto, simulando o tratamento realizado pela lagoa facultativa, com diferente número de chicanas. A primeira lagoa não tem chicana, a segunda tem 1 chicana, a terceira tem 2 chicanas e a quarta tem 4 chicanas. Essas lagoas eram abastecidas com efluente da lagoa anaeróbia 2. O modelo das chicanas é o mesmo utilizado na lagoa facultativa do sistema real, apresentado na Figura 3.2. As lagoas são todas idênticas, com as seguintes dimensões: na superfície 3,0m de comprimento por 2,0m de largura, e no fundo 2,0m de comprimento por 1,0m de largura, e profundidade de 0,90m; com volume total de 3,44 m³ (Figura 3.6), todas elas revestidas com vinimanta de PVC.

As distâncias entre as chicanas são as seguintes, tomando como referência o fundo das lagoas: a chicana da segunda lagoa está instalada no centro da lagoa, ou seja, a 1m da borda inferior; na terceira lagoa as chicanas estão a 0,66m de distância, e na quarta lagoa a 0,40m de distância.

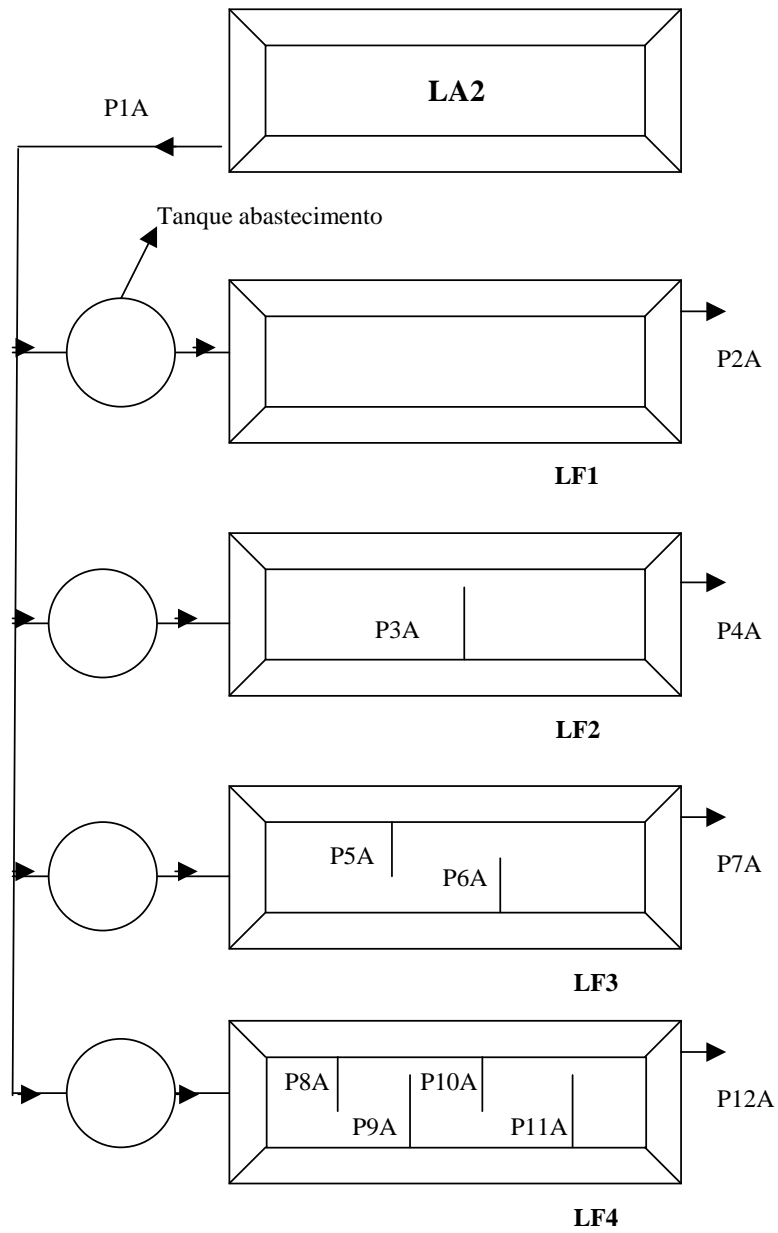


Figura 3.6. Esquema da LA2 acoplada ao projeto piloto de lagoas com chicanas.

A Figura 3.7 mostra fotos das lagoas facultativas piloto: LF1, LF2, LF3 e LF4.



(A)



(B)



(C)



(D)

Figura 3.7. Lagoa facultativa LF1, sem chicana (A), lagoa LF2 com 1 chicana (B), lagoa LF3 com duas chicanas (C) e lagoa LF4 com 4 chicanas (D) do sistema piloto.

Para a modelagem matemática das lagoas facultativas (escala real e piloto), considerou-se que cada chicana dividiria a lagoa em uma lagoa menor, com volume diferente, na busca de parâmetros que explicassem com maior precisão o desempenho na remoção dos nutrientes (N e P). Os volumes das subdivisões estão apresentados na Tabela 3.2.

Tabela 3.2. Volumes das sub lagoas formadas pelas chicanas.

| Compartimentos | Lagoa escala Real (m3) | Lagoas Piloto (m3) | | | |
|--------------------------------|------------------------|--------------------|------|------|------|
| | LF | LF1 | LF2 | LF3 | LF4 |
| 1 | 2,4 | 3,44 | 0,55 | 0,35 | 0,27 |
| 2 | 11,3 | | 2,89 | 1,96 | 0,63 |
| 3 | 12,7 | | | 1,13 | 0,81 |
| 4 | 12,7 | | | | 0,81 |
| 5 | 12,7 | | | | 0,92 |
| 6 | 21,3 | | | | - |
| Volume Total (m ³) | 73,00 | 3,44 | 3,44 | 3,44 | 3,44 |

3.1.3. Alimentação e monitoramento das lagoas

O experimento em escala real foi iniciado no mês de fevereiro de 1999, sendo que as análises começaram após a estabilização do sistema, no mês de maio de 1999.

O sistema de tratamento foi alimentado diariamente, pela manhã e/ou à tarde, com dejetos oriundos das instalações do sistema de produção de suínos (SPS) da EMBRAPA Suínos e Aves, os quais eram misturados no equalizador através do acionamento de uma bomba submersa, e daí conduzidos ao decantador, com uma vazão constante de aproximadamente 20 L/min, até atingir o volume estimado de 3,40m³. Estes resíduos, com mesma vazão, saíam do decantador para a lagoa anaeróbia 1, por gravidade, e assim, sucessivamente para as demais lagoas, sendo que na alimentação das lagoas facultativas piloto, os dejetos saíam da lagoa anaeróbia 2 para as quatro lagoas facultativas. Os sólidos sedimentados retidos no decantador eram retirados diariamente e enviados à compostagem.

As medidas de Temperatura, pH e Oxigênio Dissolvido foram realizadas diariamente, às 9h, *in situ*. As coletas de amostras de todo o sistema, efetuadas no afluente e efluente de cada unidade, para a determinação dos parâmetros de controle do tratamento, foram realizadas no período de maio/1999 a janeiro/2000 mensalmente. A partir de janeiro/2000 a junho/2001, as coletas foram quinzenais, sendo uma coleta às 9h e outra às 15h, com mesmo volume de amostra.

Na lagoa facultativa, com chicanas, os pontos de coletas localizavam-se antes de cada chicana, e eram realizadas coletas pela manhã e à tarde, coletando-se em cada ponto o mesmo volume (300ml) e em três profundidades diferentes (0,10m; 0,35m e 0,60m), para obtenção de uma amostra composta.

No projeto piloto respeitou-se as mesmas técnicas de coleta de amostras. O experimento piloto foi construído no mês de novembro de 1999 e o monitoramento foi efetuado no período de janeiro de 2000 a junho de 2001.

Foram analisados os seguintes parâmetros: pH, Oxigênio Dissolvido (OD), Temperatura (T°), Demanda Química de Oxigênio (DQO), Sólidos totais, fixos e voláteis (ST, SF, SV), Sólidos em suspensão totais (SST), Nitrogênio total Kjeldhal e amoniacal (NTK, Namon.), Fósforo total (PT), Coliformes fecais e totais (CF, CT), gênero e quantificação das algas, clorofila *a* e feofitina.

As análises físico-químicas seguiram as metodologias utilizadas no laboratório da EMBRAPA Suínos e Aves, respeitando-se os métodos padrões (APHA, 1995) e determinações dos instrumentos de medidas, como seguem:

- O pH foi medido *in situ*, utilizando o aparelho pHmeter da HANNA, modelo HI 9145;
- O Oxigênio Dissolvido foi medido *in situ*, pelo Medidor de OD Orion Modelo 810;
- A temperatura de cada lagoa foi medida no local através do microprocessador da HANNA, modelo HI 9145;
- A DQO foi determinada pelo método da oxidação em meio ácido com dicromato de potássio, microdigestão em refluxo fechado, e leituras da absorbância no espectrofotômetro DR 2000- HACH;
- Os Sólidos totais, fixos e voláteis foram determinados pelo processo gravimétrico, com a utilização de estufa e mufla;
- Os Sólidos em suspensão totais foram determinados pela diferença entre sólidos totais e sólidos dissolvidos totais, sendo que estes foram obtidos através de filtração e secagem em estufa.
- O Nitrogênio total Kjeldhal foi medido através do processo de digestão de amostra com H₂SO₄, catalisador e destilação do nitrogênio de acordo com o método Kjeldhal;
- O Nitrogênio Amoniacal foi medido pelo aparelho de leitura direta, método Nessler com espectrofotômetro DR 2000- HACH;
- O Fósforo total foi determinado através do espectrofotômetro de UV/VIS 430 nm, utilizando o método molybdovanadato;
- Os Coliformes fecais e totais foram determinados no laboratório CEDISA, pela técnica de contagem em placas petrífilm;
- A contagem e identificação de algas e Clorofila *a* foram realizadas pela Universidade Federal de São Carlos (UFSCar) - São Paulo, da seguinte maneira: fez-se a análise do fitoplâncton à base de material vivo, proveniente das lagoas. As coletas para análise qualitativa foram realizadas através de rede de arrasto

com abertura de malha de 20 μ m. Foram realizadas duas coletas, onde uma foi observada viva e a outra fixada com Lugol (solução de Ácido acético e Iodo).

- A identificação da comunidade algal foi feita através de lâminas com amostras vivas e fixadas. As medidas convencionais foram determinadas com uma régua micrometrada acoplada ao sistema óptico do microscópio de marca Zeiss (Germany), tipo AXIOSKOP, equipado com contraste-de-fase e câmara-clara dotada de “zoom”, filtros e equipamento fotográfico (aumento máximo de 2560 vezes).
- A contagem do fitoplâncton foi realizada através do método de sedimentação de UTERMÖHL (1958) e o cálculo do número de indivíduos por unidade de volume seguiu TORGAN. A contagem foi feita em microscópio invertido marca Carl Zeiss com capacidade de aumento máximo de 400 x, em cubetas de sedimentação de 2 ml. Foram necessárias diluições do material, para cada amostra foi feita uma diluição de 1:10 ml e em cada lâmina foram contados 50 campos.
- O odor e a coloração das lagoas foram verificados empiricamente, nos dias das coletas.

3.1.3.1 Coletas do lodo

As coletas de lodo depositado nas lagoas ocorreram em três ocasiões. A primeira, feita na lagoa facultativa, em junho de 2001 (lodo acumulado durante 14 meses), quando substituiu-se as chicanas pelo aerador. Os parâmetros analisados foram DQO, Sólidos totais e voláteis, Nitrogênio total Kjeldhal e Fósforo total. Os pontos de coleta situaram-se antes de cada compartimentos, onde eram efetuadas as coletas das amostras líquidas.

A segunda coleta ocorreu em janeiro de 2002 (lodo acumulado durante 3 anos), feita nas lagoas anaeróbias (LA1 e LA2), analisando-se os seguintes parâmetros: sólidos totais, fixos e voláteis para a lagoa anaeróbia 1; Sólidos totais e voláteis, DQO, NTK, PT e K para a lagoa anaeróbia 2.

A terceira coleta, na lagoa facultativa com aeração, realizou-se em fevereiro de 2002 (lodo acumulado durante 12 meses), sendo analisados os parâmetros: DQO, Sólidos totais e voláteis, Nitrogênio total Kjeldhal e Fósforo total.

As amostras de lodo foram coletadas no fundo das lagoas, através do mesmo processo utilizado nas demais coletas, ou seja, usando-se um cano de PVC com um sistema “abre-fecha” em uma das extremidades.

3.2. Modelos matemáticos

A modelagem matemática foi utilizada como ferramenta no estudo das lagoas facultativas com chicanas e lagoas de aguapés. Este recurso matemático é importante para estudos deste tipo, uma vez que não é viável realizar medições simultâneas com lagoas de diferentes volumes; concentrações de despejos e tempos de retenção variáveis; bem como medições diárias. Os modelos permitem simulações numéricas para vários regimes de funcionamento do sistema, e sua validação acontece no momento em que é confirmado se suas curvas seguem a mesma tendência do modelo real.

Os modelos clássicos encontrados na literatura, a exemplo de: Marais-Shaw (1961), Monod (1949), Muttamara e Puetpaiboon (1996), consideram as equações diferenciais ordinárias. O modelo de fluxo pistão emprega equações diferenciais parciais, embora seja possível utilizar modelos intermediários que são os modelos de equações diferenciais com retardamento.

Como as equações diferenciais ordinárias são mais simples e freqüentemente utilizadas neste tipo de estudo, justifica ter-se iniciado por elas a estruturação do modelo proposto. Existem atualmente problemas de identificação de coeficientes e parâmetros de equações diferenciais ordinárias. Sendo assim, a proposta desta pesquisa é elaborar um algoritmo de avaliação do coeficiente de degradação que caracteriza a taxa de consumo/transformação de nutrientes (N e P); a idéia deste algoritmo está apresentada no item 5.1.

3.2.1. Sistema de equações para lagoas com n chicanas

A proposta inovadora deste trabalho é o sistema de equações diferenciais para uma lagoa com n chicanas, como segue:

$$\begin{aligned} \frac{dN_1}{dt} &= \frac{Q}{V_1} N_0 - \frac{Q}{V_1} N_1 - k_1 e^{\theta(T-20)} N_1 \\ \frac{dN_2}{dt} &= \frac{Q}{V_2} N_1 - \frac{Q}{V_2} N_2 - k_2 e^{\theta(T-20)} N_2 \\ &\dots\dots\dots \\ \frac{dN_{n+1}}{dt} &= \frac{Q}{V_{n+1}} N_n - \frac{Q}{V_{n+1}} N_{n+1} - k_{n+1} e^{\theta(T-20)} N_{n+1} \end{aligned} \quad (3.1)$$

onde:

N_i é concentração na saída do N -ésimo compartimento (Volume) na sessão da i -ésima chicana;

N_0 é concentração na entrada da lagoa e N_{n+1} é concentração na saída da lagoa.

A expressão $k_i e^{\theta(T-20)}$ caracteriza a dependência do coeficiente de degradação da temperatura.

Para que se identifiquem os coeficientes k_i , cada equação pode ser considerada separadamente, tendo-se as medições das concentrações nos pontos de entrada e saída em cada volume.

O sistema de equações (3.1) é um modelo dinâmico de remoção de vários tipos de nutrientes, sendo que para cada tipo de nutriente cabe um sistema específico. Este modelo pode ser usado nas diferentes etapas da pesquisa e projeção das lagoas de estabilização. Pode-se citar como uma etapa importante a elaboração dos dados de observações. Esta elaboração é feita, geralmente, através de modelos de regressão linear e não linear. O procedimento é denominado ajustamento de curvas através da regressão linear e não-linear com base nos dados coletados, e auxilia na determinação dos valores para os pontos intermediários onde não foram realizadas as medições.

3.2.2. Formulação do problema de controle ótimo para a lagoa de aguapés

Os modelos matemáticos permitem a formulação de problemas de otimização, dos regimes e parâmetros do funcionamento de sistemas de lagoas de estabilização. Nesse sentido, a proposta desta pesquisa é elaborar um modelo ótimo do controle da quantidade de aguapés que permita o melhor desempenho da lagoa na remoção dos nutrientes (N, P).

O modelo matemático utilizado para estudar o desempenho da lagoa de aguapés tem a seguinte forma:

$$\frac{dx}{dt} = a x - b x^2 \quad (3.2)$$

O coeficiente a caracteriza o crescimento exponencial que acontece na parte inicial do crescimento, b é coeficiente de competição entre plantas de aguapé.

Para encontrar a quantidade ideal de biomassa de aguapés da lagoa foi realizado um experimento formado por três tanques, com capacidade para 400 litros cada. No tanque 1 (T_1) foi mantida uma área ocupada pelas plantas equivalentes a 25% do peso da biomassa

total, no tanque 2 (T_2) a área ocupada foi de 50% e no tanque 3 (T_3) 75%, conforme Figura 3.8.

Os parâmetros analisados foram pH, Temperatura, Nitrogênio total Kjeldhal e Fósforo total. As coletas eram realizadas semanalmente pelo período da manhã (7:00 horas), o estudo ocorreu durante os meses de janeiro a março de 2002, num total de 12 coletas. A cada semana retiravam-se as plantas excedentes da área estipulada.

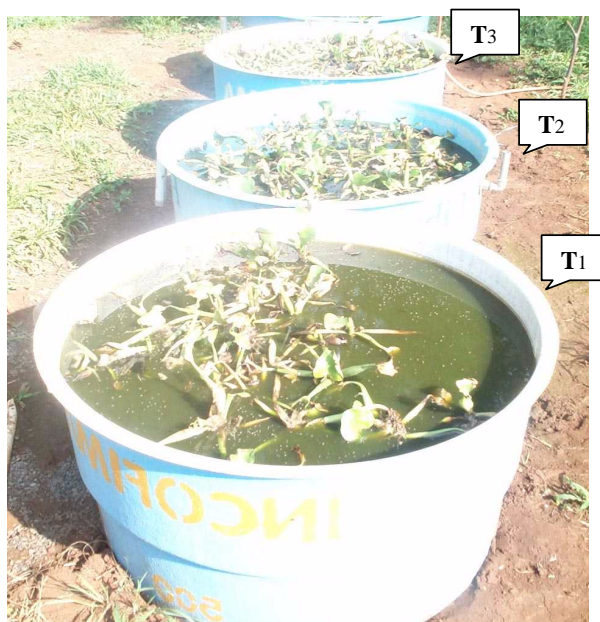


Figura 3.8. Tanques (T_1 , T_2 e T_3) com áreas ocupadas (25%, 50% e 75%, respectivamente) por aguapés.

3.3. Elaboração dos programas computacionais

Para elaboração dos programas computacionais foi escolhido o software MATLAB[®]. As razões que justificam esta escolha são:

- O MATLAB[®] é um software que foi criado para trabalhar com modelos matemáticos;
- A linguagem de programação do MATLAB[®] permite elaborar programas computacionais num período de curto prazo;
- O MATLAB[®] tem a estrutura para a apresentação gráfica dos resultados das simulações computacionais.

3.3.1. Programas da elaboração de dados estatísticos

Antes de acionar os programas que simulam os processos nas lagoas facultativas, foram preparados arquivos com base nos dados coletados num período de observações das lagoas. A estrutura dos dados coletados tem a forma de uma matriz, cuja primeira coluna caracteriza o tempo (em dias) das medições. A segunda coluna da matriz consiste valores das concentrações de nutrientes na entrada da lagoa (ou em um de seus compartimentos) e a terceira coluna de valores de concentrações de nutrientes na saída da lagoa (ou em um de seus compartimentos). Um exemplo da estrutura de dados está na Tabela 3.3.

Tabela 3.3. Concentrações de entrada e saída da lagoa em função do tempo.

| T (tempo em dias) | X (concentração na entrada) | Y (concentração na saída) |
|--------------------------|------------------------------------|----------------------------------|
| 0 | 805 | 371 |
| 35 | 720 | 358 |
| 42 | 647 | 495 |

Os programas elaborados a partir dos modelos propostos estão apresentados no Anexo A.

3.4. Tratamento estatístico dos dados

A estatística descritiva dos dados foi realizada através da planilha eletrônica EXCEL[®] 98, foram realizadas análises gráficas, cálculos de médias, desvio padrão, coeficiente de variação, valores de máximos e mínimos.

O comportamento dos parâmetros químicos, físicos e biológicos em cada lagoa do sistema de tratamento foi estudado em detalhes através da Análise Fatorial – Análise de Componentes Principais, com o auxílio do software STATISTICA[®] (5ª versão, 1997). A análise de componentes principais é um método linear e fatorial, pois a redução dos números de caracteres não se faz por seleção, mas sim com a construção de novos caracteres artificiais, obtidos pela combinação dos caracteres iniciais por meio de fatores. Um procedimento de análise fatorial inicia-se com alguns poucos componentes principais como fatores. Esses fatores iniciais são modificados através de um processo particular de transformação, denominado de rotação fatorial, de modo a torná-los de mais fácil apresentação. Neste processo, o primeiro fator é recolocado de maneira que a variância do

mesmo seja um máximo. O segundo fator responde por um máximo de variância remanescente, ficando em um ângulo reto em relação ao primeiro. A rotação dos eixos não modifica a configuração dos pontos das variáveis e as cargas fatoriais sobre os novos eixos. A redução da dimensionalidade dos dados só é possível se os p caracteres iniciais não são independentes e possuem coeficientes de correlação não nulos (Bouroche e Saporta, 1982).

CAPÍTULO 4

4.0. Apresentação e Análise dos Resultados

4.1. Avaliação do Sistema em Escala Real

Neste item são apresentados os resultados referentes às lagoas em escala real; o estudo foi efetuado em duas etapas, a saber:

- Primeira etapa - estudo do sistema de tratamento composto pelo decantador de palhetas (DP), as lagoas anaeróbias (LA1 e LA2), a lagoa facultativa com chicanas (LF) e a lagoa de polimento com aguapés (LAG), abrangendo o período de maio a dezembro de 1999.
- Segunda etapa - estudo da lagoa facultativa durante o período de janeiro de 2000 a junho de 2001. De janeiro a junho de 2000, a lagoa facultativa funcionou com chicanas, a partir desta data as chicanas foram retiradas e foi instalado um aerador, que passou a funcionar com aeração no período noturno.

4.1.1. Desempenho do sistema de tratamento

Analisou-se o desempenho do sistema de tratamento através da evolução dos principais parâmetros medidos e de estatística descritiva do processo, para a primeira etapa do estudo. A Tabela 4.1 mostra os resultados obtidos durante esta etapa. Foram determinadas as eficiências de remoção dos parâmetros em cada unidade do sistema de tratamento, bem como os respectivos valores médios e os desvios padrão.

Tabela 4.1. Valores médios, desvios padrão e eficiência de remoção(%) observados no período de maio/1999 a dezembro/1999, para o sistema de tratamento (n = 8).

| Parâmetro | | Lagoas | | | | | Sist. Total |
|---|------|---------------|-------------|-------------|-------------|-------------|---------------|
| | | DP | LA1 | LA2 | LF | LAG | |
| pH | Afl. | 6,87 ± 0,33 | - | - | - | - | 6,87 ± 0,33 |
| | Efl. | 7,07 ± 0,25 | 7,89 ± 0,14 | 8,38 ± 0,21 | 8,52 ± 0,18 | 8,40 ± 0,52 | 8,40 ± 0,52 |
| | (%) | - | - | - | - | - | - |
| Temperatura (°C) | Afl. | 19,5 ± 2,73 | - | - | - | - | - |
| | Efl. | 19,4 ± 2,88 | 19,8 ± 3,08 | 20,1 ± 3,11 | 19,9 ± 2,8 | 20,5 ± 3,60 | 20,5 ± 3,60 |
| | (%) | - | - | - | - | - | - |
| OD (mg/L) | Afl. | - | - | - | 0,55 ± 0,26 | - | - |
| | Efl. | - | - | - | 1,00 ± 0,72 | 3,0 ± 1,9 | 3,0 ± 1,9 |
| | (%) | - | - | - | - | - | - |
| ST (mg/L) | Afl. | 22867 ± 14709 | - | - | - | - | 22867 ± 14709 |
| | Efl. | 10300 ± 2747 | 4768 ± 1051 | 3473 ± 433 | 2843 ± 273 | 1637 ± 533 | 1637 ± 533 |
| | (%) | 55 | 54 | 27 | 18 | 42 | 93 |
| SF (mg/L) | Afl. | 6011 ± 2450 | - | - | - | - | 6011 ± 2450 |
| | Efl. | 3638 ± 943 | 2792 ± 396 | 2322 ± 279 | 1949 ± 233 | 1102 ± 367 | 1102 ± 367 |
| | (%) | 39,5 | 23 | 17 | 16 | 43 | 82 |
| SV (mg/L) | Afl. | 16855 ± 12795 | - | - | - | - | 16855 ± 12795 |
| | Efl. | 6662 ± 2003 | 2247 ± 997 | 1150 ± 243 | 893 ± 121 | 535 ± 212 | 535 ± 212 |
| | (%) | 60 | 66 | 49 | 22 | 40 | 97 |
| DQO (mg/L) | Afl. | 26387 ± 12069 | - | - | - | - | 26387 ± 12069 |
| | Efl. | 16606 ± 6917 | 2927 ± 1283 | 1437 ± 321 | 961 ± 198 | 533 ± 189 | 533 ± 189 |
| | (%) | 37 | 82 | 51 | 33 | 44 | 98 |
| NTK (mg/L) | Afl. | 2539 ± 940 | - | - | - | - | 2539 ± 940 |
| | Efl. | 1967 ± 552 | 1481 ± 195 | 916 ± 150 | 481 ± 49 | 196 ± 89 | 196 ± 89 |
| | (%) | 22,5 | 25 | 38 | 47 | 59 | 92 |
| PT (mg/L) | Afl. | 1215 ± 685 | - | - | - | - | 1215 ± 685 |
| | Efl. | 495 ± 162 | 210 ± 84 | 125 ± 63 | 61 ± 46 | 25 ± 6 | 25 ± 6 |
| | (%) | 59 | 57,5 | 40 | 51 | 59 | 98 |
| CT NMP/100ml | Afl. | 0,14 E+8 | - | - | 0,7 E+2 | - | 0,14 E+8 |
| | Efl. | - | - | - | 0,9 E+1 | 0,8 E+1 | 0,8 E+1 |
| | (%) | - | - | - | 1 unid log | - | 7 unid log |
| CF NMP/100ml | Afl. | 0,2 E+8 | - | - | 0,4 E+2 | - | 0,2 E+8 |
| | Efl. | - | - | - | 0,2 E+1 | 0,2 E+1 | 0,2 E+1 |
| | (%) | - | - | - | 1 unid log | - | 7 unid log |
| Carga vol aplic. (gDQO/m ³ .d) | | - | 468 | 65 | - | - | - |
| Carga vol remov. (gDQO/m ³ .d) | | - | 386 | 34 | - | - | - |
| Carga sup. aplic. (kgDQO/ha.d) | | - | - | - | 470 | 341 | - |
| Carga sul. remov. (kgDQO/ha.d) | | - | - | - | 180 | 122 | - |
| Carga vol. sol. aplic. (kgSV/m ³ .d) | | - | 0,19 | 0,049 | - | - | - |
| Carga vol. sol. remov. (kgSV/m ³ .d) | | - | 0,12 | 0,026 | - | - | - |
| Carga sup. sol. Aplic. (kgSV/ha.d) | | - | - | - | 370 | 321 | - |
| Carga sup. sol. remov. (kgSV/ha.d) | | - | - | - | 98 | 101 | - |
| TRH (d) | | - | 35 | 46 | 24 | 19 | 124 |

Obs. O afluente de cada lagoa corresponde ao efluente da unidade precedente.

Para pH, coliformes totais e fecais fez-se médias geométricas, para os outros parâmetros, médias aritméticas.

O sistema de tratamento apresentou ótimo desempenho, com índices de remoção de:

- DQO = 98%
- Sólidos totais = 93%
- Nitrogênio total Kjeldhal = 92%
- Fósforo total = 98%
- Coliformes totais e fecais = 7 unidades logarítmicas

Observa-se na Tabela 4.1 que houve um aumento progressivo do pH ao longo das unidades do tratamento, iniciando com pH médio de 6,87 no decantador, até 8,40 na saída da lagoa de aguapés. Essa evolução deve-se a biodegradação da matéria orgânica dos dejetos, com formação de compostos mais simples, e oxigenação do meio nas duas últimas lagoas.

Com relação ao OD, as medidas do afluente e efluente das lagoas LA1 e LA2 foram sempre inferiores a 0,5 mg /L. Como os eletrodos de medida do OD não são adaptados para baixas concentrações, pode-se considerar estas lagoas como totalmente desprovidas de oxigênio dissolvido, caracterizando-as como anaeróbias ou anóxicas. O OD começa a ser superior a 1mg /L na lagoa facultativa, mostrando que o efluente passou a ser aeróbio, fato também confirmado pela presença de algas nesta lagoa, com a característica cor esverdeada.

As concentrações de saída dos coliformes totais e/ou fecais ficaram abaixo do limite máximo recomendado pelas normas ambientais de Santa Catarina para lançamento de efluentes (FATMA, 1981). Para os outros parâmetros analisados, mesmo com reduções superiores a 90%, as concentrações efluentes de DQO, ST, NTK e PT ainda foram muito elevadas, podendo causar danos ambientais aos corpos d'água receptores, caso estes não tenham capacidade de autodepuração suficiente para absorver os poluentes.

A primeira lagoa anaeróbia (LA1) destaca-se, em relação às outras lagoas, pela sua eficiência na remoção de DQO (82%), Sólidos totais (54%), Sólidos voláteis (66%) e Fósforo total (58%). Embora recebendo elevada carga orgânica volumétrica, com média de 468 gDQO/m³.dia (~234 gDBO/m³.dia), os problemas relativos ao aparecimento de odores foram raros, o que pode ser explicado pelos valores de pH superiores a 7,5, como descrito em Pescod (1996), ressalta-se porém, que não foram efetuadas medidas olfatométricas padronizadas.

A segunda lagoa anaeróbia (LA2) realiza tratamento complementar da primeira lagoa, na remoção da matéria orgânica (DQO, Sólidos) e dos nutrientes. Esta lagoa

caracteriza-se como “anóxica”, segundo Almasi & Pescod (1996), devido a carga orgânica aplicada (65 gDQO/m³.dia).

Nas lagoas anaeróbias/anóxicas, uma parte da matéria orgânica é removida com os Sólidos em suspensão (60%) e, associada a estes, a correspondente remoção de DBO₅, a qual, de acordo com Pescod (1996), é da ordem de 30 a 35% apenas devido à remoção dos Sólidos sedimentáveis. A LA1 apresentou eficiência média na remoção de Sólidos totais voláteis (STV) da ordem de 66%, enquanto para a LA2 a remoção foi de 49%, estes valores estão próximos daqueles obtidos por Leite *et al.* (1999), cuja eficiência média foi de 60% para STV em lagoas anaeróbias primárias, tratando águas residuárias domésticas. Para o Nitrogênio, o principal mecanismo de remoção nessas lagoas é a sedimentação do Nitrogênio orgânico. Os Sólidos acumulados na camada bentônica são decompostos anaerobicamente se a temperatura é igual ou superior a 15 ° C (von Sperling, 1996a).

O Fósforo, é removido em lagoas, seja pela sedimentação com os Sólidos totais, seja pela precipitação na forma de Fosfatos insolúveis, quando os valores de pH são superiores a 7,8, ou ainda por assimilação biológica (Mesplé *et al.*, 1996). Nas duas lagoas anaeróbias (LA1 e LA2), o bom desempenho na remoção do Fósforo deve-se principalmente a sedimentação dos Sólidos, a qual é função do tempo de retenção hidráulica, entre outros fatores. Igualmente, certas espécies bacterianas, sob condições anóxicas, são capazes de assimilar o Fósforo orgânico dissolvido imobilizando-o em suas células sob a forma de ácidos nucléicos, fosfolipídeos, fosfo-proteínas, etc. Em geral, considera-se para a síntese celular, que as necessidades de Fósforo são próximas de 1% da quantidade de DBO₅ eliminada. Kerlan & Senelier (1987) mostram que existe uma relação entre a remoção de Fósforo e o metabolismo dos microrganismos depuradores, a eficiência de remoção aumenta com a relação DQO/P. Isto foi observado nas lagoas anaeróbias, cujas relações obtidas foram:

- LA1 DQO/P = 33,55 , ϵ_{PT} = 58%
- LA2 DQO/P = 13,94 , ϵ_{PT} = 40%

Nas últimas lagoas da série (LF e LAG) houve bom desempenho na remoção dos nutrientes (NTK e PT), sendo que a LAG foi mais eficiente. A remoção do Nitrogênio e seus compostos nestas lagoas é feita através da sedimentação do Nitrogênio orgânico e via atividade biológica pela ação das algas, das bactérias aeróbias e das plantas. O Fósforo é removido principalmente pela ação da sedimentação dos Sólidos, favorecida entre as chicanas na LF e entre as raízes das plantas e ambiente calmo na LAG. Igualmente, existe

uma absorção dos ortofosfatos pelas algas e pelas plantas nestas lagoas. Ressalta-se que a lagoa facultativa apresentou 1 unidade log na remoção de coliformes totais e/ou fecais.

4.1.2. Evolução temporal dos principais parâmetros analisados

Os valores de temperatura, pH, OD, DQO, Nitrogênio total Kjeldhal e Fósforo total dos efluentes em função do tempo, em cada unidade do sistema de tratamento, estão apresentados nas Figuras 4.1. a 4.6, respectivamente.

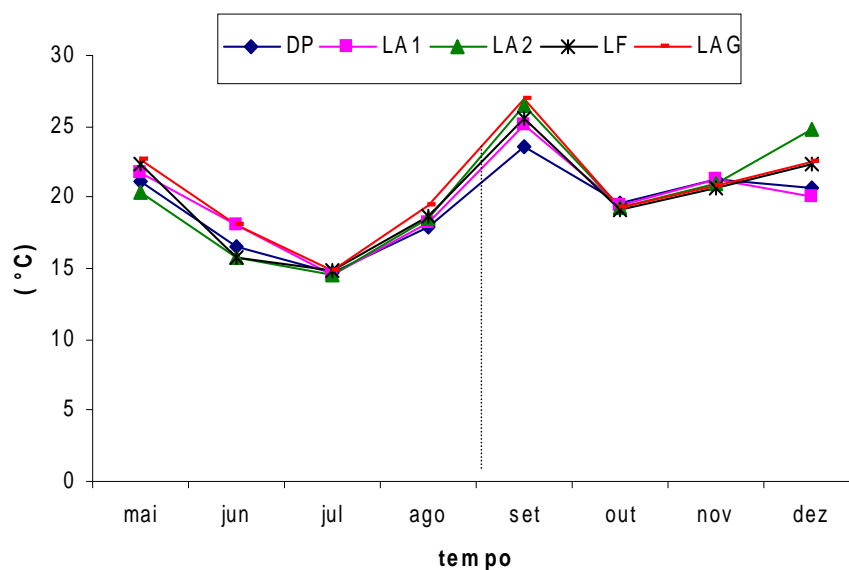


Figura 4.1. Valores da temperatura (° C) no período de maio a dezembro de 1999.

As variações de temperatura em função dos meses do estudo foram semelhantes para todas as unidades do sistema de tratamento, permanecendo entre 15° a 25° C. Observa-se na Figura 4.1. duas fases distintas de temperatura, com valores mais baixos nos meses de junho, julho e agosto (inverno) e mais elevados de setembro a dezembro (verão).

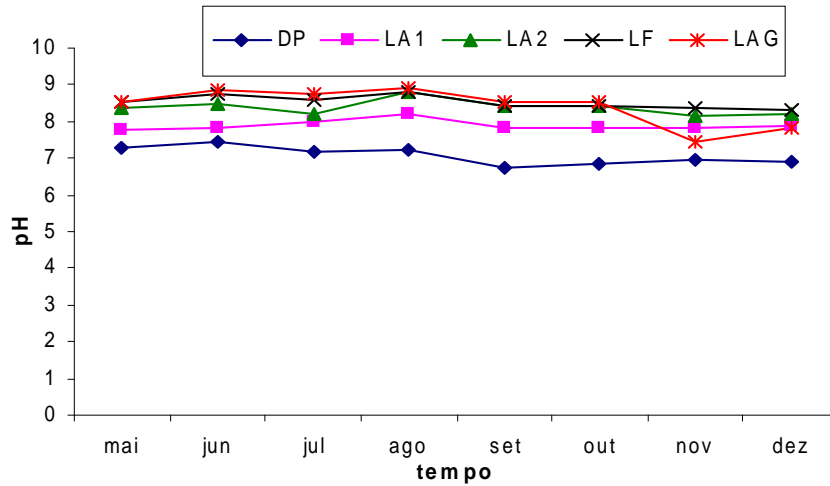


Figura 4.2. Valores de pH no período de maio a dezembro de 1999.

O pH não sofreu variações sazonais nas unidades de tratamento, observa-se na Figura 4.2 um aumento gradual de quase duas unidades, desde o início do tratamento (decantador) até a saída do sistema (lagoa de aguapés).

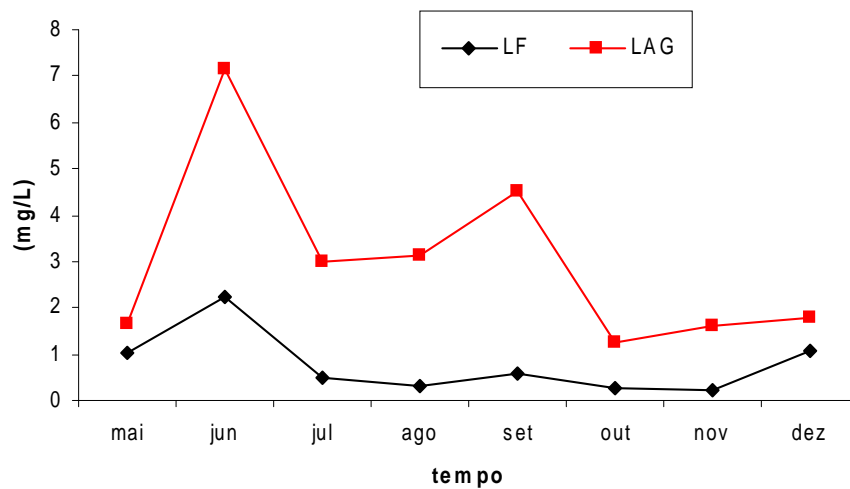


Figura 4.3. Valores de OD (mg/L) no período de maio a dezembro de 1999.

O OD foi detectado apenas nas lagoas facultativa e de aguapés, houve um pico de OD em junho (Figura 4.3). A concentração de OD foi mais estável na LF, já a lagoa de aguapés apresentou variações entre os meses de junho a setembro (OD= 3 a 7 mg/L) e estabilidade nos meses subsequentes: outubro, novembro e dezembro (OD= 1 a 2 mg/L).

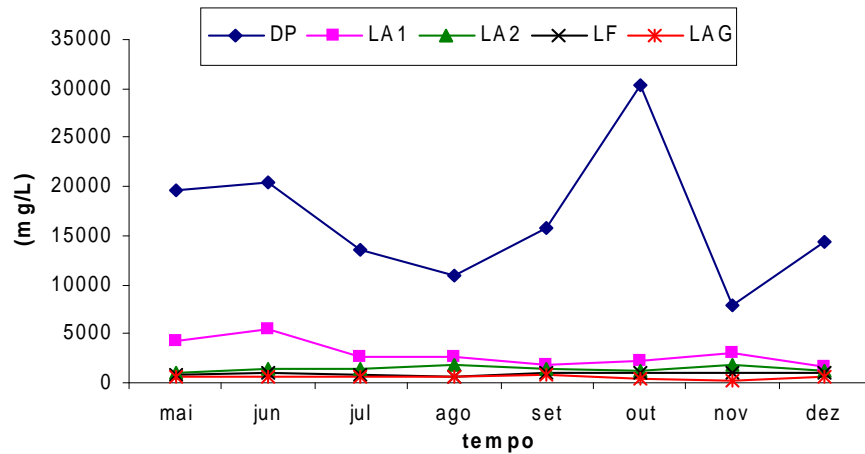


Figura 4.4. Valores de DQO (mg/L) no período de maio a dezembro/1999.

Os valores de DQO (Figura 4.4) apresentaram variações na saída do decantador, com um pico no mês de outubro, decorrentes das variações do despejo afluente. Nas lagoas (LA1, LA2, LF e LAG) as variações foram mínimas, o que mostra bem as mudanças na qualidade do despejo, em termos de absorção pelas lagoas.

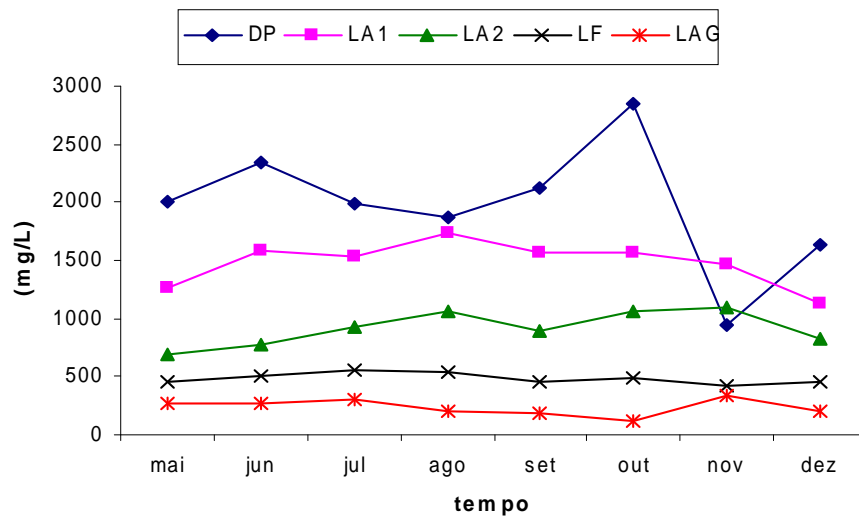


Figura 4.5. Valores de NTK (mg/L) no período de maio a dezembro de 1999.

Percebe-se na Figura 4.5, a exemplo do ocorrido com a DQO, que o NTK variou principalmente no decantador, tendo oscilações menores nas lagoas anaeróbias (LA1 e LA2); as duas últimas lagoas (LF e LAG) apresentaram pequenas variações ao longo dos meses.

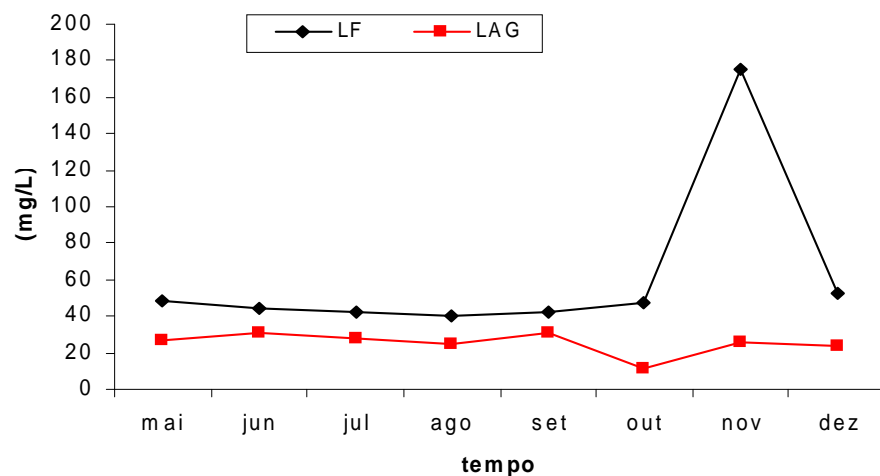


Figura 4.6. Valores de PT (mg/L) no período de maio a dezembro de 1999 na LAG.

Houve uma grande variação do Fósforo total na LF no mês de novembro, e na LAG um pequeno decréscimo no mês de outubro, essa variação pode ter sido ocasionada por problemas operacionais, uma vez que houve a necessidade de fazer reparos nos canos e lonas. Para os outros meses as variações foram mínimas nessas duas lagoas (Figura 4.6).

4.1.3. Estatística descritiva do processo

Os valores médios das concentrações dos parâmetros analisados, os desvios padrão e os erros padrão, para as unidades do sistema de tratamento, estão ilustrados nas Figuras 4.7 a 4.11.

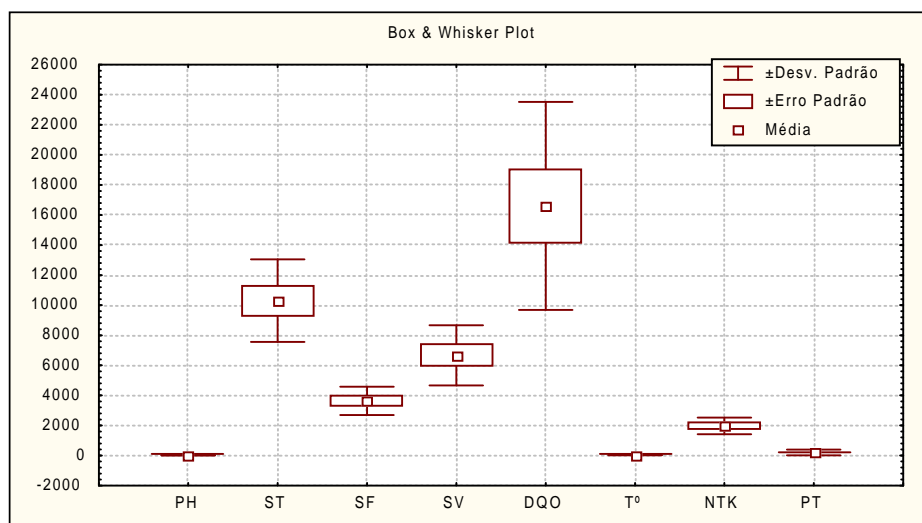


Figura 4.7. Valores médios, desvios padrão e erros padrão no DP.

Observa-se na Figura 4.7 maior variabilidade dos valores para os Sólidos e para a DQO, no decantador. A temperatura, o pH, o Nitrogênio total Kjeldhal e o Fósforo total apresentaram pequenas variações.

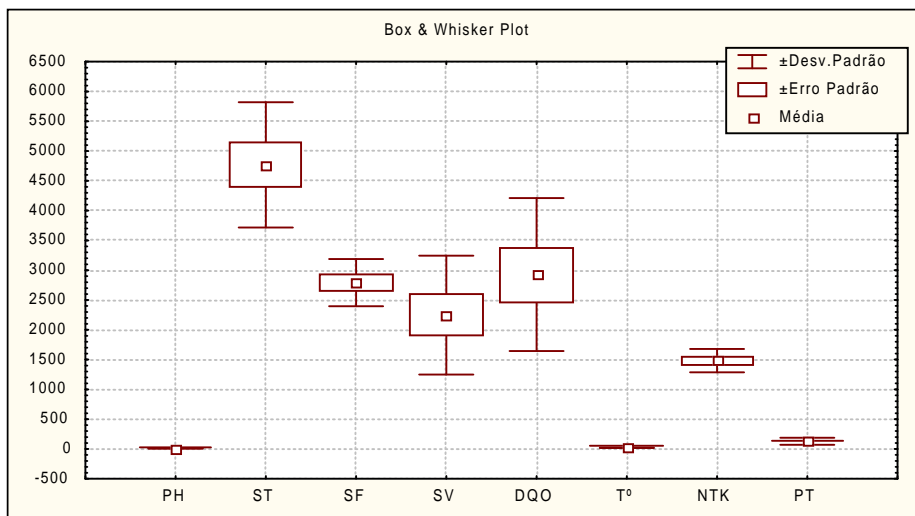


Figura 4.8. Valores médios, desvios padrão e erros padrão na LA1.

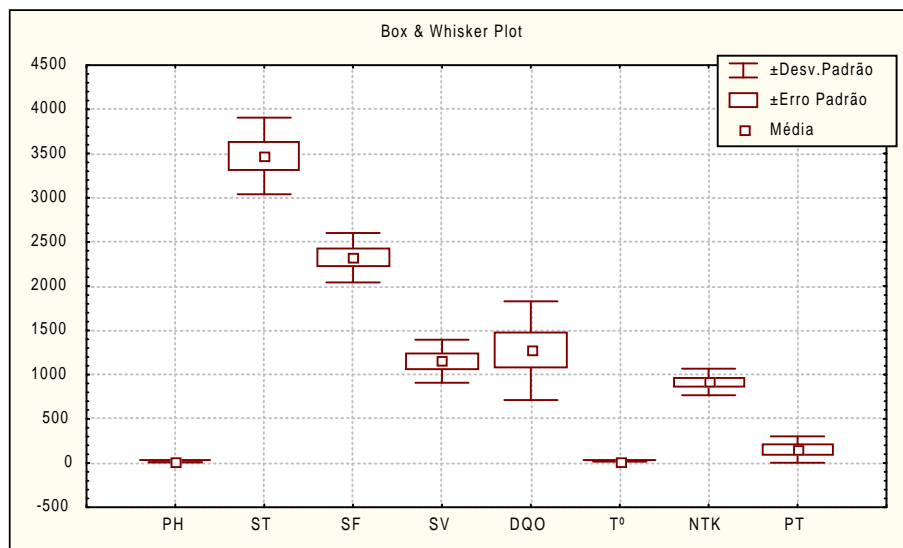


Figura 4.9. Valores médios, desvios padrão e erros padrão na LA2.

Nas lagoas anaeróbias 1 e 2, Figuras 4.8 e 4.9, respectivamente, os parâmetros Sólidos e DQO apresentaram maior variabilidade, os valores de Nitrogênio total Kjeldhal e Fósforo total tiveram poucas variações, o pH e a temperatura permaneceram estáveis em torno da média. As Figuras 4.7, 4.8 e 4.9. mostram um comportamento semelhante para as três primeiras unidades do sistema de tratamento quanto à variabilidade dos parâmetros analisados.



Figura 4.10. Valores médios, desvios padrão e erros padrão na LF.

Na lagoa facultativa, Figura 4.10, os Sólidos (ST, SF) e a DQO apresentaram maior variabilidade dos resultados em relação à média, os demais parâmetros apresentaram valores homogêneos. As elevadas concentrações dos Sólidos totais reduziram a transparência da massa líquida, implicando em menor desenvolvimento de algas e conseqüentemente baixas concentrações de OD registradas nesta lagoa, resultando em desempenho aquém do esperado na remoção da matéria orgânica e de nutrientes.

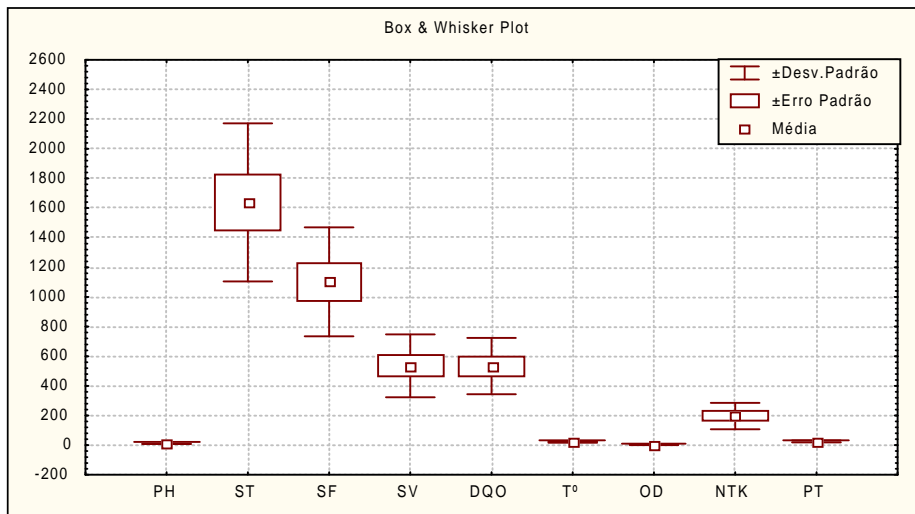


Figura 4.11. Valores médios, desvios padrão e erros padrão no LAG.

Os parâmetros que apresentaram maior variabilidade nos valores em relação à média, na lagoa de aguapés, Figura 4.11, foram os Sólidos e a DQO; o Nitrogênio total Kjeldhal apresentou pequena variabilidade, enquanto que a temperatura, o pH, o OD e o Fósforo total apresentaram valores homogêneos. Esse tipo de lagoa mostrou-se um sistema estável capaz de absorver elevada carga de Sólidos (321 kg SV/ha.dia). Segundo Jordão *et al.* (1983), nas lagoas de aguapés, o meio formado pela cobertura vegetal e a barreira formada pelas raízes das plantas agem favoravelmente nos processos de oxidação e redução da matéria orgânica e mineral, assim como a matéria em suspensão das algas, desenvolvidas na lagoa facultativa, encontra condições favoráveis à sedimentação nessas lagoas.

Observa-se pelas Figuras 4.7 a 4.11, que em cada unidade do sistema de tratamento, os parâmetros apresentaram variabilidades diferentes em relação aos valores médios, o que era esperado, uma vez que cada fase do tratamento tem função específica e diferente das demais. No geral, os Sólidos e a DQO foram os parâmetros com maiores variabilidades, devido às características do despejo bruto.

4.1.4. Avaliação dos compartimentos da lagoa facultativa com chicanas

A lagoa facultativa com chicanas teve seus compartimentos avaliados durante 14 meses (maio/1999 a junho/2000), a Tabela 4.2 apresenta os valores médios para cada ponto de coleta entre as chicanas e a eficiência de cada compartimento, para os parâmetros analisados.

Tabela 4.2. Resultados em cada ponto de coleta (Pi) e eficiência de remoção obtida em cada compartimento (Ci) da lagoa facultativa (n=19).

| Pontos coleta | pH | Temp. °C | OD mg/L | ST mg/L | SF mg/L | SV mg/L |
|---------------|-------------|-------------|-------------|------------|------------|------------|
| P5 (afi) | 8,24 ± 0,23 | 21,5 ± 3,11 | 0,39 ± 0,18 | 3164 ± 410 | 2085 ± 324 | 1052 ± 18 |
| P6 (chi.1) | 8,36 ± 0,19 | 20,0 ± 2,99 | 0,38 ± 0,20 | 3080 ± 540 | 2074 ± 284 | 1000 ± 374 |
| Efic. C1 (%) | - | - | - | 2,7 | 0,5 | 5 |
| P7 (chi.2) | 8,34 ± 0,20 | 19,9 ± 2,70 | 0,37 ± 0,18 | 3042 ± 834 | 2058 ± 447 | 984 ± 445 |
| Efic. C2 (%) | - | - | - | 1,2 | 0,8 | 1,6 |
| P8 (chi.3) | 8,46 ± 0,24 | 18,0 ± 3,90 | 0,32 ± 0,18 | 2912 ± 352 | 2017 ± 240 | 895 ± 221 |
| Efic. C3 (%) | - | - | - | 4,3 | 2 | 9 |
| P9 (chi.4) | 8,48 ± 0,23 | 18,2 ± 4,10 | 0,32 ± 0,20 | 2828 ± 380 | 1975 ± 290 | 889 ± 201 |
| Efic. C4 (%) | - | - | - | 2,9 | 2 | 0,7 |
| P10 (chi.5) | 8,44 ± 0,23 | 18,1 ± 3,90 | 0,34 ± 0,20 | 2919 ± 320 | 1972 ± 286 | 947 ± 403 |
| Efic. C5 (%) | - | - | - | -3,2 | 0,1 | -6,5 |
| P12 (efl) | 8,27 ± 0,20 | 21,4 ± 2,90 | 0,82 ± 0,40 | 2713 ± 321 | 1931 ± 217 | 781 ± 158 |
| Efic. C6 (%) | - | - | - | 7 | 2 | 17,5 |
| Total LF | | | | | | |
| Efic.(%) | | - | - | 14 | 7 | 26 |

Continuação da Tabela 4.2.

| Pontos coleta | DQO mg/L | NTK mg/L | PT mg/L | CT NMP/100ml | CF NMP/100ml |
|---------------|------------|-----------|-------------|--------------|--------------|
| P5 (afl) | 1559 ± 987 | 715 ± 210 | 82 ± 56 | 0,7E+2 | 0,4 E+2 |
| P6 (chi.1) | 1220 ± 634 | 489 ± 200 | 77 ± 48 | - | - |
| Efic. C1(%) | 22 | 31,6 | 6 | - | - |
| P7 (chi.2) | 1128 ± 557 | 452 ± 154 | 69 ± 46 | - | - |
| Efic. C2 (%) | 7,5 | 7,6 | 10 | - | - |
| P8 (chi.3) | 974 ± 261 | 460 ± 131 | 65 ± 32 | - | - |
| Efic. C3(%) | 13,7 | -1,8 | 6 | - | - |
| P9 (chi.4) | 902 ± 255 | 429 ± 117 | 61,8 ± 17,4 | - | - |
| Efic. C4(%) | 7,3 | 6,7 | 4,9 | - | - |
| P10 (chi.5) | 896 ± 214 | 426 ± 119 | 60 ± 29 | - | - |
| Efic. C5(%) | 0,7 | 0,7 | 2,9 | - | - |
| P12 (efl) | 830 ± 182 | 387 ± 100 | 45 ± 4,7 | 0,9 E+1 | 0,2 E+1 |
| Efic. C6 (%) | 7,4 | 9,1 | 25 | - | - |
| Total LF | | | | | |
| Efic.(%) | 47 | 46 | 45 | 1 unid log | 1 unid log |

Os valores médios de OD encontrados no interior da lagoa facultativa com chicanas foram baixos (~0,55 mg/L), com valor mínimo de 0,10 mg/L e máximo de 2,1 mg/L. Durante o mês de dezembro/1999 foram feitas medições de OD em três profundidades diferentes na coluna de água no interior da lagoa, cujos resultados são apresentados na Tabela 4.3. Observa-se nesta Tabela que os valores de OD foram mais elevados na camada superficial da lagoa (1 a 6 mg/L a 2 cm), resultante da aeração natural e da fotossíntese efetuada pelas algas, devido a completa penetração da luz solar nesta profundidade, caracterizando-se em ambiente aeróbio. A 10 cm de profundidade, os valores de OD situaram-se entre 1,4 e 0,5 mg/L, e a partir dos 15 cm estes valores foram inferiores a 0,5 mg/L. Excetuando-se a profundidade de 2 cm, os valores de OD medidos entre as chicanas foram muito próximos entre si. Estes são comparáveis àqueles valores apresentados por Mara e Silva (1979) para as maiores profundidades de uma lagoa facultativa com despejos domésticos: 0,4 mg/L a 30 cm e 0,3 mg/L a 50 cm; porém bem inferiores às camadas menos profundas: 20 mg/L a 2 cm e 2,5 mg/L a 15 cm.

Tabela 4.3. Valores de OD (mg/L) medidos em diferentes profundidades no interior da Lagoa Facultativa, no mês de dezembro/1999, (n=8)

| Pontos | 2cm | 10cm | 15cm | 20cm | 25cm | 30cm | 40cm | 50cm |
|--------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| P6 | 3,56 | 1,41 | 0,36 | 0,51 | 0,38 | 0,15 | 0,14 | 0,16 |
| P7 | 4,32 | 0,91 | 0,33 | 0,32 | 0,26 | 0,13 | 0,13 | 0,15 |
| P8 | 6,07 | 0,47 | 0,48 | 0,29 | 0,43 | 0,14 | 0,16 | 0,15 |
| P9 | 3,64 | 0,47 | 0,48 | 0,35 | 0,19 | 0,15 | 0,14 | 0,14 |
| P10 | 2,41 | 1,05 | 0,48 | 0,38 | 0,31 | 0,27 | 0,21 | 0,16 |
| P11 | 1,10 | 0,91 | 0,45 | 0,28 | 0,24 | 0,21 | 0,21 | 0,19 |

A Figura 4.12. apresenta o perfil dos valores médios de OD obtidos na lagoa facultativa, durante o mês de dezembro/1999.

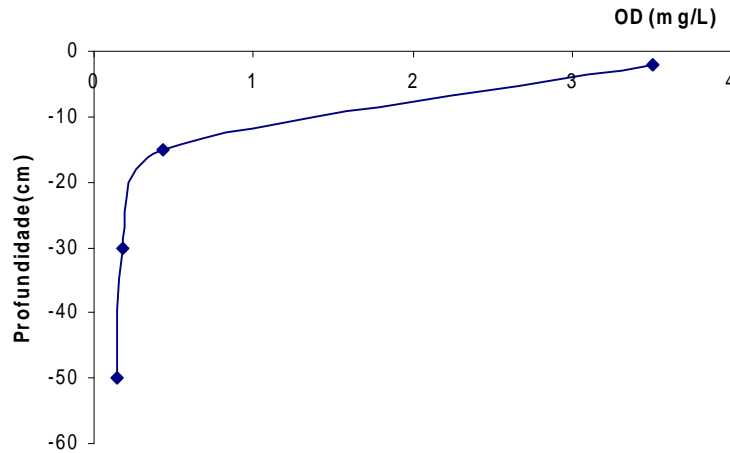


Figura 4.12. Perfil do OD (mg/L) para a LF durante o mês de dezembro/1999.

A baixa oxigenação obtida na lagoa facultativa é decorrente da elevada carga de Sólidos aplicada na lagoa (média de 370 kg SV/ha.dia), impedindo a passagem da luz solar e o desenvolvimento de algas nas camadas abaixo de 10 cm da superfície, diminuindo a eficiência dessa unidade de tratamento. Considerando que a altura da lâmina d'água era de 80 cm, o perfil de OD (Figura 4.12) mostra que a parte da lagoa com OD superior a 1 mg/L corresponde apenas a cerca de 15% de sua profundidade. As eficiências, de cada compartimento, da LF são apresentadas na Figura 4.13.

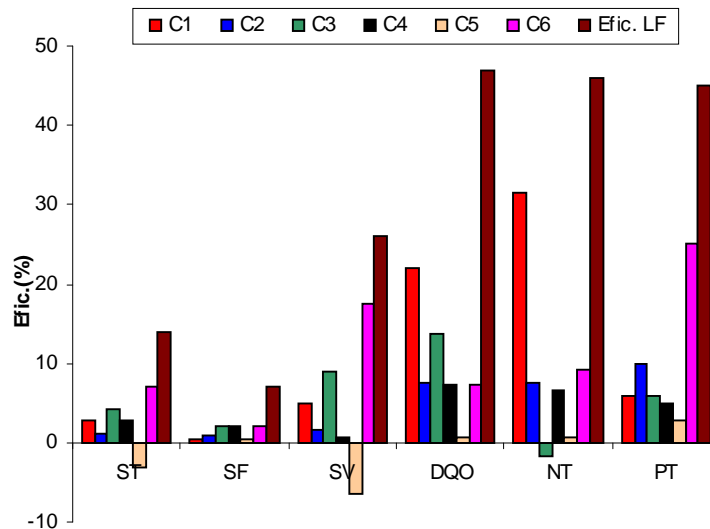


Figura 4.13. Eficiência de remoção em todos os compartimentos da LF.

Observa-se na Figura 4.13 que o primeiro compartimento (C1) é o principal responsável pela atividade de degradação da matéria orgânica nessa lagoa, removendo 22% de DQO e 31,6% de Nitrogênio total Kjeldhal; os Sólidos são removidos ao longo de cada compartimento; enquanto que o último compartimento é responsável por 25% de remoção do Fósforo total. Comparando-se estes resultados àqueles obtidos por Medri (1997), para esta mesma lagoa facultativa sem chicanas, tem-se a Tabela 4.4.

Tabela 4.4. Comparação entre a lagoa facultativa com e sem chicanas (valores médios)

| Parâmetro | Medri (1997) | Este trabalho |
|-------------------------|-----------------------------|-----------------------------|
| | LF sem chicanas | LF com chicanas |
| Carga orgânica aplicada | 531 kg DQO/ha.dia | 470 kg DQO/ha.dia |
| pH | 7,7 | 8,3 |
| DQO saída; eficiência | 807 mg/L; $\epsilon= 46\%$ | 830 mg/L ; $\epsilon= 47\%$ |
| NTK saída; eficiência | 413 mg/L; $\epsilon= 59\%$ | 387 mg/L; $\epsilon= 46\%$ |
| PT saída; eficiência | 48 mg/L; $\epsilon= 30\%$ | 45 mg/L; $\epsilon= 45\%$ |
| ST saída; eficiência | 2254 mg/L; $\epsilon= 34\%$ | 2713 mg/L; $\epsilon= 14\%$ |

Observa-se na Tabela 4.4, em relação ao desempenho global da LF, que a introdução de chicanas não trouxe melhoras significativas, condizentes com as eficiências das lagoas em escala piloto (Anexo E) e verificado pelo teste estatístico ANOVA (Anexo B), para o tratamento dos dejetos. O desempenho da LF com chicanas foi semelhante ao da lagoa sem chicanas (Medri, 1997) quanto à remoção de DQO, inferior na remoção de Nitrogênio total Kjeldhal e de Sólidos totais, e superior apenas na remoção de Fósforo total. Este último resultado talvez seja devido aos valores médios de pH mais elevados obtidos na lagoa com chicanas (8,4), favorecendo a precipitação do Fósforo na forma de fosfatos insolúveis quando o pH é superior a 7,8, como já observado por Mesplé *et al.* (1996).

No efluente da lagoa permanece uma elevada concentração de Sólidos, de DQO e de nutrientes (N e P). A carga de Sólidos poderia ser minimizada através de melhorias na decantação primária, junto a esses uma parte da DQO e dos nutrientes também seria removida. Quanto aos nutrientes, elevando-se o pH, na lagoa facultativa, a valores superiores a 9,5, através de uma maior oxigenação do meio (artificial ou pela atividade fotossintética das algas), favorece-se a remoção do Nitrogênio pela volatilização de amônia e incrementa-se a precipitação dos fosfatos insolúveis (Picot *et al.*, 1991). Isto pode ser conseguido seja por meio de aeração mecânica, com a introdução de aeradores; ou seja, através de maior penetração da luz solar no meio líquido, reduzindo-se a altura da lâmina d'água da lagoa e diminuindo-se a carga de Sólidos afluentes. Neste trabalho, para o

sistema em escala real, somente a implantação da aeração mecânica foi possível de ser efetuada.

4.1.5. Lagoa Facultativa com aeração

Durante o período de julho/2000 a junho/2001 a lagoa facultativa passou a funcionar sem as chicanas e com aeração no período noturno, como apresentado no item 3.1.1. Os resultados (valores médios) obtidos ao longo desse período e a eficiência de remoção dos parâmetros analisados em três pontos de coleta estão apresentados na Tabela 4.5.

Tabela 4.5. Valores médios, desvios padrão e eficiência de remoção da Lagoa Facultativa com aeração (n=32).

| Parâmetros | P4 - afluente | P5 - meio | P6- efluente | Eficiência (%) |
|-------------------|---------------|-------------|--------------|----------------|
| pH | 8,44 ± 0,23 | 8,43 ± 0,52 | 8,51 ± 0,20 | - |
| Temperatura (° C) | 19,4 ± 5,5 | 19,7 ± 5,6 | 21,6 ± 5,1 | - |
| OD (mg/L) | 1,00 ± 1,59 | 1,32 ± 1,80 | 1,72 ± 2,32 | - |
| ST (mg/L) | 2861 ± 1298 | 2303 ± 948 | 2223 ± 1657 | 22,3 |
| SF (mg/L) | 1596 ± 296 | 1200 ± 259 | 1115 ± 278 | 30 |
| SV (mg/L) | 1384 ± 1327 | 972 ± 682 | 1147 ± 1640 | 17 |
| SST (mg/L) | 453 ± 265 | 346 ± 213 | 322 ± 190 | 29 |
| DQO (mg/L) | 1260 ± 295 | 848 ± 374 | 681 ± 251 | 46 |
| NTK (mg/L) | 717 ± 161 | 444 ± 146 | 431 ± 185 | 40 |
| Namon (mg/L) | 414 ± 104 | 280 ± 88 | 254 ± 106 | 38,6 |
| PT (mg/L) | 98 ± 37 | 57 ± 16 | 51 ± 22 | 48 |

A lagoa operou com carga superficial aplicada média de 439 kgDQO/ha.dia e 482 kgSV/ha.dia. Com a instalação do aerador foi possível aumentar os níveis de OD, que variaram de: 0,18 mg/L (mínimo) a 7,15 mg/L (máximo). Em relação a lagoa com chicanas, o pH do efluente da lagoa, contrariamente ao esperado, devido ao incremento em OD, teve um aumento apenas de aproximadamente 0,1.

A lagoa facultativa aerada mecanicamente apresentou eficiência de remoção de 40% e 48% para NTK e PT, respectivamente; foi eficiente na remoção da carga orgânica, removendo 46% da DQO, e apresentou eficiência de remoção de Sólidos entre 20 e 30%. A Figura 4.14 apresenta uma comparação da lagoa facultativa com chicanas e a lagoa facultativa com aeração.

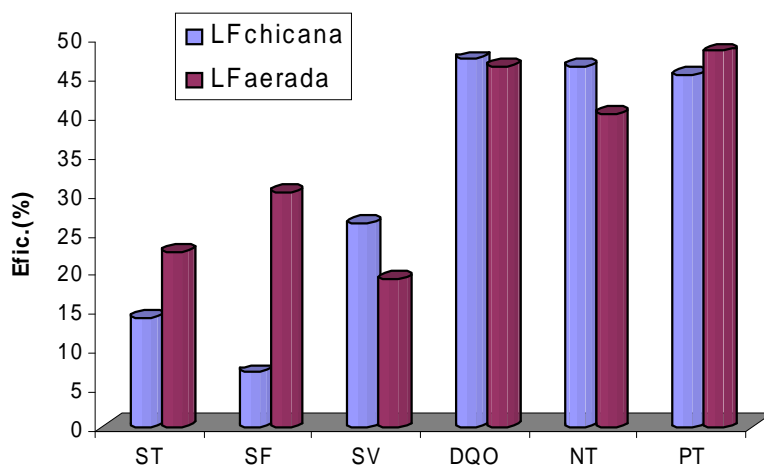


Figura 4.14. Eficiência de remoção da lagoa facultativa com chicanas e da lagoa facultativa com aeração.

Comparando o desempenho da lagoa aerada com a lagoa facultativa com chicanas, a primeira foi mais eficiente apenas na remoção de Sólidos totais e fixos, conforme mostra a Figura 4.14, e teve desempenho similar quanto aos outros parâmetros.

As Figuras 4.15 a 4.23 mostram a variação temporal dos parâmetros medidos no afluente, meio e efluente da lagoa facultativa com aeração.

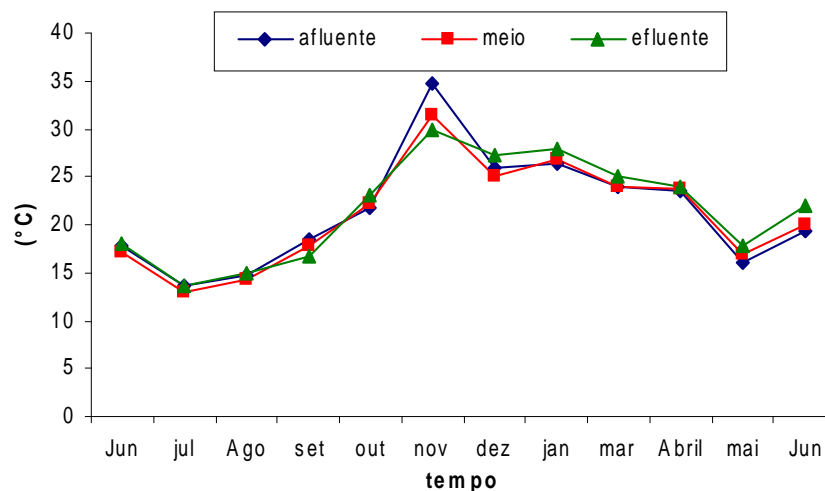


Figura 4.15. Evolução da temperatura (°C) em função do tempo.

Observa-se na Figura 4.15 temperaturas mais baixas ($\leq 20^{\circ}\text{C}$) nos meses de maio, junho, julho, agosto e setembro, e temperaturas superiores para os outros meses. Não houve estratificação térmica longitudinal na lagoa.

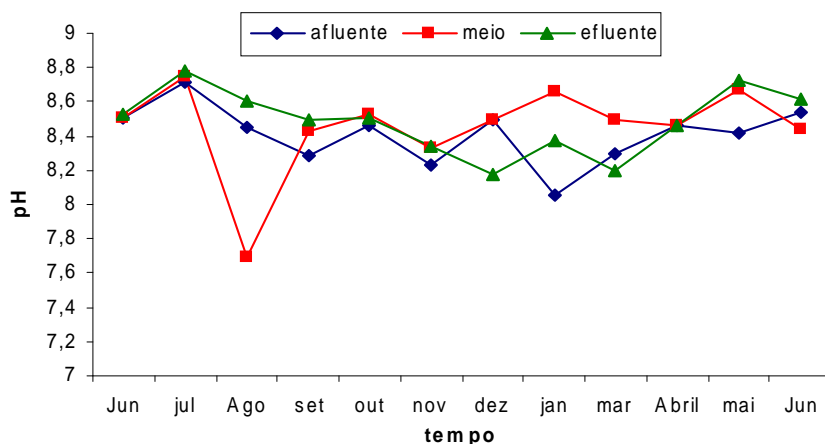


Figura 4.16. Evolução do pH em função do tempo.

A variação sazonal da temperatura não interferiu nos valores de pH (Figura 4.16), que foram homogêneos ao longo do tempo, estando dentro de uma faixa de 8,2 e 8,8. Não se observou também variações sazonais para o oxigênio dissolvido, cujas concentrações (Figura 4.17) foram similares para os três pontos de coleta, indicando que a aeração favoreceu a manutenção OD afluente, apesar das demandas exercidas para a degradação biológica dos despejos. Verificou-se um pico no mês de maio/2001, em virtude de ajustes no aerador. Essa excelente condição de aeração do meio não foi mantida por problemas de ajuste no aerador, e os valores de OD voltaram a baixar no mês de junho.

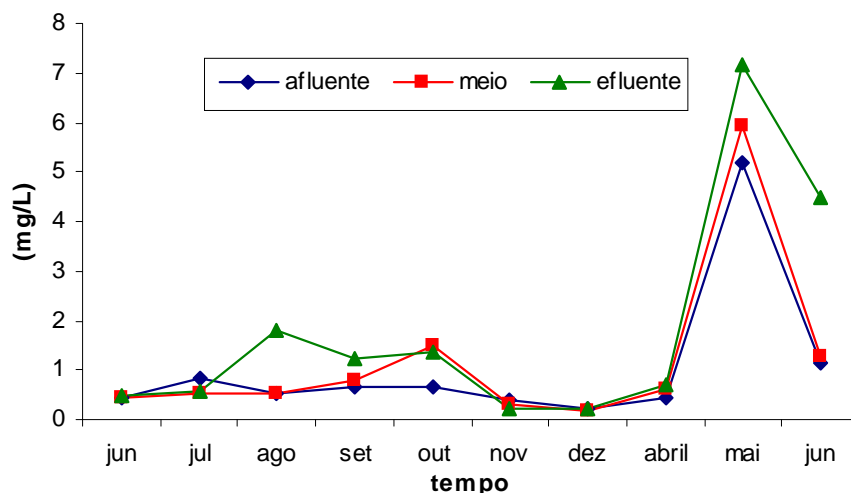


Figura 4.17. Evolução do OD (mg/L) em função do tempo.

Durante o período de ajustes do aerador (maio/2001) foram efetuadas medidas diárias de oxigênio dissolvido, cujo gráfico de evolução (médias para cada 4 dias consecutivos) é apresentado na Figura 4.18.

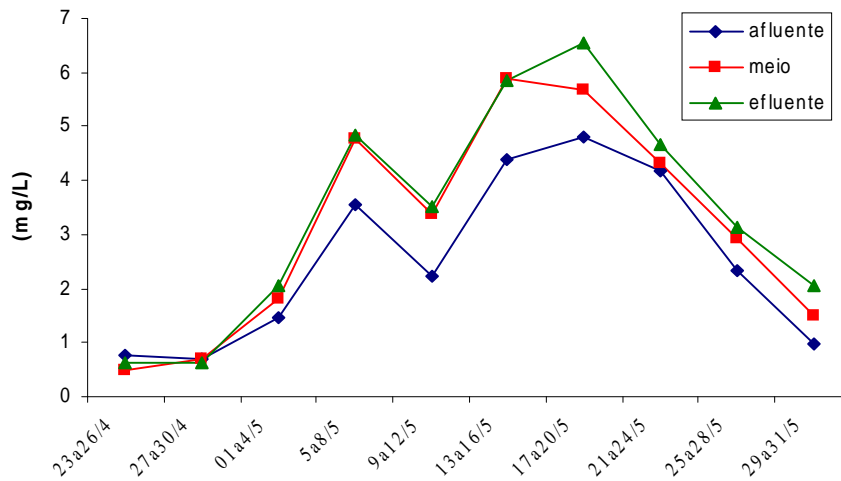


Figura 4.18. Evolução do OD na lagoa aerada durante o mês de maio/2001.

Os efeitos da oxigenação do meio são observados nos resultados de DQO (Figura 4.19), cujas variações no afluente são refletidas no efluente, mantendo-se uma eficiência média de remoção de 44%, com exceção dos meses de maio e junho/2001, quando a eficiência foi de 73% e 69%, respectivamente, devido aos elevados níveis de OD (>2 mg/L no efluente), evidenciando a grande dependência do tratamento com a concentração de OD do meio.

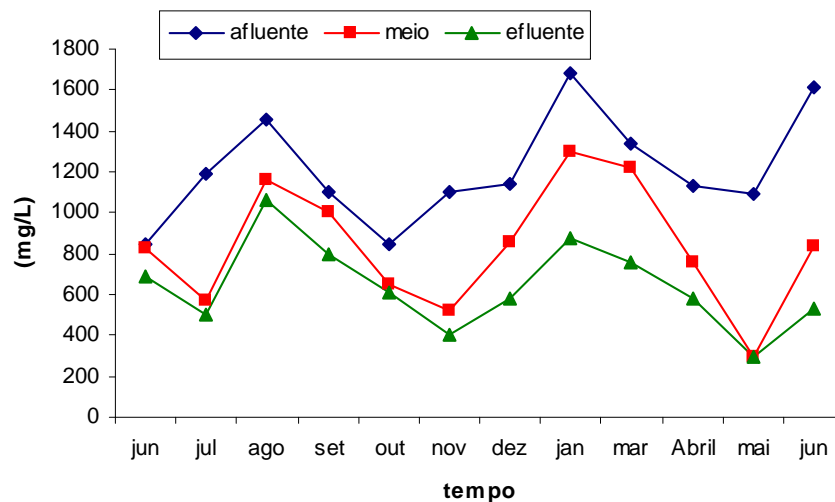


Figura 4.19. Evolução da DQO (mg/L) em função do tempo.

Quanto aos Sólidos totais (Figura 4.20), apesar da aeração, estes foram removidos em cerca de 22%, visto que a lagoa era aerada apenas no período noturno, com cerca de

16 horas sem aeração durante o dia, permitindo a decantação do material em suspensão (SST), cuja remoção foi de 29% (Tabela 4.5).

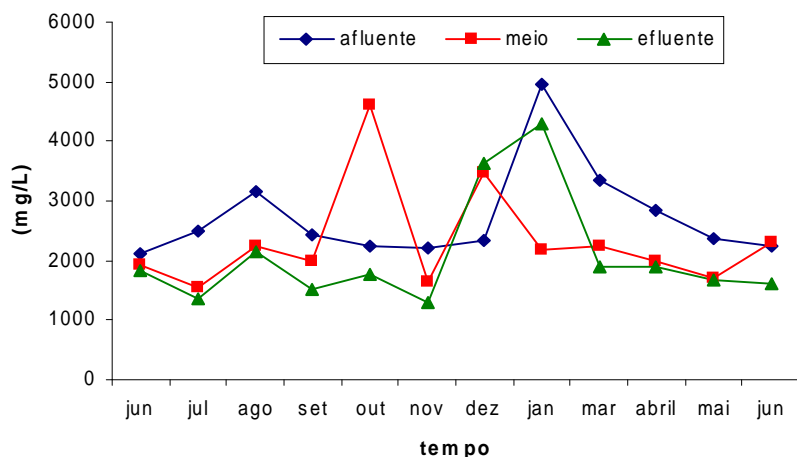


Figura 4.20. Evolução dos Sólidos totais (mg/L) ao longo do tempo.

A evolução do Nitrogênio total Kjeldhal no meio da lagoa e efluente (Figura 4.21), do mesmo modo que a DQO, acompanhou as variações do despejo afluente, mantendo-se praticamente constante nos últimos meses do monitoramento (janeiro a junho); enquanto que para o Nitrogênio amoniacal observam-se variações devido também à oxigenação do meio (Figura 4.22).

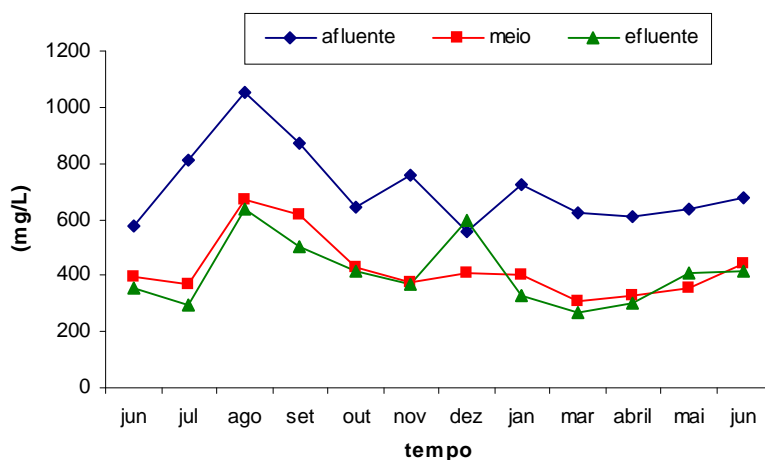


Figura 4.21. Evolução do NTK (mg/L) ao longo do tempo

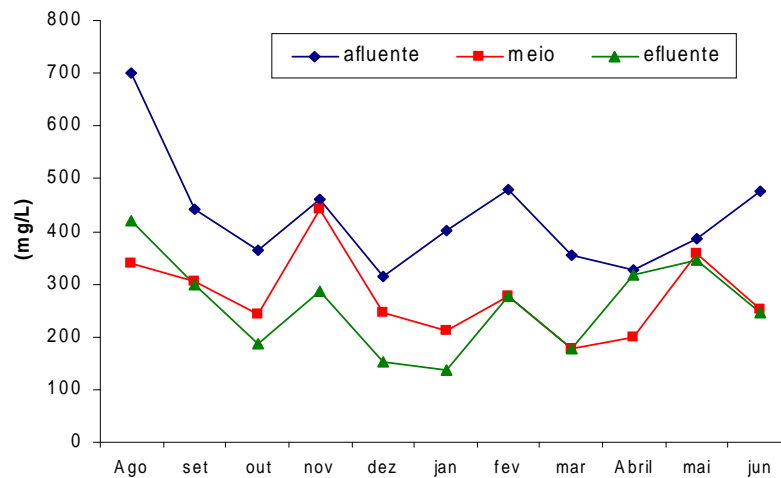


Figura 4.22. Evolução do Namon. (mg/L) ao longo do tempo

Para o Fósforo total (Figura 4.23) observa-se que, embora tenha havido um aumento progressivo da concentração afluente, o efluente manteve concentrações entre 20 e 70 mg/L, com eficiência de remoção média de 48%. Ressalta-se que, nos dois últimos meses do período de monitoramento, maio e junho, a eficiência média de remoção do Fósforo foi de 60%, devido principalmente aos elevados valores de pH (8,8) e de OD (> 5 mg/L).

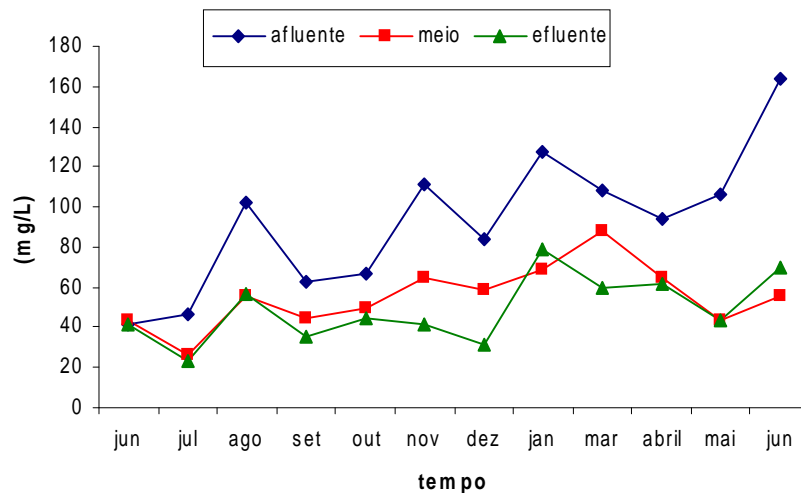


Figura 4.23. Evolução do PT (mg/L) ao longo do tempo

Os valores médios, desvios padrão e erro padrão dos parâmetros, nos três pontos de coleta da lagoa facultativa com aeração, estão representados graficamente nas Figuras 4.24 a 4.26.

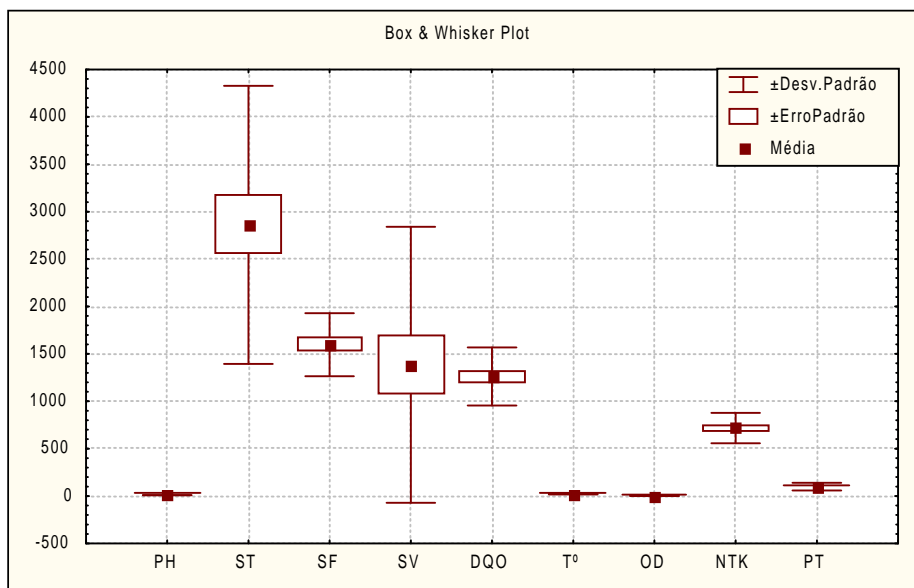


Figura 4.24. Médias, desvios padrão e erros padrão dos parâmetros no ponto 4 (afluente da lagoa).

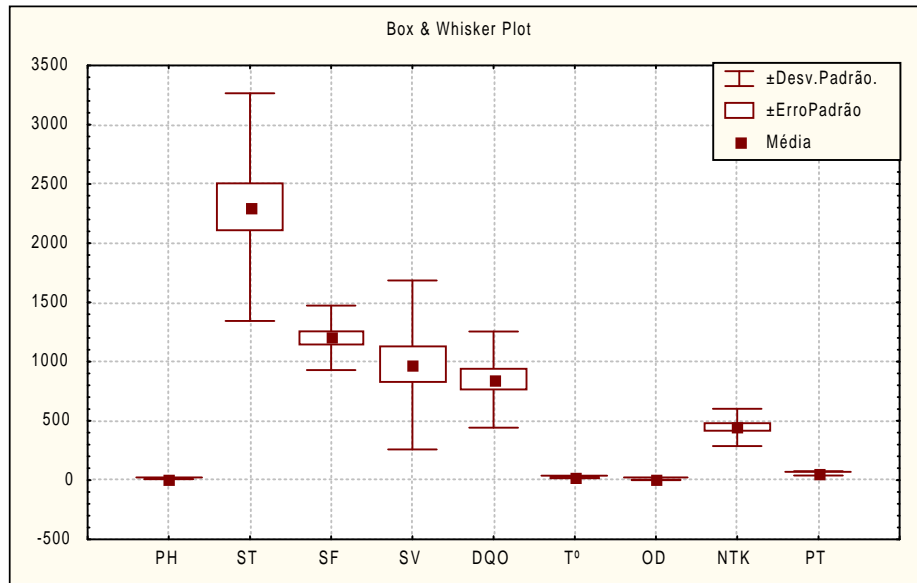


Figura 4.25. Médias, desvios padrão e erros padrão dos parâmetros no ponto 5 (meio da lagoa).

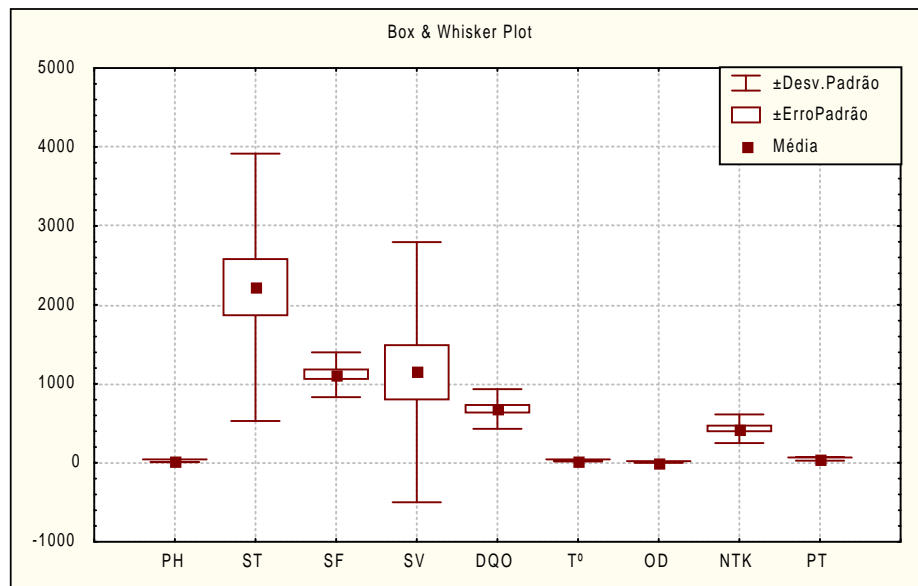


Figura 4.26. Médias, desvios padrão e erros padrão dos parâmetros no ponto 6 (efluente da lagoa).

Os parâmetros que apresentaram maior variabilidade na distribuição dos resultados nos pontos P4 e P6, afluente e efluente da lagoa, respectivamente, foram ST e SV (Figuras 4.24 e 4.26). No ponto 5, depois do aerador, os Sólidos totais apresentaram maior discrepância dos valores, ao longo da distribuição, devido ao material em suspensão remanescente da agitação da massa líquida (Figura 4.25).

Flores *et al.*(2000) realizou um estudo com dois sistemas formados por três lagoas aeradas em série, tratando esgotos domésticos, onde os resultados de eficiência de remoção de DQO obtidos foram: 69 e 66% (1^a); 72 e 80% (2^a); e 82 e 85% (3^a), respectivamente. Também foi percebido com base nos resultados dos sistemas de lagoas aeradas (efluentes com 6 e 5 mg/L de Nitrogênio Kjeldhal) que grande parte da oxidação do Nitrogênio ocorreu na primeira lagoa, indicando que existe um efetivo processo de nitrificação na série de lagoas estudadas.

Nameche *et al.*(1999) estudou o desempenho de um sistema, combinando lagoas aeradas e de estabilização, onde a eficiência de remoção apresentada pelo sistema foi: 86,8% para DBO, 81% para DQO, 92,3% para SS, 26% para Nitrogênio total e aproximadamente 0% para o Fósforo.

4.1.6. Análise dos lodos das lagoas anaeróbias e facultativa

4.1.6.1. Lodos das lagoas anaeróbias

As lagoas anaeróbias foram esvaziadas em janeiro/2002 e os lodos acumulados durante o período de três anos (janeiro/1999 a dezembro/2001) foram coletados. Para a lagoa anaeróbia 1 (LA1) analisou-se somente os Sólidos totais, fixos e voláteis; enquanto que para a lagoa anaeróbia 2 (LA2) foram determinados os Sólidos, DQO, NTK, PT e K. As amostras foram coletadas na camada de lodo no fundo de cada lagoa, conforme detalhado no item 3.1.3.1. A Tabela 4.6 apresenta os respectivos resultados.

Tabela 4.6. Resultados dos lodos das lagoas LA1 e LA2.

| Ponto de coleta | DQO (g/L) | ST (%) | SV (%ST) | SF (%ST) | NTK (g/kg) | PT (g/kg) | K (g/kg) | NTK (%ST) | PT (%ST) | K (%ST) |
|-----------------|-----------|--------|----------|----------|------------|-----------|----------|-----------|----------|---------|
| LA1 | - | 24,6 | 56 | 44 | - | - | - | - | - | - |
| LA2 | 88,50 | 12,6 | 49 | 51 | 3,0 | 8,3 | 0,5 | 2,4 | 6,6 | 0,4 |

Observa-se na Tabela 4.6 que os lodos retirados da LA1 apresentaram elevados teores de Sólidos totais (24,6%) e de Sólidos voláteis (56% ST). Estes últimos indicam baixa estabilização dos lodos, ou “lodos primários”, característicos deste tipo de lagoa. Na LA2, os valores de ST e SV foram menores que na LA1, porém ainda foram elevados. Estes valores podem ser comparados àqueles obtidos com lodos de esgotos desidratados (ST=15-35% e SV= 30-60%ST) apresentados por Andreasen e Nielsen (1992) citados por Tsutiya (2001). Igualmente, pode-se comparar aos valores observados em resíduos suínos: 5 a 25% de matéria seca, apresentados por Tunney (1980) citado em Cazarré (2000).

Em relação aos nutrientes, os valores encontrados na LA2 (Tabela 4.6) para o NTK e o K são comparáveis aos obtidos em diferentes estações de tratamento de esgotos, mostrados em Silva e Fernandes (1998) citados em Fernandes (Coord.) *et al.* (1999) e Tsutiya (2001). Porém, para o Fósforo total existe um grande acúmulo nesses lodos, sendo duas a três vezes maior que os dados relatados por esse último autor. Os dados obtidos com resíduos de suínos apresentados por Tunney (1980), citado em Cazarré (2000), apresentam também valores para Nitrogênio (1,6 a 6,8 g/kg), Potássio (1,7 a 3,6 g/kg) e Fósforo (0,6 a 2,1 g/kg), os quais, com exceção do Fósforo, estão bem próximos aos obtidos na lagoa LA2: N= 3 g/kg; K= 0,5 g/kg e P= 8,3 g/kg.

Existia uma grande quantidade de lodos depositados nas lagoas anaeróbias, sendo que na LA1 a altura média da camada de lodos foi de aproximadamente 40 cm, enquanto

que na LA2 obteve-se cerca de 20 cm. Considerando-se o período de três anos de funcionamento entre as limpezas, esses valores resultam num acúmulo anual de lodo da ordem de:

- LA1= 13,3 cm/ano
- LA2= 6,70 cm/ano

Segundo Gonçalves *et al.* (1999), nas lagoas anaeróbias as taxas lineares de acumulação de lodo superam um valor de 4 cm/ano. De acordo com Picot *et al.* (2001), é importante mencionar o tempo de funcionamento da lagoa, pois a taxa anual de acúmulo do lodo é menor com a idade da lagoa; exemplificando para as lagoas anaeróbias de Mèze, localizadas no Departamento de Hérault, na França, cuja taxa de acúmulo de lodo que era de 62 cm/ano após 7 meses de operação das lagoas, diminuiu para 12 cm/ano após 18 meses de operação. Esse fato é também constatado por Ito (2001) que reporta os dados obtidos por Tsutiya e Cassettari (1995) com taxa de 3,9 cm/ano para lagoa anaeróbia com 12 anos de funcionamento, e reporta os dados de Silva (1983) de 5,7 cm/ano para lagoa com 3 anos de funcionamento.

4.1.6.2. Análise dos lodos da lagoa facultativa com chicanas

Após os 14 meses de seu monitoramento, a lagoa facultativa com chicanas, foi esvaziada e procedeu-se uma análise dos lodos acumulados no fundo de cada compartimento, cujos resultados são apresentados na Tabela 4.7.

Tabela 4.7. Resultados dos lodos nos diferentes compartimentos da LF

| Compartimento | DQO (g/L) | ST (%) | SV (%ST) | NTK (g/kg) | PT (g/kg) | NTK (%ST) | PT (%ST) |
|----------------------|----------------------|-------------------|---------------------|-----------------------|----------------------|----------------------|---------------------|
| 1 | 171 | 4,2 | 34 | 0,84 | 12,20 | 2 | 29 |
| 2 | 428 | 4,3 | 56 | 3,13 | 18,70 | 7 | 43 |
| 3 | 92 | 1,0 | 60 | 1,11 | 6,10 | 10 | 57 |
| 4 | 210 | 1,7 | 68 | 1,71 | 12,40 | 10 | 71 |
| 5 | 213 | 2,0 | 68 | 1,99 | 12,70 | 10 | 63 |
| 6 | 230 | 3,4 | 48 | 2,17 | 16,60 | 6 | 48 |

Os lodos dos compartimentos 1 e 2 apresentaram cerca de 4% de Sólidos totais (Tabela 4.7.), o que, segundo Metcalf & Eddy (1991), corresponde a lodos de lagoas anaeróbias ou de filtros percoladores submetidos a desidratação por via mecanizada (ST= 5

a 15 %). O compartimento 1, apresentou SV= 34%ST conferindo-lhes características de “lodos estabilizados”, enquanto que nos outros compartimentos SV≈60%, os lodos podem ser caracterizados como “lodos primários”.

A retenção de nutrientes foi maior na lagoa facultativa que nas lagoas anaeróbias LA1 e LA2, fato esse também verificado por Gonçalves (1997) e Muller (1999) citados em Tsutiya (2001). Observa-se na Tabela 4.7. que houve maior retenção de nutrientes nos sólidos (%ST) dos compartimentos intermediários da lagoa: 3, 4 e 5. Os valores obtidos foram elevados, principalmente o Fósforo total, quando comparados àqueles normalmente encontrados em lodos de lagoas anaeróbias e/ou lagoas facultativas primárias com esgotos domésticos, segundo Muller (1998) citado em Gonçalves *et al.* (2000): NTK= 2,0 %ST e PT= 1,0 %ST. Ainda de acordo com estes autores, os valores médios encontrados em fertilizantes para a agricultura são da ordem de NTK= 5,0%ST e PT= 10%ST. Verifica-se, portanto, que os lodos produzidos na lagoa facultativa, com dejetos de suínos, têm elevado potencial fertilizante quanto a esses parâmetros, exigindo cuidados especiais para sua aplicação segundo o tipo de cultura e as características dos solos.

A profundidade da camada de lodo medida estava entre 5 e 10 cm, sendo maior nos primeiros compartimentos, correspondendo aproximadamente a um acúmulo de lodo de 4,3 a 8,6 cm/ano, esses resultados são comparáveis aos obtidos por Picot *et al.* (2001), para lagoas facultativas primárias com 8 anos de funcionamento. Porém, da mesma forma que nas lagoas anaeróbias, a taxa anual de acúmulo do lodo é menor com a idade da lagoa. Assim, Ito (2001) cita Tsutiya e Cassettari (1995) com taxa de 2,2 cm/ano obtida em lagoa facultativa com 12 anos de funcionamento, e Nascimento (1999) com taxa de 1,33 cm/ano obtida em lagoa facultativa com 15 anos de funcionamento.

4.1.6.3. Análise dos lodos da lagoa facultativa com aeração

Após os 12 meses de monitoramento da lagoa facultativa com aeração, foi feita uma batimetria e procedeu-se a uma análise dos lodos acumulados em diversos pontos no fundo da lagoa, conforme detalhes apresentados no item 3.1.3.1. Os resultados são apresentados na Tabela 4.8.

Tabela 4.8. Resultados dos lodos da lagoa facultativa com aeração.

| Ponto de coleta | pH | DQO (g/L) | ST (%) | SV (%ST) | NTK (g/kg) | PT (g/kg) | K (g/kg) | NTK (%ST) | PT (%ST) | K (%ST) |
|-----------------|------|-----------|--------|----------|------------|-----------|----------|-----------|----------|---------|
| 1 | 7,19 | 8,14 | 0,76 | 67 | 0,65 | 0,20 | 0,37 | 8,5 | 2,6 | 4,8 |
| 2 | 7,16 | 8,10 | 0,75 | 65 | 0,68 | 0,24 | 0,41 | 9,0 | 3,2 | 5,4 |
| 3 | 7,25 | 11,41 | 1,11 | 64 | 0,90 | 0,39 | 0,47 | 8,1 | 3,5 | 4,2 |
| 4 | 7,21 | 11,41 | 1,03 | 66 | 0,82 | 0,32 | 0,45 | 7,9 | 3,1 | 4,4 |
| 5 | 7,27 | 16,41 | 1,66 | 63 | 1,17 | 0,50 | 0,49 | 7,0 | 3,0 | 3,0 |
| 6 | 7,24 | 10,47 | 1,05 | 68 | 0,78 | 0,32 | 0,44 | 7,4 | 3,0 | 4,2 |
| 7 | 7,31 | 6,56 | 0,67 | 68 | 0,54 | 0,22 | 0,43 | 8,0 | 3,3 | 6,4 |
| 8 | 7,33 | 6,36 | 0,66 | 62 | 0,50 | 0,17 | 0,42 | 7,6 | 2,6 | 6,4 |

Observa-se na Tabela 4.8 que houve uma maior concentração da DQO e dos Sólidos nos pontos de coleta situados no meio da lagoa (3,4,5 e 6), logo após o aerador. Para os outros parâmetros analisados, as diferenças entre os pontos de coleta não são significativas. A retenção de nutrientes foi elevada (NTK=7,9%ST; PT=3,1%ST; K=4,9%ST), principalmente o potássio, quando se compara com biossólidos produzidos em diversas ETEs do Brasil para esgotos domésticos (NTK=2,2 a 5,5%ST; PT=1,0 a 3,7%ST; K=0,01 a 0,4%ST), reportados por Tsutiya (2001).

O acúmulo anual de lodo foi pequeno, em média de *0,5 cm/ano*, devido ao fato de a lagoa funcionar com regime de aeração noturna, bem inferior ao obtido com a lagoa facultativa sem aeração.

4.2. Ocorrência de Algas nas Lagoas Facultativas

Neste item são apresentados os resultados referentes às análises de qualidade e quantidade de algas na lagoa facultativa com aeração (*escala real*) e nas quatro lagoas facultativas com chicanas em *escala piloto*, todas alimentadas com dejetos oriundos da lagoa anaeróbia 2. O estudo compreende o período de outubro de 2000 a junho de 2001. Foram realizadas coletas mensais, em 10 pontos distribuídos da seguinte maneira: lagoa facultativa (LF) em escala real (P1 e P2) e as lagoas em escala piloto: LF1 (P3- afluente e P4- efluente), LF2 (P3- afluente, P5- antes da 1ª chicana e P6- efluente), LF3 (P3- afluente, P7- antes da 2ª chicana e P8- efluente) e LF4 (P3- afluente, P9- antes da 3ª chicana e P10). As análises foram efetuadas conforme metodologia descrita no item 3.1.3.

4.2.1. Análises das algas

Foram encontrados 13 gêneros e 10 espécies de algas durante todo o período estudado, sendo que os predominantes estão apresentados na Tabela 4.9. A Tabela 4.10 mostra a densidade das algas em cada lagoa segundo o gênero e a espécie identificados.

Tabela 4.9. Gêneros e espécies de algas mais freqüentes encontradas nas lagoas facultativas, através de análises qualitativas.

| Chlorophyceae | Cyanophyceae | Euglenophyceae | Baccillariophyceae |
|--------------------------------|---------------------------------|---------------------------|--------------------|
| <i>Carteria cf. polistica</i> | <i>Aphanothece cf. nidulans</i> | <i>Euglena polimorpha</i> | <i>Eunotia sp.</i> |
| <i>Carteria cf. subartica</i> | <i>Cyanodictyon sp.</i> | <i>Trachelomonas sp</i> | |
| <i>Carteria coccifera</i> | <i>Microcystis sp.</i> | | |
| <i>Coelastrum pulchrum</i> | <i>Anabaena</i> | | |
| <i>Chlamydomonas sp.</i> | | | |
| <i>Chlorella vulgaris</i> | | | |
| <i>Monoraphidium contortum</i> | | | |
| <i>Scenedesmus cf. histrix</i> | | | |
| <i>Scenedesmus quadricauda</i> | | | |

A identificação e a quantificação das algas permitem uma avaliação da sua diversidade e oferecem indicações sobre a carga orgânica da lagoa e o grau de tratamento alcançado. As *Cloroficeas* apresentaram a maior riqueza de espécies, e dentro destas a espécie *Chlorella vulgaris* foi a mais abundante. A elevada concentração da matéria orgânica presente no afluente das lagoas (DQO \approx 1500 mg/L) foi um dos fatores principais para a diversidade de algas presentes no meio. Em geral, a medida que ocorre o tratamento, o número de gêneros vai diminuindo, conforme observado por Athayde *et al.* (2000). Segundo Branco (1978), junto a entrada das lagoas predominam gêneros de flagelados pigmentados, tais como *Euglena*, *Pyrobotrys*, *Chlamydomonas*, *Lepocinclis*, *Phacus*; nas regiões onde já se encontra degradada a maior parte da matéria orgânica, passam a dominar algas verdes como: *Chlorella*, *Scenedesmus*, *Micractinium*, *Actinastrum*; algumas formas filamentosas, como *Stigeoclonium*; algas azuis, como *Microcystis* e outros flagelados pigmentados como *Pandorina*, *Gonium*, etc. Os resultados obtidos nas lagoas facultativas, escala real e piloto, mostram que a ocorrência de flagelados (*Carteria*, *Chlamydomonas*, *Euglena* e *Trachelomonas*), foi bem menor que da alga verde *Chlorella*, caracterizando um bom nível do tratamento. Do mesmo modo, a presença de diatomáceas indica eficiência do tratamento. A ocorrência de *Cianobactérias*, ou algas azuis, em menor escala que as algas verdes, indica baixa toxicidade do efluente.

Tabela 4.10. Densidade total das algas (ind/mL) para cada lagoa estudada obtidas através de análises quantitativas.

| | LF | LF1 | LF2 | LF3 | LF4 |
|-------------------------------|----------|----------|----------|----------|----------|
| <i>Chlorella vulgaris</i> | 1,16E+11 | 1,52E+11 | 2,40E+11 | 2,05E+11 | 2,40E+11 |
| <i>Chlamydomonas sp.</i> | 9,54E+07 | 1,68E+09 | 1,45E+09 | 1,72E+09 | 1,54E+09 |
| <i>Carteria cf. polistica</i> | 7,94E+08 | 4,77E+10 | 1,01E+09 | 3,66E+08 | 6,79E+08 |
| <i>Carteria coccifera</i> | 5,30E+07 | 9,06E+07 | 1,05E+08 | 1,09E+08 | 1,02E+08 |
| <i>Carteria cf. subartica</i> | 3,06E+08 | 3,38E+08 | 4,74E+08 | 1,80E+08 | 3,70E+08 |
| <i>Cyanodictyon sp.</i> | 3,39E+07 | 3,12E+07 | 3,96E+07 | 4,39E+07 | 3,33E+07 |
| <i>Trachelomonas sp.</i> | . | . | 5,31E+07 | . | . |
| <i>Eunotia sp.</i> | . | 3,18E+07 | . | . | . |
| <i>Euglena polimorpha</i> | . | . | . | 2,12E+07 | 5,31E+07 |
| <i>Microcystis sp</i> | . | . | . | . | 4,95E+06 |
| <i>Aulacoseira granulata</i> | . | . | . | . | 7,07E+06 |
| <i>Anabaena sp</i> | . | . | . | . | 7,07E+05 |
| <i>Monoraphydium sp</i> | . | . | . | . | 1,13E+07 |

A freqüência de distribuição das algas predominantes identificadas nas lagoas facultativas é apresentada na Figura 4.27.

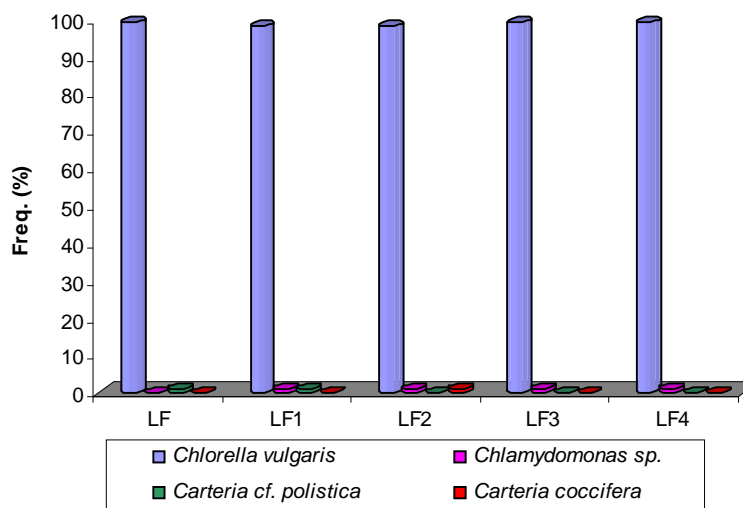


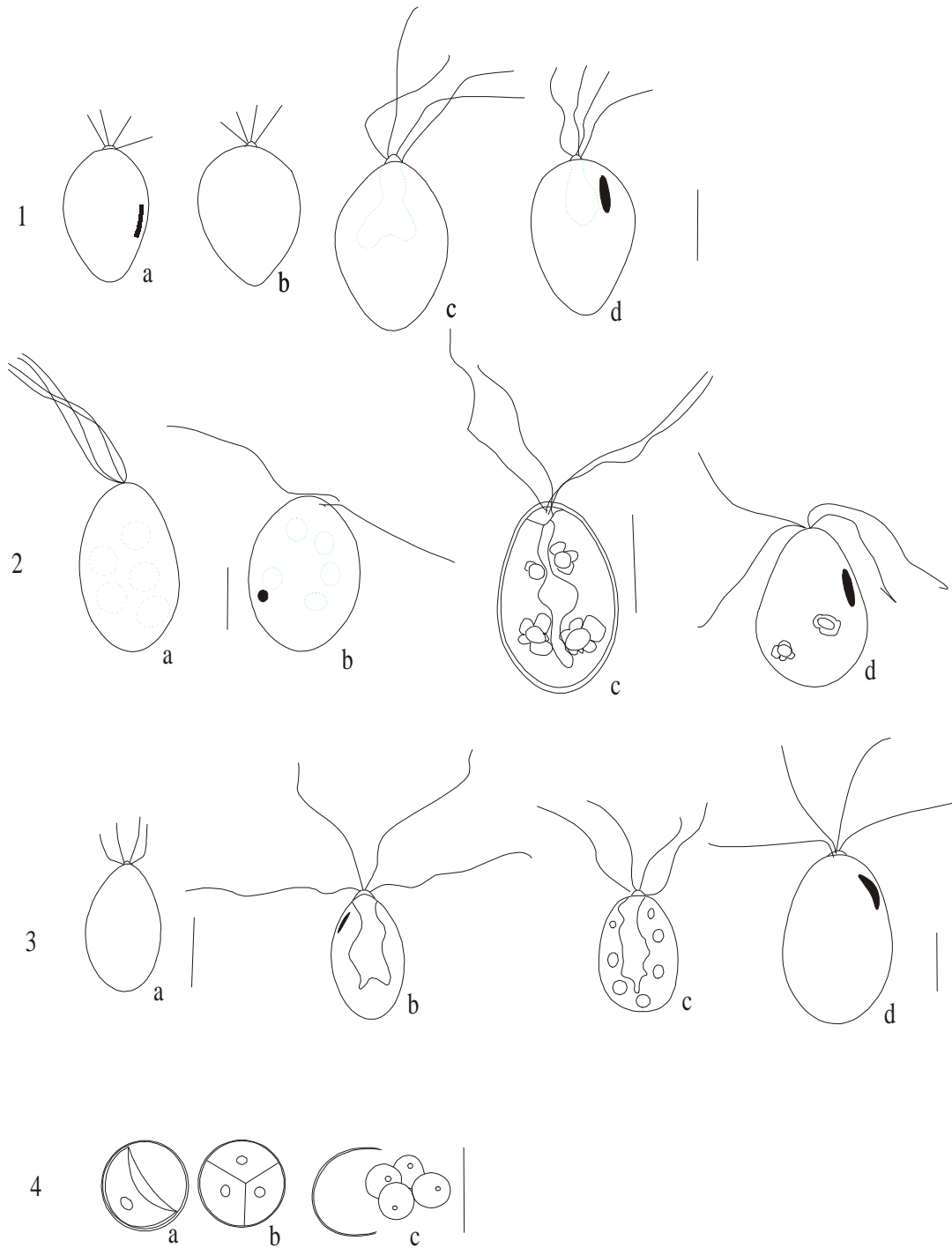
Figura 4.27. Frequência das algas (%) predominantes nas cinco lagoas.

A densidade total de algas se caracterizou pela presença maciça de *Chlorella vulgaris*, em todas as lagoas estudadas (Tabela 4.10 e Figura 4.27). A maior concentração de *C. vulgaris* foi $2,40 \times 10^{11}$ ind/mL na LF2 e LF4, e a menor foi de $1,16 \times 10^{11}$ ind/mL na LF. A maior concentração de *Chlamydomonas sp.* ocorreu na LF3 e a menor na LF, $1,72 \times 10^9$ ind/mL e $9,54 \times 10^7$ ind/mL, respectivamente. A presença de *Carteria cf. polistica* ocorreu principalmente na LF1 ($4,77 \times 10^{10}$ ind/mL) e *Carteria coccifera* na LF3 ($1,09 \times 10^8$ ind/mL).

As lagoas operaram sob condições de temperaturas médias de 21°C, os valores médios de pH foram inferiores a 9,0 e OD entre 0,3 e 0,8 mg/L (lagoas piloto) e 1,3 a 1,7

mg/L (lagoa real). Neste caso, embora a temperatura e o pH permitissem um bom desenvolvimento de algas, estas ainda não foram suficientes para oxigenar bem a massa líquida, suprimindo as demandas de OD pelos organismos aeróbios, o que pode ter contribuído para uma eficiência não superior a 50% na remoção da matéria orgânica e dos nutrientes.

A Figura 4.28 apresenta desenhos esquemáticos de algumas espécies, feitos por ocasião das observações microscópicas das algas.



Prancha 1- 1. *Carteria coccifera*, a, b, c e d. diferentes indivíduos; 2. *Carteria cf. polistica*, a, b, c e d. diferentes indivíduos; 3. *Carteria cf. subártica*, a, b, c e d. diferentes indivíduos; 4. *Chlorella vulgaris*, a. Indivíduos adulto, b. em divisão, c. indivíduos jovens. Todas as escalas correspondem à 10 μ .

Figura 4.28. Ilustração de algumas espécies encontradas nas observações microscópicas.

4.2.2. Quantificação da biomassa algal

A quantificação da biomassa algal foi feita através das medidas de concentração das algas, clorofila *a* e feofitina. A clorofila *a* representa o principal pigmento constituinte das células fitoplanctônicas e a feofitina é um dos produtos resultante da degradação da clorofila. Os resultados são apresentados na Tabela 4.11.

Tabela 4.11. Valores médios e desvio padrão de algas, clorofila *a*, e feofitina (n=9).

| Pontos | Algas (ind/mL) | Clorofila <i>a</i> (µg/L) | Feofitina (µg/L) |
|----------------------------------|---------------------|---------------------------|------------------|
| LF/P1 | 6,27E+09 ± 8,46E+09 | 753,84 ± 407,90 | 135,22 ± 76,29 |
| LF/P2 | 6,70E+09 ± 1,05E+10 | 707,99 ± 379,40 | 141,32 ± 78,26 |
| Afluente lagoas piloto/P3 | 9,34E+09 ± 1,64E+10 | 407,01 ± 229,88 | 164,29 ± 189,06 |
| LF1/P4 | 1,53E+10 ± 1,50E+10 | 859,75 ± 258,16 | 263,75 ± 213,65 |
| LF2/P5 | 1,15E+10 ± 9,13E+09 | 924,62 ± 359,16 | 146,17 ± 119,11 |
| LF2/P6 | 1,36E+10 ± 8,78E+09 | 931,26 ± 336,24 | 372,53 ± 351,64 |
| LF3/P7 | 9,12E+09 ± 7,16E+09 | 942,96 ± 254,49 | 385,46 ± 261,91 |
| LF3/P8 | 1,00E+10 ± 6,36E+09 | 996,34 ± 271,05 | 272,70 ± 179,03 |
| LF4/P9 | 1,23E+10 ± 9,18E+09 | 901,96 ± 359,24 | 339,42 ± 314,77 |
| LF4/P10 | 1,36E+10 ± 9,64E+09 | 993,34 ± 302,36 | 240,21 ± 242,59 |

A concentração do número de organismos em cada lagoa (médias dos pontos de coleta no interior das lagoas), em relação aos meses de observação, é apresentada na Figura 4.29.

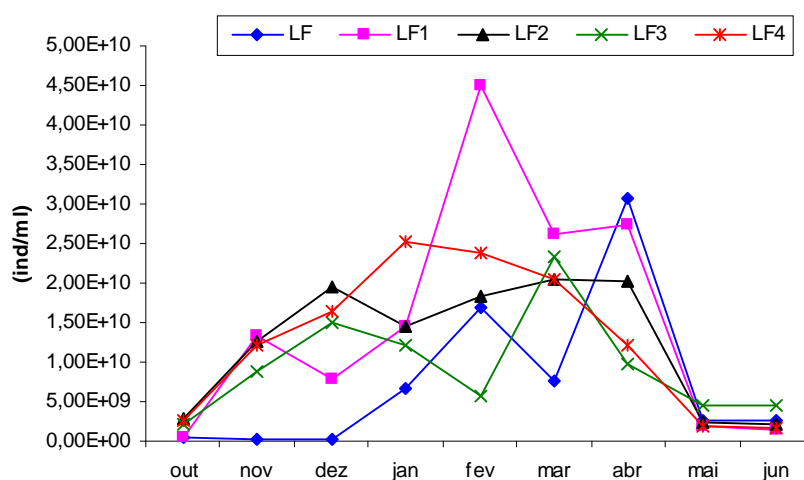


Figura 4.29. Concentração média de algas (ind/mL) nas lagoas facultativas ao longo dos meses de estudo.

Em média, as lagoas facultativas em escala piloto (LF1, 2, 3 e 4) apresentaram concentrações de algas superiores àquela da lagoa facultativa com aeração (LF), uma vez que esta última funciona parcialmente como facultativa, sofrendo influência do regime de aeração noturna. Nos meses mais quentes e ensolarados (novembro a abril), as concentrações foram maiores que nos meses de menor insolação (maio, junho e outubro), com máximas em janeiro e fevereiro. Variações sazonais das concentrações de indivíduos, com máximas nos meses mais ensolarados, também foram encontradas nos estudos de Oswald (1988) e Zulkifli (1992), entre outros.

Quanto à clorofila *a*, o ponto P3 (Tabela 4.11) caracteriza o afluente das lagoas piloto (saída da lagoa anaeróbia), sua presença nesta lagoa deve-se à ocorrência de algas no canal de transporte desse afluente. A LF3 apresentou a maior concentração (pontos P7 e P8) e a LF, em escala real, menor concentração (pontos P1 e P2); sabe-se que a diminuição da concentração de clorofila *a* está relacionada principalmente à carga orgânica, e conseqüentemente ao aumento de turbidez e de amônia. Os valores encontrados são próximos aos obtidos por Sambuco *et al.* (2002) (média de 506 µg/L de clorofila *a*) em uma lagoa facultativa com alimentação escalonada (step-fed), e àqueles relatados por Mara e Pearson (1986) para lagoas facultativas com cargas entre 100 e 200kg DBO₅/ha.dia (média de 1000 µg/L de clorofila *a*).

Observou-se porém, que as variações sazonais para a clorofila *a* (Figura 4.30) foram menores que as observadas nas concentrações de indivíduos (Figura 4.29).

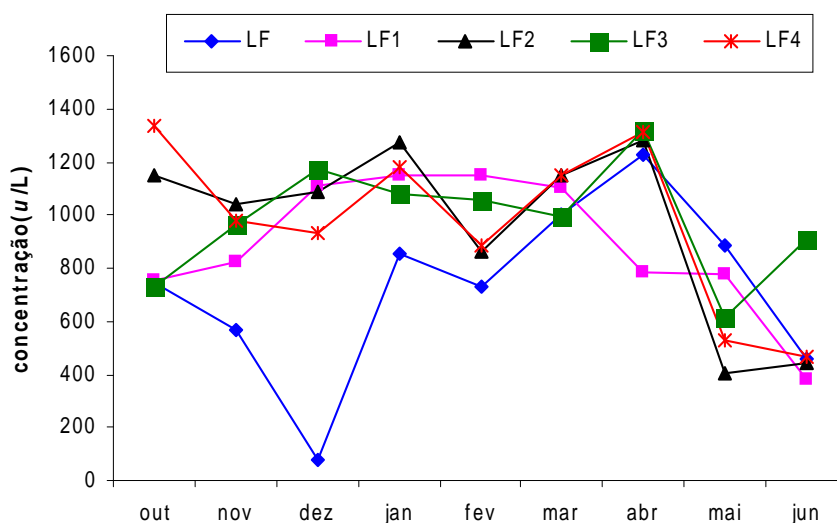


Figura 4.30. Concentração de clorofila *a* (µg/L) nas lagoas facultativas ao longo dos meses de estudo .

As lagoas piloto, nos meses de maio e junho, tiveram as menores concentrações de clorofila *a* (Figura 4.30). Ressalta-se que a lagoa piloto LF1, sem chicanas, apresentou concentrações de algas e clorofila *a* similares às lagoas com chicanas. A lagoa em escala real apresentou baixa concentração no mês de dezembro, quando a ocorrência de indivíduos (Figura 4.29) também foi próxima de zero, isto pode ser explicado pelo aparecimento do zooplâncton, como relatado por Canovas et al. (1996), algumas vezes a biomassa zooplânctônica (metazoários) é maior nos períodos de primavera/verão, e no outono/inverno (ciliados), essa biomassa se alimenta das algas, reduzindo a níveis mínimos o número de indivíduos e a concentração de clorofila *a*.

4.3. Análise Fatorial – Análise de Componentes Principais (ACP)

A análise de componentes principais pressupõe um modelo estatístico próprio que leva em conta a variação expressa por um conjunto de variáveis, pela extração de um número menor de variáveis determinadas fatores artificiais, obtidos através de combinações lineares das variáveis originalmente medidas. Neste trabalho, a ACP foi aplicada com a finalidade de prover uma descrição relativamente imediata da relação entre dez variáveis químicas, físicas e biológicas das lagoas de estabilização e sua relação com o desempenho de cada lagoa (LA1, LA2, LF e LAG).

Foi aplicada a técnica de componentes principais para extrair os fatores artificiais que melhor explicam a variância das variáveis do estudo e sua dispersão nas lagoas do sistema de tratamento de dejetos suínos. A escolha dos fatores representativos aconteceu pelo critério de Kaiser que prevê a utilização de fatores com autovalores maiores que um (1), para todas as lagoas, conforme apresentado no item 3.4.

4.3.1. Análise de Componentes Principais (ACP) para a Lagoa Anaeróbia 1.

Aplicando a análise fatorial para oito variáveis (pH, Temperatura, ST, SF, SV, DQO, NTK e PT) medidas na LA1, foram determinados oito fatores artificiais, representados na Tabela 4.12, dos quais foram escolhidos os dois primeiros fatores artificiais com autovalores maiores que 1,0 : 4,944, para o fator 1, relacionado com a concentração de matéria orgânica e 1,629, para o fator 2, relacionado às condições climáticas. Estes fatores somados explicam 82,17% da variância das variáveis.

Tabela 4.12. Autovalores e percentuais das variâncias das variáveis resultantes da análise para a lagoa anaeróbia 1 (LA1).

| | Autovalor | Variância (%) | Percentual Acumulado (%) |
|----------|------------------|----------------------|---------------------------------|
| 1 | 4,944609 | 61,807612 | 61,80 |
| 2 | 1,6295279 | 20,369098 | 82,17 |
| 3 | 0,5772089 | 7,2151114 | 89,39 |
| 4 | 0,4182803 | 5,2285035 | 94,62 |
| 5 | 0,3170447 | 3,9630592 | 98,58 |
| 6 | 0,0796607 | 0,9957588 | 99,57 |
| 7 | 0,0282011 | 0,3525138 | 99,93 |
| 8 | 0,0054674 | 0,0683427 | 100 |

A Tabela 4.13 apresenta os coeficientes de correlação entre as variáveis medidas e os dois fatores artificiais oriundos da análise dos autovalores. Os coeficientes de correlação permitem interpretar os fatores artificiais, pois as variáveis de maior influência no processo apresentam os mais altos coeficientes de correlação com os fatores artificiais. Os coeficientes de correlação também representam as coordenadas das variáveis no espaço multidimensional definido pelos fatores artificiais (diagramas de dispersão), os quais constituem os eixos que definem esse espaço (ordenadas e abscissas).

Tabela 4.13. Coeficientes de correlação entre as variáveis e os fatores artificiais para a lagoa anaeróbia 1 (LA1).

| Variáveis | Fator 1 | Fator 2 |
|------------------|----------------|----------------|
| pH | 0,6868149 | -0,5048152 |
| ST | -0,9799745 | 0,1057428 |
| SF | -0,8353644 | -0,2149906 |
| SV | -0,9676556 | 0,1307991 |
| DQO | -0,9557097 | 0,1519826 |
| Tº | 0,1870584 | 0,855902 |
| NTK | -0,8647308 | -0,0801751 |
| PT | -0,4268749 | -0,7335418 |

Obs. Foram assinalados os fatores com correlação > 0.700

Foi realizada uma rotação de eixos (varimax normalizada) para melhor visualização do comportamento associativo das variáveis ao longo dos fatores artificiais, representados no diagrama de dispersão ilustrado na Figura 4.30. A análise da distribuição das variáveis no diagrama de dispersão permite auferir que o fator de maior representatividade na lagoa anaeróbia 1 foi a concentração da matéria orgânica (correspondentes ao fator 1, abscissas)

devido ao alto coeficiente de correlação (0,979) apresentado pela variável ST, e associado ao fator 2 (eixo das ordenadas) está o fator temperatura (0,855).

Os fatores obtidos estão de acordo com o estudo de Oliveira *et al.*(2001a) que relatam a ocorrência dos fatores estabilidade do processo anaeróbio, concentração de material orgânico e temperatura, como os mais representativos, em uma lagoa anaeróbia, tratando esgotos domésticos.

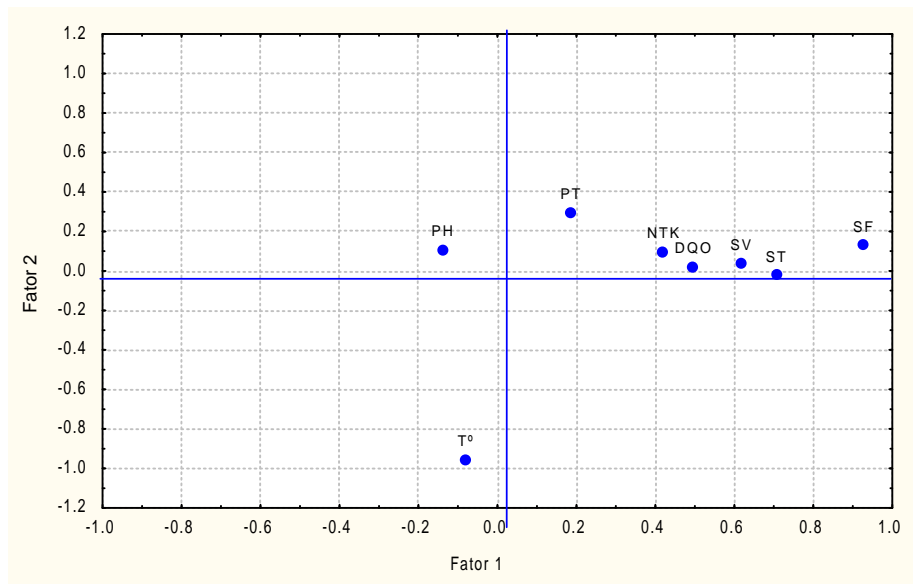


Figura 4.31. Dispersão das variáveis pelas duas primeiras componentes principais.

4.3.2. Análise de Componentes Principais (ACP) para a Lagoa Anaeróbia 2.

A análise fatorial das oito variáveis (pH, Temperatura, ST, SF, SV, DQO, NTK e PT) medidas na lagoa anaeróbia 2 (LA2) determinou oito fatores artificiais, representados na Tabela 4.14, sendo que destes foram escolhidos os dois primeiros fatores artificiais com carga maior que a unidade: 4,492 para o fator 1, relacionado à concentração de matéria orgânica e 1,415 para o fator 2, representado pelas condições climáticas, que explicam 73,84% da variância das variáveis da respectiva lagoa.

Tabela 4.14. Autovalores e percentuais das variâncias das variáveis resultantes da análise para a lagoa anaeróbia 2 (LA2).

| | Autovalor | Variância (%) | Percentual Acumulado (%) |
|---|------------------|----------------------|---------------------------------|
| 1 | 4,4921526 | 56,151908 | 56,15 |
| 2 | 1,4151201 | 17,689001 | 73,84 |
| 3 | 0,6776593 | 8,4707412 | 82,31 |
| 4 | 0,5618788 | 7,0234848 | 89,33 |
| 5 | 0,4148689 | 5,1858612 | 94,52 |
| 6 | 0,2791681 | 3,4896018 | 98,01 |
| 7 | 0,1226746 | 1,5334324 | 99,54 |
| 8 | 0,0364776 | 0,4559699 | 100 |

Os coeficientes de correlação entre as variáveis originais e os dois primeiros fatores artificiais provenientes da análise dos autovalores estão na Tabela 4.15. Ficou evidenciado que nesta lagoa predomina o fator matéria orgânica (relacionados com o fator 1) pelo valor de correlação atribuído à variável ST (0,940) e o fator temperatura relacionado ao fator 2, tendo a variável temperatura coeficiente de correlação 0,867.

Tabela 4.15. Coeficientes de correlação das variáveis com os fatores artificiais.

| Variáveis | Fator 1 | Fator 2 |
|------------------|----------------|----------------|
| pH | -0,7395296 | 0,1678245 |
| ST | 0,9408787 | -0,0291158 |
| SF | 0,9390395 | 0,0946285 |
| SV | 0,8438461 | 0,127967 |
| DQO | 0,8647056 | 0,0418585 |
| T° | -0,0546161 | -0,8674714 |
| NTK | 0,8181473 | 0,0463661 |
| PT | -0,2146176 | 0,7774114 |

Obs. Foram assinalados os fatores com correlação > 0.700

Assim como obtido na LA1, o diagrama de dispersão, Figura 4.31, obtido através da rotação de eixos (varimax normalizada) para a LA2, evidencia a relação de oposição entre o pH (-0,739) e as variáveis características da matéria orgânica, pois no ambiente da lagoa anaeróbia, a carga orgânica mais elevada tende a reduzir o pH por causa da produção mais acentuada de produtos da degradação anaeróbia, tais como ácidos voláteis.

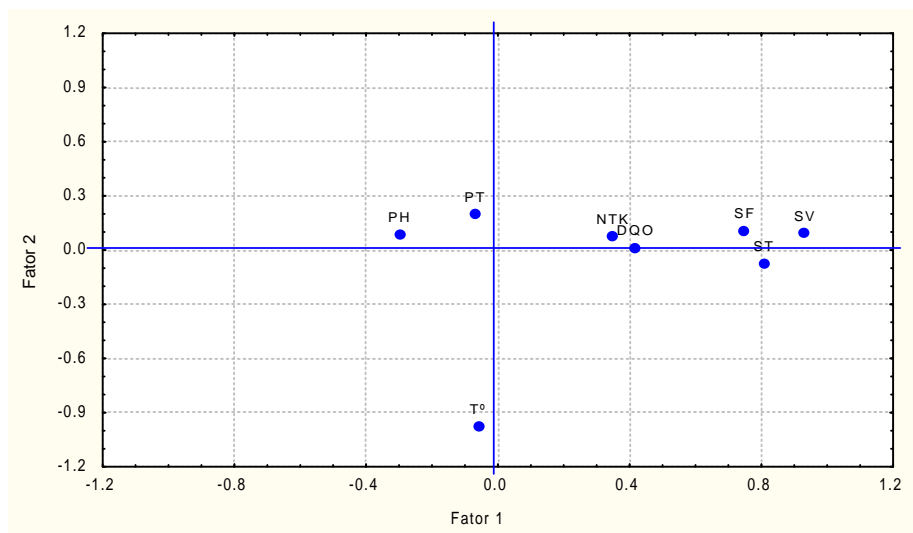


Figura 4.32. Dispersão das variáveis pelas duas primeiras componentes principais.

4.3.3. Análise de Componentes Principais (ACP) para a Lagoa Facultativa com chicanas.

No estudo da lagoa facultativa com chicanas foram analisadas dez variáveis (pH, Temperatura, ST, SF, SV, SST, OD, DQO, NTK e PT). Através da análise fatorial foram determinados dez fatores artificiais, representados na Tabela 4.16, sendo escolhidos os três primeiros fatores que somados explicam 71,08% da variância das variáveis da LF: 3,404 para o fator 1, referente ao fator concentração de matéria orgânica; 2,065 para o fator 2, referente à temperatura; e 1,638 para o fator 3, referente a remoção de nutrientes (PT).

Tabela 4.16. Autovalores e percentuais das variâncias das variáveis resultantes da análise para a lagoa facultativa (LF).

| | Autovalor | Variância (%) | Percentual Acumulado (%) |
|-----------|------------------|----------------------|---------------------------------|
| 1 | 3,404693 | 34,04693 | 34,04693 |
| 2 | 2,065049 | 20,65049 | 54,69742 |
| 3 | 1,638285 | 16,38285 | 71,08026 |
| 4 | 0,904018 | 9,040179 | 80,12044 |
| 5 | 0,808508 | 8,085082 | 88,20552 |
| 6 | 0,472362 | 4,723618 | 92,92914 |
| 7 | 0,354001 | 3,540014 | 96,46916 |
| 8 | 0,262564 | 2,625644 | 99,0948 |
| 9 | 0,07612 | 0,761198 | 99,856 |
| 10 | 0,0144 | 0,144002 | 100 |

A Tabela 4.17 apresenta a correlação entre as variáveis em estudo e os três primeiros fatores artificiais gerados pela análise dos respectivos autovalores. Ficou evidenciado que nesta lagoa predomina o fator matéria orgânica (relacionado com o fator 1) onde a variável que apresentou maior carga foi ST (0,961); o fator temperatura (relacionado ao fator 2) com a variável representativa sendo a temperatura (-0,735); e o fator remoção de Fósforo (-0,720). A predominância destes três fatores demonstra que a lagoa está funcionando, conforme o esperado, como uma lagoa facultativa, onde ocorre degradação da matéria orgânica por via aeróbia (superfície) e anaeróbia (fundo) e existe remoção de nutrientes. Usando análise fatorial para lagoas facultativas tradicionais e lagoas de alta taxa, Moersidik (1992) e El Halouani *et al.* (1993) mostraram oposição entre as variáveis fotossintéticas (clorofila *a*, OD e pH) e os fatores de carga (DQO, Sólidos, nitrogênio orgânico, fósforo total) com as formas minerais (nitrogênio amoniacal e ortofosfatos). Esses autores observaram que a remoção dos nutrientes nessas lagoas deve-se a uma forte atividade algal, estimulada por fatores climáticos como temperatura elevada e radiação solar, e a presença de bactérias, que se desenvolvem mais intensamente devido ao alimento (DQO) e oxigênio disponíveis. Nas lagoas facultativas, observou-se também a ocorrência do zooplâncton que se alimentava do fitoplâncton, controlando a biomassa algal, durante o período de verão.

Tabela 4.17. Coeficientes de correlação das variáveis com os fatores artificiais.

| Variáveis | Fator 1 | Fator 2 | Fator 3 |
|-----------|----------|----------|----------|
| pH | 0,171452 | 0,514743 | 0,518252 |
| ST | 0,961194 | -0,15851 | 0,035608 |
| SF | 0,816983 | -0,13784 | 0,083101 |
| SV | 0,857797 | -0,13706 | -0,02463 |
| DQO | 0,456159 | 0,558054 | -0,63998 |
| T°C | -0,01863 | -0,73577 | -0,2389 |
| OD | -0,04695 | 0,61931 | 0,394972 |
| NTK | 0,88599 | 0,06076 | -0,03519 |
| PT | -0,09801 | 0,634982 | -0,72026 |
| SST | -0,20714 | -0,30652 | -0,46718 |

Obs. Foram assinalados os fatores com correlação > 0.700

Os diagramas de dispersão, Figura 4.32, 4.33 e 4.34, ilustram as distribuições das variáveis originais nos eixos das abscissas e ordenadas, segundo o grau de associação entre elas. Para maior clareza dos diagramas, foram realizadas rotações de eixos (varimax normalizada) e realizadas combinações dos três fatores artificiais, predominantes dois a dois. Estes diagramas evidenciam como fator predominante, relacionado ao eixo das

abscissas, a matéria orgânica devido à variável SV e ST (Figuras 4.33 e 4.34, respectivamente). Com o eixo das ordenadas, os fatores predominantes são: a estabilidade do processo, representada pela aproximação ao eixo da variável pH (Figuras 4.32 e 4.33); o fator aerobicidade, relativo a variável OD (Figura 4.33) e o fator remoção de nutrientes, relacionado com a variável PT (Figura 4.35).

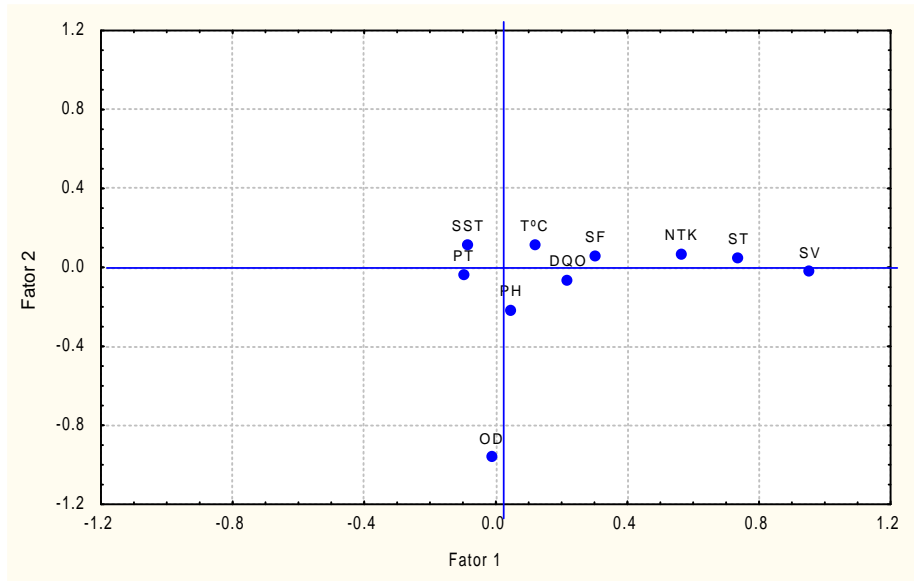


Figura 4.33. Dispersão das variáveis pelas duas primeiras componentes.

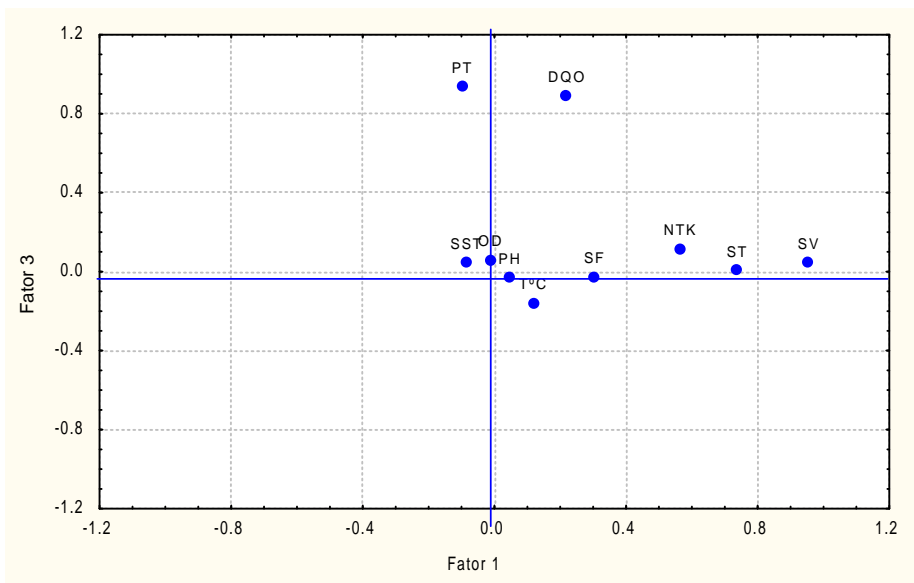


Figura 4.34. Dispersão das variáveis pelas componentes principais (fator 1 x fator 3).

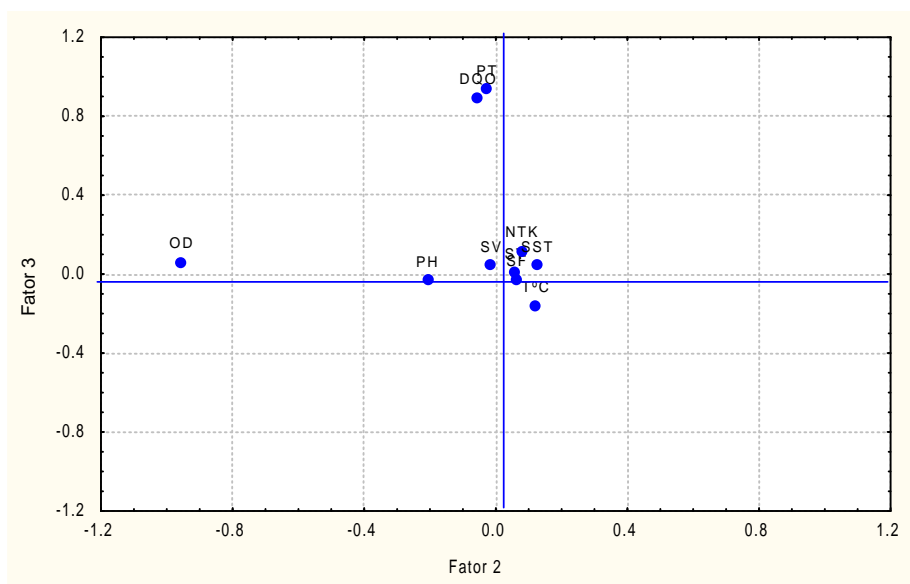


Figura 4.35. Dispersão das variáveis pelas componentes principais (fator 2 x fator 3).

4.3.4. Análise de Componentes Principais (ACP) para a Lagoa de Aguapés.

A análise fatorial aplicada no estudo de nove variáveis originais (pH, Temperatura, ST, SF, SV, OD, DQO, NTK e PT) da lagoa de maturação com aguapés, resultou em oito fatores artificiais, mostrados na Tabela 4.18, dos quais foram escolhidos três: 4,941 para o fator 1, referente à concentração da matéria orgânica; 1,480 para o fator 2, relacionado ao fator condições climáticas; e 1,253 para o fator 3, relacionado ao fator aerobicidade, os quais somados explicam 85,29% da variância das variáveis originais.

Tabela 4.18. Autovalores e percentuais das variâncias das variáveis resultantes da análise para a lagoa de maturação com aguapés (LAG).

| | Autovalor | Variância (%) | Percentual Acumulado (%) |
|---|-----------|---------------|--------------------------|
| 1 | 4,9419213 | 54,910237 | 54,91 |
| 2 | 1,4807087 | 16,452318 | 71,36 |
| 3 | 1,2530553 | 13,922837 | 85,29 |
| 4 | 0,6932239 | 7,7024874 | 92,99 |
| 5 | 0,3726276 | 4,1403061 | 97,13 |
| 6 | 0,1324785 | 1,4719838 | 98,60 |
| 7 | 0,0893455 | 0,992728 | 99,59 |
| 8 | 0,0366393 | 0,4071033 | 100,00 |

A Tabela 4.19 fornece a correlação entre as variáveis e os três fatores artificiais cuja carga é maior que a unidade. Relacionado ao fator 1 está o fator matéria orgânica, expressa pela variável ST (0,985), ao fator 2 está o fator temperatura com carga fatorial 0,817, e ao fator 3 está relacionado o fator aerobidade devido à carga da variável OD (-0,828).

Tabela 4.19. Coeficientes de correlação das variáveis com os fatores artificiais.

| Variáveis | Fator 1 | Fator 2 | Fator 3 |
|-----------|------------|------------|------------|
| pH | 0,3625002 | -0,7361642 | -0,3979528 |
| ST | 0,9858152 | 0,0104226 | -0,0748829 |
| SF | 0,9680638 | -0,070166 | 0,0248368 |
| SV | 0,8917876 | 0,1800687 | -0,2765204 |
| DQO | 0,9050325 | 0,2108237 | -0,1695679 |
| T° | -0,085213 | 0,8178942 | -0,4595192 |
| OD | -0,3206364 | -0,1476423 | -0,8282785 |
| NTK | 0,902325 | -0,229761 | 0,1540151 |
| PT | 0,6024178 | 0,3366428 | 0,2496476 |

Obs. Foram assinalados os fatores com correlação > 0.700

Os diagramas de dispersão das variáveis representadas pelos fatores 1, 2 e 3, estão apresentados nas Figura 4.36, 4.37 e 4.38. O fator matéria orgânica (ST) foi predominante em relação ao eixo das abscissas (fator 1) e ordenadas (fator 2) Figuras 4.36 e 4.38, respectivamente, enquanto que o fator temperatura predominou relacionado ao eixo das ordenadas (fator 2) Figura 4.37.

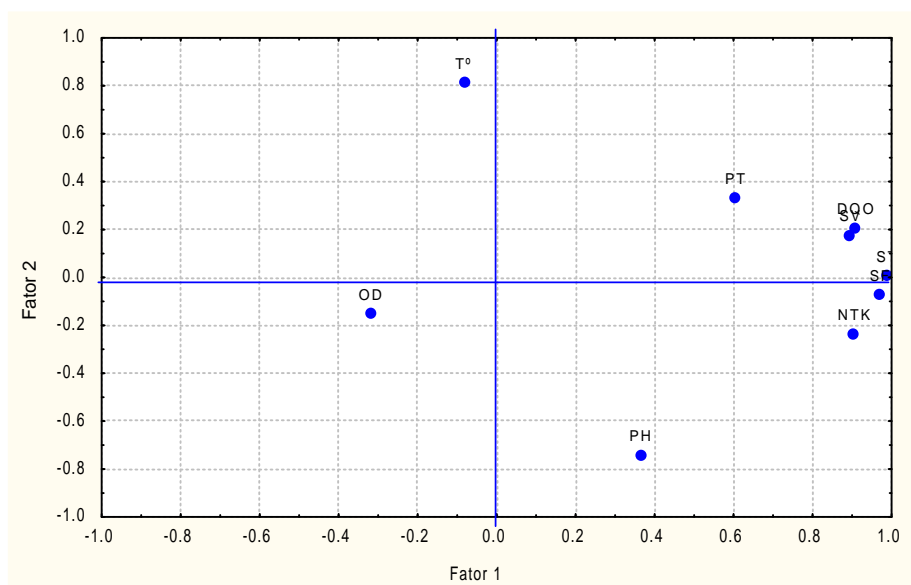


Figura 4.36. Dispersão das variáveis pelas duas primeiras componentes principais.

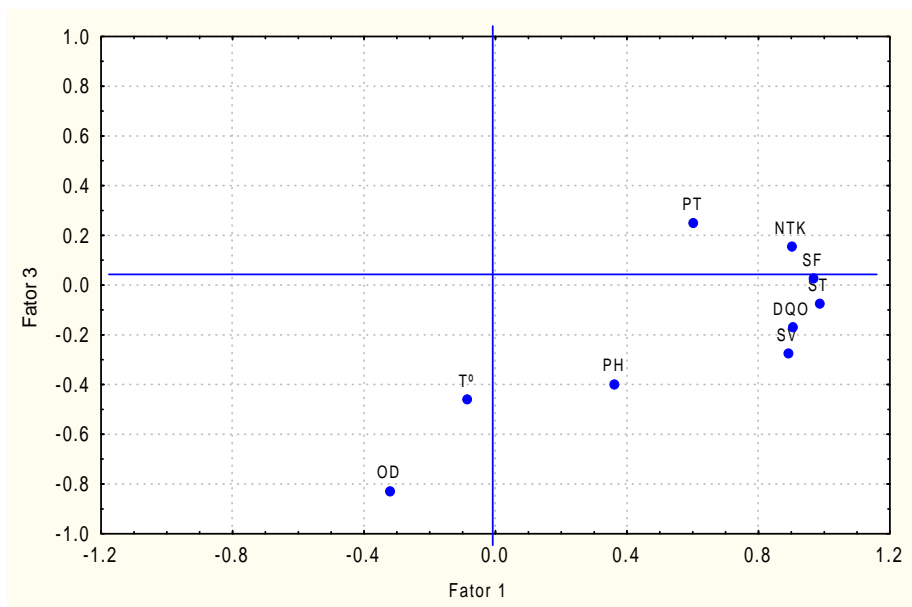


Figura 4.37. Dispersão das variáveis pelas componentes principais (fator 1 x fator 3).

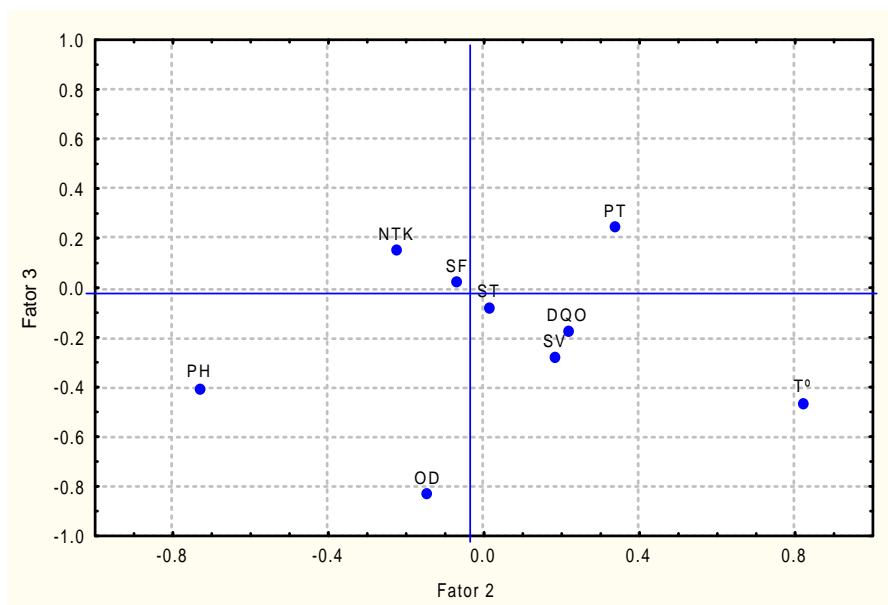


Figura 4.38. Dispersão das variáveis pelas componentes principais (fator 2x fator 3).

Assim como para a lagoa facultativa, a análise fatorial da lagoa de aguapés mostra que o teor de matéria orgânica, a temperatura e o OD têm um efeito importante no desempenho da lagoa.

Os fatores artificiais resultantes da análise de componentes principais, realizada para o sistema de lagoas em escala real e seus respectivos percentuais de explicação estão apresentados na Tabela 4.20. A Figura 4.39 permite visualizar a evolução desses fatores ao longo da série de lagoas.

Tabela 4.20. Resumo dos fatores artificiais obtidos para o sistema em escala real

| Lagoa | Fator extraído | Explicação (%) | Explicação Acumulada (%) |
|-------------------|----------------------------------|----------------|--------------------------|
| Anaeróbia 1 (LA1) | Concentração de matéria orgânica | 61,80 | 61,80 |
| | Temperatura | 20,37 | 82,17 |
| Anaeróbia 2 (LA2) | Concentração de matéria orgânica | 56,15 | 56,15 |
| | Temperatura | 17,69 | 73,84 |
| Facultativa (LF) | Concentração de matéria orgânica | 34,04 | 34,04 |
| | Temperatura | 20,65 | 54,69 |
| | Remoção de nutrientes (PT) | 16,38 | 71,08 |
| Aguapés (LAG) | Concentração de matéria orgânica | 54,91 | 54,91 |
| | Temperatura | 16,45 | 71,36 |
| | Aerobicidade | 13,92 | 85,29 |

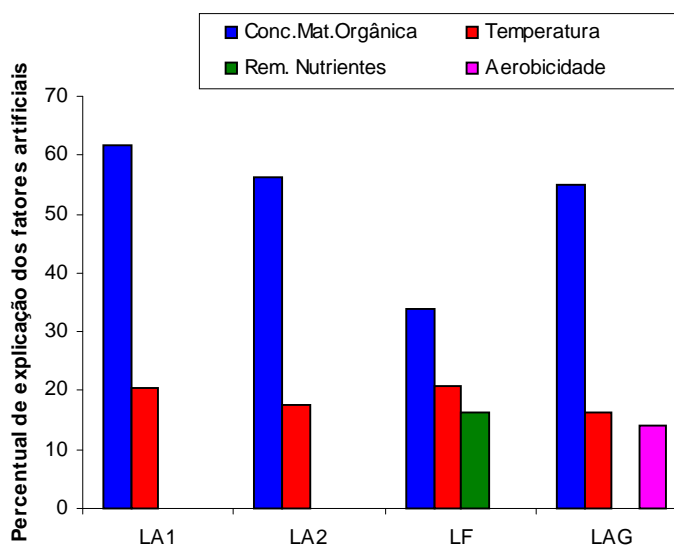


Figura 4.39. Evolução dos fatores artificiais ao longo da série de lagoas.

A predominância do fator matéria orgânica (correlato ao fator 1), indicado pela variável DQO e também pelos Sólidos, em todas as lagoas demonstra que há necessidade de melhorar a eficiência do sistema de tratamento, uma vez que indica a má qualidade do efluente conforme Oliveira *et al.* (2001a). Este fator é característico das lagoas anaeróbias e facultativas, pois são reatores com efluentes mais concentrados. É importante, no estudo do aparecimento do fator matéria orgânica, salientar que este não expressa quantitativamente a concentração do efluente, só permite uma interpretação qualitativa para tal.

O fator temperatura, indicado pela variável temperatura (T°), demonstra a importância desta variável na velocidade das reações bioquímicas que são processadas nas lagoas, assim como no ciclo diário de estratificação e mistura, que exercem influência na intensidade do contato entre os microrganismos e a massa líquida (Silva Filho, 2001).

O fator aerobividade indica a produção de oxigênio pelo fitoplâncton, ou seja, expressa a quantidade de oxigênio dissolvido presente nas lagoas facultativa e de maturação com aguapés. A análise dos diagramas de dispersão da LF permite auferir que a variável OD apresentou forte correlação (valor próximo da unidade) com pH e SST (Figura 4.34) e influência na remoção de nutrientes (principalmente o NTK por estarem em quadrantes opostos), como mostra a Figura 4.33. Na LAG, o OD apresentou correlação com a temperatura e influência na remoção de nutrientes (NTK, PT, quadrantes opostos), ilustrado na Figura 4.37.

O fator remoção de nutrientes indicado pela variável PT ocorreu principalmente na lagoa facultativa, por ser um ambiente adequado para o desenvolvimento das algas, que por sua vez realizam simbiose com as bactérias proporcionando a remoção dos nutrientes (NTK, PT). A variável PT apresentou forte correlação (valor próximo da unidade) com SST e DQO (Figura 4.33 e 4.35, respectivamente).

CAPÍTULO 5

5.0. Apresentação da Modelagem Matemática

5.1 Discussão do modelo proposto

Para escolher um modelo matemático e verificar a aplicação dos dados reais foram estudados vários modelos do sistema biológico em questão. Este sistema complexo, sob o ponto de vista teórico pode ser considerado como um reator químico. Existem dois tipos de reatores: o reator tipo fluxo pistão e o reator tipo mistura completa, sendo que os sistemas reais apresentam características dos dois tipos de reatores simultaneamente. Os modelos que descrevem os reatores do primeiro tipo são modelos de equações diferenciais ordinárias com retardamento ou equações diferenciais parciais, e para o segundo tipo de reatores são utilizadas geralmente equações diferenciais ordinárias.

Para descrever a evolução das lagoas facultativas, desta pesquisa, foram testados modelos matemáticos de equações diferenciais com retardamento e modelos com equações diferenciais ordinárias, sendo estes últimos os que melhor se adequaram aos dados experimentais. Entre os modelos de equações diferenciais ordinárias, o melhor resultado foi obtido pelo modelo linear, ou seja, o que foi desenvolvido sob as seguintes hipóteses: que a remoção de nutrientes nos sistemas de lagoas de estabilização é governada pelas reações de primeira ordem; não houve perdas por infiltração ou evaporação; o sistema opera como reator de mistura completa.

5.1.1 Modelagem das lagoas facultativas com n chicanas

A evolução do Nitrogênio total nas lagoas facultativas foi descrita através de um sistema de equações diferenciais ordinárias. Considerando uma lagoa com n chicanas, o modelo apresenta-se da seguinte forma:

$$\begin{aligned} \frac{dN_1}{dt} &= \frac{Q}{V_1} N_0 - \frac{Q}{V_1} N_1 - k_1 e^{\theta(T-20)} N_1 \\ \frac{dN_2}{dt} &= \frac{Q}{V_2} N_1 - \frac{Q}{V_2} N_2 - k_2 e^{\theta(T-20)} N_2 \\ &\dots\dots\dots \\ \frac{dN_{n+1}}{dt} &= \frac{Q}{V_{n+1}} N_n - \frac{Q}{V_{n+1}} N_{n+1} - k_{n+1} e^{\theta(T-20)} N_{n+1} \end{aligned} \quad (5.1)$$

onde:

N_i é concentração na saída do N -ésimo compartimento (Volume) na sessão da i -ésima chicana;

N_0 é concentração na entrada da lagoa e N_{n+1} é concentração na saída da lagoa.

A expressão $k_i e^{\theta(T-20)}$ caracteriza a dependência do coeficiente de degradação da temperatura.

Para identificar os coeficientes k_i , cada equação pode ser considerada separadamente, tendo medições das concentrações nos pontos de entrada e saída em cada volume.

A idéia da identificação pode ser explicada, considerando-se a equação diferencial ordinária:

$$\frac{dN}{dt} = \frac{Q}{V} N_0 - \frac{Q}{V} N_1 - k_1 e^{\theta(T-20)} N_1 \quad (5.2)$$

onde:

N_0 = Nitrogênio do afluente (mg/L);

N_1 = Nitrogênio do efluente (mg/L);

t = tempo (g);

Q = vazão (m³/d);

k = coeficiente de degradação(d^{-1});

Geralmente para encontrar o valor do coeficiente de degradação k , a equação (5.2) é considerada no ponto de equilíbrio quando $\frac{dN}{dt}=0$ e k pode ser encontrado da expressão:

$$k = \frac{Q}{V} \frac{N_0^* - N^*}{N^*} \quad (5.3)$$

Nos sistemas reais de lagoas de estabilização, este regime pode não ser atingido durante o período de observação. Isto gera dificuldades na determinação do coeficiente de degradação k .

Para avaliar o valor deste coeficiente em casos gerais, foi desenvolvido o seguinte algoritmo, dividindo-se ambos os membros da equação (5.2) por N e multiplicando por dt :

$$\frac{1}{N} dN = \left[\frac{Q}{V} \frac{N_0}{N} - \left(\frac{Q}{V} + k \right) \right] dt \quad (5.4)$$

Integrando ambos os membros da equação (5.4), ao longo do período T de observações, tem-se:

$$\int_0^T \frac{dN}{N} = \frac{Q}{V} \int_0^T \frac{N_0}{N} dt - \left(\frac{Q}{V} + k \right) \int_0^T dt \quad \text{ou} \\ \ln N(T) - \ln N(0) = \frac{Q}{V} \int_0^T \frac{N_0}{N} dt - \left(\frac{Q}{V} + k \right) T \quad (5.5)$$

onde:

$$k = \frac{1}{T} \left[\ln N(0) - \ln N(T) + \frac{Q}{V} \int_0^T \frac{N_0}{N} dt \right] - \frac{Q}{V} \quad (5.6)$$

Na fórmula (5.6) a integral $\int_0^T \frac{N_0}{N} dt$ pode ser encontrada aproximadamente com

base nos dados das medições:

$$\int_0^T \frac{N_0}{N} dt \cong \left(\frac{N_o(0)}{N(0)} + \frac{N_o(t)}{N(t_1)} \right) \frac{(t_1-0)}{2} + \left(\frac{N_o(t_1)}{N(t_1)} + \frac{N_o(t_2)}{N(t_2)} \right) \frac{(t_2-t_1)}{2} + \dots$$

$$+ \left(\frac{N_o(t_{n-1})}{N(t_{n-1})} + \frac{N_o(t_n)}{N(t_n)} \right) \frac{(t_n-t_{n-1})}{2}$$
(5.7)

A interpretação geométrica da equação (5.7) está na Figura 5.1.

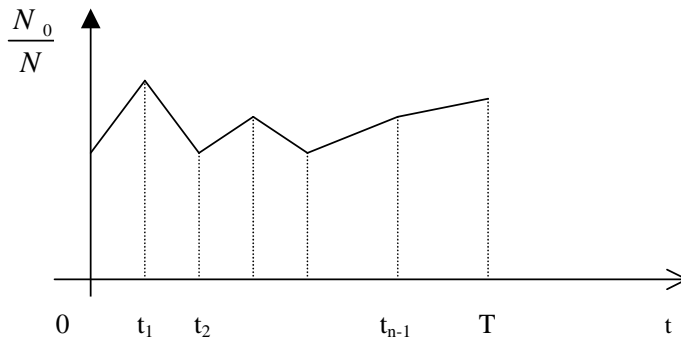


Figura 5.1. Ilustração da equação (5.7)

O sistema de equações (5.1) ou a equação (5.2) são modelos dinâmicos de remoção de vários tipos de nutrientes, sendo que para cada tipo de nutriente cabe um sistema específico.

Nos últimos anos, para os sistemas dinâmicos, onde as medições coletadas são séries temporais, é utilizado o ajustamento através de modelos dinâmicos de equações diferenciais ordinárias, ou seja, são procurados os parâmetros das equações diferenciais ordinárias que fornecem as soluções teóricas próximas aos dados experimentais. Comparando o ajustamento através de regressão linear e não-linear com o ajustamento através de equações diferenciais ordinárias, este último apresenta-se mais vantajoso, ao passo que as curvas de regressão são curvas empíricas e a mudança de um dos pontos de medição (incluindo ou subtraindo) pode levar a uma curva diferente. Os coeficientes e parâmetros destas curvas não podem ser explicados significativamente pelos processos naturais, ao contrário dos modelos dinâmicos de equações diferenciais ordinárias que têm variáveis e parâmetros que caracterizam os processos físicos, químicos, cinéticos, biológicos, etc.

5.1.2 Modelagem das lagoas facultativas com chicanas

Para a realização de simulações com base no modelo, foi pressuposto que cada ponto de coleta subdividiria a lagoa em lagoas menores; assim foi realizada a modelagem com os pontos de entrada e saída de cada nova lagoa, de forma que cada uma dessas tem volume (V) e coeficiente de degradação (k) diferente, como ilustra a Figura 5.2.

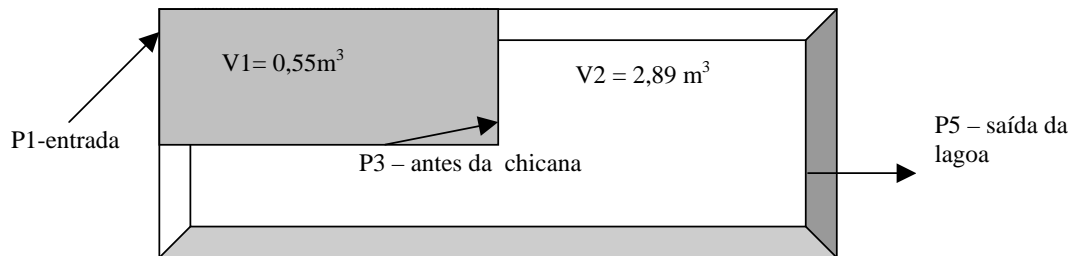


Figura 5.2. Exemplo da subdivisão realizada na lagoa facultativa 2.

Exemplificando para a lagoa 2, o primeiro compartimento dessa lagoa (lagoa 2a), formado pelos pontos P1 e P3, tem volume de $0,55\text{m}^3$ e o segundo compartimento (lagoa 2b), cujo afluente é formado pelo ponto P3 e o efluente pelo ponto P5, tem volume $2,89\text{m}^3$. Esta lógica segue para as demais lagoas do sistema piloto e real.

5.1.3 Modelagem do Nitrogênio total Kjeldhal para a lagoa facultativa piloto 1

A modelagem do Nitrogênio total foi realizada através de simulações numéricas, admitindo-se a influência exercida pela temperatura na evolução diária do Nitrogênio total Kjeldhal nas lagoas facultativas do sistema piloto e real, através do modelo de equações diferenciais ordinárias proposto. Para a primeira lagoa piloto, o modelo matemático tem a forma de uma equação diferencial ordinária, como segue:

$$\frac{dN_1}{dt} = \frac{Q}{V_1} N_0 - \frac{Q}{V_1} N_1 - k \theta^{(T-20)} N_1 \quad (5.8)$$

Para realizar o ajustamento do modelo desta lagoa e das demais, inicialmente foram considerados os coeficientes $k=0$ e $\theta=1$, ou seja, quando θ é igual a 1 desconsidera-se a

influência da temperatura no modelo, o que faz com que a curva gerada pelo modelo se encontre distante da curva oriunda dos dados obtidos através das medições em campo. Os resultados dessas simulações, onde não está sendo considerada a influência da temperatura no modelo, estão apresentados na Figura 5.3.

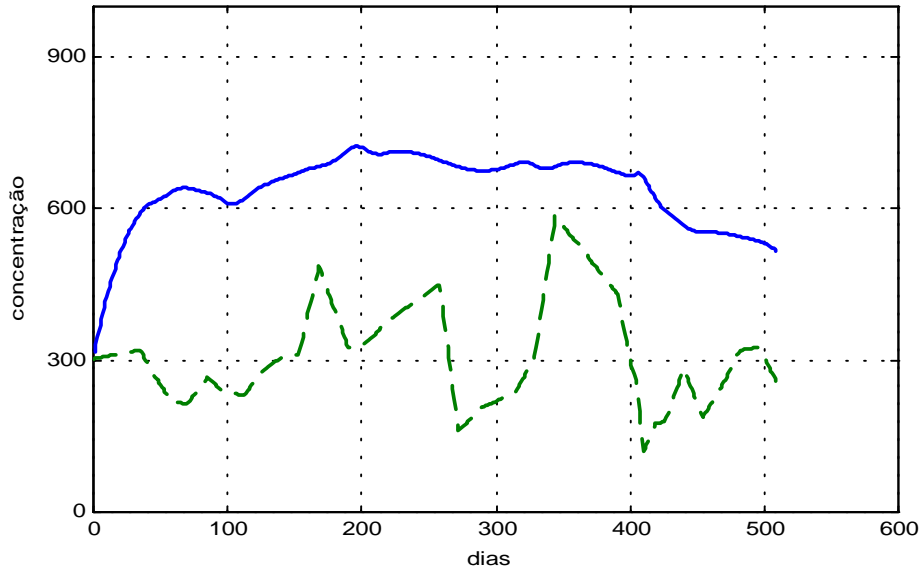


Figura 5.3. Dinâmica da concentração do Nitrogênio total Kjeldhal na Lagoa 1, a curva em azul representa a simulação do modelo e a curva em verde são os resultados das medições.

Verifica-se na Figura 5.3 que a curva simulada apresenta-se bem acima dos valores das medições, sendo necessário alterar o valor do coeficiente de degradação k até atingir o valor máximo de aproximação entre as curvas. Uma boa aproximação destas curvas é obtida atribuindo valores de $k=0,035$ e $\theta=1$, sem a influência da temperatura, como apresentado na Figura 5.4. Percebe-se nesta Figura que existem períodos $[0,300]$ onde a curva simulada se afasta dos dados das medições. Isto acontece por não ser admitida a influência que a temperatura exerce sobre a eficiência de remoção dos nutrientes.

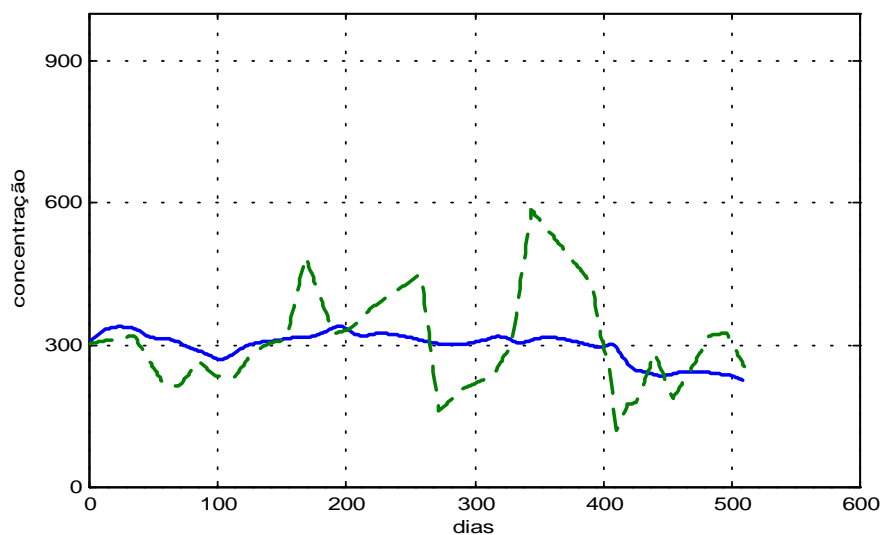


Figura 5.4. Dinâmica da concentração do Nitrogênio total Kjeldhal na Lagoa 1, a curva em azul representa a simulação do modelo e a curva em verde são os resultados das medições.

No momento em que se inclui o valor da temperatura, ou seja, atribuindo para o valor de $k=0,035$ e $\theta=1,13$, tem-se um ajustamento melhor das curvas geradas pela simulação e pelas medições, conforme ilustra a Figura 5.5.

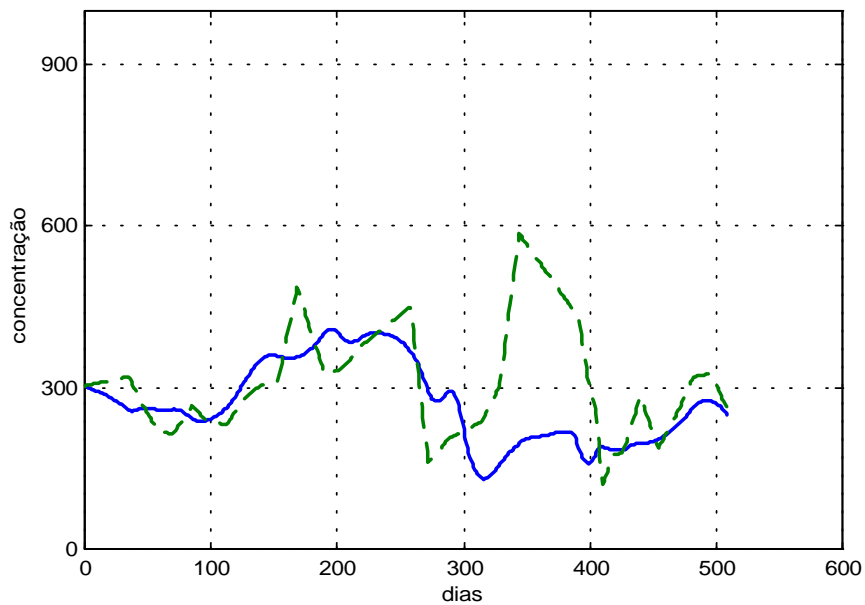


Figura 5.5. Dinâmica da concentração do Nitrogênio total Kjeldhal da lagoa 1. A curva em verde representa os dados das medições e a curva em azul é do modelo.

Quando se admite o valor da temperatura (Figura 5.5), a maior diferença entre as curvas está no intervalo dos dias [300; 400], estas oscilações apresentadas pela curva das medições podem ser atribuídas aos diversos fatores ambientais ocorridos neste período, como chuvas que causam a diluição dos dejetos, e ventos que promovem a agitação da água e mistura dos seus componentes, rompendo o equilíbrio biológico das diversas camadas da coluna d'água na lagoa.

5.1.4 Modelagem do Nitrogênio total Kjeldhal para as demais lagoas

Para a lagoa piloto 2, o modelo consiste de duas equações diferenciais ordinárias que têm a seguinte forma:

$$\begin{aligned}\frac{dN_1}{dt} &= \frac{Q}{V_1} N_0 - \frac{Q}{V_1} N_1 - k_1 \theta^{(T-20)} N_1 \\ \frac{dN_2}{dt} &= \frac{Q}{V_2} N_1 - \frac{Q}{V_2} N_2 - k_2 \theta^{(T-20)} N_2\end{aligned}\tag{5.9}$$

Para a lagoa piloto 3, o modelo consiste de três equações diferenciais ordinárias na forma:

$$\begin{aligned}\frac{dN_1}{dt} &= \frac{Q}{V_1} N_0 - \frac{Q}{V_1} N_1 - k_1 \theta^{(T-20)} N_1 \\ \frac{dN_2}{dt} &= \frac{Q}{V_2} N_1 - \frac{Q}{V_2} N_2 - k_2 \theta^{(T-20)} N_2 \\ \frac{dN_3}{dt} &= \frac{Q}{V_3} N_2 - \frac{Q}{V_3} N_3 - k_3 \theta^{(T-20)} N_3\end{aligned}\tag{5.10}$$

O modelo da lagoa piloto 4 é composto por cinco equações diferenciais ordinárias, que têm a seguinte forma:

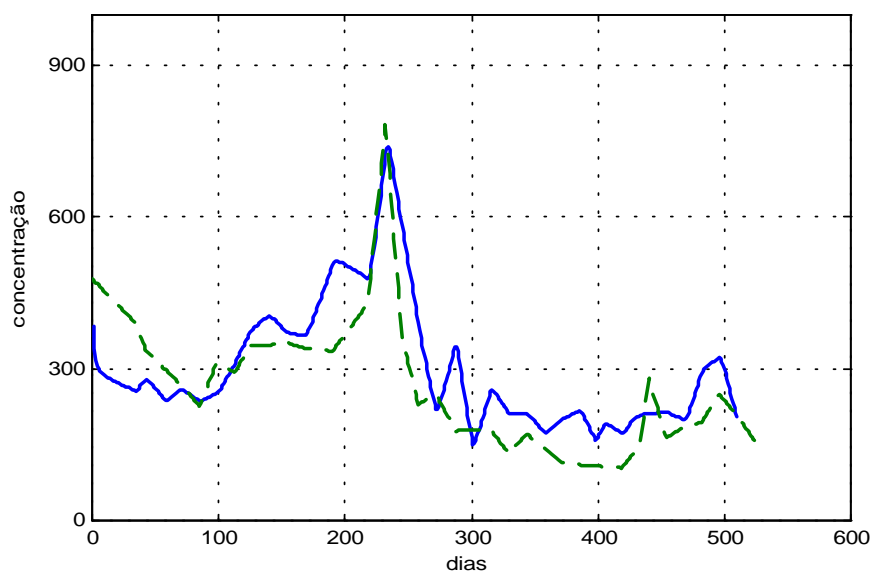


Figura 5.6. Dinâmica da concentração do Nitrogênio total Kjeldhal da lagoa 3a. A curva em verde representa os dados das medições e a curva em azul é do modelo.

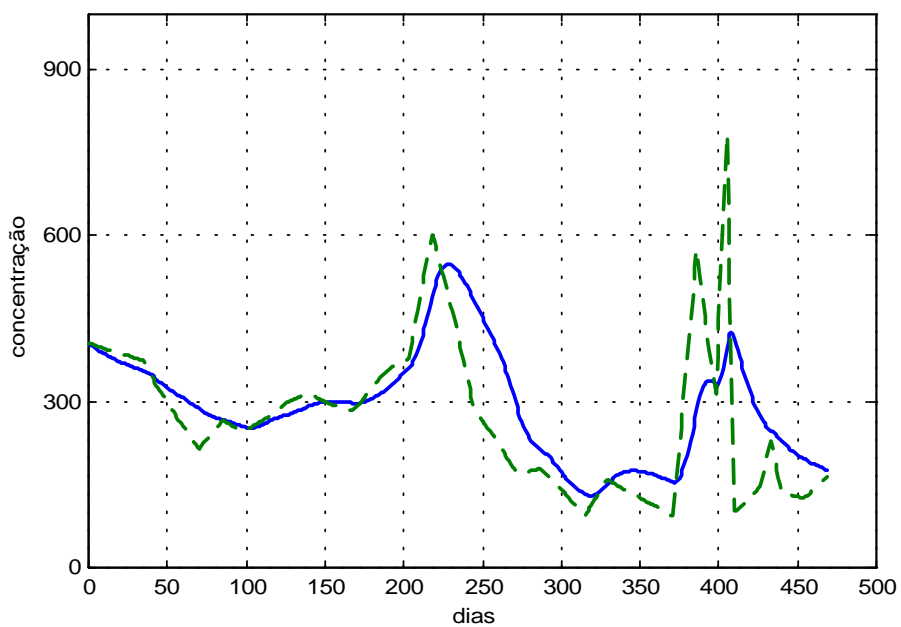


Figura 5.7. Dinâmica da concentração do Nitrogênio total Kjeldhal da lagoa 3b. A curva em verde representa os dados das medições e a curva em azul é do modelo.

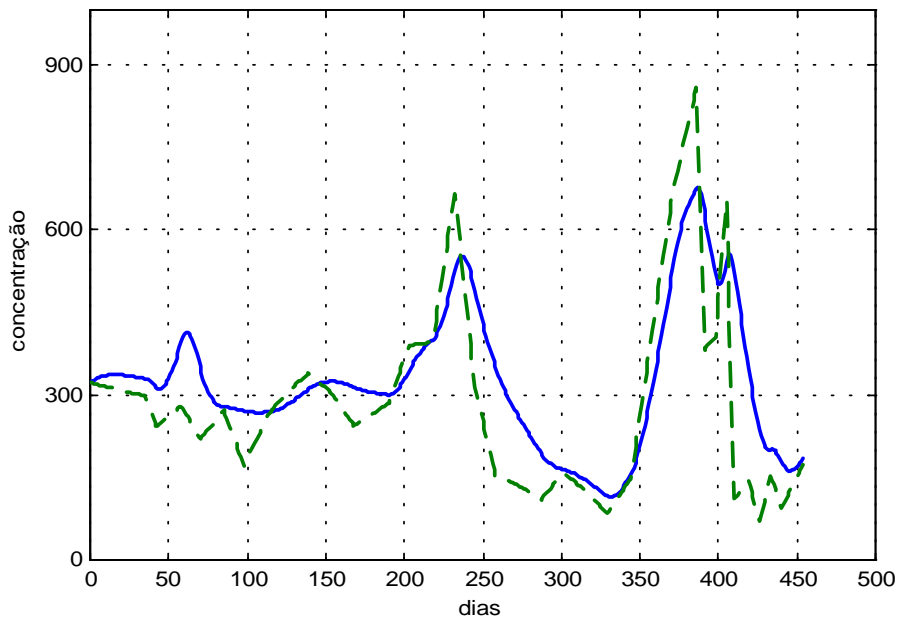


Figura 5.8 Dinâmica da concentração do Nitrogênio total Kjeldhal da lagoa 3c. A curva em verde representa os dados das medições e a curva em azul é do modelo.

As figuras para as demais lagoas, com a representação gráfica das curvas que mostram a evolução do Nitrogênio total Kjeldhal, obtidas pelos modelos e os respectivos valores dos coeficientes de degradação (k_i), estão no Anexo C.

Verifica-se através da modelagem matemática (Figuras 5.6, 5.7 e 5.8) que em todas as lagoas o primeiro compartimento é o principal responsável pela eficiência de remoção das mesmas, apresentando o maior valor do coeficiente de degradação ($k_1=0,32$). Em determinados intervalos, as curvas do primeiro compartimento encontram-se afastadas, esses afastamentos ocasionados pelas diferenças nos valores das medições podem ser atribuídos aos fatores ambientais como agitação da massa líquida pelo vento e/ou diluição da massa líquida por chuvas, conforme verificado nos dados meteorológicos da Estação Agrometeorológica da Embrapa Suínos e Aves, que constam no Anexo D. Um exemplo da influência que os fatores climáticos exercem nas lagoas pode ser identificada comparando as concentrações de NTK nos dias 26/03/2001 onde a precipitação foi de 7mm (282 mg/L NTK) e na coleta posterior dia 09/04/2001 a precipitação foi de 33mm e no dia anterior havia sido de 17mm (163 mg/L NTK). Já nos demais compartimentos, as curvas apresentam-se

mais ajustadas, uma vez que os valores das medições (afluente e efluente) foram mais próximos. Estes resultados confirmam o desempenho das lagoas, verificado através dos cálculos da eficiência de remoção dos parâmetros oriundos das medições, onde no caso da LF3 o primeiro compartimento removeu 52,1% da remoção total efetuada pela lagoa (Anexo E).

5.2 Modelagem do Fósforo total

A modelagem do Fósforo total foi realizada através de simulações numéricas, considerando a influência exercida pela temperatura na eficiência de remoção, para as lagoas facultativas do sistema piloto e real, através do modelo de equação diferencial ordinária, similar ao modelo utilizado para descrever a remoção do Nitrogênio total Kjeldhal. Para a primeira lagoa piloto, o modelo matemático tem a forma de uma equação diferencial ordinária:

$$\frac{dP_1}{dt} = \frac{Q}{V_1} P_0 - \frac{Q}{V_1} P_1 - k \theta^{(T-20)} P_1 \quad (5.13)$$

Na lagoa piloto 2, o modelo do Fósforo total consiste de duas equações diferenciais ordinárias com a seguinte forma:

$$\begin{aligned} \frac{dP_1}{dt} &= \frac{Q}{V_1} P_0 - \frac{Q}{V_1} P_1 - k_1 \theta^{(T-20)} P_1 \\ \frac{dP_2}{dt} &= \frac{Q}{V_2} P_1 - \frac{Q}{V_2} P_2 - k_2 \theta^{(T-20)} P_2 \end{aligned} \quad (5.14)$$

Para a lagoa piloto 3, o modelo consiste de três equações diferenciais ordinárias na forma:

$$\begin{aligned}
\frac{dP_1}{dt} &= \frac{Q}{V_1} P_0 - \frac{Q}{V_1} P_1 - k_1 \theta^{(T-20)} P_1 \\
\frac{dP_2}{dt} &= \frac{Q}{V_2} P_1 - \frac{Q}{V_2} P_2 - k_2 \theta^{(T-20)} P_2 \\
\frac{dP_3}{dt} &= \frac{Q}{V_3} P_2 - \frac{Q}{V_3} P_3 - k_3 \theta^{(T-20)} P_3
\end{aligned}
\tag{5.15}$$

O modelo da lagoa piloto 4 é composto por cinco equações diferenciais ordinárias, com a seguinte forma:

$$\begin{aligned}
\frac{dP_1}{dt} &= \frac{Q}{V_1} P_0 - \frac{Q}{V_1} P_1 - k_1 \theta^{(T-20)} P_1 \\
\frac{dP_2}{dt} &= \frac{Q}{V_2} P_1 - \frac{Q}{V_2} P_2 - k_2 \theta^{(T-20)} P_2 \\
&\dots\dots\dots \\
\frac{dP_5}{dt} &= \frac{Q}{V_5} P_4 - \frac{Q}{V_5} P_5 - k_5 \theta^{(T-20)} P_5
\end{aligned}
\tag{5.16}$$

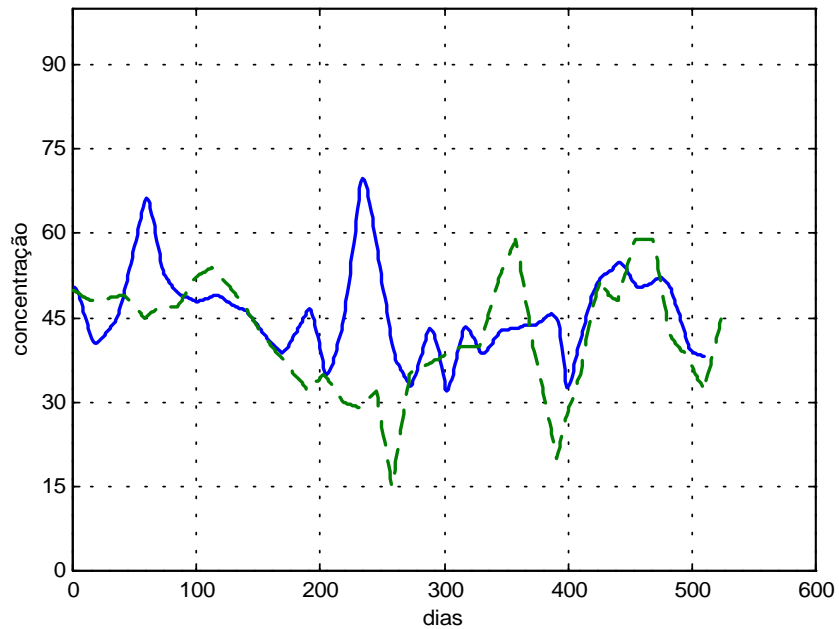
O modelo para o Fósforo total da lagoa facultativa real é composto por seis equações diferenciais ordinárias, com a forma:

$$\begin{aligned}
\frac{dP_1}{dt} &= \frac{Q}{V_1} P_0 - \frac{Q}{V_1} P_1 - k_1 \theta^{(T-20)} P_1 \\
\frac{dP_2}{dt} &= \frac{Q}{V_2} P_1 - \frac{Q}{V_2} P_2 - k_2 \theta^{(T-20)} P_2 \\
&\dots\dots\dots \\
\frac{dP_6}{dt} &= \frac{Q}{V_6} P_5 - \frac{Q}{V_6} P_6 - k_6 \theta^{(T-20)} P_6
\end{aligned}
\tag{5.17}$$

5.2.1 Representação gráfica das curvas do Fósforo total

Para representar graficamente as curvas da evolução do Fósforo total foi utilizada como referência à lagoa facultativa piloto 3.

Através do sistema (5.15), foram obtidos os seguintes valores para os coeficientes de degradação de Fósforo total: $k_1= 0,08$, $k_2= 0,005$ e $k_3= 0,005$, sendo $\theta=1,13$. As curvas das simulações com os valores dos coeficientes para o primeiro (lagoa 3a), segundo (lagoa 3b) e terceiro (lagoa 3c) compartimentos da lagoa 3 estão apresentadas nas Figuras 5.9, 5.10 e



5.11.

Figura 5.9. Dinâmica da concentração do Fósforo total da lagoa 3a. A curva verde representa os dados das medições e a curva azul é do modelo.

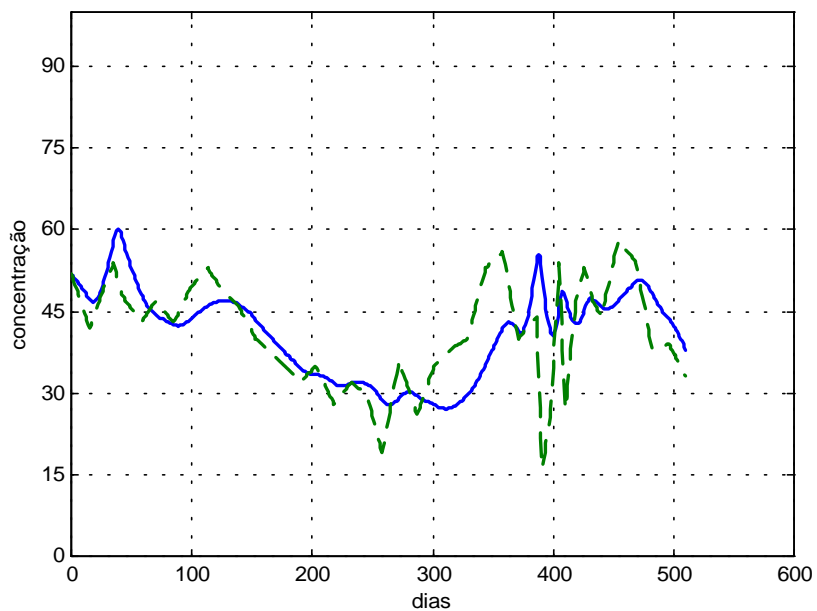


Figura 5.10. Dinâmica da concentração do Fósforo total da lagoa 3b. A curva verde representa os dados das medições e a curva azul é do modelo.

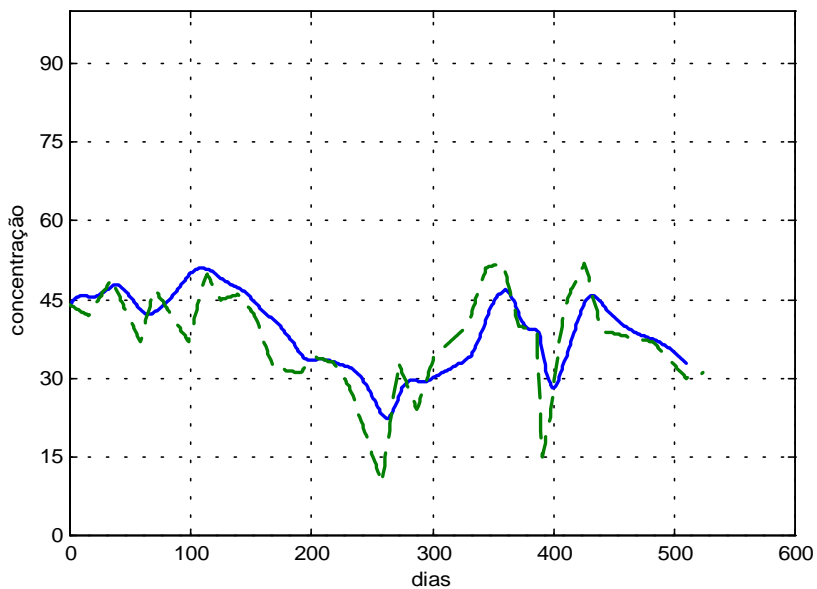


Figura 5.11 Dinâmica da concentração do Fósforo total da lagoa 3c. A curva verde representa os dados das medições e a curva azul é do modelo.

As Figuras para as demais lagoas, que apresentam as melhores aproximações das curvas obtidas pelos modelos com as curvas dos dados das medições em campo e os valores dos coeficientes de degradação do Fósforo total (k_i), estão no Anexo C.

A evolução do Fósforo total em todas as lagoas foi similar a do Nitrogênio total Kjeldhal, conforme exemplificam as curvas resultantes do modelo realizado com dados da lagoa facultativa piloto 3, ou seja, o primeiro compartimento foi responsável pela maior fração de remoção da lagoa (Figuras 5.9, 5.10 e 5.11). A eficiência de remoção do Fósforo total no primeiro compartimento da LF3 foi de 33%, enquanto a eficiência total da lagoa foi 38% (Anexo E).

5.3. Simulações computacionais para diferentes valores de concentração afluente

Os modelos matemáticos, com coeficientes ajustados para cada lagoa ou compartimento, resultam em informações complementares sobre o comportamento do sistema, para vários valores da concentração afluente, sem a realização de novos experimentos. Para ilustrá-lo foram feitas as simulações da evolução do Nitrogênio total Kjeldhal do primeiro compartimento da lagoa 2, utilizando-se a primeira equação do modelo

(5.9) com coeficientes $k=0,26$ e $\theta=1,13$. Os gráficos resultantes das simulações com concentrações de Nitrogênio total Kjeldhal de 600 mg/L; 1000 mg/L e 1200 mg/L estão apresentados nas Figuras 5.12, 5.13 e 5.14, respectivamente.

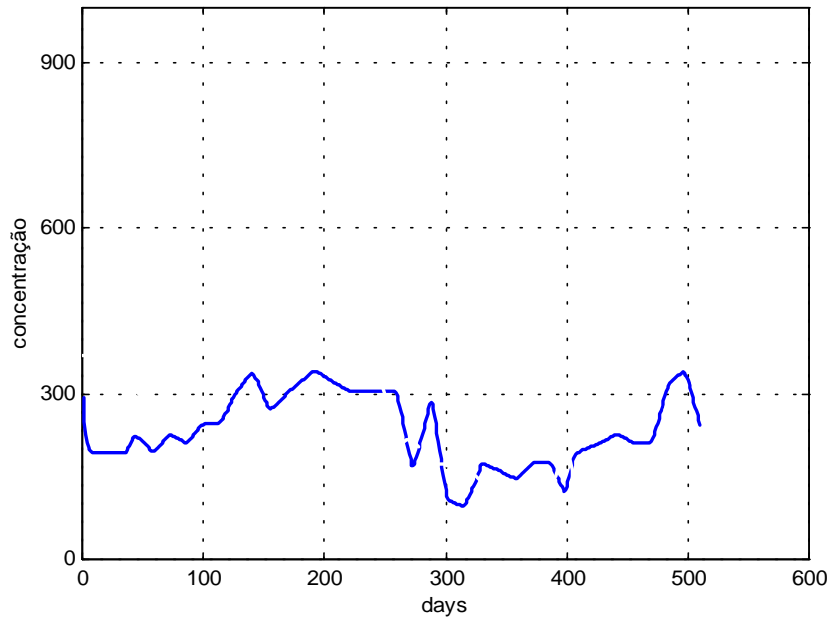


Figura 5.12. Dinâmica da concentração do Nitrogênio total Kjeldhal da lagoa 2a, com concentração do afluente de 600 mgNTK/L. A curva azul representa a simulação do modelo.

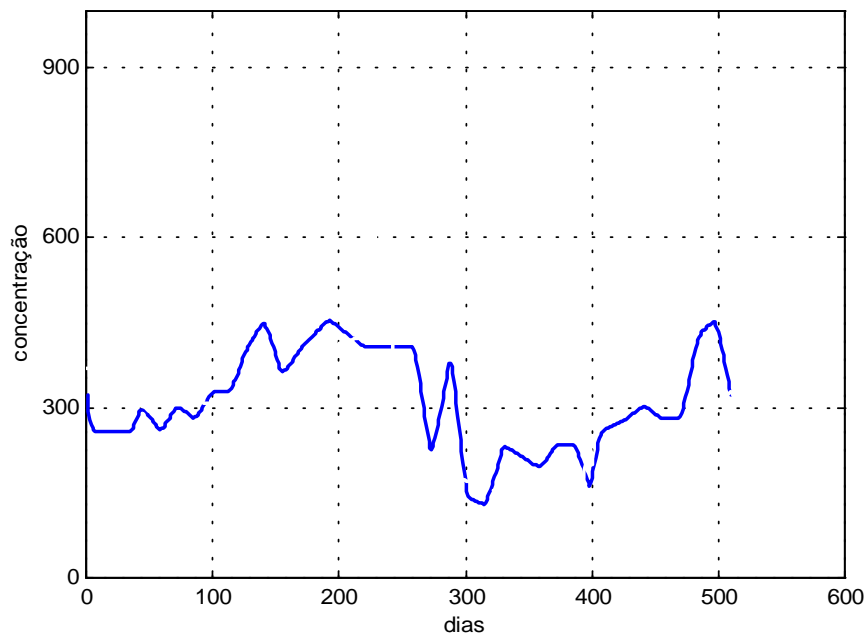


Figura 5.13. Dinâmica da concentração do Nitrogênio total Kjeldhal da lagoa 2a, com concentração do afluente de 1000 mgNTK/L. A curva azul representa a simulação do modelo.

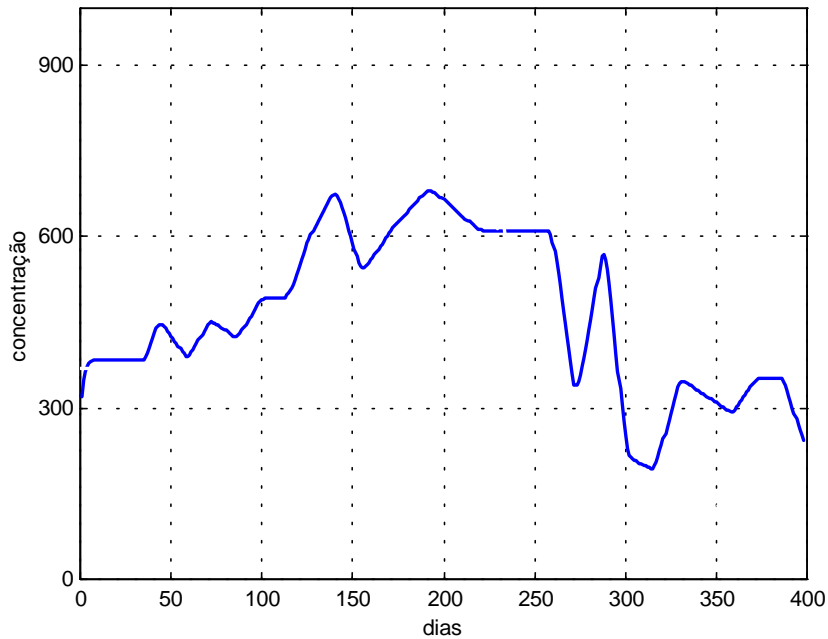


Figura 5.14. Dinâmica da concentração do Nitrogênio total Kjeldhal da lagoa 2a, com concentração do afluente de 1200 mgNTK/L. A curva azul representa a simulação do modelo.

Analisando-se os gráficos das Figuras 5.12, 5.13 e 5.14, evidenciou-se que o valor máximo de remoção de Nitrogênio total Kjeldhal foi atingido igualmente no dia 315 (aproximadamente 84%), e o menor índice de remoção aconteceu no dia 192 (aproximadamente 43%). Estes valores de remoção foram obtidos dividindo-se a primeira equação do sistema (5.9) por N_0 , que neste caso é constante.

A equação (5,9) torna-se:

$$\frac{dn_1}{dt} = \frac{Q}{V_1} - \frac{Q}{V_1}n_1 - k_1 \theta^{(T-20)}n_1, \quad (5.9.1)$$

onde $n_1 = \frac{N_1}{N_0}$ é concentração relativa, ou seja, $(100 - 100n_1)\%$ é a remoção em

cada momento t e os coeficientes de degradação k_i têm o mesmo valor em todas as simulações ($k=0,26$).

Os valores iniciais para as três simulações apresentadas são diferentes ($n_1(0) = \frac{320}{600}; \frac{320}{1000}; \frac{320}{1200}$, para as Figuras 5.12, 5.13 e 5.14, respectivamente).

As curvas demonstram que nos tempos 192 e 315 dias, as concentrações aproximam-se dos valores de equilíbrio e podem ser calculadas, em ambos os casos, através da equação:

$$n_1^* = \frac{I}{I + \frac{k_1 V}{Q} \theta^{(T-20)}} \quad (5.9.2)$$

5.4. Modelo matemático da lagoa de aguapés

Nos trabalhos de Yount *et al.* (1970) e Kawai *et al.* (1983) foi estudada a relação entre produtividade e remoção de nutrientes no sistema de lagoas de aguapés. Os resultados deste estudo demonstraram que a produtividade líquida da biomassa representa a variável mais adequada para avaliar a eficiência de remoção de nutrientes. Como mostraram os experimentos, o crescimento de aguapés tem a forma sigmóide. Após aproximadamente oito a dez dias da fase de adaptação, observa-se um crescimento exponencial sucedido por uma fase estacionária de crescimento das plantas. Quando os aguapés ultrapassam uma determinada quantidade na lagoa, sua taxa de crescimento tende a decrescer e, conseqüentemente, diminuem suas atividades biológicas relacionadas à assimilação de substâncias presentes no meio líquido. Por esse motivo, do ponto de vista operacional da lagoa, é necessário efetuar um controle constante da quantidade de aguapés, para manter o melhor rendimento na eficiência do sistema de tratamento.

A fim de determinar a quantidade de aguapés necessária para maximizar o funcionamento da lagoa, foi formulado um problema de controle ótimo. O modelo matemático que descreve o crescimento de uma população qualquer de plantas tem a seguinte forma (equação de Verhultz):

$$\frac{dx}{dt} = a x - b x^2 \quad (5.18)$$

onde $x(t)$ representa a quantidade de aguapés no momento t , medida em gramas de peso seco por m^2 , o coeficiente a caracteriza o crescimento exponencial que acontece na fase inicial do crescimento e b é o coeficiente de competição entre as plantas.

Seja $u(t)$ a quantidade de aguapés recolhida no dia t , então a equação diferencial que modela o crescimento de aguapés, admitindo-se o recolhimento diário das plantas, tem a seguinte forma:

$$\frac{dx}{dt} = a(x-u) - b(x-u)^2 - k u \quad (5.19)$$

A função x tem que satisfazer a seguinte condição inicial:

$$x(0) = x_0 \quad (5.20)$$

Na equação (5.19) o coeficiente k caracteriza a capacidade técnica de recolhimento das plantas. Quanto maior o valor de k , tanto mais rápido são recolhidas as plantas da lagoa. O valor de k pode ser encontrado através da equação 5.21.

$$k = -\frac{\ln 0,01}{T_{99}} \quad (5.21)$$

onde T_{99} é o período necessário para retirar 99% de plantas. Por exemplo, se $T_{99}=1$, ou seja, as plantas são retiradas praticamente durante um dia, então $k = 4,605$. Se $T_{99}=2$, então $k = 2,3025$.

A função de controle $u(t)$ obedece às seguintes limitações:

$$0 \leq u(t) \leq x(t) \quad (5.22)$$

A fim de formular o problema da produtividade máxima de aguapés da lagoa, foi escolhido o critério a ser maximizado com a seguinte forma:

$$I = \int_0^T k u(t) dt + x(T) \quad (5.23)$$

onde $t_0=0$ e T são os momentos inicial e final da aplicação do controle, respectivamente. O primeiro termo de (5.23) considera a quantidade da massa de aguapés recolhida durante o período de funcionamento da lagoa e o segundo termo caracteriza a quantidade máxima de aguapés na lagoa no momento final T .

Tem-se o seguinte problema de controle ótimo para a lagoa de maturação com aguapés: para o sistema (5.19), com condições iniciais (5.20), encontrar a função do controle $u(t)$, $t \in [0, T]$, que satisfaz as limitações (5.22) e que maximiza o funcional (5.23). O problema de otimização para um sistema dinâmico pode ser solucionado através do Princípio do Máximo de Pontryagin (Pontryagin et al., 1962).

Por conveniência foi introduzida uma nova variável w :

$$w(t) = x(t) + k \int_{t_0}^t u(t) dt \quad (5.24)$$

cuja derivada é:

$$\frac{dw}{dt} = a(x-u) - b(x-u)^2 \quad (5.25)$$

e condição inicial:

$$w(0) = x_0 \quad (5.26)$$

Neste caso, o problema do controle ótimo de aguapés pode ser formulado como: “encontrar a função do controle $u(t)$, para o sistema (5.19) e (5.25), com condições iniciais (5.20) e (5.26), que satisfaz as limitações (5.22) e que maximiza o funcional (5.23)”. Designando:

$$\xi = x - u(t) \quad (5.27)$$

define-se a função de Hamilton na forma (Pontryagin et al., 1962):

$$H = \psi_0 \xi [a - b\xi] + \psi_1 \xi [(a - b\xi) - ku(t)] \quad (5.28)$$

onde ψ_0 e ψ_1 são variáveis adjuntas determinadas pelo sistema:

$$\frac{d\psi_0}{dt} = -\frac{\partial H}{\partial w} = 0 \quad (5.29)$$

$$\frac{d\psi_1}{dt} = -\frac{\partial H}{\partial x}$$

$$\begin{aligned} \psi_0(T) &= 1 \\ \psi_1(T) &= 0 \end{aligned} \quad (5.30)$$

5.4.1. Resultados da modelagem

Conforme o Princípio do Máximo, a função de controle ótimo maximiza a função H . As condições necessárias para maximizar tal função são:

$$\frac{\partial H}{\partial u} = -\frac{\partial H}{\partial \xi} - k_1 \psi_1 = 0 \quad (5.31)$$

para a primeira equação do sistema (5.29) tem-se:

$$\psi_0 = \text{constante}$$

Aplicada a primeira condição final (5.30) obtém-se:

$$\psi_0 \equiv 1 \quad (5.32)$$

Da equação (5.31) tem-se:

$$\frac{\partial H}{\partial \xi} = -k_1 \psi_1$$

No outro lado,

$$\frac{\partial H}{\partial x} = \frac{\partial H}{\partial \xi}$$

então a segunda equação do sistema (5.29) pode ser assim escrita:

$$\frac{d\psi_1}{dt} = k_1 \psi_1 \quad (5.33)$$

A solução geral da equação (5.33) é:

$$\psi_1 = A e^{k_1 t}$$

aplicando a segunda condição final (5.30) obtém-se: $A = 0$, e conseqüentemente:

$$\psi_1 \equiv 0 \quad (5.34)$$

aplicando-se (5.32) e (5.34) em (5.28) tem-se:

$$H = \xi [a - b\xi] \quad (5.35)$$

agora de (5.31) e (5.35) obtém-se:

$$\xi = \frac{a}{2b} \quad (5.36)$$

usando-se (5.22) e o valor de ξ , calculado de (5.36), vem:

$$u(t) = \begin{cases} x - \xi & \text{quando } x > \xi \\ 0 & \text{quando } x \leq \xi \end{cases} \quad (5.37)$$

O valor $\frac{a}{b}$ é chamado *carrying capacity* e significa a capacidade máxima de crescimento de aguapés. O resultado acima obtido significa que o controle de aguapés tem que ser aplicado quando a quantidade de aguapés supera a metade do valor da capacidade máxima de crescimento de aguapés. A equação que descreve a variação da quantidade de aguapés na lagoa com controle é:

$$\frac{dx}{dt} = \begin{cases} \frac{a^2}{4b} + \frac{ak}{2b} - kx & x(t) \geq \frac{a}{2b} \\ x(a - bx) & x(t) < \frac{a}{2b} \end{cases} \quad (5.38)$$

Para $x(0) \geq \frac{a}{2b}$ a solução da equação (5.38) é:

$$x(t) = (x(0) - \frac{a^2}{4kb} - \frac{a}{2b})e^{-kt} + \frac{a^2}{4kb} + \frac{a}{2b} \quad (5.39)$$

A função (5.39) descreve a variação da quantidade de aguapés na lagoa em cada instante t . Quando $t \rightarrow \infty$, ou seja, período do funcionamento controlado da lagoa é bastante grande, a função (5.39) tende a um valor constante:

$$x^* = \frac{a^2}{4kb} + \frac{a}{2b} \quad (5.40)$$

A quantidade de aguapés que deve ser recolhida diariamente nessa situação operacional é:

$$u(t) = \frac{a^2}{4kb} \quad (5.41)$$

Para ilustrar a aplicação da proposta metodológica de otimizar o controle de aguapés na lagoa, utilizou-se as variáveis de crescimento de aguapés apresentados por Kawai e Grieco (1983), que descrevem a curva de crescimento de aguapés na forma da seguinte função:

$$x(t) = \frac{700}{1 + 5,78e^{-0,103t}}, \quad (5.42)$$

Onde $x(t)$ é a densidade de aguapés medida em g/m^2 e t é o tempo em dias. A função (5.42) é a solução da equação (5.18) sem aplicação do controle. Neste caso, os coeficientes da equação (5.18) são: $a = 0,103$ e $b = 0,000147$. A comparação das curvas mostrando o crescimento natural e o crescimento com aplicação do controle ótimo de aguapés conforme (5.37) e (5.38) é apresentado na Figura 5.15.

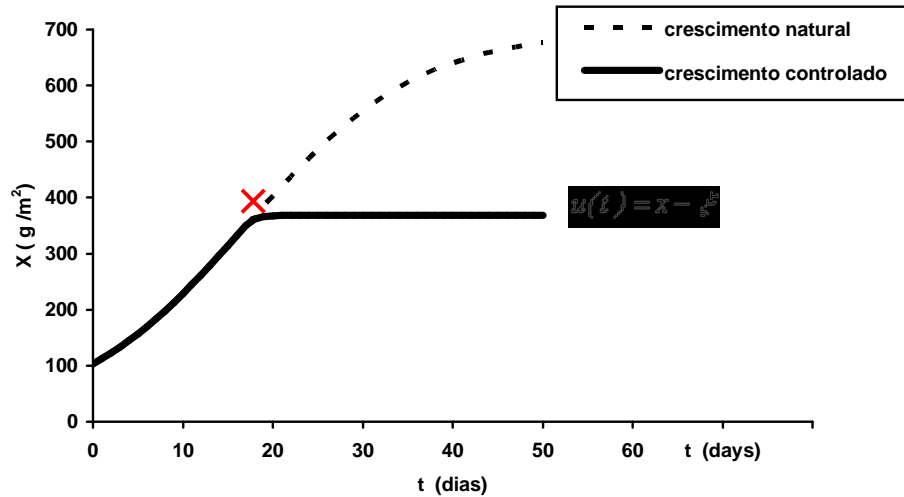


Figura 5.15. Densidade de aguapé sem aplicação de controle (curva tracejada) e com aplicação de controle (curva cheia).

Como é observado na Figura 5.15, o controle ótimo de aguapés começou no décimo sétimo dia. A quantidade de aguapés foi estabilizada no nível de 368,04 g/m^2 , aproximadamente 50% do valor obtido pelo modelo sem controle, que atingiu a estabilidade em torno de 700 g/m^2 , em um período de trinta dias após o controle ótimo. Isto significa que a quantidade de aguapés que deve ser recolhida diariamente depois deste período, e calculada conforme a fórmula (5.26), é de $u = 18,04 \frac{\text{g}}{\text{m}^2}$ para $k=1$; e a quantidade de biomassa de aguapés que deve permanecer na lagoa (5.36), é de $\xi = 350 \frac{\text{g}}{\text{m}^2}$.

5.4.2. Confirmação do modelo

Para os resultados apresentados no item 4.1.1, a lagoa de aguapés, em escala real, teve eficiência de remoção em torno de 40 a 45% para sólidos, 44% para DQO, 60% para Nitrogênio total Kjeldhal, 59% para Fósforo total, e 7 e 6 unidades log para coliformes totais e fecais, respectivamente; sob condições de pH de 8,5 e temperatura média de 20°C. O desempenho dessa lagoa na remoção de nutrientes é resultante da absorção dos nutrientes pelas plantas, pela ação filtradora das raízes e também pela sedimentação promovida pelo ambiente calmo na lagoa, conforme descrito em Jordão *et al.* (1983).

Com o objetivo de confirmar o resultado teórico da modelagem, foi realizado um estudo experimental utilizando-se três tanques, com capacidade de 400 litros cada; o tanque

T_1 com 25% da biomassa máxima das plantas, o T_2 com 50% e o T_3 com 75%, segundo metodologia apresentada no item 3.2.2. Os resultados de desempenho desses tanques e da lagoa em escala real, na remoção de Nitrogênio total Kjeldhal e Fósforo total estão na Tabela 5.1.

Tabela 5.1. Desempenho da remoção do Nitrogênio total Kjeldhal (NTK) e Fósforo total (PT). (n=12)

| | Sistema piloto | | | | Lagoa real | |
|---------------------|----------------|---------|---------|---------|------------|--------|
| | Aflu. | T_1 | T_2 | T_3 | Aflu. | Eflu. |
| NTK (mg/L) | 287±137 | 213±113 | 190±124 | 210±119 | 481± 49 | 196±89 |
| Efic.rem.(%) | - | 25,8 | 33,8 | 26,8 | - | 59 |
| PT (mg/L) | 29 ±12 | 23±8 | 21±12 | 22±10 | 61 ± 46 | 25±6 |
| Efic.rem.(%) | - | 17,8 | 25 | 21,4 | - | 59 |

A lagoa em escala real mostrou melhor eficiência de remoção de nutrientes (NTK,PT) do que as lagoas piloto (T_1 , T_2 , T_3), relacionada provavelmente com as melhores condições de funcionamento da lagoa em escala real. Os tanques, devido ao seu volume (400 L) e localização em espaço pouco ensolarado, estavam muito susceptíveis a qualquer tipo de mudança, como a agitação do meio, coleta de amostras e remoção das plantas, sombras em alguns períodos do dia e variações na qualidade do afluente. A lagoa em escala real, pelo seu tamanho e localização, absorveu melhor estas mudanças e teve uma resposta mais uniforme ao longo do tempo.

A comparação da remoção do Nitrogênio total Kjeldhal e Fósforo total nos diferentes tanques (lagoas piloto) mostrou que o desempenho do tanque T_2 foi melhor que os demais (Tabela 5.1). Este resultado confirmou os valores obtidos por Yount *et al.* (1970), onde uma lagoa com 50% de área ocupada por aguapés teve a máxima eficiência de remoção de nutrientes; a qual tende a diminuir quando a área ocupada pela plantas é diferente de 50%. De acordo com Jordão *et al.* (1983) e Costa *et al.* (2000), a competição e concorrência entre as plantas na lagoa de aguapés é um fator negativo para o sistema de tratamento, devendo-se prever um período ótimo para sua colheita.

CAPÍTULO 6

6.0 Conclusões e Recomendações

6.1 Conclusões

Neste trabalho foi investigado o tratamento de dejetos de suínos em sistema de lagoas, em escala real e escala piloto, e desenvolvida modelagem matemática para remoção de nutrientes em lagoas facultativas com chicanas e lagoas de aguapés. Os sistemas experimentais foram monitorados durante um período de aproximadamente dois anos.

6.1.1. Desempenho do sistema de tratamento

Os resultados obtidos para o sistema de tratamento permitem concluir que:

- A lagoa anaeróbia 1 (LA1) apresentou as melhores eficiências na remoção da matéria orgânica e Fósforo total.
- A lagoa anaeróbia 2 (LA2) realizou tratamento complementar à primeira lagoa, na remoção da matéria orgânica (DQO e Sólidos) e dos nutrientes.
- A lagoa facultativa com chicanas e a lagoa de aguapés (LF e LAG) apresentaram bom desempenho na remoção dos nutrientes.

- Ficou evidenciado que no primeiro compartimento (C1) da lagoa facultativa com chicanas houve a maior parte da atividade de degradação da matéria orgânica, os Sólidos foram removidos ao longo de cada compartimento; enquanto que o último compartimento foi responsável pela maior parcela de remoção do Fósforo total.
- O sistema total apresentou elevada eficiência na remoção de poluentes, embora apenas os coliformes totais e fecais ficaram com a concentração do efluente condizente com os valores exigidos na Legislação Ambiental Estadual.
- Os lodos da LA2 apresentaram grande acúmulo de Fósforo total, sendo necessário cuidado na utilização destes como adubo na agricultura.
- A elevada concentração da matéria orgânica presente no afluente das lagoas favoreceu para a diversidade de algas presentes nas mesmas.
- A predominância do fator concentração de matéria orgânica, gerados pela ACP, indica que há necessidade de melhorar a eficiência do sistema de tratamento.

6.1.2. Modelagem das lagoas

- A modelagem matemática do processo de tratamento de lagoas facultativas com chicanas apresentou resultados satisfatórios na remoção diária de nutrientes de dejetos de suínos.
- As simulações efetuadas mostraram que o desempenho da lagoa pode ser modelado através de sistema de equações diferenciais ordinárias. Os programas e algoritmos elaborados permitem a modelagem de sistemas com qualquer dinâmica de entrada de poluentes.
- A modelagem matemática mostrou que, em todas as lagoas, o primeiro compartimento é o principal responsável pelo desempenho das mesmas, apresentando o maior valor do coeficiente de degradação ($k_1=0,35$).
- Os modelos matemáticos, com coeficientes ajustados para cada lagoa ou compartimento, resultaram em informações complementares sobre o

comportamento do sistema, para vários valores da concentração afluyente, sem necessidade de realizar novos experimentos.

- Através da modelagem matemática é possível encontrar a quantidade ideal de aguapés que deve ser removida diariamente da lagoa. As plantas devem ser retiradas sempre que atingirem metade do valor máximo de capacidade de absorção.
- A comparação da remoção de Nitrogênio total Kjeldhal e Fósforo total nos diferentes tanques (lagoas piloto) mostrou que o desempenho do tanque 2, com 50% da área ocupada pelos aguapés, equivalente a 50% do peso de biomassa das plantas, foi melhor que os outros.

6.2. Recomendações

Na seqüência das pesquisas, algumas recomendações são oportunas, a saber:

- A eficiência da lagoa facultativa pode ser maximizada diminuindo a carga de sólidos afluentes ou com eficiente aeração mecânica noturna.
- Realizar estudos utilizando chicanas na lagoa facultativa mudando a projeção dos compartimentos no interior da lagoa. A exemplo de chicanas longitudinais e colocando chicanas apenas na entrada e saída da lagoa.
- Realizar simulações com o modelo matemático desenvolvido, acrescentando novos parâmetros que influenciam na remoção dos nutrientes nas equações.
- Realizar estudos do manejo dos aguapés, verificando quais as maneiras de colheita que não prejudicam a eficiência da biomassa (retirar as folhas velhas ou a planta inteira) e qual a melhor forma de aproveitamento das plantas retiradas.
- Aprofundar os estudos dos sistemas de tratamento com lagoas utilizando análises de parâmetros analíticos complementares, a exemplo do potencial redox.
- Considerar a importância do parâmetro Sólidos voláteis nos projetos dos sistemas de tratamento com lagoas.

CAPITULO 7

7.0. Referências Bibliográficas

ALMASI, A.; PESCOD, M.B. Wastewater treatment mechanisms in anoxic stabilization ponds. *Wat. Sci. & Tech.*, v.33, n.7, p.125-132, 1996.

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

ARAÚJO, A.L. C.; DUARTE, M. A. C. Avaliação preliminar de duas séries de lagoas de estabilização na grande Natal-RN. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL - ABES, 21., 2001, João Pessoa, Pb. João Pessoa: [s.n], 2001.

ARCEIVALA, S. J. *Wastewater treatment and disposal*. New York: Marcel Dekker, 1981. 892p.

ARCHER, H.E.; MARA, D.D. Waste stabilisation pond development in New Zealand. In: INTERNATIONAL IWA SPECIALIST GROUP CONFERENCE ON WASTE STABILISATION PONDS, 5., 2002, Auckland, New Zealand. Auckland, New Zealand: Pond Technology for the New Millenium. v.1, p.19-24, 2002.

ATHAYDE, S. T. S.; PEARSON, H. W.; SILVA, S.A. Algological study in waste stabilization ponds. In: CONFERENCIA LATINO AMERICANA EN LAGUNAS DE ESTABILIZACION Y REUSO, 1., 2000, Santiago de Cali, Colombia. Santiago de Cali, Colombia: [s.n], 2000. p.132-139.

BARBARI, M.; ROSSI, P. Risparmiare acqua conviene: meno liquami a smaltire. *Suplemento a l'Informatore Agrario*, Verona, n.18, p.11-17, 1992.

BASSÈRES, A. *Performance des microphytes et des macrophytes dans l'épuration d'effluents organiques à forte charge en ammoniacque*. Toulouse, France: Université Paul Sabatier, 1990. 298p. (Thèse de Doctorat).

BAVARESCO, A. S. L. *Lagoas de aguapés no tratamento terciário de dejetos de suínos*. Florianópolis: UFSC, 1998. 78 p. (Dissertação de Mestrado)

BAVARESCO, A. S. L.; COSTA, R. H. R.; PEDOMO, C. C. Lagoas de aguapés em sistemas de tratamento de dejetos suínos. In: CONGRESO INTERAMERICANO DE INGENIERIA SANITARIA Y AMBIENTAL: tratamiento de aguas residuales, 25., 1996, México. México: AIDIS, 1996. p. 41-47.

BAVARESCO, A. S. L.; MEDRI, W.; COSTA, R.H.R. Lagoas de aguapés no tratamento terciário de dejetos suínos. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL - ABES, 20., 1999, Rio de Janeiro, RJ. Rio de Janeiro: ABES, 1999.

BELLI FILHO, P. *Stockage et odeurs des dejections animales, cas du lisier de porc*. France: L'Université de Rennes I., 1995. (Thèse de Doctorat)

BENTO, A.P.; RIBEIRO, L.F.; SARTORATO, J. Wastewater treatment using stabilization ponds: Florianópolis experience, south of Brazil. In: INTERNATIONAL IWA SPECIALIST GROUP CONFERENCE ON WASTE STABILISATION PONDS, 5., 2002, Auckland, New Zealand. Auckland, New Zealand : Pond Technology for the New Millenium, 2002. v.2, p.679-684.

BERTHET, B. Facteurs influant sur l'oxygénation de bassins de lagunage de stations d'épuration. Avantages et inconvénients d'aérateurs. *T.S.M. L'EAU*, 8-9, 1979. p. 463-470.

BITTON, N.F. *Reaction: diffusion equations and their applications to biology*. London: Academic Press, 1986.

BOUROCHE, J.M.; SOPORTA, G. *Análise de dados*. Rio de Janeiro: Zahar, 1982.

BRANCO, S.M. *Hidrologia aplicada à engenharia sanitária*. 2.ed. [s.l.]: CETESB, 620p. 1978.

BRYANT, C.W. A simple method for analysis of the performance of aerated wastewater lagoons. *Wat. Sci. & Tech.*, v.31, n.12, p.211-218, 1995.

CAMPOS, C., GUERRERO, A. and CÁRDENAS, Removal of bacterial and viral faecal indicator organisms in a waste stabilization pond system in Choconta, Cundinamarca (Colombia). *Water Science & Technology*, v.45, n.1, p.61-66, 2002.

CANOVAS, S., PICOT, B., CASELLAS, C., ZULKIFLI, H., DUBOIS, A. and BONTOUX, J. Seasonal development of phytoplankton and zooplankton in a high-rate algal pond. *Water Science & Technology*, v.33, n.07, p.199-206, 1996.

CARMO JUNIOR, G. N. R. *Aplicabilidade do reator anaeróbio de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB) para o tratamento de resíduos líquidos da suinocultura*. Florianópolis: UFSC, 1998. 69p. (Dissertação de Mestrado).

CAZARRÉ, M.M. *Otimização de lagoas anaeróbias para o tratamento de dejetos de suínos*. Florianópolis: UFSC, 2000. 98p. (Dissertação de Mestrado).

CHAMPIAT, D.; LARPENT, J.P. *Biologie des eaux: méthodes & techniques*. Paris: Ed. Masso, 1994. 374p.

CHIN, K. K.; ONG, S. L., A wastewater treatment system for an industrialized pig farm. *Wat. Sci. Tech.*, v.28, n.7, p.217-222, 1993.

CHIUCHETTA, O. *Otimização da distribuição de dejetos na suinocultura sob a ótica ambiental – o caso de uma microbacia no oeste catarinense*. Florianópolis: UFSC, 2000. (Dissertação de Mestrado).

CONVERTI, A. ZILLI, M., POLONIECKI, R. H., del BORGHI, M., FERRAILOLO, G. Influence of nutrient concentration in new operating criteria for biological removal of phosphorus from wastewaters. *Wat. Res.* v. 27, n. 5, p.791-198, 1993.

COSTA, R. H. R. *Lagoas de alta taxa de degradação e de aguapés no tratamento terciário de dejetos suínos*. Florianópolis: UFSC, 1997. (Trabalho apresentado como parte dos requisitos de concurso público para Professor Titular)

COSTA, R. H. R.; SILVA, F. C. M.; OLIVEIRA, P. A. V. Preliminary studies on the use of lagoons in the treatment of hog waste products. In: IAWQ INTERNATIONAL SPECIALIST CONFERENCE AND WORKSHOP: *waste stabilization ponds: technology and applications*, 3., 1995, João Pessoa, Pb. João Pessoa, Pb: IAWQ, 1995.

COSTA, R. H. R.; OLIVEIRA, P. A. V.; SILVA, F. M. Estudo de tratamentos preliminares para dejetos de suínos. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL - ABES, 18., 1996, Salvador, BA. Salvador, BA: ABES, 1996.

COSTA, R.H.R.; BAVARESCO, A. S.L.; MEDRI, W. Tertiary treatment of piggery wastes in water hyacinth ponds. *Wat. Sci. & Tech.*, v.42, n.10-11, p.211-214, 2000a.

COSTA, R.H.R.; MEDRI, W.; PERDOMO C. C. High-rate pond for treatment of piggery wastes. *Wat. Sci. & Tech.*, v.42, n.10-11, p.357-362, 2000b.

CURTIS, T. P.; MARA, D.D.; SILVA, S.A. The effect of sunlight on faecal coliforms in ponds: implications for research and design. *Wat. Sci. Tech.*, v.26, n.7-8, p.729-738, 1992.

CURTIS, T.P., MARA, D.D., DIXO, N.G.H. and SILVA, S.A. Light penetration in waste stabilization ponds. *Wat. Res.*, v.28, n.5, p.1031-1038, 1994.

DALAVÉQUIA, M.A. *Avaliação de lagoas de estabilização para tratamento de dejetos de suínos*. Florianópolis: UFSC, 2000. 180p. (Dissertação de mestrado).

DOWNING, J. B.; LUNDQUIST, T.L.; KU, A. Y. *Low cost reclamation using the advanced integrated wastewater pond system (AIWPS®) technology and reverse osmosis*. In: CONFERENCIA LATINO AMERICANA EN LAGUNAS DE ESTABILIZACION Y REUSO, 1., 2000, Santiago de Cali, Colombia. Santiago de Cali, Colombia: [s.n.], 2000. p.311-321.

DUARTE, E.A.; MENDES, B.; OLIVEIRA, J.S. Valorization of solid wastes from biomethanisation of pig breeding effluents. *Wat. Sci. & Tech.*, v.26, n. 9-11, p. 2097-2100, 1992.

DUARTE, M. A. C.; PEREIRA, E. H. N.; CEBALLOS, B. S. O. Avaliação comparativa da eficiência de três sistemas de tratamento de esgotos domésticos, em Natal-RN. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL - ABES, 27, Porto Alegre, RS. Porto Alegre, RS: [s.n.], 2000.

EDELSTEIN-KESHET L. *Mathematical Model in Biology*. New York: Random House, 1988.

EDGERTON, B. D.; McNEVIN, D.; WONG, C. H. Strategies for dealing with piggery effluent in Australia: the sequencing batch reactor as a solution. *Wat. Sci. & Tech.*, v.41, n.1, 2000, p.123-126.

EL HALOUANI, H.; PICOT, B.; CASELLAS, C. Elimination de l'azote et du phosphore dans un lagunage à haut rendement. *Revue des Sciences de l'Eau*, v.6, p.47-61, 1993.

ESCALANTE ESTRADA, V.E. *Estado del arte y prospectiva de las lagunas de estabilización en México*. In: CONFERENCIA LATINO AMERICANA EN LAGUNAS DE ESTABILIZACION Y REUSO, 1., 2000, Santiago de Cali, Colombia. Santiago de Cali, Colombia: [s.n.], 2000. p.34.

ESTRADA, V.E.E.; HERNÁNDEZ, D.E.A. Treatment of piggery wastes in waste stabilization ponds. *Wat. Sci. & Tech.*, v.45, n.1, p.55-60, 2002.

FERNANDES, F. (Coord.) *Manual prático para compostagem de biossólidos*. Rio de Janeiro: ABES, 1999, 84p.

FERRARA, A. F.; AVCI, C. B. Nitrogen dynamics in waste stabilization ponds. *J. Wat. Pollut. Control Fed.*, v. 54, n.4, p.361-369, 1982.

FLORES, C.H.C.; PERRUOLO, T.; FERNANDÉZ, D. Tratamiento de aguas residuales domésticas utilizando lagunas aireadas. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL - ABES, 27., 2000, Porto Alegre, RS. Porto Alegre, RS: ABES, 2000.

GIRALDO, E.; GARZÓN, A. Water hyacinth potential for improvement of Bogota river water quality in muña reservoir: comparasion with the performances of oxidation lagoons. In: CONFERENCIA LATINO AMERICANA EN LAGUNAS DE ESTABILIZACION Y REUSO, 1., 2000, Santiago de Cali, Colombia. Santiago de Cali, Colombia: [s.n.], 2000. p.140-150.

GONÇALVES, R.F.; LIMA, M.R.; PASSAMANI, F.R.F. Características físico-químicas e microbiológicas do lodo de lagoas. In: GERENCIAMENTO DO LODO DE LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO NÃO MECANIZADAS, 1999, Rio de Janeiro, RJ. Rio de Janeiro, RJ: ABES, 1999, p.25-37.

GONÇALVES, R.F.; SILVA, V.V.; TAVEIRA, E.J.A. *Algae and nutrient removal in anaerobic-facultative pond system with a compact physical-chemical process*. In: CONFERENCIA LATINO AMERICANA EN LAGUNAS DE ESTABILIZACION Y REUSO, 1., 2000, Santiago de Cali, Colombia. Santiago de Cali, Colombia: [s.n.], 2000. p.168-176.

GOSMANN, H. A. *Estudos comparativos com bioesterqueiras e esterqueiras para armazenamento e valorização dos dejetos suínos*. Florianópolis : UFSC, 1997. 127p. (Dissertação de Mestrado).

GOULART, R. M., *Processo de compostagem: alternativa complementar para tratamento de camas biológicas de dejetos de suínos*. Florianópolis: UFSC, 1997. 126p. (Dissertação de Mestrado).

HARPER, D. *Eutrophication of freshwaters: principles, problems and restoration*. New York: Chapman & Hall, 1992. 320p.

HILL D.T.; NORDSTEDT R.A. Modeling techniques and computer simulation of agricultural waste treatment processes. *Agricultural Wastes*. v. 2, p.135 -156, 1980.

INSTITUTO CEPA/SC - Instituto de Planejamento e Economia Agrícola de Santa Catarina-Secretaria de Estado do Desenvolvimento Rural da Agricultura. *Informe Conjuntural*, v.27, n.808, dez/2000.

ISBIZUKA, M. M. A. Biotecnologia no tratamento de dejetos de suínos. *Biotecnologia Ciência & Desenvolvimento*, p.16-17, 1998.

ITO, L.Y. Características de biossólidos produzidos em lagoas de estabilização. In: ITO, L.Y. *Biossólidos na agricultura*. São Paulo: SABESP, 2001. p.125-131.

JAMES, A. An alternative approach to the design of stabilization ponds. *Wat. Sci. Tech.*, v. 19, n.12, p.213-218, 1987.

JORDÃO, E.P.; VASCONCELLOS FILHO, F.M.C.; QUENTAL, R.A.L. Revisão e critérios de concepção e dimensionamento de lagoas de estabilização e de aguapés. In: CONGRESSO

BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL - ABES, 12., 1983, Camboriú, SC. Camboriú: ABES, 1983.

KALYUZHNYI S.V., FEDOROVICH V.V. Mathematical modelling of competition between sulphate reduction and methanogenesis in anaerobic reactors. *Bioresource Technology*, v.65, p. 227-242, 1998.

KAWAI, H.; GRIECO, V. M. Utilização do aguapé para tratamento de esgoto doméstico: estabelecimento de critérios de dimensionamento de lagoa de aguapés e abordagem de alguns problemas operacionais. *Revista DAE*, v.44, n.135, p.79-80, 1983.

KELLNER, E.; PIRES E. C. *Influence of the thermal stratification in the hydraulic behavior of stabilization ponds*. In: CONFERÊNCIA LATINO AMERICANA EN LAGUNAS DE ESTABILIZACION Y REUSO, 1., 2000, Santiago de Cali, Colombia. Santiago de Cali, Colombia: [s.n], 2000. p.187-198.

KERLAN, F.; SENELIER, Y. Efficacité des stations d'épuration actuelles vis-à-vis de la pollution phosphorée. In: MARTIN, G. (Coord.). *Point sur l'épuration et le traitement des effluents (Eau, Air)*. Paris: Ed. Lavoisier Technique et Documentation, v.3, 1987.

KÖNIG, A. Biología de las lagunas de estabilización: algas. In: MENDONÇA, S.R. (Coord.). *Sistemas de Lagunas de estabilización: cómo utilizar aguas residuales tratadas en sistemas de regadío*. [s.l.]: McGraw Hill, 2000. p.44-67.

KÖNIG, A.; CEBALLOS, B.S.O.; CAVALCANTI, L.E.G. Pre-evaluation of real scale WSP performance in Northeast of Brazil. In: INTERNATIONAL IWA SPECIALIST GROUP CONFERENCE ON WASTE STABILISATION PONDS, 5., 2002, Auckland, New Zealand. Auckland, New Zealand: Pond Technology for the New Millenium. 2002. p.61-68.

KOPITOPOULOS, D. Situación Del tratamiento de águas residuales em América Central. In: CONFERENCIA LATINO AMERICANA EN LAGUNAS DE ESTABILIZACION Y REUSO, 1., 2000, Santiago de Cali, Colombia. Santiago de Cali, Colombia: [s.n.], 2000. p.1-18.

LAVOURA, A. *Suinocultura: novo bebedouro acaba com desperdícios*. [s.l.]: Sociedade Nacional de Agricultura, 1992. p.16-17.

LEITE, V.D.; OLIVEIRA, R.; SILVA, S.A. Comportamento da fração sólida de esgotos domésticos tratada em lagoas de estabilização anaeróbias primárias. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v.4, n.3-4, p.103-107, 1999.

LIMA, M. G. S.; OLIVEIRA, R.; SILVA, S. A. Fracionamento do fósforo em suspensão numa lagoa facultativa primária provida de chicanas do tipo vai-e-vem. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL - ABES, 21., 2001, João Pessoa, Pb. João Pessoa, Pb: ABES, 2001.

MAEKAWA,T.; LIAO, C.M.; FENG, X. D., Nitrogen and phosphorus removal for swine wastewater using intermittent aeration batch reactor followed by ammonium crystallization process. *Wat. Res.*, v.29, n.12, p.2643-2650, 1995.

MANTILLA, M.G.; MOELLER, C.G.; FLORES, B.R. The performance of waste stabilization ponds systems in Mexico. In: INTERNATIONAL IWA SPECIALIST GROUP CONFERENCE ON WASTE STABILISATION PONDS, 5., 2002, Auckland, New Zealand. Auckland, New Zealand: Pond Technology for the New Millenium, 2002. p.69-74.

MARA, D.D.; SILVA, S.A. Sewage treatment in waste stabilization ponds: recent research in northeast Brazil. *Progress Water Technology*, v.11, p.341-344, 1979.

MARA, D.D., PEARSON, H. Artificial freshwater environmental: waste stabilization ponds. *Biotechnology*, v.8, p.177-206, 1986.

MARA, D. D.; PEARSON, H. W. *Design manual for waste stabilization ponds in Mediterranean Countries*. European Investment Bank, Mediterranean Environmental Technical Assistance Programme. Leeds, England: Lagoons Technology International, 1998,112p.

MARAIS, G. V. R.; SHAW, V. A. A rational theory for the design of sewage stabilization ponds in Central South Africa. *Trans. of South African Inst. of Civil Engrs.*, v.3, n.11, p.205-216, 1961.

MASTERS, G.M. *Introduction to environmental engineering and science*. New Jersey: Prentice Hall, 1991. 460p.

MATHEUS, C.E., GIANOTTI, E.P. e MORAES, A.J. Correlações entre clorofila, STV e DQO. *Rev. DAE*, v. 49, n.154, p.20-23, 1989.

MEDRI, W. *Modelagem e otimização de sistemas de lagoas facultativas para o tratamento de dejetos de suínos*. Florianópolis: UFSC, 1997. 206p. (Tese de Doutorado).

MELO, H.N.S.; GUIMARÃES, P.; MELO, J.L.S. Longitudinal distribution and vertical profile of pH, temperature and dissolved oxygen in a partially aerated facultative pond. *Wat. Sci. & Tech.*, v.42, n.10-11,75-82, 2000.

MENDONÇA, S.R. *Lagoas de estabilização e aeradas mecanicamente: novos conceitos*. João Pessoa, Pb: [s.n.], 1990.

MENDONÇA, S. R. *Sistemas de lagunas de estabilización: como utilizar aguas residuales tratadas en sistemas de regadío*. Colombia: McGraw Hill Interamericana, 2000.

MERKEL, J. A. *Managing livestock wastes*. [s.l.]: Avic Publishing Company, 1981. 419p.

MESPLÉ, F.; ROUSSELIER, M.; CASELLAS, C. Difficulties in modelling phosphate evolution in a high-rate algal pond. *Wat. Sci. & Tech.*, v.31, n.12, p.45-54, 1995.

MESPLÉ, F.; CASELLAS, C.; TROUSELLIER, M.. Modelling orthophosphate evolution in a high rate algal pond. *Ecological Modelling*, v.89, n.13-21,1996.

METCALF; EDDY. *Wastewater Engineering: treatment, disposal and reuse*. 3.ed. New York: McGraw-Hill, 1991.

MIDDLEBROOKS, J.; REED, S.C.; PANO, A. Nitrogen removal in wastewater stabilization lagoons. In: NATIONAL DRINKING WATER AND WASTEWATER TREATMENT: Technology Transfer Workshop, 6., 1999, Kansas City, Missouri. Kansas City, Missouri: [s.n.], 1999.

MOERSIDIK, S.S. *Traitement des eaux usées par lagunage à haut rendement: gestion de l'écosystème et comparaison des performances épuratoires avec un lagunage traditionnel*. Montpellier, France: Université Montpellier I, 1992. 209p. (Thèse de Doctorat)

MONOD, J. The growth of bacterial cultures. *Annual Review microbiology*, Palo Alto, Calif. v.3, 1949.

MOREIRA, J. F. V.; SILVA, S. A.; OLIVEIRA, R. Análise de trajetória (Path Analysis) para avaliação de fatores físicos, químicos e operacionais no comportamento de coliformes fecais

em uma série de lagoas de estabilização profundas tratando esgoto doméstico. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL - ABES, 21., 2001, João Pessoa, Pb. João Pessoa, Pb: ABES, 2001.

MOUTIN T., GAL J.Y.; HALOUANI H. E. I.; PICOT B. Decrease of phosphate concentration in a high rate pond by precipitation of calcium phosphate: theoretical and experimental results. *Wat. Res.* v. 26. n. 11, p.1445-1450, 1992.

MURRAY, J. D. *Lectures on nonlinear differential equation: models in biology.* Oxford: Clarendon, 1977.

MURRAY, J. D. *Mathematical biology.* New York: Springer-Verlag, 1989.

MUTTAMARA, S.; PUETPAIBOON, U. Nitrogen removals in baffled waste stabilization ponds. In: INTERNATIONAL SPECIALIST CONFERENCE AND WORKSHOP, WASTE STABILIZATION PONDS TECHNOLOGY NA APLICACIONES, 3., 1995, João Pessoa, Pb. João Pessoa, Pb: IAWQ, CCT/UFPb, 1995.

MUTTAMARA, S.; PUETPAIBOON, U. Nitrogen removals in baffled waste stabilization ponds. *Wat. Sci. Tech.* v. 33, n.7, p173-181, 1996.

NAMECHE, T.; DUFAYT, O.; EL OUARGHI, H. *Performances of a system combining aerated lagoons and waste stabilization ponds in a temperate climate.* In: INTERNATIONAL SPECIALIST CONFERENCE WASTE STABILISATION PONDS: Technology and Environment, 4., 1999, Marrakech. Marrakech: IAWQ, 1999.

OLESZKIEWICZ J.A. Aerobic and anaerobic biofiltration of agricultural effluents. *Agricultural Wastes*, v. 3, p.285-296, 1981.

OLESZKIEWICZ, J. A.;KOZIARSKI, S. Management and treatment of wastes from large piggers. *Agric. Wastes*, v.3, n.2, p.123-144, 1981.

OLESZKIEWICZ J.A. Kinetic of piggery wastes treatment in anaerobic lagoons. *Agricultural Wastes*, v. 16, p.13-25, 1986a.

OLESZKIEWICZ J.A. Aerated lagoon treatment of piggery wastes: kinetic of carbon removal. *Agricultural Wastes*, v. 16, p.121-134, 1986b.

OLIVEIRA, P. A. V., e Colaboradores. *Manual de manejo e utilização dos dejetos de suínos.* Concórdia, SC: EMBRAPA/CNPISA, 1993. 188p.

OLIVEIRA, P.A.V., COSTA, R.H.R. and TROGLIO, J. Lagoons for treatment of waste products from hogs: example of coopercentral, In: INTERNATIONAL SPECIALIST CONFERENCE AND WORKSHOP. Waste Stabilization ponds: Technology an Aplicaciones, 3, 1995, João Pessoa, Pb. João Pessoa, Pb: IAWQ, 1995.

OLIVEIRA, R.; SILVA, S.A.; PEDROZA, M. M. Comportamento de formas de fósforo e nitrogênio em sistemas de lagoas facultativas primárias, providas de chicanas, tratando esgotos domésticos. In: SIMPÓSIO LUSO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 9., 2000a. [s.l.]: ABES, 2000. p.963-971.

OLIVEIRA, R.; SILVA, S.A.; SILVA, O. L. C. Variação de espécies de enxofre em lagoas de estabilização facultativas primárias profundas com chicanas tratando esgotos domésticos. In: SIMPÓSIO LUSO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 9., 2000. [s.l.]: ABES, 2000b. p.972-978.

OLIVEIRA, R.; SILVA FILHO, T. A.T.; MOREIRA, J. F. V. Análise fatorial de uma série de lagoas de estabilização rasas tratando esgoto doméstico no Nordeste do Brasil. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 21., 2001, João Pessoa, Pb. João Pessoa, Pb: ABES, 2001.

OSTERDAHL, B.G. Effect of water on nitrosamine formation in fried bacon. *Food Additives and Contaminants*, v.5, p.33-37, 1988.

OSWALD, W.J. Large-scale algal culture systems (engineering aspects). In: OSWALD, W.J. *Micro-algal Biotechnology*. Cambridge: Cambridge University, 1988. p.356-394.

OUAZZANI, N.; BOUSSAID, A. Waste stabilisation pond in Marocco: a review of 15 years of investigation. In: INTERNATIONAL IWA SPECIALIST GROUP CONFERENCE ON WASTE STABILISATION PONDS, 5., 2002, Auckland, New Zealand. Auckland, New Zealand. Pond Technology for the New Millenium, 2002. p.75-84.

PAING, J.; J. SAMBUCCO, J.P.; COSTA, R.H.R. Reduction of odor from anaerobic pond with different operating practices. In: IWA INTERNATIONAL CONFERENCE ON ODOUR AND VOCs: Measurement, Regulation and Control Techniques, 1., Sydney, Australia. Sydney, Australia: UNSW, 2001.

PANO, A.; MIDDLEBROOKS, E. J. Ammonia nitrogen removal in facultative wastewater stabilization ponds. *J. Wat. Pollut. Control Fed.*, v.54, n.4, p.344-351, 1982.

PAULA-PIRES, G. S. *Tratamento de dejetos de suínos em meio anaeróbio e meio com aeração intermitente*. Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina - UFSC, 1999. 74p. (Dissertação de Mestrado).

PARRA, O.O.; BICUDO, C.E.M. *Introducción a la biología y sistemática de las algas continentales*. Santiago, Chile: [s.n.], 1996.

PEARSON, H. W.; MARA, D.D.; MILLS, S.W. Physico-chemical parameters influencing faecal bacterial survival in waste stabilization ponds. *Wat. Sci. Tech.*, v.19, n.12, p.145-152, 1987.

PEARSON, H.; MARA, D.D.; ARRIDGE, H.A. The influence of pond geometry and configuration on facultative and maturation waste stabilization pond performance and efficiency. *Wat. Sci. Tech.*, v. 31, n.12, p.129-139, 1995.

PEARSON, H.W., MARA, D.D., CAWLEY, L.R., ARRIDGE, H.M. and SILVA, S.A. The performance of an innovative tropical experimental waste stabilisation pond system operating at high organic loadings. *Wat. Sci. Tech.*, v. 33, n.7, p.63-73, 1996.

PEDROZA, M. M.; OLIVERIA, R.; SILVA, S. A. Estudo sobre o comportamento de formas de fósforo em sistemas de lagoas facultativas primárias, providas de chicanas, tratando esgotos domésticos. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 21., 2001, João Pessoa, Pb. João Pessoa, Pb: ABES, 2001.

PELCZAR, M.; REID, R.; CHAN, E.C.S. *Microbiologia*. São Paulo: McGrawHill, 1980, 566p.

PEÑA, M.R.; MADERA, C.A.; MARA, D.D. Feasibility of waste stabilization pond technology for small municipalities in Colombia. *Water Science & Technology*, v.45, n.1, p.1-8, 2002.

PERAZZA, M. C.; PEREIRA, D. N.; MARTINS, M. T. O aguapé: meios de controle e possibilidades de utilização. *Rev. DAE*, v. 41, n.125, p. 18-25, 1981.

PESCOD, M.B. The role and limitations of anaerobic pond systems. *Water Science & Technology*, v.33, n.7, p.11-22, 1996.

PICOT, B., EL HALOUANI, H., CASELLAS, C., MOERSIDIK, S. and BONTOUX, J. Nutrient removal by high rate pond system in a mediterranean climate. *Wat. Sci. Tech.*, v. 23, n.7, p.1535-1541, 1991.

PICOT, B., MOERSIDIK, S., CASELLAS, C. and BONTOUX, J. Using diurnal variations in a high rate algal pond for management pattern. *Wat. Sci. Tech.*, v. 28, n.10, p.169-175, 1993.

PICOT, B.; COSTA, R.H.R.; PHILIPPI, L.S. The desludging of waste stabilisation ponds and sludge disposal in France. In: IWA SPECIALISED CONFERENCE ON SLUDGE MANAGEMENT: regulation, treatment, utilisation and disposal, 2001, Acapulco, México. Acapulco, México: Ed. IWA, 2001.

PINTO, M. A. T.; NEDER, K. D.; LUDUVICE, M. L. *Assessing oxidation ponds design criteria in a tropical town with low water availability*. Brasília: Water and Sewage Corporation of Brasilia - CAESB, 1997.

PONTRYAGIN, L. S., Boltyanskii, V.G., Gamkrelidze, R.V. and Mischenko, E.F. *The mathematical theory of optimal processes*. New York: Interscience, 1962.

PORKWORLD estatísticas. *A Revista do Suinocultor Moderno*. Disponível em: <http://www.porkworld.com.br>. Acesso em: 29 abril 2002.

REED, S. C. Nitrogen removal in wastewater stabilization ponds. *J. Wat. Pollut. Control Fed.*, v.575, n.1, p.39-45, 1985.

REYNOLDS, J. H.; NIELSON, S. B.; MIDDLEBROOKS, J. Biomass distribution and kinetics of baffled lagoons. *J. the Environmental Eng. Division*. v.101, n. EE6, p.1004-1024, 1975.

RODRIGUES, J.B.R. *Eficiência do crescimento da microalga "Chlorella minutíssima" e sua aplicação em resíduos da suinocultura - valorização e tratamento*. São Paulo: UFSCar, 2000. (Tese de Doutorado).

RODRIGUES, J.B.R.; ROCHA, O.; COSTA, R. H. R.; BELLI FILHO, P. Growth of the micro algae *Chlorella minutíssima* and its capacity to remove polluting agents, when cultivated in different concentration of pig's dejections. In: INTERNATIONAL IWA SPECIALIST GROUP CONFERENCE ON WASTE STABILISATION PONDS, 5., 2002, Auckland, New Zealand. Auckland, New Zealand. Pond Technology for the New Millenium, 2002. p.775-784.

ROQUETTE PINTO, C. L.; PEREIRA, C. E. B.; BARROCAS, P. R. Utilização da planta aquática Jacinto d'água para remoção e recuperação de mercúrio de efluentes industriais. In: SIMPOSIO ÍTALO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 1., 1992, Rio de Janeiro, RJ. Rio de Janeiro, RJ: Ed. ABES/ANDIS, 1992. p.290-303.

SAMBUCO, J. P.; COSTA, R.H.R.; PAING, J. Influence of loading distribution and recycling in step-fed facultative ponds with recirculation. In: I CONFERENCIA LATINO AMERICANA EN LAGUNAS DE ESTABILIZACION Y REUSO, 1, 2000, Santiago de Cali, Colombia. Santiago de Cali, Colombia: [s.n], 2000. p.151-160.

SAMBUCO, J.P.; COSTA, R.H.R.; PAING, J. Influence of load distribution and recycle rate in step-fed facultative ponds. *Water Science & Technology*, v.45, n.1, p.33-40, 2002.

SANGUINETTI, G.; INGALLINELLA, A.M.; FERNÁNDEZ, R.G. Evaluación de sistemas de lagunas de estabilización en la región templada de Argentina. In: CONFERENCIA LATINO

AMERICANA EN LAGUNAS DE ESTABILIZACION Y REUSO, 1, 2000, Santiago de Cali, Colombia. Santiago de Cali. Colombia: [s.n.], 2000. p.74-84.

SANTA CATARINA. Governo do Estado de Santa Catarina. *Legislação Ambiental do Estado de Santa Catarina*. [s.l.]: FATMA, 1981.

SAQQAR, M. M.; PESCOD, M. B. Modelling the performance of anaerobic wastewater stabilization ponds. *Wat. Sci. Tech.*, v.31, n.12, p.171-183, 1995.

SEVRIN-REYSSAC, J.; LA NOÛE, J.; PROULX, D. *Le recyclage du lisier de porc par lagunage*. Lavoisier, Paris: Technique & Documentation, 1995. 18p.

SILVA, P.R. *Lagoas de estabilização para tratamento de resíduos de suínos*. São Paulo: EESC-USP, 1973. 76p. (Dissertação de Mestrado)

SILVA, S. A. *et al.* The performance of an innovative tropical experimental waste stabilisation pond system operating at high organic loadings. *Wat. Sci. Tech.*, v. 33, n.7, p.63-73, 1996.

SILVA FILHO, T.A.T, *Análise multivariada de dados de monitoramento de lagoas de estabilização em série*. Campina Grande, Paraíba: UFPB, 2001. 111p. (Dissertação de Mestrado).

SILVA, S.A., OLIVEIRA, R., SOARES, J., MARA, D.D. and PEARSON, H;W. Nitrogen removal in pond systems with different configurations and geometries. *Wat. Sci. Tech.*, v. 31, n.12, p.321-330, 1995.

SILVA, S. A.; OLIVEIRA, R.; DINIZ, M. J. L. Estudo da influência de chicanas no desempenho operacional de lagoas facultativas primárias profundas tratando esgotos domésticos. In: SIMPÓSIO LUSO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL - ABES, 9., 2000a. [s.l.]: ABES, 2000. p. 933-940.

SILVA, S. A.; BARROS, J. V.; OLIVEIRA, R. Análise do comportamento de ácidos voláteis em uma lagoa facultativa primária profunda provida de chicanas de tipo vai-e-vem. In: SIMPÓSIO LUSO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 9., 2000. [s.l.]: ABES, 2000b. p.925-932.

SILVA, S. A.; ATAHYDE JÚNIOR, G. B.; OLIVEIRA, R., Efeito de chicanas no desempenho de lagoas de estabilização. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL- ABES, 21., 2001, João Pessoa, Pb. João Pessoa, Pb: [s.n], 2001.

SOARES, A.M.E.; VON SPERLING, M.; CHERNICHARO, C. A. L. Avaliação da remoção-complementar de matéria orgânica e nutrientes em duas lagoas de polimento atuando como pós-tratamento de um reator UASB. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL - ABES, 21., 2001, João Pessoa, Pb. João Pessoa, Pb: [s.n], 2001.

SOARES, S. R. A., BERNARDES, R. S., Revisão do critério da taxa de aplicação superficial no dimensionamento de lagoas facultativas. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 21, 2001, João Pessoa, Pb. João Pessoa, Pb: ABES, 2001.

TILCHE, A.; BORTONE, G.; MALASPESIA, F. Biological nutrient removal in a full-scale SBR treating piggery wastewater: results and modelling. *Wat. Sci. Tech.* v.43, n.3, p.363-371, 2001.

TSUTIYA, M.T. Características de biossólidos gerados em estações de tratamento de esgotos. In: TSUTIYA, M.T. *Biossólidos na Agricultura*. São Paulo: Ed. SABESP, 2001. p. 89-125.

TUMELEIRO, I.L. *Avaliação de materiais para o sistema de criação sobre cama*. Florianópolis: UFSC, 1998. (Dissertação de Mestrado).

UNITED States Environmental Protection Agency (USEPA). Nitrate and nitrite. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, v.107, p.117-130, 1988.

VAN HAANDEL, A. C.; LETTINGA, G. *Tratamento anaeróbio de esgotos: um manual para regiões de clima quente*. Campina Grande, Paraíba: Universidade Federal da Paraíba; Holanda: Universidade Agrícola de Wageningen, 1994.

VENKATARAMAN J.; KAUL S.N.; SATYANARAYAN S. Determination of kinetic constants for a two-stage anaerobic upflow packed-bed reactor for dairy wastewater. *Bioresource Technology*, v. 40, p. 253 -261, 1992.

VON SPERLING, M. *Princípios básicos do tratamento de esgotos: princípios de tratamento biológico de águas residuárias*. [s.l.]: DESA - UFMG, 1996a. 210p.

VON SPERLING, M. *Lagoas de estabilização: princípios de tratamento biológico de águas residuárias*. [s.l.]: DESA - UFMG, 1996b, 134p.

WELLER, J.B.; WILLIERS. *Farm wastes management*. London: Ed. Crosby Lockwood Staples, 1977. 235p.

WHITEHEAD P.G.; TOMS I.P. Dynamic modelling of nitrate in reservoirs and lakes. *Wat. Res.* v. 27, n. 8, p.1377-1384, 1993.

WOLVERTON B.C. *The water Hyacinth: from prolitic pest to potencial provider*. *AMBO*, v.8, 1979.

YOUNT J.L.; CROSSMAN, R.A. Eutrophication control by plant harvesting. *JWPCF*, v.42, 1970.

ZULKIFLI, H. *Traitement des eaux usées par lagunage à haut rendement: structure et dynamique des peuplements phytoplanctoniques*. Montpellier, France: Université Montpellier I, 1992. (Thèse de Doctorat). 206p.

ANEXOS

ANEXO A

Programas computacionais

Programa txy0

Realiza a introdução de dados coletados e transforma-os na forma matricial. O resultado é gravado no arquivo **txy00.dat**.

```
clear;
m1=input('Entre com m: ');
disp('Entre com os valores de t,x e y');
for i=1:m1
T(i)=input('T= ');
x(i)=input('x= ');
y(i)=input('y= ');
end
t=T';
x=x';
y=y';
g=[t x y];
save txy00.dat g -ascii;
```

Programa txyA00

Interpola os valores das concentrações determinadas somente nos dias das medições, para todos os dias do período de estudo. O arquivo de entrada é arquivo **txy00.dat** . O arquivo de saída é **txyA00.dat**.

```
clear;
m1=input('Entre com m: ');
load txy00.dat;
txy=txy00;
T=txy(:,1);
x=txy(:,2);
y=txy(:,3);
end
k=T(m1);
t=0: 1: k;
X= interp1(T,x,t);
Y= interp1(T,y,t);
plot(t,X,t,Y,'-')
grid
title(' interpolation ')
```

```

xlabel('days')
ylabel('concentration')
t=t';
X=X;
Y=Y;
g=[t X Y]
save txyA00.dat g -ascii

```

Programas de simulação computacional

Estes programas realizam a identificação dos coeficientes (calibragem) dos modelos matemáticos e efetuam a integração de equações diferenciais ordinárias.

Programa LAGFAC

Realiza a avaliação preliminar do coeficiente k e chama o programa função **LAG1** que faz integração de equações diferenciais. O arquivo de entrada é arquivo **txyA00.dat** . O arquivo de saída é **resA00.dat**.

```

Clear
global ak Q V ann bb
m1=input('Entre com m: ');
m=m1;
load txyA00.dat;
txy=txyA00;
s=0;
for i=2:m1
    an0=txy(i-1,2)/txy(i-1,3);
    an1=txy(i,2)/txy(i,3);
    s=s+(an0+an1)/2;
end
Q=input('Entre com Q: ');
V=input('Entre com V: ');
a=(Q*s/V+log(txy(1,3))-log(txy(m1,3)))/txy(m1,1)
ak1=a-Q/V
anm0=input('Entre com Ne medio ');
anm1=input('Entre com Na medio ');
ak2=Q*(anm0/anm1-1)/V
ak=input('Entre com K ');
x0=input('Entre com Xo ');
bb=input('Entre com b ');
lag1(m,txy,x0)

```

Programa função LAG1

Realiza a integração de equações diferenciais através do programa **ode45** do software MATLAB.

```
function lag1(m,txy,x0)
global ak Q V ann bb

y0=[x0 0];
t0=0;
tk=1;

m1=m-1;
for i=1:m1
ann=(txy(i,2)+txy(i+1,2))/2;
[t Y]=ode45('lag1pr',t0,tk,y0);
k=length(Y(:,1));
x(i)=Y(k,1);

ti(i)=i;
t0=tk;
tk=tk+1;
y0=[x(i),0];
end
x=x';
an1=txy(:,2);
an2=an1';
ti=ti';
Y=txy(:,3);
T=txy(:,1);
plot(ti,x,T,Y,'--')
grid
xlabel('days')
ylabel('concentration')
Z=[ti x]
b1=bb
save resa00.dat Z -ascii;
```

Programa função LAG1PR

Realiza o cálculo da parte direita das equações diferenciais para a integração através do programa **ode45**.

```
function A=lag1pr(t,y)
global ak Q V ann bb
b=Q/V;
```

```
f1=b*(ann-y(1))-ak*y(1)*y(1)/(bb+y(1));
f2=0;
A=[f1 f2];
```

Análise e readequação dos modelos

Programas computacionais

Para realizar simulações computacionais admitindo a temperatura foram elaborados novos programas e modificados alguns programas existentes.

Programa txy0t

Este programa realiza a introdução de dados coletados da temperatura e transforma-os na forma matricial. O resultado é gravado no arquivo **ttc0t.dat**.

```
clear;
m1=input('Entre com m: ');
disp('Entre com os valores de t, tcel');
for i=1:m1
T(i)=input('T= ');
tcel(i)=input('tcel= ');
end
t=T';
tc=tcel';
g=[t tc];
save ttc0t.dat g -ascii;
```

Programa txy00t

Interpola os valores da temperatura determinados somente nos dias das medições, para todos os dias do período das observações. O arquivo de entrada é arquivo **ttc0t.dat**. O arquivo de saída é **tcel.dat**.

```
clear;
m1=input('Entre com m: ');
load ttc0t.dat;
txy=ttc0t;
T=txy(:,1);
tc=txy(:,2);
end
k=T(m1);
t=0: 1: k;
```

```

X= interp1(T,tc,t);
plot(t,X)
grid
title(' interpolation ')
xlabel('days')
ylabel('temperature')
t=t';
X=X;
g=[t X]
save ttc00t.dat g -ascii;
save tcel.dat X -ascii;

```

Programa LAGFACT

Este programa é uma modernização do programa LAGFAC para admitir a influência da temperatura no desempenho da lagoa facultativa. O programa efetua a avaliação preliminar do coeficiente k e chama o programa função **LAG1t** que faz a integração das equações diferenciais. Os arquivos de entrada são **txyA00.dat** e **tcel.dat**. O arquivo de saída é **resA00t.dat**.

```

Clear
global ak Q V ann bb tcel
m1=input('Entre com m: ');
m=m1;
load txyA00.dat;
load tcel.dat;
txy=txyA00;
s=0;
for i=2:m1
    an0=txy(i-1,2)/txy(i-1,3);
    an1=txy(i,2)/txy(i,3);
    s=s+(an0+an1)/2;
end
Q=input('Entre com Q: ');
V=input('Entre com V: ');
a=(Q*s/V+log(txy(1,3))-log(txy(m1,3)))/txy(m1,1)
ak1=a-Q/V
anm0=input('Entre com Ne medio ');
anm1=input('Entre com Na medio ');
ak2=Q*(anm0/anm1-1)/V
ak=input('Entre com K ');
x0=input('Entre com Xo ');
bb=input('Entre com b ');
lag1t(m,txy,x0)

```

Programa função LAG1T

Este programa realiza a integração das equações diferenciais através do programa **ode45** do software MATLAB.

```
function lag1t(m,txy,x0)
global ak Q V ann bb tcel tt

y0=[x0 0];
t0=0;
tk=1;

m1=m-1;
for i=1:m1
tt=tcel(i+1);
ann=(txy(i,2)+txy(i+1,2))/2;
tspan=[t0 tk];
[t Y]=ode45('lag1tpr',tspan,y0);
k=length(Y(:,1));
x(i)=Y(k,1);

ti(i)=i;
t0=tk;
tk=tk+1;
y0=[x(i),0];
end
x=x';
an1=txy(:,2);
an2=an1';
ti=ti';
Y=txy(:,3);
T=txy(:,1);
plot(ti,x,T,Y,'--')
grid
xlabel('days')
ylabel('concentration')
Z=[ti x]
b1=bb
save resa00t.dat Z -ascii;
```

Programa função LAG1TPR

Este programa realiza o cálculo da parte direita das equações diferenciais para a integração através do programa **ode45**.

```
function A=lag1tpr(t,y)
global ak Q V ann bb tt
b=Q/V;

f1=b*(ann-y(1))-ak*y(1)*exp(bb*(tt-
20));
f2=0;
At=[f1 f2];
A=At';
```


ANEXO B

Tabela B.1. Comparação das médias do NTK entre LF1, LF2, LF3 e LF4, $\alpha = 0,05$

| ANOVA | | | | | | |
|--------------------------|-----------|-----------|-----------|----------|----------------|------------------|
| <i>Fonte da variação</i> | <i>SQ</i> | <i>gl</i> | <i>MQ</i> | <i>F</i> | <i>valor-P</i> | <i>F crítico</i> |
| Entre grupos | 17092,28 | 3 | 5697,427 | 0,140946 | 0,935321 | 2,662944 |
| Dentro dos grupos | 6265524 | 155 | 40422,74 | | | |

Tabela B.2. Comparação das médias do PT entre LF1, LF2, LF3 e LF4, $\alpha = 0,05$

| ANOVA | | | | | | |
|--------------------------|-----------|-----------|-----------|----------|----------------|------------------|
| <i>Fonte da variação</i> | <i>SQ</i> | <i>gl</i> | <i>MQ</i> | <i>F</i> | <i>valor-P</i> | <i>F crítico</i> |
| Entre grupos | 496,9762 | 3 | 165,6587 | 1,14883 | 0,331136 | 2,659718 |
| Dentro dos grupos | 23648,43 | 164 | 144,1977 | | | |

Tabela B.3- Comparação das médias do NTK nos compartimentos da LF2, $\alpha = 0,05$.

| ANOVA | | | | | | |
|--------------------------|-----------|-----------|-----------|----------|----------------|------------------|
| <i>Fonte da variação</i> | <i>SQ</i> | <i>gl</i> | <i>MQ</i> | <i>F</i> | <i>valor-P</i> | <i>F crítico</i> |
| Entre grupos | 81,36906 | 1 | 81,36906 | 0,002212 | 0,962615 | 3,968466 |
| Dentro dos grupos | 2759153 | 75 | 36788,71 | | | |

Tabela B.4- Comparação entre médias do PT nos compartimentos da LF2, $\alpha = 0,05$.

| ANOVA | | | | | | |
|--------------------------|-----------|-----------|-----------|----------|----------------|------------------|
| <i>Fonte da variação</i> | <i>SQ</i> | <i>gl</i> | <i>MQ</i> | <i>F</i> | <i>valor-P</i> | <i>F crítico</i> |
| Entre grupos | 193,6098 | 1 | 193,6098 | 1,634889 | 0,204725 | 3,960352 |
| Dentro dos grupos | 9473,902 | 80 | 118,4238 | | | |

Tabela B.5. Comparação entre médias de NTK nos compartimentos da LF3, $\alpha = 0,05$.

| ANOVA | | | | | | |
|--------------------------|-----------|-----------|-----------|----------|----------------|------------------|
| <i>Fonte da variação</i> | <i>SQ</i> | <i>gl</i> | <i>MQ</i> | <i>F</i> | <i>valor-P</i> | <i>F crítico</i> |
| Entre grupos | 42091,14 | 2 | 21045,57 | 0,534382 | 0,587518 | 3,077304 |
| Dentro dos grupos | 4410898 | 112 | 39383,02 | | | |

Tabela B.6- Comparação entre médias do PT nos compartimentos da LF3, $\alpha = 0,05$.

| ANOVA | | | | | | |
|--------------------------|-----------|-----------|-----------|----------|----------------|------------------|
| <i>Fonte da variação</i> | <i>SQ</i> | <i>gl</i> | <i>MQ</i> | <i>F</i> | <i>valor-P</i> | <i>F crítico</i> |
| Entre grupos | 219,8574 | 2 | 109,9287 | 0,815074 | 0,445103 | 3,073765 |
| Dentro dos grupos | 15779,73 | 117 | 134,8695 | | | |

Tabela B.7- Comparação da média de NTK nos compartimentos da LF4, $\alpha = 0,05$

| ANOVA | | | | | | |
|--------------------------|-------------|-----------|-----------|----------|----------------|------------------|
| <i>Fonte da variação</i> | <i>SQ</i> | <i>gl</i> | <i>MQ</i> | <i>F</i> | <i>valor-P</i> | <i>F crítico</i> |
| Entre grupos | 89695,42927 | 4 | 22423,86 | 0,657376 | 0,622372 | 2,419185 |
| Dentro dos grupos | 6481122,807 | 190 | 34111,17 | | | |

Tabela B.8- Comparação da média do PT dos compartimentos da LF4, $\alpha = 0,05$

| ANOVA | | | | | | |
|--------------------------|-----------|-----------|-----------|----------|----------------|------------------|
| <i>Fonte da variação</i> | <i>SQ</i> | <i>gl</i> | <i>MQ</i> | <i>F</i> | <i>valor-P</i> | <i>F crítico</i> |
| Entre grupos | 1050,978 | 4 | 262,7445 | 1,412877 | 0,231091 | 2,417728 |
| Dentro dos grupos | 36448,97 | 196 | 185,9641 | | | |

ANEXO C

Os resultados das simulações do Nitrogênio total Kjeldhal e Fósforo total para as lagoa facultativa em escala piloto e real 2 estão apresentados nas figuras C.1 a C.27. Os valores dos coeficientes de degradação que permitem a melhor aproximação das curvas do modelo com a curva dos dados das medições estão na tabela C.1.

Tabela C.1. Coeficientes de degradação (k) calculados usando o modelo para cada compartimento, $\theta=1,13$.

| Lagoas | NT | PT |
|---------------|-------|-------|
| FP1 | 0.035 | 0.012 |
| FP2a | 0.260 | 0.050 |
| FP2b | 0.010 | 0.005 |
| FP3a | 0.320 | 0.080 |
| FP3b | 0.010 | 0.005 |
| FP3c | 0.010 | 0.005 |
| FP4a | 0.350 | 0.100 |
| FP4b | 0.005 | 0.008 |
| FP4c | 0.005 | 0.005 |
| FP4d | 0.005 | 0.005 |
| FP4e | 0.030 | 0.010 |
| LF(P5 e P6) | 0,6 | 0,15 |
| LF(P6 e P7) | 0,009 | 0,03 |
| LF(P7 e P8) | 0,003 | 0,03 |
| LF(P8 e P9) | 0,01 | 0,02 |
| LF(P9 e P10) | 0,01 | 0,009 |
| LF(P10 e P12) | 0,19 | 0,009 |

Curvas do desempenho do Nitrogênio total Kjeldhal

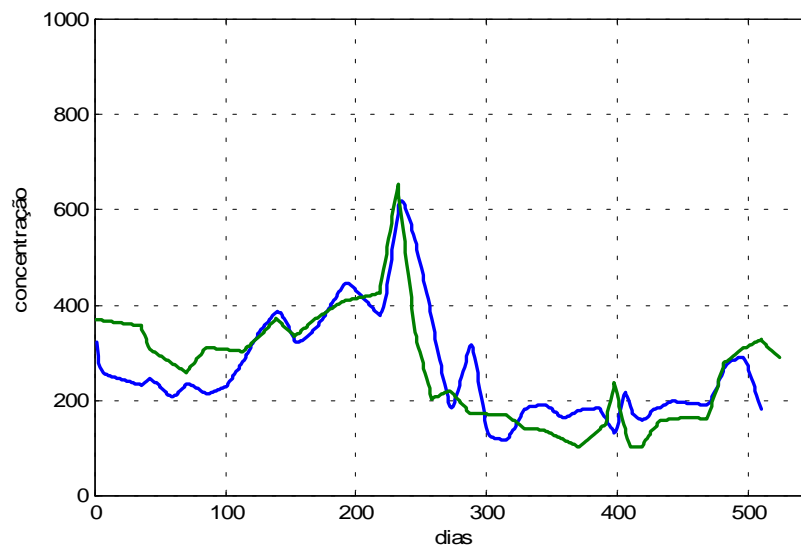


Figura C.1. Dinâmica da concentração do Nitrogênio total Kjeldhal da lagoa 2a. A curva em verde representa os dados das medições e a curva em azul é do modelo.

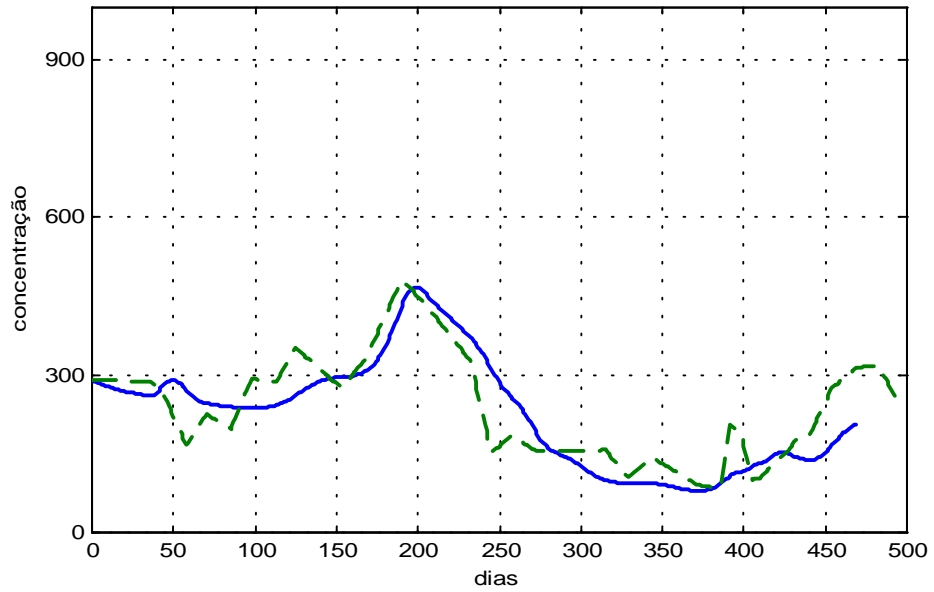


Figura C.2. Dinâmica da concentração do Nitrogênio total Kjeldhal da lagoa 2b. A curva em verde representa os dados das medições e a curva em azul é do modelo.

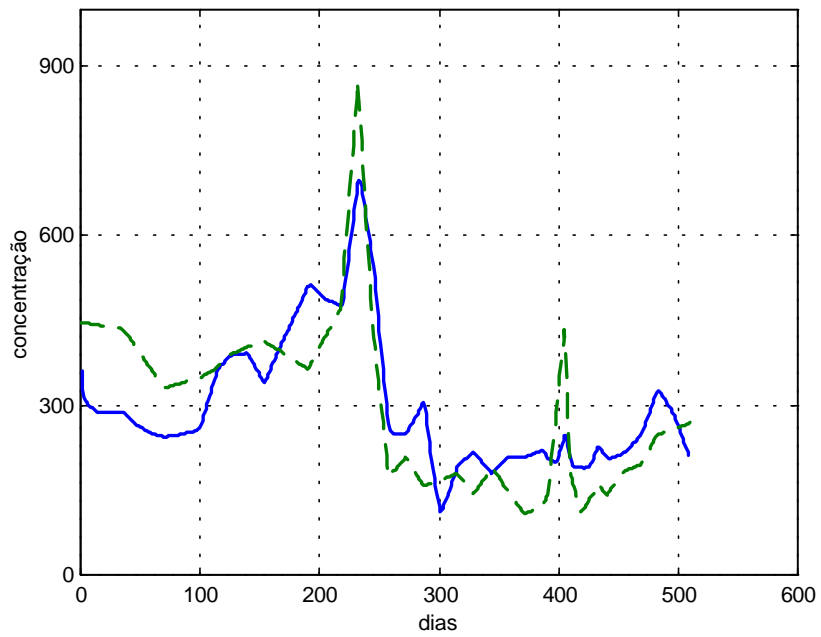


Figura C.3. Dinâmica da concentração do Nitrogênio total Kjeldhal da lagoa 4a. A curva em verde representa os dados das medições e a curva em azul é do modelo.

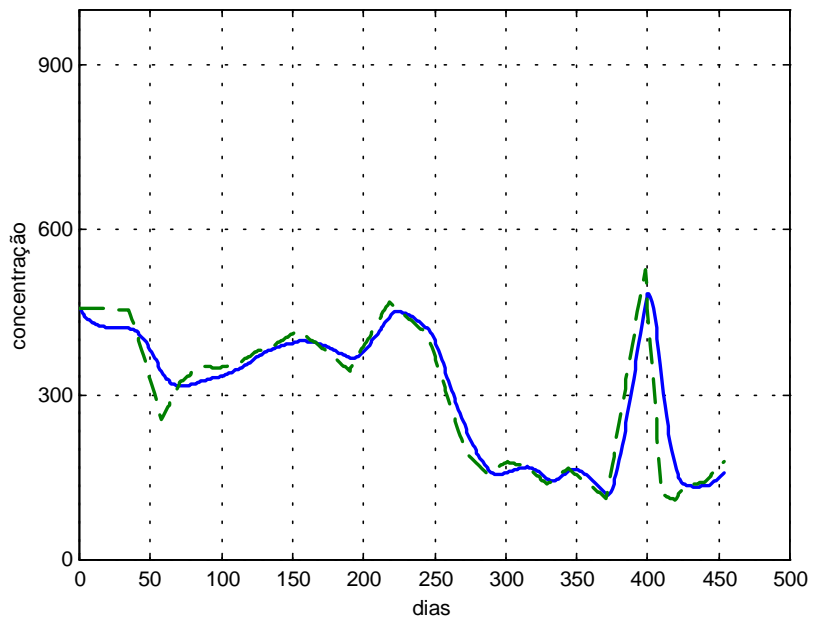


Figura C.4. Dinâmica da concentração do Nitrogênio total Kjeldhal da lagoa 4b. A curva verde representa os dados das medições e a curva azul é do modelo.

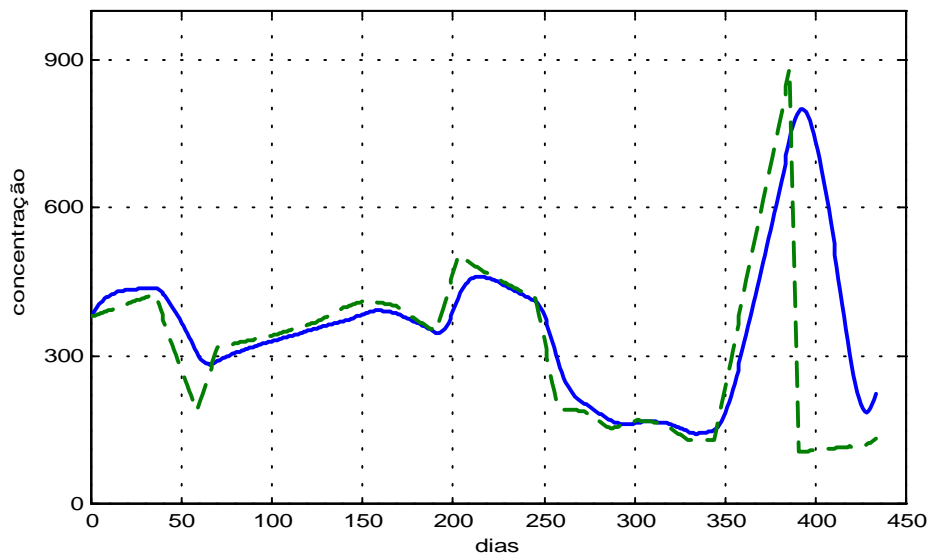


Figura C.5. Dinâmica da concentração do Nitrogênio total Kjeldhal da lagoa 4c. A curva em verde representa os dados das medições e a curva em azul é do modelo.

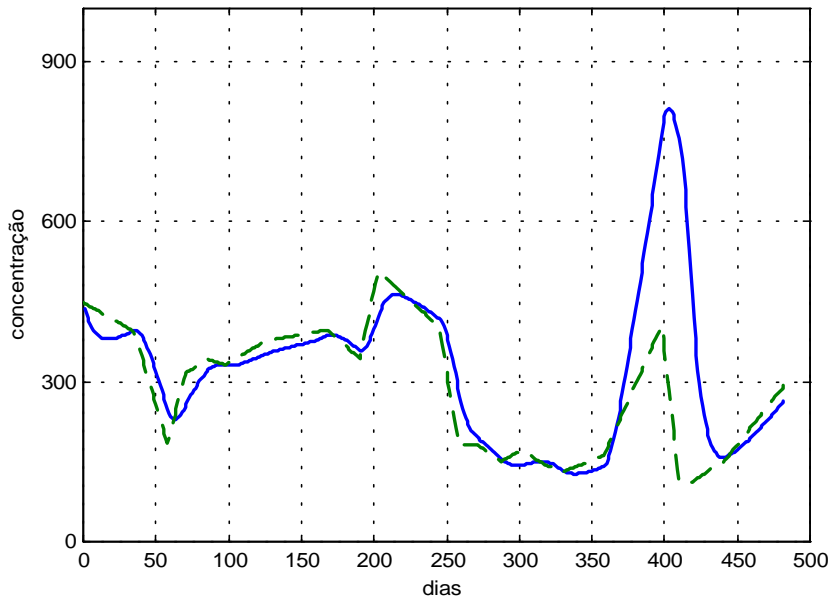


Figura C.6 Dinâmica da concentração do Nitrogênio total Kjeldhal da lagoa 4d. A curva em verde representa os dados das medições e a curva em azul é do modelo.

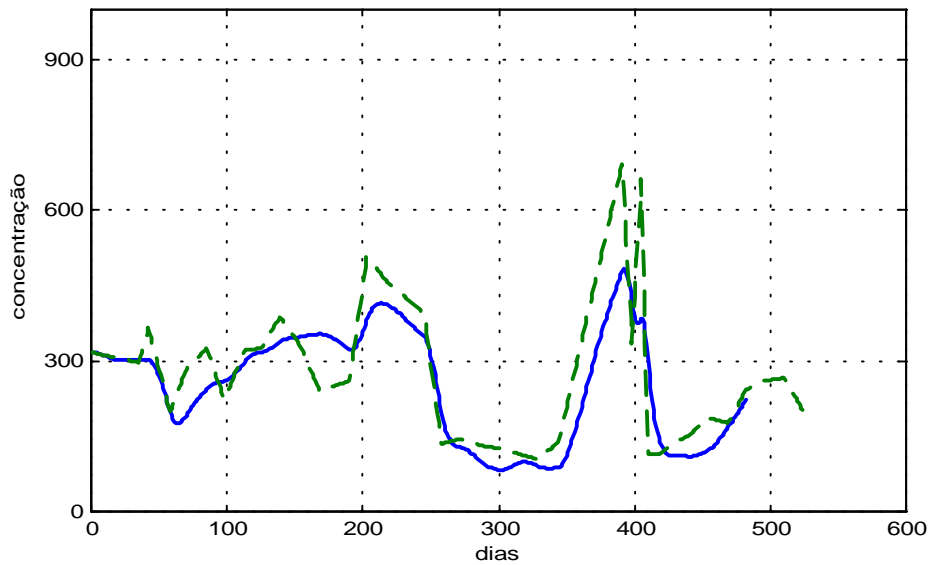


Figura C.7 Dinâmica da concentração do Nitrogênio total Kjeldhal da lagoa 4e. A curva em verde representa os dados das medições e a curva em azul é do modelo.

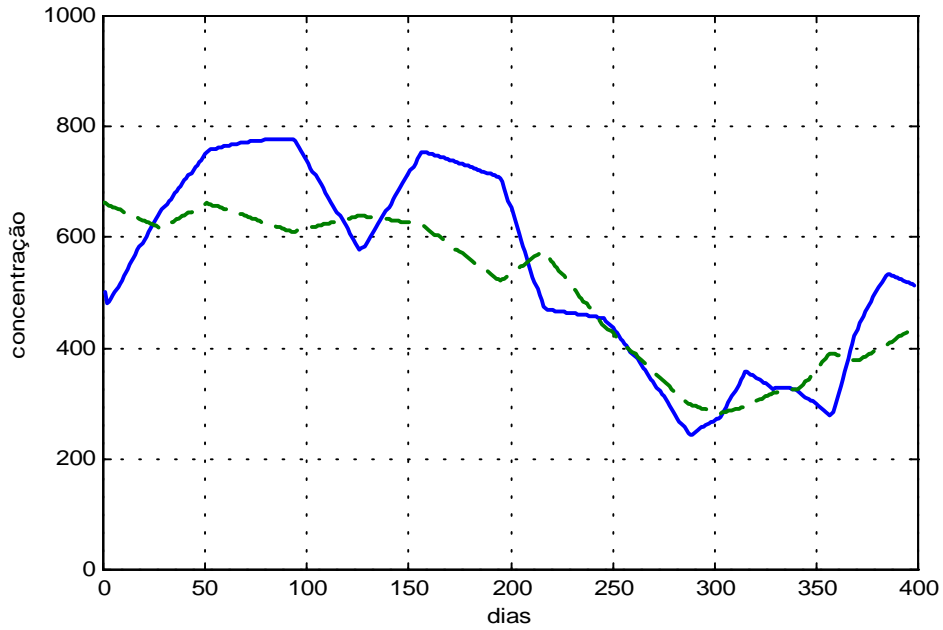


Figura C.8. Dinâmica da concentração do Nitrogênio total Kjeldhal da lagoa facultativa real (P5 e P6). A curva verde representa os dados das medições e a curva azul é do modelo.

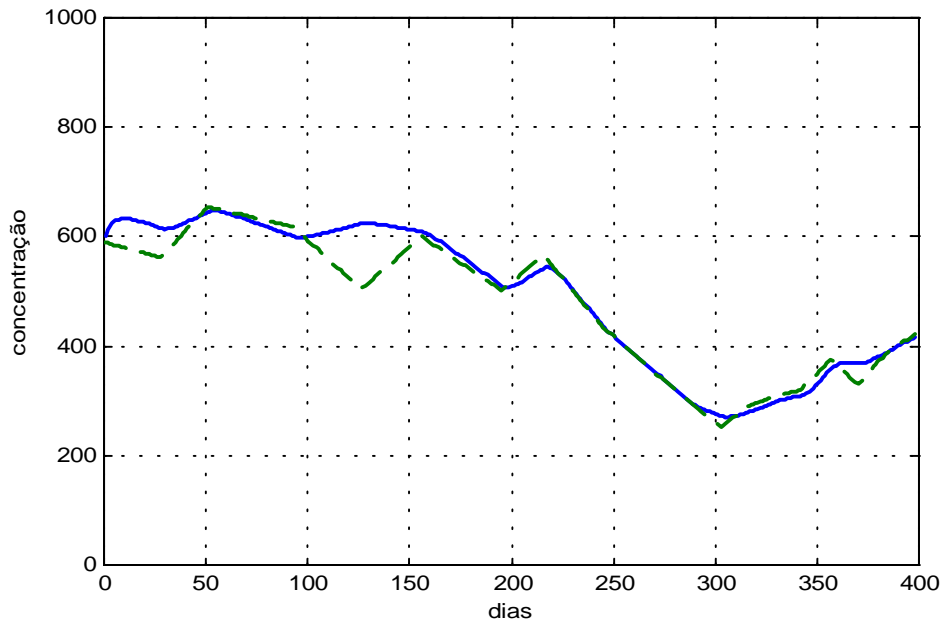


Figura C.9. Dinâmica da concentração do Nitrogênio total Kjeldhal da lagoa facultativa real (P6 e P7). A curva verde representa os dados das medições e a curva azul é do modelo.

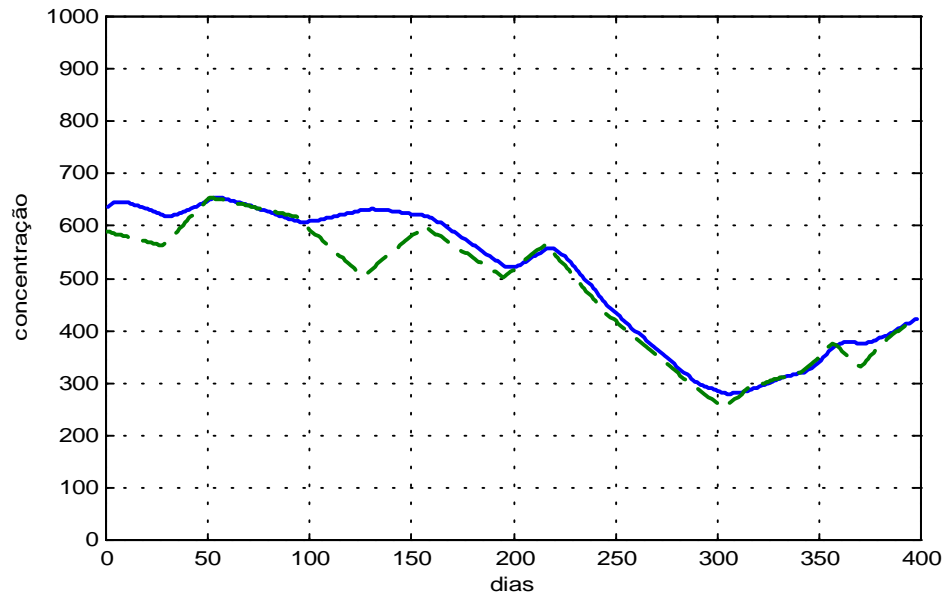


Figura C.10 Dinâmica da concentração do Nitrogênio total Kjeldhal (P7 e P8) da LF real. A curva verde representa os dados das medições e a curva azul é do modelo.

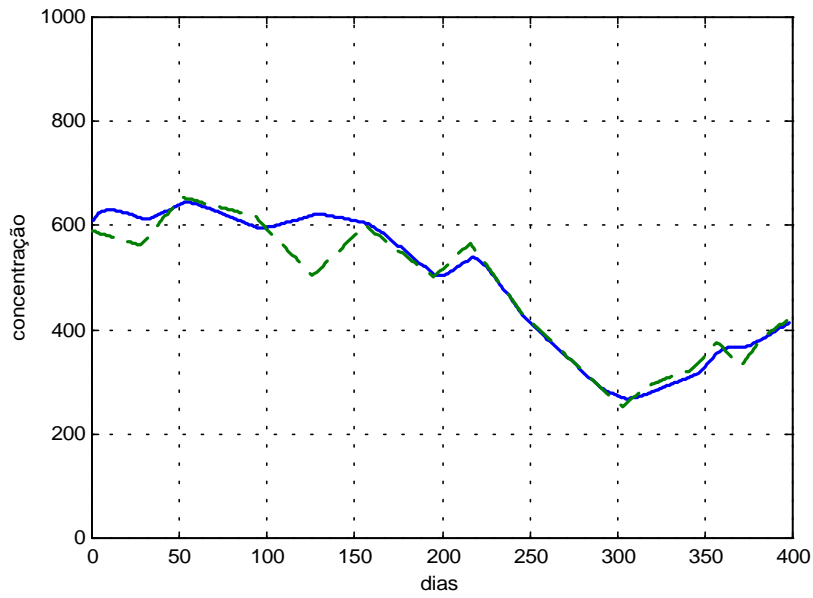


Figura C.11 Dinâmica da concentração do Nitrogênio total Kjeldhal (P8 e P9) da LF real. A curva verde representa os dados das medições e a curva azul é do modelo.

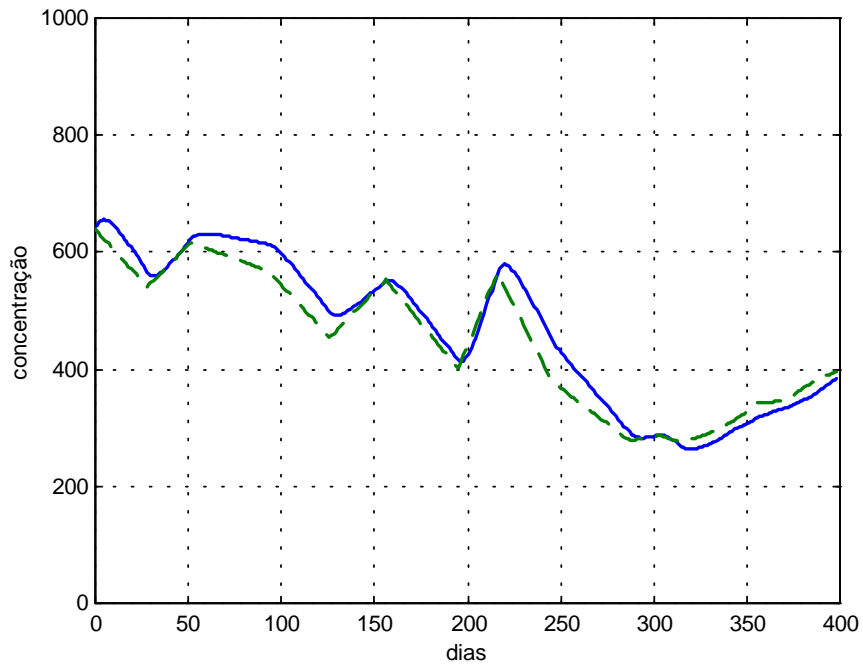


Figura C.12 Dinâmica da concentração do Nitrogênio total Kjeldhal (P9 e P10) da LF real. A curva verde representa os dados das medições e a curva azul é do modelo.

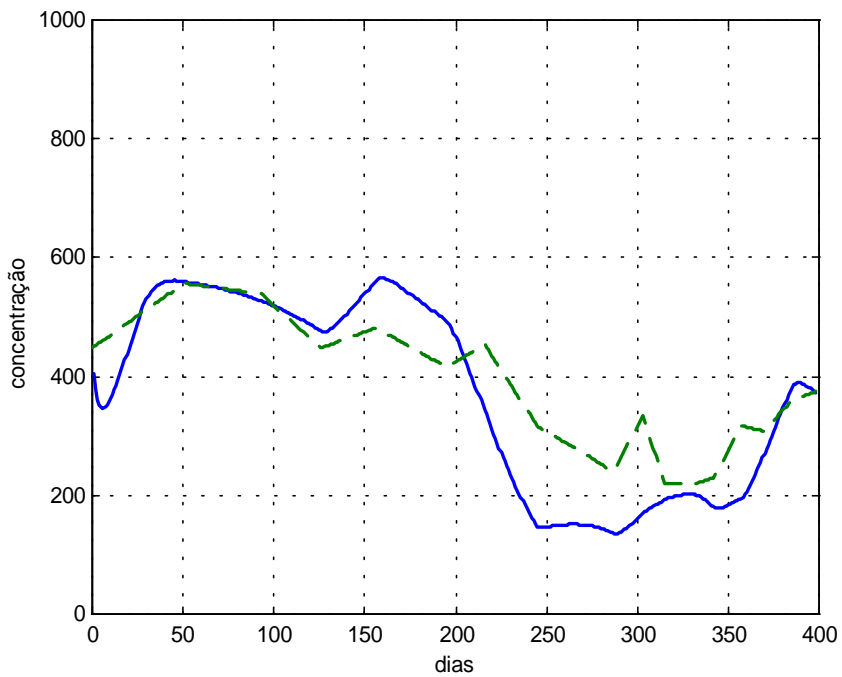


Figura C.13 Dinâmica da concentração do Nitrogênio total Kjeldhal (P10 e P12) da LF real. A curva verde representa os dados das medições e a curva azul é do modelo.

Curvas do desempenho do Fósforo total

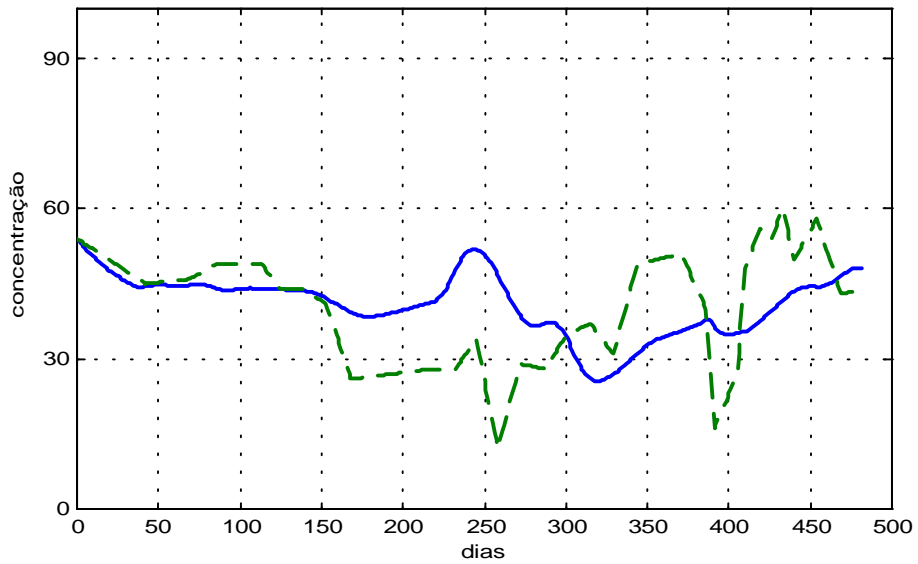


Figura C.14 Dinâmica da concentração do Fósforo total na Lagoa 1, a curva azul representa a simulação do modelo e a curva verde são os resultados das medições.

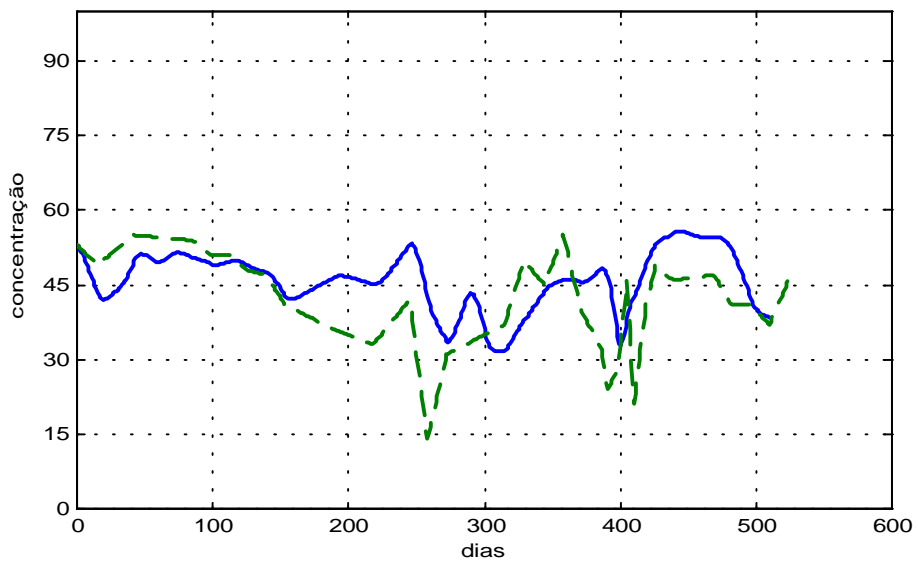


Figura C.15 Dinâmica da concentração do Fósforo total da lagoa 2a. A curva verde representa os dados das medições e a curva azul é do modelo.

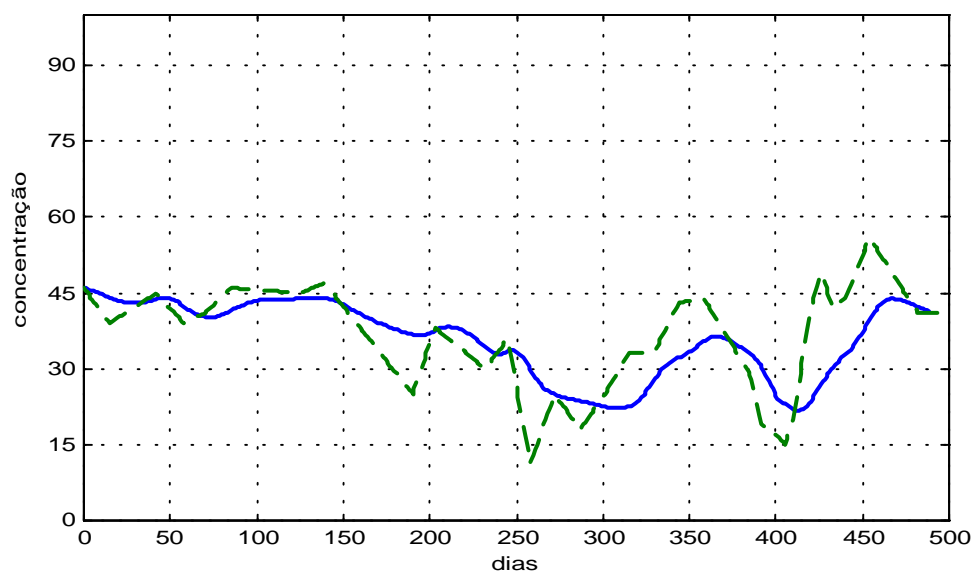


Figura C.16. Dinâmica da concentração do Fósforo total da lagoa 2b. A curva verde representa os dados das medições e a curva azul é do modelo.

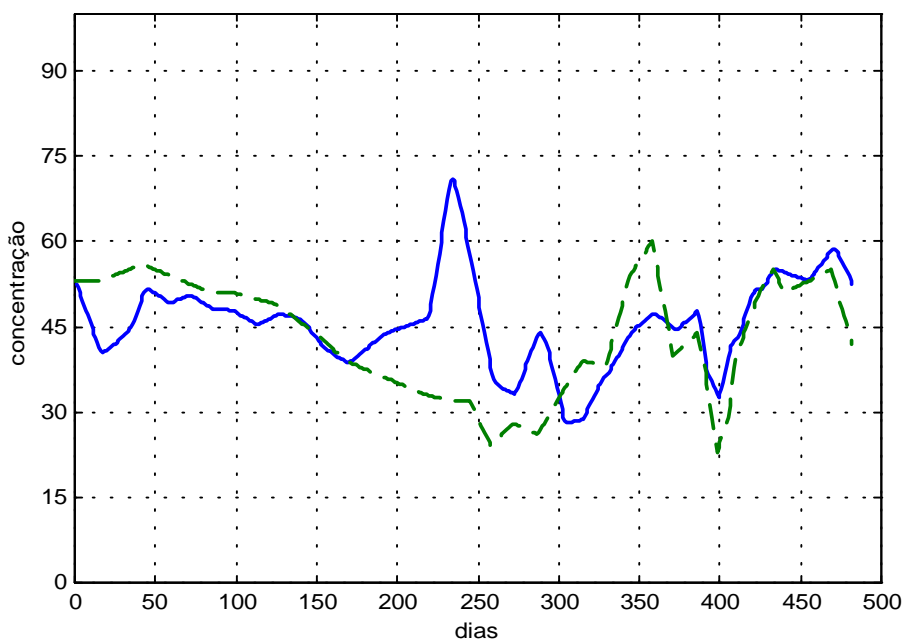


Figura C.17 Dinâmica da concentração do Fósforo total da lagoa 4a. A curva verde representa os dados das medições e a curva azul é do modelo.

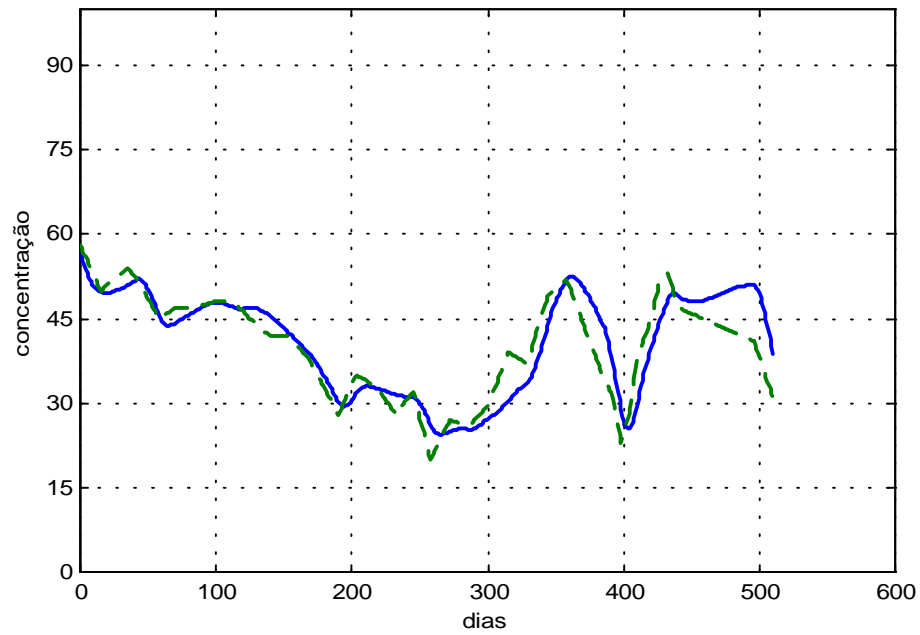


Figura C.18. Dinâmica da concentração do Fósforo total da lagoa 4b. A curva verde representa os dados das medições e a curva azul é do modelo.

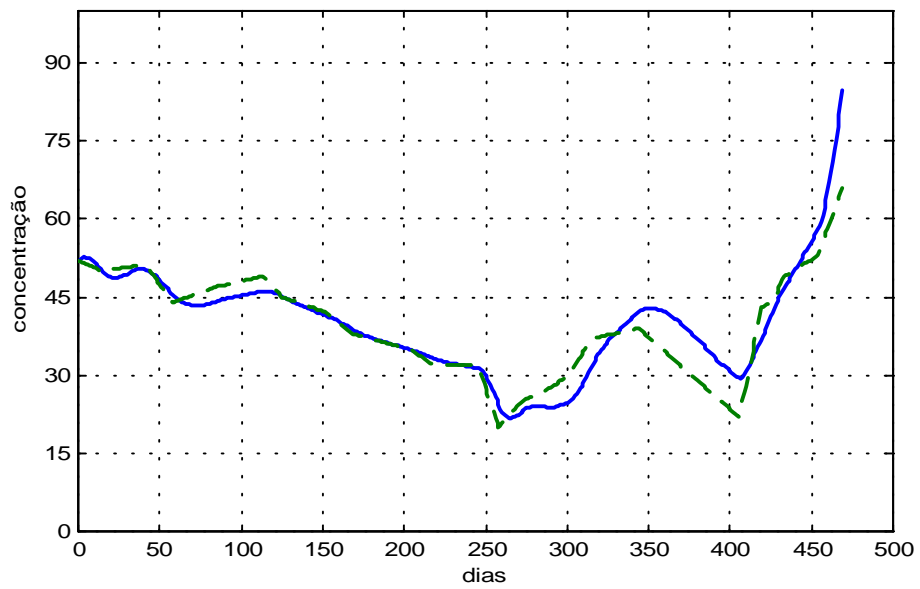


Figura C.19 Dinâmica da concentração do Fósforo total da lagoa 4c. A curva em verde representa os dados das medições e a curva em azul é do modelo.

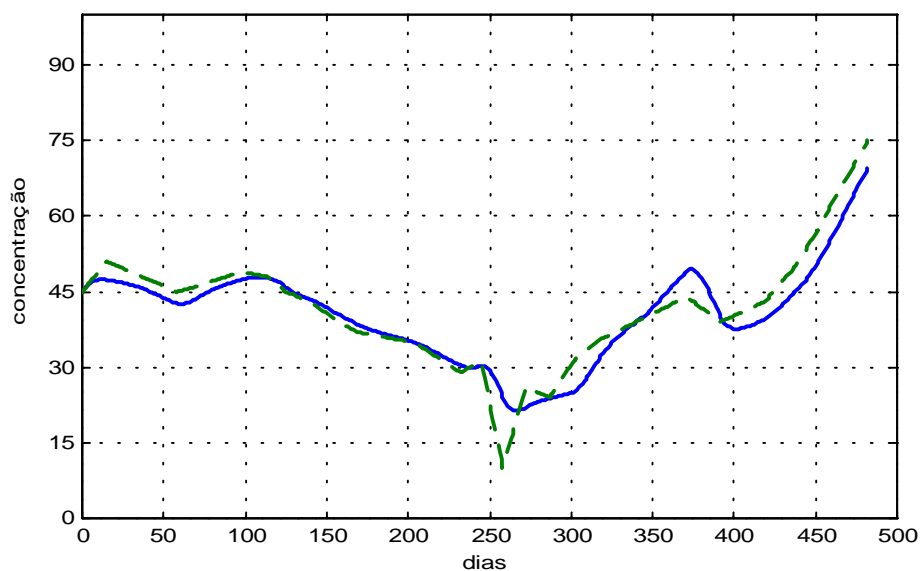


Figura C.20 Dinâmica da concentração do Fósforo total da lagoa 4d. A curva em verde representa os dados das medições e a curva em azul é do modelo.

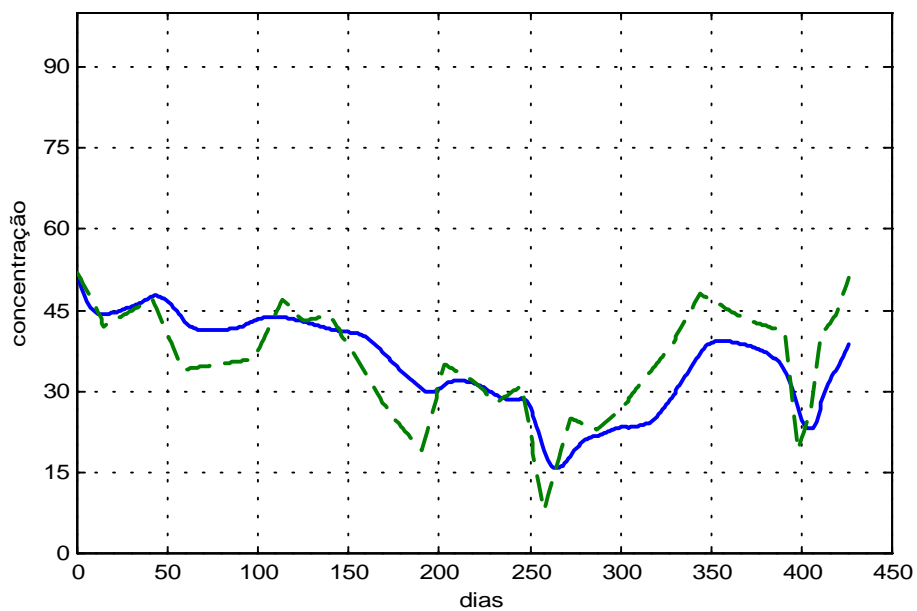


Figura C.21 Dinâmica da concentração do Fósforo total da lagoa 4e. A curva em verde representa os dados das medições e a curva em azul é do modelo.

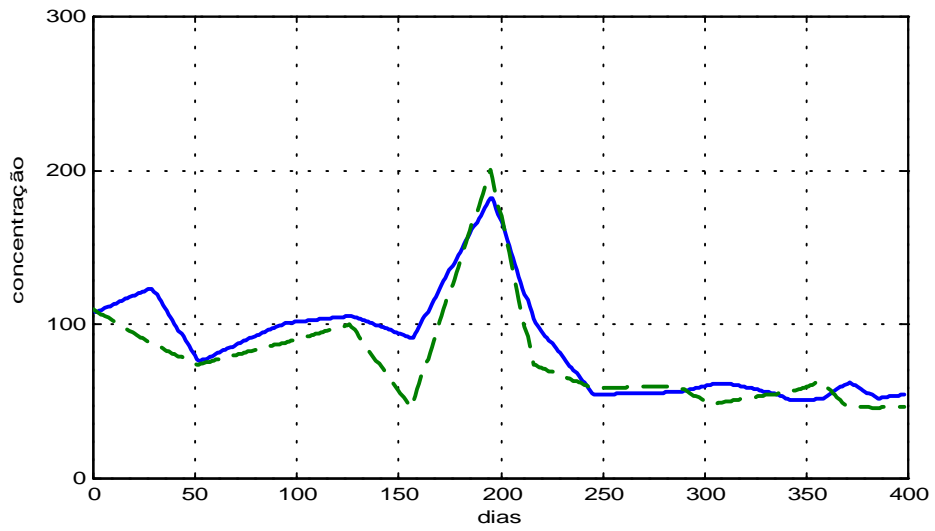


Figura C.22. Dinâmica da concentração do Fósforo total da lagoa facultativa real (P5 e P6). A curva verde representa os dados das medições e a curva azul é do modelo.

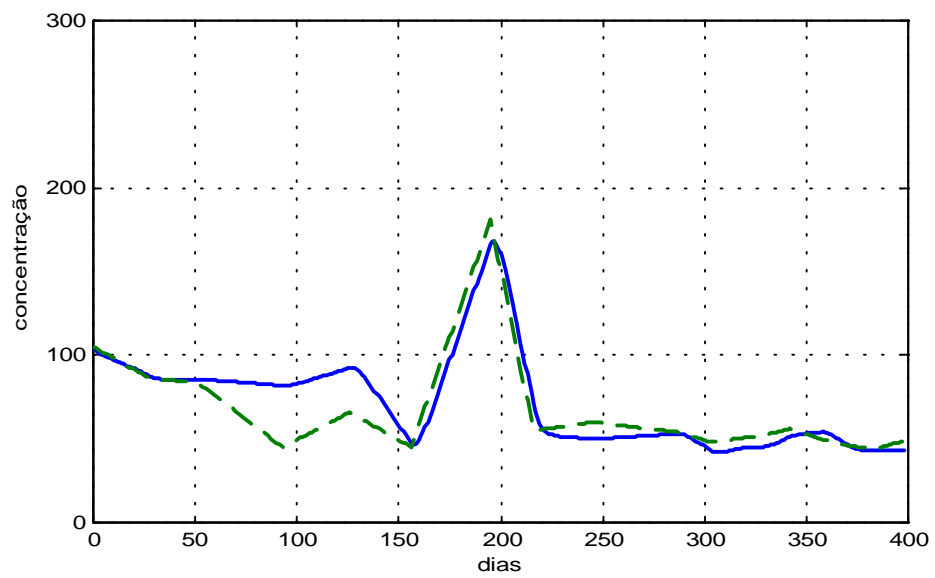


Figura C.23. Dinâmica da concentração do Fósforo total da lagoa facultativa real (P6 e P7). A curva verde representa os dados das medições e a curva azul é do modelo.

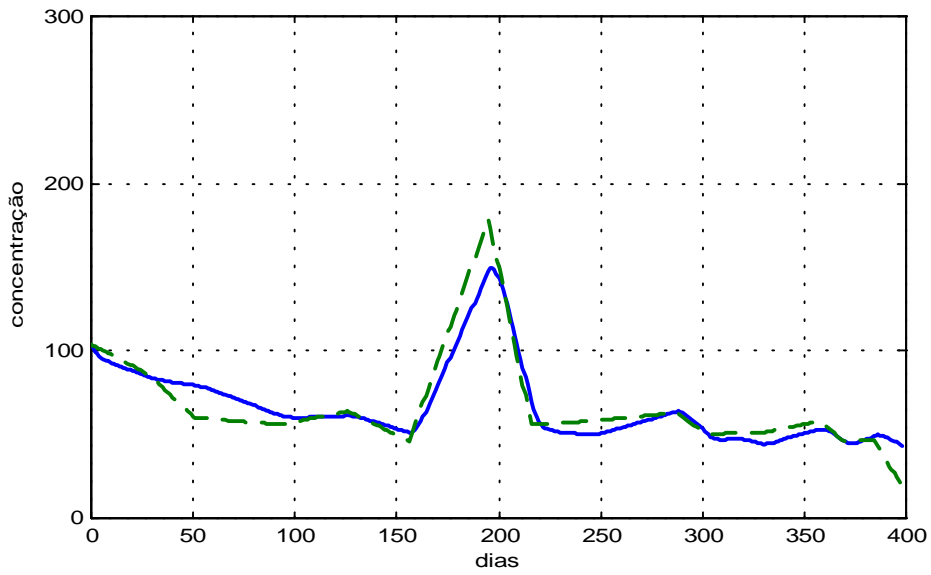


Figura C.24 Dinâmica da concentração do Fósforo total (P7 e P8) da LF real. A curva verde representa os dados das medições e a curva azul é do modelo.

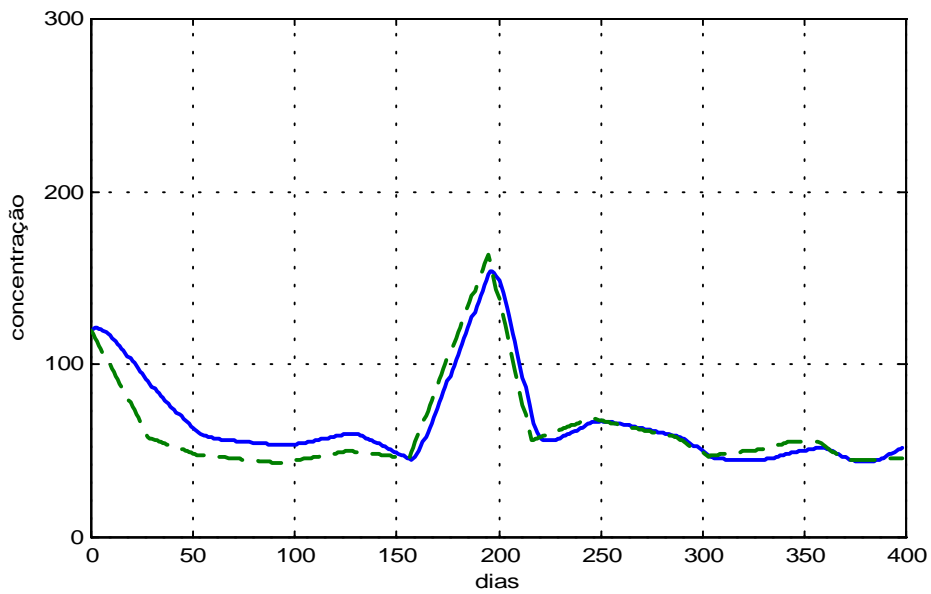


Figura C.25 Dinâmica da concentração do Fósforo total (P8 e P9) da LF real. A curva verde representa os dados das medições e a curva azul é do modelo.

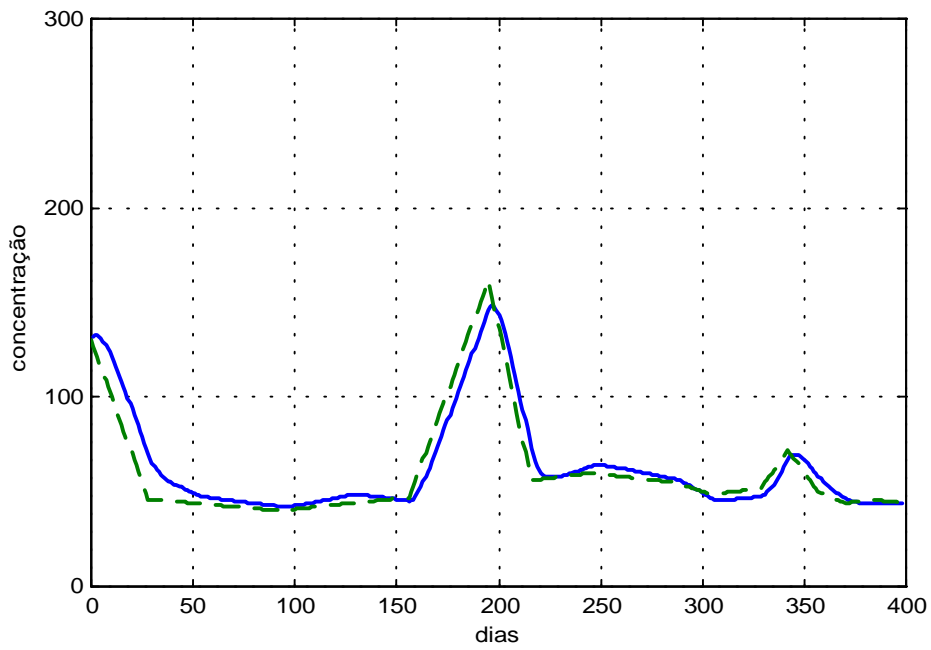


Figura C.26 Dinâmica da concentração do Fósforo total (P9 e P10) da LF real. A curva verde representa os dados das medições e a curva azul é do modelo.

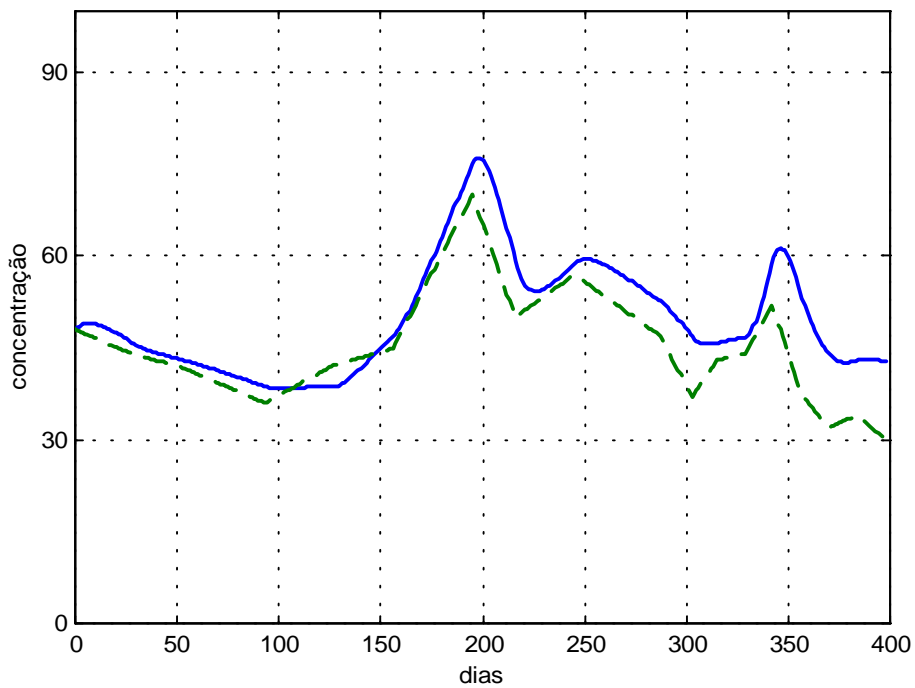


Figura C.27 Dinâmica da concentração do Fósforo total (P10 e P12) da LF real. A curva verde representa os dados das medições e a curva azul é do modelo.

Anexo D

Tabela D.1.1.Dados Climatológicos obtidos no município de Concórdia, SC, no período de maio/99 a junho/01

| Dia/m/ano | Temperatura °C | | | Umidade Rel.% | | | Precip. mm | Km Total | Ventilação | | Dir | Radiação Cal/cm ² /min | Sol hh:mm | | |
|-----------|----------------|------|------|---------------|-------|-------|------------|----------|------------|-----|-----|-----------------------------------|-----------|-------|-------|
| | Max | Min | xMax | xMin | Média | Ampli | | | Max | Min | | | | Média | m/s |
| 11/05/99 | 23 | 12 | 21,3 | 14,6 | 16,5 | 6,7 | 90 | 69 | 83 | 1 | NA | 1,6 | VR | NA | 05:00 |
| 08/06/99 | 20,5 | 6,2 | 19 | 10,4 | 14,2 | 8,6 | 90 | 66 | 81,6 | 0 | NA | 1,3 | SE | NA | 03:00 |
| 01/06/99 | 20,5 | 9 | 20,5 | 9,1 | 15,9 | 11,4 | 90 | 66 | 78 | 0 | NA | 1 | VR | NA | 00:00 |
| 12/08/99 | 23 | 11,4 | 21,3 | 11,9 | 16,6 | 9,4 | 95 | 60 | 79 | 0 | NA | 1 | NE | NA | 04:00 |
| 14/09/99 | 17,5 | 14,4 | 16,5 | 15,1 | 15,7 | 1,4 | 97 | 90 | 94,6 | 31 | NA | 2 | VR | NA | 00:00 |
| 14/10/99 | 17,5 | 14,4 | 16,5 | 15,1 | 15,7 | 1,4 | 97 | 90 | 94,6 | 31 | NA | 2 | VR | NA | 00:00 |
| 22/11/99 | 29 | 14,2 | 27,5 | 15,8 | 21,6 | 11,7 | 69 | 52 | 62,6 | 6 | NA | 1 | VR | NA | 10:55 |
| 13/12/99 | 28 | 17 | 26,1 | 19,2 | 23,2 | 6,9 | 77 | 65 | 72,6 | 21 | NA | 1,6 | VR | NA | 03:45 |
| 11/01/00 | 30 | 13 | 26,8 | 16,3 | 21,6 | 10,5 | 92 | 84 | 89 | 21 | NA | 1,3 | VR | NA | 04:00 |
| 26/01/00 | 27 | 20 | 23,3 | 20,6 | 21,9 | 2,7 | 82 | 45 | 60,6 | 0 | NA | 2,3 | VR | NA | 11:50 |
| 15/02/00 | 23,5 | 18,4 | 23,1 | 19,2 | 20,6 | 3,9 | 91 | 84 | 88,6 | 8 | NA | 2 | VR | NA | 00:00 |
| 22/02/00 | 28,5 | 18 | 25,6 | 19,3 | 22,3 | 6,3 | 91 | 65 | 77,3 | 0 | NA | 1 | VR | NA | 04:00 |
| 09/03/00 | 27,5 | 12,4 | 26 | 15,8 | 20,9 | 10,2 | 67 | 52 | 62 | 0 | NA | 1,3 | VR | NA | 10:00 |
| 21/03/00 | 29,5 | 15 | 27,6 | 17,3 | 22,1 | 10,3 | 76 | 44 | 62,6 | 0 | NA | 1,3 | NE | NA | 08:40 |
| 04/04/00 | 25 | 13,2 | 24,6 | 16,1 | 20,3 | 8,5 | 82 | 57 | 68,6 | 0 | NA | 1,6 | VR | NA | 00:40 |
| 17/04/00 | 26 | 17,8 | 21,6 | 18,3 | 19,6 | 3,3 | 96 | 91 | 94 | 50 | NA | 1,3 | SE | NA | 00:00 |
| 02/05/00 | 23 | 15 | 21,6 | 17,2 | 19,1 | 4,4 | 82 | 74 | 77 | 15 | NA | 1,3 | VR | NA | 03:30 |
| 15/05/00 | 25,5 | 10,6 | 25 | 14,5 | 18,7 | 10,5 | 95 | 64 | 83,3 | 0 | NA | 1 | VR | NA | 05:00 |
| 29/05/00 | 17,5 | 3 | 14,3 | 5,7 | 9,2 | 8,6 | 88 | 56 | 77 | 0 | NA | 1 | VR | NA | 06:35 |
| 12/06/00 | 23,5 | 11 | 21 | 13,3 | 16,8 | 7,7 | 95 | 76 | 84,3 | 0 | NA | 1 | VR | NA | 02:30 |
| 27/06/00 | 21,5 | 12 | 19,1 | 13,3 | 17,1 | 5,8 | 95 | 83 | 89,6 | 0 | NA | 1 | VR | NA | 03:45 |
| 19/07/00 | 12 | 4,6 | 11,8 | 5,5 | 6,2 | 6,3 | 94 | 70 | 84,3 | 0 | NA | 2 | VR | NA | 07:30 |
| 01/08/00 | 24 | 10 | 22,8 | 13 | 16,9 | 9,8 | 95 | 56 | 74,6 | 0 | NA | 2,3 | S | NA | 04:30 |
| 16/08/00 | 21 | 4 | 20,1 | 5,2 | 11,8 | 14,9 | 88 | 56 | 74,3 | 0 | NA | 1,3 | VR | NA | 08:20 |
| 30/08/00 | 25,5 | 4,6 | 21,8 | 9 | 16,3 | 12,8 | 76 | 39 | 58 | 0 | NA | 2,3 | S | NA | 07:20 |
| 12/09/00 | 20 | 14 | 18,3 | 16 | 16 | 2,3 | 95 | 90 | 93,3 | 73 | NA | 2,6 | VR | NA | 00:00 |
| 25/09/00 | 16,5 | 3,6 | 15,5 | 5,6 | 9,6 | 9,9 | 69 | 52 | 61,6 | 0 | NA | 1,6 | VR | NA | 10:00 |
| 09/10/00 | 32,4 | 13,8 | 29,5 | 18,6 | 24,6 | 10,9 | 75 | 37 | 54,6 | 0 | NA | 1 | VR | NA | 09:00 |
| 24/10/00 | 28 | 19 | 26,1 | 21 | 22,6 | 5,1 | 91 | 77 | 86,3 | 1 | NA | 1,3 | VR | NA | 01:30 |
| 07/11/00 | 31,5 | 17,2 | 29,1 | 22,2 | 25,6 | 6,9 | 64 | 48 | 54,3 | 0 | NA | 1,3 | VR | NA | 11:30 |
| 21/11/00 | 28 | 18 | 26,5 | 20,1 | 22,4 | 6,4 | 86 | 53 | 67,6 | 8 | NA | 1,3 | VR | NA | 07:40 |
| 06/12/00 | 27 | 15 | 24,6 | 16,7 | 20 | 7,9 | 82 | 59 | 69 | 0 | NA | 1,3 | VR | NA | 09:45 |
| 20/12/00 | 31,5 | 14 | 29,6 | 18,2 | 22,5 | 11,4 | 91 | 44 | 68,3 | 0 | NA | 1,3 | VR | NA | 09:00 |
| 03/01/01 | 32,5 | 19 | 30,5 | 22 | 26,1 | 8,5 | 78 | 51 | 69 | 0 | NA | 1,3 | NE | NA | 11:00 |
| 16/01/01 | 29 | 19 | 24,8 | 19,5 | 21,8 | 5,3 | 92 | 91 | 91,3 | 9 | NA | 1 | VR | NA | 04:00 |

Continuação tabela D.1.

| | | | | | | | | | | | | | | | |
|----------|------|------|------|------|------|------|----|----|------|----|----|-----|----|----|-------|
| 31/01/01 | 25 | 14,8 | 24,1 | 18,5 | 21,4 | 5,6 | 96 | 92 | 94,6 | 13 | NA | 1 | S | NA | 00:30 |
| 12/02/01 | 31 | 16 | 28,5 | 20,4 | 24,3 | 8,1 | 92 | 85 | 89,6 | 7 | NA | 1,3 | VR | NA | 04:45 |
| 28/02/01 | 31,5 | 18 | 30,3 | 19,5 | 24,1 | 10,8 | 96 | 67 | 80 | 0 | NA | 2,3 | VR | NA | 10:00 |
| 12/03/01 | 30,5 | 15,6 | 29,6 | 18,4 | 24,4 | 11,2 | 70 | 44 | 59 | 0 | NA | 1,6 | VR | NA | 08:00 |
| 26/03/01 | 26,5 | 14,2 | 25,1 | 18,3 | 21,4 | 6,8 | 91 | 84 | 88,6 | 7 | NA | 1,6 | SW | NA | 02:00 |
| 09/04/01 | 27,5 | 13 | 26,1 | 17 | 20,8 | 9,1 | 96 | 78 | 88,3 | 33 | NA | 1 | E | NA | 00:00 |
| 24/04/01 | 23,5 | 16 | 22,5 | 16,9 | 18 | 5,6 | 95 | 91 | 93,6 | 49 | NA | 1 | SE | NA | 00:15 |
| 07/05/01 | 22,5 | 5,4 | 18,5 | 8,2 | 11,9 | 10,3 | 95 | 56 | 81,6 | 0 | NA | 1 | VR | NA | 08:30 |
| 21/05/01 | 16 | 9 | 15,1 | 10,6 | 14,1 | 4,5 | 95 | 90 | 93,3 | 24 | NA | 1,3 | VR | NA | 00:00 |
| 04/06/01 | 26 | 13 | 25 | 15,3 | 18,4 | 9,7 | 95 | 64 | 83,3 | 0 | NA | 1 | VR | NA | 07:00 |
| 18/06/01 | 13 | 7 | 11,6 | 8,6 | 8,8 | 3 | 94 | 62 | 77,3 | 0 | NA | 1 | SE | NA | 03:00 |

Fonte: Estação Agrometeorológica da Embrapa – Centro Nacional de Pesquisa de Suínos e Aves – CNPSA.

Anexo E

Tabela E.1. Resultados em cada ponto de coleta (Pi) e eficiência de remoção obtida em cada compartimento (Ci) da lagoa facultativa 1, sem chicana (n=36).

| Pontos coleta | pH | Temp. °C | OD mg/L | ST mg/L | SF mg/L | SV mg/L |
|---------------|-----------|------------|----------|-----------|----------|-----------|
| P1A (afi) | 8,35±0,29 | 21,10±4,20 | 0,58±0,8 | 2608±1151 | 1628±331 | 1033±1061 |
| P2A (efl) | 8,40±0,33 | 21,50±4,12 | 0,73±1,1 | 1771±564 | 1154±439 | 892±1470 |
| Efic.(%) | - | - | - | 32 | 29 | 13,6 |

Continuação da tabela E.1.

| Pontos coleta | DQO mg/L | NTK mg/L | PT mg/L | CT NMP/100ml | CF NMP/100ml |
|---------------|----------|----------|---------|------------------|------------------|
| P1A (afi) | 1089±432 | 614±151 | 63±12 | 7,9E+02 ±1,3E+03 | 5,5E+02 ±1,1E+03 |
| P2A (efl) | 792±278 | 304±191 | 42±13 | 7,3E+01 ±1,3E+03 | 4,1E+01 ±5,0E+02 |
| Efic.(%) | 27 | 50,4 | 33 | 90,7 | 92,5 |

Tabela E.2. Resultados em cada ponto de coleta (Pi) e eficiência de remoção obtida em cada compartimento (Ci) da lagoa facultativa 2, com 1 chicana (n= 36).

| Pontos coleta | pH | Temp. °C | OD mg/L | ST mg/L | SF mg/L | SV mg/L |
|---------------|-----------|------------|----------|-----------|----------|-----------|
| P1A (afi) | 8,35±0,29 | 21,10±4,20 | 0,58±0,8 | 2608±1151 | 1628±331 | 1033±1061 |
| P3A (efl) | 8,39±0,35 | 20,8±4,1 | 0,78±1,2 | 1877±737 | 1108±479 | 821±594 |
| Efic.C1(%) | - | - | - | 28 | 32 | 20,5 |
| P4A(efl) | 8,4±0,4 | 20,8±4 | 0,7±1,2 | 1840±680 | 1118±491 | 723±482 |
| Efic.C2(%) | - | - | - | 1,9 | -0,9 | 11,9 |
| Total LF2 | - | - | - | 29,5 | 31,3 | 30 |
| Efic.(%) | - | - | - | - | - | - |

Continuação da tabela E.2.

| Pontos Coleta | DQO mg/L | NTK mg/L | PT mg/L | CT NMP/100ml | CF NMP/100ml |
|---------------|----------|----------|---------|------------------|------------------|
| P1A (afi) | 1089±432 | 614±151 | 63±12 | 7,9E+02 ±1,3E+03 | 5,5E+02 ±1,1E+03 |
| P3A (efl) | 824±341 | 320±176 | 41±11 | 4,2E+01 ±1,3E+03 | 2,1E+01 ±8,4E+02 |
| Efic.C1(%) | 24,3 | 47,9 | 34,9 | 94,7 | 96,2 |
| P4A | 663±228 | 303±182 | 38±11 | 7,7E+01±1,4E+03 | 4,9E+01±4,9E+02 |
| Efic.C2(%) | 19,5 | 5,3 | 7,3 | -83 | -133 |
| Total LF2 | 39 | 50,6 | 39,7 | 90,3 | 91 |
| Efic.(%) | - | - | - | - | - |

Tabela E.3. Resultados em cada ponto de coleta (Pi) e eficiência de remoção obtida em cada compartimento (Ci) da lagoa facultativa 3, com 2 chicanas (n= 36).

| Pontos Coleta | pH | Temp. °C | OD mg/L | ST mg/L | SF mg/L | SV mg/L |
|---------------|-----------|------------|----------|-----------|----------|-----------|
| P1A (afi) | 8,35±0,29 | 21,10±4,20 | 0,58±0,8 | 2608±1151 | 1628±331 | 1033±1061 |
| P5A (efl) | 8,4±0,3 | 19,9±4,2 | 0,8±1,1 | 1844±922 | 1078±400 | 796±882 |
| Efic.C1(%) | - | - | - | 29,3 | 33,8 | 22,9 |
| P6A(efl) | 8,3±0,28 | 19,9±3,8 | 0,46±0,9 | 2170±566 | 1504±420 | 666±173 |
| Efic.C2(%) | - | - | - | -17,7 | -39,5 | 16,3 |
| P7A(efl) | 8,38±0,35 | 20,6±3,7 | 0,74±1,1 | 1852±674 | 1119±509 | 709±517 |
| Efic.C3(%) | - | - | - | 14,6 | 25,6 | -6,4 |
| Total LF3 | - | - | - | 29 | 31,3 | 31,4 |
| Efic.(%) | - | - | - | - | - | - |

Continuação da tabela E.3.

| Pontos Coleta | DQO mg/L | NTK mg/L | PT mg/L | CT NMP/100ml | CF NMP/100ml |
|---------------|----------|----------|----------|------------------|------------------|
| P1A (afI) | 1089±432 | 614±151 | 63±12 | 7,9E+02 ±1,3E+03 | 5,5E+02 ±1,1E+03 |
| P5A (efI) | 737±238 | 294±183 | 42±14 | 6,6E+01±6,4E+02 | 2,8E+01±5,8E+02 |
| Efic.C1(%) | 32,3 | 52,1 | 33 | 91,6 | 94,9 |
| P6A(efI) | 716±202 | 365±124 | 42,7±9,4 | - | - |
| Efic.C2(%) | 2,9 | -24 | -1,7 | | |
| P7A(efI) | 660±215 | 302±199 | 39±10 | 6,1E+01±4E+02 | 1,9E+01±3,5E+02 |
| Efic.C3(%) | 7,8 | 17,3 | 8,7 | - | - |
| Total LF3 | 39,4 | 50,8 | 38 | 92,3 | 96,4 |
| Efic.(%) | | | | | |

Tabela E.4. Resultados em cada ponto de coleta (Pi) e eficiência de remoção obtida em cada compartimento (Ci) da lagoa facultativa 4, com 4 chicanas (n= 36).

| Pontos Coleta | pH | Temp. °C | OD mg/L | ST mg/L | SF mg/L | SV mg/L |
|---------------|-----------|------------|----------|-----------|----------|-----------|
| P1A (afI) | 8,35±0,29 | 21,10±4,20 | 0,58±0,8 | 2608±1151 | 1628±331 | 1033±1061 |
| P8A (efI) | 8,34±0,32 | 21,4±4,1 | 0,7±1,3 | 1892±702 | 1210±517 | 689±440 |
| Efic.C1(%) | - | - | - | 27,5 | 25,7 | 33,3 |
| P9A(efI) | 8,36±0,3 | 21,3±4 | 0,68±1,1 | 2015±1429 | 1176±491 | 878±1439 |
| Efic.C2(%) | - | - | - | -6,5 | 2,8 | -27,3 |
| P10A(efI) | 8,37±0,36 | 21±3,9 | 0,63±0,9 | 1876±850 | 1159±513 | 780±646 |
| Efic.C3(%) | - | - | - | 6,9 | 1,5 | 11 |
| P11A(efI) | 8,4±0,3 | 20,6±4,1 | 0,68±1,1 | 1840±610 | 1175±462 | 670±223 |
| Efic.C4(%) | - | - | - | 1,9 | -1,4 | 14,1 |
| P12A(efI) | 8,3±0,3 | 20,5±3,9 | 0,63±0,9 | 1788±724 | 1244±916 | 690±526 |
| Efic.C5(%) | - | - | - | 2,8 | -5,8 | -3 |
| Total LF4 | - | - | - | 31,4 | 23,6 | 33,2 |
| Efic.(%) | | | | | | |

Continuação da tabela E.4.

| Pontos coleta | DQO mg/L | NTK mg/L | PT mg/L | CT NMP/100ml | CF NMP/100ml |
|---------------|----------|----------|---------|------------------|------------------|
| P1A (afI) | 1089±432 | 614±151 | 63±12 | 7,9E+02 ±1,3E+03 | 5,5E+02 ±1,1E+03 |
| P8A (efI) | 791±215 | 291±160 | 43±10 | 7,6E+01±6,7E+02 | 2,3E+01±6,2E+02 |
| Efic.C1(%) | 27,4 | 52,6 | 31,7 | 90,4 | 95,8 |
| P9A(efI) | 729±290 | 350±210 | 42,4±15 | - | - |
| Efic.C2(%) | 7,8 | -20 | 1,4 | | |
| P10A(efI) | 701±325 | 326±196 | 42±11 | - | - |
| Efic.C3(%) | 3,8 | 6,9 | 0,9 | | |
| P11A(efI) | 740±364 | 303±164 | 44±16 | - | - |
| Efic.C4(%) | -5,4 | 7 | -4,8 | | |
| P12A(efI) | 857±1495 | 304±195 | 37±13 | 9,0E+01±6,5E+02 | 5,7E+01±3,8E+02 |
| Efic.C5(%) | -15,8 | -0,3 | 15,9 | - | - |
| Total LF4 | 21,3 | 50,5 | 41,3 | 88,6 | 89,6 |
| Efic.(%) | | | | | |

Anexo F

Cálculos da potência do aerador. (von Sperling, 1996a)

Tempo de retenção hidráulico: 24 dias

Profundidade: 0,85m

Vazão afluyente: 3 m³/d

DBO₅ afluyente: S_o = 778 mg/L (valores médios de Medri, 1997)

Temperatura: 23° C

a) Estimativa de DBO solúvel efluente: K=0,7

$$\text{DBO solúvel: } S = S_o / (1 + k.t) \quad S = 778 / (1 + 0,7 \times 24) \quad S = 43,71 \text{ mg/L}$$

b) Estimativa de DBO particulada efluente:

SS efluente: 223 mg/L (análise de março/00)

$$\text{DBO particulada} = 0,35 \times 223 = 78,05 \text{ mg DBO}_5/\text{L}$$

c) DBO total efluente: 43,71 + 78,05 = 121,76 mg/L

d) Eficiência de remoção de DBO: $(S_o - S) / S_o = 94,38\%$

e) Volume requerido = 24 x 3 = 72 m³

f) Requisitos de Oxigênio:

$$\text{RO} = a.Q.(S_o - S) \quad \text{RO} = 1 \times 3 \times (778 - 43,71) \quad \text{RO} = 2,20 \text{ kg O}_2/\text{d} = 0,09 \text{ kg O}_2/\text{h}$$

g) Requisitos de energia:

$$\text{EO campo} = 0,60 \times 1,8 = 1,1 \text{ kg O}_2/\text{kWh}$$

h) Potência requerida:

$$\text{Pot} = \text{RO}/\text{EO campo} = 0,09/1,1 = 0,08 \text{ kW} = 0,1 \text{ CV}$$

i) Densidade de potência média: $\varphi = \text{Pot}/V = 80\text{W}/72\text{m}^3 = 1,1 \text{ W/m}^3$.