

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL

IRIA SARTOR ARAUJO

**AVALIAÇÃO DE LAGOAS FACULTATIVA AERADA E DE MATURAÇÃO,
EM ESCALA REAL, COMO ETAPAS SECUNDÁRIA E TERCIÁRIA DE SISTEMA DE
TRATAMENTO DE DEJETOS SUÍNOS**

Florianópolis, SC

Abril - 2007

IRIA SARTOR ARAUJO

**AVALIAÇÃO DE LAGOAS FACULTATIVA AERADA E DE MATURAÇÃO,
EM ESCALA REAL, COMO ETAPAS SECUNDÁRIA E TERCIÁRIA DE SISTEMA DE
TRATAMENTO DE DEJETOS SUÍNOS**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina, como requisito parcial para a obtenção do título de Doutor em Engenharia Ambiental.

Orientadora: Prof. Rejane Helena Ribeiro da Costa, Dra.

Florianópolis, SC

Abril - 2007

Araujo, Iria Sartor

Avaliação de lagoas facultativa aerada e de maturação, em escala real, como etapas secundária e terciária de sistema de tratamento de dejetos suínos.

Iria Sartor Araujo – Florianópolis, 2007.

xix, 237 f.

Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental.

Título em Inglês: Facultative aerated pond and maturation pond assessment, in real scale, used for secondary and tertiary treatment of piggery wastewater.

1. Lagoa facultativa aerada. 2. Lagoa de maturação. 3. Dejetos suínos, 4. Tratamento

IRIA SARTOR ARAUJO

“AVALIAÇÃO DE LAGOAS FACULTATIVA AERADA E DE MATURAÇÃO, EM ESCALA REAL, COMO ETAPAS SECUNDÁRIA E TERCIÁRIA DE SISTEMA DE TRATAMENTO DE DEJETOS DE SUÍNOS ”

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

DOUTORA EM ENGENHARIA AMBIENTAL

na Área de Engenharia Ambiental.

Aprovado por:

Prof. Flávio Rubens Lapolli, Dr.

Prof. Paulo Belli Filho, Dr.

Prof. Rafael Kopschitz Xavier Bastos, Dr.

Prof. Howard William Pearson, Dr.

Prof^a.Rejane Helena Ribeiro da Costa, Dr^a.
(Orientadora)

Prof. Sebastião Roberto Soares
(Coordenador)

Florianópolis, SC
Abril – 2007

AGRADECIMENTOS

Agradeço ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, pela oportunidade concedida.

À Professora Rejane Helena Ribeiro da Costa, pela orientação, apoio e incentivo.

Ao Professor Paulo Belli Filho, pelas considerações e sugestões, durante a execução e monitoramento do sistema de tratamento de dejetos suínos.

Ao Eng. Hugo Gosmann, pela coordenação do projeto “*Validação de Tecnologias para Manejo, Tratamento e Valorização dos Dejetos Suínos em Santa Catarina – Pequenas e Médias Propriedades*” e à EPAGRI, EMBRAPA e FINEP/FAPESC, pelo apoio logístico e financeiro.

Ao Sr. Wilibaldo Michels, que permitiu a instalação do sistema de tratamento de dejetos suínos e a visita semanal dos pesquisadores, em sua propriedade

À todos os bolsistas e voluntários que trabalharam tanto nas coletas à campo, quanto àqueles que nos auxiliaram nas análises laboratoriais, em especial: Tatiane, Telma, Janaína, Mariana Bin e Mariana Schmidt.

À Arlete e D. Eliane, que tornaram menos árduos e mais seguros os trabalhos realizados no LIMA.

Aos colegas Rui Macedo e Zé Luiz, pelo incentivo e auxílio durante todo o período de monitoramento, e pelo companheirismo nas viagens semanais à Braço do Norte.

Ao Alexandre e ao Alan, pela parceria e contribuição efetiva durante as coletas noturnas.

Ao Professor Paulo Ogliari, pelas aulas e esclarecimentos na aplicação da estatística.

À Ana Hilda, pela grande amizade e informações relevantes sobre o software Surfer.

À Rosane, pelo auxílio na utilização da cromatografia iônica (DIONEX).

Aos meus familiares, pelo apoio incondicional, em todos os momentos.

Ao CNPq, pela concessão da bolsa de doutorado.

À todos, que de alguma forma, contribuíram para a realização deste trabalho.

RESUMO

Os dejetos suínos contribuem de forma significativa tanto para a degradação dos recursos naturais quanto para a diminuição da qualidade de vida na região sul do estado de Santa Catarina, Brasil. O emprego de alternativas que minimizem esses danos é necessário. Entretanto, o excesso gerado pela concentração elevada dos suínos, por unidade de área, dificulta a solução do problema. Os dejetos suínos são extremamente concentrados e geram um grande impacto ambiental. No Brasil, sistemas de lagoas de estabilização têm sido utilizados para tratar esses efluentes. Uma das principais vantagens do emprego desse tratamento é a remoção da matéria orgânica e de compostos nitrogenados e fósforo. Este trabalho teve como objetivo geral avaliar o comportamento de lagoa facultativa aerada e lagoa de maturação, em série e escala real, utilizadas para tratamento secundário e terciário de dejetos suínos. O experimento foi realizado no sul de Santa Catarina, na cidade de Braço do Norte, com dejetos suínos provenientes de uma média propriedade rural. As lagoas foram monitoradas durante 13 meses (janeiro de 2005 a janeiro de 2006), o estudo foi conduzido em quatro períodos distintos (Partida, Período 1, Período 2 e Período 3). As variáveis investigadas foram: temperatura, OD, pH, série de sólidos, DBO total e solúvel, DQO total e solúvel, P-PO₄, NTK, N-NH₃, Clorofila *a* e *E. coli*. A Lagoa Facultativa Aerada apresentou as seguintes eficiências de remoção: 54-80% DQO; 67-82% DBO; 42-71% NTK; 24-71% N-NH₃; 30-52% P-PO₄; 0,6-0,9 Unidades Log *E. coli*. As eficiências de remoção da Lagoa de Maturação foram: 41-55% DQO; 49-70% DBO; 48-65% NTK; 26-73% N-NH₃; 27-42% P-PO₄; 0,7-0,9 Unidades Log *E. coli*. A aplicação da análise fatorial (ACP) na interpretação dos resultados evidenciou que para o afluente LFA, ST, N-NH₃ e pH tiveram efeito importante na variância; e, para o efluente LFA e LM, os componentes principais foram OD, ST e *E. coli*. Foi verificada a estratificação nas lagoas, com diferentes concentrações de Clorofila *a* e OD, nos perfis vertical e horizontal. A avaliação da comunidade planctônica mostrou a predominância de *Chlorella sp.* (abundância de 80% e frequência de 100%). Na análise nictemeral foi verificado oscilações horárias na qualidade do efluente, para o monitoramento de 24 horas. O sistema, depois de 1 ano de funcionamento, mostrou eficiências satisfatórias de remoção, mesmo com as variações climáticas e as oscilações de carga orgânica aplicada, característica comum em sistema em escala real, tratando dejetos suínos.

Palavras-chave: lagoa facultativa aerada, lagoa de maturação, dejetos suínos, tratamento

ABSTRACT

Piggery wastewater has significantly contributed to both the degradation of natural resources and to a reduction in the quality of life in the southern region of the state of Santa Catarina, Brazil. The application of alternatives that minimize this damage is necessary. However, the excess generated by the high swine concentration, per unit area, makes it difficult to solve the problem. Piggery wastewater is extremely concentrated and generate a strong environmental impact. In Brazil, stabilization pond systems have been used for treating this kind of wastewater. One of the main advantages of using this treatment is the removal of organic matter, nitrogen compounds, and phosphorus. This study aimed to evaluate the behavior of a facultative aerated pond and a maturation pond, in series in real scale, used for secondary and tertiary treatment of piggery wastewater. The study was carried out in southern Santa Catarina, in Braço do Norte City, with piggery wastewater from a medium-sized farm. The ponds were monitored during 13 months (from January 2005 to January 2006), and the study was carried out in four distinct periods (Start-up, Period 1, Period 2, and Period 3). The parameters investigated were: temperature, DO, pH, solids series, total and soluble BOD, total and soluble COD, P-PO₄, TKN, N-NH₃, chlorophyll *a* and fecal coliform bacteria. The Facultative Aerated Pond presented the following removal efficiencies: 54-80% COD; 67-82% BOD; 42-71% TKN; 24-71% N-NH₃; 30-52% P-PO₄; 0,6-0,9 Units Log FC. The efficiencies of the Maturation Pond were: 41-55% COD; 49-70% BOD; 48-65% TKN; 26-73% N-NH₃; 27-42% P-PO₄; 0,7-0,9 Units Log FC. Applying a factorial analyses (PCA) in the interpretation of the results showed that, for the influent AFP, the TS, N-NH₃ and pH had an important effect an variance; and, for the effluent AFP and MP, the main components were DO, TS and FC. The stratification in the ponds were verified, with different chlorophyll *a* and OD concentrations in the vertical and horizontal profiles. The evaluation of the plankton community showed a predominance of *Chlorella sp.* (abundance of 80% and frequency of 100%). In the nictemeral analysis, hourly oscillations in effluent quality were verified, for the 24-hour monitoring. After a year of functioning, the system showed satisfactory removal efficiencies, even with the climatic variations and applied organic load oscillations, a common characteristic in a real-scale piggery wastewater treatment system.

Keywords: aerated facultative pond, maturation pond, piggery wastewater, treatment

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Matrizes suínas alojadas no Brasil.....	20
Figura 2. Produção anual de carne suína no Brasil, em mil toneladas.....	21
Figura 3. Exportação brasileira de carne suína (mil toneladas em carcaças)	22
Figura 4. Sistema de confinamento para criação de suínos.....	24
Figura 5. Instalação de criação de suínos e acúmulo de dejetos no piso.	25
Figura 6. Variáveis de funcionamento nas lagoas	37
Figura 7. Localização da Bacia Hidrográfica do Rio Cachoeirinhas.....	76
Figura 8. Vista parcial dos galpões de criação de suínos na propriedade rural.....	77
Figura 9. Seqüência das unidades de tratamento dos dejetos suínos.....	78
Figura 10. Croqui da Propriedade – Instalações e Sistema de Tratamento	79
Figura 11. Lagoa Facultativa Aerada. (a) aeração desligada; (b) aeração ligada.....	81
Figura 12. Soprador de ar.....	82
Figura 13. Caixa de comando.....	82
Figura 14. Lagoa de maturação.....	83
Figura 15. Croqui esquemático dos pontos de amostragem.....	85
Figura 16. Comportamento do TDH na LFA e na LM ao longo do monitoramento.....	88
Figura 17. Eficiência de remoção (%) das diferentes variáveis ao longo do monitoramento da LFA, da LM e do Sistema.....	110
Figura 18. Correlação entre Carga Aplicada de DQO (kg/ha.dia) e Carga Removida de DQO (kg/ha.dia) na LFA e na LM.	112

Figura 19. Relação linear entre Carga de DBO aplicada (kg/ha.dia) e Carga de DBO removida (kg/ha.dia), em lagoas facultativas em diferentes estudos.....	113
Figura 20. Correlação entre Carga Aplicada de N-NH ₃ (kg/ha.dia) e Carga Removida de N-NH ₃ (kg/ha.dia) na LFA e na LM.....	115
Figura 21. Distribuição dos dados de temperatura (°C) no Afl. LFA, Efl. LFA e Efl. LM, nos diferentes períodos de monitoramento (diagramas de caixa).....	119
Figura 22. Distribuição dos dados de OD (mg/L) no Afl. LFA, Efl. LFA e Efl. LM, nos diferentes períodos de monitoramento (diagrama de caixa).....	120
Figura 23. Comparação entre OD do efluente da LFA e na coluna d'água (0,10m e 0,40m).....	122
Figura 24. Comparação entre OD do efluente da LM e na coluna d'água (0,10m e 0,30m).....	124
Figura 25. Distribuição dos dados de pH no Afl. LFA, Efl. LFA e Efl. LM, nos diferentes períodos de monitoramento (diagramas de caixa).....	125
Figura 26. Distribuição dos dados de DQO total (mg/L) no Afl. LFA, Efl. LFA e Efl. LM, nos diferentes períodos de monitoramento (diagramas de caixa).....	126
Figura 27. Distribuição dos dados de DQO solúvel (mg/L) no Afl. LFA, Efl. LFA e Efl. LM, nos diferentes períodos de monitoramento (diagramas de caixa).....	127
Figura 28. Distribuição dos dados de NTK (mg/L) no Afl. LFA, Efl. LFA e Efl. LM, nos diferentes períodos de monitoramento (diagramas de caixa).....	128
Figura 29. Distribuição dos dados de N-NH ₃ (mg/L) no Afl. LFA, Efl. LFA e Efl. LM, nos diferentes períodos de monitoramento (diagramas de caixa).....	129
Figura 30. Distribuição dos dados de P-PO ₄ (mg/L) no Afl. LFA, Efl. LFA e Efl. LM, nos diferentes períodos de monitoramento (diagramas de caixa).....	130

Figura 31. Distribuição dos dados de S-SO ₄ (mg/L) no Afl. LFA, Efl. LFA e Efl. LM, nos diferentes períodos de monitoramento (diagramas de caixa).....	132
Figura 32. Distribuição dos dados de Cloretos (mg/L) no Afl. LFA, Efl. LFA e Efl. LM, nos diferentes períodos de monitoramento (diagramas de caixa).....	133
Figura 33. Distribuição dos dados de <i>E. coli</i> (NMP/100mL) no Afl. LFA, Efl. LFA e Efl. LM, nos diferentes períodos de monitoramento (diagramas de caixa).....	134
Figura 34. Análise de Componentes Principais – Círculo de correlações entre variáveis- Valores do Afluente da LFA (Fator 1 X Fator 2).....	137
Figura 35. Análise de Componentes Principais – Círculo de correlações entre variáveis- Valores do Afluente da LFA (Fator 1 x Fator 3).....	138
Figura 36. Análise de Componentes Principais – Círculo de correlações entre variáveis- Valores do Efluente da LFA (Fator 1 x Fator 2).....	140
Figura 37. Análise de Componentes Principais – Círculo de correlações entre variáveis- Valores do Efluente da LFA (Fator 1 x Fator 3).....	141
Figura 38. Análise de Componentes Principais – Círculo de correlações entre variáveis- Valores do Efluente da LM (Fator 1 x Fator 2).....	143
Figura 39. Balanço do nitrogênio na Lagoa Facultativa Aerada.....	146
Figura 40. Balanço do nitrogênio na Lagoa de Maturação.....	146
Figura 41. Porcentagens médias de sólidos dissolvidos e sólidos suspensos no Afl. LFA, Efl. LFA e Efl. LM, nos diferentes períodos de monitoramento.....	149
Figura 42. Correlação entre Sólidos Suspensos (mg/L) e <i>Cl. a</i> (µg/L) no Efl. LFA e Efl. LM.....	150
Figura 43. Porcentagem de algas nos Sólidos Suspensos na LFA e na LM.....	151
Figura 44. Porcentagem de SF e SV na Afl.LFA, Efl. LFA e na Efl. LM.....	152

Figura 45. Contagem de células algais na LFA (células/mL).....	153
Figura 46. Contagem de células algais na LM (células/mL).....	155
Figura 47. Abundância (%) de <i>Chlorella sp.</i> na entrada e na saída da LFA e da LM.....	158
Figura 48. Abundância algal na Lagoa Facultativa Aerada, exceto <i>Chlorella sp.</i>	160
Figura 49. Abundância algal na Lagoa de Maturação, exceto <i>Chlorella sp.</i>	161
Figura 50. Frequência algal na Lagoa Facultativa Aerada.....	164
Figura 51. Frequência algal na Lagoa de Maturação.....	165
Figura 52. Comparação entre Clorofila <i>a</i> do efluente da LFA (0,25m) e na coluna d'água (0,10m e 0,40m).....	168
Figura 53. Comparação entre Cl. <i>a</i> do efluente da LM (0,25m) e na coluna d'água (0,10m e 0,30m).....	169
Figura 54. Valores médios mensais de Cl. <i>a</i> ($\mu\text{g/L}$) nos períodos de monitoramento (Efl. LFA).....	172
Figura 55. Valores médios mensais de Cl. <i>a</i> ($\mu\text{g/L}$) nos períodos de monitoramento (Efl. LM).....	172
Figura 56. Valores de Radiação Solar ($\text{W/m}^2\cdot\text{mês}$) incidente durante os diferentes períodos de monitoramento.....	173
Figura 57. Valores de Chuva Acumulada (mm) incidente durante os diferentes períodos de monitoramento.....	173
Figura 58. Correlação entre Radiação solar acumulada ($\text{W/m}^2\cdot\text{mês}$) x Clorofila <i>a</i> ($\mu\text{g/L}$) no Efl. LFA e no Efl. LM.....	174
Figura 59. Correlação entre Carga de DBO (Kg/ha.dia) x Clorofila <i>a</i> ($\mu\text{g/L}$) na LFA (A e A') e LM (B e B').....	175
Figura 60. Correlação entre DQO total (mg/L) x Clorofila <i>a</i> ($\mu\text{g/L}$) no Efl. LFA e no Efl. LM.....	177

Figura 61. Distribuição horizontal da biomassa algal (Clorofila <i>a</i>) na LFA durante a Partida.....	178
Figura 62. Distribuição horizontal da biomassa algal (Clorofila <i>a</i>) na LFA durante o P1.....	179
Figura 63. Distribuição horizontal da biomassa algal (Clorofila <i>a</i>) na LFA durante o P2.....	181
Figura 64. Distribuição horizontal da biomassa algal (Clorofila <i>a</i>) na LFA durante o P3	182
Figura 65. Distribuição horizontal da biomassa algal (Clorofila <i>a</i>) na LM durante a Partida.....	183
Figura 66. Distribuição horizontal da biomassa algal (Clorofila <i>a</i>) na LM durante o P1.....	184
Figura 67. Distribuição horizontal da biomassa algal (Clorofila <i>a</i>) na LM durante o P2.....	185
Figura 68. Distribuição horizontal da biomassa algal (Clorofila <i>a</i>) na LM durante o P3	186
Figura 69. Radiação Solar (W/m ² .h) incidentes nos perfis horários.....	188
Figura 70. Avaliação Nictemeral da Temperatura (°C)	189
Figura 71. Avaliação Nictemeral do pH	191
Figura 72. Avaliação Nictemeral do OD (mg/L)	193
Figura 73. Avaliação Nictemeral da Clorofila <i>a</i> (µg/L)	195
Figura 74. Avaliação Nictemeral do COT (mg/L)	197
Figura 75. Avaliação Nictemeral do P-PO ₄ (mg/L).....	199
Figura 76. Avaliação Nictemeral do N-NH ₃ (mg/L)	200
Figura B1. Distribuição da frequência da E (%) para a DBO (n=38).....	233
Figura B2. Distribuição da frequência da E (%) para a DQO (n=38).....	233
Figura B3. Distribuição da frequência da E (%) para o NTK (n=38).....	234
Figura B4. Distribuição da frequência da E (%) para o N-NH ₃ (n=38)	234
Figura B5. Distribuição da frequência da E (%) para o P-PO ₄ (n=38)	235
Figura B6. Distribuição da frequência da E (unidades log) para os <i>E. coli</i> (n=38).....	235

Figura C1' . Principais algas encontradas no sistema LFA+LM.....	236
Figura C1'' . Principais algas encontradas no sistema LFA+LM (continuação)	237

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Riscos ambientais da produção de suínos.....	27
Tabela 2. Variação da faixa marginal de preservação em relação à largura dos rios.....	28
Tabela 3. Descrição das lagoas.....	36
Tabela 4. Cargas aplicadas conforme o TDH e as condições ambientais.....	43
Tabela 5. Cargas aplicadas conforme as condições ambientais de temperatura e insolação.....	44
Tabela 6. Características da Lagoa Facultativa Aerada, tratando esgoto doméstico.....	66
Tabela 7. Resumo das características da lagoa facultativa aerada.....	80
Tabela 8. Resumo das características do sistema de aeração da lagoa.....	81
Tabela 9. Resumo das características da lagoa de maturação.....	83
Tabela 10. Métodos analíticos utilizados.....	87
Tabela 11. Estratégia de operação das lagoas conforme a carga orgânica superficial aplicada	88
Tabela 12. Valores médios do dejetos bruto e do efluente do reator UASB	98
Tabela 13. Valores médios e desvio padrão das cargas aplicadas na LFA.....	98
Tabela 14. Valores médios e desvio padrão, mínimos e máximos da vazão e das cargas aplicadas na LM	99
Tabela 15. Valores médios e desvio padrão, mínimos e máximos das cargas removidas na LFA e eficiências de remoção.....	99
Tabela 16. Valores médios e desvio padrão, mínimos e máximos das cargas removidas na LM e eficiências de remoção.....	100

Tabela 17. Resultados médios e desvio padrão, mínimos e máximos obtidos durante a PARTIDA.....	102
Tabela 18 Resultados médios e desvio padrão, mínimos e máximos obtidos durante o PERÍODO 1.....	104
Tabela 19 Resultados médios e desvio padrão, mínimos e máximos obtidos durante o PERÍODO 2.	106
Tabela 20 Resultados médios e desvio padrão, mínimos e máximos obtidos durante o PERÍODO 3.	109
Tabela 21. Aplicação de Teste de Comparação de Médias (Tukey) para o OD (mg/L) na LFA, ao longo do monitoramento, nas diferentes profundidades.....	123
Tabela 22. Aplicação de Teste de Comparação de Médias (Tukey) para o OD (mg/L) na LM, ao longo do monitoramento, nas diferentes profundidades.....	124
Tabela 23. Autovalores e percentuais das variâncias resultantes da análise para o Afluente da LFA.....	136
Tabela 24. Coeficientes de correlação entre variáveis e os fatores artificiais para o Afluente da LFA.....	136
Tabela 25. Autovalores e percentuais das variâncias resultantes da análise para o Efluente da LFA.....	139
Tabela 26. Coeficientes de correlação entre variáveis e os fatores artificiais para o Efluente da LFA.....	139
Tabela 27. Autovalores e percentuais das variâncias resultantes da análise para o Efluente da LM.....	142
Tabela 28. Coeficientes de correlação entre variáveis e os fatores artificiais para o Efluente da LM.....	142
Tabela 29. Fatores artificiais obtidos na LFA e na LM.....	144

Tabela 30. Concentrações médias aplicadas e perdas de N orgânico, N-NH ₃ e NT (mg/L), na LFA e na LM.....	146
Tabela 31. Incorporação de nitrogênio pela biomassa algal na LFA.....	148
Tabela 32. Incorporação de nitrogênio pela biomassa algal na LM.....	148
Tabela 33. Presença e ausência de algas na Entrada e Saída da LFA.....	156
Tabela 34. Presença e ausência de algas na Entrada e Saída da LM.....	157
Tabela 35. Aplicação de Teste de Comparação de Médias (Tukey) para a Clorofila <i>a</i> (µg/L) na LFA, ao longo do monitoramento, nas diferentes profundidades.....	168
Tabela 36. Aplicação de Teste de Comparação de Médias (Tukey) para a Clorofila <i>a</i> (µg/L) na LM, ao longo do monitoramento, nas diferentes profundidades.....	169
Tabela 37. Valores mínimos e máximos das variáveis físico-químicas monitoradas na saída da LFA (0,10m).....	202
Tabela 38. Valores mínimos e máximos das variáveis físico-químicas monitoradas na saída da LM (0,10m).....	203
Tabela 39. Valores de eficiência de remoção (%) de COT, N-NH ₃ e P-PO ₄	203
Tabela. A'1. Inventário de Tecnologias para Tratamento de Dejetos Suínos.....	229
Tabela A1. Eficiência de remoção de DQO (%) nos diferentes períodos de monitoramento.....	231
Tabela A2. Eficiência de remoção de DBO (%) nos diferentes períodos de monitoramento.....	231
Tabela A3. Eficiência de remoção de NTK (%) nos diferentes períodos de monitoramento.....	231
Tabela A4. Eficiência de remoção de N-NH ₃ (%) nos diferentes períodos de monitoramento.....	232

Tabela A5. Eficiência de remoção de P-PO₄ (%) nos diferentes períodos de monitoramento.....232

Tabela A6. Eficiência de remoção de *E. coli*.(Unidades Log).nos diferentes períodos de monitoramento.....232

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....	20
1.1 Panorama da Suinocultura Brasileira.....	20
1.2. Suinocultura no Estado de Santa Catarina	22
1.3 Suinocultura em Braço do Norte.....	23
1.4 Produção e Composição dos Dejetos Suínos.....	24
1.5 Impactos Causados pelos Dejetos.....	26
1.6 Legislação Ambiental Aplicada à Criação de Suínos.....	28
1.7 Tratamento de Dejetos Suínos.....	30
1.8 Justificativas.....	31
1.9 Hipóteses e Questões de Pesquisa.....	33
1.10 Objetivos.....	33
1.10.1 Objetivo geral.....	33
1.10.2 Objetivos específicos.....	34
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	35
2.1 Lagoas de Estabilização.....	35
2.1.1 Variáveis de Funcionamento.....	37
2.1.1.1 Variáveis climáticas.....	38
2.1.1.2 pH/ OD.....	41
2.1.1.3 Tempo de Detenção Hidráulica.....	41
2.1.1.4 Carga orgânica.....	43
2.1.2 Fitoplâncton.....	45

2.1.3 Remoção da carga orgânica.....	50
2.1.4 Remoção de nutrientes.....	53
2.1.4.1 Fósforo.....	53
2.1.4.2 Enxofre.....	54
2.1.4.3 Nitrogênio.....	55
2.1.5 Remoção de Coliformes.....	56
2.2 Lagoas Facultativas.....	58
2.2.1 Princípios do Tratamento.....	58
2.2.2 Comportamento das Variáveis de Funcionamento.....	60
2.2.3 Carga Orgânica.....	62
2.2.4 Patógenos.....	62
2.2.5 Acumulação de Lodo.....	63
2.2.6. Dimensionamento.....	64
2.3 Lagoas Facultativas Aeradas.....	64
2.3.1 Princípios do Tratamento.....	64
2.3.2 Vantagens e Desvantagens da Aeração.....	66
2.3.3 Cálculo do Fornecimento de Oxigênio.....	67
2.3.4 Processos Biológicos em Lagoas Aeradas.....	67
2.4 Lagoa de Maturação.....	69
2.4.1 Princípios do Tratamento.....	69
2.4.2 Remoção de Organismos Patogênicos.....	70
2.4.3 Remoção de Carga Orgânica.....	71
2.4.4 Remoção de Nitrogênio e Fósforo.....	72

2.4.4.1 Nitrogênio.....	72
2.4.4.2 Fósforo.....	73
3 METODOLOGIA.....	75
3.1 Localização da Propriedade e do Sistema Produtivo.....	75
3.2 Descrição do Sistema de Tratamento.....	77
3.3 Lagoa Facultativa Aerada	79
3.4 Lagoa de Maturação	82
3.5 Partida das Lagoas.....	83
3.6. Monitoramento das Lagoas.....	84
3.6.1 Amostragens.....	84
3.6.2 Variáveis de Monitoramento.....	86
3.6.3 Critérios de Operação.....	88
3.6.4 Tratamento dos Dados.....	89
3.6.4.1 Análise Estatística	89
3.6.4.2 Análise da Variação do Perfil Horizontal da Clorofila <i>a</i>	92
3.7. Cálculos.....	93
3.7.1 Tempo de Detenção Hidráulica.....	93
3.7.2 Carga Superficial Aplicada.....	94
3.7.3 Eficiência de Remoção.....	94
3.7.4 Balanço do Nitrogênio.....	94
3.7.5 Incorporação de Nitrogênio pela Biomassa Algal.....	95
3.7.6 Balanço de Sólidos.....	95
3.7.7 Abundância Algal	96

3.7.8	Frequência Algal	96
4.	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	98
4.1	Caracterização do dejetto bruto e dejetto afluyente da LFA.....	98
4.2	Avaliação das Cargas Aplicadas e Desempenho das Lagoas.....	98
4.2.1.	Cargas Aplicadas e Removidas nas Lagoas.....	98
4.2.2.	Exploração dos Resultados pela Estatística Descritiva.....	100
4.2.2.1	Comportamento das Variáveis de Monitoramento.....	100
4.2.2.2	Eficiências de Remoção.....	110
4.3	Análise exploratória e descritiva das variáveis físico-químicas monitoradas.....	118
4.3.1	Análise exploratória – Diagrama de Caixas.....	118
4.3.1.1	Temperatura.....	118
4.3.1.2	Oxigênio Dissolvido.....	119
4.3.1.3	pH.....	125
4.3.1.4	DQO total e solúvel.....	126
4.3.1.5	NTK.....	128
4.3.1.6	N-NH ₃	129
4.3.1.7	P-PO ₄	130
4.3.1.8	Sulfatos.....	131
4.3.1.9	Cloretos.....	133
4.3.1.10	<i>E. coli</i>	134
4.3.2	Análise dos Componentes Principais (ACP)	135
4.3.2.1	Afluyente LFA.....	136
4.3.2.2	Efluyente LFA.....	139

4.3.2.3 Efluente LM.....	142
4.3.2.4 Síntese da Análise dos Componentes Principais.....	144
4.4 Balanço do Nitrogênio.....	145
4.4.1. Relação entre Nitrogênio Afluente e Efluente de Cada Lagoa.....	145
4.4.2. Assimilação de Nitrogênio pela Biomassa Algal.....	147
4.5 Balanço dos Sólidos.....	149
4.5.1. Sólidos Dissolvidos X Sólidos Suspensos.....	149
4.5.2. Porcentagem de Algas nos Sólidos Suspensos	151
4.5.3. Sólidos Fixos X Sólidos Voláteis.....	152
4.6 Caracterização da Biomassa Algal.....	153
4.6.1 Análise Quantitativa.....	153
4.6.2 Análise Qualitativa.....	155
4.6.2.1 Presença e Ausência de Gêneros Algais nas Lagoas.....	155
4.6.2.2 Abundância de <i>Chlorella sp.</i> nas Lagoas.....	158
4.6.2.3 Abundância de Gêneros nas Lagoas, Exceto <i>Chlorella sp.</i>	159
4.6.2.4 Frequência de Gêneros Algais nas Lagoas.....	163
4.6.3. Clorofila <i>a</i>	167
4.6.3.1 Estratificação Algal nas Lagoas	167
4.6.3.2 Relação da Clorofila <i>a</i> com a Radiação Solar.....	171
4.6.3.3 Relação da Clorofila <i>a</i> com a Matéria Orgânica.....	175
4.6.4 Distribuição Horizontal da Biomassa Algal nas Lagoas.....	178
4.6.4.1 Lagoa Facultativa Aerada.....	178
4.6.4.2 Lagoa de Maturação.....	182

4.6.4.3. Síntese da Distribuição Horizontal.....	186
4.7 Avaliação Nictemeral (coletas horárias)	187
4.7.1. Radiação, Temperatura, pH, OD, Clorofila <i>a</i>	187
4.7.1.1. Radiação Solar.....	187
4.7.1.2. Temperatura.....	189
4.7.1.3. pH.....	191
4.7.1.4. OD.....	192
4.7.1.5. Clorofila <i>a</i>	195
4.7.2. COT, N-NH ₃ , P-PO ₄	196
4.7.2.1 COT.....	197
4.7.2.2 P-PO ₄	198
4.7.2.3 N-NH ₃	200
4.7.3 Síntese da Avaliação Nictemeral	202
5 CONCLUSÕES e RECOMENDAÇÕES.....	204
5.1 Conclusões.....	204
5.2 Recomendações.....	207
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	208
ANEXO	229
APÊNDICES.....	231

1 INTRODUÇÃO

1.1 Panorama da Suinocultura Brasileira

O Brasil é um dos maiores exportadores de carne, principalmente de suínos para países do MERCOSUL e Ásia. Por ser um grande produtor de milho e soja, insumos básicos para a suinocultura, e por dispor de áreas para o crescimento do plantio e da implantação de novos projetos, o Brasil tem fortes condições para se manter como grande produtor e para aumentar a sua participação dentro do mercado mundial. A agroindústria é uma das principais atividades econômicas na região Sul do Brasil, sendo o estado de Santa Catarina um importante pólo na produção de carne suínos e derivados, encontrando-se entre os seis maiores produtores de suínos em número de cabeças abatidas com inspeção federal (MIELE e MACHADO, 2006).

O plantel de suínos no Brasil, em 2005, era de 34,10 milhões de cabeças, em 2006 estimou-se um incremento de 5,9% nesse valor, alcançando 36,11 milhões. Conforme estimativa para o ano de 2006, Santa Catarina responde por 24% do número total de cabeças do Brasil e a região Sul possui 56% do total (ABIPECS, 2005).

O número de alojamentos de matrizes em 2005 foi influenciado pela redução dos plantéis de subsistência (Figura 1), que ocorreu em consequência da dificuldade de suprimento de insumos e de reprodutores, da baixa produtividade, dos custos mais altos e da baixa competitividade (ABIPECS, 2005).

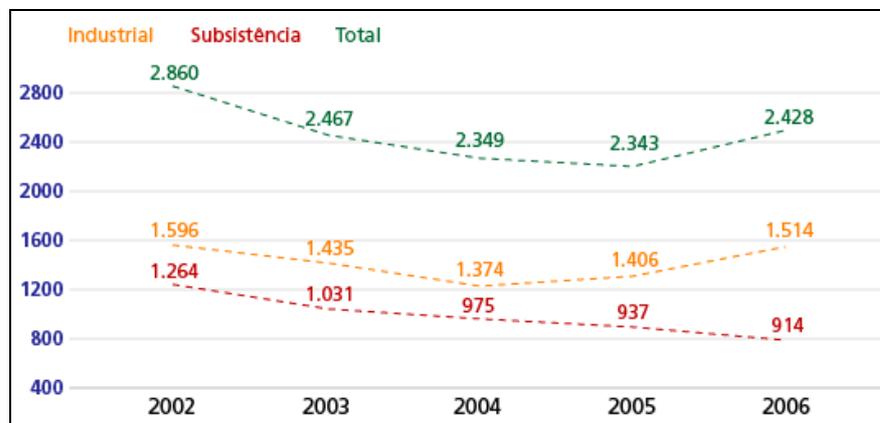


Figura 1. Matrizes suínas alojadas no Brasil.

Fonte: ABIPECS, 2005

O comportamento da produção e do mercado em 2006 foi uma consequência do bom desempenho econômico da atividade desde o segundo semestre de 2004 (Figura 2). A produção nacional de carne suína obteve uma estimativa de crescimento de 4,5 % em 2006, atingindo 2,82 milhões de toneladas, 122 mil toneladas a mais do que no ano de 2005 (ABIPECS, 2005).

A oferta equilibrada com a demanda, em 2005, manteve os preços firmes em todos os segmentos do mercado. O aumento esperado na produtividade indica um forte crescimento da oferta de carne suína em 2006 e 2007 (ABIPECS, 2005).

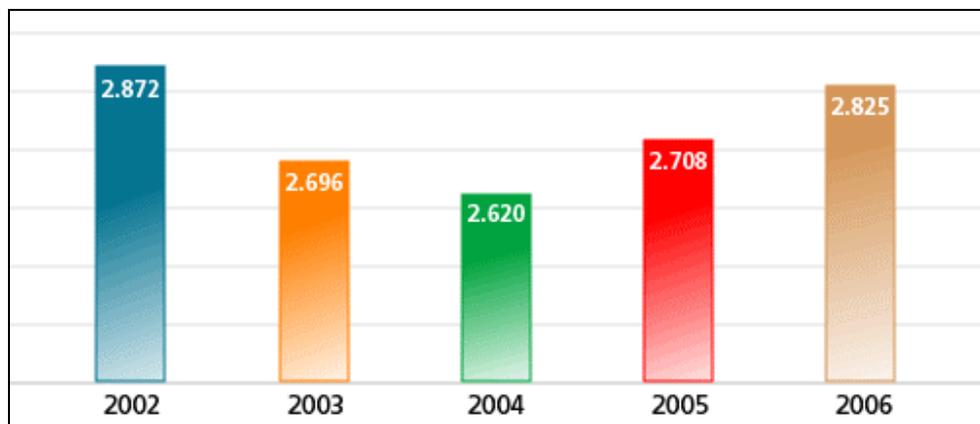


Figura 2. Produção anual de carne suína no Brasil, em mil toneladas
Fonte: ABIPECS, 2005

Dados da ABIPECS (2005) mostram que nos últimos anos, a expansão da produção brasileira teve como principal motor o rápido crescimento das exportações (Figura 3). Porém, se verifica que desde o último trimestre de 2005, o aparecimento da febre aftosa, o desencontro de procedimentos entre as autoridades sanitárias do País, as dificuldades de logística e o aumento das exigências dos países importadores, podem gerar prejuízos no desempenho das exportações. No entanto, se as questões sanitárias forem resolvidas, não fica afastada a hipótese de que as exportações cresçam entre 5 e 10%.

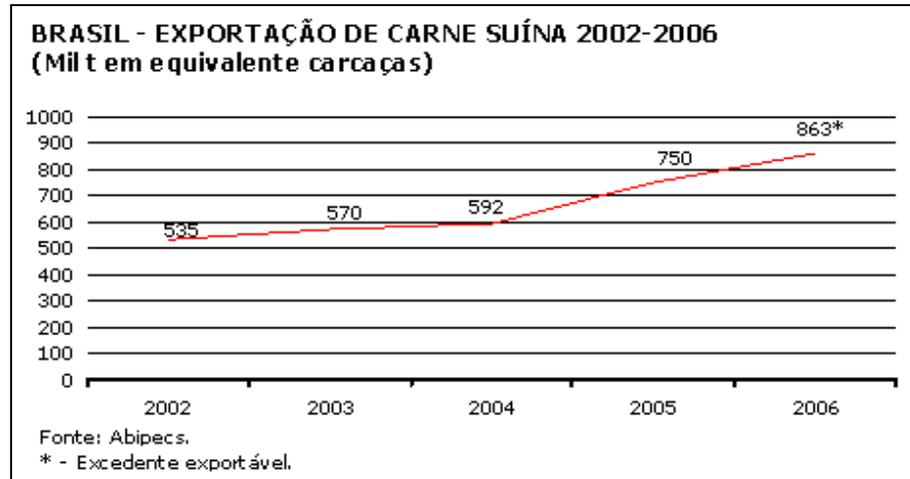


Figura 3. Exportação brasileira de carne suína (mil toneladas em carcaças)
Fonte: ABIPECS, 2005

1.2 Suinocultura no Estado de Santa Catarina

Em 2003 o estado de Santa Catarina possuía aproximadamente 220.000 propriedades rurais, das quais 60.000 faziam da suinocultura a sua principal fonte de renda. Neste ano, dos 5,5 milhões de cabeças existentes neste Estado, 86% estão concentrados numa área de 30.000 Km², abrangendo 60 municípios no Oeste catarinense. A maioria dos produtores mantém seus animais confinados em pequenas áreas, trazendo como conseqüência grande produção em volume de dejetos no mesmo lugar (IBGE, 2003).

O número de suínos abatidos, em Santa Catarina, atingiu o valor de 6.771.733 no ano de 2005. O número estimado, de matrizes alojadas, é de 1.513.549 para 2006, considerando um aumento de 7,64%, em relação ao ano de 2005 (ABIPECS, 2005).

No estado de Santa Catarina são abatidos cerca de 600.000 suínos por mês (IBGE, 2006), e o número estimado de animais abatidos para o ano de 2007 é de 8,94 milhões. Estes dados demonstram a grande capacidade produtiva do estado e a tendência de crescimento do setor (EMBRAPA, 2006a).

1.3 Suinocultura em Braço do Norte

O município de Braço do Norte possui área total de 194 km², sendo que 184 km² são áreas rurais e 10 km² urbanas (IBGE, 2000). Cerca de 80% do total da área agrícola de Braço do Norte é ocupada por propriedades com menos de 100 hectares, e a suinocultura destaca-se como a atividade de maior expressão econômica (HADLICH, 2004).

Segundo dados do IBGE (2003), a população deste município é estimada em 29.845 habitantes, muito inferior ao número de suínos, que está em torno de 154 mil. É uma das cidades com maior índice de suínos por habitantes do Brasil.

Em Braço do Norte, um volume grande de dejetos é lançado no solo sem critérios e em cursos de água sem tratamento prévio, transformando-se numa importante fonte de poluição ambiental. Os dejetos, por não receberem tratamento adequado, também contribuem para o aumento da proliferação de insetos hematófagos, como por exemplo, *Simulium pertinax*, mais conhecido como borrachudo (DARTORA *et al.* 1998).

A significativa produção de suínos no município de Braço do Norte é o fator responsável por uma série de problemas relacionados com a poluição hídrica, pois grande parte dos dejetos produzidos acaba alcançando os cursos de água da região (BRASIL, 2002).

O rebanho de suínos é produzido em cerca de 180 granjas. Somente uma pequena parcela (19%) dos produtores está inserida no sistema de integração à agroindústria. Os restantes 81% comercializam sua produção diretamente com frigoríficos locais, que fazem a distribuição dos produtos para o Estado (EPAGRI-CIRAM, 2000).

De acordo com Belli Filho *et al.* (1997), alguns fatores como a falta de formação do pessoal, de orientação técnica dos produtores e ausência de controle ambiental pelos órgãos responsáveis, apesar da disponibilidade de legislação avançada, faz com que a produção de dejetos gere consequências preocupantes, entre as quais podem ser citados: contaminação das águas superficiais e subterrâneas, poluição orgânica pelo nitrogênio, presença de microrganismos enteropatogênicos, alteração das características dos solos, poluição do ar pela emissão de CO₂ e CH₄ (dióxido de carbono e metano) e pela emissão de maus odores através do H₂S (gás sulfídrico).

1.4 Produção e Composição dos Dejetos Suínos

Segundo Konzen (1997), cada animal produz cerca de 0,27 m³/mês de dejetos, o que no município de Braço do Norte seria equivalente a 1.386 m³/dia.

De acordo com a EPAGRI-CIRAM (2000), a cada 10 litros de água consumidos pelos suínos sob confinamento, são gerados cerca de 6 litros de dejetos. Estes são constituídos por fezes, urina, água desperdiçada pelos bebedouros e de higienização, resíduos de ração, pêlos, poeiras e outros materiais decorrentes do processo de criação (KONZEN, 1997). Para Belli Filho (2000), a produção de dejetos está diretamente associada ao manejo dos animais.

A suinocultura tecnificada, na forma de confinamento (Figura 4), gera como efluente um resíduo com elevadas concentrações orgânicas, resultante dos excrementos sólidos e líquidos dos animais, que somados a água utilizada para a lavagem das instalações e demais impurezas, formam como produto um material líquido de cor escura e odor desagradável (SILVA, 1996).



Figura 4. Sistema de confinamento para criação de suínos
Fonte: arquivo pessoal do autor

Segundo Diesel *et al.* (2002), a densidade dos dejetos, o tipo de piso, o tipo de bebedouro, a tipologia da edificação e o manejo de água para limpeza determinam o volume de dejetos

líquidos. Além desses, a produção de dejetos depende de outros fatores como o desperdício de água nas instalações, tipos de bebedouros e ações ligadas à nutrição dos animais. O tipo de criação influencia diretamente a composição dos dejetos, assim como a estrutura física e acomodações dos animais, como o tipo de bebedouros e inclinação do solo, além de aspectos referentes à nutrição animal. As diferenças climáticas de cada região e a sazonalidade também determinam as características das dejeções suínas (Figura 5).

Sevrin-Reyssac *et al.* (1995) consideram que a composição dos dejetos resulta da mistura das dejeções e águas de limpeza, com sólidos em suspensão; rico em elementos fertilizantes, principalmente o nitrogênio amoniacal que constitui 80% do nitrogênio total. Os rejeitos diários de um suíno representam 25 a 30 gramas de N e 23 gramas de polifosfatos (P_2O_5). Na fração líquida dos dejetos, o nitrogênio e o fósforo estão presentes na proporção de 85% e 15%, respectivamente, do seu conteúdo total. O nitrogênio aparece principalmente na forma solúvel e o fósforo na forma particulada.



Figura 5. Instalação de criação de suínos e acúmulo de dejetos no piso.
Fonte: arquivo pessoal do autor

A capacidade poluente dos dejetos suínos, em termos comparativos, é muito superior à de outras espécies. Segundo a WHO (1987), esses resíduos apresentam potencial poluidor em torno

de 4,2 vezes maior que o esgoto doméstico. A estratégia para o controle da poluição começa pela redução do volume e da concentração, seguida pelo destino adequado das emissões, visando a preservação da saúde e da qualidade do solo, da água e do ar.

O potencial poluidor dos dejetos suínos foi evidenciado no trabalho de Oliveira *et al.* (1993), no qual se verificou que a DBO do dejetos suíno é de 5 a 260 vezes superior se comparado com o esgoto doméstico.

Pesquisas realizadas por Costa *et al.* (1995) e Oliveira *et al.* (1995) evidenciaram que os dejetos suínos produzidos na região oeste catarinense são ricos em matéria orgânica, nutrientes e patógenos, alcançando concentrações em torno de 22.500 mg DQO /L, 2.200 mg NT /L e 650 mg PT /L. Para *E. coli* os valores encontrados foram de 1,0E+10 a 2,0E+10 NMP/100mL.

1.5 Impactos Causados pelos Dejetos

O lançamento direto dos dejetos de suínos, sem o devido tratamento, nos cursos de água, acarreta desequilíbrios ecológicos e poluição em função da redução do teor de oxigênio dissolvido, disseminação de patógenos e contaminação com amônia, nitratos e outros elementos tóxicos (GOSMANN, 1997; ROESLER e CESCONE TO, 2004).

Os contaminantes do ar mais comuns nos dejetos são: amônia, metano, ácidos graxos voláteis, H₂S, NO₂, etanol e propanol. A emissão de gases pode causar graves prejuízos nas vias respiratórias do homem e animais, bem como, a formação de chuva ácida através de descargas dessas substâncias ou compostos na atmosfera, além de contribuírem para o aquecimento global da terra (PERDOMO, 1999; LUCAS *et al.* 1999). A Tabela 1 apresenta os riscos ambientais mais comuns associados com a criação confinada de suínos.

Tabela 1. Riscos ambientais da produção de suínos

Produção de Suínos		
Recursos	Riscos	Fatores fundamentais
Solo	Níveis tóxicos de nutrientes no solo	Manejo inadequado dos dejetos
	Poluição do solo com metais pesados (Cu, Zn, Cd)	Manejo inadequado das rações e dejetos
	Destruição da vegetação por chuva ácida	Emissão de amônia
Água	Poluição da água superficial e subterrânea	Manejo inadequado dos dejetos
	Redução do recurso água	Aumento no uso das fontes de água
Ar	Aquecimento global: emissão de dióxido de carbono, metano e óxido nitroso	Aumento na emissão de gás responsável pelo efeito estufa
Biodiversidade	Redução da diversidade genética	Perda de raças nativas
	Aumento da suscetibilidade à doenças	Redução das resistências às doenças

Fonte: DE HAAN *et al.*, 1995.

Além da poluição no solo, ar e água, ocorrem efeitos locais indesejáveis na propriedade produtora de suínos, como os odores e a incidência de insetos, como borrachudos e moscas.

Belli Filho e Lisboa (1998) identificaram no ar das proximidades das instalações de suínos mais de 160 substâncias. O odor emitido das instalações é derivado da decomposição anaeróbia da proteína presente nos dejetos e inclui amônia, dióxido de carbono, metano e sulfeto de hidrogênio. A principal preocupação relacionada aos efeitos provocados pelo odor são irritação dos olhos, nariz e garganta, irritação e sonolência. Além disso, os odores desagradáveis podem provocar um impacto negativo tanto no aspecto físico quanto mental.

Em relação à proliferação de moscas, estima-se que apenas um suíno, eliminando cerca de dois quilos de esterco por dia, representa um potencial para produzir até 2.000 moscas. A espécie predominante é a *Musca domestica*, e é responsável pela transmissão de algumas doenças (PAIVA, 2002).

Os borrachudos são insetos do gênero *Simulium* que merecem uma atenção especial. As fêmeas desses insetos alimentam-se do sangue de mamíferos e aves e algumas espécies preferem o homem. Suas picadas doloridas, que provocam reação alérgica, comprometem a atividade agrícola e de lazer, além de serem vetores de doenças para as aves, eqüinos e bovinos. A

proliferação de mosquitos borrachudos é explicada como decorrência do elevado aporte de matéria orgânica proveniente das dejeções animais nos rios, que serve de alimento para as larvas dos mosquitos (DEMÉTRIO, 2003).

Diante desse panorama, é imperativo que se faça um manejo e tratamento adequado dos efluentes suínolas, uma vez que expostos e lançados no meio natural constituem um dos principais fatores de degradação ambiental, tornando a suinocultura insustentável. A busca por alternativas viáveis, tanto técnica quanto economicamente, apresenta-se como ferramenta indispensável para a sobrevivência dessa atividade, onde as exigências legais vêm-se tornando cada vez mais rígidas e restritivas.

1.6 Legislação Ambiental Aplicada à Criação de Suínos

Na avaliação da legislação ambiental voltada para a suinocultura, três aspectos são de suma importância, os quais dizem respeito à localização das construções, aos padrões de emissão de efluentes e à disposição de dejetos (HADLICH, 2004).

Quanto à localização, qualquer atividade deve obedecer ao limite mínimo de 30 metros, para águas correntes e de 50 metros para lagoas e lagos. O Código Florestal (Lei 7.803, de 18/7/89 que altera a redação da lei 4.711/65), considera área de preservação a mata ciliar assim como a vegetação defensiva, nas faixas marginais dos cursos de água ao longo dos rios. A variação da largura da faixa marginal de preservação permanente em cada lado do rio está definida no Art. 2º, onde a largura da faixa varia de acordo com a largura do rio desde o seu nível mais alto em faixa marginal, como mostra a Tabela 2.

Tabela 2. Variação da faixa marginal de preservação em relação à largura dos rios.

Largura de Rios (metros)	Faixa em cada margem (metros)
<10	30
10 a 50	50
50 a 200	100
200 a 600	200
> 600	500

Fonte: Adaptado, BRASIL (2002).

O mesmo artigo em suas disposições estipula que nas nascentes, ainda que intermitentes, e nos chamados olhos de água, a faixa marginal de preservação permanente seja de um raio igual a 50 metros.

Em relação aos padrões de emissão e à proteção da qualidade ambiental, das instalações de armazenamento e tratamento de dejetos, o Decreto Estadual 14.250, em seu artigo 9º, de 05/6/81, ressalta que as estruturas ou depósitos de armazenagem de substâncias capazes de proporcionar riscos aos recursos hídricos deverão ser dotados de sistemas de segurança e prevenção de acidentes e localizados a uma distância mínima de 200 metros dos corpos de água.

Já o Código Sanitário da Secretaria Estadual de Saúde (Lei nº 6.320 de 20/12/83, regulamentada pelo Decreto nº 24.980 de 14/03/1985, alterado pelo Decreto nº 4.085 de 21/02/02) dispõe sobre habitação rural e urbana. O Decreto nº 4.085, especifica, no Art. 1º, que o produtor não poderá manter depósito de lixo ou estrume a uma distância menor que 20 metros de qualquer habitação rural e no Art. 2º, um distanciamento de 20 metros da área de criação, unidades de armazenamento e/ou tratamento de dejetos e das divisas dos terrenos vizinhos.

No Estado, a FATMA – Fundação do Meio Ambiente de Santa Catarina - é o órgão responsável pela emissão de licenciamentos ambientais para as atividades consideradas potencialmente causadoras de degradação ambiental, entre elas a suinocultura em sistema confinado, conforme determina a Portaria Intersetorial nº 01/2004 que “altera a Portaria Intersetorial nº 01/92 e dá outras providências”. Nesta Portaria de 2004 são alterados os itens que atingem diretamente a suinocultura, e passam a vigorar com a seguinte redação, para granja de suínos de ciclo completo: “*será considerado de pequeno porte a criação com NM de 60 a 100; de médio porte com NM de 100 a 230; e de porte grande com NM > 230. Onde NM é número de matrizes*”. Nesta Portaria é considerado ainda, que a suinocultura é uma atividade com potencial poluidor baixo para o ar e o solo e grande para a água.

Nas unidades de armazenamento, o tempo de armazenamento (TA) é obtido através da divisão da capacidade de armazenagem pelo volume de dejetos produzidos por dia. A legislação estabelece que o TA deva ser de, no mínimo, 120 dias e através do termo de ajustamento de condutas e a instrução normativa da FATMA IN 11 (suinocultura), estipulam uma aplicação de dejetos no solo de 50 m³/ha.ano, após o necessário tempo de armazenamento.

Quanto à disposição de efluentes, o Decreto nº 14.250, de 5 de junho de 1981, regulamenta emissão de efluentes com DBO₅, no máximo de 60 mg/L. Este limite somente poderá ser ultrapassado no caso de efluente de sistema de tratamento de águas residuárias que reduza a carga poluidora do despejo em termos de DBO 5 dias, 20°C, em no mínimo 80%.

1.7 Tratamento de Dejetos Suínos

O tratamento dos dejetos suínos deve ser desenvolvido e adaptado, já que este tipo de resíduo compromete os recursos naturais. Por isso, a valorização da eficiência de produção e as tecnologias para diminuição da emissão de poluentes nos corpos receptores, são objetivos para alcançar a recuperação dos recursos naturais.

Para aquelas unidades de produção onde existe superávit de dejetos em relação à área agrícola disponível para a reciclagem, preconiza-se que uma das principais alternativas seria o emprego de sistemas de tratamento que proporcionem a redução da carga orgânica e de nutrientes a padrões que permitam o seu lançamento diretamente nos cursos d'água (PERDOMO, 2000; BELLI *et al.*, 2000).

Através de um inventário das tecnologias de tratamento atualmente disponíveis foi constatada a existência de cinco alternativas relacionadas ao tratamento preliminar, três ao tratamento primário, dezoito ao tratamento secundário, quatro ao tratamento terciário e quatorze aos sistemas de tratamento integrados, ou seja, combinam diversas alternativas, de acordo com o destino que será dado aos dejetos (PERDOMO *et al.*, 2003). O ANEXO A apresenta a listagem dessas técnicas, além do objetivo de cada uma delas e a descrição sucinta dos sistemas integrados.

Conforme Miranda (2005), as ações de pesquisa, para o tratamento de dejetos suínos em Santa Catarina, iniciou na década de 90, com a formalização de um programa interinstitucional envolvendo EMBRAPA Suínos e Aves e a Universidade Federal de Santa Catarina, com o objetivo de desenvolver e disseminar metodologias e tecnologias preventivas e corretivas da poluição decorrente da suinocultura, bem como para capacitar os profissionais de órgãos públicos e privados ligados à questão do saneamento ambiental rural. A década de 90 também foi marcada pelos diagnósticos ambientais em algumas sub-bacias hidrográficas com elevada concentração de suínos em Santa Catarina, realizados por pesquisadores do CIRAM – EPAGRI, que permitiram a

determinação dos pontos críticos de poluição, entre eles a região de Concórdia e de Braço do Norte, no oeste e no sul catarinense, respectivamente.

Desde 1995, o Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFSC vem realizando pesquisas sobre o tratamento de dejetos suínos. Já foram defendidas 4 teses de doutorado, 11 dissertações de mestrado e vários trabalhos de conclusão de curso, que estudaram diferentes sistemas. Os resultados estão sendo disseminados em congressos e periódicos nacionais e internacionais.

Dentre as pesquisas, destacam-se os estudos com lagoas, onde foram observadas diferentes séries de lagoas (COSTA *et al.*, 1995; OLIVEIRA *et al.*, 1995); modelagem econômica (MEDRI, 1997); modelagem de nutrientes (ZANOTELLI, 2002); lagoas de alta taxa e de maturação (SILVA, 1996 e OLIVEIRA, 2002); lagoas anaeróbias (CAZARRÉ, 2000); lagoas facultativas (DALAVÉQUIA, 2000); lagoas de aguapés (BAVARESCO, 1998), estudo do desempenho e dinâmica fitoplanctônica de lagoas secundárias e terciárias (BARTHEL, 2007). A maioria desses estudos foi realizada em unidades piloto ou em escala semi-real.

A partir do ano 2000, em Santa Catarina, surgiram projetos com o propósito de controle da emissão e tratamento de dejetos suínos, entre os quais se destacaram o Programa Microbacias II e Programa Nacional do Meio Ambiente (PNMA II). Do ponto de vista da ciência e tecnologia, foram estimulados os projetos que visavam a melhoria dos Arranjos Produtivos Locais e à formação de uma rede de Cooperativas envolvendo a EPAGRI, a EMBRAPA, a UFSC e a UNOESC, rede que se estruturou em torno do *Projeto Validação de Tecnologias para Manejo, Tratamento e Valorização dos Dejetos Suínos em Santa Catarina – Pequenas e Médias Propriedades*.

1.8 Justificativas

Na maioria dos países da Europa, a legislação de proteção ambiental é muito rígida com relação aos dejetos produzidos pelos suínos e outros animais, devido à dificuldade de distribuição dos mesmos. No Brasil, a partir de 1991, deu-se uma maior importância a este assunto, passando o Ministério Público a cobrar o cumprimento da legislação, aplicando advertências, multas e mesmo o fechamento de granjas (DIESEL *et al.*, 2002).

As granjas de criação de suínos normalmente possuem, em suas estações de tratamento, biodigestores ou lagoas para o tratamento secundário, não dispendo de processos para a remoção de nutrientes (nitrogênio e fósforo).

Concentrações elevadas de nitrogênio e fósforo provocam a eutrofização dos corpos receptores e o desenvolvimento de plantas indesejáveis. Tanto as algas como os vegetais superiores promovem a remoção de oxigênio dissolvido no meio líquido durante a noite, através do processo de respiração. A amônia livre (N-NH₃) é potencialmente tóxica aos peixes e outros organismos aquáticos, principalmente em condições onde a temperatura e o pH são altos (DAVIES-COLLEY *et al*, 1995).

A elevada concentração de suínos e o aumento da produção no sul do estado de Santa Catarina requerem o desenvolvimento de sistemas de tratamentos de dejetos viáveis e eficientes. As lagoas de estabilização são recomendadas, já que são facilmente adaptadas às condições climáticas locais, e podem ser utilizadas para volumes maiores de dejetos, como é o caso das médias propriedades, com produção de dejetos superior a 10 m³/dia. As lagoas apresentam vantagens econômicas e são de fácil operação, não exigindo pessoal técnico especializado.

A utilização de lagoas para tratamento de dejetos suínos tem sido estudada predominando, porém, a escala piloto ou semi-real. Existe, portanto, uma carência de trabalhos que apresentem resultados de lagoas em escala real, os quais mostram, com maior confiabilidade, as condições ideais para a instalação de outros sistemas de tratamento.

Igualmente, verificam-se lacunas de informações sobre o tratamento secundário e terciário de dejetos suínos, utilizando lagoas em escala real, que apresentem os mecanismos de remoção de nutrientes (nitrogênio e fósforo) e o comportamento da biomassa fitoplanctônica frente às mudanças sazonais e nictemerais das variáveis climáticas e quali-quantitativas dos dejetos.

No presente trabalho foram estudadas lagoas em série e escala real, as quais possuem condições de operação e monitoramento distintas, já que o controle das variáveis é limitado (principalmente aquelas que dependem do manejo dos animais, como o volume afluente e a concentração de nutrientes e matéria orgânica). Além disso, não é controlada a interferência dos fatores climáticos, como a temperatura, a radiação e os ventos.

A avaliação das lagoas em escala real, tanto da eficiência de remoção de nutrientes e DQO, quanto da capacidade de manutenção da biomassa algal, através da quantificação e

identificação das algas, fornecerá o suporte para a otimização de variáveis de projeto e das condições de operação e monitoramento.

1.9 Hipóteses e Questões de Pesquisa

A pesquisa foi conduzida a partir da formulação das seguintes hipóteses:

- (1) A utilização de lagoa facultativa aerada e lagoa de maturação, em série, favorece tanto a remoção de matéria orgânica e nutrientes remanescentes, como também a remoção de microrganismos patogênicos dos dejetos suínos;
- (2) Existe um ciclo nictemeral nas lagoas, provocando oscilação da qualidade do efluente, ao longo de 24 horas.

A partir das hipóteses formuladas, chegou-se às seguintes questões de pesquisa:

- (1) Qual o desempenho da série de lagoas facultativa aerada e de maturação, em escala real, como etapa secundária e terciária do tratamento de dejetos suínos?
- (2) Qual o comportamento da biomassa algal presente nessas lagoas?
- (3) Como se processa a variação nictemeral dessas lagoas e qual sua importância para o tratamento do efluente?

Na seqüência, foram estabelecidos os objetivos da pesquisa.

1.10 Objetivos

1.10.1 Objetivo geral

Este trabalho tem como objetivo geral avaliar o comportamento de lagoa facultativa aerada e lagoa de maturação, em série e escala real, utilizadas para tratamento secundário e terciário de dejetos suínos.

1.10.2 Objetivos específicos

- Avaliar o desempenho das lagoas submetidas a diferentes cargas de matéria orgânica e nitrogênio;
- Efetuar determinação da biomassa fitoplanctônica presente nas lagoas, em cada etapa do monitoramento, através de análise quali-quantitativa e da distribuição horizontal;
- Avaliar a estratificação vertical na Lagoa Facultativa Aerada e na Lagoa de Maturação, em termos de Clorofila *a* e OD;
- Avaliar os ciclos nictemerais nas lagoas, em diferentes condições de operação.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Lagoas de Estabilização

As lagoas de estabilização são um dos métodos mais simples de tratamento de efluentes, podendo ser usada para águas residuárias domésticas ou industriais. Funcionam bem em grandes amplitudes climáticas, do clima tropical ao ártico (VON SPERLING, 2002).

Nas lagoas, através de processos naturais (físicos, químicos, bioquímicos e biológicos), ocorre a transformação de compostos orgânicos em compostos minerais, ou orgânicos estáveis, e a remoção de microrganismos patogênicos (JORDÃO e PESSOA, 2005).

O tratamento em lagoas de estabilização é o resultado de um sistema complexo de simbiose entre bactérias e espécies de algas (WILDERER *et al.*, 1991). Nestes sistemas de tratamento, a taxa de crescimento e outras atividades microbiológicas são dependentes da variação diária de pH, intensidade de luz, OD e temperatura (MORENO, 1990).

Lagoas de estabilização são os sistemas mais usados para remoção de alguns microrganismos contaminantes (STOTT e TANNER, 2004). A radiação solar é conhecida por ser o agente principal de desinfecção do sistema de lagoas de tratamento de efluentes (CURTIS *et al.*, 1992b).

Seu tamanho é estabelecido com base nas relações teóricas e empíricas dos resultados esperados, e o Tempo de Detenção Hidráulica (*TDH*) é estimado dependendo da qualidade do efluente que se pretenda alcançar (KELLNER e PIRES, 1998).

A Tabela 3 apresenta a classificação das lagoas quanto ao OD, quanto ao fluxo e outras concepções, como as lagoas de alta taxa, lagoas de macrófitas e sistemas integrados.

Tabela 3. Descrição das lagoas.

	Tipo	Descrição	Características
Quanto ao OD	Anaeróbia	Fermentação anaeróbia, ausência de oxigênio dissolvido. Lagoa primária.	TDH = 2 a 5 dias H= 3 a 4 m Carga= 100 a 400 g DBO/ m ³ .dia
	Facultativa	<u>Processos simultâneos</u> : fermentação anaeróbia, oxidação aeróbia e redução fotossintética; estratificação elevada. Lagoa primária ou secundária.	<u>Clima temperado</u> : TDH=33-100 dias Carga= 50-150 kg DBO/ha.dia <u>Clima tropical</u> : TDH=17-33 dias Carga=100-350 kgDBO/ha.dia H= 1,20 a 2,0 m
	Aeróbia	<u>Estritamente Aeróbia</u> = equilíbrio da oxidação e fotossíntese em toda a coluna <u>Maturação</u> = OD mais elevado na superfície, pequena estratificação. Lagoa secundária ou terciária.	<u>Maturação</u> : TDH=3-5 dias H= 0,60 a 1,50 m
Quanto ao Fluxo	Mistura Completa	Todo os elementos do efluente são misturados de forma instantânea, o conteúdo da lagoa é homogêneo em todos os pontos	Dispersão infinita. D=∞
	Fluxo Disperso	Cada elemento do efluente tem um tempo de retenção diferente para cada período.	Dispersão variada. D= 0 a ∞
	Fluxo Pistão	Todo elemento do efluente sai da lagoa na mesma ordem que entrou	Dispersão nula. D= 0
Outras Concepções	Lagoas de Alta Taxa	Área reduzida; incorporação de nutrientes por biomassa algal, mistura mecânica	TDH = 4 a 10 dias H= 0,20 a 0,60m
	Lagoa de Macrófita	Polimento final. Redução de nutrientes, sólidos e DBO remanescentes, além de metais pesados.	Uso de aguapés ou <i>Lemnas</i> ; problemas com destinação final da biomassa de plantas.
	Sistemas Integrados	<u>sistema padrão</u> : 2 variações: lagoa facultativa primária + série de 3 lagoas de maturação <i>ou</i> lagoa anaeróbia + lagoa facultativa secundária + série de 3 lagoas de maturação <u>sistema avançado</u> : ex. lagoa facultativa avançada (com diferentes profundidades ao longo da lagoa) + lagoa de alta taxa + lagoa de decantação algal + lagoa de maturação	<u>sistema padrão</u> : remoção de matéria orgânica nas lagoas primárias; remoção de nutrientes remanescentes na secundária; polimento nas lagoas de maturação. <u>sistema avançado</u> : favorece a captura do gás metano e utilização como fonte de energia, utilização da biomassa algal como fertilizante ou alimento, e o reúso dos efluentes

Fonte: Adaptado, SHILTON (2005); MENDONÇA (2000); JORDÃO e PESSÔA (2005).

2.1.1 Variáveis de Funcionamento

Nas lagoas de estabilização, os processos bioquímicos e hidrodinâmicos são influenciados por fatores meteorológicos como: luz solar; vento, temperatura, chuvas e evaporação. O sol é a força de impulsão no processo de purificação da lagoa, assim como ocorre nos corpos d'água. As lagoas, porém, possuem características diferentes dos corpos receptores, como: carga de nutrientes, OD, profundidade, tamanho, Tempo de Detenção Hidráulica, tempo de detenção da biomassa e modelo do fluxo (GU e STEFAN, 1995).

As mudanças periódicas de pH, temperatura e intensidade de luminosidade, influenciam a atividade específica de grupos de microorganismos no ecossistema geral da lagoa facultativa (WILDERER *et al.*, 1991). O tempo de retenção e a carga aplicada também influenciam a atividade simbiótica entre as bactérias e as algas nas lagoas. A utilização de luz natural, como fonte de energia, sugere um sistema que é sujeito às mudanças ambientais e define a operação nas diferentes zonas criadas pelo ciclo luz/escuro (GUTERMAN *et al.*, 1990).

Segundo Almasi e Pescod (1996), a remoção de *E. coli* nas lagoas depende da variação dos mecanismos regulados pelo clima e condições ambientais, o que pode, em algumas circunstâncias, agir conjuntamente.

Na Figura 6 são apresentadas as variáveis envolvidas no funcionamento das lagoas, conforme será tratado nos itens a seguir.

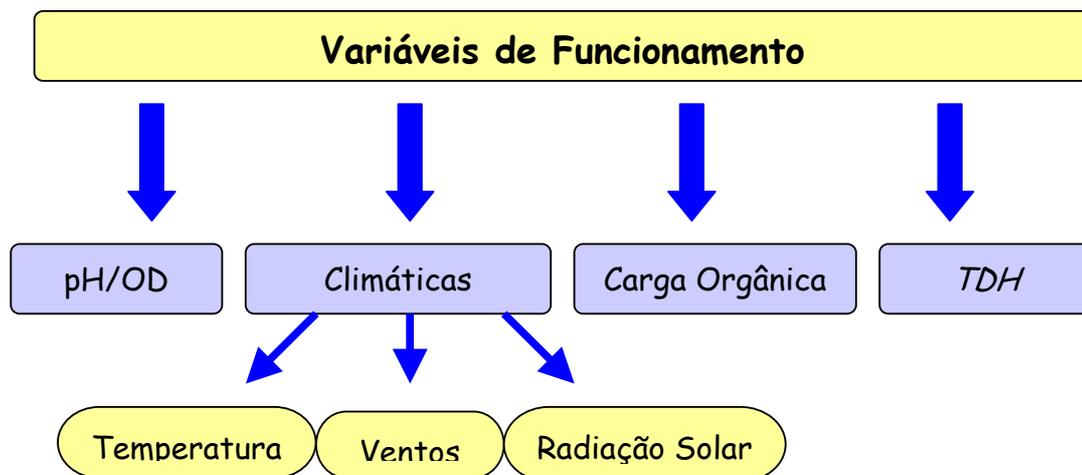


Figura 6. Variáveis de funcionamento das lagoas.

2.1.1.1 Variáveis climáticas

-temperatura / estratificação térmica

A temperatura tem um efeito pronunciado tanto nos processos bioquímicos quanto nos hidrodinâmicos em sistemas de lagoas. Durante as horas do dia, a radiação solar na superfície da lâmina d'água causa estratificação térmica.. As camadas mais superficiais ficam mais quentes e as mais profundas ficam mais frias e densas. A estratificação térmica da lagoa reduz seu desempenho por aumentar o “curto-circuito” e por interromper o processo de difusão interna na coluna d'água (CURTIS *et al.*, 1994).

No final da tarde cessa o processo de fotossíntese e ocorre o resfriamento rápido da superfície. Com aumento da força do vento durante a noite, aumenta a densidade na camada de cima e diminui na camada do fundo, causando mistura na coluna d'água. No início da manhã, a lagoa com algas está desestratificada, com ausência de camadas bem definidas na coluna d'água. A partir do amanhecer, o aquecimento aumenta gradativamente, até chegar ao máximo no início da tarde, estabelecendo bem as camadas; sendo que este ciclo se repete a cada dia. As mudanças do vento têm grande influência nas mistura vertical das lagoas e podem provocar a destruição da estratificação térmica (TADESSE *et al.*, 2004).

Altas temperaturas próximo à superfície da coluna d'água e a presença de termociclo, o qual dificulta a mistura entre o fundo da lagoa (hipolimium) e a superfície (epilimum), resulta normalmente em oscilações de variáveis tais como o fitoplâncton, oxigênio dissolvido, temperatura e pH, conforme a profundidade. A temperatura e a limitação de luz no crescimento fitoplanctônico são fatores particularmente importantes quando existe bom suprimento de nutrientes (SOLER *et al.*, 1991).

Os resultados do estudo de Gu *et al.* (1995) mostraram que as modificações de estratificação que ocorrem em lagoas de estabilização, em profundidades de 1-2 m, dependem basicamente das condições climáticas. A estratificação pode ser observada, ao longo do perfil vertical da lagoa, através da variação da temperatura, oxigênio dissolvido, pH e outras variáveis. Neste caso, a estratificação ocorreu principalmente pela temperatura, aquecimento na superfície e ausência de mistura pelo vento. A estratificação provocada pela temperatura afeta todas as outras variáveis: químicas, microbiológicas, cinética planctônica e redução de homogeneização vertical.

Exemplos da forte interação entre a estratificação e a qualidade do efluente nas lagoas de estabilização são: estratificação do OD durante o dia, variando da condição anóxica para a supersaturação, em profundidades < 2 m e após 24 h; migração diurna do zooplâncton para o consumo das algas e recirculação de nutrientes na lagoa (PEARSON *et al.*, 1987 b).

Segundo Llorens *et al.* (1992), na operação de sistemas de lagoas de estabilização, as seguintes ações podem ser relacionadas com a dinâmica de estratificação: 1-sincronismo de descarga entre lagoas; 2-sincronismo na liberação (descarga seletiva) da lagoa secundária para o próximo processo de tratamento; 3- sincronismo da mistura e aeração artificial.

A avaliação da estratificação de lagoa de estabilização necessita um planejamento cuidadoso, principalmente quanto ao horário e profundidade de amostragem. A estratificação ocorre muito rapidamente, por isso em alguns casos o regime de fluxo não pode ser considerado de mistura completa (PEARSON *et al.*, 1987a).

Quando a lagoa de estabilização é termicamente estratificada, ocorre um gradiente de densidade e a conseqüente mistura na coluna d'água (CHU e SOONG, 1997). Nesta situação, a lagoa se comporta como uma série de camadas com densidades diferentes, cada camada sendo estável em uma determinada profundidade, com densidades maiores no fundo. A estratificação pode ser estável (persistir por meses) ou intermitente (aparecendo em poucas horas do dia) (TORRES *et al.*, 2000).

Segundo Arceivala (1983 *apud* KELLNER e PIRES, 2002) a estratificação térmica, a qual é caracterizada pelo alto gradiente térmico, é normalmente observada em lagoas mais profundas. Entretanto, em lagoas de estabilização com pouca profundidade, a alta turbidez fornece condições favoráveis para a ocorrência do fenômeno, principalmente durante o verão. As lagoas concentram grande energia térmica na superfície, comparado com o fundo, que resulta em diferentes temperaturas, como conseqüência ocorre uma densidade diferente, com diminuição de densidade na superfície e maior densidade no fundo. Esta estratificação induz alterações no fluxo padrão de projeto e a diminuição do volume útil da lagoa.

Entre os problemas de hidrodinâmica e limnologia que causam a estratificação, o decréscimo no volume da zona ativa (volume útil) é o principal, com conseqüências no Tempo de Detenção Hidráulica. A influência da estratificação na eficiência da mistura foi estudada por Kellner e Pires (2002), os quais verificaram que no inverno, após a temperatura da superfície da

lagoa diminuir, a zona ativa se estende do fundo para o topo. Durante o verão, um termoclima se forma e a zona ativa se estende da superfície para o fundo. Os volumes da zona ativa foram estimados entre 70 e 20% do total durante o inverno e verão, respectivamente, variando também o Tempo de Detenção Hidráulica, em relação ao teórico.

Atualmente não são reportados estudos de estraificação térmica em lagoas tratando dejetos suínos, as pesquisas ainda estão limitadas ao esgoto doméstico.

-radiação solar

A penetração de luz dentro de lagoas de estabilização tem importância na remoção de patogênicos e na produtividade algal. A atenuação de luminosidade se dá pela absorção da luz pelas substâncias húmicas e algas, sendo o processo de dispersão (turbidez) de menor importância (CURTIS *et al.*, 1994).

Na literatura, frequentemente, não se distingue entre os efeitos da intensidade média de luz que incide no ambiente e a luz que realmente percorre a coluna d'água. Esta distinção é importante porque todas as lagoas recebem maior incidência luminosa na superfície e menor no fundo. A divisão da radiação em zonas é determinada pela atenuação da luz pelas algas e outras partículas, isto ocorre entre 10 e 30 cm de profundidade (PEARSON *et al.*, 1987a).

As algas, sendo fotossintéticas, têm grande quantidade de pigmentos, os quais impedem a penetração da luz no meio líquido. A relação entre a absorbância e as algas é aproximadamente linear, sendo a correlação também direta com a Clorofila *a* (como indicador da biomassa algal) (CURTIS *et al.*, 1992b).

-ventos

A ação dos ventos é útil quando promove a homogeneização da massa líquida, levando o oxigênio da superfície às camadas mais profundas, fazendo com que os microrganismos se dispersem por toda a extensão das lagoas. Os ventos auxiliam a movimentação de algas desprovidas de movimento próprio, como a *Chorella*. Quando a fotossíntese não é suficiente para garantir a oxigenação da massa líquida, o vento pode contribuir para a transferência e difusão de oxigênio da atmosfera para a massa líquida (MENDONÇA, 2000).

O vento pode auxiliar na mistura da lagoa, assim como na aeração por difusão, principalmente durante a noite (DAVIES e CORWELL, 1991). Porém, conforme a velocidade e a incidência do vento, este pode criar fluxos preferenciais e provocar curto-circuitos nas lagoas, o que é muito prejudicial (MARA e PEARSON, 1998).

Segundo Mendonça (2000), os dispositivos de entrada e saída das lagoas devem estar dispostos de forma que a direção dos ventos predominantes ocorra do efluente para o afluente. Isto fará com que não se formem os cortocircuitos nas lagoas e evitará a saída de sobrenadantes no efluente.

2.1.1.2 pH/ OD

A fotossíntese determina uma grande variação de pH nas lagoas facultativas e aeradas, podendo, nas camadas superficiais, atingir pH igual a 10 nos momentos de maior atividade fotossintética e cair para 7 no período da noite. Quando em grande atividade, as algas removem o CO₂ do meio rapidamente e este é liberado pela respiração ou repostado pela atmosfera. Nesses momentos, o CO₂ necessário às algas é obtido dos íons carbonatos e bicarbonatos e o aumento do pH ocorre pela liberação de íons hidroxila (SILVA e MARA, 1979).

As variações dos fatores meteorológicos provocam flutuações sazonais e diurnas nos variáveis de qualidade do efluente; como temperatura, pH e OD. A oxigenação fotossintética, a qual é essencial para a oxidação da matéria orgânica, varia diariamente com a intensidade luminosa, com os picos ocorrendo entre 13:00 e 15:00 horas nos trópicos, sendo comum encontrar supersaturação de oxigênio dissolvido entre 300 e 400 % na superfície de lagoas nas tardes quentes (PICOT *et al.*, 1992).

Segundo Picot *et al.* (1991), elevando-se o pH a valores superiores a 9,5, através de maior oxigenação do meio (artificial ou pela atividade fotossintética das algas), favorece-se a remoção de nitrogênio por volatilização da amônia e incrementa-se a precipitação dos fosfatos insolúveis.

2.1.1.3 Tempo de Detenção Hidráulica (TDH)

Muitos trabalhos relatam valores diversos de TDH para lagoas facultativas, Arceivala (1973 *apud* MENDONÇA, 2000) apresenta valores entre 7 e 110 dias, para temperaturas

variando entre 25 °C a 5°C. Silva (1982 *apud* JORDÃO e PESSÔA, 2005) destaca que o *TDH* mínimo é de 6 dias para as condições climáticas do nordeste brasileiro.

Von Sperling (1996) destaca que a faixa de *TDH* usualmente empregada em lagoas facultativas varia de 15 a 45 dias, sendo que os menores *TDH* podem ser adotados em regiões em que a temperatura do líquido seja mais elevada. Além disso, o tempo de retenção requerido é função da cinética de remoção de DBO e do regime hidráulico da lagoa.

Para Gloyna (1971 *apud* KELLNER e PIRES, 1998), o *TDH*, em lagoas facultativas, varia conforme a carga aplicada e as condições ambientais, sendo menor para regiões tropicais (17 a 33 dias, com carga de 150 a 300 Kg DBO/ha.dia) e maior para regiões muito frias (> 200 dias e carga < 10 Kg DBO/ha.dia).

As lagoas de maturação podem ser dimensionadas levando-se em conta o *TDH*. Para lagoas de maturação, o mínimo deve ser de três dias em cada lagoa, e preferivelmente o volume necessário deve ser dividido em lagoas múltiplas, dispostas em série. É razoável admitir que, quando são muito pequenos, induzam a curtos circuitos, sendo considerado ótimo o *TDH* de 7 dias em cada lagoa, se existir área disponível. O sistema ideal deveria ser constituído de pelo menos três lagoas em série (JORDÃO e PESSÔA, 2005).

Em lagoas tratando dejetos suínos o *TDH* varia conforme a carga orgânica aplicada e quanto ao tipo de lagoas. Em estudos desenvolvidos por Costa *et al.* (2000a), foi utilizado o *TDH* de 30 dias para lagoas de alta taxa tratando dejetos suínos, em regime de bateladas. Costa *et al.* (2000b) estudou também lagoas de aguapés para tratamento de dejetos suínos, usando um *TDH* de 19 dias, já que o efluente recebia tratamento prévio em um série de lagoas anaeróbias e facultativa.

Uma lagoa de aguapés, tratando dejetos suínos, com *TDH* de 20 dias, foi estudada como tratamento secundário/terciário, removendo 58% da DQO remanescente, 47% de sólidos totais, 59% de nitrogênio total e 54% de fósforo total. O sistema removeu, ao total, 7 unidades log para *E. coli*. Foi também efetuada modelagem econômica para a escolha do sistema de lagoas (COSTA e MEDRI, 2002; MEDRI e COSTA, 2003).

Zanotelli *et al.* (2002) estudando um série de lagoas tratando dejetos suínos utilizaram os seguintes *TDH*: 35 dias para a lagoa anaeróbia 1; 46 dias para a lagoa anaeróbia 2; 24 dias para a lagoa facultativa e 19 dias para a lagoa de aguapés.

Oliveira (2002) estudou o tratamento secundário e terciário de dejetos suínos utilizando diferentes lagoas. Foi avaliado o sistema de tratamento composto por decantador, duas lagoas anaeróbias em série (*TDH* de 53 e 33 dias, respectivamente); lagoa de alta taxa (*TDH* de 21 dias); duas lagoas de maturação com *TDH* de 140 dias cada uma; e lagoa aerada com *TDH* de 121 dias.

Barthel (2007), estudando uma série de lagoas piloto tratando dejetos suínos, utilizou *TDH* de 11 dias para a lagoa de alta taxa, 70 dias para a lagoa de maturação 1; 17 dias para a lagoa de maturação 2 e 9 dias para a lagoa de aguapés.

2.1.1.4 Carga orgânica

A concentração de DBO ou DQO tem influência direta no comportamento da lagoa, sendo a variável de carga orgânica aplicada por área superficial (kg DBO/ha.dia) usado no seu dimensionamento. A referência à área superficial, em lagoas facultativas, se dá pela grande importância que o espelho d'água tem no processo, como a área de incidência da luz solar, onde se processa a oxigenação pela ação fotossintéticas das algas (JORDÃO e PESSÔA, 2005).

A Tabela 4 define a carga aplicada para lagoas facultativas conforme Gloyna (1971 *apud* KELLNER e PIRES, 1998):

Tabela 4. Cargas aplicadas conforme o *TDH* e as condições ambientais

Carga aplicada (kgDBO/ha.dia)	<i>TDH</i> (dias)	Condições Ambientais Locais
<10	>200	Regiões muito frias, com coberturas sazonais de gelo, baixa temperatura da água
10-50	100-200	Clima frio com cobertura sazonal de gelo, temperatura de verão temperada e presente por pequenos períodos
50-100	33-100	Regiões temperadas, semitropicais, cobertura de gelo ocasional
150-300	17-33	Regiões tropicais, sol e temperatura uniformemente distribuídos

Fonte: Adaptado de Gloyna (1971 *apud* KELLNER e PIRES,1998) e Jordão e Pessôa (2005).

Segundo Von Sperling (2002), a carga aplicada, em lagoas facultativas, varia conforme a temperatura e a insolação, como mostra a Tabela 5. Este é um método empírico, baseado na experiência, que indica faixas de valores para o carregamento da lagoa.

Tabela 5. Cargas aplicadas conforme as condições ambientais de temperatura e insolação.

Carga aplicada (kgDBO/ha.dia)	Condições Ambientais Locais
240-350	Regiões com inverno quente e elevada insolação
120-240	Regiões com inverno e insolação moderados
100-180	Regiões com inverno frio e baixa insolação

Fonte: VON SPERLING (2002)

Levantamentos feitos em São Paulo e Paraná (CETESB, 1979 e BNH, 1982 *apud* JORDÃO e PESSÔA, 2005), indicaram que, para estas regiões, a carga máxima de aplicação é de 250 kg/ha.dia nas lagoas facultativas primárias, para manter a remoção de DBO em pelo menos 80%, e no caso de lagoas secundárias até 150 kg/ha.dia. Estes limites são evidentemente menores que os determinados nas lagoas experimentais de Campina Grande, na região nordeste, que operando com temperatura do meio líquido de 25°C, admitiam cargas tão elevadas como 400 kg/ha.dia (SILVA, 1982 *apud* JORDÃO e PESSÔA, 2005).

Medri (1997) estudou um sistema de lagoas, em escala semi-real, formado por duas lagoas anaeróbias, uma lagoa facultativa e uma lagoa de aguapés. Os resultados mostraram que o tratamento secundário foi realizado na lagoa facultativa, recebendo carga de 294 kg DBO/ha.dia, efetuou remoção de 50% para DBO e de DQO, 34% de sólidos totais, 59% de nitrogênio total e 30% de fósforo total.

Zanotelli (2002) utilizou as seguintes cargas em lagoas para tratamento de dejetos suínos: 470 kg DQO/ha.dia para a lagoa facultativa e 341 kg DQO/ha.dia para a lagoa de aguapés. Valores bem acima daqueles recomendados para lagoas tratando esgoto doméstico.

No trabalho de Oliveira (2002) as cargas superficiais utilizadas para o tratamento secundário de dejetos suínos foram as seguintes: 190 kg DQO/ha.dia para a lagoa de alta taxa e 120 kg DQO/ha.dia para a lagoa aerada.

Barthel (2007) estudando lagoas para tratamento de dejetos suínos, utilizou 357 kg DQO/ha.dia para a lagoa de alta taxa , 148 kg DQO/ha.dia para a lagoa de aguapés, 32 kg DQO/ha.dia para a lagoa de maturação 1 e 90 kg DQO/ha.dia para a lagoa de maturação 2.

Verfica-se nos estudos com dejetos suínos cargas bem acima daquelas encontradas em esgoto doméstico, porém todos os sistemas estudados apresentaram satisfatória eficiência de remoção, mostrando a capacidade das lagoas de tratar efluentes com altas concentrações de matéria orgânica.

Aguirre *et al.* (2004) aplicaram diferentes cargas em lagoas de alta taxa tratando dejetos suínos. As cargas variaram entre 100 e 200 kg DQO/ha.dia para a lagoa de alta taxa 1 e de 100 e 400 kg DQO/ha.dia para a lagoa de alta taxa 2. Neste trabalho conclui-se que a carga máxima admitida é de 200 kg DQO/ha.dia para que ocorra eficiência satisfatória de DQO e amônia.

Estrada e Hernandez (2002) estudaram uma série de lagoas piloto tratando dejetos suínos, sendo a carga aplicada na lagoa facultativa de 300 kg DQO/ha.dia e nas lagoas de maturação entre 50 e 100 kg DQO/ha.dia. A remoção de DQO foi de 48% na lagoa facultativa e de 28% em cada lagoa de maturação. A remoção de DBO foi de 83% na lagoa facultativa e entre 31 e 51% nas lagoas de maturação. Houve remoção de sólidos suspensos somente na lagoa facultativa (31%) e na primeira lagoa de maturação (16%), na segunda lagoa de maturação houve acréscimo, devido à proliferação algal.

2.1.2 Fitoplâncton

As algas constituem o grupo mais importante do ponto de vista hidrobiológico, com exceção das algas azuis (cianobactérias), que diferem das bactérias pela presença de núcleo celular, reprodução sexuada, plastos e cromatóforos contendo os pigmentos fotossintetizantes. As cianobactérias são organismos tipicamente fotossintetizantes, mas são dificilmente distinguíveis de certas bactérias. As algas podem se apresentar sob forma de células isoladas, dotadas ou não de movimentos (como *Chlamydomonas* e *Chlorella*, respectivamente), ou formando colônias filamentosas, esféricas (*Volvox*), planas (*Agmenellum*, *Gonium*), irregulares (*Microcystis*). Além disso, podem ser pluricelulares, com formas variadas, geralmente filamentosas, com ou sem ramificação (BRANCO, 1978).

As algas são fotoautotróficas, embora algumas cresçam heterotroficamente. Quando crescem fotossinteticamente, produzem oxigênio e utilizam dióxido de carbono como única fonte de carbono. Entretanto, ao contrário das plantas superiores fotossintetizantes, as algas não necessitam de um sistema vascular para transportar nutrientes, uma vez que toda célula algácea é autotrófica e pode absorver diretamente os nutrientes dissolvidos. Muitas algas são móveis ou possuem um estágio móvel durante o seu ciclo de vida (PELCZAR *et al.*, 1996).

Através da clorofila as algas têm a capacidade de produzir oxigênio, absorvendo a energia da luz solar e convertendo-a em calor e energia química. Suas principais funções nas lagoas de estabilização são: produzir oxigênio para a realização de processos aeróbios de decomposição da matéria orgânica; manter as condições aeróbias no meio aquático; e remoção de nutrientes (como Nitrogênio, Fósforo e Carbono) para satisfazer suas próprias necessidades nutricionais.

Muitas espécies de algas preferem o nitrogênio na forma de amônia, por ser rapidamente sintetizada em aminoácidos. Outras espécies de algas podem utilizar-se das formas oxidadas do nitrogênio, como nitrito e nitrato (UEHARA e VIDAL, 1989). Outro efeito indireto da fotossíntese decorre do consumo de dióxido de carbono, subproduto da respiração das bactérias saprófitas e provenientes dos bicarbonatos do próprio meio líquido. Ele modifica o equilíbrio carbonato-bicarbonato da formação de íons de hidroxila OH⁻, elevando o pH do líquido, para valores de 8 a 11. Por outro lado, contribuem de forma significativa para aumento de sólidos em suspensão, principalmente no verão.

A assimilação de nutrientes pela biomassa algal ou bacteriana depende da densidade celular, taxa de crescimento e composição, sendo que estas condições são afetadas pela carga orgânica aplicada, pela concentração de nutrientes, tempo de retenção hidráulica e pelas características do meio, como pH e temperatura (MIDDLEBROOKS *et al.*, 1999).

A composição de macronutrientes nas microalgas, segundo Hemens e Mason (1968), é de 0,6-16% de nitrogênio (média de 8%) e de 0,16-5% para fósforo (média de 2%).

As algas necessitam para o seu desenvolvimento e reprodução de 106 átomos de carbono, e de 15 de nitrogênio para cada átomo de fósforo. Uma das fontes de nitrogênio para o seu crescimento pode ser o nitrogênio orgânico. Sendo esse liberado como amônia e depois transformado em nitrato (NO₃⁻), pela decomposição bacteriana (UEHARA e VIDAL, 1989).

Sevrin-Reyssac *et al.* (1995) afirmam que o bom funcionamento de uma cultura algal se reconhece pela coloração da água. A transparência da água lida no disco de Sechi até 5 cm indica uma importante quantidade de algas. Leituras de 6 a 10 cm indicam quantidade média. Leituras no disco de Sechi de 10 a 20 cm traduzem em densidade de algas insuficiente, afetando a capacidade de depuração. Para Matheus *et al.* (1991), a densidade fitoplanctônica está relacionada à visibilidade do Disco de Sechi, sendo que uma leitura inferior a 10 cm caracteriza um meio eutrofizado.

Os sólidos suspensos podem ser utilizados como indicadores da densidade de algas em lagoas estabilização, servindo como uma ferramenta de controle para avaliação das condições de operação de ETE's. Para despejos domésticos, Ludovice *et al.* (2001) encontraram uma formulação matemática para se estimar a biomassa de algas a partir de simples análises de sólidos suspensos, permitindo sua utilização diretamente em efluentes de lagoas com alta densidade de algas, como as lagoas de alta taxa, ou efluentes submetidos a pós-tratamento para remoção de sólidos suspensos.

Existe a estimativa que mais de 80% do oxigênio dissolvido em lagoas de estabilização são provenientes da atividade fotossintética, através da biomassa fitoplanctônica, sendo que este processo depende da atividade fotossintética e também da taxa de transferência de massa a partir da superfície. Em um experimento feito no nordeste do Brasil, estudando o efeito da “luminosidade X escuro” nas taxas de produção de oxigênio, verificou-se que para uma lagoa facultativa primária, com carga orgânica de 250 Kg DBO/ha.dia, a produção de oxigênio foi de 1,7 g O₂/m²/h e em lagoa de maturação, com carga de 50 Kg DBO/ha.dia, o OD produzido foi de 1,2 g O₂/m²/h (PEARSON, 2005).

Segundo Oswald (1991), a quantidade de oxigênio molecular liberado pela biomassa algal depende da espécie da alga, da idade celular e da capacidade desta biomassa de utilizar os nutrientes presentes no meio líquido, principalmente nitrogênio. Ainda neste trabalho verificou-se que a idade média das algas é de 3 a 6 dias e que utilizam a amônia como fonte preferencial de nitrogênio. Através desta constatação foi encontrada a seguinte relação: para cada grama de alga sintetizada (em peso seco) 1,5 a 1,6 gramas de oxigênio é liberado para o meio. Por este motivo, a manutenção da população algal em grande quantidade é fundamental para a eficiência da oxidação da matéria orgânica pelas bactérias heterotróficas.

As variações sazonais das condições climáticas em lagoas, principalmente em lagoas de alta taxa, são bastante estudadas (CANOVAS *et al.*, 1996), mas poucos estudos foram efetuados sobre o funcionamento dos ciclos nictemerai (24 horas), que podem ser uma ferramenta importante a considerar nos dimensionamento das lagoas. Existem poucas referências sobre a incidência das variações dos ciclos diários sobre a performance de depuração em lagoas de tratamento de águas residuárias. O conhecimento destes fatores permite a identificação das condições ótimas para o funcionamento das lagoas (PICOT *et al.*, 1993).

As variações diárias das variáveis físicas, químicas, bacteriológicas em lagoas são pouco conhecidas (KÖNIG, 2000). O estudo da variação nictemeral (24 horas) tem grande importância para indicar os principais mecanismos e as interações que ocorrem em curtos períodos de tempo nos sistemas aquáticos (DINIZ *et al.*, 2003).

Barthel *et al.*(2004) e Barthel *et al.*(2005) avaliaram o tratamento de dejetos suínos em lagoas de alta taxa (etapa secundária) e lagoas de maturação e aguapés (etapa terciária), todas em escala piloto. As lagoas apresentaram variações nictemerai para os variáveis pH, temperatura, OD e biomassa planctônica. O desempenho do sistema de tratamento não sofreu influência sazonal, embora tenha sido observada sucessão planctônica durante as diferentes estações do ano.

Presença de *Chlorella sp.*

A alga verde *Chlorella sp.* é comumente associada a lagoas de alta taxa e lagoas facultativas com alta taxa de aplicação superficial por apresentar elevada velocidade de crescimento (CANOVAS *et al.*, 1996). Segundo Zulkifli (1992), *Chlorella sp.* é a alga mais tolerante à temperatura e à salinidade, prefere um meio com muita matéria orgânica e utiliza preferencialmente a amônia em relação aos nitratos.

Bartosh e Banks (2006) verificaram que *Chlorella vulgaris* apresenta mecanismos de adaptação e mantém a sobrevivência mesmo em condições adversas, como baixas temperaturas e ausência de luz solar. E que em condições favoráveis, é extremamente competitiva, aparecendo em grandes quantidades durante o período de primavera-verão.

Em estudos feitos por Calijuri *et al.* (2004), monitorando lagoas em série (anaeróbia + 2 lagoas facultativas) tratando esgoto doméstico, verificou-se a predominância de *Chlorella*

vulgaris, alga que é oportunista e pode, em determinadas condições, utilizar compostos orgânicos para o seu crescimento.

Athayde *et al.* (2000) mostraram que vários fatores como intensidade luminosa, toxicidade da amônia e, principalmente a carga orgânica superficial aplicada, influenciam na população de biomassa algal em lagoas. *Euglena*, *Chlamydomonas*, *Oscillatoria* e *Pyrobotrys* mostraram-se resistentes a altas cargas orgânicas; *Chlorella* e *Scenedesmus* não se adaptaram ao meio no primeiro estágio do tratamento, onde a carga orgânica é maior.

Segundo Rodrigues (2000), a alga *Chlorella vulgaris* pode se desenvolver numa alta concentração de nitrato, embora um leve efeito inibitório tenha sido observado em testes com altas concentrações (97 mM). Trabalhos citados por esse autor relataram que a assimilação de nitrato pelas algas aumenta quando a concentração do meio é elevada. Este aumento induz a um incremento na atividade da redutase do nitrato celular. Por outro lado, o aumento da atividade da redutase pode conduzir a um aumento do nitrato dentro da célula, que além de ser tóxico, provoca a redução do consumo de nitrato.

Tam e Wong (1996) estudaram o efeito da amônia no crescimento de *Chlorella vulgaris*, e verificaram que esta alga cresceu em concentrações variáveis de 10 a 1000 mg N-NH₃/L, mostrando a capacidade de adaptação desta alga. Além disso, a remoção de amônia por assimilação algal foi elevada (95%) em concentrações entre 40 e 80 mg/L, e foi menor em concentrações acima de 80 mg/L. Segundo Muñoz e Guieysse (2006), *Chlorella* é uma alga muito resistente às condições de alta concentração de N-NH₃, tendo inclusive a capacidade de remover poluentes recalcitrantes, como os fenóis e manter taxas elevadas de crescimento.

Baumgarten *et al.* (1999) estudaram o uso de uma cultura de *Chlorella sp.* e de bactérias encontradas naturalmente em dejetos suínos, tanto em experimentos em batelada (dejeito suíno + solução nutritiva), quanto em cultura contínua (somente dejeito bruto), com o objetivo de remoção de amônia e COT. No experimento em batelada, foi usado um fotobioreator, neste caso tanto *Chlorella sp.* quanto as bactérias tiveram bom crescimento e atingiu remoção de 25% de amônia e 80% de COT. No teste usando cultura contínua, não houve diferenças significativas na população bacteriana, neste caso, o nitrogênio amoniacal foi totalmente removido e houve satisfatória remoção de NTK, porém não houve detecção de nitrato e sim de nitrito, mostrando a

presença de bactérias nitrificantes e provavelmente houve oxidação da amônia até nitrito e logo após redução a compostos gasosos.

Com o objetivo de valorização dos sub-produtos do tratamento de dejetos suínos, Sevrin-Reyssac *et al.* (1995) sugerem a utilização de lagoas integradas em série: lagoas para o desenvolvimento algal (alta taxa), seguidas de lagoas de *Daphnias* e lagoas de peixes. Este sistema permite a depuração do efluente, além de tornar-se uma fonte de renda para o produtor, através da biomassa algal e do pescado. No trabalho de Sevrin-Reyssac *et al.* (1994), as algas verdes, pertencentes aos *Chlorococcales*, foram predominantes, já que se adaptam bem às condições de altas cargas orgânicas e tem a capacidade de incorporar o nitrogênio, tanto na forma mineral quanto na forma orgânica.

A predominância de *Chlorella sp.* foi verificada nos trabalhos de Zanotelli (2002) e Oliveira (2002), que estudaram lagoas secundárias e terciárias, para o tratamento de dejetos suínos. Barthel *et al.* (2004) estudaram o fitoplâncton e o zooplâncton em lagoa de alta taxa e lagoa de maturação tratando dejetos suínos, e concluíram que *Chlorella* foi a espécie dominante ao longo de todos os ensaios, seguida por várias espécies de algas diatomáceas e o curto TDH (entre 10 dias e 17 dias) não permitiu o desenvolvimento de zooplâncton.

2.1.3 Remoção da carga orgânica

As três principais formas de transformação do carbono em lagoas de tratamento são: fermentação anaeróbia (fundo de lagoas facultativas), oxidação aeróbia (nas camadas superficiais de lagoa facultativa e de maturação) e redução fotossintética (nas zonas fóticas de lagoas facultativas e de maturação).

Fermentação Anaeróbia

Segundo Jordão e Pessoa (2005), a fermentação anaeróbia é um processo seqüencial. Primeiramente ocorre a “digestão ácida”, onde as bactérias acidogênicas, nas ausências de oxigênio dissolvido, transformam compostos orgânicos complexos (carboidratos e lipídios) em substâncias mais simples (ácidos orgânicos, aldeídos e álcoois). Nesta fase o pH fica entre 5 e 6 e

pode ocorrer a formação de compostos intermediários, como o ácido acético, propiônico e butírico, além do desprendimento de H₂S e amônia, que causam maus odores.

Em seguida ocorre a “fermentação metânica”, em que as bactérias metanogênicas transformam os ácidos orgânicos em CH₄ e CO₂, quando o pH sobe para 7,2 a 7,5 e forma-se uma espuma cinzenta. Nesta fase os maus odores desaparecem. A metanização ocorre somente em temperatura acima de 15°C.

Oxidação aeróbia

Nas lagoas de estabilização ocorre maior remoção da DQO na forma de moléculas complexas como carboidratos, proteínas e lipídios, isso se deve ao maior Tempo de Detenção Hidráulica quando se compara com outros sistemas de tratamento, ocorrendo a hidrólise destes compostos (VON SPERLING, 2005).

Os processos aeróbios de remoção de carbono nas lagoas são feitos por uma gama extensa de bactérias heterotróficas como *Pseudomonas*, *Achromobacter*, *Flavobacterium* e *Bacillus* (GANN *et al.*, 1968 *apud* PEARSON, 2005). Em lagoas, os grupos de bactérias presentes são os mesmos encontrados em outros sistemas de tratamento, assumindo que a degradação microbiana da matéria orgânica é essencialmente similar aos outros sistemas biológicos de tratamento. Porém, em lagoas a concentração de bactérias heterotróficas é muito menor, se comparado com os lodos ativados, por isso é necessário maior volume e maior Tempo de Detenção Hidráulica.

A DBO₅ é utilizada pela biomassa, resultando num consumo de oxigênio e aumento da população de microrganismos. Quando a maior parte da DBO₅, inicialmente presente, encontra-se reduzida, e os nutrientes escassos, a população microbiana passa a declinar (crescimento endógeno). Este fenômeno está vinculado à autodepuração do ambiente, para o restabelecimento do meio aquático, por mecanismos essencialmente naturais. Na respiração aeróbia bacteriana, além da matéria carbonácea, os microrganismos necessitam de nutrientes essenciais, principalmente nitrogênio e fósforo. A proporção de 100:5:1 de DBO:N:P é considerada ideal para que as bactérias heterotróficas removam a DBO₅ afluente (METCALF & EDDY, 2003).

Em lagoas tratando dejetos suínos foi estudado a aeração mecânica para aumentar o aporte de oxigênio na massa líquida e favorecer o desenvolvimento de bactérias heterotróficas,

responsáveis pela oxidação biológica da matéria orgânica. Zanotelli (2002) verificou para a lagoa facultativa aerada tratando dejetos suínos, que a eficiência da lagoa na remoção de DQO passou de 44% para cerca de 70% quando níveis de OD na lagoa eram mais elevados que 2 mg/L.

Fotossíntese

Este processo consiste na conversão de energia luminosa em energia química, que será utilizada para reduzir o CO_2 em produtos energéticos como a glicose e o amido. Segundo RICKLEFS (1996), mais da metade da fotossíntese na litosfera é realizada por cianobactérias, dinoflagelados, diatomáceas e euglenófitas do fitoplâncton. A fotossíntese transforma o carbono de um estado oxidado (CO_2 ou HCO_3^-) para o estado reduzido (CH_2O) de alta energia.

A produtividade primária de um sistema ecológico pode ser definida como a taxa na qual a energia radiante é convertida, pela atividade fotossintética, em substâncias orgânicas. A diferença entre a produção bruta e a líquida abrange a energia da respiração, a quantidade utilizada para a manutenção e a biossíntese (ODUM, 1983).

A captura de energia solar pelos seres fotoautotróficos eucariontes é feita através de pigmentos, sendo os principais a Clorofila *a* e *b*, que se encontram nos cloroplastos (JUNQUEIRA e CARNEIRO, 1991). A Clorofila é o pigmento mais importante na recepção da luz durante a fotossíntese, sendo que esta absorção ocorre com maior intensidade nas faixas de comprimento de onda entre 400-500 nm (luz azul) e 600- 700 nm (luz verde) (ODUM, 1983).

A fotossíntese possui duas fases fisiológicas: (a) fase clara onde a energia luminosa é utilizada para quebrar a molécula de água e liberar o oxigênio e H^+ , ocorrendo acúmulo de energia química na forma de ATP; (b) fase escura, que é independente da luz, onde ocorre a redução do CO_2 para a formação de glicose através do uso da energia química acumulada na primeira fase (JUNQUEIRA e CARNEIRO, 1991).

Segundo Ferri (1985), todos os seres fotossintetizantes também utilizam o oxigênio para a respiração, sendo o processo inverso ao da fotossíntese. Durante as horas do dia, a produtividade primária não está limitada à disponibilidade de luz, já que os níveis terrestres excedem os pontos de saturação da maioria dos fotoautotróficos (RICKLEFS, 1996). Um dos fatores limitantes é a temperatura (ótima de 16°C para espécies de clima temperado e até 38°C para as espécies de

clima tropical). Outro fator é a disponibilidade de nutrientes, sendo que existe um balanço para cada espécie, considerando macronutrientes (N, P e K) e micronutrientes (Ca, Mn, Mg, Na, Se, Si) (JUNQUEIRA e CARNEIRO, 1991).

Lagoas com aguapés tratando dejetos suínos foram estudadas por Costa *et al.* (2000b) e se verificou que este tipo de tratamento pode remover até 50% das cargas aplicadas de DQO, DBO, NT e PT, mesmo utilizando uma sobrecarga de nitrogênio (110 kg/ha.dia), sendo uma boa alternativa de depuração de efluentes.

Bavaresco (1998), em seus estudos, utilizou aguapés em lagoas piloto para tratamento terciário de dejetos suínos, obtendo bons resultados na remoção de DQO (40-100%), NT (40-95%), PT (20-50%), metais: Fe, Cu, Mn e Zn (40-100%) e *E. coli* (4 a 7 unidades log), variando em função da estação do ano (inverno ou verão). Os estudos da modelagem de lagoas de aguapés, em escala real, realizados por Costa *et al.* (2003) mostraram a densidade máxima das macrófitas nas lagoas (350 g/m²) e a ocupação ideal da área superficial (50%).

2.1.4 Remoção de nutrientes

2.1.4.1 Fósforo

O Fósforo é um elemento indispensável a todas as formas de vida e é muito importante para os vegetais. Considerado o principal responsável pela eutrofização das águas, está presente nas formas de ortofosfatos, polifosfatos e fósforo orgânico. Certas formas são solúveis (ortofosfato) e outras insolúveis (polifosfato de cadeia longa) (SEVRIN-REYSSAC *et al.*, 1995).

As algas assimilam fósforo em quantidades variáveis, conforme a espécie e as condições do meio, por isso é difícil encontrar uma relação entre a quantidade de Clorofila *a* (ou peso seco algal) e o conteúdo de fósforo presente na biomassa. Alguns tipos de cianobactérias possuem uma capacidade de estocar grandes quantidades de fósforo (*luxury uptake*), a exemplo do que acontece com as bactérias do gênero *Acinetobacter*, em lodo ativado; porém os processos metabólicos são diferentes (PEARSON, 2005).

Os mecanismos de remoção do fósforo são: sedimentação do fósforo orgânico na biomassa algal e precipitação do fósforo inorgânico (principalmente como hidroxiapatita em pH

maior que 9,5). Assim como o nitrogênio, o fósforo associado com a fração não biodegradável das células algais fica no sedimento (SLAK *et al.*, 2004).

A liberação do fósforo do sedimento para a fração líquida depende do precipitado formado, do pH e das condições de aerobiose. Em pH alto e condições anaeróbias existem condições para a dissolução do fosfato, mineralização do fósforo orgânico e simples difusão do fosfato (REED *et al.*, 1988 *apud* MAYNARD *et al.*, 1999).

As algas também são indiretamente responsáveis pela precipitação química do fósforo, já que através da fotossíntese, há o aumento do pH, principalmente em lagoas de maturação, ocorrendo a formação de hidroxiapatita em $\text{pH} > 9,5$. O fósforo sedimenta nas lagoas na forma orgânica (dentro da biomassa) ou como sais. Houg e Gloyna (1984) verificaram que a quantidade de fósforo imobilizado no sedimento ficou entre 21 e 48% em lagoas em série, ocorreu, porém ressolubilização deste fósforo, sendo este fato 25 a 50 vezes maior na lagoa facultativa do que na lagoa de maturação. Os pesquisadores desenvolveram um modelo de remoção e recirculação de fósforo, no qual encontraram a seguinte relação: quando se alcança 90% de remoção de DBO a remoção de fósforo pode chegar a 45%.

Houg e Gloyna (1984) estudaram o ciclo do fósforo em lagoa terciária, mostrando a transferência do fosfato do meio líquido para o sedimento e a sua re-dissolução. A sedimentação do fósforo pode ocorrer de duas formas: através dos sólidos particulados presentes na lagoa e através da biomassa, que anteriormente absorveu o fosfato. E a sua re-dissolução pode ocorrer pela liberação do fosfato para a solução (dependendo do pH, tipo de precipitado e também a concentração de fósforo no meio líquido) e pela liberação do fosfato pela biomassa bacteriana e algal (liberação do fosfato, em $\text{pH} \geq 9,0$, a partir do fósforo orgânico).

2.1.4.2 Enxofre

A produção de H_2S e o risco de aparecimento de maus odores nas lagoas resulta da atividade de bactérias redutoras do sulfato (*Desulfovibrio* e *Desulfobacter*). Estas bactérias são anaeróbias obrigatórias e se encontram no fundo das lagoas facultativas e necessitam de matéria orgânica (ácidos orgânicos) ou hidrogênio como fonte redutora e sulfato (podendo ser também enxofre e sulfito) como receptor final de elétrons para re-oxidar a cadeia de transporte de elétrons, sob condições anóxicas, durante a produção de energia (ATP), necessária para o seu

crescimento. Condições de $\text{pH} < 6$ ou > 8 favorecem a proliferação dessas bactérias, podendo ocorrer até a inibição da metanogênese e o aparecimento de odores desagradáveis (PEARSON, 2005).

Algumas bactérias fotossintetizantes púrpuras (*Thiopedia sp.*) ou verdes utilizam o ácido sulfídrico (H_2S), gerado pelas bactérias redutoras do enxofre, como doador de elétrons para a redução do CO_2 durante a fotossíntese. O sulfeto é metabolizado até chegar à forma de enxofre elementar (S^0) e no caso das bactérias púrpuras, é estocado dentro das células. Se não existir H_2S disponível, as bactérias púrpuras utilizam este S^0 estocado, oxidando-o até sulfato. Neste processo outros compostos de enxofre como o tiosulfato e o sulfito podem ser utilizados. Estas bactérias não utilizam a água como doador de elétrons, não liberando oxigênio para o meio, por isso este tipo de fotossíntese é chamada de anóxica (PEARSON, 2005).

Sob condições normais de funcionamento das lagoas, as bactérias púrpuras ou verdes que utilizam o enxofre são componentes importantes na diminuição dos odores, já que elas oxidam uma parcela do H_2S , antes que este alcance as camadas mais superficiais da lagoa onde o oxigênio dissolvido na massa líquida completa o processo (HOUGHTON e MARA, 1992).

2.1.4.3 Nitrogênio

Os principais mecanismos de remoção de nitrogênio em lagoas são: volatilização da amônia, assimilação da amônia e nitrato pelas algas, nitrificação e desnitrificação biológica e sedimentação junto ao carbono orgânico particulado. A distribuição relativa da amônia na água depende do pH. Para pH menor do que 8,0 praticamente toda a amônia está na forma ionizada (NH_4^+), solúvel em água; em torno de pH 9,5 metade da amônia está na forma ionizada e a outra metade na forma não ionizada. Em pH maior que 11,0 praticamente toda a amônia está na forma não ionizada (NH_3^+), volatilizável (VON SPERLING, 2002).

De acordo com Mara e Pearson (1986), nas lagoas anaeróbias o nitrogênio orgânico é hidrolisado a amônia, ocorrendo assim o aumento da concentração de amônia nos efluentes. Nas lagoas facultativas e de maturação, a amônia é incorporada à biomassa algal. As algas morrem e se depositam no fundo da lagoa; sendo que aproximadamente 20% da biomassa algal não é biodegradável e o nitrogênio associado à esta fração permanece imobilizado junto do sedimento da lagoa. Esta associação com a fração biodegradável volta para o líquido e é absorvido

novamente pela biomassa. Em pH alto, parte da amônia sairá da lagoa por volatilização, tendo pouco para a nitrificação e desnitrificação, a não ser que já exista um alta concentração de nitrato na lagoa.

Segundo Pearson *et al.* (1996), a taxa de volatilização depende da concentração de amônia livre e alguns fatores como a temperatura do líquido na lagoa e as condições de mistura. O processo de volatilização pode ser responsável, de forma predominante, pela remoção do nitrogênio chegando a faixas entre 75-98%, em pH entre 7 e 9, em temperaturas de 22 a 28°C. Reed (1985) sugere que, mesmo quando o pH do líquido é baixo (<7), pode ocorrer a volatilização da amônia em microsítios de algas floculadas, onde o pH é mais elevado.

Sevrin-Reyssac *et al.* (1995) ressaltam que é principalmente sob a forma amoniacal que o nitrogênio é útil ao crescimento do fitoplâncton. O nitrito resultante da oxidação incompleta do nitrogênio amoniacal, ou redução do nitrato, apresenta toxidez aos organismos aquáticos e por isso é preferível que sua concentração seja baixa ou nula nas águas.

Na Espanha, Aguirre *et al.* (2004) estudando lagoas de alta taxa, tratando dejetos suínos, alcançaram eficiência de remoção de amônia entre 68 e 85%, sendo que a nitrificação foi o processo predominante na remoção de nitrogênio.

Shilton (1996) realizou experimentos, na Nova Zelândia, para medir a quantidade de amônia volatilizada em lagoa tratando dejetos suínos, obtendo de 80 a 90% de remoção por volatilização.

2.1.5 Remoção de Coliformes

A combinação da radiação solar, atividade algal e pH (acima de 9,8) interferem na remoção de *E. coli* nas lagoas. A atividade algal, na presença de luz solar, aumenta a concentração de oxigênio dissolvido, elevando os valores de pH, o que influencia a taxa de remoção de *E. coli* (PEARSON *et al.*, 1987a).

Davies-Colley *et al.* (1997) identificaram componentes de espectro solar responsáveis pela inativação de diferentes microrganismos em lagoas. Estes componentes incluem raios UVB (290 – 320 nm), UVA (320-400 nm) e luz visível de azul a verde (400 a 550 nm), correspondente a aproximadamente 0,2%, 5%, 28% da luz solar incidente na Nova Zelândia, onde o experimento

foi desenvolvido. Todos os três comprimentos de onda contribuíram de forma igual na inativação de *Enterococci*, mas a UVB (290 – 320 nm) dominou a inativação de *E. coli* (em pH moderado), indicando que a variação do espectro influencia na persistência de diferentes espécies de microrganismos.

A luz ultravioleta, particularmente os componentes germicidas UV-β (comprimento de onda na faixa de 280-320 nm), pode ter um importante papel na morte dos coliformes, sendo que a luz UV-β pode penetrar na água (MOELLER e CALKINS, 1980 *apud* ALMASI e PESCOD, 1996).

Davies-Colley *et al.* (1999) e Davies-Colley *et al.* (2000) estudaram os mecanismos de desinfecção em reatores em escala de bancada, para nortear os estudos nas lagoas, quanto à ação conjunta de vários fatores que influenciam o decaimento de *E. coli*. Verificaram que *E. coli* e outros indicadores expostos à luz solar são simultaneamente agredidos por processos de fotoxidação. A importância relativa dos mecanismos de ação da luz solar depende das condições físico-químicas, principalmente pH/salinidade, mas também oxigênio dissolvido o qual, com influência da luz solar, define a concentração de espécies sensíveis à fotoxidação.

A sensibilização dos microrganismos ocorre pela presença de moléculas na água ou pela produção interna de derivados tóxicos do oxigênio como os radicais livres e os íons superóxido, através de reações fotoquímicas. Estes tipos de derivados do O₂, combinados com pH alto, afetam a membrana celular, e provocam a morte dos microrganismos. As mudanças de pH intracelular e o pH externo maior que 9 inibe o crescimento de *E. coli*. O crescimento bacteriano pode ser também afetado por cianotoxinas, predadores, bacteriófagos e baixas concentrações de nutrientes (CAMPOS *et al.*, 2002).

James (1987) propôs a manutenção de baixa carga orgânica (DBO₅ <20 mg/L) para favorecer uma eliminação rápida de *E. coli*. Outros estudos mostraram que em baixa carga orgânica o metabolismo de *E. coli* diminui, aumentando a sua mortalidade.

Almasi e Pescod (1996) estudaram lagoas em condições anóxicas e concluíram que em condições de menor carga orgânica ocorre maior remoção de *E. coli* por favorecer o estresse causado pelos outros fatores ambientais, como penetração de luz, pH (7,5-8,2), oxigênio dissolvido e potencial de oxiredução, além do maior tempo de detenção hidráulica. Há maior remoção de *E. coli* e *Streptococcus* na superfície das lagoas em condições anóxicas, do que em

profundidades maiores como verificaram Curtis *et al.* (1992 b). Segundo Curtis *et al.* (1992 a), a média de *E. coli* e *Streptococcus faecalis*, persistentes nas lagoas foi de 10^4 a $10^5/100$ mL, respectivamente. Uma equação empírica foi desenvolvida baseada nas porcentagens de remoção de *E. coli*, indicando que a morte de microrganismos patogênicos depende da carga orgânica volumétrica aplicada e da temperatura.

A sedimentação pode ser um fator importante na remoção de *E. coli*, principalmente em lagoas para tratamento primário. Uma remoção bacteriana acima de 90%, usando a sedimentação, foi encontrada em estudos, com Tempo de Detenção Hidráulica de 2 a 3 dias em tratamento de esgoto doméstico (SOARES, 1985 *apud* ALMASI e PESCOD, 1996).

Nelson (2000) verificou que, apesar de alta concentração de sólidos suspensos, o efluente das lagoas foi facilmente desinfetado com ultravioleta, pelo fato da maioria das partículas não serem associadas à *E. coli*. Em lagoa aerada, somente 0,8% das partículas com diâmetro entre 11 e 80 μm e 1% com diâmetro maior que 80 μm foram associadas à *E. coli*. Em lagoa facultativa, menos de 0,1% das partículas, de todos os tamanhos, foram associadas à *E. coli*.

Segundo Mendonça (2000), a eliminação de microrganismos patogênicos ou indicadores fecais se dá através de três processos principais: (1) criação de condições extremamente adversas; (2) longo Tempo de Detenção Hidráulica, favorecendo a morte natural dos microrganismos; (3) aceleração do metabolismo e estimulação das cadeias alimentares, com o aumento da concentração de oxigênio dissolvido e consumo rápido da matéria orgânica.

2.2 Lagoas Facultativas

2.2.1 Princípios do Tratamento

As lagoas facultativas são sistemas de estabilização da matéria orgânica, com Tempo de Detenção Hidráulica suficiente para que isto ocorra. Nelas ocorrem de forma simultânea a digestão anaeróbia (fundo), oxidação aeróbia (zona de transição) e redução fotossintética na superfície, através da biomassa algal. A espessura de cada camada depende das condições climáticas e da carga orgânica aplicada. Quando a carga aplicada é alta, a lagoa pode permanecer anaeróbia durante a noite (VON SPERLING, 1996).

As lagoas facultativas podem funcionar como primárias ou secundárias, podendo receber afluente bruto ou tratado por outro sistema, como um lagoa anaeróbia ou reator anaeróbio (MENDONÇA, 2000). As cargas aplicadas são de 100 a 400 kg DBO/ha.dia, consideradas baixas, para que haja condições de desenvolvimento da biomassa algal, o que confere coloração verde escura na coluna d'água, ocasionalmente pode aparecer coloração rósea (sinal de sobrecarga orgânica) e presença das bactéria anaeróbias reductoras de sulfato (MARA,2005).

A DBO₅ solúvel e finamente particulada é estabilizada aerobicamente por bactérias dispersas no meio líquido, ao passo que a DBO₅ suspensa tende a sedimentar, sendo estabilizada anaerobicamente por bactérias no fundo da lagoa, convertida lentamente em gás carbônico, água, metano e outros (VON SPERLING, 2002).

Diab *et al.* (1993) verificaram que as bactérias nitrificantes têm capacidade de sobreviver em condições anóxicas, mas a nitrificação somente ocorrerá após 24 horas do estabelecimento de condições estáveis, por esse motivo dificilmente ocorre nitrificação em lagoas facultativas, as quais sofrem substancial variação de oxigênio dissolvido durante o dia, com períodos de supersaturação nas horas de maior intensidade de luz e períodos de anoxia durante a noite.

Além disso, existe a desvantagem metabólica relacionada à menor velocidade de crescimento das bactérias nitrificantes em relação às heterotróficas. A manutenção da população de bactérias nitrificantes estáveis depende da concentração de matéria orgânica disponível às heterotróficas. Em elevadas relações DBO₅/microrganismos, as heterotróficas apresentam vantagem na competição pelo oxigênio, não permitindo o desenvolvimento das nitrificantes (WPC, 1983).

Normalmente as lagoas possuem uma grande extensão, para que ocorra o desenvolvimento da biomassa algal nas camadas mais superficiais e iluminadas, e para favorecer a transferência de oxigênio com a atmosfera (VON SPERLING, 1996). Durante o dia a aeração da massa líquida é proveniente da fotossíntese algal, e garante altas concentrações de OD na superfície da lagoa (KELLNER e PIRES, 1998).

O suprimento de oxigênio na camada aeróbia das lagoas facultativas é controlado pelo metabolismo foto-autotrófico das algas e a re-aeração através da interface ar/água. Neste tipo de lagoa, processos de oxidação bacteriana convertem o material orgânico a dióxido de carbono,

amônia e fosfatos, sendo a *Pseudomonas* sp, *Flavobacterium* sp e *Alcaligenes* sp, as principais bactérias envolvidas (KÖNIG, 1990).

A quantidade de algas nas lagoas varia de 40 a 300 mg/L (em peso seco) ou 10^4 a 10^6 células/mL (MENDONÇA, 2000). A concentração de algas na lagoa facultativa depende da carga aplicada e da temperatura, mas normalmente encontra-se 500 a 2000 $\mu\text{g/L}$ de Clorofila *a* (MARA, 2005).

A grande vantagem das lagoas facultativas é que não produzem maus odores e a desvantagem é a grande área que ocupam. A eficiência de remoção de DBO fica entre 70 e 90%, sendo que cerca de 30% desta remoção se deve à digestão anaeróbia e a produção de gás carbônico e metano (MENDONÇA, 2000).

Koné *et al.* (2004) avaliando 19 lagoas facultativas no oeste da África, verificou diferentes condições operacionais, com *TDH* entre 4 a 25 dias, carga aplicada de 50 a 500 kg DBO/ha.dia e eficiência de remoção de 38 a 65%.

As lagoas facultativas também promovem a remoção de coliformes, conforme as condições de radiação solar incidente, e quando os valores de *TDH*, pH e OD são elevados (MAYNARD *et al.*, 1999).

Segundo Warburton (1983 *apud* SUKIAS e TANNER, 2005), na Nova Zelândia, lagoas anaeróbias e lagoas facultativas em série para o tratamento de dejetos suínos, são bastante difundidas, pelo baixo custo de construção e manutenção, além da sua alta eficiência de remoção de DBO e sólidos suspensos, geralmente acima de 90%. Um sistema de lagoas em série (anaeróbia+2 facultativas) foi estudado por Warburton (1983) e alcançou 96% de remoção para a DQO; 99% para DBO; 86% para nitrogênio total e 60% para fósforo total.

2.2.2 Comportamento das Variáveis de Funcionamento

Kayombo *et al.* (2002) estudaram a flutuação diurna de pH, oxigênio dissolvido, temperatura da água, temperatura do ar e intensidade luminosa em lagoa facultativa secundária. Verificaram que a mudança de pH nas lagoas é normalmente seguida da alta absorção de CO_2 pelas algas durante o dia devido à fotossíntese. O aumento do pH foi alcançado normalmente durante à tarde. As lagoas que receberam baixa carga orgânica mostraram uma alta variação nos

variáveis físico-químicos, concluindo que a variação dos variáveis nas lagoas de estabilização é devida à variação diária ou horária da intensidade luminosa.

Valores de pH acima de 8 são devidos à fotossíntese, com consumo de CO₂ superiores ao produzido pela respiração e pela decomposição e valores de pH inferiores a 8 indicam a “falência” da fotossíntese, inibindo a utilização de CO₂, ocorrendo a acumulação. Em pH acima de 8, a concentração de amônia é alta, podendo ser tóxica às algas e afetar negativamente a fotossíntese. Nas lagoas facultativas que receberam alta carga houve pouca variação diurna do pH. A concentração de CO₂ nas lagoas pode limitar a atividade algal, quando a taxa de oxidação da matéria orgânica é precedida pela alta absorção de CO₂ pelas algas, isto ocorre quando o pH é alto (maior que 8) (KAYOMBO *et al.*, 2002).

O pH aumenta com a fotossíntese, sendo que as algas consomem continuamente o CO₂, que é produzido pela respiração das bactérias heterotróficas. Como a difusão do CO₂ atmosférico é mínimo, primeiramente pela elevada temperatura da superfície da lâmina d’água, ocorre déficit de CO₂ nos picos de fotossíntese, juntamente com a dissociação dos íons bicarbonatos. Esta dissociação dos bicarbonatos, concomitante ao consumo de CO₂ pelas algas aumenta a concentração de íons hidroxilas na coluna d’água causando a elevação do pH (>10) (TADESSE *et al.*, 2004).

As bactérias responsáveis pela oxidação de matéria orgânica nas lagoas necessitam do oxigênio produzido pelas algas através da fotossíntese. A concentração de oxigênio no meio varia muito ao longo do dia, sendo que a taxa de produção de oxigênio depende da concentração de algas, que depende da temperatura e da intensidade luminosa, que são variáveis sazonais. Outra variável é o pH, a flutuação deste influi na cinética do crescimento microbiano, competição entre espécies e os produtos da digestão na lagoa. O pH nas lagoas normalmente é maior que 4 e não ultrapassa 11, sendo que no período da tarde ocorre elevação devido ao aumento do OD (KAYOMBO *et al.*, 2000).

As lagoas facultativas secundárias são as que recebem o efluente dos tratamentos anaeróbios, e normalmente esta é a seqüência utilizada. O tratamento nas lagoas facultativas resulta da complexa simbiose de bactérias e algas, existindo uma gama muito grande de espécies que sobrevivem no meio, compondo um modelo diferente daquele proposto por cultura pura, que possui outro comportamento, em que todo o O₂ requerido pela respiração provém da fotossíntese.

Porém, no sistema natural a taxa de crescimento e outras atividades microbianas são afetadas pela variação diurna de pH, intensidade luminosa, OD e temperatura. A variação diurna da carga orgânica nas lagoas pode influenciar seu funcionamento. (KAYOMBO *et al.*, 2003).

Pinto *et al.* (1996) mostraram que um longo Tempo de Detenção Hidráulica nas lagoas facultativas favoreceu o crescimento da biomassa algal, o que diminui a eficiência de remoção de DQO total.

Giraldo e Garzón (2002) desenvolveram um modelo para a digestão da matéria orgânica em lagoa facultativa em regiões tropicais. Para isto assumiram que a lagoa facultativa é dividida em 3 zonas, com regime de mistura completa. A zona tropogênica corresponde ao crescimento de fitoplâncton e alta concentração de oxigênio dissolvido. Na zona tropofílica ocorre a decomposição da matéria orgânica e o desenvolvimento de bactérias anaeróbias. E na zona de sedimentação também ocorre a degradação biológica. Para a modelagem os seguintes variáveis foram usados: DBO no efluente de entrada, Tempo de Detenção Hidráulica, área superficial e variáveis intrínsecas como digestão aeróbia e anaeróbia na lagoa, profundidade das zonas aeróbias e anaeróbias, intercâmbio de solubilização entre os sedimentos e a coluna d'água e velocidade de sedimentação. Concluíram que a carga orgânica é afetada pela solubilização dos sedimentos e pela contribuição dos sólidos suspensos da zona aeróbia (algas).

2.2.3 Carga Orgânica

Segundo Von Sperling (2002), existem faixas de operação das taxas de aplicação superficial de matéria orgânica em função das condições ambientais para lagoas facultativas, sendo de 120-240 kg DBO₅/ha.dia para regiões com inverno e insolação moderados e de 100-180 kg DBO₅/ha.dia para regiões com inverno frio e baixa insolação, considerando profundidade entre 1,5 a 3m.

2.2.4 Patógenos

De acordo com Campos *et al.* (2002), na lagoa facultativa a inativação e a remoção de microrganismos indicadores é um mecanismo muito complexo. Fatores como a sedimentação, radiação solar, pH alto, baixos níveis de CO₂, alta concentração de oxigênio dissolvido, toxinas

das algas, presença de predadores e Tempo de Detenção Hidráulica podem afetar a remoção de microrganismos. Estudando a eficiência de remoção de diferentes indicadores fecais, entre eles *Escherichia coli*; *Streptococcus faecalis*; *Clostridium perfringens* e alguns bacteriófagos como indicadores virais, em uma série de duas lagoas facultativas, os autores verificaram que o efluente final apresentou um decréscimo de 0,3 a 4,7 unidades logarítmicas para indicadores bacterianos e de 1 a 4,6 unidades logarítmicas para indicadores virais, porém verificaram que não há remoção constante e não há qualquer relação entre presença de espécies indicadoras com o período do ano (sazonalidade).

Bastos *et al.* (2006b) estudaram a remoção de organismos indicadores (*E.coli*; *Enterococcus spp.* e *Streptococcus spp.*) em dois sistemas de tratamento de dejetos suínos, em escala real, sendo um deles composto por 3 lagoas anaeróbias + 1 lagoa facultativa e o outro por 1 reator anaeróbio + 4 lagoas facultativas, instalados no estado de Minas Gerais. Os autores verificaram que houve maior remoção de organismos patogênicos nas lagoas anaeróbias, alcançando remoção acima de 99% nos dois sistemas testados.

2.2.5 Acumulação de Lodo

Para Lloyd (2005), a acumulação de lodo em lagoas é variável, e depende de fatores como a carga orgânica aplicada, o *TDH* e os detalhes construtivos, como a localização da canalização de entrada e saída. Em estudos detes autor os valores da taxa de acumulação de lodo, em lagoas facultativas, operando sob condições distintas, ficaram entre 0,6 a 4,86 cm/ano.

Vários autores relatam que os valores de taxa anual de acúmulo de lodo, em lagoas facultativas, variam entre 1,22 a 2,77 cm/ano (UEHARA e VIDAL, 1989; JORDÃO e PESSÔA, 2005; VON SPERLING, 2002).

De acordo com Picot *et al.* (2001), é importante mencionar o tempo de funcionamento da lagoa, pois a taxa anual de acúmulo do lodo varia com a idade da lagoa. Quanto maior a idade da lagoa, menor será a taxa de acúmulo de lodo. Estes autores estudaram a acumulação de lodo de 13 lagoas de estabilização com idade entre 12 e 19 anos, e o valor médio de acumulação de lodo ficou entre 1,3 a 2,1 cm/ano.

Zanotelli *et al.* (2005) encontraram valores de acúmulo de lodo em lagoa facultativa com chicanas, tratando dejetos suínos, entre 4,3 e 8,6 cm/ano. Estes autores também estudaram o acúmulo de lodo em lagoa facultativa com aeração noturna, e verificaram um acúmulo bem inferior, de 0,5 cm/ano.

O estudo de Nelson (2004) verificou a medida de acumulação e distribuição de lodo em 4 lagoas facultativas no México; e verificou que 8 a 25% do volume das lagoas facultativas foram ocupados com lodo, resultando em uma redução proporcional do tempo de detenção hidráulica.

Os estudos de Franci (1999) e Carré *et al.* (1990) verificaram que, em lagoas facultativas, houve diminuição do Tempo de Detenção Hidráulica efetivo pela formação de vias preferenciais e zonas mortas. Isto ocorreu também no trabalho de Nelson *et al.* (2004), pelo maior acúmulo de lodo próximo à canalização de entrada do efluente. Para ocorrer melhor distribuição do lodo devem-se aumentar os pontos de entrada, aumentar a velocidade ou alterar a direção do fluxo.

2.2.6. Dimensionamento

As lagoas facultativas podem ser dimensionadas considerando o Tempo de Detenção Hidráulica, a profundidade e a carga orgânica superficial aplicada, esta variando entre 350 e 100 kg DBO₅/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 DBO₅ segundo uma reação de primeira ordem (VON SPERLING, 2002).

2.3 Lagoas Facultativas Aeradas

2.3.1 Princípios do Tratamento

As lagoas aeradas possuem um sistema de aeração mecânica, cuja principal finalidade é a introdução de oxigênio no meio líquido. Diminui o problema de maus odores e necessidade de grandes áreas, não superando 10% das áreas ocupadas pelos sistemas convencionais de lagoas (FLORES *et al.*, 2000). As lagoas aeradas têm sido utilizadas com sucesso para tratamento de despejos de pequenas e médias cidades e para tratamento de despejos orgânicos de atividades industriais (MAEKAWA *et al.*, 1991).

A agitação artificial/aeração é sugerida para as lagoas de tratamento secundário para criar uma condição de mistura e controla a proliferação das algas, mas não é recomendada para lagoas primárias, porque podem ocorrer efeitos adversos na eficiência (LLORENS *et al.*, 1992).

Segundo Jordão e Pessôa (2005), as lagoas aeradas são uma modalidade de tratamento de lagoas de estabilização onde o suprimento de oxigênio é garantido por equipamentos eletromecânicos (aeradores). As lagoas aeradas são classificadas, segundo o comportamento e a cinética do processo, em lagoas aeradas aeróbias ou de mistura completa e lagoas facultativas aeradas.

Na prática, quando a produção fotossintética de oxigênio é insuficiente, aplica-se aeração mecânica. Os objetivos do uso de aeração mecânica são: supressão de odores; fornecimento de O₂ e redução da área necessária para o tratamento. Na lagoa aerada forma-se uma suspensão de bactérias heterotróficas que metabolizam o material orgânico. Havendo condições operacionais adequadas, pode-se desenvolver também um lodo heterotrófico, que nitrifica a amônia. A massa bacteriana forma flocos macroscópicos (2 a 5 mm de diâmetro), que são mais densos que a água, e tendem a sedimentar (CHERNICHARO, 2002).

De acordo com Von Sperling (1996), as lagoas aeradas de mistura completa são essencialmente aeróbias e os aeradores garantem a oxigenação do meio e mantêm os sólidos em suspensão. Já as lagoas aeradas facultativas possuem aeração parcial, normalmente superficial, o que mantém a estratificação da coluna d'água e a anaerobiose das camadas mais profundas.

Nas lagoas facultativas aeradas, 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). Segundo Mendonça (1990), a potência fornecida ao sistema é limitada, contribuindo para que estas lagoas sejam mais econômicas do que as lagoas aeradas de mistura completa.

O Tempo de Detenção Hidráulica das lagoas facultativas aeradas variam de 5 a 10 dias, conforme o grau de tratamento desejado e da carga aplicada (CHERNICHARO, 2002).

Na Tabela 6 são apresentadas algumas características de uma lagoa facultativa aerada, tratando esgoto doméstico, conforme Sobrinho e Rodrigues (1982 *apud* JORDÃO e PESSÔA, 2005).

Tabela 6. Características da Lagoa Facultativa Aerada, tratando esgoto doméstico.

Características	Lagoa Facultativa Aerada
Controle de Sólidos	Parcela de sólidos sedimenta; a maior parte sai com o efluente
SST	70-200 mg/L
SSV/SST	0,60-0,80
TDH	4 a 12 dias
Idade do Lodo	Elevada, com a sedimentação de parte do lodo
Eficiência de Remoção de DBO(%)	70-80%, só na lagoa aerada
Nitrificação	Praticamente Nula
Remoção de Coliformes	Pobre (60-99%)
Profundidade	2,5 a 5,0m
Densidade de Potência	>3 watts/m ³

Fonte: SOBRINHO e RODRIGUES (1982) *apud* JORDÃO e PESSÓA (2005).

2.3.2 Vantagens e Desvantagens da Aeração

Segundo 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 bruma de aerossóis formados de germes bacterianos, plâncton e sais minerais, entre outros. Apresenta porém as seguintes vantagens: mistura da massa líquida, impedindo a estratificação das camadas líquidas; aeração do meio; e volatilização (stripping) de compostos tóxicos como o NH₃. Este autor recomenda a introdução de medidores de oxigênio dissolvido em contínuo, dentro das lagoas, de forma que, quando a oxigenação fornecida para fotossíntese não foi suficiente para cobrir as demandas em oxigênio, os aeradores sejam colocados em funcionamento e regulados conforme as necessidades do meio líquido.

O gás sulfídrico liberado na decomposição anaeróbia do material sedimentado é oxidado pelo oxigênio dissolvido na camada líquida superior, eliminando a possibilidade de odores desagradáveis, o que é considerado uma vantagem (CHERNICHARO, 2002). Ainda segundo este autor, as lagoas aeradas apresentam elevado custo com energia elétrica e a manutenção dos equipamentos, que requer equipe capacitada. Além disso, deve haver a remoção de lodo da lagoa dentro de um período de 2 a 5 anos. Estes dois fatores constituem as principais desvantagens do processo

As lagoas parcialmente aeradas normalmente têm baixo custo, simplicidade e flexibilidade operacional comparada com os processos convencionais de lodo ativado e lagoas completamente aeradas.

2.3.3 Cálculo do Fornecimento de Oxigênio

Para Von Sperling (2002) a quantidade de oxigênio a ser fornecida pelos aeradores para a estabilização aeróbia da matéria orgânica é geralmente igual à DBO total última afluenta, e pode ser obtida através da equação:

$$\mathbf{RO = a * (So - S) . Q / 1000} \quad \mathbf{(1)}$$

Onde:

RO= requisito de oxigênio (kg O₂/dia)

a= coeficiente variando de 0,80 a 1,20 (kg O₂/ kg DBO₅) para despejos domésticos

Q= vazão afluenta (m³/dia)

So= Concentração de DBO₅ total (solúvel + particulada) afluenta (g/m³)

S= concentração de DBO₅ solúvel / efluenta (g/m³)

2.3.4 Processos Biológicos em Lagoas Aeradas

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

De acordo com Bryant (1995), os principais processos que ocorrem nas lagoas aeradas são: oxidação da matéria orgânica, clarificação e digestão bêntica aeróbia/anaeróbia dos particulados decantados. Estes processos são definidos pela variação sazonal da temperatura, intensidade de aeração, aeração média, sobrevivência dos organismos bênticos e concentração de nutrientes disponíveis.

Em lagoas aeradas de mistura completa, a relação potência/volume é elevada e a idade do lodo é maior que o *TDH*, favorecendo a alta eficiência de remoção de DBO, alcançando valores entre 95 e 98%. Flores *et al.* (2000), utilizando lagoas aeradas tratando esgoto doméstico, obtiveram remoção de 87 a 91% da carga de DBO, com tempo de retenção de apenas 1 dia, além de obter um processo efetivo de nitrificação. Nameche e Vassel (1998) estudaram o desempenho de um sistema, combinando lagoas aeradas e de estabilização, onde a eficiência de remoção apresentada pelo sistema foi: 86,8% para a DBO; 92,3% para SS; 26% para NT e aproximadamente 0% para fósforo.

O uso de uma lagoa parcialmente aerada (profundidade de 3 metros) foi estudado por Melo *et al.* (2000), a zona aerada possuía três aeradores, para favorecer a estabilização da matéria orgânica, e a zona não-aerada favorecia o polimento e a decantação dos sólidos em suspensão. A eficiência média de remoção de DBO foi de 75%. Verificaram que a atividade algal manteve os níveis de oxigênio dissolvido nas áreas onde não havia aeração mecânica. A concentração de oxigênio dissolvido em profundidades maiores (3m) foi razoável (0,6 mg/L), na zona de polimento.

Houweling *et al.* (2004) desenvolveram uma modelagem para a remoção de amônia em lagoas facultativas aeradas no Canadá, para otimizar o desenvolvimento e a operação dos sistemas de tratamento. Concluíram que a modelagem requer o prognóstico da biomassa nitrificante presente no meio, a concentração de oxigênio dissolvido, o Tempo de Detenção Hidráulica e a acumulação de lodo. Verificaram, através de conhecimento empírico, que o principal mecanismo de remoção da amônia foi através da nitrificação, sendo esta dependente da temperatura, ocorrendo sazonalidade muito expressiva na eficiência de remoção (maior no verão e menor no inverno).

Segundo Dorego e Leduc (1996) e Nameche e Vassel (1998), a modelagem de lagoas facultativas aeradas tem sido limitada principalmente pelo seu comportamento hidrodinâmico, bem como pela ausência de dados confiáveis e constantes, os quais são necessários para a calibração dos modelos desenvolvidos.

Em pesquisas efetuadas por Zanotelli (2002), utilizando aeração noturna na lagoa facultativa tratando dejetos suínos, foi verificado um incremento de 20% na eficiência de remoção de fósforo total, sendo que para os outros variáveis não houve diferença.

2.4 Lagoa de Maturação

2.4.1 Princípios do Tratamento

As lagoas de maturação são projetadas para promoverem a remoção de organismos patogênicos e seu dimensionamento é definido pelo coeficiente de decaimento bacteriano, sendo que este depende de vários fatores como: temperatura, profundidade e pH. O tamanho e o número de lagoas são definidos pela qualidade do efluente final que se deseja (MARA *et al.*, 1992a).

As lagoas de maturação são utilizadas como depuração após outro tratamento biológico, com o objetivo de remoção de coliformes e patogênicos, sólidos em suspensão e nutrientes. São construídas com profundidade menor ou igual a 1m e em série, possuem menor estratificação biológica e físico-química vertical e a oxigenação é mais homogênea em relação à facultativa. As lagoas de maturação também são chamadas lagoas de polimento, as quais efetuam o pós-tratamento de efluentes de sistemas anaeróbios, tendo como principal objetivo a remoção de microrganismos patogênicos. Distinguindo-se, portanto, das lagoas de estabilização que tratam esgoto bruto, cuja configuração mais adequada para remoção do material orgânico é a série: anaeróbia + facultativa + maturação (MARA *et al.*, 1992a).

Nas lagoas de maturação, os processos de remoção de coliformes são complexos, sendo que as interações biológicas e físico-químicas são responsáveis pela remoção de coliformes, e a temperatura é um fator preponderante, como mostram os estudos de PEARSON *et al.* (1987a) e MARA *et al.* (1992a).

Segundo Bracho *et al.* (2006), a desinfecção natural em lagoa de maturação, requer a penetração da radiação solar na coluna d'água. Deve-se, então, priorizar a remoção de sólidos suspensos e nutrientes em sistemas anteriores à lagoa de maturação. Caso haja altas concentrações de SS, a remoção de *E. coli* cai acentuadamente, além do fotoperíodo, que deve ser longo para proporcionar boa desinfecção (>17 horas).

Jordão e Sobrinho (1994) utilizando 3 lagoas de maturação em série, com *TDH* maior que 25 dias, relataram níveis de remoção de bactérias patogênicas e vírus entéricos > 99,999%, e 100% de remoção de protozoários e ovos de helmintos.

A eficiência de remoção de coliformes em lagoas de maturação depende também do regime de mistura, sendo um fator dependente do projeto da lagoa e das condições climáticas locais (BRISAUD *et al.*, 2003).

As lagoas de maturação podem ter o objetivo de complementar a remoção de matéria orgânica, promovendo o polimento da DBO remanescente do tratamento secundário, porém esta remoção é limitada a 10 a 25%, em cada lagoa (MARA, 2005). Essas lagoas também contribuem para a remoção de nitrogênio e fósforo, através os mecanismos de volatilização, precipitação e assimilação algal (MARA *et al.*, 1992a).

As lagoas de maturação oferecem um número importante de vantagens técnicas em processos multi-estágios, inclusive servindo como by-pass nos tratamentos secundários, caso estes tenham algum problema no processo ou recebam uma vazão acima do normal (YAN e JAMESON, 2004).

2.4.2 Remoção de Organismos Patogênicos

Lagoas de maturação são consideradas um método efetivo de baixo custo para remoção de patógenos, tornando-se uma boa alternativa para países em desenvolvimento, além disso, não necessitam especialistas para a operação do sistema (PEARSON *et al.*, 1987 b; PEARSON *et al.*, 1987 c; MAYNARD *et al.*, 1999).

As lagoas de maturação possuem um Tempo de Detenção Hidráulica suficiente para promover a desinfecção natural do efluente através dos raios UV. Elas também possuem uma grande variedade de gêneros de bactérias, as quais são essenciais para a digestão biológica de nutrientes e de biomassa algal, que libera oxigênio ao meio líquido, favorecendo o aumento do pH e a eliminação de patogênicos (YAN e JAMESON, 2004).

A maioria dos trabalhos sobre remoção de patógenos nas lagoas terciárias tem se concentrado em organismos indicadores como *Escherichia coli* e coliformes, por serem facilmente identificados e quantificados, mas poucos trabalhos sobre vírus e parasitas intestinais. Mezrioui *et al.* (1994) verificaram que durante os meses de verão, quando as temperaturas são mais elevadas, existe maior atividade da biomassa algal, aumentando o pH, nestas condições as populações de *Vibrio cholerae* aumentam, entretanto as populações de *E.coli* diminui. No

efluente bruto, a sobrevivência de *V. cholerae* foi correlacionado exclusivamente com a temperatura. Os mesmos autores também estudaram a incidência da luz solar, e verificaram que esta tem maior incidência sobre *E. coli* do que em *V. cholerae*. As diferenças de comportamento entre os microrganismos podem ser devido às diferentes reações que ocorrem com a luz solar.

As lagoas terciárias normalmente são construídas em série, para favorecer o polimento, produzindo efluentes com melhores condições sanitárias, atingindo valores inferiores a 1000 NMP/100mL O número de lagoas normalmente será determinada pela necessidade de qualidade bacteriológica no efluente final (MAYNARD *et al.*, 1999).

Não existem evidências sobre a influência de toxinas produzidas por algas e cianobactérias no decaimento bacteriano em lagoas de maturação (MAYNARD *et al.*, 1999). Porém, segundo Mezriouri *et al.* (1994), as cianobactérias e *Chlorella* secretam substâncias que são tóxicas para a *Escherichia coli* e *Vibrio cholerae*.

Tanner e Sukias (2003 *apud* SUKIAS e TANNER, 2005), mostraram que em três sistemas diferentes de tratamento de dejetos suínos com lagoas, o efluente final possui ainda altas concentrações de *E. coli* ($2,9E+03$ a $3,9E+04$), sugerindo a necessidade de tratamentos complementares.

2.4.3 Remoção de Carga Orgânica

Lagoas terciárias não são usualmente projetadas para remoção de DBO, são usadas como polimento, para remoção de patogênicos e nutrientes. O efluente final do tratamento terciário normalmente atende ao padrão de emissão, mas isto pode não ocorrer quando existe uma alta concentração de DBO e sólidos suspensos no efluente final, ocasionando um grande desenvolvimento de algas (*bloom*). Mara *et al.* (1992 a, b) e Bradley (1983) verificaram que entre 50 e 90% da DBO no efluente da lagoa terciária é devido às algas presentes no líquido.

As lagoas de maturação possuem uma grande variedade de gêneros de bactérias heterotróficas, as quais são essenciais para a digestão biológica de matéria orgânica e nutrientes (YAN e JAMESON, 2004). Parte da remoção da DBO que ocorre é devido à oxidação da matéria orgânica pelas bactérias heterotróficas (Ex.: *Pseudomonas*; *Flavobacterium*; *Alcaligenes*). A produção de oxigênio das algas durante a fotossíntese supre a grande necessidade dessas

bactérias, sendo que o excedente é deslocado para o sistema de transferência na atmosfera (MARA *et al.*, 1992 a, b)

No trabalho de Cavalcanti *et al.* (2000) ficou estabelecido que, em apenas três dias de Tempo de Detenção Hidráulica, em lagoas de polimento rasas (0,60 m de profundidade) é possível reduzir significativamente a DBO e os sólidos suspensos totais (SST) remanescentes de reatores anaeróbios tipo UASB. Estes autores mostram que nestas condições não há necessidade de construção de lagoas em série, como ocorre em lagoas de estabilização convencionais que tratam esgoto bruto.

Para minimizar a concentração de sólidos suspensos totais em lagoas terciárias, uma das alternativas é o bom desenvolvimento de zooplâncton, como a *Daphnia*, que controla a população de algas, além disso contribui para a floculação e filtração do material orgânico e inorgânico (SMITH, 1993).

2.4.4 Remoção de Nitrogênio e Fósforo

2.4.4.1 Nitrogênio

Ainda existe alguma discordância em relação aos mecanismos de remoção de nitrogênio em lagoas terciárias. Sabe-se que a nitrificação e a desnitrificação são processos que exigem grande área superficial de contato para que ocorra a absorção pelas bactérias. Muttamara e Puetpaibon (1996) verificaram volatilização da NH_3 quando é usado um tempo de retenção grande. A desnitrificação no sedimento é teoricamente possível se existe um ambiente anóxico, mas estas condições não foram encontradas em lagoas de tratamento terciário.

Estudos sobre a remoção de nitrogênio em várias lagoas na Austrália foram feitos por Constable *et al.* (1989) e Gross *et al.* (1994); os quais concluíram que os mecanismos de nitrificação e desnitrificação são importantes na remoção de nitrogênio em lagoas de maturação. Porém, a população bacteriana que promove a nitrificação é instável e sujeita a ser removida do sistema conforme o regime hidráulico. Além disso, a manutenção da população das nitrificantes depende de níveis ótimos de pH, OD, COT, Clorofila *a* e amônia. Ocorre inibição quando o pH é maior que 8,5, OD é menor que 6 mg/L, temperatura abaixo de 15°C, e elevada amplitude térmica (AZOV e TREGUBOVA, 1995).

Para Constable *et al.* (1989) e Craggs *et al.* (2000), as bactérias nitrificantes estão presentes nas lagoas aeróbias em baixa densidade, e quando presentes em elevadas densidades, a nitrificação ocorre de forma intermitente durante um tempo pouco previsível.

Vários estudos concluíram que a volatilização da amônia é a principal via de remoção em lagoas terciárias (REDDY, 1983; SILVA *et al.*, 1995; SOARES *et al.*, 1996). O processo de volatilização ocorre em temperatura e pH elevados (>10) e estas condições ocorrem normalmente próximo da superfície da lagoa. A elevação do pH é causada pela absorção do CO₂ pelas algas durante a fotossíntese.

Outros estudos contradizem os anteriores (Ferrara e Avci, 1982 *apud* Maynard *et al.*, 1999) e concluíram que a volatilização não é a via preferencial para remoção de nitrogênio em lagoas terciárias. Verificaram que o mecanismo principal foi a sedimentação do nitrogênio orgânico via absorção biológica. A identificação da via preferencial é muito difícil de ser definida devido à complexidade das interações das vias bioquímicas. Mas pode-se definir que a volatilização da amônia ocorre mais no verão e a deposição no inverno. Valero e Mara (2006) verificaram que, em uma lagoa de maturação piloto, a volatilização da amônia foi responsável somente por 3% da remoção do nitrogênio. A via preferencial de remoção de amônia foi a biológica, principalmente a absorção algal, e o nitrogênio total foi removido, predominantemente, pela sedimentação das algas mortas.

Estudos mostraram que não existe uma correlação entre a concentração da biomassa algal e a remoção de nitrogênio, e que o processo de desnitrificação ocorre na presença de bactérias como *Pseudomonas sp.* e algumas redutoras de nitrato como *Clostridium perfringens* (TOMS, 1975 *apud* MAYNARD *et al.*, 1999).

A assimilação da amônia pela biomassa algal também contribui para a remoção de nitrogênio dos efluentes em lagoas aeróbias. Segundo Reed (1985 *apud* MARA *et al.*, 1992a), aproximadamente 5% da amônia é removida por assimilação algal em lagoas aeróbias, excluindo-se lagoas de alta taxa, em que esse percentual é mais elevado.

De acordo com WPC (1983), de 3 a 10% da biomassa algal é composta por nitrogênio, portanto a remoção de nitrogênio por esta via é diretamente proporcional à população algal presente nas lagoas. Em lagoas aeróbias, os SS são normalmente superiores a 100 mg/L, estima-se que destes, 90% é biomassa algal (MARA, 2003).

2.4.4.2 Fósforo

Mara e Pearson (1986) verificaram que em lagoas com pouco crescimento algal houve uma pequena remoção de fósforo via absorção algal e que 80% da remoção de fósforo se deu pela precipitação e formação de hidroxiapatita ($\text{Ca}_5(\text{PO}_4)\text{OH}$), a qual não se re-dissolve. Isto ocorre em pH maior ou igual a 8, e efluentes com baixas concentrações de carbonatos e cálcio. Além disso, ocorre sedimentação do fósforo orgânico na biomassa algal; porém esta forma de remoção é bastante variável, já que cada espécie de alga possui uma forma diferente de absorção do fósforo.

No ciclo do fósforo e do nitrogênio, a deposição pode ocorrer direto no sedimento ou através da biomassa. Entretanto, sempre pode ocorrer o retorno destes compostos na coluna d'água. Pode ocorrer também o retorno destes sedimentos ao longo da coluna d'água pelas correntes formadas pela diferença de temperatura entre a superfície e o fundo, promovendo uma mistura parcial da lagoa.

O ciclo do fósforo consiste em liberações e absorções de diferentes concentrações de fósforo pelas células de bactérias e sedimentos sendo que as taxas de liberação do fósforo em lagoas anaeróbias e facultativas são 25 a 50 vezes maior do que nas lagoas de maturação. Grizzard *et al.* (1982) também verificaram que em condições aeróbias, a liberação de fósforo a partir do sedimento é minimizada na coluna d'água. A quantidade de fósforo liberado na água depende da capacidade do sedimento para a absorção e desorção do fósforo inorgânico na solução, a mineralização do fósforo orgânico e simples difusão do fósforo (REED *et al.*, 1988 *apud* MAYNARD *et al.*, 1999). A liberação do fósforo ocorre em pH alto sob condições anaeróbias e quando a concentração do fósforo na água é menor que aquela encontrada no sedimento. A presença de ferro, alumínio e cálcio em concentrações altas no sedimento favorecem a adsorção do fósforo.

3 METODOLOGIA

3.1 Localização da Propriedade e do Sistema Produtivo

A cidade de Braço do Norte está localizada a uma altitude de 27,66 metros acima do nível do mar, na Latitude de 28°16"45", e na Longitude de 49°11"00" a Oeste de Greenwich. Apresenta clima bastante quente, apesar dos ventos que sopram do norte, alcançando temperatura de 35°C. No verão são comuns as fortes chuvas com freqüentes trovoadas, e no inverno, o frio é acentuado junto aos contrafortes da Serra Geral, com temperatura às vezes de 0°C, com fortes geadas e densas neblinas que cobrem a cidade devido à proximidade do Rio Braço do Norte.

A temperatura média anual é de 18,7°C. A precipitação pluviométrica atinge uma média anual de 1.500 mm. O relevo apresenta variações de altitudes, com uma topografia bastante acentuada, com vales, montes e colinas. A margem do rio e centro da cidade é plano e caracterizado por vargem. O solo é rico e fértil. O município está situado entre a Serra Geral e o mar, e seu relevo é constituído de superfície plana e ondulada. A vegetação é a típica litorânea e de encostas serranas, com remanescentes da mata nativa (BRAÇO do NORTE, 2007).

A propriedade, onde foi realizada a pesquisa, está geograficamente localizada na região sul do Estado de Santa Catarina, a nordeste do município de Tubarão, dentro do limite municipal de Braço do Norte, com endereço na Estrada Geral do Rio Cachoeirinhas. A Bacia do Rio Tubarão é caracterizada economicamente por seu perfil agropecuário, destacando-se o plantio de milho, feijão e fumo bem como por seu rebanho de suínos. A localização da Bacia do Rio Cachoeirinhas pode ser observada na Figura 7.

Conforme enquadramento estabelecido pela Portaria Estadual 0024/79, o rio Cachoeirinhas é de classe 2. A RESOLUÇÃO CONAMA 357, DE 17 DE MARÇO de 2005, artigo 4º, estabelece que as águas dos rios pertencentes a esta classe são destinadas ao abastecimento doméstico, após tratamento convencional, à irrigação de hortaliças ou plantas frutíferas e à recreação de contato primário (natação, mergulho, etc).

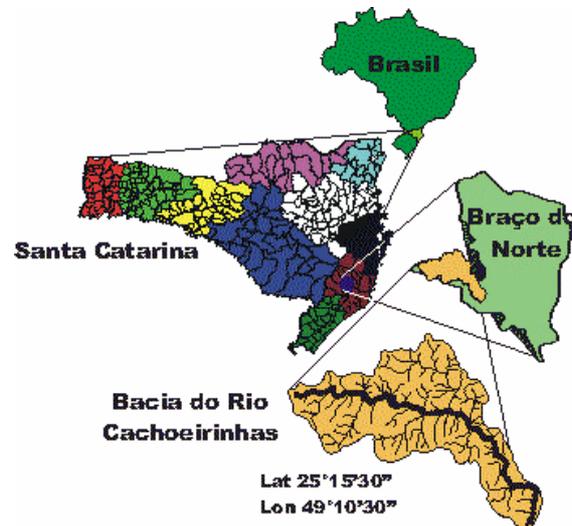


Figura 7. Localização da Bacia Hidrográfica do Rio Cachoeirinhas.
 Fonte: www.suinosambiente.ufsc.br

O processo utilizado na propriedade para a criação de suínos, resumidamente, inicia-se na unidade de gestação onde são mantidas as matrizes após a inseminação (natural ou artificial) por um período em torno 80 a 85 dias. Na maternidade, após o nascimento, as matrizes são confinadas por cerca de 1 mês para lactação. Em média, cada matriz fornece 10 suínos para terminação para cada cria. Após a desmama, os suínos são isolados da geradora e permanecem na creche em torno de 40 dias (até completarem de 18 a 25 Kg), onde já estão aptos para serem transferidos para a unidade de recria e terminação.

Na unidade de terminação, o suíno tem uma alimentação balanceada, à base de milho, e em um período entre 12 a 14 semanas estão prontos para a comercialização, sendo o ciclo total de criação da propriedade de 5 meses para cada suíno, atingindo um peso final de aproximadamente 100 Kg. Na Figura 8 pode-se observar uma vista parcial dos galpões de criação.



Figura 8. Vista parcial dos galpões de criação de suínos na propriedade rural

Os efluentes são gerados nas unidades de gestação, maternidade, creche, recria e terminação, através da contribuição unitária de cada suíno bem como das atividades de lavagem das pocilgas. A propriedade possui em torno de 200 matrizes, gerando um volume aproximado de 20 m³/dia de dejetos. Esse valor foi estimado, já que diversos fatores podem alterar a quantidade de fezes e urina dos animais, como o tamanho, a raça e o sexo dos animais, assim como a temperatura e a umidade do ambiente e ainda o tipo de alimentação. Metade da vazão é destinada ao sistema de tratamento dos dejetos, a outra metade é utilizada na propriedade para a fertirrigação.

Além disso, as operações de limpeza das pocilgas têm também papel importante no quantitativo de efluentes gerados, devendo ser levado em consideração o tipo dos bebedouros e o consumo de água de cada unidade de criação.

3.2 Descrição do Sistema de Tratamento

O sistema de tratamento pode ser visualizado na Figura 9. Os efluentes das unidades de criação são encaminhados para caixa de passagem e depois ao peneiramento.

Um esquema da localização das instalações e das unidades de tratamento, na propriedade produtora de suínos, pode ser observado na Figura 10.

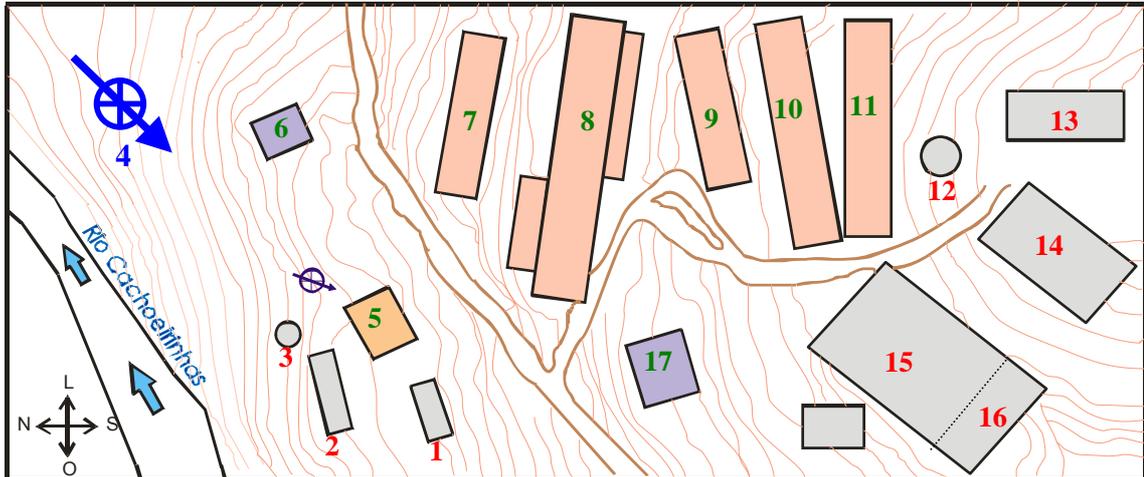


Figura 10. Croqui da Propriedade – Instalações e Sistema de Tratamento (vista em planta, sem escala)

Instalações

- 5** Produção de ração
- 6** Casa dos funcionários
- 7** Terminação
- 8** Crescimento
- 9** Creche
- 10** Maternidade
- 11** Matrizes
- 17** Casa do proprietário

Unidades de Tratamento

- 1** Lagoa de Decantação
- 2** Lagoa de Armazenamento
- 3** Biodigestor
- 12** Reator UASB
- 13** Lagoa Anaeróbia
- 14** Lagoa Facultativa Aerada
- 15** Lagoa de Maturação
- 16** Filtro de Pedras

Direção do Vento

- Predominante**
- 4** NE→SO

3.3 Lagoa Facultativa Aerada

Após a saída dos dejetos do reator UASB, estes são encaminhados para Lagoa Facultativa Aerada (Figura 11) de formato oval com altura de 1,20m, folga de 50cm, área do nível médio de 300m² e volume útil de 360m³, cujas características construtivas estão resumidas no Tabela 7.

Tabela 7. Resumo das características da lagoa facultativa aerada

Item	Característica
Dimensões (L,C) médias	10,0 m x 30,0m
Forma	Oval
Profundidade	1,20 m
Volume	304 m ³
TDH	42 d
Altura da folga	50cm
Área da meia profundidade	253 m ²
By pass	Sim
Ø entrada	Ø100mm
Ø saída	Ø100mm

A execução da lagoa foi feita direta no solo com taludes 1:1 impermeabilizados com lona de polietileno, todo o talude foi gramado para seu fortalecimento. No seu fundo foi instalado um tubo que direciona o líquido para linha de descarga, controlado através de caixa de manobra.

Os líquidos são recebidos na caixa distribuidora, onde foi instalado um “by pass” que os direciona para os dispositivos de entrada da lagoa. Para coleta dos líquidos tratados foi instalada uma caixa coletora, que serve também para encaminhamento dos efluentes para a próxima unidade de tratamento.

Os líquidos afluentes e efluentes são distribuídos e coletados em dois pontos de entrada e dois pontos de saída, sendo que as tubulações de entrada e saída possuem curvas de 120° para imersão dos efluentes à 20 cm de profundidade na coluna d’água da lagoa.

O sistema de aeração foi instalado para o atendimento da demanda de oxigênio da lagoa nos períodos noturnos. A taxa de oxigenação fornecida para dimensionamento do sistema de aeração foi de 45 kgO₂/d, onde para um período de aeração de 8 horas tem-se uma carga de oxigênio de 15kg O₂/d; cálculo do requisito de oxigênio conforme Von Sperling (1996 b). Sendo assim, a vazão de oxigênio necessária para a escolha do aerador é de 7,25 m³O₂/h, ou 103,52 m³ar/h.

Verificou-se, como mais adequada economicamente, a instalação de um soprador de ar (Figura 12) e a utilização de canalizações perfuradas instaladas imersas no líquido. A tubulação de saída do soprador foi feita em PVC roscável. Foi construída uma pequena casa em madeira para abrigo do soprador e foi instalada uma caixa de comando com o totalizador de horas e o temporizador (Figura 13).

Foram instaladas 3 linhas de distribuição com 9 m de comprimento cada (27 metros lineares) espaçadas em intervalos iguais ao longo do primeiro terço da lagoa. A canalização foi perfurada uniformemente, para garantir a aeração. Quando insuflada, a canalização flutua próximo à superfície da coluna d'água. Na Tabela 8 é apresentado um resumo das características do sistema de aeração da lagoa.

Tabela 8. Resumo das características do sistema de aeração da lagoa

Item	Característica
Tipo de aeração	Ar difuso
Tempo de operação	8 h (9 da noite às 5 da manhã)
Dispositivo	Soprador de ar
Vazão do aerador	168 m ³ ar /h
Demanda de ar	103,52 m ³ ar/h
Potência instalada	2 HP
Motor	Indução; trifásico
Sistema de difusão	Tubos de PVC perfurados Ø3/4"
Capacidade de difusão	103,7 litros de ar /min /metro linear
Comprimento linha de difusão	27 m
Instalações elétricas	Tomada de energia; caixa de comando; disjuntor térmico; totalizador de horas; temporizador de comando; amperímetro; voltímetro

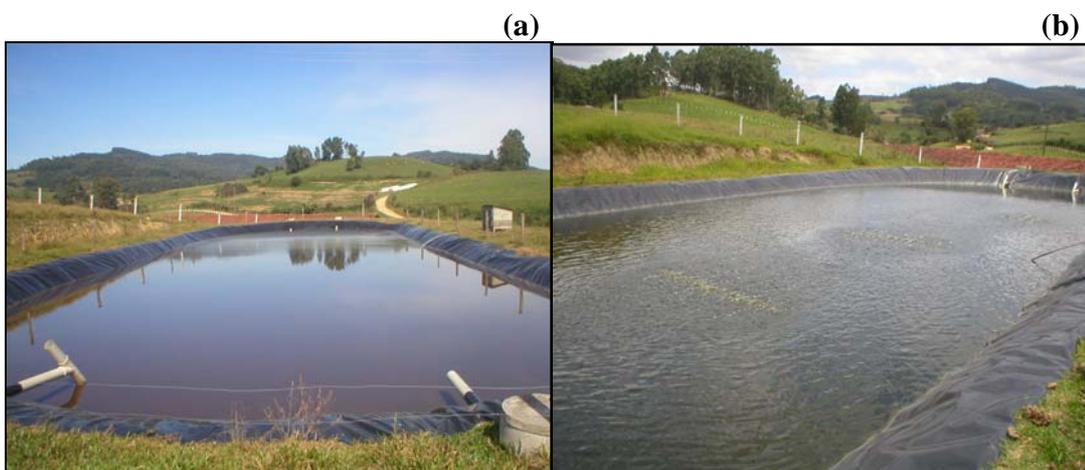


Figura 11. Lagoa Facultativa Aerada. (a) aeração desligada; (b) aeração ligada.



Figura 12. Soprador de ar



Figura 13. Caixa de comando

3.4 Lagoa de Maturação

Após tratamento na Lagoa Facultativa, os efluentes são encaminhados para a Lagoa de Maturação (Figura 14), tendo como principal característica sua grande área superficial e pequena altura da coluna d'água, conforme apresentado nas características construtivas descritas na Tabela 9. Sua execução foi feita direta no solo com taludes 1:1 impermeabilizados com lona de polietileno. No fundo da lagoa foi instalado um tubo de descarga e encaminhamento para linha de descarga através de caixa de manobra.

Os líquidos afluentes e efluentes são distribuídos e coletados em quatro pontos de entrada e quatro pontos de saída, sendo que as tubulações de entrada e saída possuem curvas de 120° para imersão dos efluentes à 20 cm de profundidade na coluna d'água da lagoa.

Foi instalado um tubo extravasador de Ø150mm à 35cm da lâmina líquida normal. Em função de sua grande área, a incidência das chuvas e do tipo de dispositivo de entrada da unidade de filtração, este dispositivo garante a operação segura da lagoa, evitando inundações.

Tabela 9. Resumo das características da lagoa de maturação

Item	Característica
Dimensões (L,C) médias	20,0 x 41,0m
Profundidade	0,60 m
Forma	Retangular
Volume	470 m ³
TDH	65 d
Altura da folga	50cm
Área do nível médio	784 m ²
By pass	Sim (Ø100mm)
Extravasor	Sim (Ø150mm)
Ø entrada	Ø100mm
Ø saída	Ø100mm

**Figura 14.** Lagoa de maturação

3.5 Partida das Lagoas

A partida ocorreu em janeiro de 2005, por meio do enchimento da Lagoa Facultativa Aerada e Lagoa de Maturação com água do Rio Cachoeirinhas através de bombeamento e canalização existente na propriedade. A alimentação das lagoas com dejetos ocorreu através do sistema de recalque e a diluição inicial do afluente favoreceu o crescimento progressivo da biomassa bacteriana e algal. O grau de diluição médio, após o início da operação, foi de 75% após 15 dias; 50% após 30 dias e 20% após 60 dias.

3.6. Monitoramento das Lagoas

3.6.1 Amostragens

Determinação da eficiência das lagoas

As amostragens para cálculo da eficiência de remoção de DQO e nutrientes foram feitas durante o período de um ano (janeiro de 2005 a janeiro de 2006), para a avaliação do sistema em diferentes condições de temperatura e carga orgânica aplicada. As coletas ocorreram semanalmente durante a estabilização do sistema e quinzenalmente quando o sistema entrou em regime de funcionamento. Os pontos de coleta para cálculo de eficiência foram nas seguintes caixas de passagem: entrada da LFA; saída LFA e saída LM, sendo em cada ponto coletadas alíquotas de 1000 mL para posterior análise físico-química e colimetria. O horário destas amostragens foi sempre em torno de 11:00 h da manhã.

Caracterização do fitoplâncton

Os pontos de amostragem (Figura 15) para a caracterização do fitoplâncton na coluna d'água foram dispostos da seguinte forma: três pontos equidistantes do lado esquerdo (1; 2; 3) e três pontos equidistantes do lado direito (4; 5; 6) de cada lagoa. A coleta foi efetuada nas laterais das lagoas, próximo ao talude, com auxílio de um coletor, em duas diferentes profundidades: 0,10 m e 0,40 m para a Lagoa Facultativa Aerada e 0,10 m e 0,30 m para a Lagoa de Maturação. As coletas ocorreram em dois horários: 11 horas da manhã e 3 horas da tarde. Em cada ponto foram coletadas 100 mL da amostra para a determinação *in situ* de pH, OD e temperatura e, em laboratório, determinar a Clorofila *a*. Uma alíquota de cada ponto (5 mL) foi coletada em cone *Ependhorf* e fixada com solução de Lugol (BRANCO, 1978) para posterior análise microscópica.

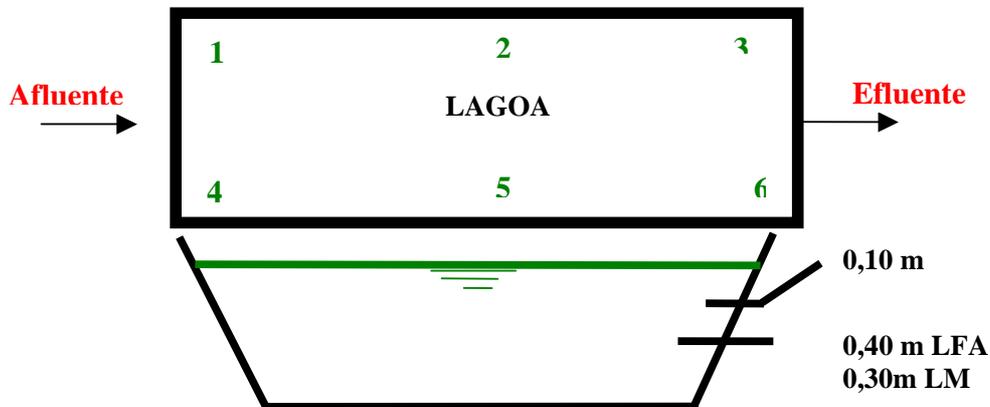


Figura 15. Croqui esquemático dos pontos de amostragem.
(vista em planta e corte, sem escala)

As profundidades de amostragem foram fixadas a partir de informações da literatura. Segundo Shilton (2005) a profundidade em que a biomassa algal se encontra e os níveis de OD na coluna d'água dependem do tipo da lagoa e da carga orgânica aplicada. Porém, de forma geral, se verifica que em lagoas facultativas, a biomassa algal se concentra nos primeiros 20 cm da coluna d'água, ocorrendo maior concentração de OD durante o dia. E para a LM, caso não ocorra uma concentração muito elevada de sólidos em suspensão, pode-se observar atividade fotossintética até à profundidade de 60 cm, neste caso, há penetração de raios solares por toda a coluna d'água e pode-se ter condições de supersaturação de OD na massa líquida.

Variação Nictemeral

Segundo König (2000), algumas variáveis têm uma variação nictemeral muito expressiva, como o pH, OD, temperatura, DBO, fósforo total, sólidos suspensos, Clorofila *a* e *E. coli*. Altas concentrações de Clorofila *a* coincidem com altas concentrações de DBO e sólidos suspensos.

Para determinação da estratificação horária (variação nictemeral) provocada pela migração das algas na coluna d'água e da variação do pH, OD, nitrogênio amoniacal, fosfato e COT, foram feitos três ensaios de 24 horas, nos meses de julho de 2005, dezembro de 2005 e abril de 2006. Nesta ocasião, foram coletadas amostras de 100 mL para quantificação do fitoplâncton (Clorofila *a*), além das medidas *in situ* e físico-químicas já citadas. As coletas foram

feitas a cada 3 horas, na entrada e a na saída de cada lagoa com auxílio de um coletor, em duas profundidades (0,10m e 0,40m para LFA ; 0,10m e 0,30m para LM), sendo iniciadas às 11 horas da manhã.

3.6.2 Variáveis de Monitoramento

As análises físico-químicas realizadas foram: alcalinidade total, acidez total, demanda química de oxigênio total e solúvel (DQO total e solúvel), demanda bioquímica de oxigênio total e solúvel (DBO total e solúvel), carbono orgânico total (COT), nitrogênio total Kjeldahl (NTK), nitrogênio amoniacal (N-NH₃) e série de sólidos.

Através de cromatografia iônica foram analisados: fosfatos (P-PO₄⁻²), acetato, nitritos (N-NO₂⁻), nitratos (N-NO₃⁻), cloretos e sulfatos.

O fitoplâncton presente nas lagoas foi avaliado através de medidas da *Clorofila a* e da identificação e contagem dos organismos através de microscopia ótica com auxílio da câmara de Neubauer.

Também foram realizadas análises de coliformes totais e *E. coli* (utilizando kit Colilert) para avaliação da qualidade bacteriológica do efluente do sistema de tratamento e de seu possível reúso.

No Tabela 10 são descritos os métodos físico-químicos, cromatográficos e biológicos empregados em todo o período de estudo, a maioria dos protocolos utilizados seguiu o *Standard Methods* (1998).

Tabela 10. Métodos analíticos utilizados

VARIÁVEIS	METODOLOGIA
Temperatura e pH	Potenciômetro ATI – ORION [®] , modelo 250A. SM* 4500- H ⁺ B(APHA, 1998).
OD (Oxigênio Dissolvido)	Oxímetro DIGIMED [®] , modelo DM-4. SM 4500 – O G
Alcalinidade Total	Titulação potenciométrica com solução de H ₂ SO ₄ 0,02N SM 2320 B(APHA, 1998).
Acidez Total	Titulação potenciométrica com solução de NaOH 0,02N (APHA, 1998)
DQO total	Método colorimétrico de refluxo fechado (APHA, 1998). Leitura em espectrofotômetro HACH [®] , modelo DR-4000. SM 5220 D
DQO solúvel	Método colorimétrico de refluxo fechado (APHA, 1998), amostra previamente centrifugada (4000 rpm/10 minutos). Leitura em espectrofotômetro HACH [®] , modelo DR-4000. SM 5220 D
DBO total	Digestão de 5 dias em base agitadora HACH [®] , modelo BOD - TRACK. SM 5210 D (APHA, 1998).
DBO solúvel	Digestão de 5 dias em base agitadora HACH [®] , modelo BOD-TRACK. Amostra previamente centrifugada (4000 rpm/10 minutos). SM 5210 D (APHA, 1998).
Sólidos totais (ST); Sólidos dissolvidos (SD); Sólidos suspensos: SS = ST-SD	Gravimetria SM 2540 (APHA, 1998). Análise de sólidos dissolvidos: a partir de amostra previamente centrifugada (4000 rpm/10 minutos).
NTK	Digestão em digestor VELP [®] , modelo DK-20, em meio ácido com oxidação forçada (H ₂ SO ₄), posterior destilação em aparelho VELP [®] , modelo UDK 130D e titulação com H ₂ SO ₄ 0,02N (APHA, 1998). SM 4500-N org B
N-NH ₃	Destilação em aparelho VELP [®] , modelo UDK 130D, posterior titulação com H ₂ SO ₄ 0,02N (APHA, 1998).
P-PO ₄ ; N-NO ₃ ; N-NO ₂ ; acetato; cloreto; sulfato	Cromatografia iônica (DIONEX [®] , modelo DX 120 – auto-sample).(APHA, 1998).SM 4110- C
Carbono Orgânico Total	Aparelho TOC-SHIMADZU [®] , modelo 5000A (alíquota filtrada em membrana de 0,45µm de porosidade) (APHA, 1998).SM 5310 B
Clorofila <i>a</i>	Extração em Etanol (80%) e análise colorimétrica (NUSH, 1980). Leitura em espectrofotômetro HACH [®] , modelo DR-4000.
Biomassa algal (quali-quantitativo)	Fixação das amostras em lugol (Branco, 1978). Contagem através de câmara de Neubauer (Tavares e Rocha, 2001) e identificação através das descrições de Strebele e Krauter (1985) e Silva (2002). Utilização de microscópio ótico OLYMPUS [®] modelo BX-41 e software Image Proexpress 4.0 para captura de imagens estáticas.
Coliformes Totais (CT) e <i>E. coli</i>	Método do substrato cromogênico (Colilert - INDEXX [®]), que confere cor amarelada para CT positivos e fluorescência para <i>E. coli</i> (APHA, 1998).

* SM: Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater

3.6.3 Critérios de Operação

O experimento foi dividido em quatro fases distintas: **Partida**, onde ocorreu a partida do sistema, inicialmente com água do rio e posteriormente com o efluente do reator UASB (janeiro de 2005 a março de 2005); **Período 1** caracterizado pelo aumento gradativo da carga orgânica aplicada (abril de 2005 a junho de 2005); **Período 2**, caracterizado por uma sobrecarga orgânica (julho de 2005); **Período 3**, caracterizado pela estabilização do sistema (agosto de 2005 a janeiro de 2006), apresentados na Tabela 11.

Tabela 11. Estratégia de operação das lagoas conforme a carga orgânica superficial aplicada.

Período	Lagoa Facultativa Aerada			Lagoa de Maturação	
	Q (m ³ /dia)	TDH dias	Carga Aplicada kg DBO/ha.dia	TDH dias	Carga Aplicada kg DBO/ha.dia
Partida (janeiro 2005 a março 2005)	8,9±2,3	37±11	115±22	56±17	15±2
Período 1 (abril 2005 a junho 2005)	8,6±2,5	39±15	321±111	60±23	33±10
Período 2 (julho-05)	9,2±4,1	39±18	480±210	60±27	66±29
Período 3 (agosto 2005 a janeiro de 2006)	7,0±2,0	47±15	280±102	73±23	36±13

Os valores do TDH ao longo do monitoramento para a LFA e para a LM podem ser observados na Figura 16.

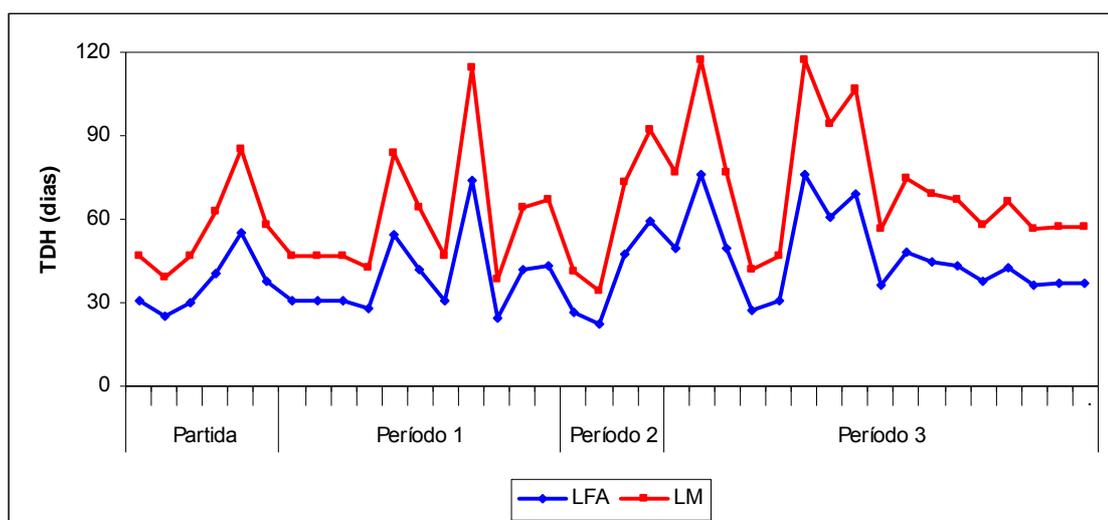


Figura 16. Comportamento do TDH na LFA e na LM ao longo do monitoramento.

3.6.4 Tratamento dos Dados

Os dados obtidos, durante as diferentes fases do experimento, foram tratados estatisticamente utilizando “análise exploratória”, através dos diagramas de caixa (medianas e quartis) e tabelas contendo médias, desvio padrão, valores de mínimo e máximo; “análise de variância” (ANOVA) da Clorofila *a* e OD, no perfil vertical das lagoas; “análise dos componentes principais” de 13 variáveis físico-químicas e biológicas e “análise do do perfil horizontal – Clorofila *a*” através do método de interpolação.

3.6.4.1 Análise Estatística

Neste trabalho, o STATISTICA[®] 6.0 (STATSOFT, Inc., 2001), foi usado para descrever, analisar e interpretar os dados numéricos das amostras coletadas ao longo do monitoramento.

Segundo Ogliari e Andrade (2004), o software STATISTICA[®] 6.0 é um programa integrado para gerenciar a análise estatística e base de dados, caracterizando uma ampla seleção do processo analítico (análise exploratória de dados, de variância e fatorial; entre outros).

- Análise exploratória dos dados

Distribuição de frequência de variáveis

Esta ferramenta é utilizada para que os dados recolhidos sejam organizados, sumarizados e descritos, para facilitar a fase posterior de análise, a inferência estatística. Neste trabalho, as eficiências de remoção, das principais variáveis monitoradas, foram inseridas em um gráfico de colunas, mostrando a distribuição e a frequência dos dados, como mostra o APÊNDICE B.

Estatística descritiva

Os resultados são expressos por média e desvio padrão quando apresentam distribuição normal, sendo que média representa bem os dados quando existe simetria, quando não ocorrem os valores extremos, altos ou baixos, chamados de “*out-liers*”. Já a mediana, 1º quartil (25% dos dados) e 3º quartil (75% dos dados), são usados quando não existe simetria dos dados, tornando-se uma maneira mais adequada de representação dos dados. Os valores de máximo e mínimo

complementam a análise, para que o pesquisador tenha uma visão geral da variabilidade dos dados coletados (OGLIARI e PACHECO, 2004).

Através dos diagramas de caixa (*box-plot*) pode-se comparar a diferença na distribuição de dados, de dois ou mais grupos. Pode-se usar como medida central a média ou a mediana, conforme tipo de distribuição (simétrica ou assimétrica), ou melhor visualização dos dados pelo pesquisador.

No presente estudo foram usados valores de média, desvio padrão, máximo e mínimo para a análise inicial dos dados, os quais foram reunidos em tabelas. Nos diagramas de caixa foram utilizados os valores de mediana e quartis, já que os dados tendiam à simetria, porém não apresentavam um modelo normal perfeito. Geralmente, quando se trata de um sistema não controlado, como é o caso de lagoas em escala real, os dados apresentam oscilações, provenientes do tipo de operação utilizada; dos processos biológicos envolvidos e do clima.

Diagramas de dispersão, coeficiente de correlação e ajuste da equação de uma reta

Para verificar o relacionamento entre duas variáveis pode-se utilizar o diagrama de dispersão. No presente estudo foram feitas várias correlações entre variáveis e, de modo geral, foi observada uma tendência linear nos dados. Procedeu-se, então, o ajuste de um modelo linear simples, resultando em equações matemáticas, que descrevem esse relacionamento entre as duas variáveis. O coeficiente de correlação favorece a interpretação dos dados, já que a partir dele, pode-se concluir se as variáveis estão correlacionadas de forma positiva ou negativa, e se a correlação é forte ou fraca. As correlações são consideradas fortes quando o coeficiente de correlação é superior a 0,7, porém depende da área de estudo e do bom senso do pesquisador (OGLIARI e ANDRADE, 2004).

- Análise da variância (ANOVA)

O ANOVA é um teste de hipóteses que fornece a probabilidade dos grupos (tratamentos) terem médias iguais ou diferentes. Existem duas hipóteses: H_0 : as médias são iguais, não há diferença entre os tratamentos; H_1 : as médias são diferentes, há diferença entre os tratamentos.

Portanto, o objetivo do teste é determinar a probabilidade (p) que permite aceitar ou rejeitar H_0 . Se $p > \alpha$, aceita-se H_0 ; Se $p < \alpha$, rejeita-se H_0 (OGLIARI e ANDRADE, 2004).

No presente estudo o nível de significância utilizado foi de 5%, ou seja, $\alpha=0,05$, para a verificação de diferenças significativas entre a concentração de Clorofila a e OD no perfil das lagoas.

Caso haja diferenças significativas entre os tratamentos pode-se proceder ao teste de comparações múltiplas de médias. O teste de Tukey foi utilizado para comparar os valores médios de Clorofila a e OD, nos diferentes estratos das lagoas.

- Análise de Componentes Principais (ACP)

A ACP, segundo Johnson e Wichern (2002), tem como objetivo principal a redução da dimensionalidade e interpretação de um conjunto de dados. Obter esta redução num conjunto de variáveis consiste em encontrar combinações lineares entre elas, que irão gerar um outro conjunto de variáveis, com novas coordenadas.

Geometricamente, as componentes principais representam um novo sistema de coordenadas, obtidas por uma rotação do sistema original, que fornece as direções de máxima variabilidade, e proporciona uma descrição mais simples e eficiente de covariância dos dados (SCHMITT, 2005).

Existem vários critérios práticos para se determinar o número ideal de componentes principais a considerar. No método de Kaiser, deve-se excluir a componentes cujos autovalores são menores do que 1, se a análise for feita a partir da matriz de correlações (REIS, 1997).

Segundo Zanutelli (2002), os coeficientes de correlação entre as variáveis e os fatores artificiais permitem interpretar os dados, pois as variáveis de maior influência no processo apresentam os mais altos coeficientes de correlação com os fatores artificiais. Os coeficientes de correlação também apresentam 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).

Além disso, as variáveis que aparecem em quadrantes contrários, nos diagramas de dispersão, possuem correlação forte e negativa (ângulo dos vetores próximo a 180 graus); aquelas

que estão no mesmo quadrante ou seus vetores possuem ângulos próximo a zero grau, possuem correlação forte e positiva.

No presente estudo, a ACP foi usada para descrever as correlações entre diversas variáveis medidas ao longo do monitoramento e também para interpretar a variância causada por estas variáveis e sua relação com a eficiência do sistema.

Foram utilizadas 13 variáveis, sendo variáveis físico-químicas e biológicas, que podem ser correlacionadas e fornecer uma visão do desempenho de cada lagoa.

O critério para escolha dos componentes foi o de Kaiser, isto é, foram retidos os autovalores que apresentam valor maior que 1. Por este motivo, foram retidos 2 ou 3 fatores, conforme a condição descrita acima.

3.6.4.2 Análise da Variação do Perfil Horizontal da Clorofila *a*

O SURFER[®] 8.0 (GOLDEN SOFTWARE, Inc., 2002) é um pacote comercial de programas gráficos que pode ser utilizado para o cálculo e confecção de mapas de variáveis, a partir de dados regularmente distribuídos.

Para que se possa utilizar o SURFER[®], é imprescindível que as amostras sejam coletadas de forma regular, isto é, quando os pontos de amostragem estão regularmente espaçados.

A partir das coordenadas do ponto de coleta (localização geográfica e identificação) e dos valores assumidos pela variável neste ponto, pode-se obter um mapa de distribuição espacial, utilizando um algoritmo de interpolação.

A interpolação é predizer, ou estimar, o valor da variável sob estudo, em um ponto não amostrado, sendo que esta estimativa pode ser feita por vários métodos, o mais simples é a média aritmética entre os valores dos pontos já conhecidos, porém existem vários outros métodos de interpolação, sendo que cada um deles é adequado à área de interesse ou à variável em questão. O método de interpolação deve ser escolhido conforme o grau de fidelidade aos dados originais, suavidade das curvas, velocidade de computação e precisão geral (LANDIM, 2002).

O SURFER[®] foi usado para demonstrar a variação e a localização do fitoplâncton nas lagoas, através da análise de Clorofila *a*, plotagem dos dados de concentração e área, e posterior

utilização do método de interpolação denominado vizinho natural (*natural neighbor*), o qual foi escolhido por apresentar a melhor distribuição visual dos dados.

3.7. Cálculos

3.7.1 Tempo de Detenção hidráulica

Para o cálculo do TDH utilizou-se a equação 2:

$$TDH = \frac{A * H}{Q_{afluente}} \quad (2)$$

Onde:

TDH= tempo de detenção hidráulica

A= área da meia profundidade (m²)

Q= vazão afluyente (m³/dia)

H= profundidade da lagoa (m)

3.7.2 Carga Superficial Aplicada

O cálculo de carga aplicada foi feito para a DQO, DBO e N-NH₃, utilizando-se a equação 3:

$$\lambda_s = \frac{10 * C_0 * Q}{A} \quad (3)$$

Onde:

λ_s = carga aplicada superficial (kg/ha.dia)

C_0 = concentração total afluyente (mg/L)

Q= vazão (m³/dia)

A = área da meia profundidade (m²)

3.7.3 Eficiência de Remoção

A eficiência de remoção foi calculada para as principais variáveis, utilizando a equação 4.

$$E = \frac{(Af - Ef)}{Af} * 100 \quad (4)$$

Onde:

E = Eficiência de remoção (%)

Af = concentração do afluente (mg/L)

Ef = concentração do efluente (mg/L)

Para o cálculo das eficiências de remoção de DQO e DBO, desconsiderou-se a biomassa algal presente nas lagoas, utilizando os valores de DBO e DQO total do Afluente e DBO e DQO solúvel no Efluente, conforme Soares e Bernardes (2001).

3.7.4 Balanço do Nitrogênio

O cálculo do balanço do nitrogênio foi feito segundo as fórmulas 5, 6 e 7, a partir da análise de amostras não filtradas.

$$N_{org} = NTK - N-NH_3 \quad (5)$$

$$NT = N_{org} + N-NH_3 + NO_2 + NO_3 \quad (6)$$

Obs. No cálculo do balanço do nitrogênio os valores de nitrito e nitrato foram considerados nulos, pois foram encontrados somente traços destes íons através do método analítico da cromatografia iônica, portanto $NT = NTK$.

Por diferença entre a concentração de NT do Afluente e do Efluente, de cada lagoa, foram estimativas as porcentagens de nitrogênio perdidas no sistema.

$$N_{perdido} = NT_{afluente} - NT_{efluente} \quad (7)$$

Este cálculo também foi efetuado para $N-NH_3$ e N orgânico.

3.7.5 Incorporação de Nitrogênio pela Biomassa Algal

O conteúdo de Clorofila *a* no peso seco algal é variável conforme os nutrientes presentes no meio líquido e da luminosidade, chegando a 6% como valor máximo, porém sendo mais comum valores entre 0,5 a 2% (SPOEHR e MILNER, 1949).

Considerando que a Clorofila *a* das algas planctônicas, constitui-se cerca de 1% do peso seco da biomassa algal, pode-se obter o comportamento da biomassa em suspensão nas lagoas (BRANCO, 1978; ESTEVES, 1998).

O nitrogênio incorporado pela biomassa algal corresponde a cerca de 10% do peso seco, podendo-se assim efetuar o balanço de nitrogênio (BRANCO, 1978; APHA, 1998; ESTEVES, 1998). A relação pode ser descrita também como: a biomassa algal corresponde a 100 vezes a concentração de Clorofila *a*.

Para os cálculos, foi então considerado que a Clorofila *a* corresponde a 1% do peso seco algal e que as algas possuem um conteúdo médio de 10% de nitrogênio.

Portanto:

Clorofila *a* = 1% do Peso Seco Algal (BRANCO, 1978; ESTEVES, 1998)

N incorporado = 10% do Peso Seco Algal (BRANCO, 1978; APHA, 1998; ESTEVES, 1998)

A porcentagem de nitrogênio incorporado, em relação ao total de N-NH₃ perdido pode ser calculada utilizando a equação 8:

$$\% \text{ N incorporado} = \frac{100 * \text{N incorporado (mg/L)}}{\text{N-NH}_3 \text{ perdido na lagoa (mg/L)}} \quad (8)$$

3.7.6 Balanço de Sólidos

Os cálculos dos sólidos foram feitos da seguinte forma:

*Análise de sólidos da amostra bruta: sólidos totais (**ST**), sólidos totais fixos (**STF**) e por diferença sólidos totais voláteis (**STV**).

*Análise de sólidos do sobrenadante da amostra centrifugada, correspondendo à fração dissolvida: sólidos dissolvidos totais (**SDT**); sólidos dissolvidos fixos (**SDF**) e por diferença sólidos dissolvidos voláteis (**SDV**).

*Cálculo dos sólidos suspensos:

$$\text{Sólidos Suspensos Totais: } \mathbf{SST = ST - SDT} \quad \mathbf{(9)}$$

$$\text{Sólidos Suspensos Fixos: } \mathbf{SSF = STF - SDF} \quad \mathbf{(10)}$$

$$\text{Sólidos Suspensos Voláteis: } \mathbf{SSV = SST - SSF} \quad \mathbf{(11)}$$

* O cálculo da porcentagem de sólidos dissolvidos e sólidos suspensos foi feito considerando os ST como 100% e a partir disso foram feitas regras de três para as porcentagens correspondentes aos sólidos dissolvidos totais e sólidos suspensos. Este cálculo também foi efetuado para a porcentagem de sólidos voláteis e sólidos fixos.

3.7.7 Abundância Algal

A abundância algal foi calculada utilizando a equação 12:

$$A \% = (n / N) * 100 \quad \mathbf{(12)}$$

Onde:

A%= porcentagem da abundância algal

n = contagem de um determinado gênero algal na amostra (células/mL)

N= contagem do total de algas na amostra (células/mL)

A abundância está relacionada com a **quantidade** de algas na amostra.

3.7.8 Frequência Algal

A frequência algal foi calculada utilizando a equação 13:

$$F \% = (n' / N') * 100 \quad \mathbf{(13)}$$

Onde:

F%= porcentagem da frequência algal

n'= número de vezes que determinado gênero algal esteve presente nas amostras analisadas

N'= número de amostras analisadas

A Frequência está relacionada com a **presença** e **ausência** dos gêneros algais na amostra.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Caracterização do dejetto bruto e dejetto afluyente da LFA

A Tabela 12 mostra os valores médios do dejetto suíno bruto e do efluente do reator UASB, o qual corresponde ao afluyente da lagoa facultativa aerada (Afl. LFA).

Tabela 12. Valores médios do dejetto suíno bruto e do efluente do reator UASB.

	Dejetto Bruto	Efluente UASB
pH	7,3	7,7
DQO total (mg/L)	11775	1970
DBO total (mg/L)	8675	792
Sólidos Totais (mg/L)	8080	3748
NTK (mg/L)	1533	1194
N-NH ₃ (mg/L)	990	921
PT (mg/L)	235	93

4.2 Avaliação das Cargas Aplicadas e Desempenho das Lagoas

4.2.1. Cargas Aplicadas e Removidas nas Lagoas

A carga orgânica superficial aplicada e a carga de nitrogênio amoniacal, na LFA, são mostradas na Tabela 13. As cargas médias aplicadas na LFA ficaram entre 115 kgDBO/ha.dia (durante a Partida) e 480 kgDBO/ha.dia (durante o Período 2), sendo que este último foi caracterizado pela sobrecarga orgânica do sistema, que ocorreu no mês de julho de 2005.

A LFA foi instalada em local com inverno e insolação moderados, estando, portanto, com cargas compatíveis, entre 120 e 240 kgDBO/ha.dia, conforme recomendado por Von Sperling (2002), exceto no Período 2.

Tabela 13. Valores médios e desvio padrão da vazão e das cargas aplicadas na LFA

LAGOA	Período	Q (m ³ /d)	kgDQO/ha.d	kgDBO/ha.d	kgN-NH ₃ /ha.d
	Partida	8,9±2,3	247±109	115±22	17±4
Facultativa Aerada	P1	8,6±2,5	680±288	321±111	302±89
	P2	9,2±4,1	1437±572	480±210	381±160
	P3	7,0±2,0	581±261	280±102	271±75

As cargas aplicadas de DQO, DBO e N-NH₃ na LM são apresentados na Tabela 14. A LM recebeu cargas bem inferiores àquelas encontradas na LFA, mostrando a eficiência desta lagoa no tratamento secundário no sistema.

Tabela 14. Valores médios e desvio padrão, da vazão e das cargas aplicadas na LM

LAGOA	Período	Q (m ³ /d)	kgDQO/ha.d	kgDBO/ha.d	kgN-NH ₃ /ha.d
Maturação	Partida	8,9±2,3	35±17	15±2	4±1
	P1	8,6±2,5	70±34	33±10	27±17
	P2	9,2±4,1	112±49	66±29	76±32
	P3	7,0±2,0	89±28	36±13	44±15

Os valores médios das cargas removidas na LFA são apresentados na Tabela 15. Observa-se que, apesar das oscilações da carga aplicada ao longo do monitoramento, a LFA atingiu remoções satisfatórias, acompanhando as variações. A carga removida de DBO foi de 87 kg/ha.dia durante a Partida e de 374 kg/ha.dia durante o Período 2, correspondendo a percentuais de remoção variando entre 68 e 83%. A remoção média da carga aplicada de N-NH₃ variou entre 23 e 72%.

Tabela 15. Valores médios e desvio padrão, das cargas removidas na LFA e eficiências de remoção

LAGOA	Período	kgDQO/ha.d	E (%) DQO	kgDBO/ha.d	E (%) DBO	kgN-NH ₃ /ha.d	E(%) N-NH ₃
Facultativa Aerada	Partida	187±107	76	87±20	76	4±4	23
	P1	519±241	76	268±103	83	218±76	72
	P2	1152±467	80	374±207	78	144±70	38
	P3	327±196	56	191±79	68	135±40	50

A Tabela 16 mostra as cargas removidas de DQO, DBO e N-NH₃ na LM. A LM atingiu valores de remoção compatíveis com as características de tratamento terciário, eliminando matéria orgânica e nutrientes remanescentes do tratamento secundário.

Os valores de cargas removidas mostram que o tratamento na LM não foi prejudicado pela grande variação de carga aplicada durante o monitoramento. Em termos de DBO a eficiência média de remoção variou entre 68 a 83%, quanto a N-NH₃, as remoções ficaram entre 23 e 72%. Em estudo realizado em Mèze, na França, Picot et al. (2005) observaram para as 3 lagoas de maturação, em série, com carga orgânica aplicada de 38 kg DBO/ha.dia e TDH de 47 dias, remoção de 38% de nitrogênio total.

Tabela 16. Valores médios e desvio padrão, das cargas removidas na LM e eficiências de remoção

LAGOA	Período	kgDQO/ha.d	E(%)	kgDBO/ha.d	E(%)	kgN-NH ₃ /ha.d	E(%)
	Partida	18±16	51	7±2	47	1±1	25
Maturação	P1	41±31	58	22±8	67	20±15	74
	P2	45±23	40	39±13	59	44±18	58
	P3	47±12	53	18±11	50	28±10	63

Em relação à remoção carbonácea (DQO ou DBO), as lagoas apresentaram seu melhor desempenho durante o P1. Quanto à carga de N-NH₃, a LFA foi mais eficiente no P1 e a LM no P3.

No presente estudo, de forma geral, as eficiências obtidas nas lagoas, para a remoção das cargas aplicadas de DBO e nitrogênio amoniacal, foram superiores àquelas obtidas por Medri (1997), que foram de 47% para a DBO e 59% para N-NH₃, e por Zanotelli (2002), que foram de 47% para a DBO e 46% para nitrogênio total, no tratamento secundário utilizando lagoa facultativa. As eficiências de remoção das cargas de DBO e N-NH₃ no tratamento terciário (LM) foram semelhantes àquelas encontradas por esses autores, utilizando lagoa de aguapés, para dejetos suínos.

4.2.2. Exploração dos Resultados pela Estatística Descritiva

O comportamento das variáveis ao longo dos períodos monitorados, o desempenho das lagoas e as correlações entre cargas aplicadas e removidas (DQO, DBO e N-NH₃) foram avaliados aplicando-se a estatística descritiva, de acordo com a metodologia apresentada no item 3.6.4.1.

4.2.2.1 Comportamento das Variáveis de Monitoramento

As Tabelas 17, 18, 19 e 20 apresentam os resultados médios e desvio padrão, mínimos e máximos obtidos durante os períodos de monitoramento: Partida, P1, P2 e P3, respectivamente, para as variáveis analisadas.

Partida (Tabela 17)

A temperatura média, durante a Partida, teve pouca variação entre os pontos de coleta, porém a diferença entre o valor mínimo (24,2°C no Efl. LFA) e o valor máximo (33,6°C no Efl. LM) demonstra a elevada amplitude térmica entre os dias de coleta neste período do ano (janeiro a março de 2005).

Observa-se que, na Partida, houve aumento progressivo do pH ao longo das unidades de tratamento, iniciando com pH em 7,7 no Efl. LFA, até 9,4 no Efl. LM. Essa evolução se deve à biodegradação da matéria orgânica dos dejetos, com formação de compostos mais simples e à oxigenação algal.

O OD foi de 3,0 mg/L mesmo no Afl. LFA, isto se deve à diluição inicial do efluente com água do rio. Aumentou para 5,7 mg/L no Efl. LFA e para 10,8 mg/L no Efl. LM, mostrando uma grande tendência à aerobiose da massa líquida. Isto pode ser confirmado pelos maiores valores de Clorofila *a* (184,9 µg/L) e biomassa algal (5,75E+ 05) no Efl. LM.

Nas duas lagoas, sob pH alto, ocorreu volatilização da amônia, porém não houve nitrificação, pela ausência de condições favoráveis ao desenvolvimento de bactérias autotróficas no sistema.

O fósforo em lagoas de estabilização pode ser removido por sedimentação, seja por precipitação na forma de fosfatos insolúveis, quando em pH superiores a 7,8, ou ainda por assimilação algal (MESPLÉ *et al.*, 1996). A LFA e a LM alcançaram estas condições e em consequência obtiveram eficiências de remoção satisfatórias em relação ao P-PO₄ (de 56 a 73%, conforme Tabela A5, do Apêndice 1) sendo os valores médios de 40,5 mg/L no Afl. LFA e de 16 mg/L no Efl. LM.

As concentrações de NTK, N-NH₃ e P-PO₄ no Efl. LM foram muito altas, podendo causar danos ao corpo receptor, caso este não tenha vazão suficiente e condições para promover a autodepuração.

As concentrações de coliformes totais e fecais ficaram acima do limite máximo recomendado pelas normas ambientais de Santa Catarina (FATMA, 1981) e CONAMA 357/05. O valor médio de *E. coli* no Efl. LM, durante a Partida, foi de 4,46E+ 03 NMP/100 mL.

Tabela 17. Resultados médios e desvio padrão, mínimos e máximos obtidos durante a PARTIDA.

PARTIDA (n = 6) Média ± Desvio Padrão (mínimo-máximo)			
VARIÁVEIS	Afl. LFA	Efl. LFA	Efl. LM
Temperatura (°C)	28,3 ± 2,2 (25,1 - 31,3)	28,3 ± 2,9 (24,2 - 32,9)	29,3 ± 2,7 (26,2 - 33,6)
Oxigênio Dissolvido (mg/L)	3,0 ± 1,9 (1,6 - 5,9)	5,3 ± 1,3 (4,1 - 7,7)	10,8 ± 1,4 (8,3 - 12,1)
pH	7,7 ± 0,3 (7,5 - 8,3)	8,7 ± 0,4 (8,2 - 9,3)	9,4 ± 0,9 (8,2 - 10,6)
Alcalinidade total (mg CaCO₃/L)	93,7 ± 10,1 (82,0 - 109,0)	8,1 ± 4,8 (3,2 - 15,6)	6,0 ± 1,9 (3,4 - 8,0)
Acidez total (mg/L)	7,3 ± 5,4 (0,0 - 11,6)	4,0 ± 3,7 (0,0 - 10,4)	2,9 ± 2,8 (0,0 - 6,4)
Acetato (mg/L)	279,0 ± 21,8 (256,0 - 301)	40,7 ± 3,1 (37,0 - 45,0)	0,0 ± 0,0 (0,0 - 0,0)
Sulfato (mg/L)	9,3 ± 1,2 (8,0 - 11,0)	2,3 ± 0,8 (1,0 - 3,0)	0,0 ± 0,0 (0,0 - 0,0)
Cloreto (mg/L)	228,7 ± 22,2 (198,0 - 256,0)	90,2 ± 5,7 (83,0 - 97,0)	51,7 ± 5,4 (45,0 - 59,0)
Nitrato (mg/L)	traços (<0,5)	traços (<0,5)	traços (<0,5)
Nitrito (mg/L)	traços (<1,0)	traços (<1,0)	traços (<1,0)
DQO total (mg/L)	757,5 ± 356,8 (279,0-1023,0)	305,3 ± 110,8 (179,0-500,0)	285,3 ± 104,8 (155,0 -449,0)
DQO solúvel (mg/L)	692,5 ± 398,3 (160,0 - 983,0)	167,2 ± 29,9 (144,0 - 221,0)	152,3 ± 31,3 (118,0 - 207,0)
DBO total (mg/L)	339,7 ± 65,0 (255,0 - 390,0)	136,5 ± 23,4 (111,0 - 107,0)	79,7 ± 23,9 (54,0 - 118,0)
DBO solúvel (mg/L)	255,5 ± 87,6 (113,0 - 345,0)	76,8 ± 21,8 (54,0 - 101,0)	64,8 ± 20,1 (39,0 - 93,0)
COT (mg/L)	222,6 ± 87,2 (137,0 - 356,4)	59,3 ± 9,3 (46,0 - 71,1)	41,6 ± 3,1 (37,4 - 45,0)
NTK (mg/L)	631,0 ± 519,8 (68,1 - 1302,0)	115,7 ± 53,0 (60,0 - 168,0)	39,8 ± 19,9 (18,0 - 64,0)
N-NH₃ (mg/L)	47,3 ± 2,4 (43,0 - 49,0)	36,0 ± 9,7 (20,0 - 48,0)	25,7 ± 7,7 (16,0 - 37,0)
P-PO₄ (mg/L)	40,5 ± 23,9 (9,9 - 59,7)	16,9 ± 6,8 (10,6 - 26,0)	16,0 ± 4,4 (10,4 - 20,3)
ST (mg/L)	308,2 ± 26,4 (282,0 - 346,0)	80,6 ± 9,5 (65,5 - 91,0)	97,4 ± 26,2 (73 - 143,5)
STF (mg/L)	151,8 ± 13,0 (139,0 - 170,0)	26,0 ± 4,1 (20,0 - 31,5)	10,3 ± 1,6 (8,0 - 12,0)
STV (mg/L)	156,3 ± 28,0 (123,0 - 192,0)	54,6 ± 10,0 (39,0 - 70,0)	87,1 ± 26,4 (65,0 - 134,5)
SS (mg/L)	49,3 ± 16,1 (30,5 - 71,0)	17,9 ± 6,0 (10,0 - 25,0)	42,4 ± 4,6 (37,0 - 48,0)
Clorofila a (µg/L)	6,5 ± 4,3 (0,0 - 11,0)	159,7 ± 7,1 (149,0 - 168,0)	184,9 ± 6,8 (174,0 - 191,0)
Algas * (células/mL)	1,74E+02	2,97E+04	5,52E+05
Coliformes totais* (NMP/100mL)	3,78E+05	1,74E+05	4,32E+04
<i>E. coli</i>* (NMP/100mL)	1,43E+05	1,96E+04	4,34E+03

* médias geométricas

Período 1 (Tabela 18)

Durante o P1, verifica-se que as temperaturas mínimas na massa líquida atingiram valores menores (entre 14,6 e 16,2 °C) do que na Partida. A amplitude térmica continuou elevada, característica observada na região de Braço do Norte, em que ocorre variação térmica entre os dias do mês e entre as horas do dia, condição encontrada durante todo o período de monitoramento.

Os valores de DQO total foram maiores em todos os pontos de coleta, já que a diluição com água do rio estava diminuindo gradativamente e a alimentação da LFA estava sendo feita exclusivamente com o efluente proveniente do reator UASB. Os valores médios de DQO total do Afl. LFA foram de 1997 mg/L e de 1151 mg/L, respectivamente. Observou-se um desvio padrão maior nos valores de DQO total em relação à DQO solúvel, devido à variação da concentração de sólidos, que ocorreu durante todo o experimento. Isto pode ser verificado também pelos altos valores do desvio padrão nos ST do Afl. LFA (3861,5 mg/L \pm 522,4 mg/L).

A Clorofila *a* apresentou um considerável aumento no P1 em relação a Partida, atingindo valor médio de 814,1 μ g/L e valor máximo de 990 μ g/L no Efl. LM, mostrando o bom desenvolvimento da biomassa algal neste período.

Os valores de N-NH₃ foram elevados, mostrando a capacidade de amonificação do sistema. Houve grande perda deste nutriente durante o tratamento, o valor médio no Afl. LFA foi de 889,9 mg/L e de 63,5 mg/L no Efl. LM.

O concentração de P-PO₄ foi mais elevada no P1 do que na Partida, acompanhando o aumento da carga orgânica aplicada, já que o fósforo pode estar solúvel como fosfatos, adsorvido ou absorvido na biomassa ou nos sólidos fixos. O valor médio no Afl. LFA foi de 193 mg/L, atingindo o valor máximo de 231 mg/L. No Efl. LM, o valor médio foi de 52 mg/L e o mínimo foi de 45 mg/L, mostrando uma boa capacidade de remoção, devido principalmente aos elevados valores do pH (8,2 no Efl. LFA e 8,5 no Efl. LM), que favorecem à precipitação do P-PO₄ (MARA e PEARSON, 1986).

Durante o Período 1, os valores de *E. coli* foram mais altos do que na Partida, sendo a média de 8,07E+ 03 NMP/100 mL, no Efl. LM.

Tabela 18 Resultados médios e desvio padrão, mínimos e máximos obtidos durante o PERÍODO 1.

Período 1 (n = 11) Média ± Desvio Padrão (mínimo-máximo)			
VARIÁVEIS	Afl. LFA	Efl. LFA	Efl. LM
Temperatura (°C)	22,1 ± 4,4 (16,2 - 30,6)	22,0 ± 4,1 (15,9 - 27,8)	21,9 ± 4,3 (14,6 - 27,9)
Oxigênio Dissolvido (mg/L)	0,0 ± 0,0 (0,0 - 0,0)	1,0 ± 0,3 (0,7 - 1,7)	4,6 ± 2,6 (1,5 - 8,9)
pH	7,6 ± 0,2 (7,4 - 7,9)	8,2 ± 0,2 (8,0 - 8,5)	8,5 ± 0,4 (8,0 - 9,3)
Alcalinidade total (mg CaCO ₃ /L)	4421,0 ± 244,4 (3989,2 - 4740,0)	2068,6 ± 421,5 (1600,0 - 3000,0)	404,2 ± 141,7 (193,2 - 650,0)
Acidez total (mg/L)	58,0 ± 48,8 (1,1 - 134,0)	23,5 ± 9,4 (10,0 - 40,0)	10,8 ± 9,9 (0,0 - 25,0)
Acetato (mg/L)	352,0 ± 118,7 (193,5 - 586,6)	105,1 ± 55,4 (46,5 - 205,6)	7,8 ± 7,7 (0,0 - 19,0)
Sulfato (mg/L)	14,3 ± 2,0 (11,0 - 17,8)	3,9 ± 0,9 (2,9 - 5,4)	0,9 ± 1,3 (0,0 - 2,7)
Cloreto (mg/L)	380,2 ± 38,9 (314,5 - 442,9)	179,7 ± 30,9 (134,0 - 232,0)	80,5 ± 8,0 (71,0 - 97,0)
Nitrato (mg/L)	traços (<0,5)	traços (<0,5)	traços (<0,5)
Nitrito (mg/L)	traços (<1,0)	traços (<1,0)	traços (<1,0)
DQO total (mg/L)	1997,0 ± 678,6 (968,0-2962,0)	674,0 ± 289,4 (183,0-1006,0)	568,5 ± 212,8 (175,0 -836,0)
DQO solúvel (mg/L)	1151,0 ± 301,4 (755,0 - 1718,0)	504,0 ± 272,4 (106,0 - 882,0)	273,5 ± 123,9 (114,0 - 496,0)
DBO total (mg/L)	949,8 ± 241,2 (628,0 - 1286,0)	304,6 ± 54,3 (206,0 - 362,0)	230,6 ± 74,2 (114,0 - 361,0)
DBO solúvel (mg/L)	719,5 ± 377,9 (52,0 - 1240,0)	164,6 ± 95,0 (10,0 - 269,0)	91,8 ± 60,4 (18,0 - 167,0)
COT (mg/L)	461,3 ± 152,3 (216,4 - 694,3)	175,6 ± 141,2 (43,1 - 433,1)	71,9 ± 42,3 (8,5 - 148,5)
NTK (mg/L)	1196,4 ± 111,9 (1036,0 - 1372,0)	356,3 ± 127,9 (168,0 - 537,6)	127,2 ± 39,2 (56,0 - 202,0)
N-NH ₃ (mg/L)	889,9 ± 43,1 (838,0 - 966,0)	252,8 ± 121,9 (106,4 - 411,6)	63,5 ± 38,3 (28,0 - 147,0)
P-PO ₄ (mg/L)	192,6 ± 24,4 (160,0 - 231,3)	86,9 ± 26,2 (43,2 - 131,0)	51,6 ± 4,7 (44,6 - 58,4)
ST (mg/L)	3861,5 ± 522,4 (3000,0 - 4695,0)	1911,5 ± 341,0 (1250,0- 2265,0)	1218,7 ± 318,7 (800 - 1660,0)
STF (mg/L)	2170,4 ± 334,2 (1545,0 - 2600,0)	1058,2 ± 374,9 (450,0 - 1590,0)	532,8 ± 260,0 (100,0 - 1050,0)
STV (mg/L)	1691,0 ± 485,2 (1115,0 - 2405,0)	853,3 ± 233,7 (475,0 -1265,0)	685,9 ± 164,8 (430,0 - 985,0)
SS (mg/L)	594,0 ± 118,2 (375,0 - 740,0)	438,8 ± 155,7 (193,0 - 625,0)	329,0 ± 160,8 (138,5 - 595,0)
Clorofila a (µg/L)	4,0 ± 5,8 (0,0 - 15,6)	591,8 ± 107,9 (463,8 - 736,7)	814,1 ± 112,4 (634,2 - 989,7)
Algas * (células/mL)	3,18E+04	3,27E+06	3,49E+06
Coliformes totais* (NMP/100mL)	3,12E+05	2,24E+05	1,55E+05
<i>E. coli</i> * (NMP/100mL)	1,67E+05	3,33E+04	5,91E+03

* médias geométricas

Período 2 (Tabela 19)

Durante o P2 ocorreu uma sobrecarga orgânica no sistema, e como consequência uma grande elevação nos valores de nitrogênio e fósforo. O valor médio de DQO total foi de 4043 mg/L no Afl. LFA, este valor é muito elevado para o tratamento em lagoa facultativa, ocorrendo diminuição de sua capacidade de oxigenação e tendência à anaerobiose. Porém, apesar desta condição, o valor de OD no Efl.LFA foi maior que zero ($0,4 \pm 0,1$ mg/L). A LM também suportou bem essa condição adversa, alcançando valor médio de 1,4 mg/L de OD no seu efluente. O pH se manteve com valores semelhantes ao P1, entre 8,3 e 8,9 no Efl. LFA e Efl. LM. A Clorofila *a* diminuiu no Efl. LFA, porém se manteve no Efl. LM, com valor máximo de 890 µg/L, mostrando que a biomassa algal ($3,75E+06$ cél/mL e $3,53E+06$, para o P1 e P2, respectivamente) não foi afetada pela sobrecarga orgânica, nem pelas temperaturas mais baixas verificadas no P2 (temperatura mínima de 14,6 °C na massa líquida, às 11 horas da manhã).

Os valores médios de NTK e N-NH₃ foram bem elevados no Efl.LM (428,4mg/L e 282,0 mg/L, respectivamente), mostrando que o sistema não conseguiu manter a eficiência de remoção de nutrientes sob condições de sobrecarga. Os valores máximos de NTK e N-NH₃ foram de 548,8 mg/L e 330,0 mg/L, respectivamente.

O P-PO₄ também esteve mais elevado no P2, acompanhando o aumento da carga orgânica, com valores médios de 163 mg/L no Efl. LFA e de 102 mg/L no Efl. LM. Sob condições anaeróbias e em pH elevado ocorre maiores taxas de liberação do fósforo pela biomassa bacteriana de forma que maiores concentrações de fósforo são encontradas na coluna d'água, em relação àquelas encontradas no sedimento (REED *et al.*, 1988 *apud* MAYNARD *et al.*, 1999).

Tabela 19 Resultados médios e desvio padrão, mínimos e máximos obtidos durante o PERÍODO 2.

Período 2 (n = 4)			
Média ± Desvio Padrão (mínimo-máximo)			
VARIÁVEIS	Afl. LFA	Efl. LFA	Efl. LM
Temperatura (°C)	18,9 ± 3,3 (15,3 - 22,8)	19,0 ± 3,5 (14,9 - 22,5)	18,9 ± 3,1 (14,6 - 22,1)
Oxigênio Dissolvido (mg/L)	0,0 ± 0,0 (0,0 - 0,0)	0,4 ± 0,1 (0,3 - 0,5)	1,4 ± 0,3 (1,0 - 1,7)
pH	7,7 ± 0,2 (7,6 - 8,0)	8,7 ± 0,2 (8,3 - 8,9)	8,5 ± 0,3 (8,3 - 8,9)
Alcalinidade total (mg CaCO₃/L)	5112,5 ± 517,0 (4500,0 - 5750,0)	3250,0 ± 300,0 (3000,0 - 3600,0)	2045,0 ± 237,0 (1900,0 - 2400,0)
Acidez total (mg/L)	16,3 ± 7,5 (10,0 - 25,0)	5,5 ± 3,3 (2,0 - 10,0)	2,5 ± 2,9 (0,0 - 5,0)
Acetato (mg/L)	769,0 ± 24,1 (748,1 - 793,2)	290,9 ± 10,8 (282,0 - 305,4)	10,0 ± 6,2 (4,6 - 16,0)
Sulfato (mg/L)	6,5 ± 0,6 (6,0 - 7,0)	3,0 ± 0,8 (2,0 - 4,0)	0,0 ± 0,0 (0,0 - 0,0)
Cloreto (mg/L)	433,1 ± 44,1 (389,5 - 473,5)	323,0 ± 15,8 (311,8 - 345,7)	200,4 ± 26,1 (169,8 - 223,7)
Nitrato (mg/L)	traços (<0,5)	traços (<0,5)	traços (<0,5)
Nitrito (mg/L)	traços (<1,0)	traços (<1,0)	traços (<1,0)
DQO total (mg/L)	4043,3 ± 283,7 (3609,0-4187,0)	967,5 ± 34,0 (919,0-996,0)	891,3 ± 158,0 (674,0 - 1045,0)
DQO solúvel (mg/L)	1063,0 ± 63,5 (1000,0 - 1136,0)	813,3 ± 118,6 (723,0 - 983,0)	570,8 ± 170,1 (400,0 - 733,0)
DBO total (mg/L)	1327,0 ± 16,9 (1302,0 - 1338,0)	571,0 ± 28,7 (528,0 - 586,0)	391,0 ± 45,9 (324,0 - 428,0)
DBO solúvel (mg/L)	1230,5 ± 16,1 (1220,0 - 1254,0)	319,0 ± 247,1 (106,0 - 570,0)	223,8 ± 93,8 (132,0 - 340,0)
COT (mg/L)	917,7 ± 70,7 (840,0 - 979,6)	335,3 ± 42,4 (298,3 - 396,2)	170,1 ± 33,7 (119,9 - 191,2)
NTK (mg/L)	1464,0 ± 287,4 (1299,2 - 1892,8)	823,2 ± 61,0 (739,2 - 884,8)	428,4 ± 118,3 (280,0 - 548,8)
N-NH₃ (mg/L)	1058,4 ± 117,9 (952,0 - 1215,2)	661,5 ± 67,0 (585,2 - 747,6)	282,0 ± 66,2 (184,8 - 330,0)
P-PO₄ (mg/L)	235,3 ± 24,1 (213,7 - 256,6)	163,0 ± 4,6 (157,6 - 167,9)	101,7 ± 15,4 (86,1 - 115,1)
ST (mg/L)	4541,3 ± 593,4 (3675,0 - 4980,0)	3372,5 ± 250,9 (3060,0 - 3615,0)	2637,5 ± 505,9 (2190,0 - 3165,0)
STF (mg/L)	2428,0 ± 424,2 (2050,0 - 2910,0)	1827,5 ± 661,2 (1385,0 - 2795,0)	1215,0 ± 454,3 (560,0 - 1595,0)
STV (mg/L)	2112,5 ± 384,2 (1625,0 - 2555,0)	1545,0 ± 554,0 (735,0 - 1905,0)	1422,5 ± 585,7 (545,0 - 1750,0)
SS (mg/L)	635,0 ± 133,8 (500,0 - 750,0)	473,8 ± 115,2 (395,0 - 645,0)	691,2 ± 300,3 (485,0 - 1135,0)
Clorofila a (µg/L)	46,0 ± 20,6 (25,2 - 73,9)	383,5 ± 31,8 (345,0 - 423,0)	812,0 ± 56,6 (756,0 - 890,0)
Algas * (células/mL)	1,42E+04	3,19E+06	3,49E+06
Coliformes totais* (NMP/100mL)	4,56E+05	2,18E+05	1,45E+05
<i>E. coli</i>* (NMP/100mL)	2,53E+05	4,93E+04	9,12E+03

* médias geométricas

A concentração de *E. coli* não foi afetada pela sobrecarga orgânica, permanecendo na mesma casa log do P1, os valores foram de $2,54E+05$ NMP/100mL para o Afl. LFA e de $9,15E+03$ NMP/100mL no Efl. LM, mantendo a remoção do período anterior. Ceballos *et al.* (1995) descreveram estudos feitos na EXTRABES em 1991. Esses autores verificaram uma alta concentração de *E.coli* no efluente final de um sistema em série (lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + 3 lagoas de maturação), com valores de $7,00E+03$ NMP/100mL, e concluíram que as séries promovem o aumento do TDH, o que favorece a proliferação de coliformes termotolerantes. Oliveira *et al.* (1995) verificaram a capacidade de *E. coli* de se reproduzir na massa líquida, em clima tropical, indicando a importância da identificação desta bactéria indicadora.

Período 3 (Tabela 20)

No P3 verifica-se que há uma tendência à estabilização do sistema, a DQO total média do Afl.LFA foi de 2078 mg/L no P3, metade do valor encontrado no P2 (4043 mg/L) e semelhante ao P1(1997 mg/L).

O pH se manteve na faixa de 8,2 e 8,8, com valores médios semelhantes àqueles encontrados no P1 (8,4 no Efl. LFA e 8,5 no Efl. LM), não se alterando ao longo do monitoramento, apesar das variações sazonais de temperatura e as oscilações de carga orgânica no sistema.

O OD aumentou no Efl. LFA e no Efl. LM (0,6 mg/L e 2,5 mg/L, respectivamente), em relação ao P2, período em que houve a sobrecarga, mostrando a capacidade do sistema de se adaptar às diferentes condições de operação.

Durante o P3, a Clorofila *a* apresentou os maiores valores em relação aos outros períodos, alcançando a concentração média de 630,5 µg/L no Efl. LFA e de 1545,3 µg/L no Efl. LM, isto demonstra a capacidade da biomassa algal de se proliferar sob condições de grande amplitude térmica (13 a 30,3 °C às 11 horas da manhã), e sua correlação com a concentração de oxigênio dissolvido na coluna d'água.

A remoção de *E. coli* se manteve constante durante todo o período de estudo, inclusive durante o P3. A concentração foi de $1,71E+05$ NMP/mL no Afl.LFA e de $3,43E+03$

NMP/100mL, alcançando remoção sempre menor que 2 unidades log. A maior concentração média de Sólidos Suspensos (1250 mg/L) deve ter inibido a ação dos raios UV e impedido maior eliminação de patogênicos na massa líquida, neste período.

A concentração de sulfatos foi maior no P3, do que nos outros períodos, isto resultou em uma coloração rósea na lagoa facultativa aerada (22 mg/L no Afl. LFA), porém houve uma boa remoção no sistema, já que a concentração média, no Efl. LM, foi de 3,6 mg/L. Apesar das concentrações de sulfatos não serem muito elevadas, houve variação na cor do líquido, principalmente nas primeiras horas da manhã, quando se verificava uma diminuição do verde e aumento do avermelhado na superfície da LFA. Devido à condição de anaerobiose, durante a noite predomina o processo de redução do sulfato existente no meio líquido, além de odor mais pronunciado, provocado pela volatilização do S-H₂S (VEENSTRA *et al.*, 1995).

Esta coloração rósea se deve à presença de bactérias púrpuras (*Thiopedia sp.*) que utilizam o enxofre como substrato, principalmente o H₂S, que é o produto do metabolismo das bactérias redutoras de enxofre (que são anaeróbias e usam o sulfato como substrato). A presença de *Thiopedia sp.* pode ser prejudicial ao desenvolvimento da biomassa algal, além de reduzir o OD do meio, podendo formar uma zona anóxica na lagoa. Concentrações maiores que 8 mg/L de H₂S inibem a fotossíntese oxigênica, ocasionando a morte da biomassa algal (PEARSON *et al.*, 1987a). No presente estudo, na LFA, não houve decréscimo da biomassa algal, apesar do aumento da concentração de sulfatos e da coloração rósea, visível principalmente pela manhã.

Outro gênero de bactérias também tem a característica de promover a coloração rósea nas lagoas de estabilização, chamadas de *Rhodopseudomonas*, podem oxidar o S-H₂S a sulfato, sob condições anóxicas, dominaram as lagoas facultativas no Yemen em estudo feito por Veenstra *et al.* (1995), onde havia altas concentrações de amônia (150 mg/L), concentrações de S-H₂S entre 20 e 30mg/L e S-SO₄ entre 5 e 15 mg/L, provenientes do sistema anaeróbio que alimentava a lagoa facultativa. Na saída do sistema de tratamento (2 lagoas anaeróbias + 3 lagoas facultativas), a concentração de sulfatos atingiu valores entre 20 e 30 mg/L e S-H₂S ficou inferior a 1 mg/L. A presença de bactérias púrpuras nas lagoas indicam a alta carga orgânica ou altas concentrações de sulfato no esgoto bruto, como também a presença de condições salinas no afluente.

Tabela 20 Resultados médios e desvio padrão, mínimos e máximos obtidos durante o PERÍODO 3.

Período 3 (n = 17) Média ± Desvio Padrão (mínimo-máximo)			
VARIÁVEIS	Afl. LFA	Efl. LFA	Efl. LM
Temperatura (°C)	22,1 ± 3,9 (15,3 - 30,3)	21,4 ± 3,3 (13,0- 26,6)	21,1 ± 2,9 (15,2 - 26,5)
Oxigênio Dissolvido (mg/L)	0,0 ± 0,0 (0,0 - 0,0)	0,6 ± 0,2 (0,3 - 1,0)	2,5 ± 0,6 (1,4 - 3,7)
pH	7,7 ± 0,2 (7,4 - 8,2)	8,5 ± 0,1 (8,3 - 8,8)	8,4 ± 0,1 (8,2 - 8,5)
Alcalinidade total (mg CaCO ₃ /L)	4829,4 ± 559,6 (3650,0 - 6050,0)	2808,8 ± 345,6 (2200,0 - 3600,0)	1269,9 ± 363,9 (798,0 - 1800,0)
Acidez total (mg/L)	33,5 ± 19,9 (0,0 - 60,0)	5,0 ± 5,6 (0,0 - 15,0)	2,4 ± 2,6 (0,0 - 5,0)
Acetato (mg/L)	336,0 ± 52,0 (230,8 - 401,7)	44,8 ± 27,5 (18,5 - 95,2)	0,0 ± 0,0 (0,0 - 0,0)
Sulfato (mg/L)	21,7 ± 4,0 (14,0 - 30,9)	5,8 ± 2,0 (2,0 - 8,6)	3,6 ± 1,7 (0,0 - 5,7)
Cloreto (mg/L)	296,3 ± 58,5 (210,6 - 417,8)	222,2 ± 38,4 (159,9 - 278,7)	157,6 ± 24,7 (120,5 - 198,4)
Nitrato (mg/L)	traços (<0,5)	traços (<0,5)	traços (<0,5)
Nitrito (mg/L)	traços (<1,0)	traços (<1,0)	traços (<1,0)
DQO total (mg/L)	2077,8 ± 549,5 (132,5-3253,5)	989,1 ± 58,3 (876,0-1099,0)	779,5 ± 162,3 (442,0 -995,0)
DQO solúvel (mg/L)	1020,3 ± 59,2 (894,1 - 1101,0)	908,1 ± 89,9 (777,0 - 1059,0)	445,7 ± 118,1 (289,0 - 678,0)
DBO total (mg/L)	998,6 ± 150,0 (794,0 - 1238,0)	407,4 ± 85,4 (241,0 - 544,0)	306,7 ± 83,0 (178,0 - 446,0)
DBO solúvel (mg/L)	784,9 ± 225,0 (349,0 - 1090,0)	317,8 ± 58,7 (206,0 - 402,0)	199,1 ± 60,1 (111,0 - 312,0)
COT (mg/L)	490,6 ± 181,2 (194,8 -817,3)	270,1 ± 145,9 (126,4 - 577,1)	142,7 ± 84,2 (76,6 - 345,6)
NTK (mg/L)	1244,5 ± 108,2 (997,0 - 1388,8)	671,4 ± 115,8 (436,8 - 840,0)	299,0 ± 85,7 (190,4 - 481,6)
N-NH ₃ (mg/L)	982,5 ± 45,9 (901,0 - 1052,0)	491,7 ± 71,3 (358,0 - 638,4)	177,3 ± 50,4 (117,6 - 294,0)
P-PO ₄ (mg/L)	140,6 ± 44,0 (70,0 - 205,8)	85,4 ± 37,5 (24,4 - 137,8)	58,3 ± 24,0 (19,7 - 91,1)
ST (mg/L)	4831,1 ± 432,2 (4045,0 - 5400,0)	2711,5 ± 417,7 (2110,0 - 3495,0)	1909,1 ± 274,4 (1370,0 - 2345,0)
STF (mg/L)	2059,7 ± 274,4 (1510,0 - 2375,0)	1478,8 ± 391,7 (840,0 - 2145,0)	1023,8 ± 274,6 (530,0 - 1510,0)
STV (mg/L)	2771,4 ± 346,4 (2046,0 - 3285,0)	1232,0 ± 184,9 (910,0 -1675,0)	885,3 ± 181,7 (465,0 - 1145,0)
SS (mg/L)	844,3 ± 116,6 (460,0 -955,0)	706,2 ± 136,1 (435,0 - 940,0)	820,9 ± 341,6 (440,0 - 1415,0)
Clorofila a (µg/L)	19,6 ± 21,9 (0,0 - 55,8)	630,5 ± 93,1 (513,8 - 737,4)	1545,3 ± 184,0 (1288,1 - 1897,5)
Algas * (células/mL)	4,25E+04	2,54E+06	3,17E+06
Coliformes totais* (NMP/100mL)	2,46E+05	1,45E+05	3,78E+04
<i>E. coli</i> * (NMP/100mL)	1,63E+05	2,19E+04	2,70E+03

* médias geométricas

4.2.2.2 Eficiências de Remoção

As remoções médias de DBO, DQO, NTK, N-NH₃, P-PO₄ e *E. coli* realizadas nas lagoas durante os quatro períodos de operação são apresentadas na Figura 17.

No APÊNDICE A são apresentadas as tabelas com os valores médios, desvio padrão, mínimos e máximos, das eficiências de remoção encontradas na Partida, P1, P2 e P3. E no APÊNDICE B, são mostrados os gráficos de frequência das eficiências de remoção, ao longo do monitoramento.

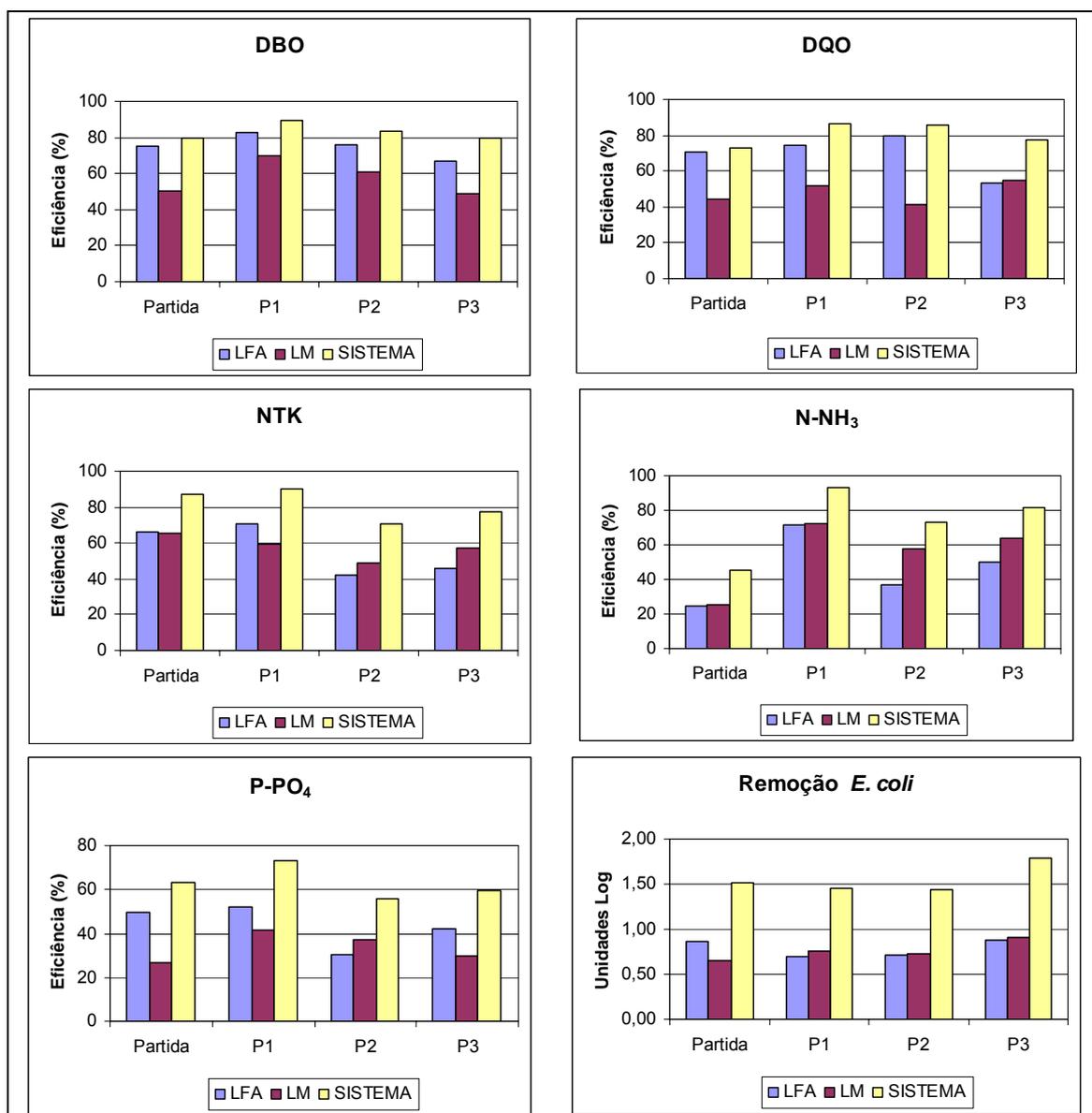


Figura 17. Eficiência de remoção (%) das diferentes variáveis ao longo do monitoramento da LFA, da LM e do Sistema.

Os resultados obtidos nas duas lagoas e no sistema mostram que mesmo sob condições de sobrecarga orgânica, as lagoas tiveram boa eficiência de remoção de matéria orgânica e nutrientes.

DQO e DBO

A remoção de DQO foi alta na LFA durante o P2 (79,8%), isto demonstra a capacidade desta lagoa de se adaptar às condições de sobrecarga e baixas temperaturas, porém a LM atingiu o menor valor de remoção de DQO (41,2%), não reagindo tão bem às condições adversas de operação, uma vez que nessa lagoa a biomassa algal é preponderante em relação aos microrganismos heterotróficos, que em geral se desenvolvem em simbiose com as algas nas lagoas facultativas (OSWALD, 1988).

A remoção de DBO na LM foi de 50% durante a Partida e o P3; no P1 ocorreu a maior eficiência (70%) e no P2 foi de 61%. Estes valores estão abaixo daqueles encontrados por Oliveira (2002), que alcançou valores de 98% de remoção de DBO em lagoa de maturação tratando dejetos suínos e carga de 43 kg DBO/ha.dia. No entanto são similares aos valores encontrados por Estrada e Hernandez (2002), os quais conseguiram eficiência de remoção de 51% de DBO em lagoas de maturação, tratando dejetos suínos.

As maiores eficiências de remoção de DBO ocorreram durante o P1, alcançando valores médios de 82,4% na LFA; 70,2 % na LM e 89,8% no sistema. A remoção de DBO, no estudo de Picot *et al.* (2005), foi de 77% para a fração solúvel e 66% para a fração total, em lagoas facultativas aeradas em série, com recirculação (Step-fed), tratando esgoto doméstico, com taxa de aplicação média de 166 kg DBO/ha.dia e TDH de 25 dias. Nos estudos de Koné *et al.* (2004), a eficiência de remoção de DBO, em diversas lagoas facultativas, situadas em países do oeste do continente africano, variou entre 38 e 65%, sendo que em 72% das amostras a remoção foi menor que 60%, com TDH entre 4 e 25 dias e carga orgânica <500 kg DBO/ha.dia.

A correlação entre carga de DQO total aplicada (kg/ha.dia) e a carga de DQO total removida (kg/ha.dia) foi estudada ao longo do monitoramento (Figura 18), foram utilizados dados de todos os períodos, totalizando n=38.

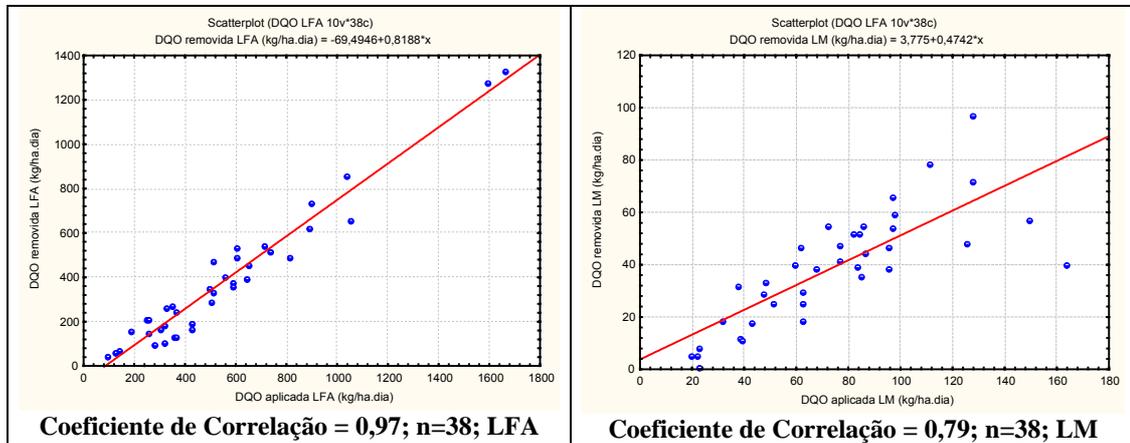


Figura 18. Correlação entre Carga Aplicada de DQO (kg/ha.dia) e Carga Removida de DQO (kg/ha.dia) na LFA e na LM.

Verifica-se uma forte correlação positiva na LFA ($R^2=0,97$), em que as maiores eficiências de remoção ocorreram durante o P2, onde houve a sobrecarga. Já para a LM, a correlação foi positiva, porém menos acentuada ($R^2=0,79$), mostrando que, para esta lagoa, a remoção de DQO foi maior numa faixa intermediária de carga aplicada, ocorrendo uma queda no período de sobrecarga.

A Figura 19 mostra as relações lineares entre Carga de DBO aplicada (kg/ha.dia) e Carga de DBO removida (kg/ha.dia), proposta por vários autores, para lagoas facultativas, e a correlação obtida no presente trabalho.

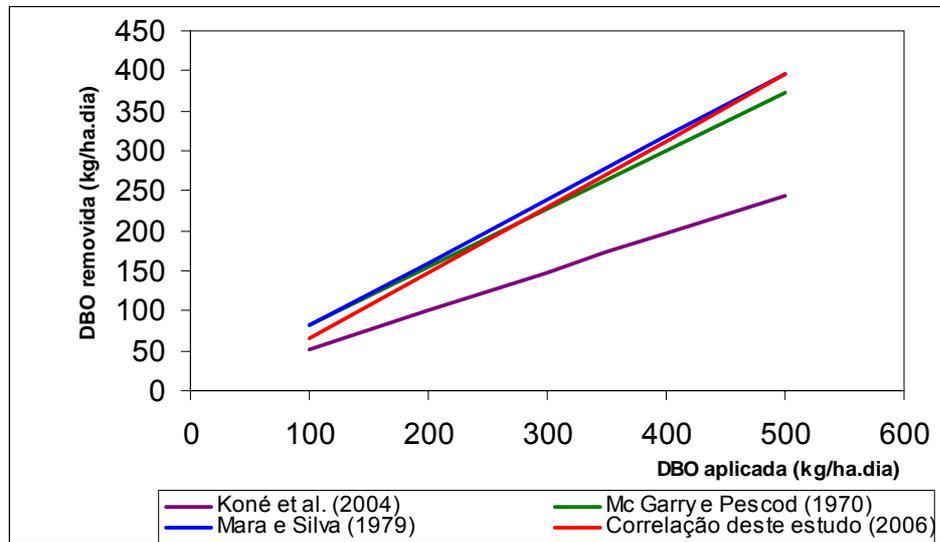


Figura 19. Relação linear entre Carga de DBO aplicada (kg/ha.dia) e Carga de DBO removida (kg/ha.dia), em lagoas facultativas em diferentes estudos.

KONÉ *et al.* (2004):

$$\text{DBO}_{\text{removida}} = 0,48 \text{ DBO}_{\text{aplicada}} + 4,2 \quad (R^2=0,89) \quad (14)$$

McGARRY e PESCOD (1970) *apud* KONÉ *et al.* (2004)

$$\text{DBO}_{\text{removida}} = 0,725 \text{ DBO}_{\text{aplicada}} + 9,23 \quad (R^2=0,995) \quad (15)$$

MARA e SILVA (1979) *apud* KONÉ *et al.* (2004):

$$\text{DBO}_{\text{removida}} = 0,79 \text{ DBO}_{\text{aplicada}} + 2 \quad (16)$$

Correlação do presente estudo:

$$\text{DBO}_{\text{removida}} = 0,83 \text{ DBO}_{\text{aplicada}} - 17,86 \quad (R^2=0,95) \quad (17)$$

Verifica-se que todos os autores alcançaram correlações positivas entre carga de DBO aplicada e removida em lagoas facultativas. O presente estudo, para a LFA, verificou uma boa correlação ($R^2= 0,95$), resultado semelhante àqueles encontrados em lagoas facultativas convencionais estudadas por McGarry e Pescod (1970), que estudaram 143 lagoas na Ásia tropical, com carga aplicada < 500 kg DBO/ha.dia, remoção de 70-90% de DBO; e Mara e Silva (1979), que com a mesma carga, obtiveram resultados semelhantes em lagoas no nordeste do Brasil, confirmando os resultados obtidos.

Porém, Koné *et al.* (2004), observaram que os modelos encontrados por McGarry e Pescod (1970) e Mara e Silva (1979), em relação aos seus resultados, superestimam a eficiência

de remoção observadas na África. Koné *et al.* (2004) justificaram esta variação devido às condições de projeto e operação dessas lagoas, como menor tamanho e profundidade, e a localização da canalização de entrada e saída, além disso funcionavam somente por 9 a 10 meses por ano, correspondente ao ano letivo, no campus da universidade.

No entanto, a regressão linear encontrada no presente trabalho se assemelha com aquelas encontradas por McGarry e Pescod (1970) e Mara e Silva (1979); e também a remoção foi semelhante, ficando entre 70-80%.

NTK; N-NH₃

As eficiências mais elevadas de NTK foram alcançadas na LFA durante o P1 (71 %) e na Partida (66 %), quando as concentrações do Afluyente eram mais baixas.

A maior remoção de nitrogênio amoniacal foi observada durante o P1 (93 %), ocorrendo uma queda durante o P2 onde houve a sobrecarga (73 %), mostrando que o processo de volatilização foi prejudicado pelas condições adversas neste período, já que as temperaturas também se encontravam mais baixas no mês de julho.

No item 3.7.4 se discute o balanço do nitrogênio, no qual verifica-se que a via preferencial de remoção de nitrogênio na LFA e na LM foi a volatilização.

O processo de volatilização pode ser responsável, de forma predominante, pela remoção do nitrogênio chegando a faixas entre 75-98%, em pH entre 7 e 9, em temperaturas de 22 a 28°C (PEARSON *et al.*, 1996).

Soares *et al.* (1996), monitorando lagoas em escala piloto (lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + lagoa de maturação), alcançaram eficiência de remoção de amônia entre 73 e 80%. Shilton (1996) realizou experimentos para medir a quantidade de amônia perdida em lagoa tratando dejetos suínos, obtendo de 80 a 90% de remoção por volatilização.

No trabalho de González *et al.* (1997), sob condições de aeração intensa, tratando efluentes agroindustriais provenientes de lagoa de estabilização, em cultura pura de *Chlorella vulgaris* e *Scenedesmus dimorphus*, foi verificado que o mecanismo de “stripping” foi predominante na remoção de amônia, sendo otimizado em temperaturas altas entre 27 e 28°C e

pH de 9. Os valores de remoção chegaram a 97%, para concentrações baixas de amônia no afluente (36 mg/L).

A correlação entre carga de N-NH₃ aplicada (kg/ha.dia) e a carga de N-NH₃ removida (kg/ha.dia) foi estudada ao longo do monitoramento (Figura 20), foram utilizados dados de todos os períodos, totalizando n=38.

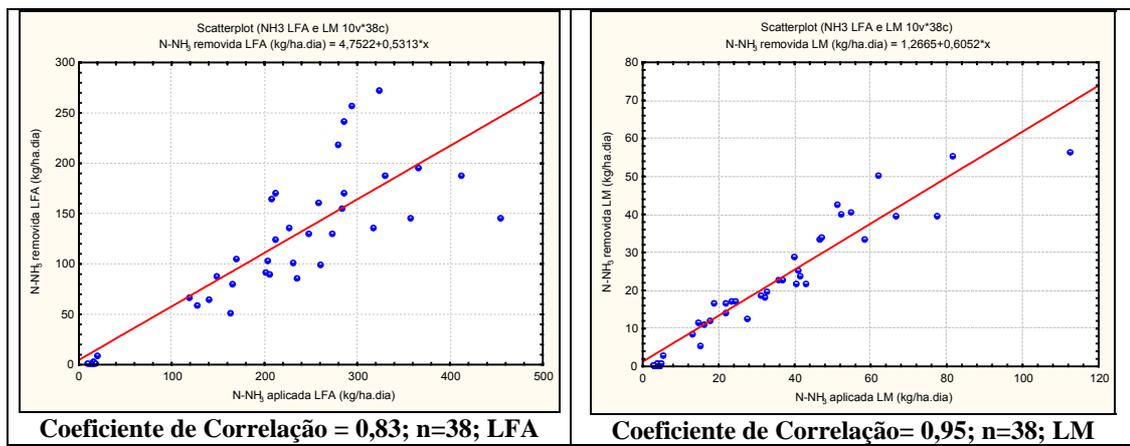


Figura 20. Correlação entre Carga Aplicada de N-NH₃ (kg/ha.dia) e Carga Removida de N-NH₃ (kg/ha.dia) na LFA e na LM.

A correlação foi positiva na LFA ($R^2=0,83$), porém a partir de 300 kg/ha.dia de N-NH₃ aplicada, houve maior dispersão dos pontos, caracterizando uma diminuição da remoção nas cargas mais elevadas, que correspondem ao P2. Já para a LM, a correlação foi positiva e muito acentuada ($R^2=0,95$), mostrando que a remoção de N-NH₃ respondeu bem em todos os períodos monitorados, independente da carga aplicada.

Aguirre *et al.* (2004) estudando lagoas de alta taxa, tratando dejetos suínos, também verificaram uma correlação linear entre a carga aplicada de N-NH₃ e a concentração de amônia removida do sistema, encontrando valores de coeficiente de correlação entre 0,94 e 0,98. Ainda nesse estudo, a eficiência de remoção de amônia ficou entre 68 e 85%, sendo que a nitrificação foi o processo predominante e o “*stripping*” correspondeu somente a 2,4 – 3,8% da perda de nitrogênio nas lagoas.

Bastos *et al.* (2006a) encontraram uma boa correlação entre a carga de amônia aplicada e a concentração de N-NH₃ no efluente de 3 lagoas de polimento em série, atingindo valor de $R^2 =$

0,8286. Este estudo também verificou a predominância de volatilização como processo de remoção de nitrogênio em lagoas terciárias.

Nitratos e Nitritos

As concentrações de nitrato e nitrito estiveram muito baixas, em todos os períodos de monitoramento, com valores inferiores a 1 mg/L, sendo que em muitas amostras ocorreram somente traços desses íons, detectados pela cromatografia. Dessa forma, essas variáveis não serão discutidos na avaliação do desempenho das lagoas.

P-PO₄

A eficiência de remoção de fosfato foi maior durante o P1 (73,1%), porém permaneceu alta nos outros períodos, na faixa de 56% a 63%. Isto se deve aos valores elevados de pH durante todo o monitoramento, favorecendo a precipitação do fosfato e a diminuição da concentração deste nutriente na fração solúvel do efluente. Porém, a eficiência de remoção foi inferior ao encontrado por Mara e Pearson (1986), que alcançaram 80% de remoção de fósforo em lagoa terciária. Esses autores verificaram que a remoção foi resultado do processo de precipitação, formando a hidróxiapatita, que é estável no precipitado e não volta à solução. Este processo ocorre quando existem íons de cálcio no meio líquido e o pH é igual ou maior que 8. Ainda, segundo esses autores, a absorção pela biomassa algal é muito variável, conforme as condições do meio e o tipo de alga presente, gerando condições variáveis e estimativas erradas.

A eficiência de remoção de fosfato do presente estudo foi semelhante ao encontrado por González *et al.* (1997), que alcançou 60% de remoção de fósforo através de duas vias: absorção pela biomassa algal em condições aeróbias e sedimentação sob condições anóxicas, com concentração afluente de fósforo total 111 mg/L e utilizando culturas puras de *Chlorella* e *Scenedesmus*, para tratamento de efluentes agroindustriais.

E. coli

No presente estudo a remoção de *E. coli* foi sempre menor que 2 unidades log para o sistema, provavelmente pela atenuação da luz na coluna d'água, consequência da alta concentração de Clorofila *a* (>800µg/L) e sólidos suspensos (>300mg/L), a partir do P1, no Efl. LM.

Na LM, a concentração de Sólidos Suspensos foi bastante elevada, superior a 300 mg/L, principalmente no P3, quando a média foi de 821 mg/L, no Efl. LM, desfavorecendo a remoção de coliformes.

A eficiência de remoção de *E. coli* (> 4 unidades log) foi alta em lagoa de maturação tratando esgoto doméstico no estudo de Tanner *et al.* (2004), alcançando valores de 55 a 83 NMP/100 mL no efluente, quando ocorreu baixa concentração de Clorofila *a* na coluna d'água.

A eficiência de remoção de *E. coli* foi semelhante durante todo o monitoramento, ficando entre 1,5 a 1,7 unidades log. Porém, os valores de *E. coli* foram sempre superiores àqueles recomendados pela WHO (1989), que poderiam ser utilizados, de forma irrestrita, para a irrigação e para lançamento no meio ambiente, sendo o valor máximo de 1000 *E. coli*/100mL. A utilização do efluente para fins menos nobres, como a lavagem da baias na suinocultura, é boa uma alternativa, porém necessita-se mais estudos para garantir a sanidade dos animais e o estudo da relação custo-benefício deste tipo de reúso.

Botero *et al.* (1997) observaram a remoção de 1,8 unidades log em lagoa de maturação tratando efluente de lagoa facultativa e Salter *et al.* (1999) verificaram remoção de 1 unidade log em lagoa de maturação recebendo efluente de lagoa anaeróbia + lagoa facultativa. Esses autores obtiveram valores próximos àqueles encontrados na LM nos diferentes períodos de operação, que estiveram entre 0,7 e 0,9 unidades log de remoção.

Igualmente, no estudo de Estrada e Hernandez (2002) tratando dejetos suínos em lagoas em série (lagoa facultativa + 3 lagoas de maturação), houve remoção de 2 unidades log nos *E. coli* na lagoa facultativa (8,8E+05/100mL para 7,E+03/100mL) e uma unidade log na primeira lagoa de maturação. A segunda lagoa de maturação alcançou valores menores que 1000 *E. coli*/100mL no seu efluente, podendo este ser direcionado para o reúso.

Para esgoto doméstico, Von Sperling *et al.* (2004) alcançaram remoção de 2,95 unidades log de *E. coli* em lagoa facultativa tratando efluente proveniente de reator UASB, sendo que a concentração afluente era de $1,77E+07$ NMP/100mL e efluente de $1,98E+04$ NMP/100mL.

4.3 Análise exploratória e descritiva das variáveis físico-químicas monitoradas

4.3.1 Análise exploratória – Diagrama de Caixas

Na análise exploratória os dados são apresentados através de diagramas de caixa, os quais mostram os valores medianos, os quartis (25-75%) e *out-liers*.

4.3.1.1 Temperatura

A variação da temperatura durante todo o monitoramento das lagoas é apresentada na Figura 21.

A temperatura das amostras, coletadas às 11 horas da manhã, foi variável ao longo do monitoramento, conforme a estação do ano. Durante a Partida (janeiro a março de 2005) ocorreram as maiores temperatura (valor mediano entre 28 e 30°C).

No Período 1 (abril a junho de 2005) a temperatura mediana foi de 21°C, temperatura mais baixa que na Partida, já que corresponde ao outono-inverno.

Durante o P2 foram verificadas as menores temperaturas de todo o monitoramento, valor mediano entre 18 e 20°C, com valores mínimos entre 14,5 e 15,7 °C, correspondendo ao mês de julho de 2005.

No P3, a temperatura mediana nas lagoas ficou entre 20 e 23 °C, mostrando uma tendência de aumento, já que este período ocorreu entre agosto de 2005 e janeiro de 2006 (inverno-primavera-verão), atingindo picos entre 27 e 30 °C.

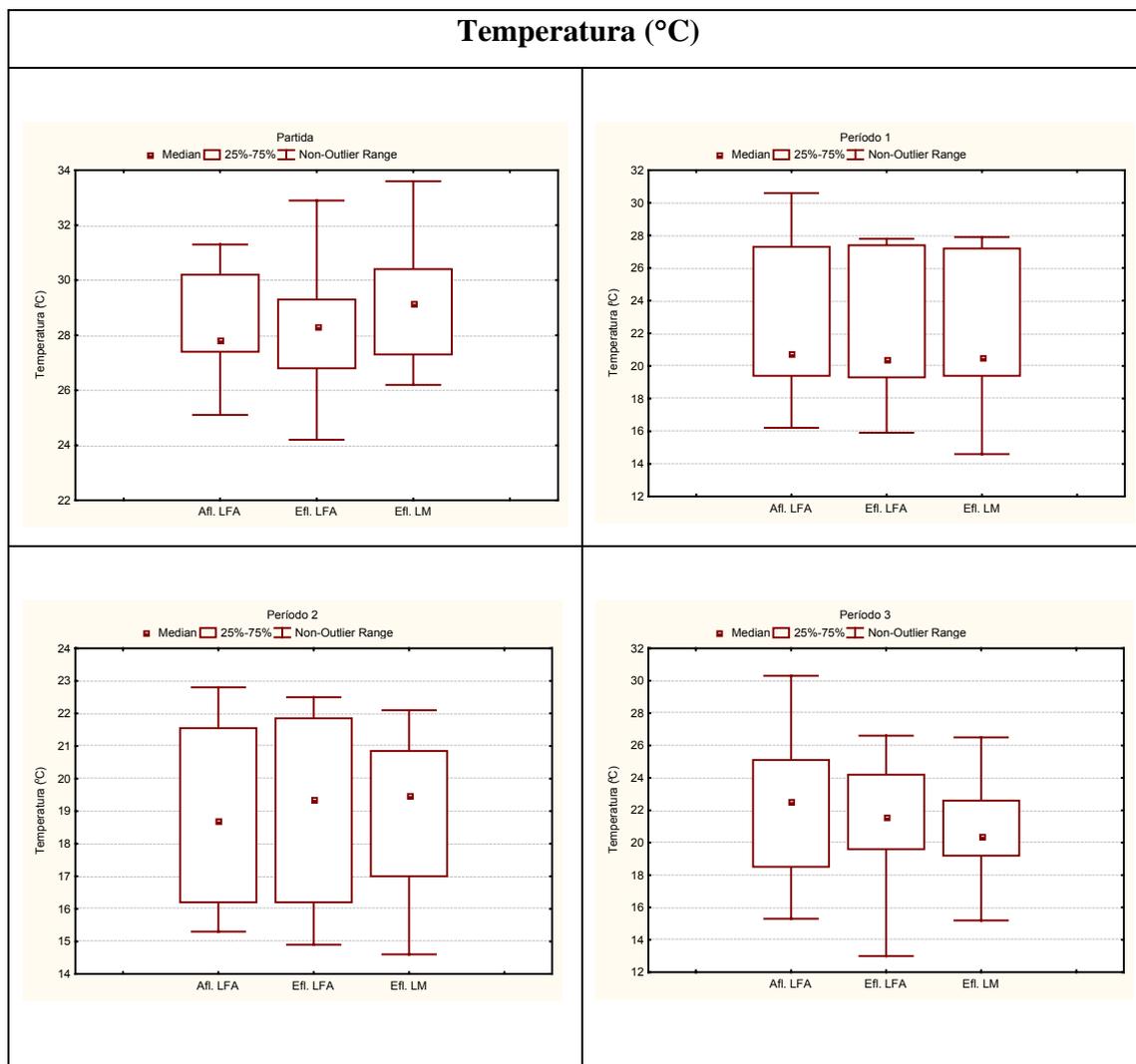


Figura 21. Distribuição dos dados de temperatura (°C) no Afl. LFA, Efl. LFA e Efl. LM, nos diferentes períodos de monitoramento (diagramas de caixa).

4.3.1.2 Oxigênio Dissolvido

Os dados de oxigênio dissolvido estão apresentados na Figura 22, mostrando a variação conforme o período de monitoramento.

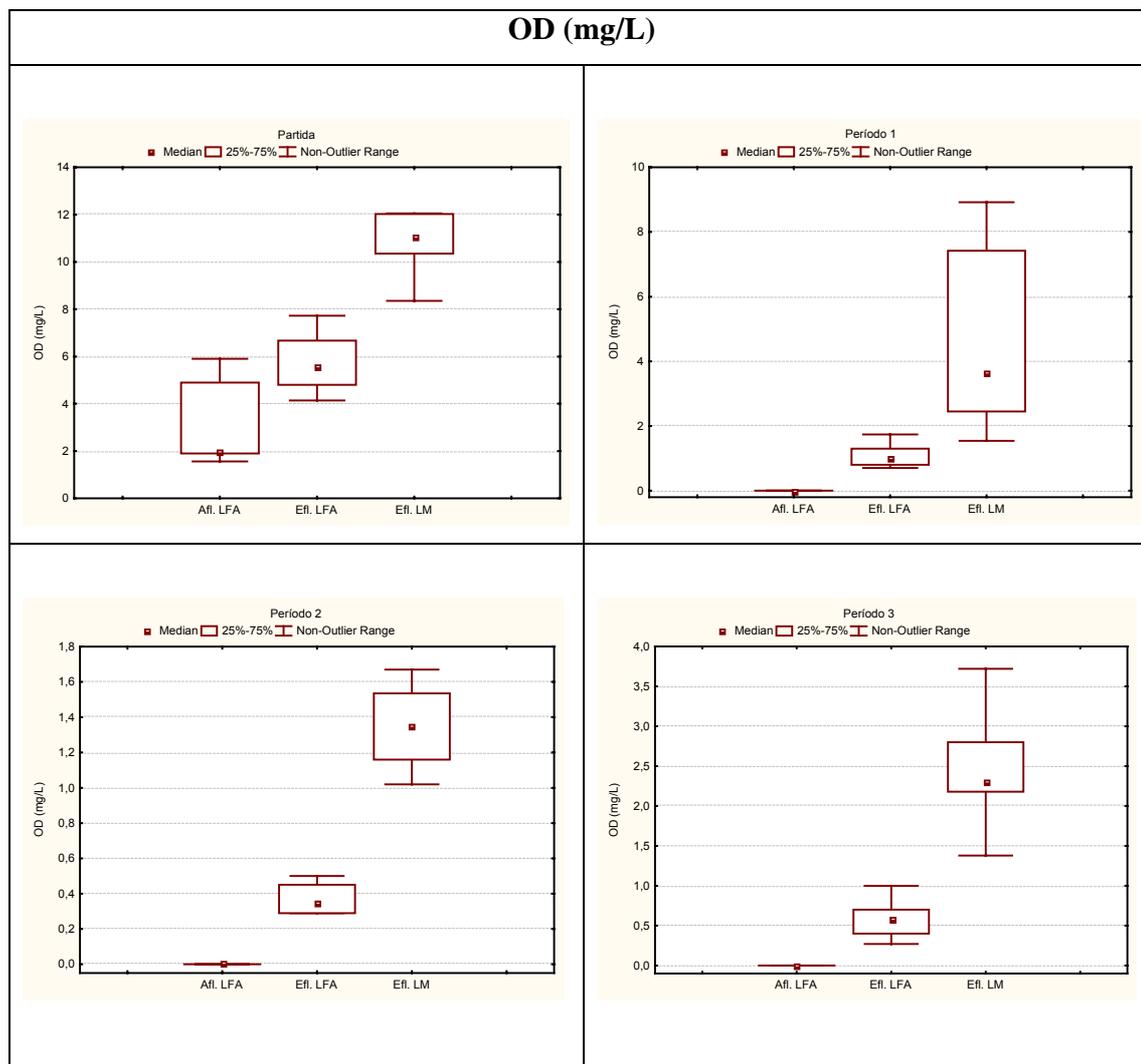


Figura 22. Distribuição dos dados de OD (mg/L) no Afl. LFA, Efl. LFA e Efl. LM, nos diferentes períodos de monitoramento (diagrama de caixa).

O OD aumentou ao longo da série de lagoas, mostrando a capacidade de oxigenação da massa líquida pela fotossíntese algal, principalmente na LM, que não possuía sistema de aeração noturna. Em todos os períodos, o OD foi crescente tanto na LFA quanto na LM.

A diferença de concentração de OD entre os períodos foi expressiva, isso se deve à diferença de carga aplicada e às variações das condições climáticas, como a amplitude térmica da região. Além disso, o sistema de aeração apresentou problemas após o P2, devido à ineficiência do sistema de distribuição de ar na coluna d'água, que consistia de tubos de PVC perfurados. Após 6 meses de operação (a partir de julho de 2005), a canalização colmatou pela presença de

biomassa algal e bacteriana, diminuindo a capacidade de insuflação de ar na Lagoa Facultativa Aerada e mantendo os níveis de OD abaixo do esperado.

Na Partida ocorreram os maiores valores de OD, sendo que a mediana ficou em 2 mg/L para o Afl. LFA; 5,6 mg/L para o Efl. LFA e de 11 mg/L no Efl. LM. Estes valores mais elevados se devem à diluição inicial das lagoas com água do rio e à proliferação inicial da biomassa algal.

No P1 houve uma queda no OD, pelo aumento da carga orgânica aplicada, ficando os valores medianos em torno de zero para o Afl. LFA (efluente anaeróbio proveniente do reator UASB); 1 mg/L no Efl. LFA e de 3,7 mg/L no Efl. LM.

Durante o P2, o OD diminuiu drasticamente, devido à sobrecarga orgânica, ficando em torno de zero no Afl. LFA; 0,3 mg/L no Efl. LFA (ineficiência do sistema de aeração) e de 1,35 mg/L no Efl. LM, atingindo valores bem inferiores àqueles encontrados no outros períodos.

Já no P3 houve uma recuperação da oxigenação da massa líquida nas lagoas, pois houve uma diminuição da carga orgânica aplicada. Deste modo, os valores de OD foram próximos de zero no Afl. LFA; 0,5 mg/L no Efl.LFA e de 2,3 mg/L no Efl. LM.

Os problemas na linha de distribuição de ar que prejudicaram a aeração da LFA diminuíram os valores de OD, sendo que os resultados encontrados são similares àqueles obtidos por Zanotelli (2002), em lagoa facultativa com aeração noturna, tratando dejetos suínos, onde as concentrações de OD foram inferiores a 1 mg/L, sempre que o sistema de aeração superficial apresentava problemas operacionais, não conseguindo manter a lagoa em aerobiose.

Comparação do Oxigênio Dissolvido (efluente X coluna d'água), teste ANOVA

A partir dos valores de OD, medidos no Efl. LFA e no Efl. LM e na coluna d'água (em diferentes profundidades, próximo da saída), foram feitas as comparações para verificar a estratificação e as condições de aerobiose das duas lagoas (Figuras 23 e 24). Foi aplicada a ANOVA (verificação de diferenças significativas) e posteriormente o teste de comparação entre médias (teste de Tukey).

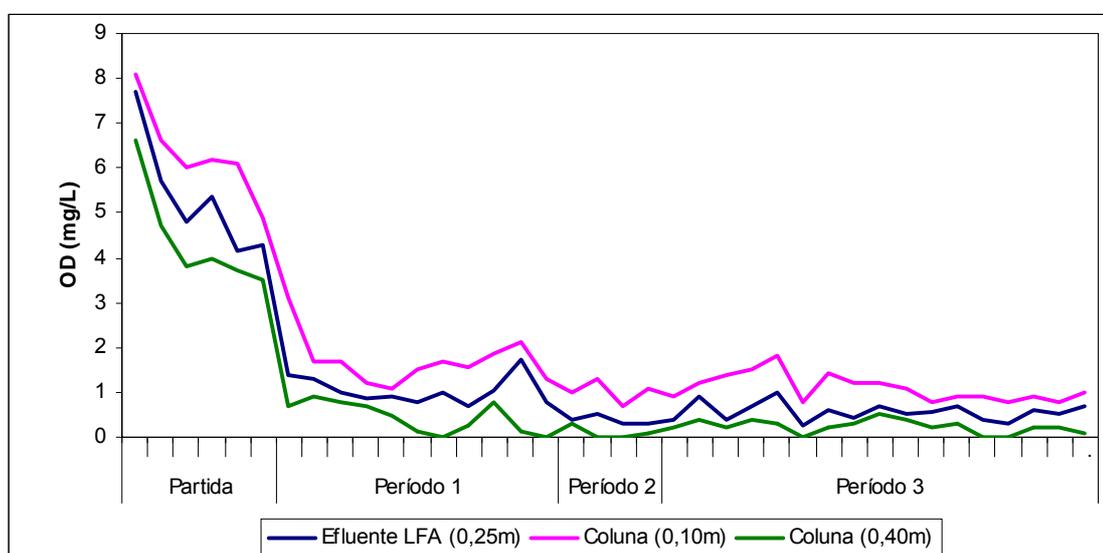


Figura 23. Comparação entre OD do efluente da LFA (0,25m) e na coluna d'água (0,10m e 0,40m)

Comparando-se os três valores de OD na LFA: a 0,10m; no Efl. LFA (0,25m, na canalização de saída) e a 0,40m, verifica-se que há diferenças significativas entre eles ($p=0,021$; 5% de significância), como pode-se ser observado através da Tabela 20, utilizando o teste de Tukey:

Tabela 21. Aplicação de Teste de Comparação de Médias (Tukey) para o OD (mg/L) na LFA, ao longo do monitoramento, nas diferentes profundidades.

LFA	OD (mg/L) - Valor Médio (ao longo do monitoramento, n=38)
Coluna (0,10m)	2,09 a
Canalização de saída (0,25m)	1,43 ab
Coluna (0,40m)	0,93 b

Valores seguidos da mesma letra não diferem entre si, ao nível de 5% de significância pelo Teste de Tukey.

Os valores da Tabela 21 são comparáveis com àqueles encontrados por Mara e Silva (1979), em diferentes profundidades de uma lagoa facultativa tratando esgoto doméstico, que foram de 2,5 mg/L a 15 cm; 0,4 mg/L a 30 cm e de 0,3 mg/L a 50 cm. Eles verificaram ainda que na profundidade de 2 cm havia uma condição de supersaturação, alcançando valores de 20 mg/L de OD.

No trabalho de Zanotelli (2002), tratando dejetos suínos em lagoa facultativa com chicanas, verificou-se que a concentração de OD a 10 cm foi de 3,5 mg/L; a 15 cm foi de 0,5 mg/L e abaixo de 20 cm o OD não ultrapassou 0,5 mg/L. Estes valores baixos de OD foram justificados pela elevada carga de sólidos aplicada na lagoa (370 kg SV/ha.dia).

Na LM, os valores de OD, no Efl. LM e em duas diferentes profundidades (0,10m e 0,30m), foram estudados. A comparação entre os valores de OD no Efl. LM, a 0,10m e a 0,30 m são observados na Figura 24.

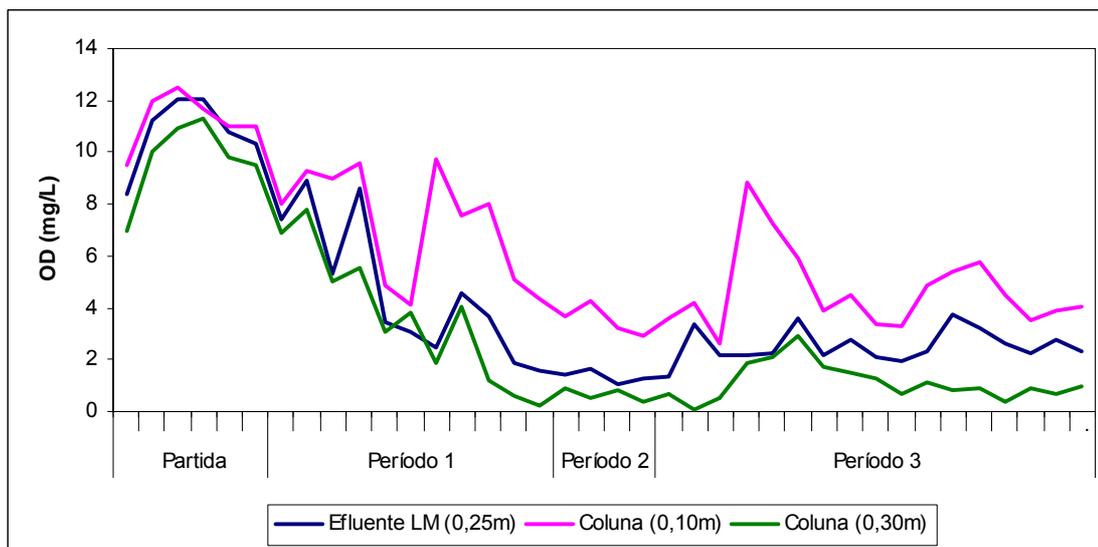


Figura 24. Comparação entre OD do efluente da LM (0,25m) e na coluna d'água (0,10m e 0,30m)

O teste ANOVA mostrou que existe diferença significativa entre os valores de OD do Efl. LM e do OD nas profundidades de 0,10m e 0,30m, ao nível de 5% de significância ($p=0,00$).

Após o teste ANOVA, o teste de Tukey foi aplicado para comparar as médias de OD nas três profundidades: no Efl.LM (0,25m, na canalização de saída), a 0,10m e a 0,30m. (Tabela 22).

Tabela 22. Aplicação de Teste de Comparação de Médias (Tukey) para o OD (mg/L) na LM, ao longo do monitoramento, nas diferentes profundidades.

LM	OD (mg/L) - Valor Médio (ao longo do monitoramento, n=38)
Coluna (0,10m)	6,34 a
Canalização de saída (0,25m)	4,33 b
Coluna (0,30m)	3,17 b

Valores seguidos da mesma letra não diferem entre si, ao nível de 5% de significância pelo Teste de Tukey.

O teste de comparação entre médias verificou que existe diferença na concentração de OD a 0,10m, em relação às outras duas profundidades. O valor médio, próximo à superfície, foi maior do que nos estratos mais profundos, alcançando o valor de 6,34 mg/L.

4.3.1.3 pH

Os valores de pH encontrados durante todo o monitoramento estão apresentados na Figura 25, que mostra a variação desta variável ao longo do sistema de tratamento composto pelas lagoas e também ao longo do tempo, através da comparação do pH entre os períodos.

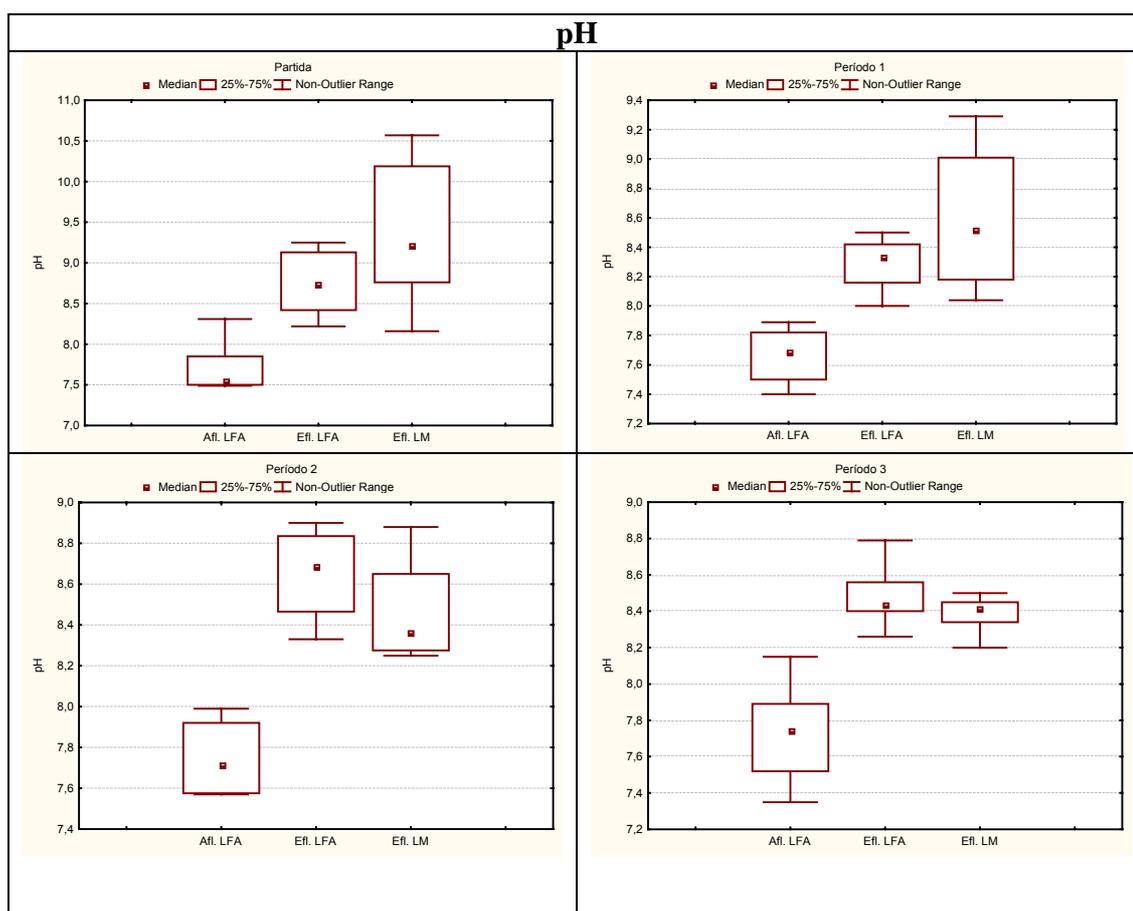


Figura 25. Distribuição dos dados de pH no Afl. LFA, Efl. LFA e Efl. LM, nos diferentes períodos de monitoramento (diagramas de caixa).

Houve um aumento gradativo do pH ao longo do sistema, alcançando valores medianos de 9,3, durante a Partida e 8,5 durante o P1, para o Efl. LM. Nos períodos P2 e P3 os valores mais elevados de pH foram alcançados no Efl. LFA, chegando a valores medianos de 8,7 e 8,4.

Os valores medianos de pH que estavam entre 7,5 e 7,8 na saída do reator UASB (Afl. LFA) ficaram acima de 8,0 no Efl. LFA e no Efl. LM, isto ocorreu principalmente pelos processos fotossintéticos, que aumentam a concentração de íons hidroxila no meio líquido. Este pH elevado

favorece a precipitação do fosfato, a volatilização da amônia e a eliminação de *E. coli* (MARA e PEARSON,1986; SHILTON, 1996; PEARSON, 1987b).

4.3.1.4 DQO total e solúvel

Os valores medianos de DQO total podem ser observados na Figura 26. A DQO total foi removida ao longo do sistema, durante todo o monitoramento.

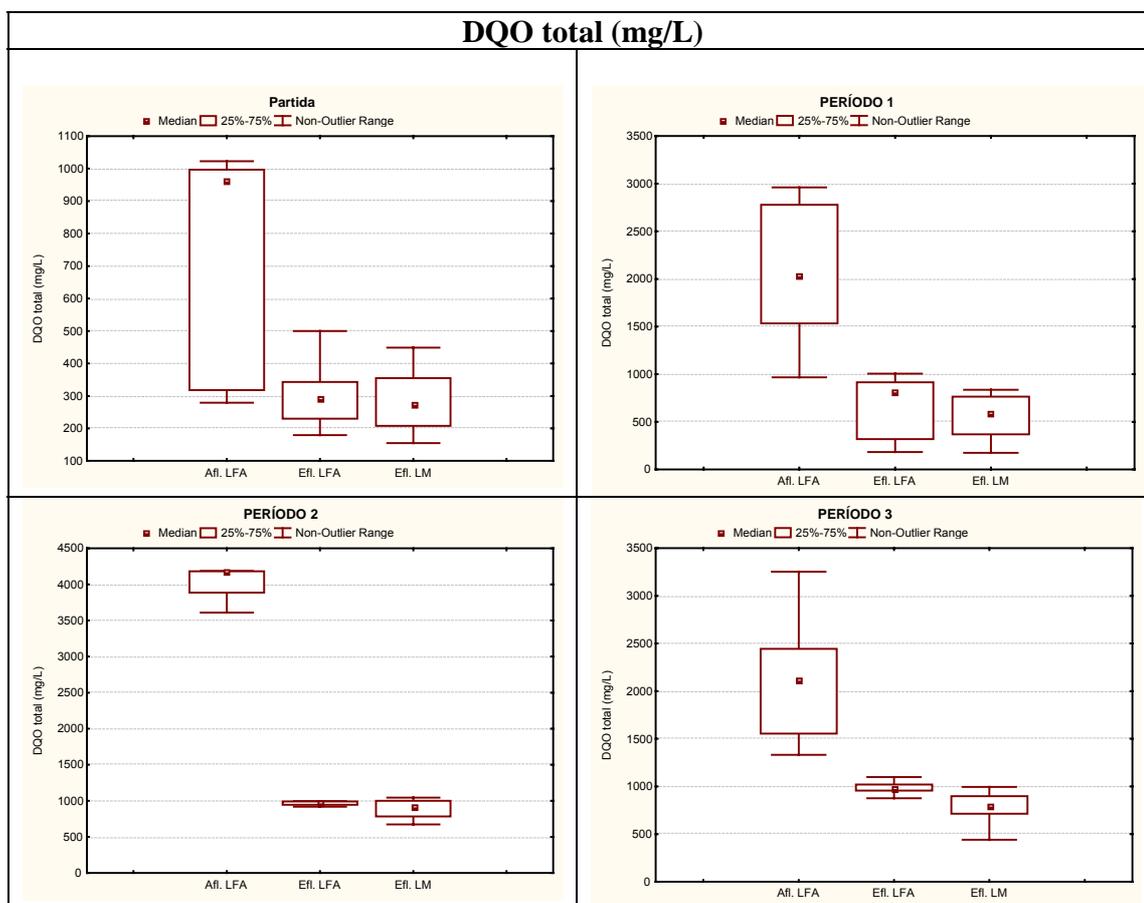


Figura 26. Distribuição dos dados de DQO total (mg/L) no Afl. LFA, Efl. LFA e Efl. LM, nos diferentes períodos de monitoramento (diagramas de caixa).

Observa-se maior variabilidade nos dados durante a Partida, assim como no Afl. LFA nos diferentes períodos, isto mostra que ao longo das lagoas ocorre uma tendência à estabilização da DQO total.

Praticamente toda a DQO total afluente é removida na LFA, evidenciando que esta lagoa funciona como a etapa secundária do tratamento. A LM completa o tratamento, como etapa terciária, o que é melhor visualizado no resultados da DQO solúvel (Figura 27).

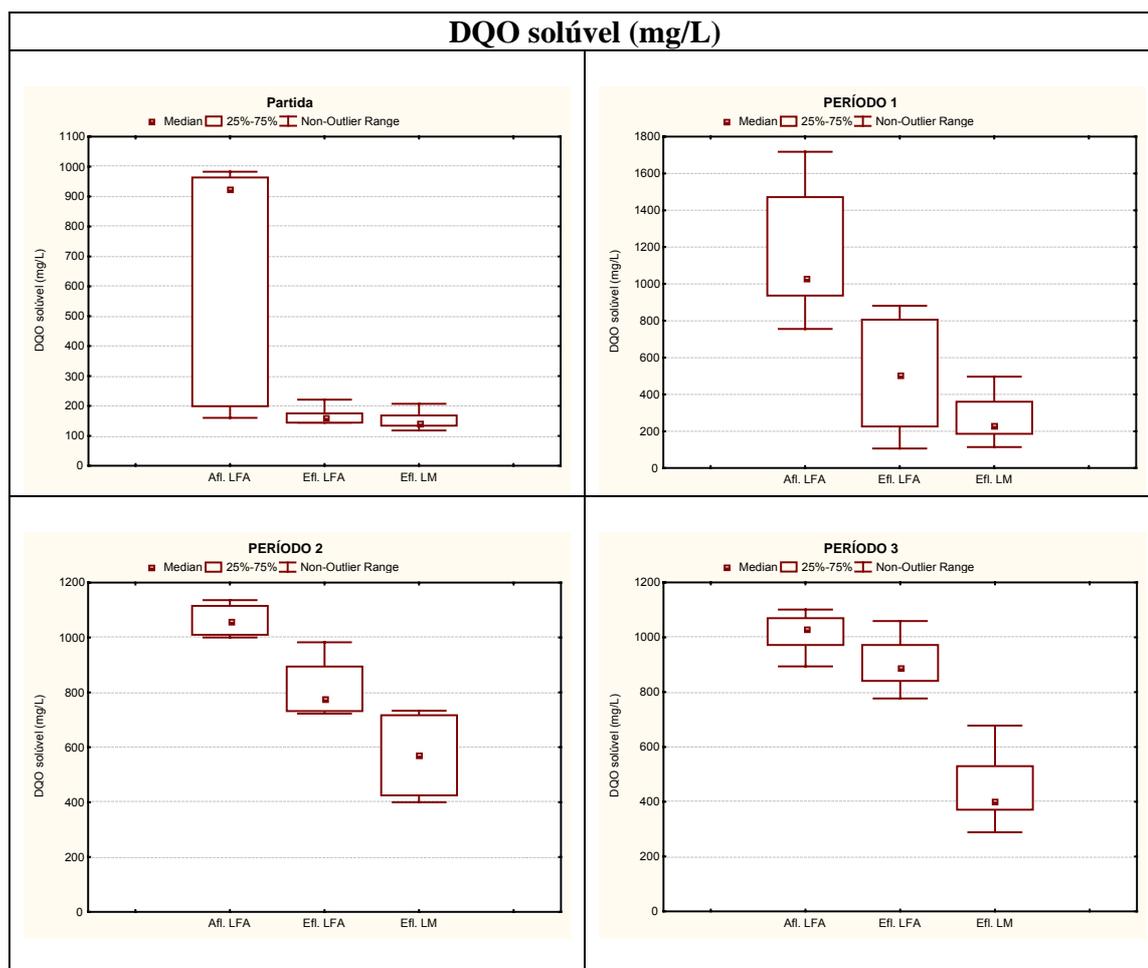


Figura 27. Distribuição dos dados de DQO solúvel (mg/L) no Afl. LFA, Efl. LFA e Efl. LM, nos diferentes períodos de monitoramento (diagramas de caixa).

Os resultados da DQO solúvel são mais homogêneos do que os resultados da DQO total. Pode-se verificar que a tendência de remoção é praticamente a mesma para todos os períodos, exceto para a Partida em que houve uma variação maior dos valores no Afl. LFA, provavelmente pela instabilidade do sistema anaeróbico anterior às lagoas (reator UASB), o qual ainda estava em fase de adaptação da biomassa.

Através da comparação entre DQO total e DQO solúvel evidencia-se que os sólidos em suspensão (inclusive a biomassa algal) têm grande influência no aumento da DQO total. Constatou-se que, em todos os períodos, a DQO total foi maior que a DQO solúvel, este comportamento também foi reportado por Chen *et al.* (2002).

4.3.1.5 NTK

Para o NTK (Figura 28) se observa a mesma tendência verificada nos valores de DQO, ocorrendo uma variação maior nos valores do Afl.LFA durante a Partida, provavelmente devido também à dificuldade de amonificação inicial no reator UASB.

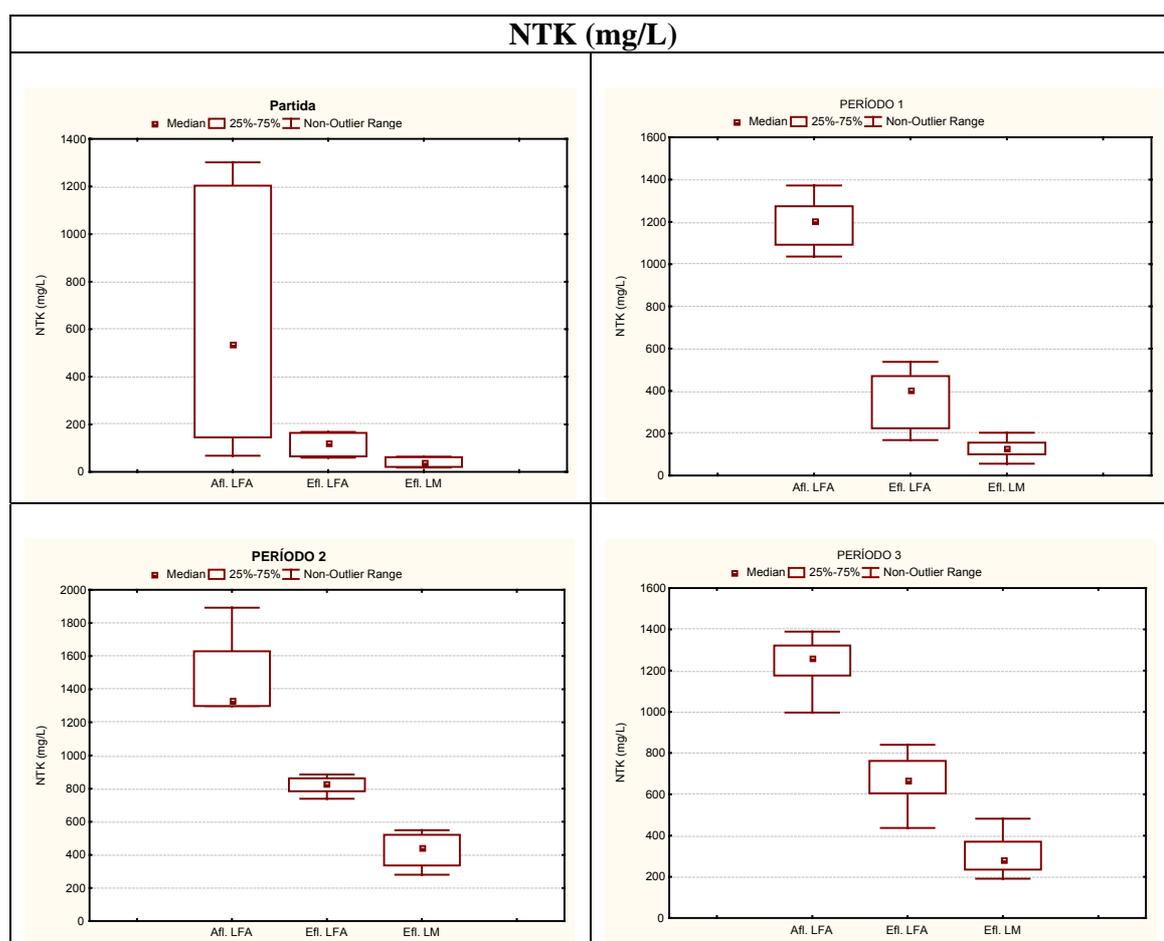


Figura 28. Distribuição dos dados de NTK (mg/L) no Afl. LFA, Efl. LFA e Efl. LM, nos diferentes períodos de monitoramento (diagramas de caixa).

Durante o P3 se verifica uma estabilização nos valores de NTK, já que existe uma variação pequena e uma tendência à normalidade dos dados. Em todos os períodos estudados houve remoção de NTK, apesar da variação de carga de nitrogênio aplicada nas lagoas.

4.3.1.6 N-NH₃

A amônia apresentou a maioria dos dados sob condições normais de distribuição, isto se deve à capacidade do reator UASB de amonificar o nitrogênio orgânico dos dejetos e o processo constante de volatilização na LFA e na LM (Figura 29).

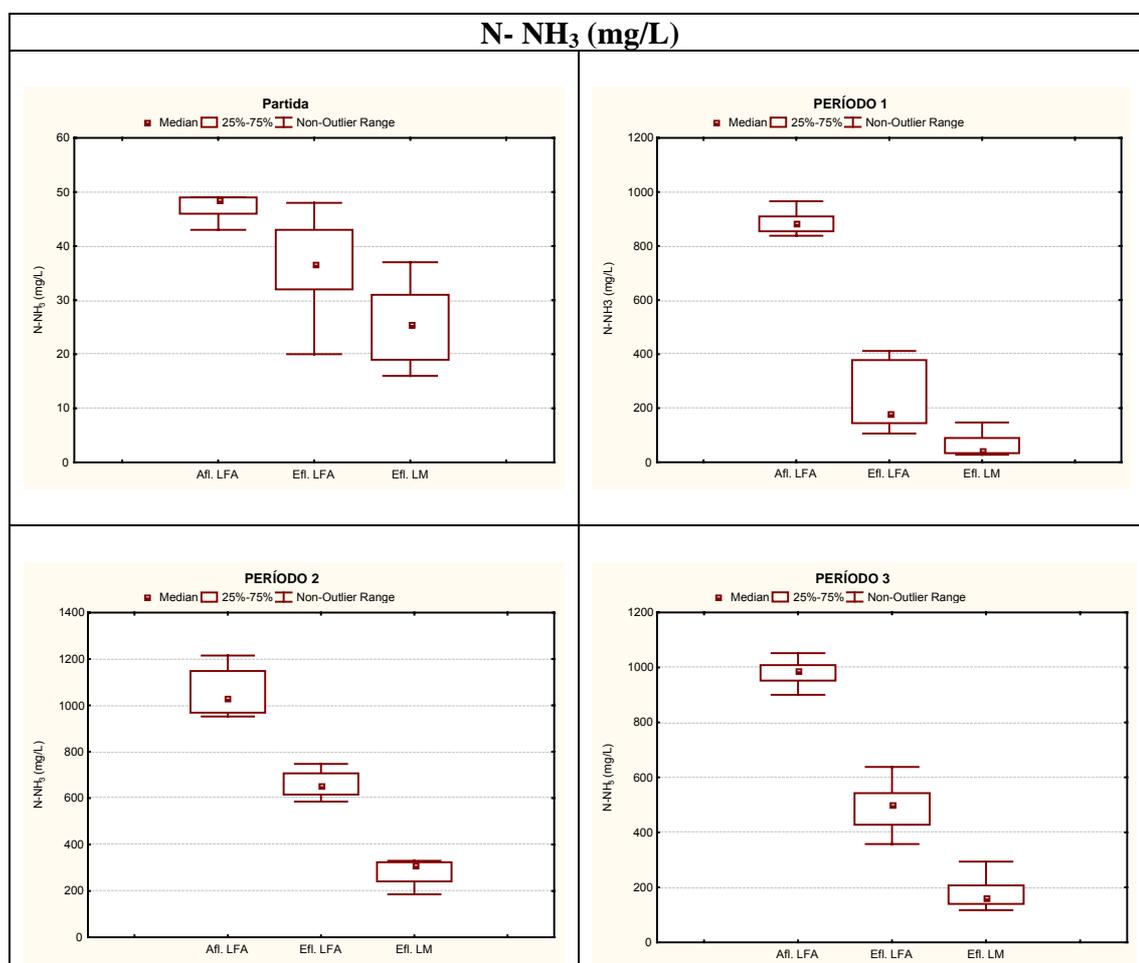


Figura 29. Distribuição dos dados de N-NH₃ (mg/L) no Afl. LFA, Efl. LFA e Efl. LM, nos diferentes períodos de monitoramento (diagramas de caixa).

Houve uma estabilização na remoção de $N-NH_3$ das duas lagoas após o P2, apesar da sobrecarga aplicada no sistema. Isto mostra a capacidade das lagoas de se adaptarem às diferentes condições de carga e temperatura, mantendo a eficiência de remoção do nitrogênio.

O balanço de nitrogênio será apresentado nos itens 3.7.4 e 3.7.5, onde se calculou a quantidade de $N-NH_3$ volatilizado e a capacidade de absorção deste nutriente pela biomassa algal.

4.3.1.7 P- PO_4

Para o Afl. LFA, houve uma maior amplitude nos dados de P- PO_4 durante a Partida (Afl. LFA), porém, após este período, a distribuição dos valores foi mais constante, tendendo à normalidade (Figura 30).

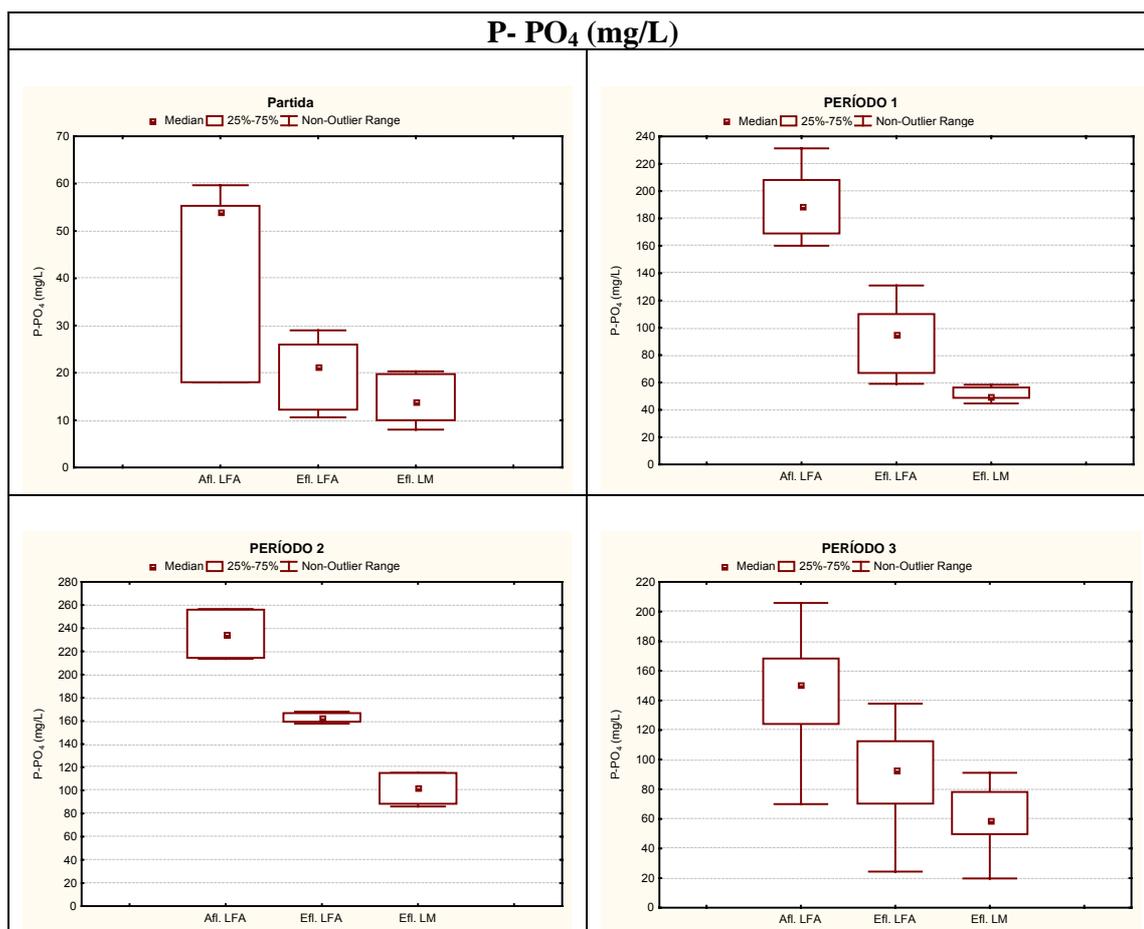


Figura 30. Distribuição dos dados de P- PO_4 (mg/L) no Afl. LFA, Efl. LFA e Efl. LM, nos diferentes períodos de monitoramento (diagramas de caixa).

A estabilidade dos valores mostra que os ortofosfatos não apresentaram grandes oscilações, permanecendo em faixas homogêneas de concentração na massa líquida, conforme cargas aplicadas (Períodos). A remoção do fosfato ocorreu de forma regular durante todo o monitoramento, ocorrendo diminuição da concentração ao longo da LFA e da LM. Porém, durante o P2, houve aumento da concentração deste nutriente no Efl. LM, chegando ao valor mediano de 100 mg/L.

Tratando dejetos suínos em lagoas de alta taxa, Costa *et al.* (2000a) observaram a remoção de fósforo total de 90% quando o pH era superior a 9,5. Nesse tipo de lagoa, como praticamente não existe material sedimentado, os mecanismos preponderantes para a remoção de fósforo são: a absorção algal e a formação de precipitados.

Bontoux e Picot (1994) ressaltam que a remoção do fósforo em lagoas é alcançada quando o pH atinge valores iguais ou superiores a 9,0, ocorrendo a remoção indireta, mas também é removido através da assimilação dos fosfatos pelo fitoplâncton. El Halouani *et al.* (1993) observaram que, quando o pH é alto, maior que 7,6, a eficiência de remoção de fósforo ocorre devido à precipitação, na forma de fosfato de cálcio.

4.3.1.8 Sulfatos

O comportamento dos sulfatos, ao longo do monitoramento, pode ser observado na Figura 31.

A LFA apresentou coloração rósea mais acentuada durante o P3, que coincidiu com a elevação das concentrações de sulfatos no Afl. LFA (22 mg/L, valor mediano). Este fato é justificado pela presença de bactérias redutoras de sulfatos que produzem H_2S e pela *Thiopedia*, que utiliza o H_2S como substrato e promove o tom púrpura na coluna d'água (PEARSON *et al.*, 1987a).

Nos 3 primeiros períodos houve incidências pontuais de coloração rósea, mais proeminente nas primeiras horas da manhã. Com a incidência dos raios solares, a biomassa algal tende a subir nas camadas mais superficiais, modificando assim a coloração, tornando a coluna d'água esverdeada. Porém esta condição de coloração não interferiu no funcionamento da LFA, mantendo as eficiências de remoção e o crescimento da biomassa algal. Entretanto, estudos feitos

por Ferreira (1988 *apud* MENDONÇA, 2000), avaliaram um sistema de lagoa anaeróbia seguida de lagoa facultativa, e verificaram que a concentração de 8,6 mg/L de sulfitos na lagoa facultativa interferiu no crescimento das algas, ocorrendo a diminuição da população algal, porém estas estiveram sempre presentes.

Essa condição também foi encontrada nos estudos de Tanner e Sukias (2003), estudando lagoas facultativas para tratamento de dejetos suínos, que verificaram a presença das bactérias autotróficas, que utilizam o H_2S como substrato, e descreveram também a presença de coloração característica, entre o marrom e o vermelho. Esse autores enfatizam que esta coloração é comum em lagoas tratando dejetos suínos.

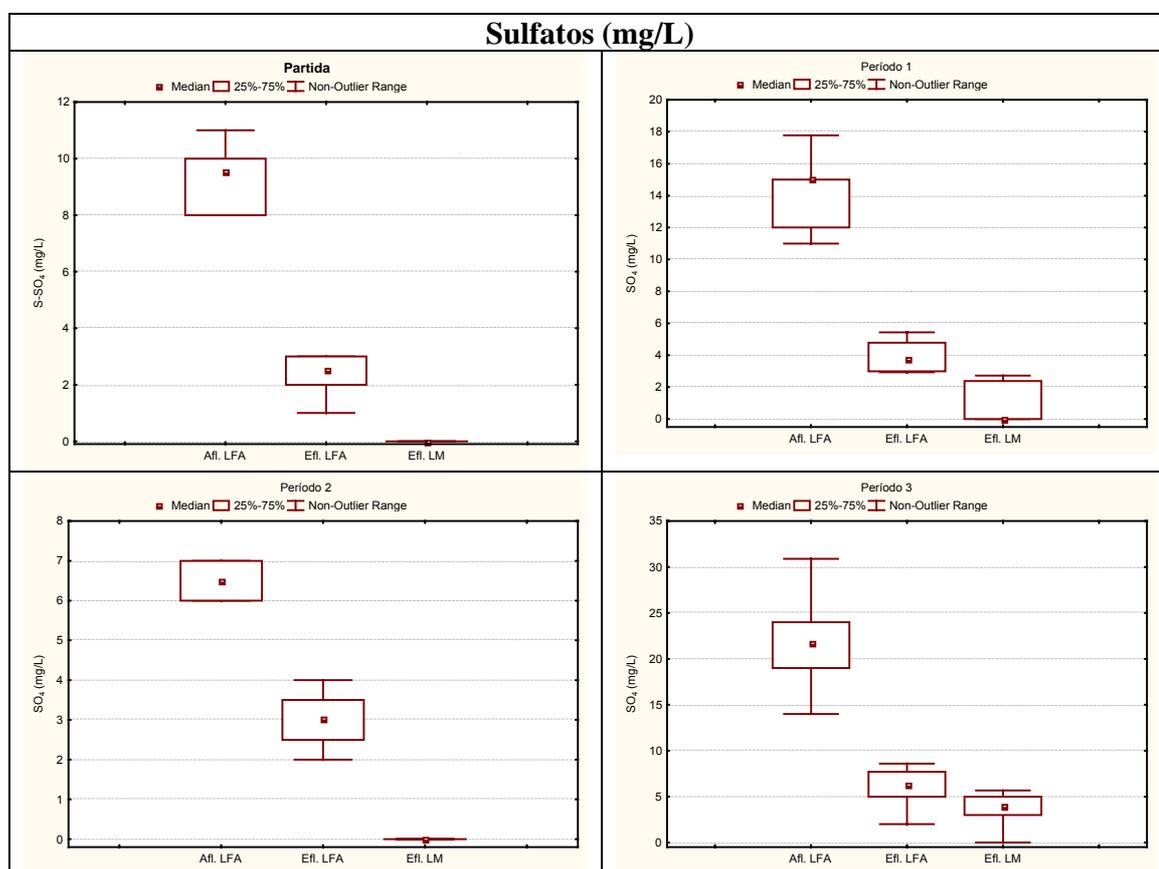


Figura 31. Distribuição dos dados de S-SO₄ (mg/L) no Afl. LFA, Efl. LFA e Efl. LM, nos diferentes períodos de monitoramento (diagramas de caixa).

A coloração avermelhada mais intensa durante as primeiras horas da manhã, em lagoa facultativa, também foi encontrada por Patil *et al.* (1975). Conforme estes autores, a presença da bactéria redutora de enxofre *Thiocystis violacea* foi encontrada nos primeiros dias de operação de

uma lagoa facultativa, tratando esgoto doméstico, juntamente com as algas, ocorrendo em maior número durante a noite e nas primeiras horas da manhã, dando a característica rósea na massa líquida, devido às condições de baixa concentração de OD, resultado da respiração algal que ocorre na ausência de radiação solar.

4.3.1.9 Cloretos

A concentração afluente de cloretos foi alta em todos os períodos ($>200\text{mg/L}$), principalmente no Afl. LFA, e sendo gradativamente removida ao longo do sistema. O Período 2 foi onde ocorreu as maiores concentrações no Efl. LM, esta diminuição da eficiência de remoção se deve às condições de alta carga (Figura 32).

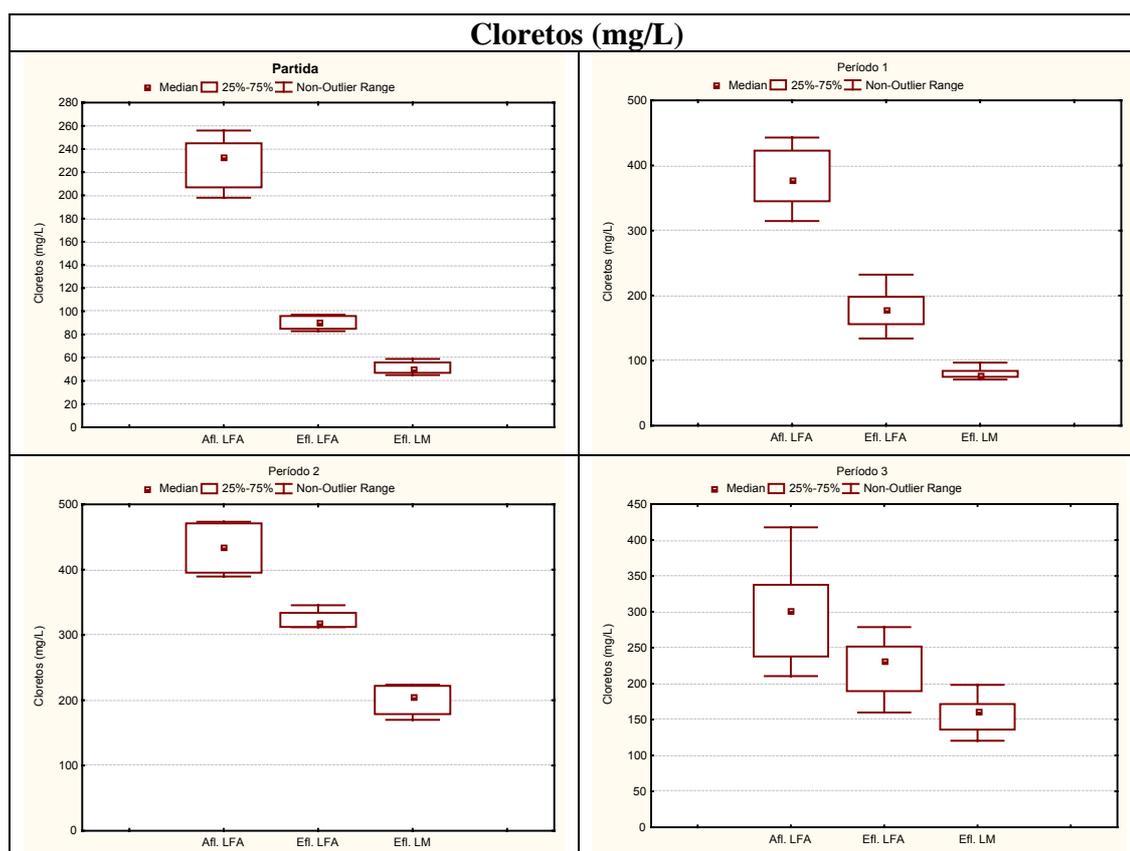


Figura 32. Distribuição dos dados de Cloretos (mg/L) no Afl. LFA, Efl. LFA e Efl. LM, nos diferentes períodos de monitoramento (diagramas de caixa).

As concentrações elevadas de cloretos são decorrentes do tipo de ração usada na alimentação dos suínos, que é composta de sal (NaCl), para favorecer a palatabilidade e suprir as necessidades nutricionais (EMBRAPA, 2006b).

4.3.1.10 *E. coli*

Verifica-se que houve remoção de *E. coli* em todos os períodos estudados (Figura 33), ao longo das lagoas.

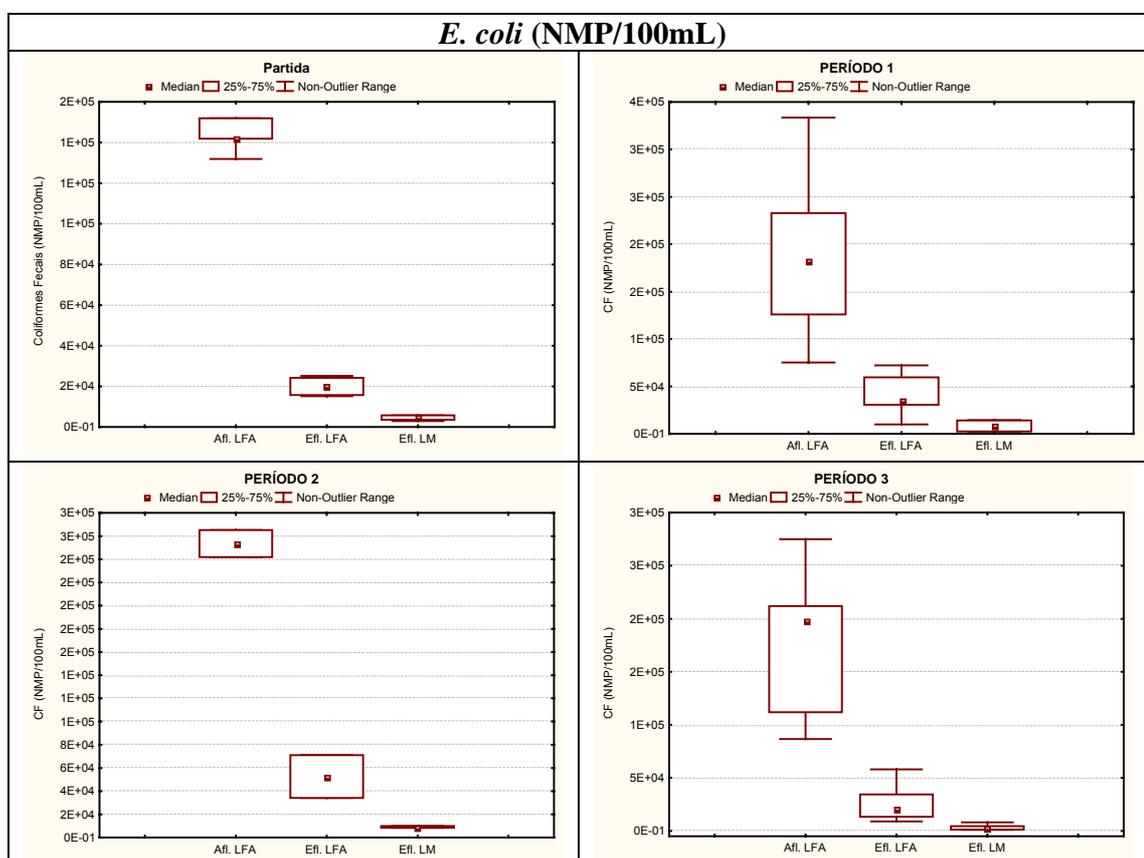


Figura 33. Distribuição dos dados de *E. coli* (NMP/100mL) no Afl. LFA, Efl. LFA e Efl. LM, nos diferentes períodos de monitoramento (diagramas de caixa).

Na Partida, o valor mediano no Afl. LFA foi de $1,42E+05$ e no Efl. LM foi de $4,38E+03$ e assim ocorreu nos outros períodos, alcançando remoções estáveis, porém consideradas insuficientes, sempre inferior a 2 unidades log e não atingindo os padrões de lançamento ou de reuso (FATMA, 1981; CONAMA, 2005).

Este baixo desempenho pode ser justificado pela condição de elevada concentração de sólidos suspensos nas lagoas, o que desfavorece a incidências dos raios solares que fariam a desinfecção da coluna d'água. Segundo Curtis *et al.* (1994), as algas e a matéria em suspensão nas lagoas bloqueiam a passagem da luz UV ao longo da coluna d'água, prejudicando a desinfecção do meio líquido.

Além disso, o pH ficou próximo de 8,0, não alcançando os valores ideais para a remoção de *E. coli*. Vários trabalhos reportam que o pH entre 9,0 e 9,5 é letal para *E. coli*, e este valor de pH deve ser mantido para que haja remoção efetiva (METCALF e EDDY, 2003; HIRN *et al.*, 1980; JAMES, 1987; PEARSON *et al.*, 1987 a e b).

Cromar *et al.* (2005), comparando lagoas de estabilização recebendo efluente de filtro biológico e lodos ativados tratando esgoto doméstico, verificaram que, com o aumento do pH e a diminuição da biomassa algal em suspensão, houve aumento da eficiência de remoção de *E. coli*, devido à menor atenuação da luminosidade e ao aumento da incidência dos raios solares na coluna d'água. Esses autores observaram que para valores de pH entre 7,2 e 8,5 o efluente da lagoa de estabilização apresentou concentrações de *E. coli* em torno de 10^4 NMP/100 mL, enquanto que em pH entre 7,1 e 10,5 as concentrações de *E. coli* foram da ordem de 10^2 NMP/100 mL.

4.3.2 Análise dos Componentes Principais (ACP)

As variáveis de monitoramento medidas nos pontos Afl. LFA, Efl. LFA e Efl. LM, foram avaliadas por meio da Análise dos Componentes Principais (ACP), que forneceu um panorama geral do comportamento delas nas lagoas. A análise fatorial (ACP) foi usada como instrumento de descrição do desempenho das lagoas facultativa aerada e de maturação, e para a identificação dos fatores predominantes durante o monitoramento.

4.3.2.1 Afluente LFA

A Tabela 23 mostra os três primeiros fatores que possuem autovalores maior que 1, por isso foram escolhidos: Fator 1: 7,23; Fator 2: 1,44 e Fator 3: 1,29. Esses fatores somam 76,7%, porcentagem que explica a variância no Afl. LFA.

Tabela 23. Autovalores e percentuais das variâncias resultantes da análise para o Afluente da LFA.

	Autovalor	Variância Total (%)	Autovalor Acumulado	Variância Total Acumulada (%)
1	7,23	55,68	7,24	55,7
2	1,44	11,10	8,68	66,8
3	1,29	9,94	9,97	76,7

Os coeficientes de correlação entre os fatores artificiais e as 13 variáveis do Afl. LFA estão na Tabela 24. O fator 1 possui coeficientes de correlação maior que 0,7 para quase todas as variáveis analisadas. Sendo que o Fator 3 atingiu valor maior que 0,7 somente para a variável pH e a Clorofila *a* alcançou valor próximo (0,675).

O maior coeficiente de correlação associado ao Fator 1 (abscissas) foi o de N-NH₃ (-0,966) e Sólidos Totais (-0,944); ao Fator 2 (ordenadas) foi o de *E. coli* (-0,576) e ao Fator 3 (ordenadas) foi o de pH (0,733). Então pode-se concluir que as variáveis de maior representatividade no Afl. LFA foram nitrogênio amoniacal, sólidos totais, *E. coli* e pH. Isto pode ser explicado pelas características anaeróbias deste efluente, já que corresponde à saída do reator UASB.

Tabela 24. Coeficientes de correlação entre variáveis e os fatores artificiais para o Afluente da LFA.

Variáveis	Fator 1	Fator 2	Fator 3
Temperatura	0,626	0,337	-0,171
OD	0,879	-0,009	0,286
pH	0,077	0,487	0,733
DQO total	-0,741	-0,326	0,089
ST	-0,944	0,278	0,007
STF	-0,935	-0,025	-0,005
STV	-0,818	0,482	0,016
Clorofila a	-0,359	-0,135	0,675
<i>E. coli</i>	-0,325	-0,576	0,309
SS	-0,827	0,419	-0,083
N-NH₃	-0,966	0,131	-0,004
NTK	-0,811	-0,201	-0,260
P-PO₄	-0,753	-0,299	0,081

A Figura 34 mostra a correlação existente entre as variáveis do Afl. LFA (Fator 1 x Fator 2).

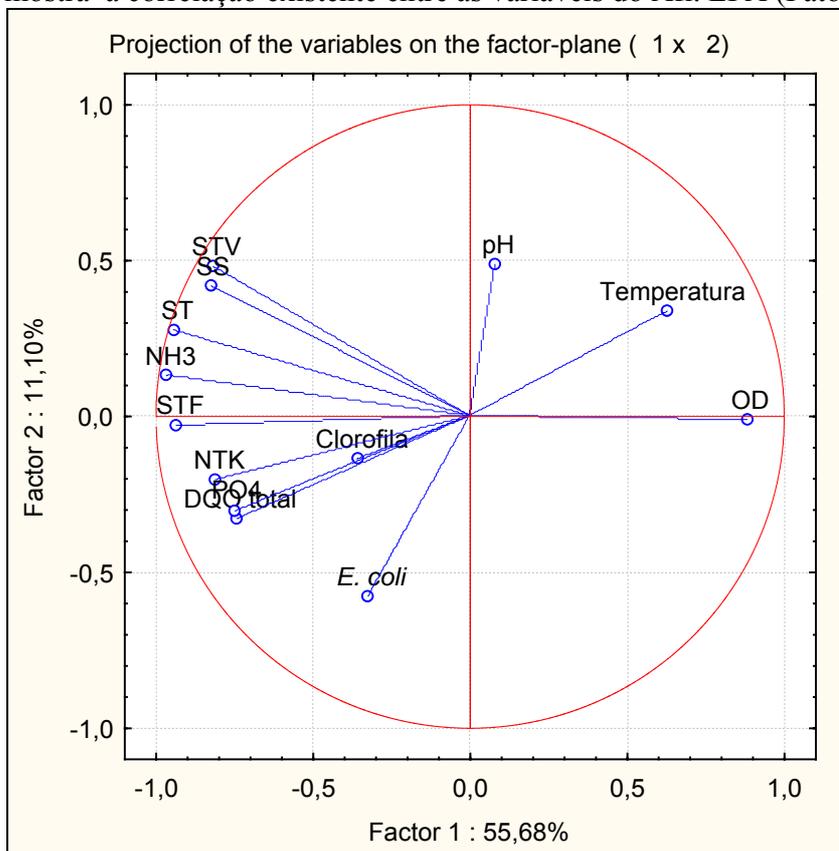


Figura 34. Análise de Componentes Principais – Círculo de correlações entre variáveis- Valores do Afluente da LFA (Fator 1 X Fator 2)

Pode-se perceber, na Figura 34, que existe correlação positiva entre a maioria das variáveis (série de sólidos, nitrogênio e matéria orgânica) e correlação negativa entre *E. coli* e as variáveis pH e temperatura. As variáveis pH, temperatura e OD tiveram correlação positiva entre eles.

O OD teve correlação negativa e forte em relação à matéria orgânica, mostrando a condição de inibição da aerobicidade do sistema quando há uma carga orgânica elevada, lembrando que o Afl. LFA é proveniente do reator UASB.

A Clorofila *a* obteve correlação positiva com a DQO total, já que a biomassa algal é considerada uma parcela importante da matéria orgânica presente no meio líquido.

A Figura 35 mostra a correlação entre as variáveis do Afl. LFA (Fator 1 x Fator 3).

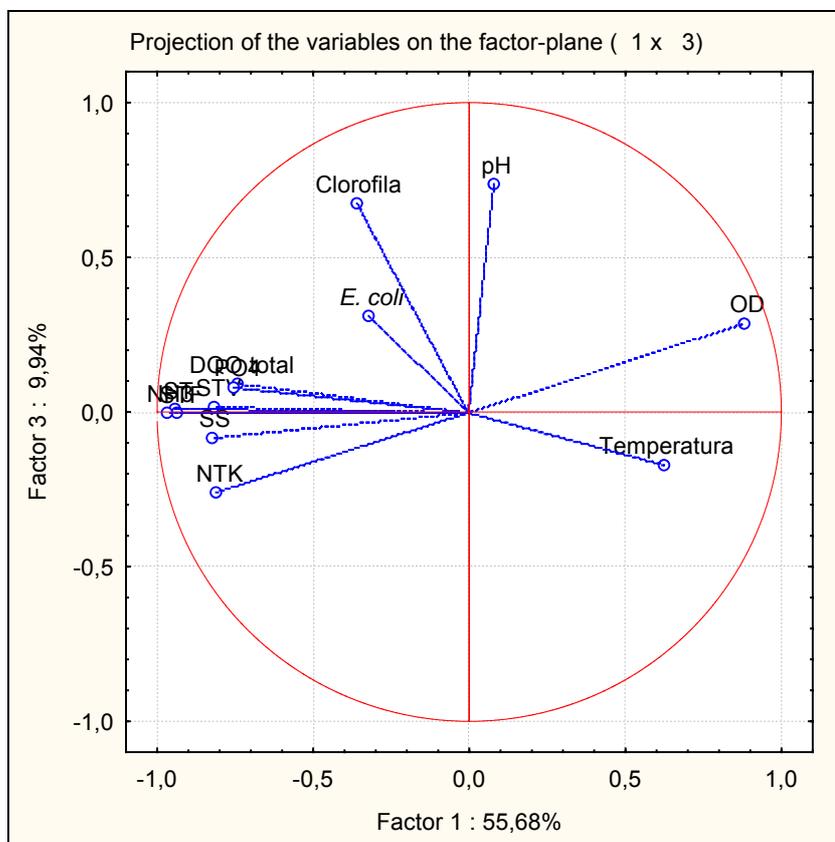


Figura 35. Análise de Componentes Principais – Círculo de correlações entre variáveis- Valores do Afluyente da LFA (Fator 1 x Fator 3)

Observa-se, na Figura 35, a correlação do pH com as outras variáveis. O pH teve correlações fracas e positivas com a Clorofila *a*, OD e temperatura. Nestas correlações pode-se verificar a manutenção da correlação forte e positiva entre os nutrientes e a matéria orgânica, mostrando que o aumento da carga orgânica aplicada também eleva as concentrações de nitrogênio e fósforo. Além disso, observa-se uma correlação forte e negativa entre *E. coli* e Temperatura, mostrando que a eficiência de remoção dos patogênicos é dependente das condições ambientais.

4.3.2.2 Efluente LFA

A Tabela 25 mostra os três primeiros fatores que possuem autovalores maior que 1, por isso foram escolhidos: Fator 1: 7,89; Fator 2: 1,41 e Fator 3: 1,25. Esses fatores somam 81,2%, porcentagem que explica a variância no Efl. LFA.

Tabela 25. Autovalores e percentuais das variâncias resultantes da análise para o Efluente da LFA.

	Autovalor	Variância Total (%)	Autovalor Acumulado	Variância Total Acumulada (%)
1	7,89	60,71	7,89	60,7
2	1,41	10,87	9,30	71,6
3	1,25	9,64	10,56	81,2

Os coeficientes de correlação entre os fatores artificiais e as 13 variáveis, do Efl. LFA, estão apresentados na Tabela 26.

Tabela 26. Coeficientes de correlação entre variáveis e os fatores artificiais para o Efluente da LFA.

Variáveis	Fator 1	Fator 2	Fator 3
Temperatura	0,676	0,294	0,184
OD	0,918	-0,126	0,143
pH	0,314	-0,640	0,452
DQO total	-0,893	-0,022	0,192
ST	-0,967	0,018	0,087
STF	-0,876	0,054	0,097
STV	-0,864	-0,031	0,054
Clorofila a	-0,746	0,473	-0,302
<i>E. coli</i>	-0,180	-0,433	-0,784
SS	-0,801	0,400	0,147
N-NH₃	-0,898	-0,195	0,245
NTK	-0,834	-0,279	0,276
P-PO₄	-0,713	-0,453	-0,268

O fator 1 possui coeficientes de correlação maior que 0,7 para a maioria das variáveis. Sendo que o Fator 3 atingiu valor maior que 0,7 somente para a variável *E. coli*.

O maior coeficiente de correlação associado ao Fator 1 (abscissas) foi o de Sólidos Totais (-0,967) e o de OD (0,918); ao Fator 2 (ordenadas) foi o de pH (-0,640) e ao Fator 3 (ordenadas) foi o de *E. coli* (-0,784). Então pode-se concluir que as variáveis de maior

representatividade no Efl. LFA foram os sólidos totais, o OD, o pH e os *E. coli*. Isto se deve à maior oxigenação do Efl. LFA, às condições de proliferação algal (aumentando a concentração de sólidos) e a dependência do pH e remoção de *E. coli*, em relação à atividade fotossintética da LFA.

As correlações entre as variáveis do Efl. LFA, correlação entre Fator 1 e Fator 2, são mostradas na Figura 36.

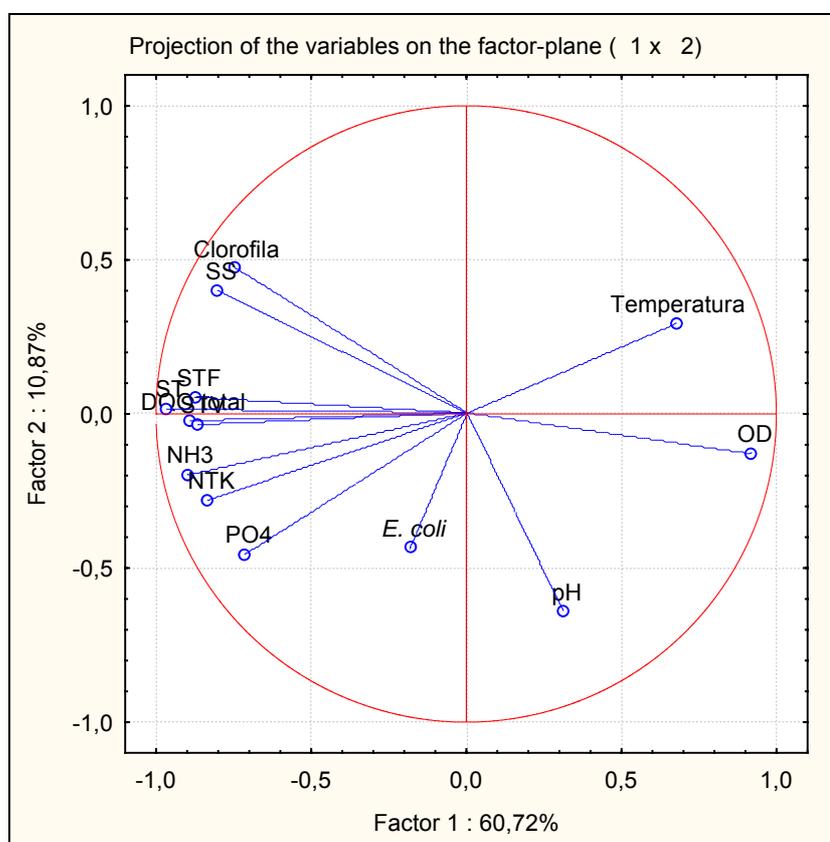


Figura 36. Análise de Componentes Principais – Círculo de correlações entre variáveis- Valores do Efluente da LFA (Fator 1 x Fator 2)

A correlação negativa e forte entre o OD e as variáveis de matéria orgânica (sólidos e DQO), observada no Afl. LFA foi mantida no Efl. LFA.

Houve correlação positiva entre os nutrientes (nitrogênio e fósforo) e entre Clorofila *a* e sólidos suspensos (condição que mostra o aumento a biomassa algal ao longo da LFA).

Os *E. coli* apresentaram correlação positiva e fraca com os nutrientes no Efl. LFA, e também com o pH. Os *E. coli* mostraram correlação negativa em relação à temperatura. Isto mostra o aumento da capacidade de remoção de patógenos em função das condições ambientais, ou seja, confirma a condição de que, em períodos em que ocorre temperatura mais elevada, há uma condição favorável para a remoção de *E. coli*.

As correlações entre as variáveis do Efl. LFA, correlação entre Fator 1 e Fator 3, são mostradas na Figura 37.

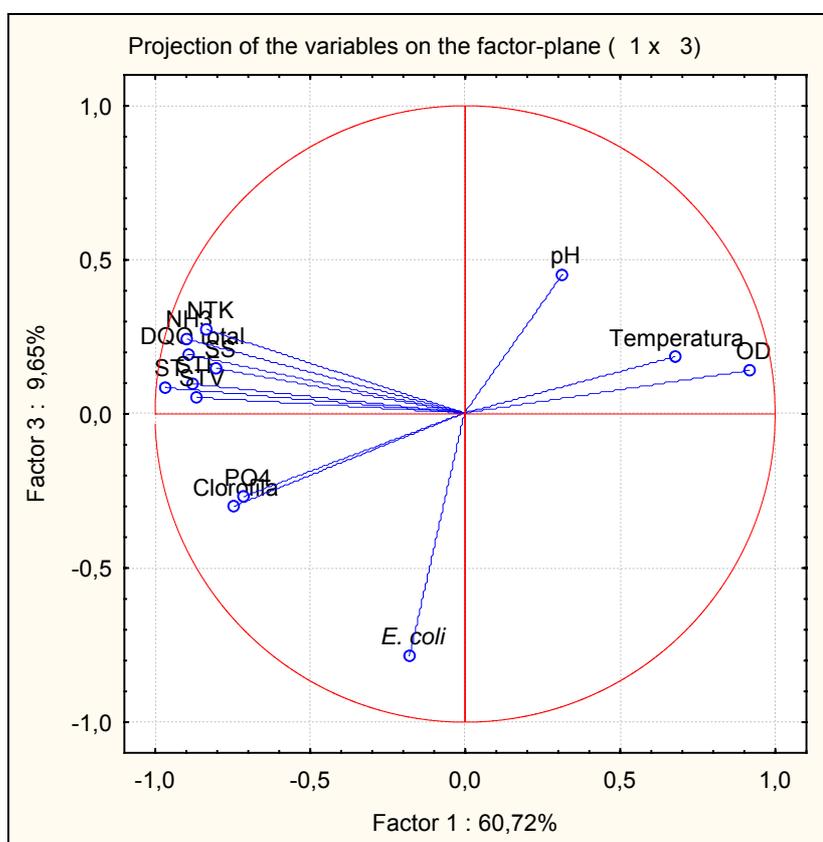


Figura 37. Análise de Componentes Principais – Círculo de correlações entre variáveis- Valores do Efluente da LFA (Fator 1 x Fator 3)

Na Figura 37 fica claro a correlação negativa entre as variáveis pH, OD, e temperatura, com os *E. coli* no Efl. LFA (Fator 1 x Fator 3). Com o aumento da temperatura, OD e pH ocorre uma diminuição de patógenos na LFA.

A correlação positiva e forte entre DQO, sólidos e nutrientes (nitrogênio e fósforo) foi confirmada. Além disso uma correlação muito forte entre Clorofila *a* e o fosfato, mostrando a dependência da proliferação algal quanto à presença de nutrientes no meio líquido.

4.3.2.3 Efluente LM

A Tabela 27 mostra os dois primeiros fatores que possuem autovalores maior que 1, por isso foram escolhidos: Fator 1: 7,94 e Fator 2: 1,32. Esses fatores somam 71,2%, porcentagem que explica a variância no Efl. LM.

Tabela 27. Autovalores e percentuais das variâncias resultantes da análise para o Efluente da LM.

	Autovalor	Variância Total (%)	Autovalor Acumulado	Variância Total Acumulada (%)
1	7,94	61,07	7,93	61,1
2	1,32	10,13	9,25	71,2

Os coeficientes de correlação entre os fatores artificiais e as 13 variáveis, do Efl. LM, estão na Tabela 28.

Tabela 28. Coeficientes de correlação entre variáveis e os fatores artificiais para o Efluente da LM.

Variáveis	Fator 1	Fator 2
Temperatura	0,683	0,112
OD	0,903	-0,050
pH	0,627	0,085
DQO total	-0,825	0,002
ST	-0,960	-0,019
STF	-0,915	0,091
STV	-0,781	-0,138
Clorofila <i>a</i>	-0,767	0,457
<i>E. coli</i>	-0,047	-0,862
SS	-0,781	0,359
N-NH₃	-0,844	-0,136
NTK	-0,844	-0,043
P-PO₄	-0,769	-0,409

O fator 1 possui coeficientes de correlação maior que 0,7 para grande parte das variáveis. Sendo que o Fator 2 atingiu valor maior que 0,7 somente para a variável *E. coli* (Tabela 28).

Os maiores coeficientes de correlação associados ao Fator 1 (abscissas) foi o de Sólidos Totais (0,960), de Sólidos Totais Fixos (0,915) e o OD (0,903); ao Fator 2 (ordenadas) foi o de *E. coli* (0,862).

Conclui-se que as variáveis de maior representatividade no Efl. LFA foram os sólidos totais, sólidos totais fixos, OD e os *E. coli*. Isto se deve à alta atividade fotossintética apresentada no Efl. LM, sendo que os sólidos totais e fixos correspondem à biomassa algal e aos nutrientes removidos, além do processo de eliminação de *E. coli*. A Figura 38 mostra as correlações entre o Fator 1 e o Fator 2 para o Efl. LM.

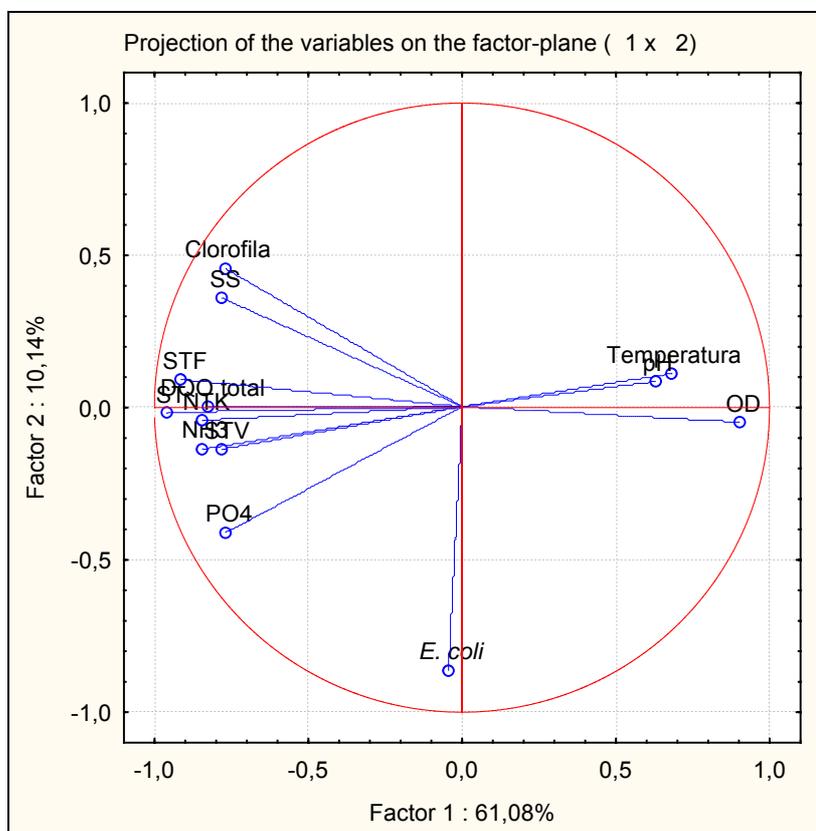


Figura 38. Análise de Componentes Principais – Círculo de correlações entre variáveis- Valores do Efluente da LM (Fator 1 x Fator 2)

No Efl. LM os *E. coli* não tiveram correlação com nenhuma outra variável, mostrando que a remoção foi constante ao longo do monitoramento, independente do período e da carga aplicada, além de não haver correlação com as variáveis ambientais, não mostrando variação sazonal na eficiência da LM (Figura 38).

Houve correlação forte e positiva entre Clorofila *a* e sólidos suspensos, já que na saída da LM ocorreram as maiores concentrações de biomassa algal no sistema.

A correlação positiva entre matéria orgânica e nutrientes se manteve, como nos outros pontos de coleta. Isso mostra a homogeneidade das lagoas, já que todos os pontos de coleta mostram as mesmas características. Porém, mostra que a eficiência de remoção de nutrientes e DQO depende da carga orgânica aplicada.

4.3.2.4 Síntese da Análise dos Componentes Principais

Na Tabela 29 são apresentados os fatores artificiais resultantes da análise de componentes principais, realizada para o sistema de lagoas em escala real e seus respectivos percentuais de explicação.

Tabela 29. Fatores artificiais obtidos na LFA e na LM.

	Variável	Fator	Explicação (%)	Explicação Acumulada (%)
Afl. LFA	ST	F1	55,68	65,52
	N-NH ₃			
	pH	F3	9,94	
Efl. LFA	OD	F1	60,72	70,37
	ST			
	<i>E. coli</i>	F3	9,65	
Efl. LM	OD	F1	61,08	71,22
	ST			
	<i>E. coli</i>	F2	10,14	

Na Tabela 29 observa-se que há predominância dos ST, tanto na LFA e na LM. Na LFA indica a quantidade de matéria orgânica e na LM a alta concentração de biomassa algal. Segundo Oliveira *et al.* (2001), a predominância do fator matéria orgânica, indicado pela DQO e pelos sólidos, demonstra que há necessidade de melhorar a eficiência do sistema, uma vez que indica a má qualidade do efluente. Porém, conforme Zanotelli *et al.* (2003), o fator concentração de matéria orgânica é predominante em lagoas tratando dejetos suínos, o que é esperado devido às características dos efluentes, com altas concentrações de sólidos e biomassa algal. Ainda, conforme Silva Filho (2001) é importante salientar que, no aparecimento de matéria orgânica como fator principal, este não expressa quantitativamente a concentração do efluente, só permite uma interpretação qualitativa para tal.

No Afl. LFA aparece também o $N-NH_3$ e o pH, fatores importantes para o efluente anaeróbio (proveniente do reator UASB), já que nesta etapa ocorre a amonificação e a volatilização e esta via de perda de nitrogênio é controlada pela variação do pH no meio líquido.

No Efl. LFA e no Efl. LM, OD e *E. coli* são fatores que determinam a condição de aeração da massa líquida e também a caracterização do tratamento terciário (correlação negativa entre OD e *E. coli*). O OD aparece como o fator que mais determina a variância, mostrando a importância da aerobicidade do sistema para a manutenção da eficiência de remoção de nutrientes e coliformes, além da manutenção da biomassa algal e bacteriana.

Moersidik (1992) e El Halouani *et al.* (1993) aplicaram análise fatorial para lagoas facultativas e lagoas de alta taxa, respectivamente. Nos dois estudos verificaram oposição entre as variáveis fotossintéticas (Clorofila *a*, OD, pH) e os fatores de carga (DQO, sólidos, nitrogênio e fósforo). Verificaram que a remoção de nutrientes deve-se à atividade algal, estimulada por fatores climáticos, como a temperatura e a radiação solar. Além do desenvolvimento de bactérias heterotróficas, que se desenvolvem na presença de substrato (DQO) e oxigênio.

No presente estudo houve oposição entre as variáveis T°C, pH e OD e todas as outras que caracterizam a matéria orgânica, nutrientes e coliformes. Conclui-se que a condição ideal de operação, para que ocorra um bom funcionamento da LFA e LM, é a manutenção de valores elevados de pH e OD, já que a temperatura não pode ser controlada, dependendo das condições meteorológicas e da estação do ano.

Pode-se então, com auxílio da ACP, prever que as condições ideais de funcionamento das lagoas ocorre durante o verão, com altas temperaturas, e com altas taxas de atividade fotossintética, para manter o pH e o OD em elevação.

4.4 Balanço do Nitrogênio

4.4.1. Relação entre Nitrogênio Afluente e Efluente de Cada Lagoa

As concentrações médias, das frações de nitrogênio, aplicadas e perdidas em cada período de operação, na LFA e na LM, podem ser observadas na Tabela 30.

Tabela 30. Concentrações médias aplicadas e perdidas de N orgânico, N-NH₃ e NT (mg/L), na LFA e na LM.

Lagoa Facultativa Aerada						
	APLICADO			REMOVIDO		
	N orgânico (mg/L)	N-NH ₃ (mg/L)	NT (mg/L)	N orgânico (mg/L)	N-NH ₃ (mg/L)	NT (mg/L)
Partida	584	47	631	504	11	515
P1	306	890	1196	202	637	839
P2	406	1058	1464	244	396	640
P3	262	982	1244	82	490	572

Lagoa de Maturação						
	APLICADO			REMOVIDO		
	N orgânico (mg/L)	N-NH ₃ (mg/L)	NT (mg/L)	N orgânico (mg/L)	N-NH ₃ (mg/L)	NT (mg/L)
Partida	80	36	116	66	10	76
P1	104	253	357	40	190	230
P2	162	662	824	16	380	396
P3	180	492	672	58	315	373

A partir dos valores de N-NH₃ removido, pode-se efetuar os cálculos de incorporação de nitrogênio pela biomassa algal (item 3.7.5), já que neste balanço não foi levado em conta o nitrogênio removido por sedimentação. Além disso, tanto na LFA quanto na LM, os processos de nitrificação e desnitrificação não ocorreram, foram observados somente traços de nitrato e nitrito nos efluentes das lagoas.

Através da análise das Figuras 39 e 40 pode-se verificar que houve um aumento da fração amoniacal ao longo do monitoramento, tanto no Afluente da LFA quanto no Afluente da LM. Isto mostra o aumento da capacidade de amonificação do reator UASB e também da LFA.

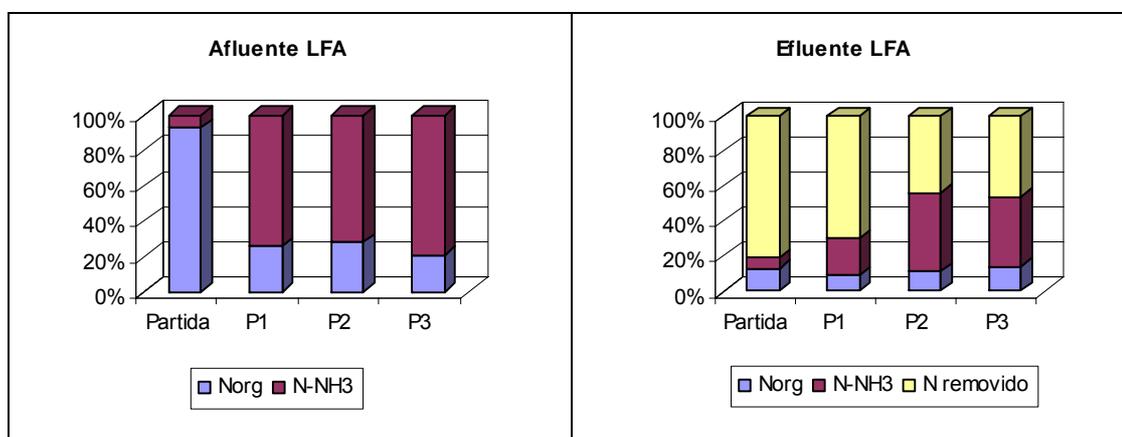


Figura 39. Balanço do nitrogênio na Lagoa Facultativa Aerada.

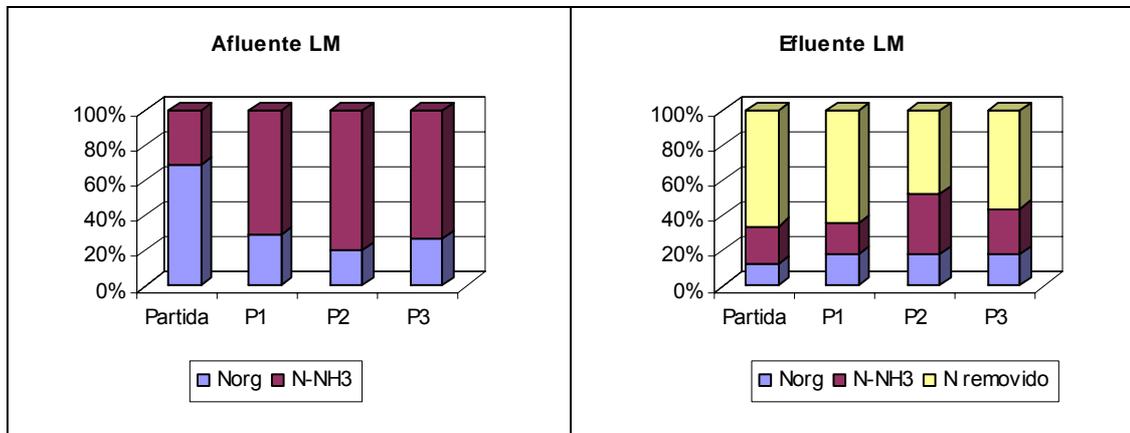


Figura 40. Balanço do nitrogênio na Lagoa de Maturação.

Durante a Partida percebe-se a predominância da fração orgânica do nitrogênio no Afluente da LFA, ainda sem sofrer o processo de amonificação. Nessa ocasião houve a maior porcentagem de nitrogênio removido na LFA (82%), porque a concentração deste nutriente era ainda muito baixa. Durante os outros períodos (P1, P2 e P3) houve aumento da fração amoniacal, sendo que o P1 foi o período com melhor desempenho (70% de N perdido) e o pior foi o P2 (44%), onde ocorreu a sobrecarga orgânica e amoniacal. Durante o P3 se percebe uma recuperação do sistema, alcançando valores um pouco maiores de nitrogênio removido (46% na LFA e 56% na LM).

Segundo vários autores (Pano e Middlebrooks, 1982; Reddy, 1983; Silva *et al.*, 1995; Soares *et al.*, 1996) a volatilização da amônia é o processo principal de remoção de nitrogênio em lagoas de estabilização. Para que ocorra a volatilização devem ocorrer condições como alta temperatura e valores de pH acima de 10. Porém, mesmo que as condições ótimas não ocorram nas lagoas, o Tempo de Detenção Hidráulica (*TDH*) prolongado pode promover a volatilização.

No presente estudo o *TDH* foi longo, sendo de 37 a 47 dias para a LFA e de 60 a 73 dias para a LM, conforme o período de operação (Tabela 11).

4.4.2. Assimilação de Nitrogênio pela Biomassa Algal

Nas Tabelas 31 e 32 verifica-se que uma pequena porcentagem do nitrogênio removido nas lagoas é devido à assimilação algal, concluindo-se então, que o processo predominante na

remoção de nitrogênio foi a volatilização. Os cálculos foram efetuados conforme descrito no **item 3.7.5.**

Tabela 31. Incorporação de nitrogênio pela biomassa algal na LFA.

PERÍODO	Clorofila <i>a</i> (Efl. LFA) ($\mu\text{g/L}$)	Peso Seco Algal (mg/L) <i>Cl a</i> = 1% PSA	N incorporado (mg/L) N incorporado = 10% PSA	N-NH ₃ (mg/L) Removido LFA	% Nitrogênio incorporado
PARTIDA	59,7	5,97	0,59	11	5,4
P1	591,8	59,18	5,91	637	0,9
P2	383,5	38,35	3,83	396	1,0
P3	630,5	63,05	6,30	490	1,3

Na LFA, o valor máximo de assimilação algal foi de 5,4%, durante a Partida, nos outros períodos a assimilação foi ainda menor, com valores próximos a 1%.

Segundo Von Sperling (2002), a assimilação das formas nitrogenadas pelas algas é de menor importância em lagoas facultativas, apresentando um percentual de remoção de 10 a 20%.

Tabela 32. Incorporação de nitrogênio pela biomassa algal na LM.

PERÍODO	Clorofila <i>a</i> (Efl. LM) ($\mu\text{g/L}$)	Peso Seco Algal (mg/L) <i>Cl a</i> = 1% PSA	N incorporado (mg/L) N incorporado = 10% PSA	N-NH ₃ (mg/L) Removido LM	% Nitrogênio incorporado
PARTIDA	83,3	8,33	0,83	10	8,3
P1	814,1	81,41	8,14	190	4,3
P2	812,0	81,20	8,12	380	2,1
P3	1545,3	154,53	15,45	315	4,9

Na LM a incorporação de nitrogênio amoniacal pela biomassa algal foi mais expressiva do que na LFA. Isto ocorreu devido às menores concentrações de nitrogênio no afluente da LM, além da presença mais expressiva de biomassa algal no Efl. LM, chegando a 1545 $\mu\text{g/L}$, durante o Período 3.

Aguirre *et al.* (2004) verificaram, em lagoas de alta taxa tratando dejetos suínos, que o mecanismo principal de remoção de nitrogênio foi através da nitrificação-desnitrificação (85%), houve absorção algal (12%) e volatilização da amônia (máximo de 10% do total removido). Bassères (1990) constatou que, com o tempo de residência de 10 dias, 50% da amônia foi removido por volatilização e que a participação das algas na remoção de nitrogênio foi pequena (5%). Varelo e Mara (2006) verificaram que a remoção de nitrogênio amoniacal ocorreu de forma predominante através da via biológica, principalmente pela absorção algal, em lagoa piloto de maturação.

As algas utilizam o nitrogênio para o crescimento celular. Quando uma alga morre e se decompõe a maioria do nitrogênio volta a lagoa. Entretanto, apenas uma pequena proporção não é biodegradável, sendo removido da lagoa pela sedimentação e posterior remoção do lodo (ARCHER e O'BRIEN, 2004).

A assimilação algal é uma importante via de remoção de nitrogênio, de acordo com Baumgarten *et al.* (1999), sendo que a alga *Chlorella sp.* pode fixar 25% da amônia em sistema em batelada e 100% em sistema contínuo, sendo rapidamente sintetizado em aminoácidos pelas algas (UEHARA e VIDAL, 1989).

No presente estudo não foram consideradas as perdas de nitrogênio por sedimentação, já que a LFA e a LM estavam no seu primeiro ano de funcionamento, e não foram efetuadas descargas de fundo, para posterior análise do lodo.

4.5 Balanço dos Sólidos

4.5.1 Sólidos Dissolvidos X Sólidos Suspensos

Na Figura 41 são apresentadas as porcentagens de sólidos dissolvidos e sólidos suspensos, no Afl. LFA, Efl. LFA e Efl. LM., em todos os períodos de monitoramento.

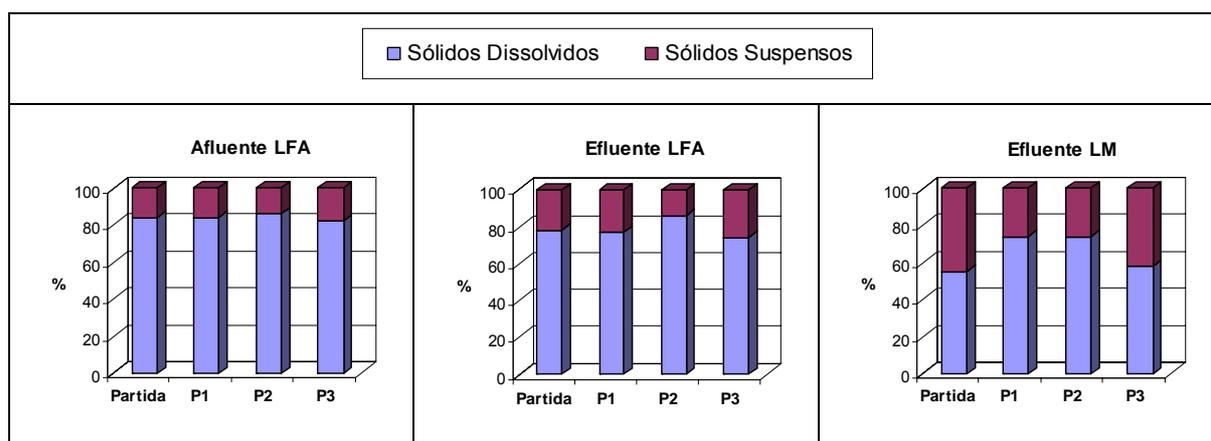


Figura 41. Porcentagens médias de sólidos dissolvidos e sólidos suspensos no Afl. LFA, Efl. LFA e Efl. LM, nos diferentes períodos de monitoramento.

Houve predomínio de sólidos dissolvidos em todos os períodos estudados (Figura 42), alcançando porcentagens de 82-84% no Afl. LFA; 74-86% no Efl. LFA e de 55-74% no Efl. LM. Segundo Mara (1995 *apud* VON SPERLING, 2002), em lagoa facultativa, a porcentagem de sólidos em suspensão fica em torno de 60-90%, sendo que grande parte é constituído de algas. No presente estudo as porcentagens foram menores, sendo de 14 a 26% no Efl. LFA e de 26 a 45% no Efl. LM.

Luduvic *et al.* (2001) mostraram que existe uma correlação positiva entre sólidos suspensos e Clorofila *a* no efluente de lagoas com alta densidade de algas. Isto também pode ser constatado na Figura 42, cujos resultados de correlação entre Clorofila *a* ($\mu\text{g/L}$) e SS (mg/L) apresentaram coeficientes de 0,80 para o Efl. LFA e de 0,74 para a Efl. LM.

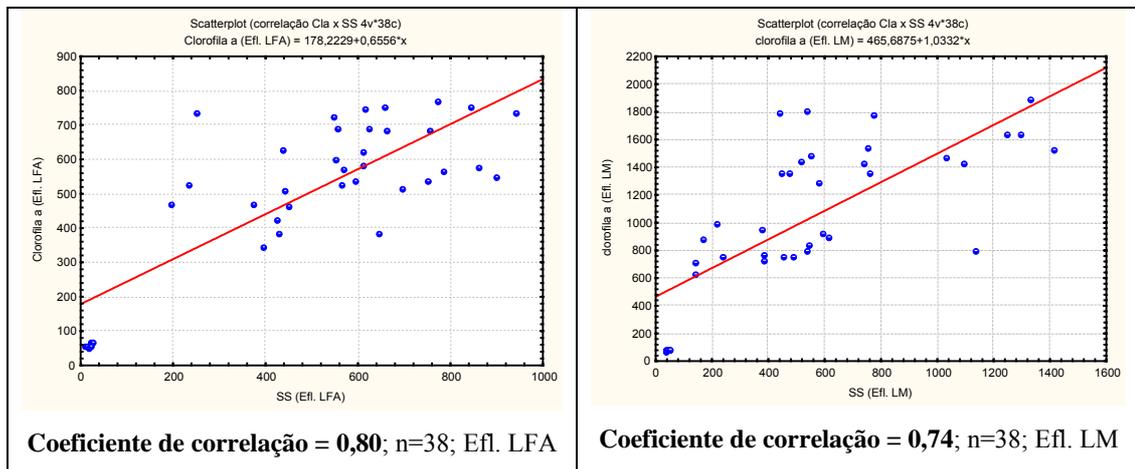


Figura 42. Correlação entre Sólidos Suspensos (mg/L) e Clorofila *a* ($\mu\text{g/L}$) no Efl. LFA e Efl. LM.

Para Metcalf e Eddy (2003), a concentração de sólidos suspensos totais em lagoas facultativas, tratando esgoto doméstico, varia de 50 a 200 mg/L . Na LFA, os SS no efluente variaram entre 438, 8 e 706,2 mg/L , conforme o período do monitoramento (Tabelas 16 a 19). A presença de algas promove o aumento dos sólidos suspensos, por isso os valores foram maiores, de forma geral, no Efl. LM do que no Afl. LFA e Efl. LFA, em que existe um maior valor de Clorofila *a*.

4.5.2. Porcentagem de Algas nos Sólidos Suspensos

A porcentagem de biomassa algal nos sólidos suspensos pode ser observado na Figura 43, para os efluentes das lagoas (Efl. LFA e Efl. LM) e na coluna d'água (0,10 e 0,40m na LFA; 0,10 e 0,30m na LM).

Fazendo um comparativo entre SS (mg/L) e peso seco algal (mg/L), pode-se verificar se a maior fração dos SS nas lagoas corresponde à biomassa algal. Para os cálculos considerou-se que o peso seco algal possui 1% de Clorofila *a* (BRANCO, 1978; ESTEVES, 1998).

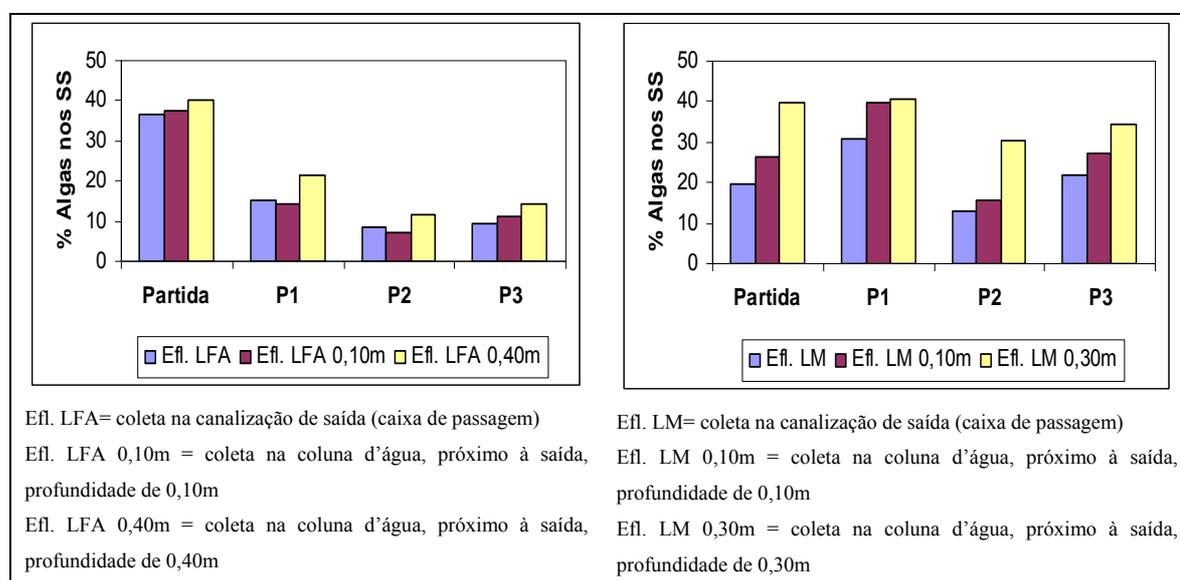


Figura 43. Porcentagem de algas nos Sólidos Suspensos na LFA e na LM.

Na LFA, a porcentagem de algas nos sólidos suspensos foi maior durante a Partida, atingindo valores de 40% no Efl.LFA coletado na profundidade de 0,40m. Os menores valores percentuais ocorreram durante o P2 (7-12%), onde houve uma pequena queda nos valores de Clorofila *a*. Porém, de forma geral, observa-se que as algas não foram responsáveis por grande parte dos sólidos em suspensão, predominando flocos de biomassa bacteriana, formados devido à aeração noturna na LFA.

Outro fato importante é que se fez o cálculo da porcentagem de algas, nos sólidos suspensos, utilizando valores de Clorofila *a*, o qual é o pigmento predominante nas algas vivas, porém os sólidos suspensos são compostos por algas vivas e mortas -medido através dos valores

de feofitina, que é o produto da degradação da Clorofila *a* (CETESB, 1978), os quais não entraram no cálculo. Provavelmente somando-se os valores de Clorofila *a* e Feofitina haveria uma porcentagem muito maior de algas nos SS.

A LM apresentou porcentagens maiores de algas no SS do que a LFA, exceto na Partida, devido à estabilização da biomassa algal, já que nessa ocasião houve maior proliferação da biomassa algal primeiramente na LFA e após o período de adaptação houve inversão dos resultados, com predominância de algas na LM, já que esta possui menor profundidade, o que favorece a entrada da radiação solar na coluna d'água e o aumento de Clorofila *a*.

Observa-se também que existe maior concentração de Clorofila *a* nas camadas sub-superficiais da coluna d'água nas duas lagoas, isto pode ser observado pelo predomínio de algas no Efl.LFA coletado na profundidade de 0,40m e no Efl LM coletado na profundidade de 0,30m, aumentando assim a proporção de biomassa algal nos SS, nestes estratos.

4.5.3.Sólidos Fixos X Sólidos Voláteis

Pode-se verificar na Figura 44 que a menor porcentagem de sólidos fixos no Afl. LFA ocorreu durante o P3 (43%), onde houve o predomínio de sólidos voláteis, ou seja, biomassa bacteriana proveniente do reator UASB. Durante todo o monitoramento, os sólidos voláteis ficaram entre 43 e 57%.

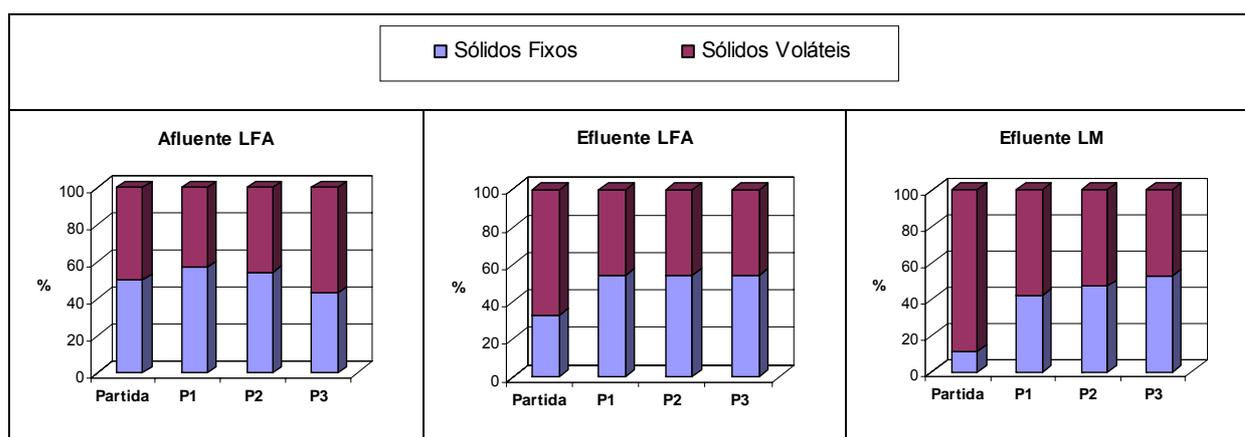


Figura 44. Porcentagem de Sólidos Fixos e Sólidos Voláteis na Afl.LFA, Efl. LFA e na Efl. LM.

Durante a Partida houve a menor proporção de sólidos fixos (33%) no Efl. LFA, devido à diluição inicial na LFA, e à presença predominante de algas (sólidos voláteis) no sistema

terciário. Isto também ocorreu no Efl. LM, com uma porcentagem de sólidos voláteis ainda mais elevada (89%). Porém, deve-se ressaltar que a concentração de sólidos voláteis durante a Partida no Efl. LM (87 mg/L) era muito inferior àqueles encontrados nos outros períodos, sendo de 686 mg/L no P1; 1423 mg/L no P2 e de 885 mg/L no P3 (Tabelas 16 a 19).

Os sólidos voláteis mantiveram porcentagens de 46% do P1 ao P3 no Efl. LFA; e na faixa de 47-58% no Efl. LM.

4.6 Caracterização da Biomassa Algal

Os resultados obtidos com a análise quali-quantitativa da biomassa algal, utilizando a Câmara de Neubauer e contagem microscópica, são apresentados para as lagoas LFA e LM.

4.6.1 Análise Quantitativa

Na Figura 45 se observa a contagem algal (células/mL), em diferentes pontos de coleta na LFA e na LM e em dois horários (manhã e tarde), nos quatro períodos de monitoramento (Partida, P1, P2 e P3).

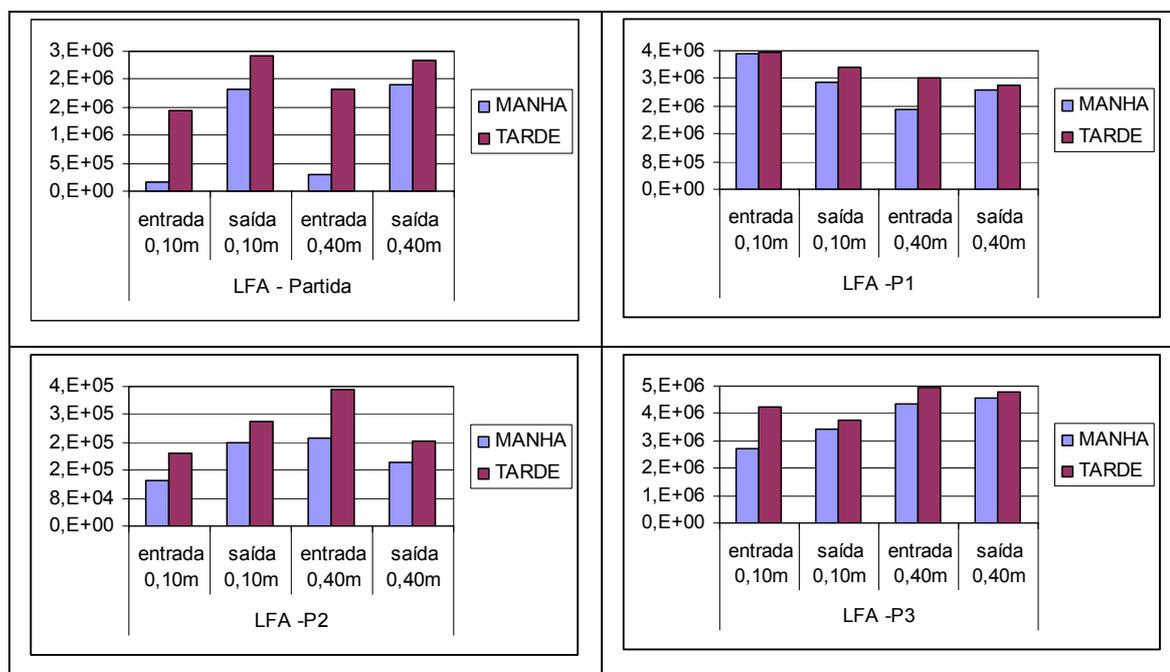


Figura 45. Contagem de células algais na LFA (células/mL)

Verifica-se que um maior número de células/mL foram encontradas à tarde, em todos os períodos de monitoramento na LFA. Os valores máximos variaram conforme o período, sendo de $2,41E+06$ cél/mL na saída a 0,10 m durante a Partida; $3,94E+06$ cél/mL na entrada a 0,10m durante o P1; $3,90E+05$ cél/mL na entrada a 0,40m no P2 e de $4,96E+06$ cél/mL na entrada a 0,40m no P3. Os valores encontrados foram bem inferiores aos encontrados por Zanotelli (2002) tratando dejetos suínos em lagoa facultativa ($1,6E+11$ e $2,4E+11$ células/mL) e semelhantes aos encontrados por Barthel *et al.* (2005), que foi de $8,56E+06$ e $1,48E+07$ células/mL, em lagoa de maturação tratando dejetos suínos.

Através destes valores se verifica que houve o decréscimo de uma unidade log na contagem de células algais durante o P2, isto se deve à sobrecarga orgânica, que altera as concentrações de sólidos nas lagoas e diminui as condições de penetração de luz na coluna d'água. Além disso, o P2 ocorreu em Julho de 2005, em que foram observadas as menores temperaturas de todo o monitoramento (Tabela 19). As condições climáticas e sobrecarga orgânica podem ter prejudicado a população algal, mas houve plena recuperação durante o P3.

Segundo Oswald (1988) e Zulkifli (1992), nos meses mais quentes e ensolarados a concentração de algas aumenta, estes autores verificaram variações sazonais do número de indivíduos, alcançando valores máximos quando o fotoperíodo era mais longo. Sambuco *et al.* (2002) verificaram a diminuição da biomassa algal em lagoa facultativa com alimentação escalonada, quando houve aumento da carga orgânica aplicada.

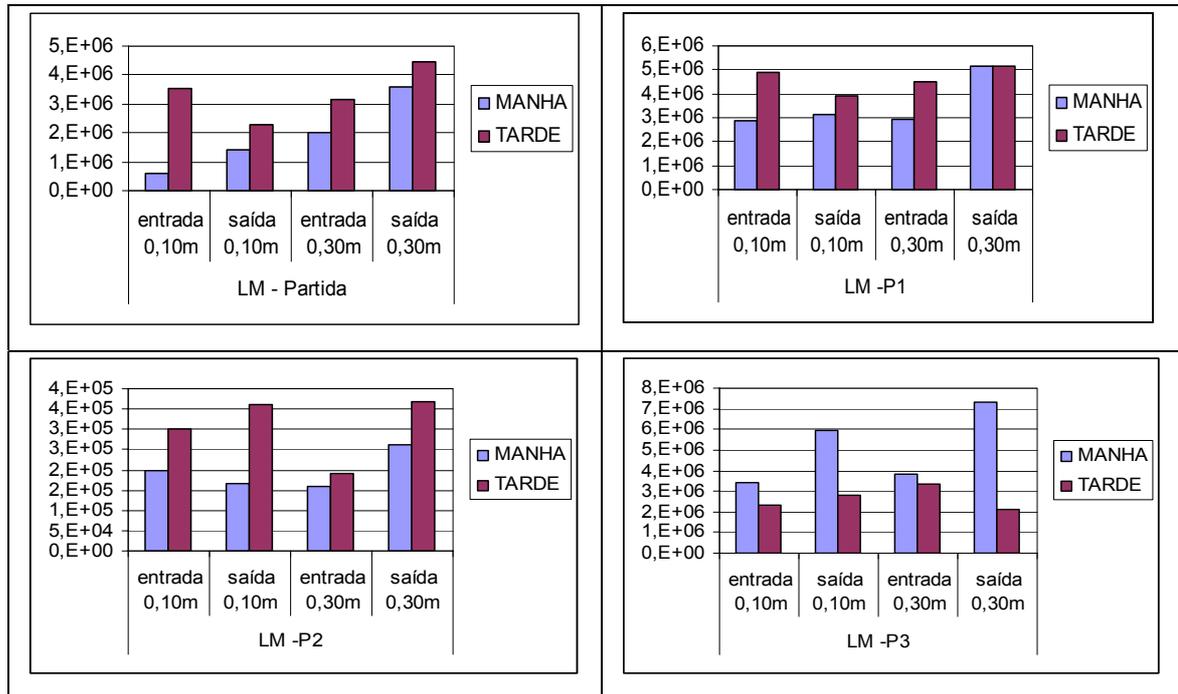


Figura 46. Contagem de células algais na LM (células/mL).

Na Figura 46 verifica-se que, na LM, durante a Partida, P1 e P2 ocorreu maior contagem durante a tarde, enquanto que durante o P3 houve uma inversão, ocorrendo maior contagem durante a manhã. Isto pode ser atribuído à variação de gêneros encontrados na LM, já que a segunda alga mais abundante durante o P3 foi a *Euglena* e a terceira a *Chlamydomonas*, algas flageladas que podem se mover ao longo da coluna d'água. Estas normalmente se movem até à superfície no período do dia, em que há maior radiação, e durante a noite tendem a se mover até o fundo da lagoa (KÖNIG *et al.*, 1996).

4.6.2 Análise Qualitativa

4.6.2.1 Presença e Ausência de Gêneros Algais nas Lagoas

A diversidade de algas, na LFA e na LM, foi estudada através da identificação dos microorganismos presentes nas amostras do afluente e do efluente. A representação, feita através de planilhas de presença (+) e ausência (-) de algas, são apresentadas nas Tabelas 33 e 34. No APÊNDICE C (Figuras C1' e C1'') são apresentadas as microfotografias das principais algas presentes nas amostras ao longo do monitoramento.

Tabela 33. Presença e ausência de algas na Entrada e Saída da LFA.

<i>Gêneros</i>	Entrada LFA				Saída LFA			
	Partida	P1	P2	P3	Partida	P1	P2	P3
<i>Anabaena spp.</i>	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Ankira spp.</i>	-	-	-	-	+	+	-	+
<i>Carteria spp.</i>	+	+	-	+	+	+	+	+
<i>Chlamydomonas spp.</i>	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Chlorella spp.</i>	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Chloridella spp.</i>	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Chloroboptrys spp.</i>	+	-	+	+	+	+	+	+
<i>Chloromonas spp.</i>	+	+	-	-	+	+	-	+
<i>Cosmarium spp.</i>	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Dunaliella spp.</i>	-	+	-	+	+	+	-	+
<i>Euglena spp.</i>	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Geminella spp.</i>	+	+	-	+	+	+	-	+
<i>Gonium spp.</i>	-	+	-	-	+	+	+	+
<i>Haematococcus spp.</i>	+	+	+	+	+	+	-	-
<i>Kirchneriella spp.</i>	+	+	-	-	+	+	+	+
<i>Merismopedia spp.</i>	+	+	+	+	+	+	+	-
<i>Mesotaenium spp.</i>	-	-	+	+	+	+	-	+
<i>Micractinium spp.</i>	+	+	-	-	+	+	-	-
<i>Monoraphidium spp.</i>	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Navicula spp.</i>	+	+	+	+	+	+	-	-
<i>Oocystis spp.</i>	+	+	-	+	+	+	+	+
<i>Oscillatoriales NI</i>	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Planctonema spp.</i>	-	-	-	-	+	+	-	+
<i>Scenedesmus spp.</i>	+	+	-	+	+	+	-	+

Nas duas lagoas, durante o P2, houve a maior ausência de gêneros (Tabelas 33 e 34), concordando com trabalhos de outros autores (KÖNIG *et al.*, 1987; ATHAYDE *et al.*, 2000) nos quais foi observado a influência do aumento da carga orgânica na redução da diversidade algal.

Tabela 34. Presença e ausência de algas na Entrada e Saída da LM.

<i>Gêneros</i>	Entrada LM				Saída LM			
	Partida	P1	P2	P3	Partida	P1	P2	P3
<i>Anabaena spp.</i>	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Ankira spp.</i>	+	+	-	-	+	+	+	+
<i>Carteria spp.</i>	+	+	+	+	+	+	-	+
<i>Chlamydomonas spp.</i>	+	-	+	+	+	+	+	+
<i>Chlorella spp.</i>	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Chloridella spp.</i>	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Chloroboptrys spp.</i>	+	+	+	+	+	-	+	+
<i>Chloromonas spp.</i>	+	-	-	+	+	-	-	+
<i>Cosmarium spp.</i>	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Dunaliella spp.</i>	+	+	-	+	+	+	+	+
<i>Euglena spp.</i>	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Geminella spp.</i>	+	+	-	+	+	+	-	+
<i>Gonium spp.</i>	+	-	+	+	+	-	+	+
<i>Haematococcus spp.</i>	+	+	-	+	+	+	-	+
<i>Kirchneriella spp.</i>	+	+	+	-	+	+	+	+
<i>Merismopedia spp.</i>	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Mesotaenium spp.</i>	+	+	-	-	+	-	+	+
<i>Micractinium spp.</i>	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Monoraphidium spp.</i>	+	-	+	-	+	+	+	+
<i>Navicula spp.</i>	+	+	-	+	+	+	+	+
<i>Oocystis spp.</i>	+	-	+	+	+	+	-	+
<i>Oscillatoriales NI</i>	+	+	+	+	+	-	+	+
<i>Planctonema spp.</i>	+	-	-	+	+	+	-	+
<i>Scenedesmus spp.</i>	+	+	-	+	+	+	-	+

A presença de diferentes comunidades fitoplanctônicas na depuração de efluentes por lagoas depende principalmente da carga orgânica. Quando a água é altamente poluída, somente o desenvolvimento de algumas espécies é possível. Quando a carga orgânica diminui, outras espécies surgem, como a *Chlorella*. O desenvolvimento de florações de outras algas verdes, fitoflagelados, cianobactérias (*Oscillatoria*, *Anabaena*), diatomáceas, é normalmente um sinal de baixa carga orgânica (LLORENS *et al.*, 1993). No presente trabalho, a *Chlorella* esteve sempre presente, com 100% de frequência em todos os períodos monitorados, mostrando-se altamente resistente às variações de carga e às oscilações sazonais.

Zanotelli (2002) observou que houve diminuição da biomassa algal e maior diversidade de gêneros em lagoa facultativa aerada, em comparação com lagoa facultativa sem aeração. Esta variação foi justificada pelo aporte de oxigênio, que interfere no ecossistema presente no líquido.

Segundo Branco (1978), em lagoas, as algas predominantes próximo à entrada são as flageladas (*Chlamydomonas*, *Euglena*, *Phacus*), as quais são mais adaptadas às altas cargas orgânicas. Já as algas verdes predominam na saída, como *Chlorella*, *Scenedesmus* e *Micractinium*.

4.6.2.2 Abundância de *Chlorella sp.* nas Lagoas

Houve predomínio de *Chlorella sp.* durante todo o monitoramento, atingindo valores acima de 80% em quase todos os períodos, independente do ponto de coleta (entrada ou saída), tanto da LFA quanto da LM (Figura 47).

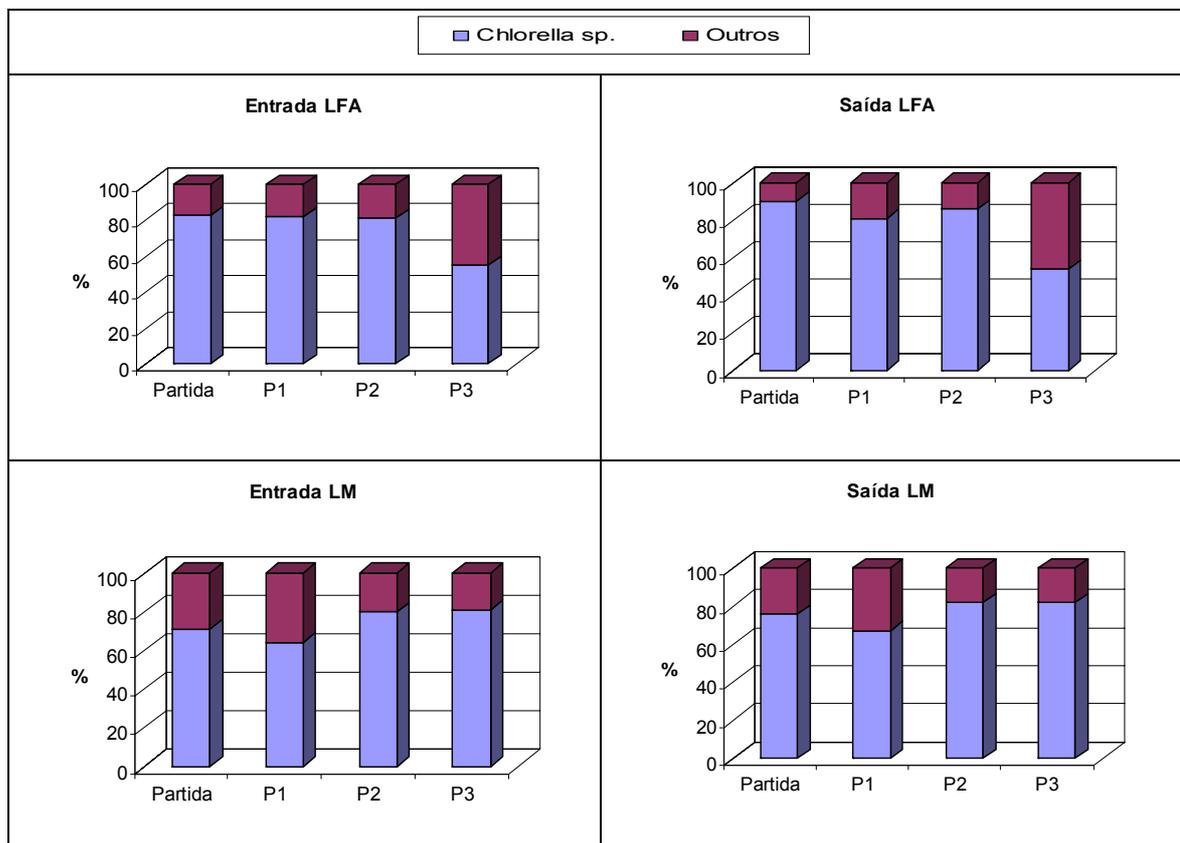


Figura 47. Abundância (%) de *Chlorella sp.* na entrada e na saída da LFA e da LM.

As algas verdes geralmente denotam um bom funcionamento e estão sempre associadas ao pH elevado e a um meio líquido balanceado em nutrientes (UEHARA e VIDAL, 1989). No presente trabalho, o pH esteve sempre acima de 8,0 no Efl. LFA e no Efl LM, condição ideal para a proliferação de algas, como a *Chlorella sp.*

A alga *Chlorella sp.* foi encontrada durante todo o monitoramento, tanto na LFA (tratamento secundário), quanto na LM (tratamento terciário). Segundo Hoseti e Frost (1998), o gênero *Chlorella sp.* apresenta rápido crescimento e alta velocidade fotossintética, produzindo rapidamente biomassa (incorporando C, N e P) e liberando quantidades de O₂ no meio líquido, sendo apontada em literatura como o principal gênero de algas presente nas lagoas de estabilização secundárias.

Para König *et al.* (1987), *Chlorella sp.* é uma espécie que possui tolerância inerente às altas concentrações de amônia, condição comum encontrada em lagoas de estabilização, tolerando concentrações de 56 mg/L de N-NH₃ (forma não ionizada) e de 140 mg/L de nitrogênio amoniacal (N-NH₃ + N-NH₄), em pH 9,0. Crescimento de *Chlorella vulgaris* foi reportado por Matusiak (1977 *apud* VEENSTRA *et al.*, 1995), em concentrações de 600 mg/L de nitrogênio amoniacal em pH entre 8,0 e 9,0. As concentrações de amônia foram muito elevadas no Afl. LFA, alcançando valores médios entre 890 e 1058 mg/L, a partir do P1, esta condição favoreceu o crescimento da *Chlorella sp.*

Baumgarten *et al.* (1999) verificaram uma população máxima de 8,0 E+08 cél/mL de *Chlorella vulgaris*, em condições controladas de um fotobioreator tratando dejetos suínos. Nestas condições houve boa remoção de amônia, porém não se verificou a formação de nitrato, somente traços de nitrito, o que mostra a capacidade da biomassa algal de absorver a amônia e a ausência de bactérias nitrificantes. A remoção de COT também foi elevada, a qual ocorreu pela presença de bactérias heterotróficas presentes naturalmente no dejetos suíno, já que não houve inoculação. Na LFA a concentração de algas alcançou valores de ~7,0E+06 cél/mL, sendo que aproximadamente 80% do total das células é composto pelo gênero *Chlorella*.

Barthel *et al.* (2004) e Barthel *et al.* (2005) também verificaram a predominância do gênero *Chlorella sp.* em lagoas de alta taxa e de maturação, tratando dejetos suínos, com presença desta alga em todo o período de monitoramento.

4.6.2.3 Abundância de Gêneros nas Lagoas, Exceto *Chlorella sp.*

Nas Figura 48 e 49 são apresentados os resultados da Abundância Algal (%), correspondentes às médias para as profundidades de 0,10m e 0,40m (LFA) e de 0,10m e 0,30 m (LM), respectivamente.

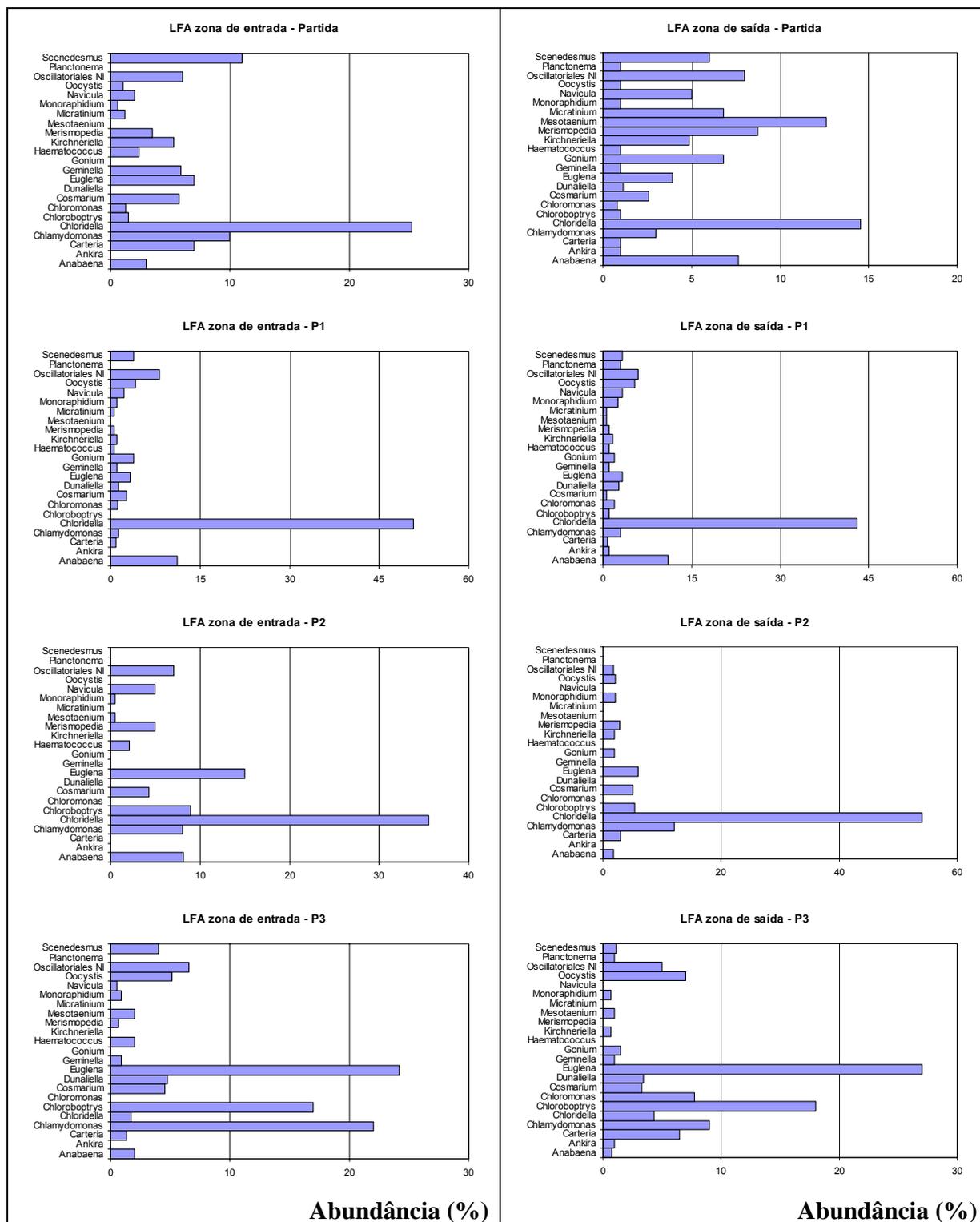


Figura 48. Abundância algal na Lagoa Facultativa Aerada, exceto *Chlorella sp.*

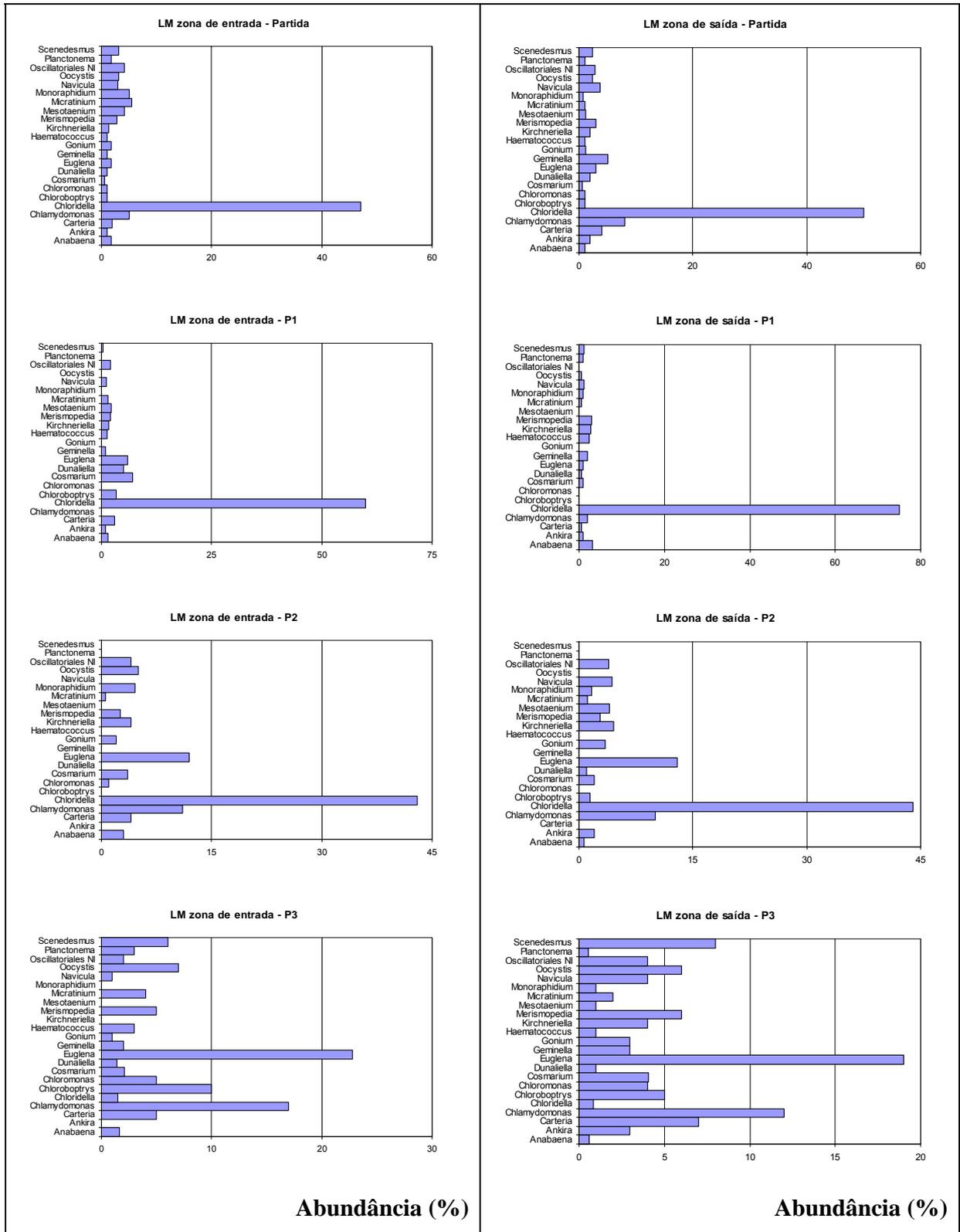


Figura 49. Abundância algal na Lagoa de Maturação, exceto *Chlorella sp.*

Houve variação na abundância das algas conforme o período estudado, isto se deve à condições complexas do sistema de tratamento, que envolve condições físico-químicas e biológicas da água.

Para Palmer (1969 *apud* ATHAYDE *et al.*,2000), uma das condições que determinam a abundância, a frequência e o número de gêneros encontrados nas lagoas depende diretamente da concentração de matéria orgânica, sendo que outros fatores podem interferir, porém de forma mais sutil, como o pH, OD, temperatura e intensidade luminosa

Verifica-se, nas Figuras 49 e 50, que houve predominância de *Chloridella sp.* durante a Partida, P1 e P2, na LFA e na LM. Porém, durante o P3 houve maior abundância de *Euglena sp.*; *Chloroboptrys sp.* e *Chlamydomonas sp.* Durante a Partida, a maioria das algas encontradas teve porcentagens de abundância semelhantes, com pouca variação entre a entrada e a saída na LFA, reflexo da adaptação da lagoa, quando havia uma grande diversidade de gêneros. Este comportamento também foi verificado nos estudos de Patil *et al.* (1975), sobre sucessão de fitoplâncton em lagoas de estabilização, utilizando concentrações de DBO de 243 a 361 mg/L, ao longo de 8 semanas de monitoramento a *Euglena sp.* predominou nas últimas semanas, quando já havia estabilização do sistema.

Segundo König *et al.* (1987), *Euglena sp.* é sensível às altas concentrações de nitrogênio amoniacal (>140 mg/L) e quando o pH se encontra acima de 8,3. Nestas condições seu crescimento é seriamente prejudicado, e em pH acima de 9,0 essa alga é completamente inibida. Isto justifica a maior abundância de *Euglena sp.* a partir do P1, e o aumento considerável durante o P3, quando o pH médio foi de 8,4 no Efl. LM, inferior àquele encontrado durante a Partida (9,4 no Efl. LM).

Mesmo com a alta carga orgânica aplicada durante o P2, tanto a LFA quanto a LM, conseguiram manter a biomassa algal na mesma condição de abundância, sendo que *Chloridella sp.* se mostrou extremamente resistente.

Alguns trabalhos estudaram a presença de algas em lagoas de estabilização e concluíram que o gênero *Euglena sp.* resiste bem às condições de sobrecarga orgânica e amoniacal (PALMER, 1969 *apud* ATHAYDE *et al.*, 2000) e MUNAVAR (1970). No presente estudo se verificou a presença de *Euglena* durante o P2, porém com uma abundância pequena.

Fung (2004) conduziu estudos durante 3 anos em lagoas de estabilização na Austrália, e observou que houve sucessão de algas conforme a estação do ano, além de verificar uma diminuição da abundância das algas quando as lagoas foram alimentadas com efluentes menos concentrados. As algas que foram predominantes durante todo o monitoramento foram: *Chlamydomonas*, *Chlorella*, *Cyclotella* e *Scenedesmus*. Verificou também que as cianobactérias foram predominantes durante o verão e as algas verdes durante o inverno. Esta condição foi comprovada no presente estudo, já que durante a Partida (período com temperaturas mais elevadas) houve abundância um pouco mais elevada de cianobactérias como a *Oscillatoriales* NI e uma menor abundância foi encontrada durante o P2 (julho de 2005, inverno).

4.6.2.4 Frequência de Gêneros Algas nas Lagoas

Na Figura 50 e na Figura 51 são apresentados os resultados da Frequência Algal (%), correspondentes às médias para as profundidades de 0,10m e 0,40m (LFA) e de 0,10m e 0,30 m (LM).

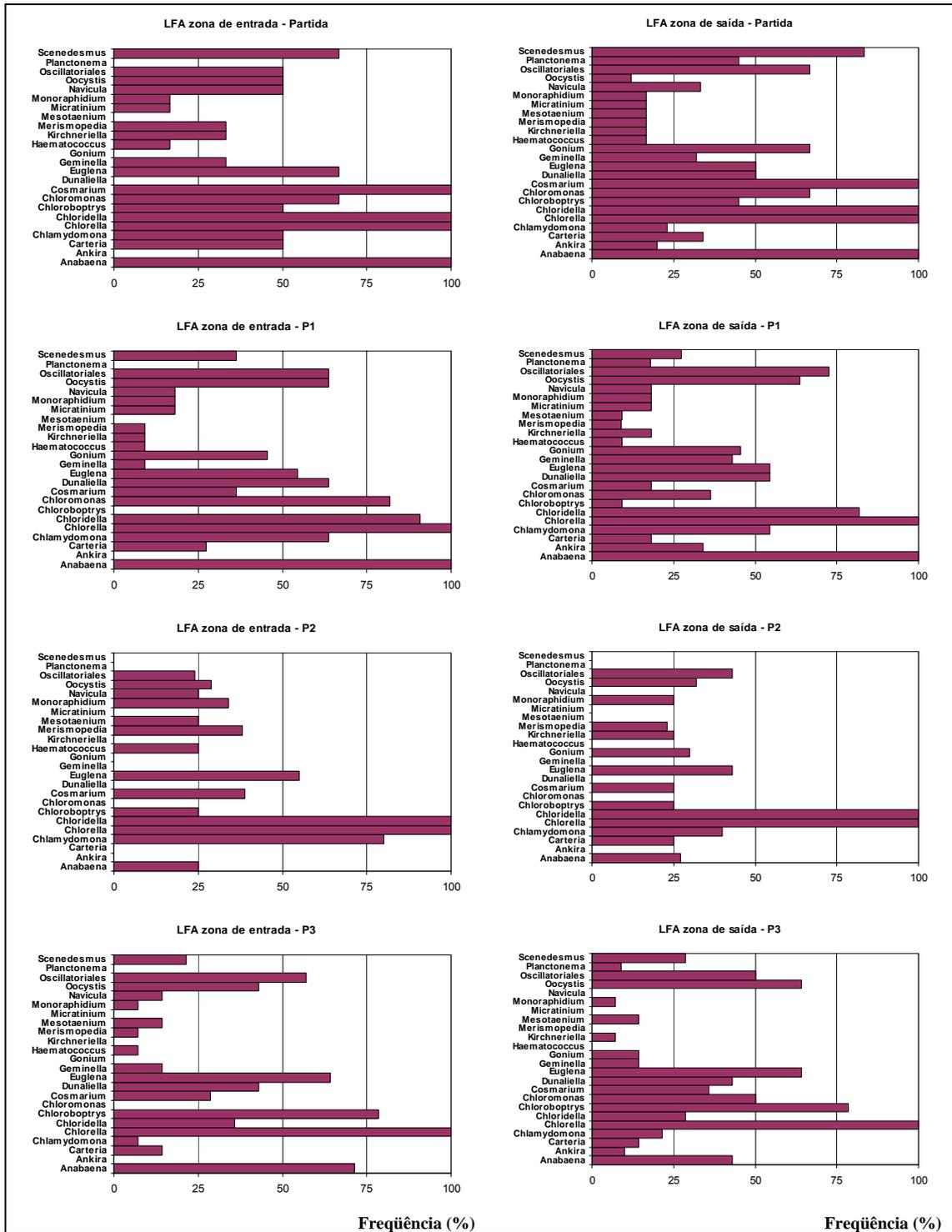


Figura 50. Frequência algal na Lagoa Facultativa Aerada.

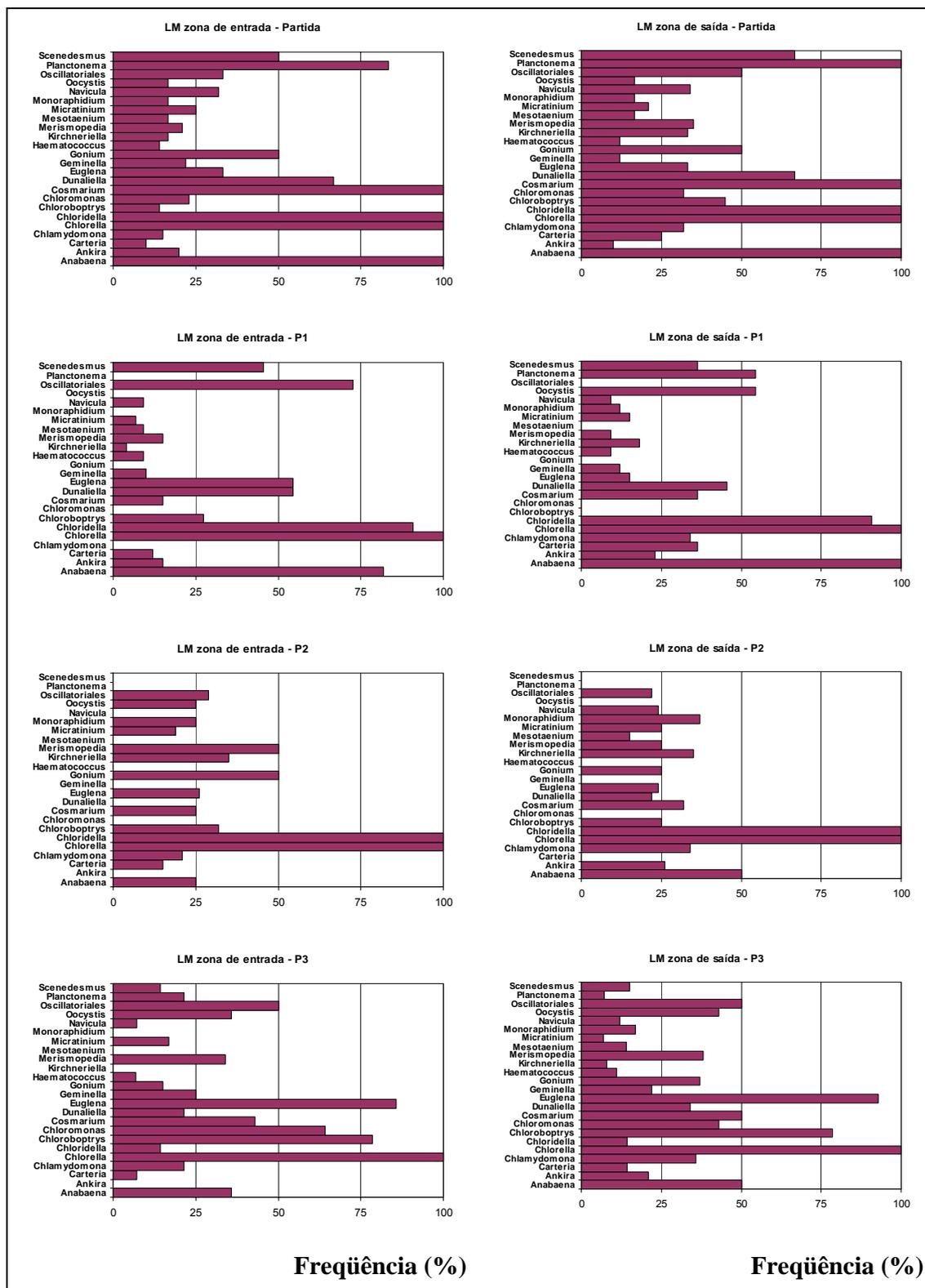


Figura 51. Frequência algal na Lagoa de Maturação.

A alga que apresentou 100% de frequência em todos os períodos foi *Chlorella*, mostrando que é resistente às diferentes condições de carga orgânica aplicada e temperatura. *Chlorella*, segundo Palmer (1969 *apud* ATHAYDE *et al.*, 2000) é a uma das algas mais tolerantes às condições de alta carga orgânica.

Nos estudos de Athayde *et al.* (2000) observa-se que tanto *Chlorella* como *Scenedesmus* diminuíram a frequência de aparecimento quando foram aplicadas cargas maiores que 200 kg DBO/ha.dia em uma série de Lagoas de Maturação precedidas por uma lagoa facultativa. Porém, no presente estudo, não houve ausência de *Chlorella* em nenhum período, mostrando a capacidade de adaptação deste gênero, já *Scenedesmus* foi ausente no P2, período de sobrecarga orgânica. Segundo Athayde (2001 *apud* SHILTON, 2005), as algas do gênero *Chlamydomonas* são tolerantes à alta poluição do meio, enquanto *Scenedesmus* é uma alga indicadora de impactos de carga aplicada em um sistema de tratamento, pois seu crescimento é favorecido quando se tem baixas cargas orgânicas.

Para Martinez *et al.* (1993), *Chlorella* e *Scenedesmus* são mais frequentes e abundantes quando se usa cargas médias e *Euglena* e *Chlamydomonas* em cargas altas, em sistemas tratando esgoto doméstico, em que há interação entre bactérias heterotróficas e algas, como é o caso de lagoas terciárias.

Durante o P2 houve diminuição da frequência de quase todas as algas, tanto na LFA quanto na LM, mostrando que a maioria dos gêneros foram afetados de forma negativa, quando ocorreu a sobrecarga orgânica. Para Llorens *et al.* (1993), a presença de diferentes comunidades fitoplanctônicas na depuração de efluentes por lagoas depende principalmente da carga orgânica. Quando a água é altamente poluída é possível, somente, o desenvolvimento de algumas espécies.

Em geral, a alta carga orgânica diminui a diversidade de espécies nas lagoas, conforme varios trabalhos (KÖNIG, 1984 *apud* SHILTON, 2005; KÖNIG *et al.* 1987; KÖNIG *et al.*, 1996); por isso as lagoas facultativas possuem menos gêneros de algas em relação às lagoas de maturação. Os gêneros flagelados são predominantes em condições de alta carga, porém as algas imóveis continuam presentes durante todo o estudo, mostrando a sua grande capacidade de competição com algas como a *Euglena* e a *Chlamydomonas*, já que esta tem condições de se mover ao longo da coluna d'água conforme as condições de luz e nutrientes.

Durante o P2, somente 4 gêneros de algas se mostraram resistentes, os quais foram: *Chlorella*, *Chloridella*, *Euglena* e *Chlamydomonas*. Estas algas apresentaram valores maiores que 50% de frequência na entrada da LFA, mesmo com sobrecarga orgânica e temperaturas baixas. Na LM somente *Chlorella* e *Chloridella* apresentaram valores de frequência maior que 50%, em todos os períodos, exceto no P3, onde a *Euglena* foi a segunda alga mais frequente.

Estudos efetuados por Mesplé *et al.* (1995), com lagoas de alta taxa tratando esgoto doméstico, relataram que os gêneros de algas predominantes no sistema variam conforme a estação do ano, e também com o Tempo de Detenção Hidráulica aplicado. Os gêneros mais frequentes foram: *Ankistrodesmus*; *Disctyosphora*; *Chlorella*; *Chloridella*; *Chloromonas*; *Coelastrum*; *Diatomaceas*; *Euglena*; *Olenkinia*; *Kirchneriella*; *Micractinium*; *Microcystis*; *Oocystis*; *Pediastrum* e *Scenedesmus*. Na lagoa com TDH variável, as algas mais frequentes no verão foram *Oocystis* e *Euglena*; já durante o inverno, a maior frequência foi observada em relação à *Chloromonas* e *Microcystis*. Na lagoa com TDH fixo em 8 dias houve maior frequência de *Oocystis* e *Microcystis* durante o verão e de *Chlorella* e *Chloromonas* durante o inverno.

As algas flageladas possuem uma diminuição da sua frequência em condições de baixa carga orgânica, isto foi verificado por Tejo *et al.* (1995), confirmando que algas, como a *Euglena*, estão bem adaptadas às condições de alta carga orgânica e principalmente alta carga amoniacal, já que esta alga utiliza exclusivamente amônia como fonte de nitrogênio. No presente estudo, a *Euglena* esteve em todos os períodos de monitoramento, com frequências semelhantes na LFA e na LM, porém em relação à abundância houve um aumento durante o P3, isto se deve provavelmente às condições de maior temperatura e fotoperíodo, favorecendo a sua proliferação.

4.6.3. Clorofila *a*

4.6.3.1 Estratificação Algal nas Lagoas

A estratificação algal pode ser observada nas Figuras 52 e 53, onde se fez a comparação da Clorofila *a* presente nos Efluentes (0,25m) da LFA e da LM e em diferentes profundidades (0,10m e 0,40m para a LFA; 0,10m e 0,30m para a LM).

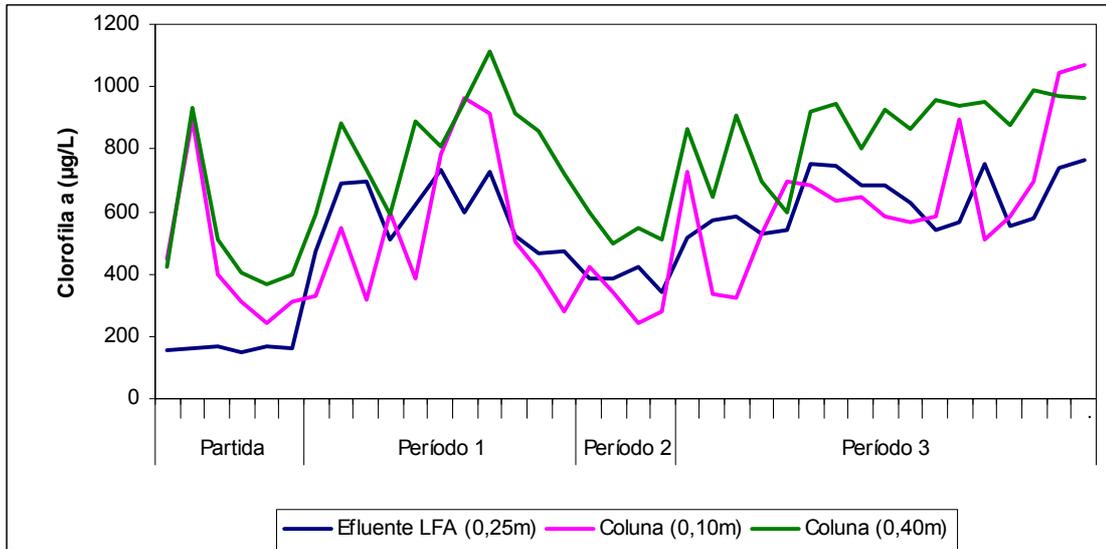


Figura 52. Comparação entre Clorofila *a* do efluente da LFA (0,25m) e na coluna d'água (0,10m e 0,40m).

Aplicando-se o ANOVA, para os dados da Figura 52, verificou-se que as concentrações de Clorofila *a* no Efl. LFA (0,25m) e na coluna (0,10m e 0,40m) tiveram diferenças significativas ($p=0,0$), ao nível de 5% de significância.

Como existiam diferenças significativas entre os valores de Clorofila *a* nas diferentes profundidades da coluna d'água da LFA, foi feito o teste de Tukey para se verificar entre quais estaria a maior variação (Tabela 35). O valor de Clorofila *a* na profundidade de 0,40m na LFA diferiu das outras duas, com valor médio mais elevado.

Tabela 35. Aplicação de Teste de Comparação de Médias (Tukey) para a Clorofila *a* ($\mu\text{g/L}$) na LFA, ao longo do monitoramento, nas diferentes profundidades.

LFA	Clorofila <i>a</i> ($\mu\text{g/L}$) - Valor Médio (ao longo do monitoramento, n=38)
Coluna (0,10m)	554 a
Canalização de saída (0,25m)	519 a
Coluna (0,40m)	765 b

Valores seguidos da mesma letra não diferem entre si, ao nível de 5% de significância pelo Teste de Tukey.

A mesma análise foi efetuada para a lagoa de maturação, o ANOVA mostrou que houve diferença significativa entre os valores de Clorofila *a* do Efl. LM e na Coluna a 0,10m e a 0,30m, $p=0,0$ ($\alpha = 0,05$) (Figura 53).

Pode-se então concluir, que ocorreu estratificação algal, ao longo da coluna d'água na LFA. Ao contrário do que foi observado no trabalho de Meneses *et al.* (2005), que estudaram as concentrações de Clorofila *a* em lagoa facultativa primária no nordeste brasileiro. Esses autores verificaram que não houve estratificação significativa na coluna d'água, principalmente nos primeiros 0,20m, com concentrações variando entre 1380 e 1678 $\mu\text{g/L}$. A lagoa se comportou com fluxo de mistura completa, devido à ação do vento, que é intenso na região de Natal, no Rio Gande do Norte.

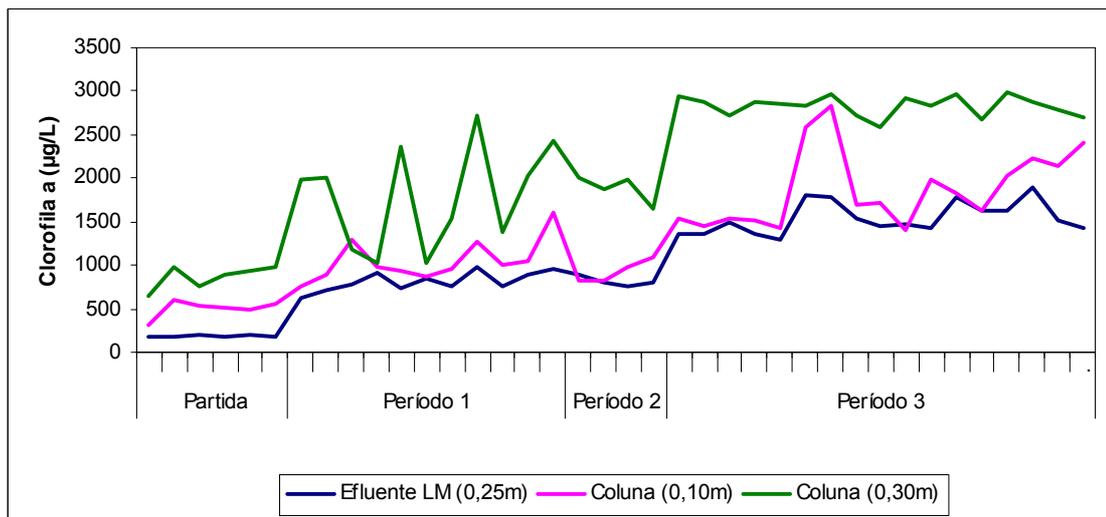


Figura 53. Comparação entre Clorofila *a* do efluente da LM (0,25m) e na coluna d'água (0,10m e 0,30m).

O teste de Tukey foi aplicado nas diferentes profundidades da coluna d'água da LM, para se verificar entre quais estaria a maior variação (Tabela 36). O valor de Clorofila *a* na profundidade de 0,30m na LM diferiu das outras duas, e apresentou valor médio mais elevado.

Tabela 36. Aplicação de Teste de Comparação de Médias (Tukey) para a Clorofila *a* ($\mu\text{g/L}$) na LM, ao longo do monitoramento, nas diferentes profundidades.

LM	Clorofila <i>a</i> ($\mu\text{g/L}$) - Valor Médio (ao longo do monitoramento, n=38)
Coluna (0,10m)	1325 a
Canalização de saída (0,25m)	1042 a
Coluna (0,30m)	2121 b

Valores seguidos da mesma letra não diferem entre si, ao nível de 5% de significância pelo Teste de Tukey.

Pode-se então concluir que houve estratificação algal, tanto na LFA quanto na LM, sendo que houve maior concentração de Clorofila *a* no estrato mais profundo, ou seja, de 0,40 m para a LFA e de 0,30m na LM. Isto se deve às condições de motilidade de algumas algas e também à sedimentação da biomassa.

Os valores de Clorofila *a* encontrados na saída da LM (1042 $\mu\text{g/L}$ a 0,25m) são inferiores àqueles encontrados por outros autores. Barthel *et al.* (2006), encontrou valores médios de Clorofila *a* de 1831 $\mu\text{g/L}$ em lagoa de maturação, e 2223 $\mu\text{g/L}$ em lagoa de alta taxa, tratando dejetos suínos. Os valores de Bassères (1990) foram mais altos, chegando a 2855 $\mu\text{g/L}$, em lagoas piloto tratando dejetos suínos, e Zimmo *et al.* (2002) obtiveram concentração de 270 a 2390 $\mu\text{g/L}$ em lagoas com algas, sendo que os valores mais elevados coincidiram com com altas concentrações de OD e pH.

As algas não sedimentam com facilidade devido ao seu pequeno tamanho (*Chlorella sp.*), à sua condição de motilidade (*Euglena sp.*) ou flotação (*Oscillatoria sp.*). Entretanto, em lagoas com condições de alto pH e elevada temperatura pode ocorrer a formação de flocos de algas e bactérias (autofloculação) promovendo condições ideais para a sedimentação (NURDOGAN e OSWALD, 1995). No presente estudo, os valores de pH foram superiores a 8,0, proporcionando esta condição de sedimentação.

A estratificação algal ocorre principalmente nas lagoas facultativas, onde ocorre condições de maior turbidez, em que há limitação da penetração dos raios solares. Em certas horas do dia as algas podem se localizar nos primeiros 15-20cm na coluna d'água podendo se ampliar e aparecer multi-estratos de Clorofila *a*. Espécies de algas flageladas normalmente são responsáveis pelo aumento da Clorofila *a* no estrato mais superficial, e também pela movimentação ao longo da coluna, o que promove mudanças na infiltração da luz no meio

líquido (os raios solares penetram em uma profundidade máxima de 40cm). Na lagoa de maturação a estratificação é menos pronunciada, já que possui menos turbidez e os raios solares são capazes de infiltra-se por até 60 cm no meio líquido (PEARSON, 2005).

Na LFA e na LM houve estratificação, já que a concentração de sólidos em suspensão foi alta nas duas lagoas, além disso, as algas flageladas somente estiveram presentes em quantidade mais expressiva durante o Período 3, proporcionando uma possível mistura da coluna d'água proveniente de sua motilidade.

A estratificação algal, particularmente nas lagoas facultativas, pode ocasionar uma grande diferenças na qualidade do efluente durante as horas do dia, isto depende da posição que as algas se encontram, em relação ao posicionamento da canalização de saída (PEARSON e KÖNIG, 1986). No caso das lagoas facultativas é indicado que a tubulação de saída seja instalada abaixo de 50cm (em relação à superfície), para que fique fora do estrato com maior concentração de algas, já que esta carga de sólidos poderá prejudicar o funcionamento da lagoa de maturação que vier em seguida.

No presente estudo a canalização de saída dos efluentes localizava-se a 0,25m da superfície, e possuía uma concentração de Clorofila *a* inferior àquelas encontradas nos outros estratos estudados, esta condição evita a perda total de biomassa algal e produz um efluente de melhor qualidade.

4.6.3.2 Relação da Clorofila *a* com a Radiação Solar

Nas Figuras 54 e 55 se observa a variação da Clorofila *a*, nos diferentes meses, ao longo do monitoramento, para o Efl. LFA e Efl. LM, respectivamente.

Tanto no Efl.LFA quanto no Efl. LM pode-se verificar que durante a Partida, as concentrações de Clorofila *a* foram bem inferiores àquelas encontradas nos outros períodos de monitoramento. Isto se deve às condições de diluição inicial do efluente com a água do rio.

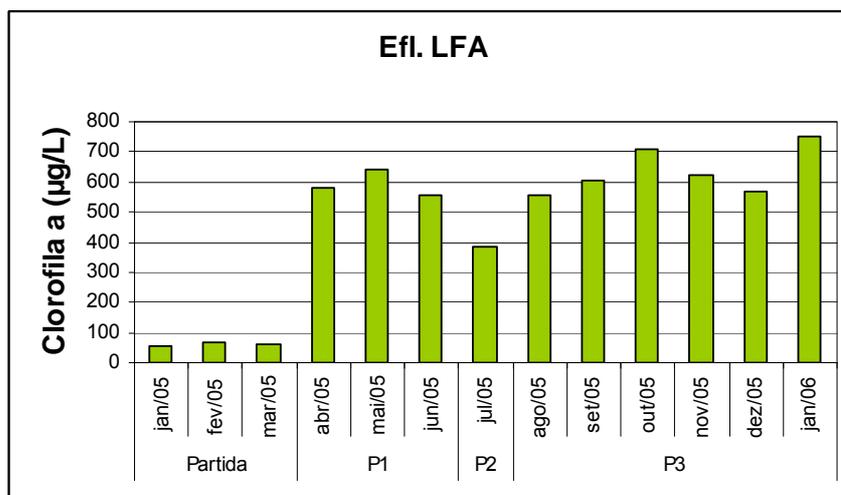


Figura 54. Valores médios mensais de Clorofila *a* (µg/L) nos períodos de monitoramento (Efl. LFA)

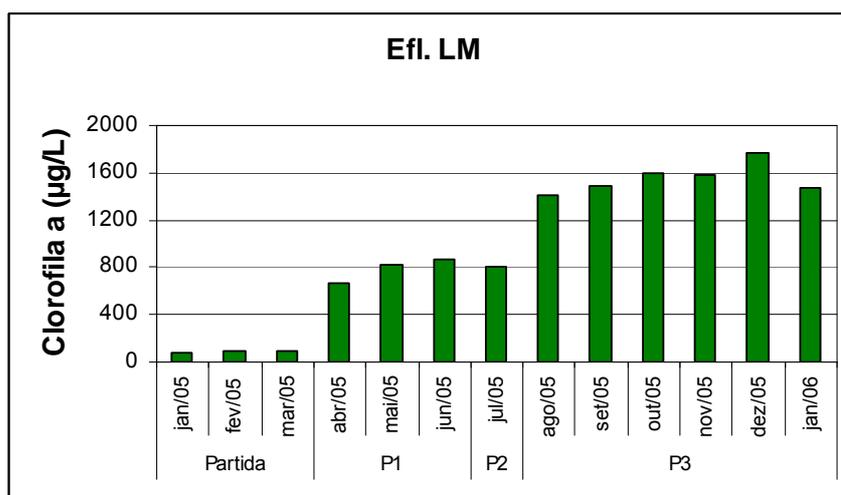


Figura 55. Valores médios mensais de Clorofila *a* (µg/L) nos períodos de monitoramento (Efl. LM)

Após o Período 1, houve aumento significativo na biomassa algal na LFA e na LM, ocorrendo uma queda durante o P2, ou seja, durante o mês de julho de 2005, quando houve a sobrecarga orgânica e a ocorrência das menores temperaturas registradas ao longo do monitoramento. Além disso, se verifica que nos meses mais frios (entre maio e outubro) ocorreram os menores valores de radiação solar, a radiação acumulada de junho foi a mais baixa (5580 W/m².mês), como mostra a Figura 56.

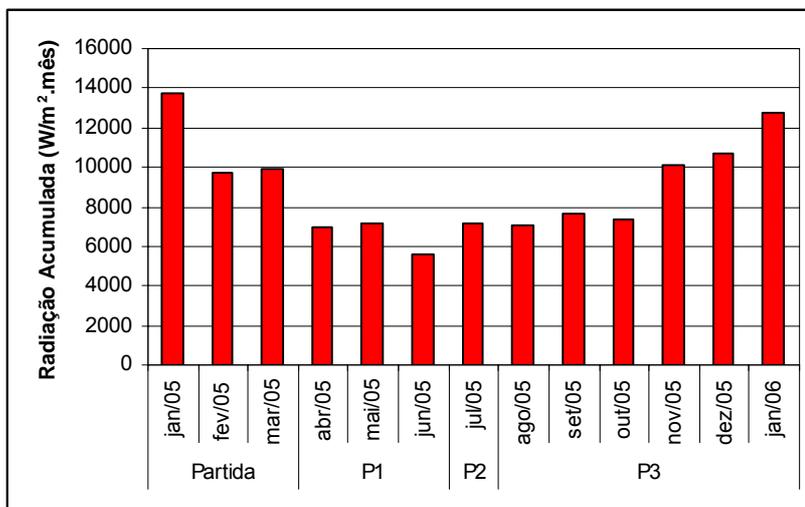


Figura 56. Valores de Radiação Solar ($W/m^2.mês$) incidente durante os diferentes períodos de monitoramento.

Fonte: Estação Meteorológica de Urussanga. EPAGRI, 2006.

Os dados de chuva acumulada (mm) são apresentados na Figura 57. Verifica-se que nos meses de junho e julho de 2005 ocorreram os menores valores de precipitação acumulada mensal. Isto pode justificar a manutenção da condição de sobrecarga orgânica durante todo o mês de julho (Período 2), já que não havia condições para a diluição do efluente com a água da chuva, o que prejudicou a proliferação algal. Segundo Sambuco *et al.* (2002), o desenvolvimento de organismos fotossintetizantes está inversamente relacionado à carga orgânica, e conseqüentemente ao aumento da turbidez e da amônia.

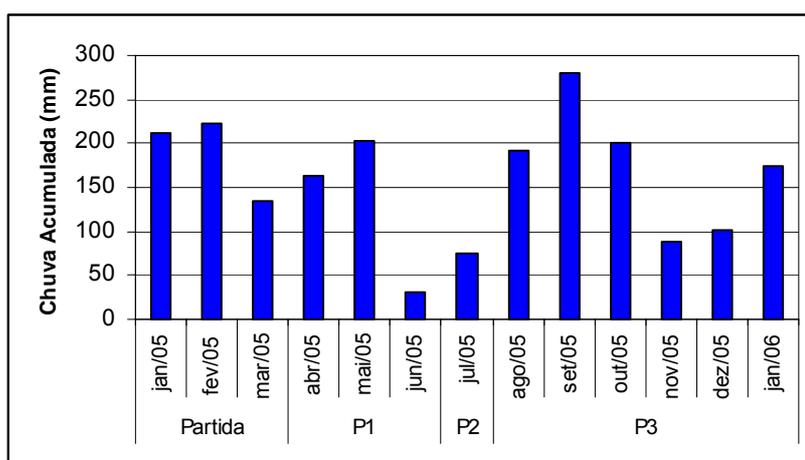


Figura 57. Valores de Chuva Acumulada (mm) incidente durante os diferentes períodos de monitoramento.

Fonte: Estação Meteorológica de Urussanga. EPAGRI, 2006.

Conclui-se que a queda nos valores de Clorofila *a* durante o P2 ocorreu devido à interação entre vários fatores, ou seja, a sobrecarga orgânica no sistema; a radiação solar e a temperatura mais baixas; e a precipitação mensal abaixo da média, o que prejudicou a diluição do efluente com concentrações de matéria orgânica e nutrientes superiores àquelas encontradas ao longo do ano.

Na Figura 58 observa-se a correlação entre os valores médios mensais de Clorofila *a* ($\mu\text{g/L}$) no Efl. LFA e Efl. LM e os valores acumulados mensais de Radiação Solar ($\text{W/m}^2 \cdot \text{mês}$).

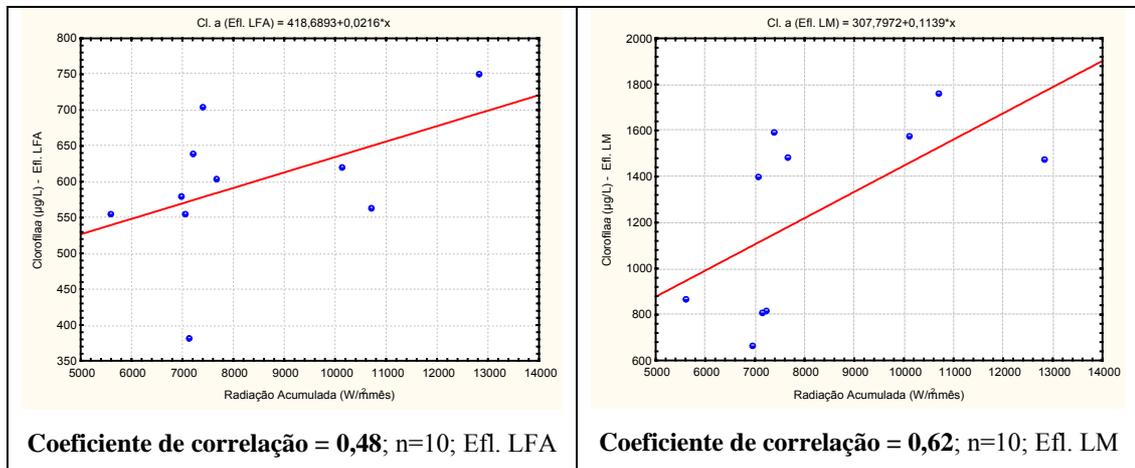


Figura 58. Correlação entre Radiação solar acumulada ($\text{W/m}^2 \cdot \text{mês}$) x Clorofila *a* ($\mu\text{g/L}$) no Efl. LFA e no Efl. LM.

Verifica-se que ocorreu uma correlação positiva, porém fraca, entre a Clorofila *a* e a radiação solar. Foram considerados os Períodos 1 a 3, pois os valores de Clorofila *a* durante a Partida eram muito baixos, devido à diluição inicial.

A correlação foi mais acentuada no Efl. LM ($R^2=0,62$) do que no Efl. LFA ($R^2=0,48$), mostrando que os efeitos da radiação solar na proliferação algal variam conforme o tipo de lagoa estudada.

De forma geral, há um aumento da população algal quando a radiação é mais acentuada, porém existem outros fatores que interferem na abundância algal no sistema aquático, como pH, OD, temperatura e carga orgânica (ATHAYDE *et al.*, 2000).

4.6.3.3 Relação da Clorofila *a* com a Matéria Orgânica

Correlação entre Carga Aplicada de DBO (Kg/ha.dia) x Clorofila *a* ($\mu\text{g/L}$)

O efeito da carga orgânica superficial (kgDBO₅/ha.dia) nos valores de Clorofila *a* ($\mu\text{g/L}$) do Efl. LFA e do Efl. LM são mostrados na Figura 59. Esta correlação mostra o efeito da variação da carga orgânica aplicada no crescimento e sobrevivência da biomassa algal nas lagoas.

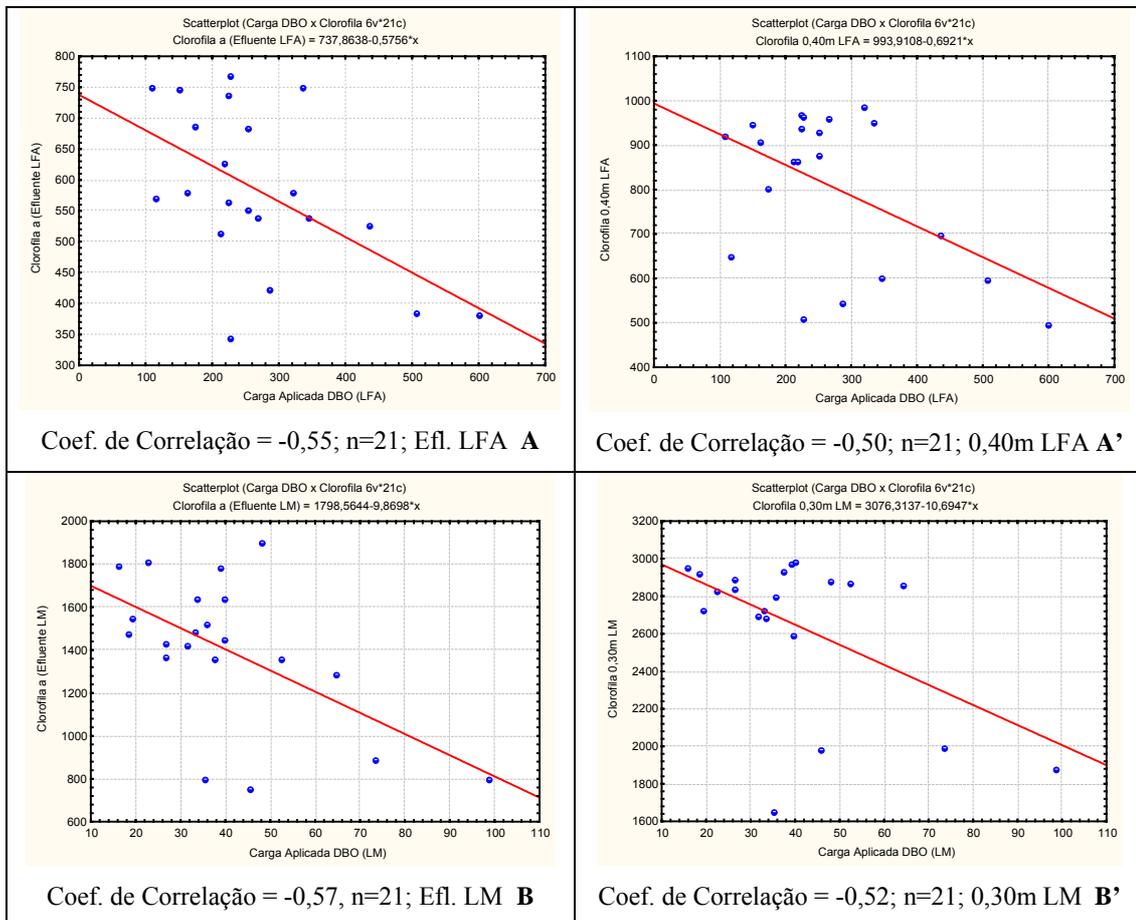


Figura 59. Correlação entre Carga de DBO (Kg/ha.dia) x Clorofila *a* ($\mu\text{g/L}$) na LFA (A e A') e LM (B e B').

Verifica-se uma correlação negativa entre carga aplicada e Clorofila *a*, isto é, quando a carga aplicada aumentou houve diminuição da concentração de Clorofila *a* na coluna d'água.

A Lagoa de Maturação foi mais afetada pela sobrecarga orgânica, isto pode ser observado pela correlação negativa mais acentuada ($R^2 = -0,57$) no Efl. LM (0,25m) do que no estrato mais

profundo (0,30m), que obteve coeficiente de correlação de -0,52, mostrando que houve maior impacto na camada mais superficial.

Existe, portanto, uma relação inversa entre a carga orgânica aplicada e a concentração de biomassa algal, em lagoas facultativas (König, 1984 *apud* SHILTON, 2005). Neste estudo foi constatado que, sob condições de sobrecarga orgânica, se ocorrer a redução da Clorofila *a* a níveis menores que 300µg/L, existe o risco da lagoa facultativa se tornar anóxica, ocorrendo a ausência de oxigênio livre na massa líquida. Concluindo-se que a carga máxima, para a lagoa facultativa permanecer nas suas condições ideais de operação, é de 400kg DBO/ha.dia em temperatura de 24°C, isto também foi sugerido por Mara *et al.* (1992) e Yanez (1984).

Athayde (2001 *apud* SHILTON, 2005) também observou uma diminuição da biomassa algal, quando foram aplicadas cargas orgânicas maiores em uma lagoa facultativa, sendo este impacto maior na superfície da lagoa do que nas camadas mais profundas. Uma correlação negativa maior, na superfície da lagoa nos níveis sub-superficiais da coluna d'água, pode ser explicado pelo predomínio de algas flageladas, sob condições de alta carga orgânica. Estes gêneros, como a *Chlamydomonas*, se movimentam ao longo da coluna d'água e tendem à ficar na superfície durante as horas de sol.

Sambuco *et al.* (2002), em um experimento com fluxo pistão (step-fed), relatam que as lagoas facultativas que receberam maior carga orgânica (812 e 4665 kg DBO/ha.dia) apresentaram menores concentrações de Clorofila *a* (333 e 506 µg/L, respectivamente) que as lagoas tradicionais (200 a 300 kg DBO/ha.dia; e 1000 µg/L de Clorofila *a*). Nessas lagoas, com elevada carga orgânica, a produção de biomassa bacteriana foi 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 DBO/ha.dia, foi em média 489 µg/L.

Mara e Pearson (1986) encontraram valores de Clorofila *a* de 1000 µg/L, em lagoa facultativa com cargas aplicadas entre 100 e 200 kg DBO/ha.dia. Para a LFA, o valor de Clorofila *a*, entre as cargas de 100 e 200 kg DBO/ha.dia (conforme Figura 61 A e A'), é de ~650 µg/L no Efl. LFA (0,25m de profundidade) e de ~900 µg/L na profundidade de 0,40m.

Correlação entre DQO total (mg/L) x Clorofila *a* (µg/L)

Segundo Pearson (2005), o efluente final de lagoas em série contém freqüentemente altas concentrações de algas (>500 µg/L de Clorofila *a*), e estas algas podem fazer parte da DBO₅ total e dos sólidos suspensos. Dessa forma, optou-se por verificar a correlação entre a concentração de DQO total e de Clorofila *a*, cujos resultados são apresentados na Figura 60.

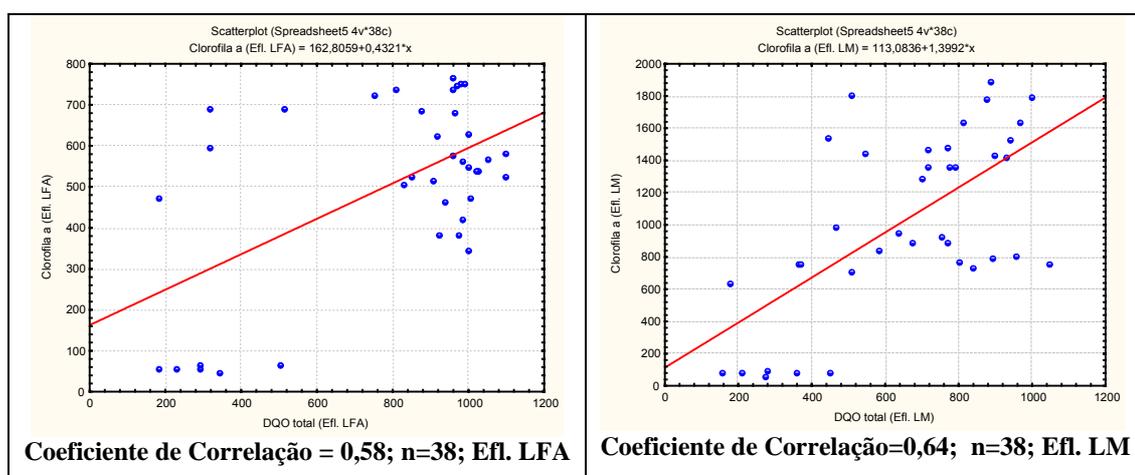


Figura 60. Correlação entre DQO total (mg/L) x Clorofila *a* (µg/L) no Efl. LFA e no Efl. LM.

Pode-se verificar nestes gráficos, uma correlação positiva entre a DQO total no Efluente e a Clorofila *a*, nas duas lagoas estudadas. A correlação na LM foi maior ($R^2=0,64$) e menos acentuada na LFA ($R^2=0,58$), isto se deve à maior predominância de algas na LM em relação à LFA.

Uma relação linear foi demonstrada por Pearson e König (1986) entre Clorofila *a* e a DQO total, em que 1 mg de Clorofila *a* é equivalente a 300 mg de DQO no efluente das lagoas, porém este valor pode variar conforme o gênero de algas predominantes no sistema.

Houve uma equivalência de 1 mg de Clorofila *a* para cada 1938 mg de DQO total no Efl. LFA e de 604 mg de DQO total no Efl. LM. Isto mostra que as algas tiveram uma participação bem inferior na DQO total do que no experimento de Pearson e König (1986), provavelmente pela presença de uma quantidade considerável de sólidos fixos e biomassa bacteriana no efluente final.

4.6.4 Distribuição Horizontal da Biomassa Algal nas Lagoas

O software SURFER 8.0 foi usado para mostrar a distribuição da biomassa algal na LFA e na LM (Figuras 61 a 71). Foram utilizados valores médios de Clorofila *a*, conforme período de monitoramento (Partida, P1, P2 e P3), profundidade na coluna d'água (0,10m e 0,40m para a LFA; 0,10m e 0,30m para a LM), local de coleta (6 pontos equidistantes próximo ao talude e entrada e saída, de cada lagoa) e horário de coleta (manhã e tarde).

4.6.4.1 Lagoa Facultativa Aerada

A distribuição horizontal de Clorofila *a* na LFA, para os períodos de estudo, são apresentados nas Figuras 61 a 68. Os períodos de monitoramento (Partida, P1, P2 e P3) são caracterizados pela variação da biomassa algal, tanto na distribuição horizontal quanto na coluna d'água, e nos períodos da manhã e da tarde.

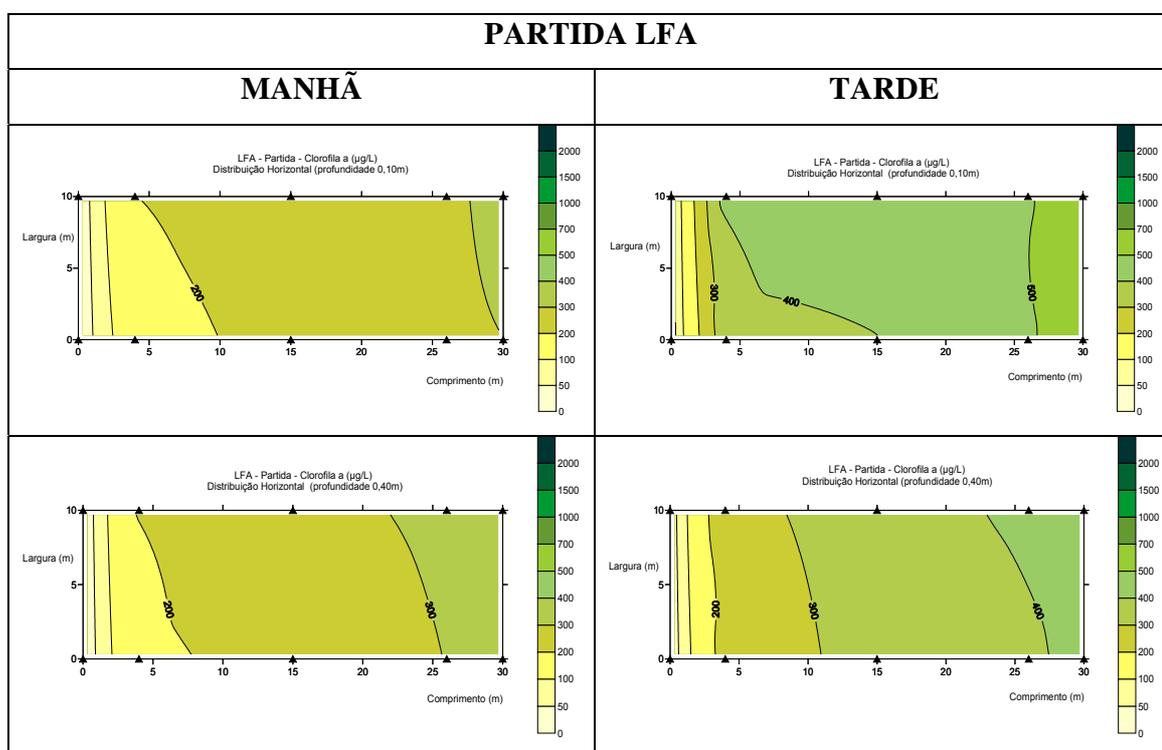


Figura 61. Distribuição horizontal da biomassa algal (Clorofila *a*) na LFA durante a Partida.

Na LFA durante a Partida (Figura 61), ocorreram as menores concentrações de Clorofila *a*, devido à diluição inicial do efluente com água do rio, porém já se percebe uma tendência de estratificação e motilidade da biomassa algal conforme a hora do dia na coluna d'água, porém as algas predominantes durante a Partida foram a *Chlorella* e a *Chloridella*. Os valores de Clorofila *a* ficaram entre 500 e 700 µg/L durante à tarde e próximo da saída da lagoa na profundidade de 0,10m. Nesse período ocorreram temperaturas mais elevadas e é caracterizado por um maior fotoperíodo (janeiro a março de 2005), isto justifica a prevalência da biomassa algal na superfície da lagoa no período da tarde.

De forma geral, a distribuição horizontal da biomassa foi mais homogênea durante a Partida, do que nos períodos posteriores, isto se deve às condições ambientais (menor amplitude térmica) e menor carga aplicada e turbidez, o que favoreceu o pleno desenvolvimento das algas na LFA.

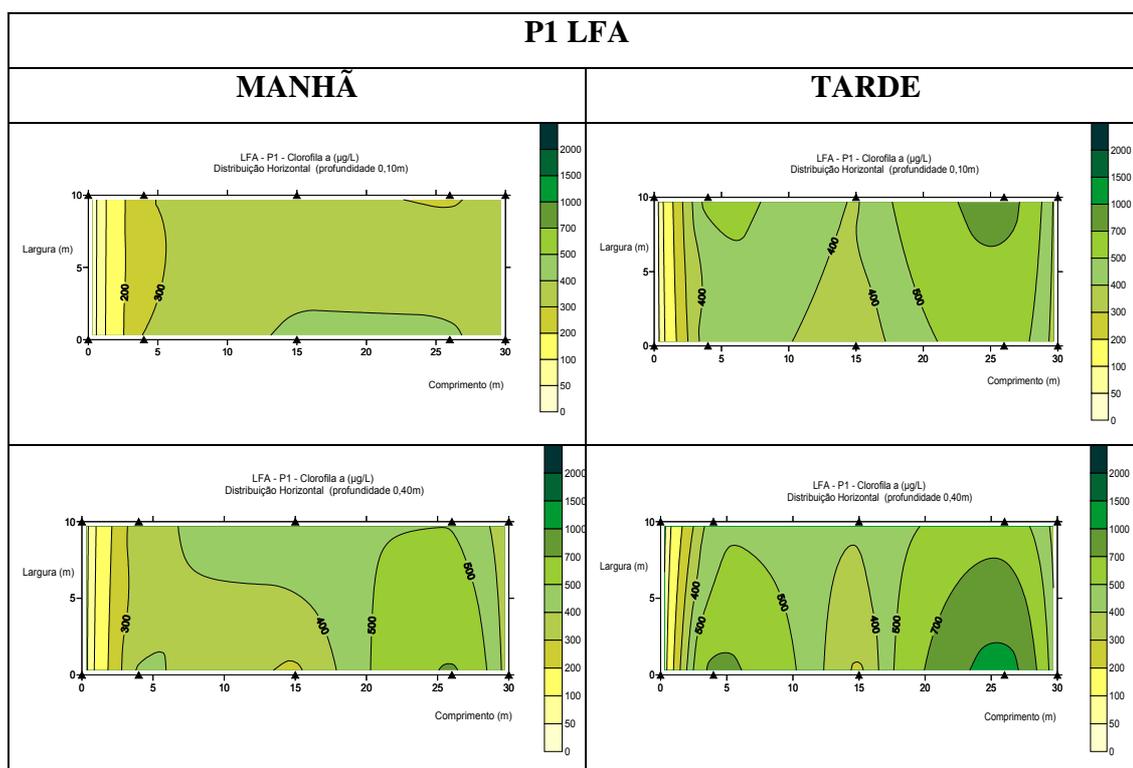


Figura 62. Distribuição horizontal da biomassa algal (Clorofila *a*) na LFA durante o Período 1.

Durante o P1 (Figura 62) a estratificação se mostrou mais acentuada, sendo que os valores de maior concentração de Clorofila *a* foram encontrados à tarde e na profundidade de 0,40m, permanecendo na faixa de 1000 a 1500 µg/L em um ponto próximo à saída da LFA. Isto mostra que houve uma grande expansão populacional das algas após o período de Partida (3,58E+04 cél/mL, no Efl. LFA), e uma estabilização desta biomassa durante o P1 (3,61+06 cél/mL, no Efl. LFA)

A tendência de localização horizontal da biomassa algal foi semelhante ao encontrado durante a Partida, mesmo com o aumento da carga orgânica aplicada e da oscilação das condições climáticas no P1 (abril a junho de 2005), em que houve diminuição da temperatura e maior amplitude térmica.

Os valores de Clorofila *a* variaram bastante com a profundidade e também com o horário da coleta, mostrando a grande motilidade da biomassa algal neste período de monitoramento, devendo-se tanto à presença de algas flageladas (*Euglena*, *Chlamydomonas*) quanto à ação dos ventos na região, que provocam o arraste horizontal das algas e também a mistura na coluna d'água.

O vento incidente nas lagoas tem a direção NE→SO, o que coincide com a direção de entrada→saída das lagoas, justificando porque a biomassa algal, de forma geral, tende a ficar próximo da saída das lagoas.

O P2 foi o período em que houve a sobrecarga orgânica (Figura 63), foi o mês mais frio do ano, quando ocorreram os menores valores de radiação acumulada (julho de 2005) e houve a maior estratificação durante todo o monitoramento, ocorrendo picos de concentração de Clorofila *a* durante à tarde e na superfície (0,10m), chegando a valores maiores que 2000 µg/L.

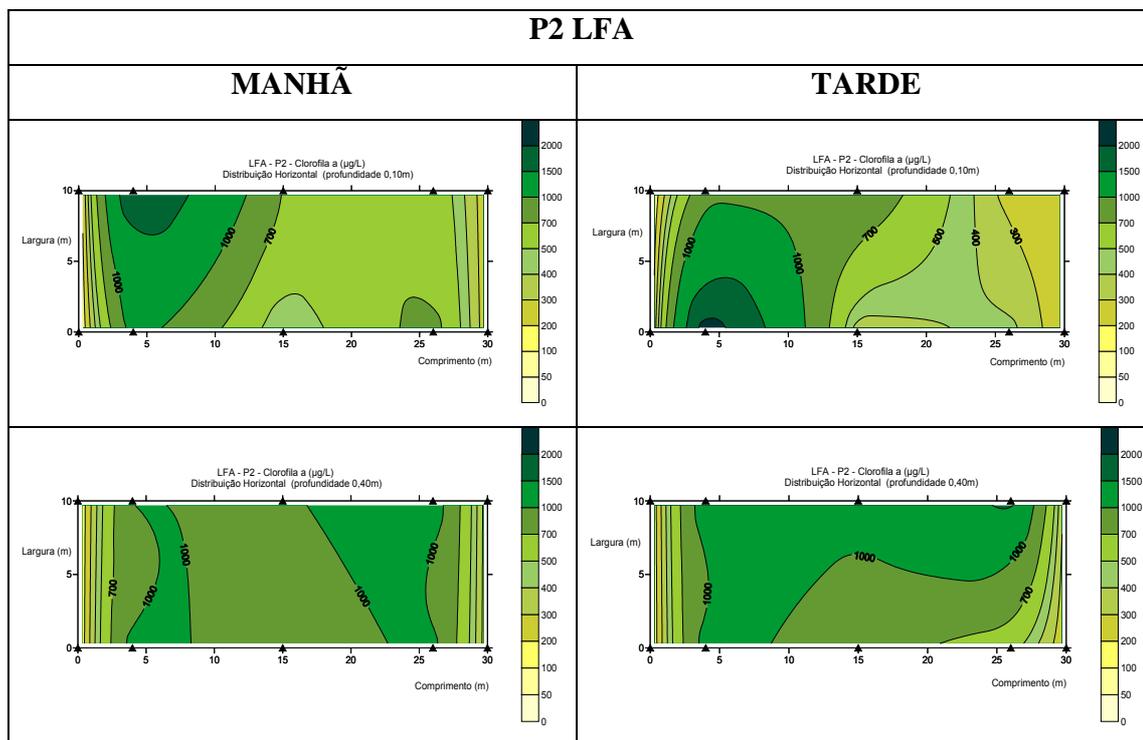


Figura 63. Distribuição horizontal da biomassa algal (Clorofila *a*) na LFA durante o Período 2.

De forma geral, houve uma inversão na localização horizontal da biomassa algal, ficando mais concentrada próxima à entrada da LFA, isto ocorreu, provavelmente, pela variação da direção do vento predominante neste período do ano, porém não foi feita medições de forma continuada. As maiores ocorrências populacionais ocorreram à tarde, assim como ocorreu durante a Partida e o P1.

Comparando-se a distribuição horizontal a 0,10 m e a 0,40 m, verifica-se uma maior variação na concentração da superfície, e concentrações mais homogêneas na camada mais profunda, isto se deve à ação do vento na superfície e também à presença de algas com capacidade de motilidade (*Euglena*, *Chlamydomonas*), conforme as condições de radiação. Nas camadas mais profundas há menor variação de penetração de luz e também menor ação dos ventos.

Conforme a Figura 64, a estratificação da LFA durante o P3 foi menos evidente do que no P2, a tendência de maiores concentrações de Clorofila *a* à tarde e na camada mais profunda foi mantida, como nos outros períodos, alcançando valores acima de 2000 $\mu\text{g/L}$ em um ponto localizado próximo da saída.

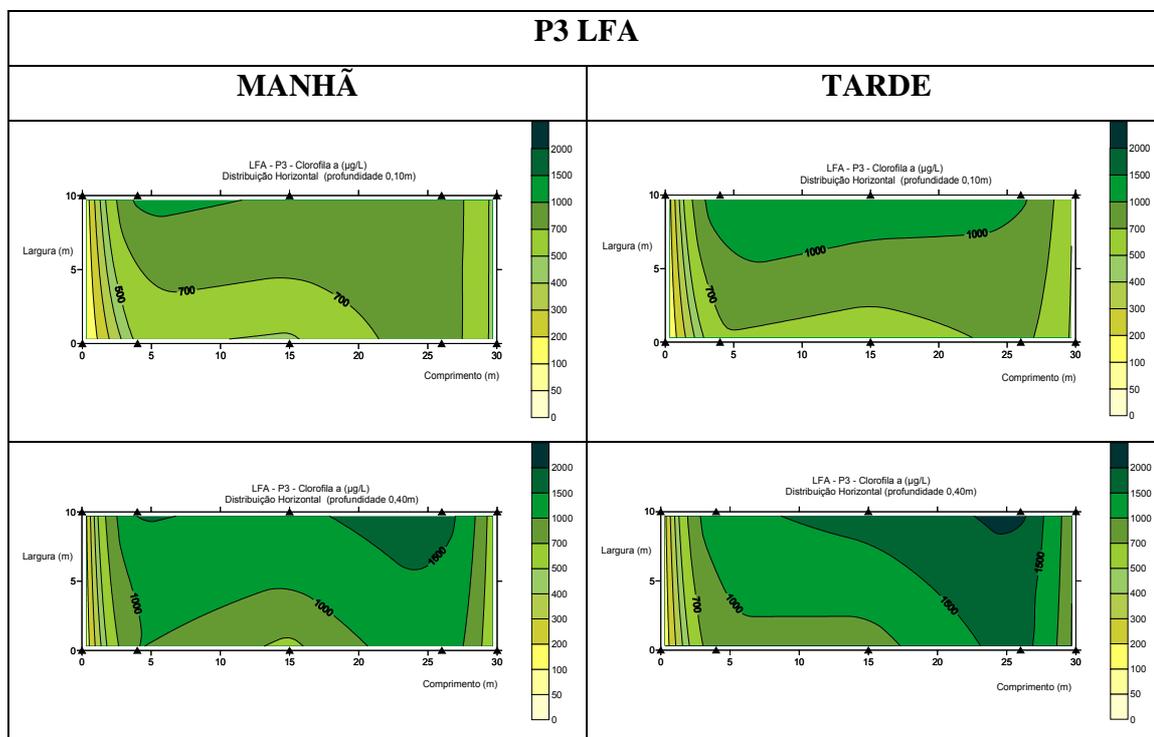


Figura 64. Distribuição horizontal da biomassa algal (Clorofila *a*) na LFA durante o Período 3.

O fato de ocorrer maior concentração de algas na saída da lagoa não foi prejudicial, já que a canalização de saída está a 0,25m, acima da profundidade de 0,40m, correspondente a um estrato da coluna d'água de efluente mais clarificado, conforme já foi discutido anteriormente, no item 4.5.3.1.

4.6.4.2 Lagoa de Maturação

Houve pouca estratificação na LM durante a Partida (Figura 65), com concentrações mais baixas de Clorofila *a*, alcançando valores máximos na faixa de 700 a 1000 µg/L com pouca variação na distribuição horizontal, e também caracterizando a homogeneidade da coluna d'água.

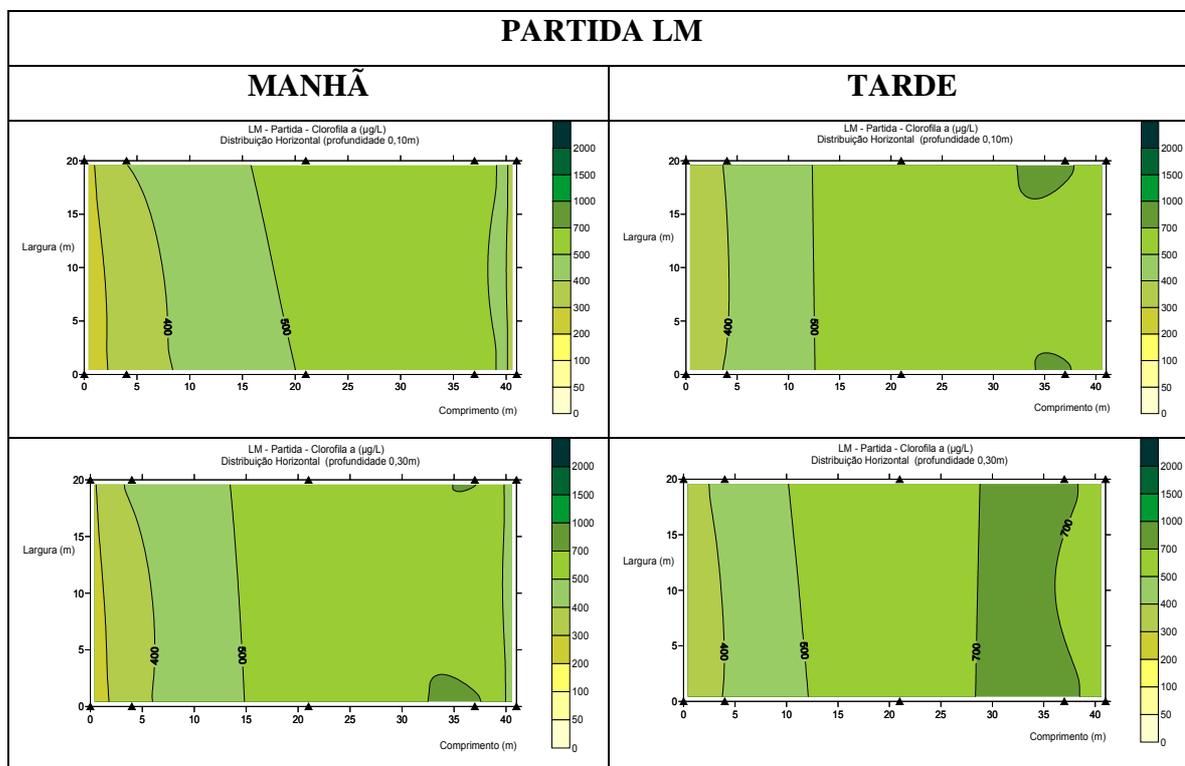


Figura 65. Distribuição horizontal da biomassa algal (Clorofila *a*) na LM durante a Partida.

A tendência encontrada na LFA também ocorreu na LM, onde os valores de pico estão localizados nas amostras da tarde e na profundidade de 0,30m.

Além disso a localização da biomassa algal predominou na saída da LM, assim como ocorreu na LFA, isto porque as duas lagoas foram construídas com fluxo na mesma direção e sofrem a mesma ação dos ventos predominantes, com arraste das algas.

Na Figura 66 fica evidente o aumento da concentração da biomassa algal a partir do P1, com uma área maior apresentando valores de Clorofila *a* acima de 2000 $\mu\text{g/L}$, principalmente a tarde e na profundidade de 0,30m.

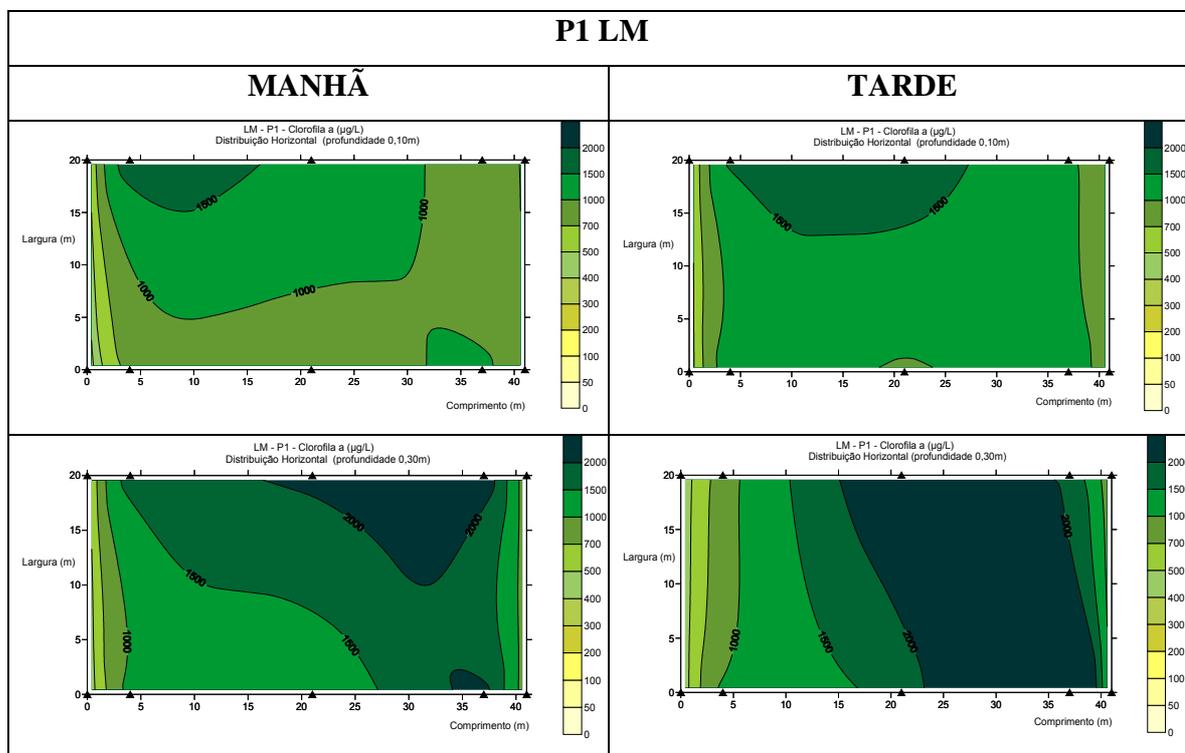


Figura 66. Distribuição horizontal da biomassa algal (Clorofila *a*) na LM durante o Período 1.

Na superfície (0,10m), a distribuição horizontal se mostrou mais homogênea, com pouca variação, tanto de manhã quanto à tarde, ficando na faixa entre 700 e 1000 $\mu\text{g/L}$. Isto se deve provavelmente ao menor efeito do vento e presença de algas sem motilidade (*Chlorella sp.* e *Chloridella sp.*), que permanecem em um mesmo estrato independente da condição de radiação solar.

Na profundidade de 0,30m houve maior variação na distribuição horizontal, com grande diferença de concentração de Clorofila *a*, sendo de 400 $\mu\text{g/L}$ próximo da entrada da LM e acima de 2000 $\mu\text{g/L}$ próximo da saída.

Durante o P2 (Figura 67) houve uma grande variação de Clorofila *a*, na distribuição horizontal da LM. As variações entre a manhã e a tarde não foram tão evidentes como nos outros períodos, as concentrações mostraram-se mais homogêneas e com concentrações mais elevadas no período vespertino. As maiores concentrações (acima de 2000 $\mu\text{g/L}$) ficaram no meio da lagoa, devido provavelmente ao vento incidente neste período do ano, o qual não foi medido. Neste período, a população algal alcançou valor máximo de $4,03\text{E}+06$ cél/mL, no Efl. LM.

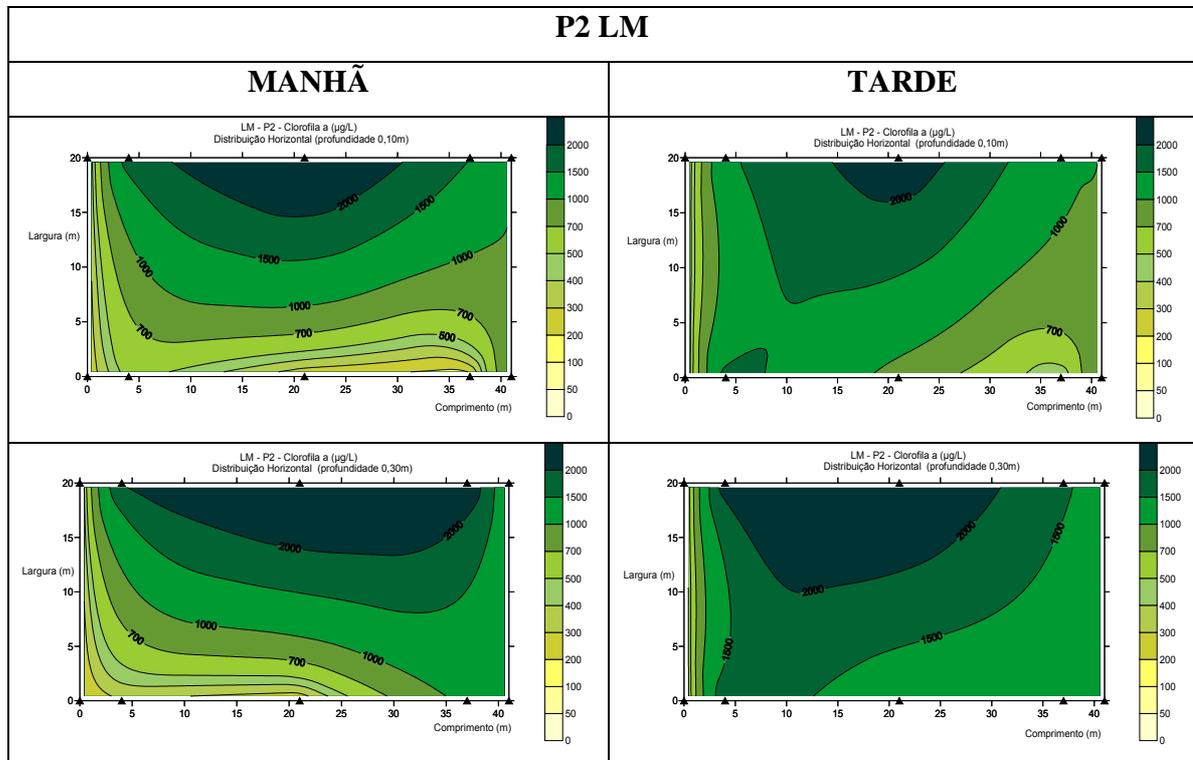


Figura 67. Distribuição horizontal da biomassa algal (Clorofila *a*) na LM durante o Período 2.

Nota-se, na Figura 20, que a presença de biomassa algal foi menor próximo da saída da LM, independente do horário da coleta e também da profundidade. Esta condição é desejável, já que o efluente final se apresenta mais clarificado e com menor carga algal.

Houve menor diferença entre as concentrações de Clorofila *a* entre os estratos de 0,10m e de 0,30 m, com uma variação horizontal semelhante nas duas profundidades, em comparação aos outros períodos. Mesmo assim, foi evidenciada uma tendência de aumento da concentração, nos estratos mais profundos.

Durante o P3 (Figura 68) houve uma inversão, já que foi evidente a presença de maior quantidade de algas durante a manhã do que à tarde. Isto deve à variação dos gêneros de algas presentes na LM, sendo que houve uma maior abundância e frequência de *Euglena* e *Chlamydomonas*, as quais possuem flagelos.

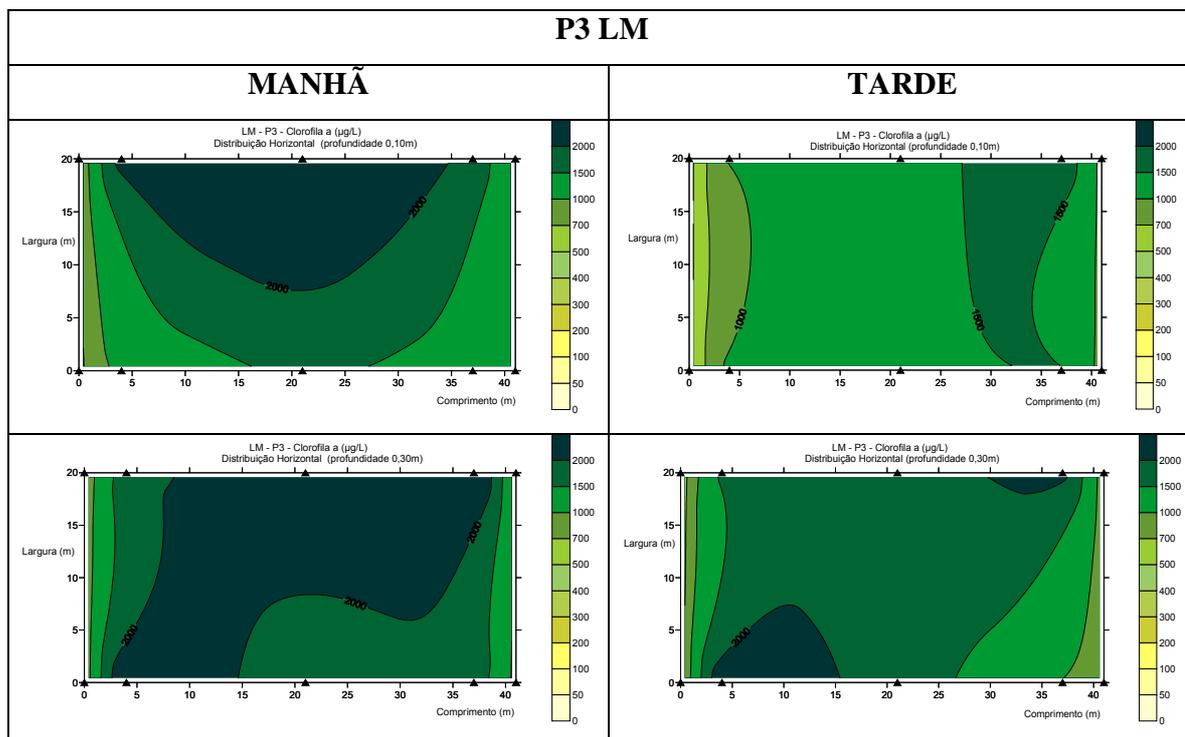


Figura 68. Distribuição horizontal da biomassa algal (Clorofila *a*) na LM durante o Período 3.

Algas como a *Euglena sp.*, tendem a se movimentar ao longo da coluna, permanecendo na superfície durante as horas de maior insolação e se deslocando para o fundo da lagoa nos períodos de menor intensidade luminosa, ou ainda quando as condições de temperatura não são adequadas (KÖNIG *et al.*, 1987).

No P3 também evidenciou-se que existe concentrações maiores de Clorofila *a* no estrato de 0,30m do que no de 0,10m, fato este que foi predominante durante todo o monitoramento. A canalização de saída foi instalada a 25cm da superfície, favorecendo assim a qualidade do efluente final em relação à coluna d'água, o qual possui menor quantidade de biomassa algal em suspensão.

4.6.4.3. Síntese da Distribuição Horizontal

-Pode verificar que, de forma geral, houve maior concentração de Clorofila *a* durante a tarde e nos estratos mais profundos, tanto para a LFA quanto para a LM. Houve uma inversão durante o Período 3 na LM, em que as maiores concentrações foram encontradas pela manhã. Esta variação se deve à diferença de abundância dos gêneros de algas encontrados ao longo do monitoramento.

- A biomassa algal ficou localizada mais próximo à canalização da saída das lagoas, isto ocorreu pela ação do vento predominante (NE→SO), que coincide com o fluxo afluente→efluente. Esta condição não é muito favorável, pois aumenta a concentração de Clorofila *a* no efluente final da LM, o que caracteriza um aporte desnecessário de biomassa algal para o sistema posterior de tratamento (filtro de pedras).

No estudo de Meneses *et al.* (2005), foi verificado que a ação do vento, em lagoa facultativa primária, provoca a homogeneização da coluna d'água, não ocorrendo a estratificação. Além disso, ocorreu uma diminuição da atividade microbiana, necessária ao consumo de matéria orgânica, atingindo valores de eficiência de remoção de 50%, abaixo do esperado. A condição de mistura também aumentou a concentração média de Clorofila *a*, comparando-se com uma lagoa facultativa estratificada e recebendo a mesma carga orgânica, e favoreceu a proliferação de algas sem motilidade (*Chlorella* e Diatomáceas penadas), as quais foram dominantes em toda a coluna d'água.

4.7 Avaliação Nictemeral (coletas horárias)

A avaliação nictemeral teve como objetivo a caracterização de três perfis horários na Lagoa Facultativa Aerada e Lagoa de Maturação, em diferentes meses: julho de 2005; dezembro de 2005 e abril de 2006. As datas foram escolhidas conforme as condições de operação e capacidade de análise laboratorial. Julho de 2005 coincidiu com o Período 2, em que houve a sobrecarga orgânica, dezembro de 2005 foi caracterizado pela estabilização do sistema (Período 3) e abril de 2006 foi escolhido para complementar os dados, já que o período de monitoramento já havia sido finalizado. Além disso, as condições ambientais em abril/06 eram distintas daquelas encontradas em dezembro/05, apresentando temperaturas mais amenas e valores menores de radiação.

As variáveis foram avaliadas por 24 horas, em intervalos de 3 horas. Os pontos de coletas foram: entrada e saída das lagoas, em diferentes profundidades (0,10m e 0,40m na LFA; 0,10m e 0,30m na LM), conforme descrito no item 3.6.1.

4.7.1. Radiação, Temperatura, pH, OD, Clorofila *a*

4.7.1.1. Radiação Solar

A radiação solar incidente durante os dias de coleta nictemeral (julho/2005; dezembro/2005 e abril/2006) são apresentados na Figura 69, que mostra que houve variação sazonal e horária.

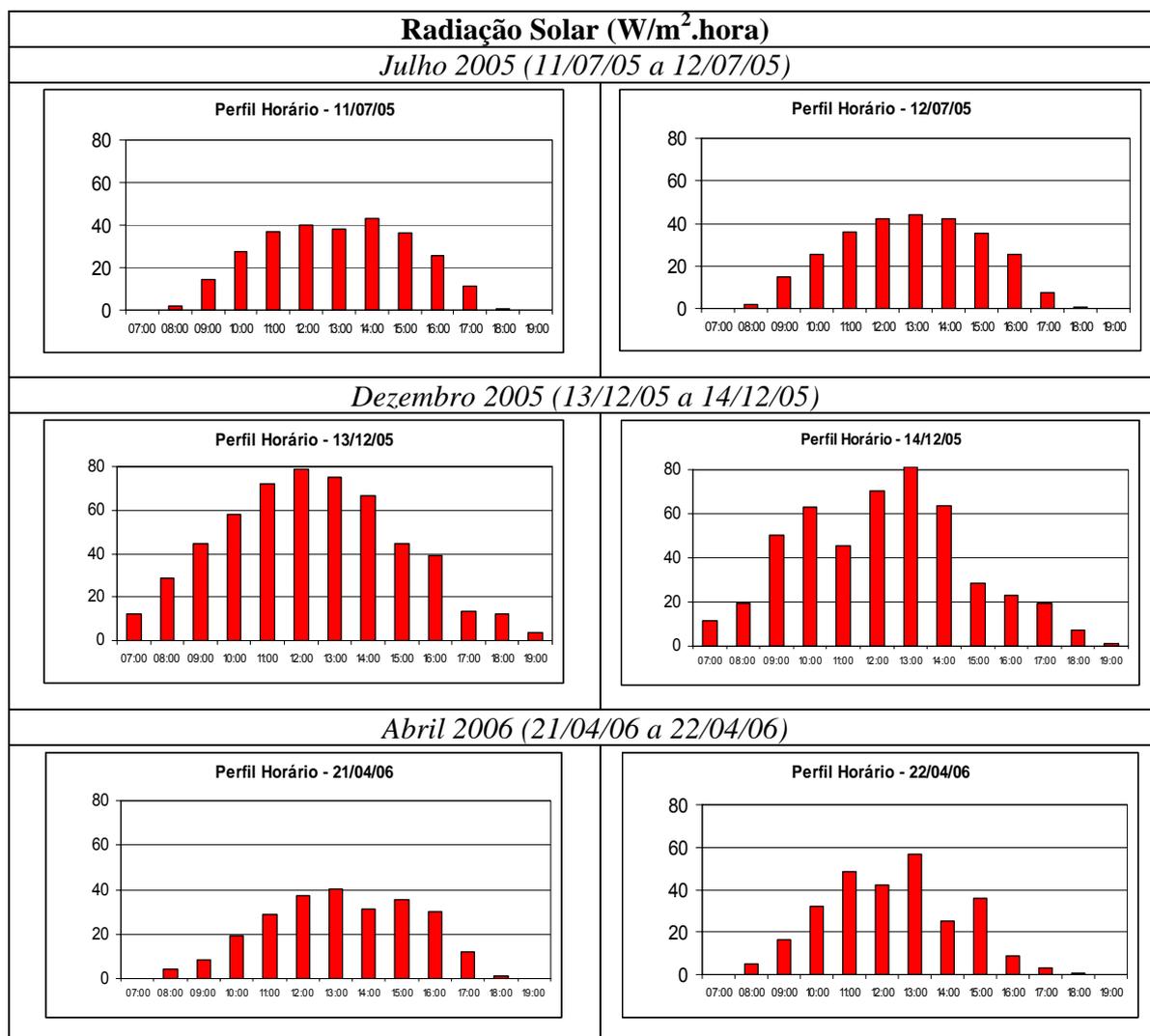


Figura 69. Radiação Solar ($W/m^2.h$) incidentes nos perfis horários.

Fonte: EPAGRI, 2006.

A radiação solar foi menor no mês de julho de 2005 e abril de 2006, e mais elevada em dezembro de 2005, já que neste mês inicia-se o verão, que possui um fotoperíodo maior e radiação mais acentuada, chegando a $80 W/m^2.h$. Além disso houve variação nictemeral, com valores mais elevados de radiação entre às 11 e 14 horas, nos três dias monitorados (11/07/05; 13/12/05; 21/04/06). Segundo Oswald (1988), a remoção de nutrientes em lagoas está ligada à radiação solar e à temperatura, que são considerados as principais variáveis que controlam a fotossíntese e a proliferação da biomassa algal.

4.7.1.2. Temperatura

A Figura 70 mostra a variação horária da temperatura ($^{\circ}\text{C}$), em julho/05; dezembro/05 e abril/06.

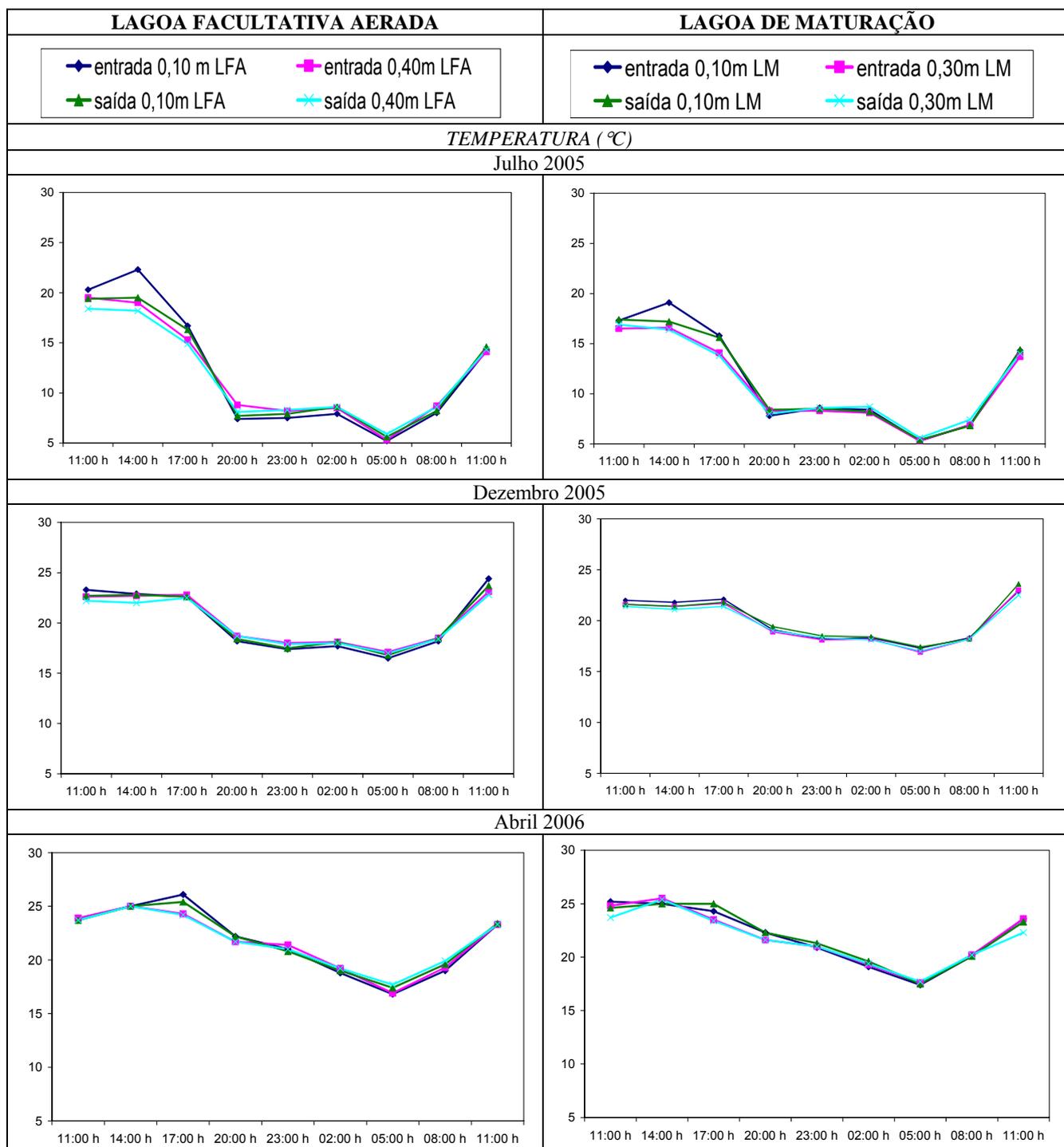


Figura 70. Avaliação Nictemeral da Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)

Verifica-se que a amplitude térmica é mais acentuada em Julho do que em Dezembro e Abril, comparando-se as temperaturas do dia e da noite.

Em julho de 2005, registrou-se a menor temperatura na coluna d'água das lagoas durante o monitoramento, atingindo valores de 5°C às 5 horas da manhã.

Mesmo sob estas condições extremas de temperatura, as lagoas reagiram bem e mantiveram as condições de funcionamento e operação. Ressalta-se que julho/05 corresponde ao Período 2, quando houve sobrecarga orgânica das lagoas.

Nos meses de dezembro/2005 e abril/2006 as temperaturas foram mais homogêneas, não causando impacto nas condições de operação das lagoas, o valor mínimo foi de 18°C às 5 horas e o valor máximo foi de 25 °C entre 11 e 17horas.

4.7.1.3. pH

Em julho de 2005 houve maior oscilação do pH, comparando-se as amostras do dia e da noite (Figura 71).

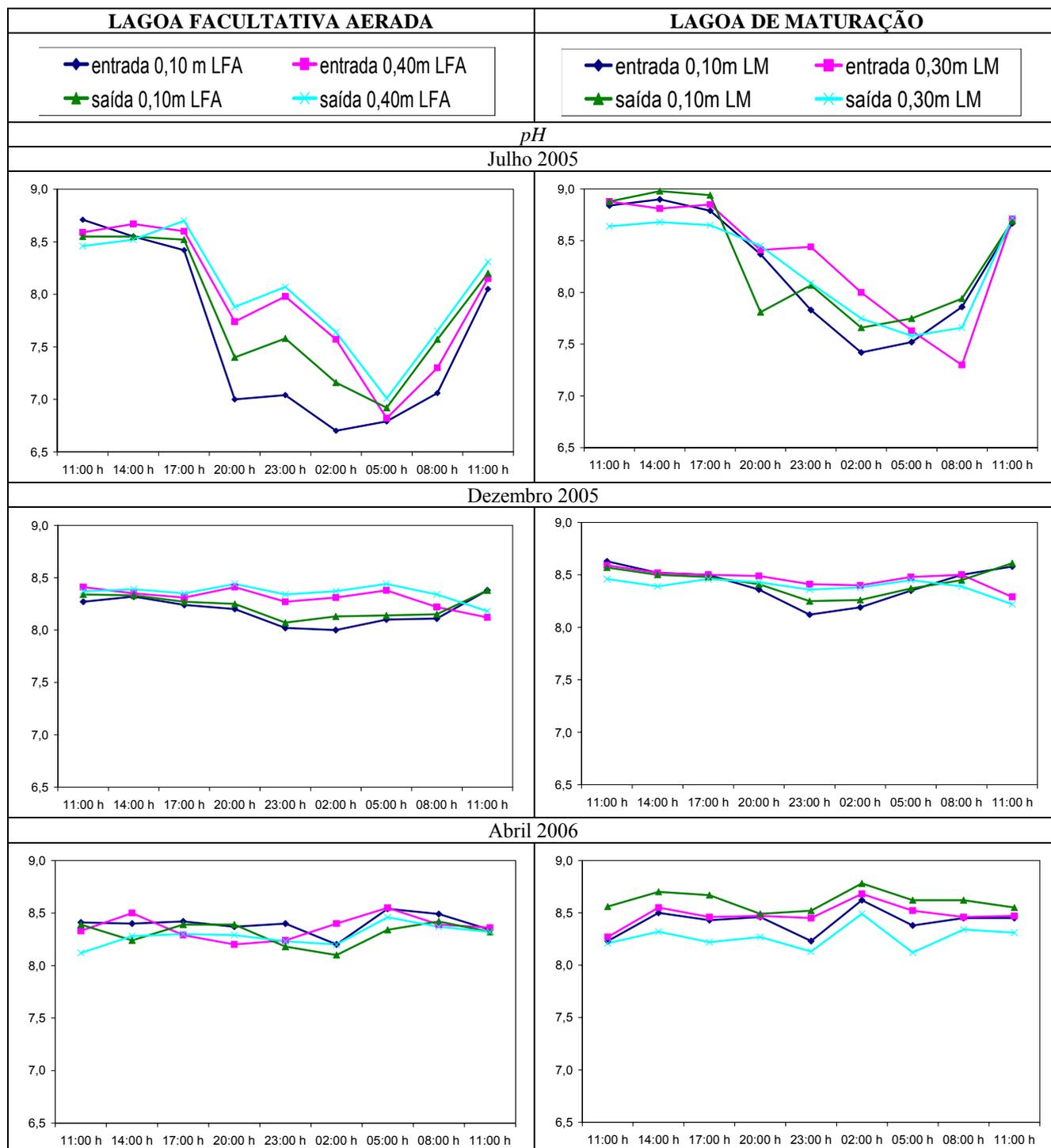


Figura 71. Avaliação Nictemeral do pH

Durante o dia, entre 11 e 17 horas, o pH se elevou atingindo valores entre 8,5 e 9,0, que foram diminuindo gradativamente durante a noite e pela manhã (entre 20 horas e 8 horas), ficando entre 6,5 e 8,0 para a LFA e 7,5 e 8,0 para a LM. Isto é consequência do efeito da fotossíntese durante as horas com radiação solar e consumo de oxigênio durante a noite, elevando o pH durante o dia e decaindo durante a noite.

Já para os outros meses, não houve esta variação no pH ao longo do monitoramento nictemeral, os valores medidos ficaram entre 8,0 e 8,7. Nas coletas dos meses de dezembro de 2005 e abril de 2006 houve menor alteração do pH, mostrando que o sistema estava mais estável e mantinha as condições de oxigenação, mesmo durante a noite.

Ocorreu também variação de pH entre os estratos, em julho de 2005, principalmente entre 20 horas e 2 horas, quando os valores coletados a 0,10m foram inferiores àqueles encontrados a 0,40m (LFA) e 0,30m (LM). A variação foi mais perceptível na LFA, provavelmente por apresentar maior profundidade e maior quantidade de sólidos suspensos, condições que favorecem a estratificação.

König (2000) relata que a atividade fotossintética eleva o pH a valores próximos a 9,0 e mantém elevadas as concentrações de OD. Picot *et al.* (1993) verificaram, em lagoa de alta taxa, que o pH foi de 9,9 durante o dia e de 8,6 durante a noite. Estes valores mais baixos de pH durante a noite foram justificados pela ausência de fotossíntese e devido à respiração das algas e de outros microrganismos.

Segundo Nascimento *et al.* (2000), as algas contribuem para a elevação do pH devido à retirada de bicarbonatos e deslocamento do equilíbrio bicarbonato-carbonato. O CO₂ pode diminuir muito durante as horas claras do dia, quando a atividade fotossintética das algas supera a respiração das bactérias. Como consequência, há a elevação do pH nestas horas devido à dissociação dos íons bicarbonato em dióxido de carbono (principal fonte de carbono para as algas) e íons hidroxila (responsável pela alteração do pH).

4.7.1.4. OD

Em relação ao OD, houve variação do comportamento conforme o mês do monitoramento nictemeral (Figura 72).

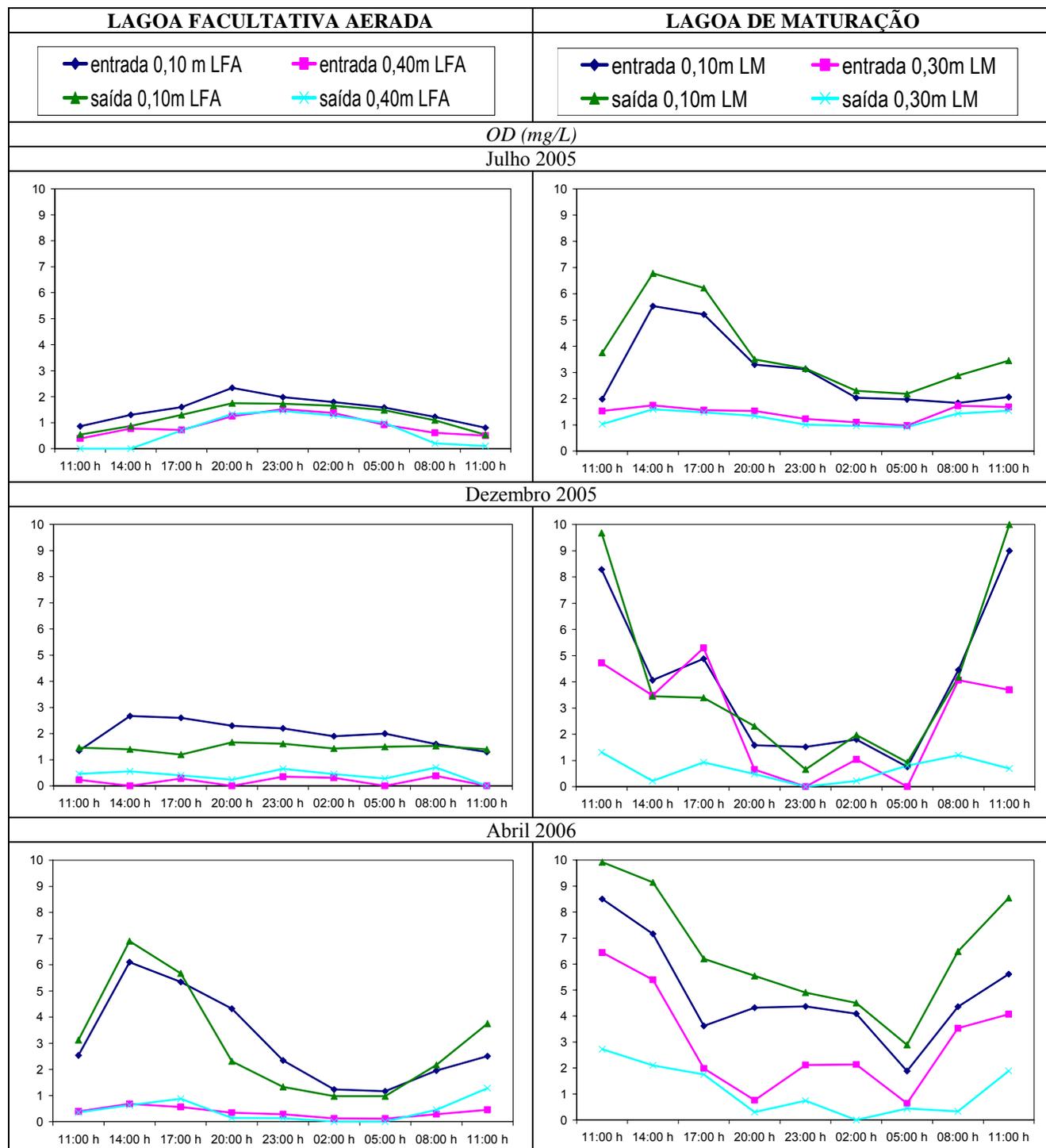


Figura 72. Avaliação Nictemeral do OD (mg/L)

Julho de 2005 foi o mês em que houve a sobrecarga orgânica e as temperaturas estiveram mais baixas, por isso se verificou as menores concentrações de OD ao longo do dia na LFA, ficando entre 0 e 2,5 mg/L, sendo que os maiores valores ocorreram durante a noite (20-23

horas), quando havia a aeração. Já na LM, a concentração ficou entre 1 e 7 mg/L, ocorrendo os valores mais elevados entre 11 e 17 horas no estrato de 0,10m, tanto na entrada quanto na saída da lagoa.

No monitoramento nictemeral de Dezembro de 2005, o sistema já estava estabilizado, por isso as concentrações de OD foram mais elevadas, além das condições de clima mais favoráveis, como temperatura com menor amplitude e fotoperíodo longo. Na LFA, a concentração de OD ficou entre 0 e 2,7 mg/L, porém se verifica que as menores concentrações ocorreram nas camadas mais profundas, onde não havia ação do vento e menores índices de fotossíntese. Na LM houve uma variação bem característica, ocorrendo as maiores concentrações durante o dia (faixa de 1 e 10 mg/L de OD) e as menores durante a noite (entre 0 e 2 mg/L de OD).

Em Abril de 2006, os valores foram mais elevados na LFA, a concentração ficou entre 0 e 7 mg/L, sendo que os maiores valores ocorreram durante o dia. Isto mostra a estabilização da biomassa algal na LFA, promovendo a liberação de oxigênio na massa líquida. Porém a aeração noturna não foi efetiva nas camadas mais profundas, já que os valores tenderam a zero a 0,40m na coluna d'água.

Na LM, a tendência de variação, ao longo do perfil horário, foi semelhante ao encontrado em Dezembro de 2005, ocorrendo valores mais elevados de OD durante o dia (10mg/L) e menores a noite (0 mg/L), prevalecendo as condições de oxigenação pela fotossíntese algal. Além disso, houve grande variação entre os estratos, sendo que as maiores concentrações ocorreram na profundidade de 0,10m e próximo à saída da lagoa.

Segundo Picot *et al.* (1993), durante a noite, a fotossíntese pára e a concentração de OD diminui devido à respiração das algas e outros microrganismos do sistema. Em lagoa de alta taxa, esses autores, verificaram que o OD durante o dia foi de 33 mg/L e durante a noite foi menor que 0,1 mg/L. Pearson (2005) ressalta que o perfil vertical da fotossíntese algal e do OD varia com o tipo de lagoa e com a carga aplicada. O OD pode chegar à supersaturação nos níveis mais superficiais durante as horas em que ocorre o pico de fotossíntese. Para condições em que a turbidez não é muito elevada, no caso de lagoas de maturação, a fotossíntese ocorre durante o dia todo e o superávit de OD perdura por até 24 horas, mantendo a aerobiose até mesmo à noite. Porém, em lagoas facultativas, a fotossíntese ocorre nos primeiros 20-30 cm, com altos níveis de OD somente durante o dia.

4.7.1.5. Clorofila *a*

Conforme a Figura 73, a Clorofila *a* apresentou distribuição similar em todas as coletas horárias, com valores mais elevados às 14 horas tanto na LFA quanto na LM.

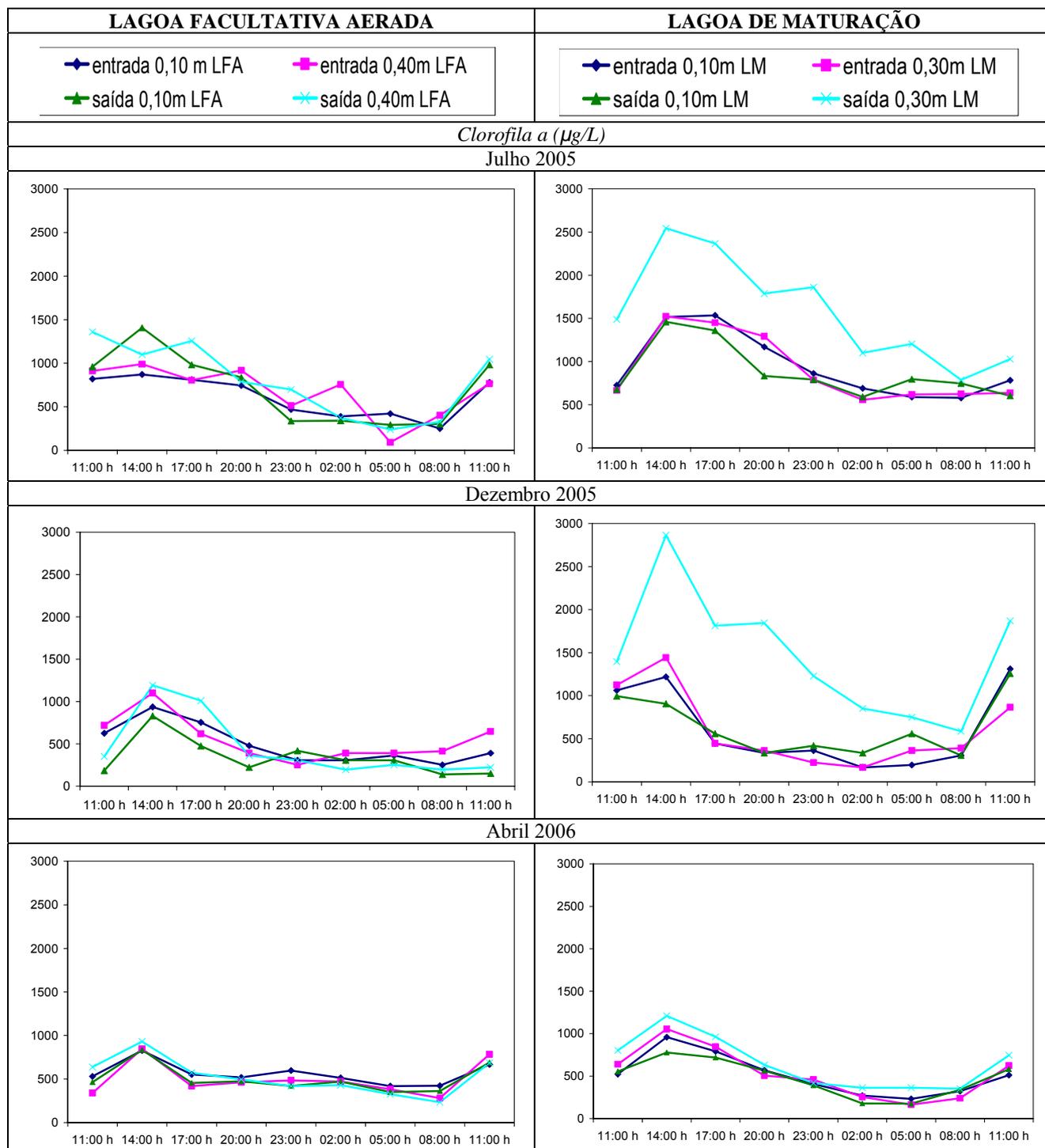


Figura 73. Avaliação Nictemeral da Clorofila *a* ($\mu\text{g/L}$)

Os valores de pico de Clorofila *a* ocorreram na LM, sendo de 2500 µg/L em Julho de 2005; 2800 µg/L em Dezembro de 2005 e de 1100 µg/L em Abril de 2006. Na LFA, a variação foi menor, com valores mais homogêneos ao longo de 24 horas; na LM há uma grande variação da biomassa algal, com valores elevados durante as horas de sol e abaixo de 1000 µg/L durante a noite.

König (2000) observou que em lagoas de maturação a estratificação da biomassa algal é mais acentuada, já em lagoas facultativas a distribuição é mais homogênea e varia pouco durante o dia. Meneses *et al.* (2004), estudando lagoas facultativas submetidas a intensa ação dos ventos, verificaram valores semelhantes de Clorofila *a* em diferentes profundidades e horários de coleta (9, 13 e 16 horas), confirmando que não houve distinção próxima à superfície, na zona fótica, como é normalmente encontrado em lagoas facultativas.

A LM também apresentou variação na Clorofila *a* quando compara-se as profundidades de coleta, verificando-se diferentes concentrações entre os estratos de 0,10 e 0,30m durante o dia (principalmente às 14 horas). Já durante a noite, a concentração de Clorofila *a* foi mais homogênea ao longo da coluna d'água. Esta estratificação foi menos intensa em Abril de 2006, isto se deve provavelmente à maior abundância de *Euglena*, encontrada a partir do Período 3, que possui grande mobilidade, concordando com o relatado por Pearson *et al.* (1987a), os quais observaram que à noite, verifica-se uma mistura na coluna d'água, devido à convecção térmica e também à presença de algas flageladas como a *Euglena*, que migra para o fundo da lagoa, próximo aos sedimentos, esta alga tem um metabolismo quimio-autotrófico, que pode utilizar ácidos orgânicos para o seu crescimento, na ausência de luz. Outras algas, como a *Chlamydomonas* e a *Chlorella*, possuem este tipo de metabolismo.

Segundo König (2000), a concentração de Clorofila *a* varia conforme o horário de coleta, devido à mobilidade do fitoplâncton na coluna d'água. Diniz *et al.* (2003) obtiveram as maiores concentrações de Clorofila *a* nos estratos mais superficiais e durante as horas mais quentes do dia. Nos estratos mais profundos houve diminuição da biomassa algal devido à atenuação da luz solar.

4.7.2. COT, N-NH₃, P-PO₄

4.7.2.1 COT

Na Figura 74 são apresentados os valores de COT (mg/L) na LFA e LM, nos três perfis horários avaliados.

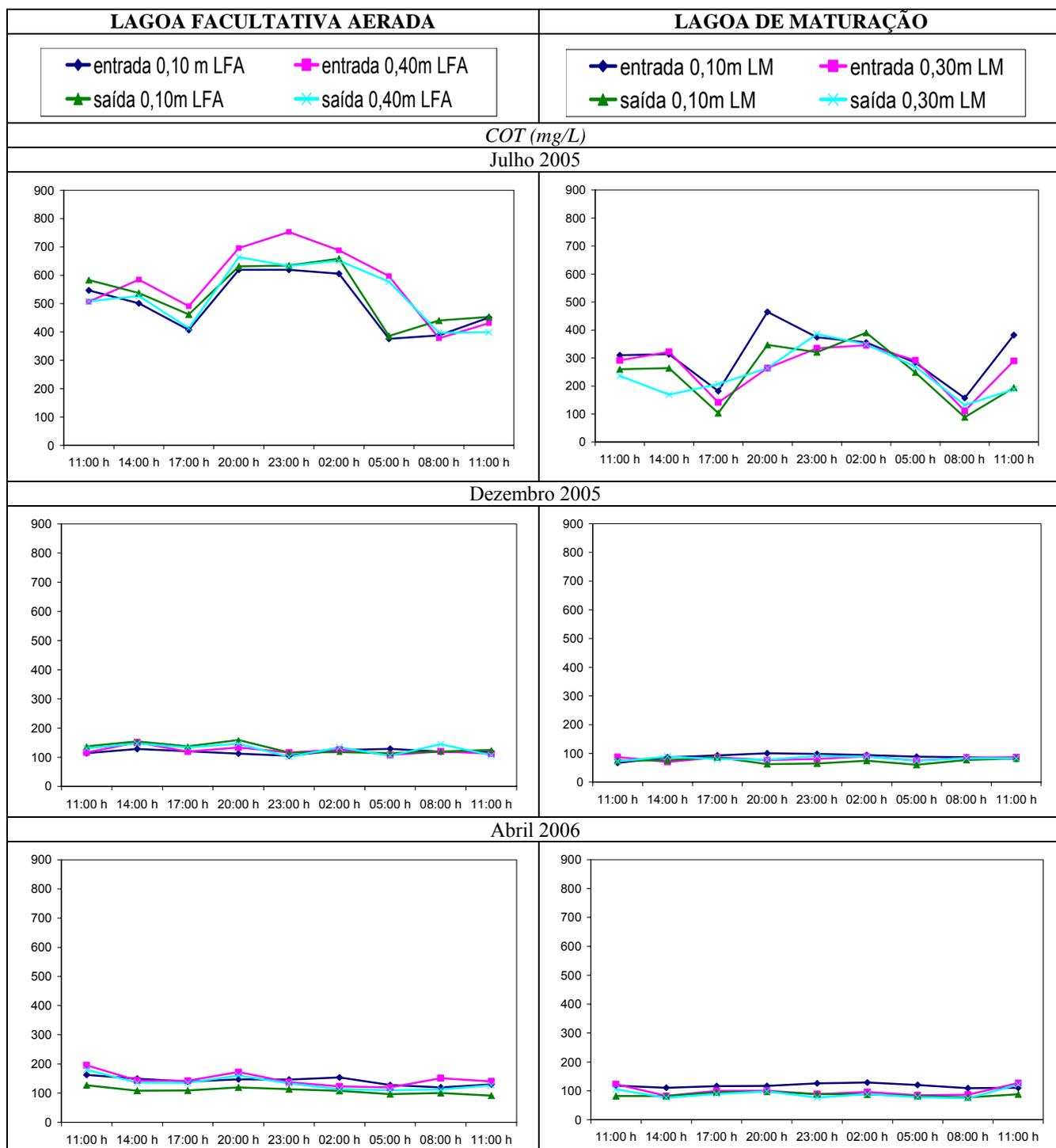


Figura 74. Avaliação Nictemeral do COT (mg/L)

Em Julho de 2005 houve variação do COT ao longo do monitoramento nictemeral, isto se deve à sobrecarga orgânica aplicada neste período, ocorrendo as maiores concentrações durante a noite.

Já nos meses de Dezembro de 2005 e Abril de 2006, houve estabilização do sistema e o COT não variou com o horário da coleta, permanecendo na mesma faixa de concentração: entre 100 e 200 mg/L na LFA e na LM (Figura 74).

4.7.2.2 P-PO₄

A variação do fosfato nas lagoas, nos perfis horários de julho/05, dezembro/05 e abril/06, é mostrada na Figura 75.

Em Julho de 2005 houve variação do fosfato conforme o horário de coleta, ocorrendo um pico às 14 horas (no estrato mais profundo e próximo à saída da LFA), isto se deve ao alto pH e à tendência de precipitação deste nutriente, sendo que nas camadas mais superficiais a concentração era menor.

Isto também ocorreu na LM, porém a concentração mais elevada ocorreu às 17 horas, também no estrato mais profundo da lagoa (0,30m).

Nos meses de dezembro de 2005 e abril de 2005, assim como foi observado para o COT, houve estabilização na concentração de fosfato, não ocorrendo grande variação da concentração comparando-se os horários e pontos de coleta.

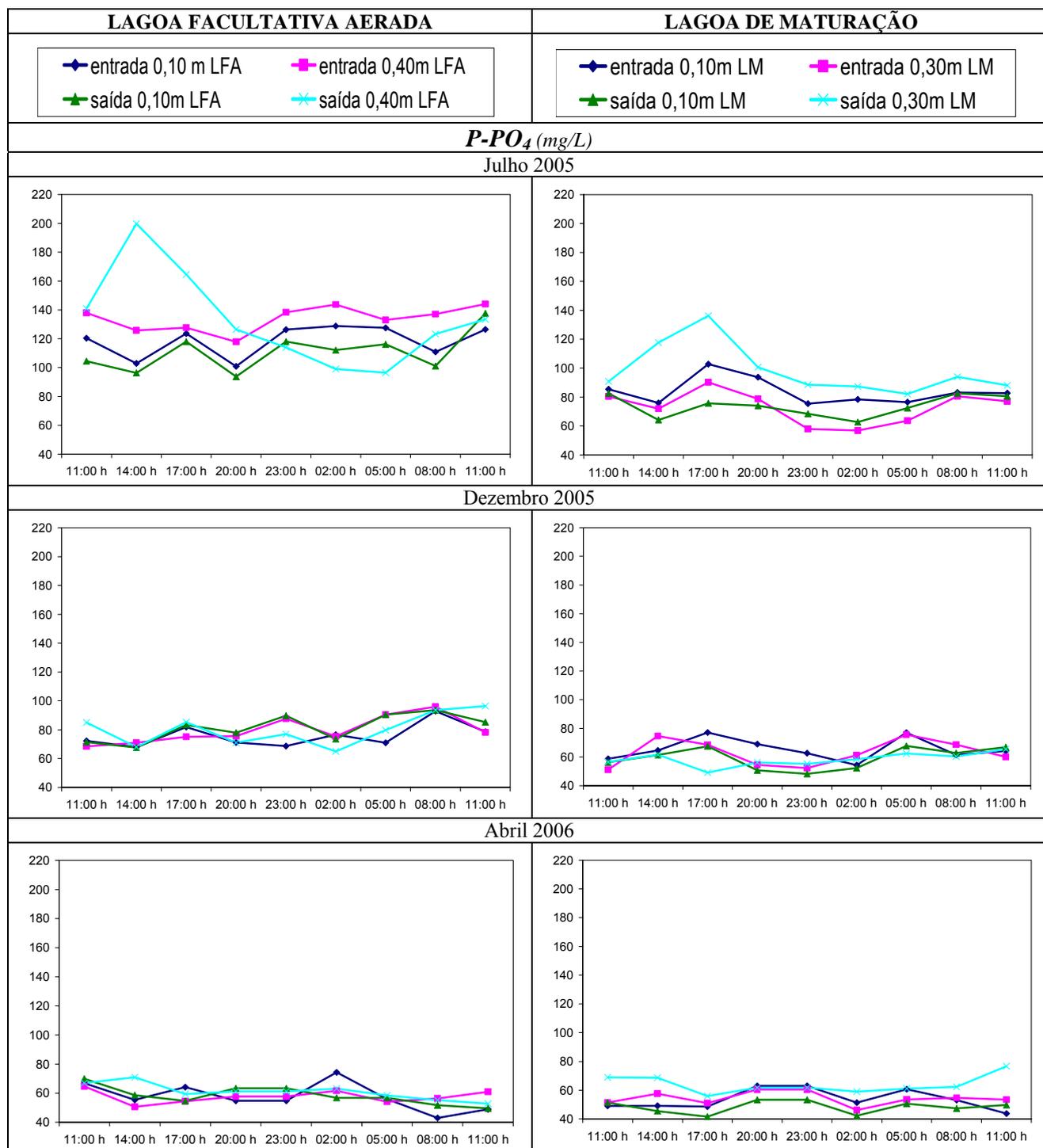


Figura 75. Avaliação Nictemeral do P-PO₄ (mg/L)

As variações do fosfato em Julho de 2005 foram dependentes do pH. Quando o pH estava mais elevado ocorreu o pico na concentração de fosfato, principalmente nas camadas mais profundas, próximo ao sedimento. Segundo El Halouani *et al.* (1993) a precipitação pode ocorrer em valores de pH acima de 7,6.

4.7.2.3 N-NH₃

Como mostra a Figura 76, as maiores concentrações de N-NH₃ ocorreram em Julho de 2005, período de sobrecarga orgânica, atingindo valores entre 600-800 mg/L na LFA e de 150-450 mg/L na LM.

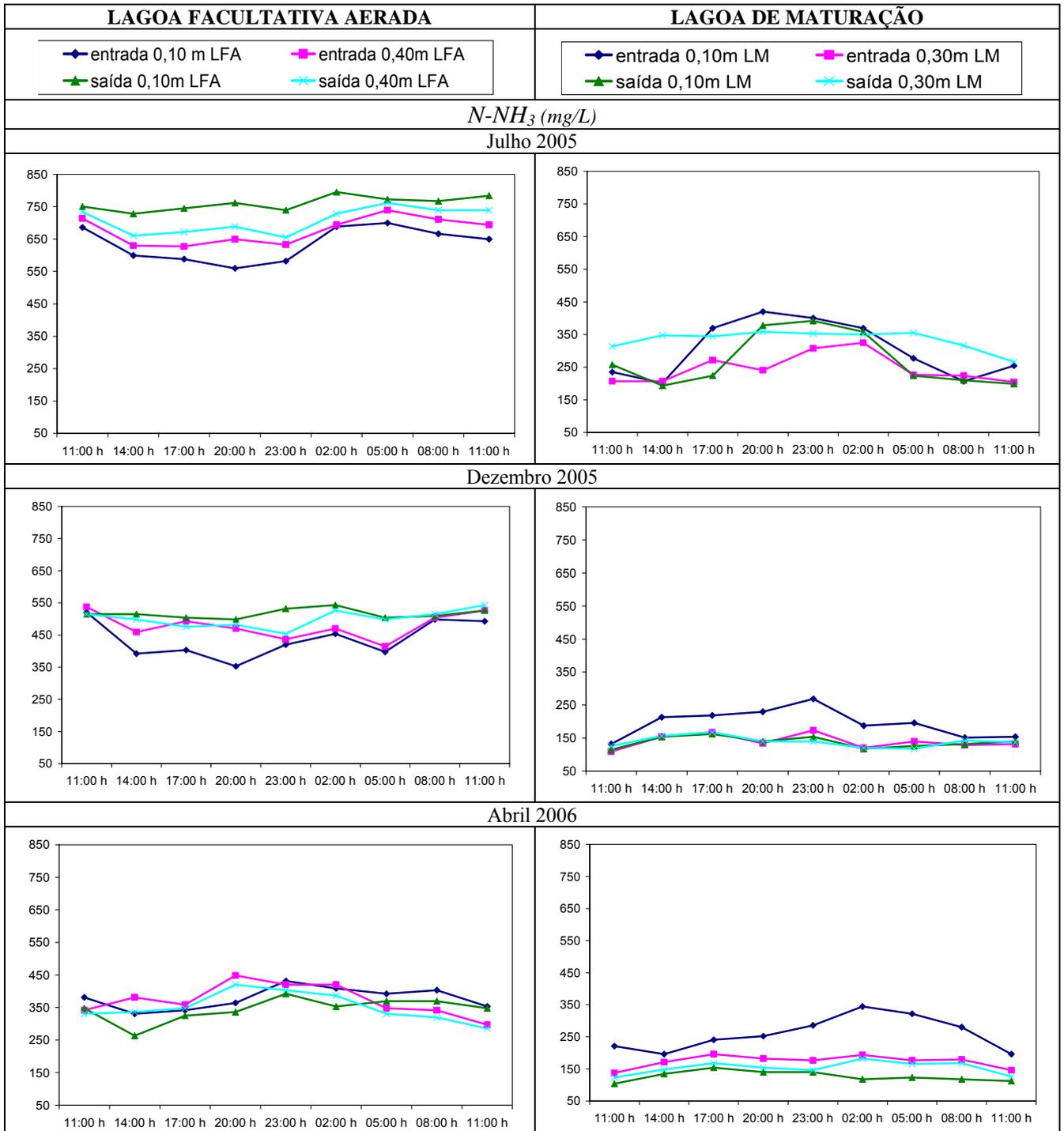


Figura 76. Avaliação Nictemeral do N-NH₃ (mg/L)

A variação horária da concentração do nitrogênio amoniacal foi maior na LM, onde se verificou que durante o dia ocorreu decréscimo e durante a noite aumento, justificado pela maior volatilização diurna, onde predominam condições de maior temperatura e pH (Figura 79).

Em Dezembro de 2005, a concentração de N-NH₃ ficou entre 350-550 mg/L para a LFA e de 100-250 mg/L na LM, mostrando que ocorre uma grande perda de nitrogênio amoniacal ao longo do sistema. A tendência de concentrações maiores durante a noite permanece na LM, porém menos evidente, se comparado com Julho de 2005.

Em abril de 2005 foram encontrados os menores valores de N-NH₃ na LFA, ficando entre 250-450 mg/L na LFA e entre 100-350 mg/L na LM. Houve aumento na concentração de nitrogênio amoniacal durante a noite nas duas lagoas, isto é justificado pela estabilização do sistema e biomassa algal, predomínio da volatilização como processo de perda de nitrogênio e condições climáticas favoráveis, como maior temperatura diurna e elevação do pH.

Segundo Abeliovich e Azov (1976), a atividade fotossintética de algas durante o dia eleva o pH a valores próximos a 9,0. Quando a concentração de amônia for maior ou igual a 28 mg/L, podem aparecer problemas de toxicidade para as algas. No presente estudo não foi verificado diminuição da biomassa algal em função da alta concentração de amônia, mostrando que os gêneros predominantes (*Chlorella*, *Chloridella* e *Euglena*) são resistentes e preservaram seu crescimento.

Tadesse *et al.* (2004) testaram, em escala piloto, uma lagoa facultativa primária, seguida de lagoa facultativa secundária e lagoa de maturação. Através deste estudo obtiveram os seguintes resultados: - no sistema integrado de lagoas, as variações sazonais e diurnas do pH, temperatura e oxigênio dissolvido são mais significantes na lagoa facultativa secundária e de maturação, do que na lagoa facultativa primária; - a lagoa facultativa e de maturação mostraram um gradiente externo de 3-5°C/metro, especialmente durante os picos de fotossíntese e variações diurnas de pH, temperatura e OD seguindo o modelo do ciclo diário na intensidade de luz solar. Na lagoa facultativa primária, as correntes térmicas convectivas e verticais contribuíram mais para a diminuição do gradiente térmico do que a mistura pelo “levante” ou subida das bolhas de biogás.

4.7.3 Síntese da Avaliação Nictemeral

Observa-se na Tabela 37 que a qualidade da saída da LFA, na profundidade de 0,10m, tem uma grande variabilidade durante o ciclo de 24 horas e está influenciada pela variação climática, condições como a fotossíntese algal e período de monitoramento.

Tabela 37. Valores mínimos e máximos das variáveis físico-químicas monitoradas na saída da LFA (0,10m).

LFA	JULHO/2005		DEZEMBRO/2005		ABRIL/2006	
	mínimo	máximo	mínimo	máximo	mínimo	máximo
T°C	5,6 (5h)	19,5 (14h)	16,8 (5h)	23,7 (11h)	17,4 (5h)	25,4 (17h)
pH	6,9 (5h)	8,6(11e14h)	8,1 (23h)	8,4 (11h)	8,1 (2h)	8,5 (11h)
OD (mg/L)	0,5 (11h)	1,8 (20h)	1,2 (17h)	1,7 (20h)	1,0 (5h)	6,9 (14h)
COT (mg/L)	386 (5h)	659 (2h)	114 (5h)	159 (20h)	92 (5h)	127 (11h)
Cl. <i>a</i> (µg/L)	250 (8h)	870 (14h)	140 (8h)	830 (14h)	342 (2h)	835 (14h)
N-NH ₃ (mg/L)	728 (14h)	795 (2h)	498 (20h)	543 (2h)	263 (14h)	392 (23h)
P-PO ₄ (mg/L)	94 (20h)	138 (11h)	68 (14h)	94 (8h)	50 (11h)	93(20 e23h)

Os valores mínimos de temperatura, pH e OD ocorreram durante à noite ou no início da manhã, e os mais elevados durante a tarde. Exceto os valores de OD em julho e dezembro, onde a aeração noturna elevou os valores (máximo às 20h, horário em que o aerador era ligado). Em abril/06 esta condição não se manteve, já que a linha de aeração já apresentava problemas de colmatção, ocorrendo predominância da aeração diurna, proveniente da biomassa algal (máximo de 6,9 mg/L às 14 horas). A Tabela 38 mostra os valores de mínimo e máximo das variáveis da LM, durante os 3 monitoramentos nictemerais efetuados durante o estudo.

Tabela 38. Valores mínimos e máximos das variáveis físico-químicas monitoradas na saída da LM (0,10m).

LM	JULHO/2005		DEZEMBRO/2005		ABRIL/2006	
	mínimo	máximo	mínimo	máximo	mínimo	máximo
T°C	5,4 (5h)	17,4 (11h)	17,4 (5h)	23,6 (11h)	17,5 (5h)	25 (14e17h)
pH	7,7 (2h)	9,0 (14h)	8,3 (2h)	8,6 (11h)	8,5(20e23h)	8,8 (14h)
OD (mg/L)	2,2 (5h)	6,8 (14h)	0,7 (23h)	10,0 (11h)	2,9 (5h)	9,9 (11h)
COT (mg/L)	88 (8h)	390 (2h)	60 (5h)	87 (17h)	78 (8h)	97 (20h)
Cl. <i>a</i> (µg/L)	591 (2h)	1459 (14h)	307 (8h)	1256 (11h)	175 (5h)	779 (14h)
N-NH ₃ (mg/L)	193 (14h)	392 (23h)	115 (11h)	162 (17h)	104 (11h)	154 (17h)
P-PO ₄ (mg/L)	63 (2h)	83 (8h)	48 (23h)	68 (5h)	42 (17h)	53(20 e23h)

Verifica-se também na LM uma grande variação dos valores, de forma geral os valores mínimos ocorreram durante a noite ou no início da manhã e os máximos durante a tarde. Esta variação horária nas diferentes variáveis também foi verificada nos trabalhos de König *et al.* (1991) e Ceballos *et al.* (1997), trabalhando com lagoas de estabilização em série e lagoa facultativa primária, respectivamente.

A Tabela 39 mostra os valores médios da eficiência de remoção de COT, N-NH₃ e P-PO₄, nos diferentes ciclos nictemeraias.

Tabela 39. Valores de eficiência de remoção(%) de COT, N-NH₃ e P-PO₄

	JULHO/2005		DEZEMBRO/2005		ABRIL/2006	
	LFA	LM	LFA	LM	LFA	LM
COT	4	6	5	7	6	8
N-NH ₃	1	3	2	16	7	35
P-PO ₄	7	16	3	7	3	5

As eficiências foram calculadas a partir dos valores encontrados na zona de entrada e na zona de saída da LFA e da LM. A remoção foi insignificante para a maioria dos parâmetros, já que não ocorreram diferenças de concentração entre os pontos de coleta, como foi observado nas Figuras 74 a 76.

5 CONCLUSÕES e RECOMENDAÇÕES

5.1 Conclusões

Neste trabalho foi estudada uma série de duas lagoas: facultativa aerada (LFA) e maturação (LM), construídas em escala real, como parte de um sistema de tratamento de dejetos suínos. Durante 1 ano foi efetuado o monitoramento das lagoas, no qual foram estabelecidos diferentes períodos operacionais: Partida, P1, P2 e P3, conforme a carga orgânica superficial aplicada. Os resultados obtidos foram analisados por meio de estatística descritiva e exploratória, balanço de nitrogênio e sólidos, caracterização quali-quantitativa da biomassa algal e avaliação nictemeral das variáveis de monitoramento. Para as condições operacionais testadas, foram obtidas as seguintes conclusões:

- A série de lagoas (LFA+LM) foi capaz de tratar cargas aplicadas compreendidas entre 97 e 400 kgDBO/ha.dia e 14 e 321 kgNH₃/ha.dia na LFA; e 14 e 63,5 kgDBO/ha.dia e 3,8 e 73 kgNH₃/ha.dia na LM. As eficiências de remoção das cargas variaram entre 68-83 % de DBO e 28-72 % de N-NH₃ na LFA; e 7-37 % de DBO e 25-77 % de N-NH₃ na LM. Houve correlação positiva entre cargas aplicadas e removidas de DQO, DBO e N-NH₃. As lagoas também foram eficientes na remoção de fosfatos, com percentuais entre 40 e 50%. Para os *E. coli*, foram obtidas remoções variando entre 0,6 e 0,9 unidade log. A análise exploratória dos resultados utilizando diagrama de caixas mostrou que, praticamente toda a DQO total afluente foi removida na LFA, evidenciando que esta lagoa funciona como etapa secundária do tratamento, e que a LM completa o tratamento como etapa terciária, caracterizada nos resultados da DQO solúvel, amônia e fosfatos.
- A análise de componentes principais (ACP) demonstrou a importância do fator matéria orgânica (DQO e sólidos) ao longo da série de lagoas (Afl. LFA, Efl. LFA e Efl. LM). O Afl. LFA também teve como fatores importantes o N-NH₃ e o pH, resultantes do tratamento anaeróbio prévio em reator UASB. O funcionamento das lagoas foi evidenciado também pelos fatores OD e *E. coli*. O OD apareceu como o fator que mais determinou a variância do sistema, mostrando a importância da aerobicidade para a eficiência das lagoas na remoção de nutrientes e coliformes, além da manutenção da biomassa algal e bactérias. Os *E. coli*

tiveram correlação negativa em relação à temperatura, mostrando sua dependência com as condições ambientais. Para o bom funcionamento das lagoas, deve-se garantir elevados níveis de pH e OD. Essas condições foram atingidas principalmente durante o verão, quando foram observadas temperaturas elevadas e grande atividade fotossintética.

- A volatilização foi o processo predominante nas lagoas, apenas uma pequena parcela do nitrogênio removido (0,9-5,5% na LFA e 2,1-8,3% na LM) foi devido à assimilação algal.
- Houve predominância de sólidos dissolvidos nas duas lagoas e em todos os períodos do estudo (SD= 50 a 80% ST), caracterizado pela grande quantidade de sais (cloretos, fosfatos, amônia) nos despejos. A quantidade de sólidos voláteis nas lagoas (SV= 43 a 57% ST) esteve relacionada com a presença predominante de algas, observou-se correlação forte e positiva entre sólidos suspensos e Clorofila *a*.
- A análise quantitativa da biomassa algal mostrou concentrações médias variando entre 10^5 e 10^6 cél/mL, ao longo do monitoramento e nos diferentes pontos da coluna d'água. A análise qualitativa evidenciou predominância de *Chlorella* em todos os períodos, seguida por *Chloridella* e *Euglena* na LFA, e por *Chloridella*, *Euglena* e *Chlamydomonas* na LM. Nas duas lagoas houve estratificação algal na coluna d'água, assim como variação do OD, que apresentou diferenças significativas entre os estratos estudados.
- A fraca correlação encontrada entre radiação solar acumulada ($W/m^2 \cdot \text{mês}$) e Clorofila *a* ($\mu\text{g/L}$), conduz à conclusão que outras variáveis interferiram na proliferação da biomassa algal. Destacando-se negativamente dentre essas o aumento da carga orgânica (DBO, sólidos).
- A distribuição horizontal da Clorofila *a* foi pautada por estratificação durante à tarde, principalmente nos estratos mais profundos e próximos das canalizações de saída, devido à ação dos ventos nas duas lagoas, condições de motilidade de algumas algas e também à sedimentação da biomassa. Na LM, porém, durante o P3 houve uma inversão, em função de maior abundância de gêneros com motilidade, como *Euglena* e *Chlamydomonas*.
- Na LFA, observou-se variação nictemeral (24 horas) para temperatura, pH e OD, cujos valores mínimos ocorreram durante a noite ou no início da manhã. Na LM, observou-se variação nictemeral nas concentrações de Clorofila *a*, sendo que os valores máximos foram encontrados nos períodos com maior radiação solar, entre 11 e 17 horas. Para as outras variáveis (COT, amônia, fosfatos), a qualidade do efluente apresentou variação nictemeral

pouco acentuada nas duas lagoas, as oscilações foram influenciadas pela variação climática e pela carga aplicada, nos diferentes períodos de monitoramento.

De forma geral, as lagoas em série foram eficientes para o tratamento secundário e terciário de dejetos suínos, mantendo condições satisfatórias de funcionamento e remoção da matéria orgânica e de nutrientes, mesmo com as oscilações operacionais (carga e vazão), que é uma característica intrínseca do sistema produtivo de suínos. As hipóteses formuladas no início do trabalho foram todas confirmadas, exceto aquela que postula o reuso do efluente da lagoa de maturação, tendo em vista que não se atingiu a qualidade sanitária necessária para esse fim.

O primeiro ano de funcionamento da LFA e da LM mostrou que a tecnologia de tratamento de dejetos suínos foi validada, já que houve remoção de carbono e nutrientes, apesar das concentrações ainda permanecerem elevadas no efluente da LM, não atendendo aos padrões de emissão, conforme o CONAMA 357.

O sistema de tratamento atendeu aos critérios de operacionalidade e manutenção, alcançando os objetivos do projeto “*Validação de Tecnologias para Manejo, Tratamento e Valorização dos Dejetos Suínos em Santa Catarina – Pequenas e Médias Propriedades*”.

O sistema secundário e terciário de tratamento de dejetos suínos, através do uso de lagoas, é uma alternativa de baixo custo, que pode ser utilizada pelos produtores rurais, em pequenas e médias propriedades, sem a necessidade de técnicos especializados para o seu monitoramento. Porém, os proprietários das granjas devem estar conscientes da necessidade de manutenção periódica dos taludes, da implementação de técnicas de coleta de amostras para verificação da qualidade do efluente e também da disponibilidade de tempo para o cuidado básico no entorno do sistema de tratamento, como o roçamento de gramados e controle de ervas daninhas.

5.2 Recomendações

Para a continuação das pesquisas e bom funcionamento do sistema de tratamento, são feitas as seguintes recomendações:

- Otimizar o sistema de aeração da LFA, pois ocorreram problemas operacionais como a colmatação das canalizações de distribuição do ar;
- Instalar unidades eficientes de polimento (filtro de pedras, *wetlands*, segunda lagoa de maturação, etc.), que melhorem o tratamento terciário, uma vez que a remoção de *E. coli* ficou abaixo do esperado, além das elevadas concentrações de sólidos suspensos e Clorofila *a* no efluente final da LM;
- Estudar os processos de remoção do nitrogênio e fósforo, utilizando medidas da volatilização da amônia e análise dos sedimentos acumulados nas lagoas;
- Aplicar técnicas de batimetria para análise dos sedimentos acumulados nas lagoas, a partir do segundo ano de seu funcionamento.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABELIOVICH, A.; AZOV, Y. Toxicity of ammonia to algae in sewage oxidation ponds. **Applied Microbiology Biotechnology** v. 31, p. 801-806, 1976.
- ABIPECS. Associação Brasileira das Indústrias Processadoras e Exportadoras de Carne Suína. **Informe Carne Suína Brasileira**. Ano 1, Edição 02, de 04/07/05.
- AGUIRRE, P.; GARCÍA, J.; ÁLVAREZ, E. Efficiency and design considerations of high rate ponds used for the treatment of piggy wastes. In: 6th International Conference on Waste Stabilization Ponds and 9th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control., 2004. **Anais...**Avignon, France: 2004.
- ALMASI, A.; PESCOD, M. B. Pathogen removal mechanisms in anoxic wastewater stabilization ponds. **Water Science and Technology**. v. 33 n. 7 p.133-140, 1996.
- APHA. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 20th ed. Washington: APHA, 1998.
- ARANTES, R.F.M.; VIEIRA, A. G. F.; KATO, M. T.; FLORENCIO, L. Uso de lagoa de polimento para efluente UASB. In.: C.A.L Chernicharo (coord). **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios**. Coletânea de trabalhos técnicos. v. 1, p. 33-42. Projeto PROSAB, FINEP. Belo Horizonte, 2000.
- ARCEIVALA, J. S. **Simple wastes treatment methods aerated lagoons, oxidation ditches, stabilization ponds in warm and temperate climates**. Middle East Technical University, Ankara, Turquia. 1973.
- ARCEIVALA, J. S. Hydraulic modeling for waste ponds. **Journal Environmental Engineering**, ASCE, v. 109, n.1, p.265-268. 1983.
- ARCHER, H. E. e O'BRIEN, B. M. Improving nitrogen reduction in waste stabilization ponds. In: 6th International Conference on Waste Stabilization Ponds and 9th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, 2004. **Anais...**Avignon, France: 2004.
- ATHAYDE, S. T. S.; PEARSON, H. W.; SILVA, S. A. Algological study in waste stabilization ponds. In: Conferencia Latino Americanae Lagunas de Estabilization y Reuso, 2000, Santiago de Cali, Colombia. **Anais...** [s.n.], p. 132-139. 2000.
- ATHAYDE, S. T. S. **Algal and bacterial dynamics in waste stabilization ponds and wastewater storage and treatment reservoirs**. PhD Thesis. University of Liverpool UK. 2001. In: SHILTON, A. Pond Treatment Technology. London, UK. 479 p. 2005.
- AZOV, Y. e TREGUBOVA, R. Nitrification processes in stabilisation ponds. **Water Science and Technology**. v.31 n.12 p.313-319, 1995.

BARTHEL, L.; RANGEL, K. A.; OLIVEIRA, P. A.; COSTA, R. H. R. Tratamento de dejetos suínos em lagoa de alta taxa e lagoa de maturação – estudo do fitoplâncton e zooplâncton. In: Simpósio de Qualidade Ambiental. **Anais...** Porto Alegre, Brasil. 2004. CD-ROM.

BARTHEL, L.; RANGEL, K. A.; MACHADO, I. R.; OLIVEIRA, P. A.; COSTA, R. H. R. Sistema de lagoas para remoção de matéria carbonácea e de nutrientes de dejetos suínos. In: 23 Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais...** Campo Grande, MS, Brasil. 2005. CD-ROM.

BARTHEL, L.; OLIVEIRA, P. A.; COSTA, R. H. R. Desempenho de lagoas de alta taxa e de maturação em sistema contínuo e em batelada para tratamento de dejetos suínos. Congresso AIDIS. **Anais ...** Punta del Leste, Uruguai. 2006. CD-ROM.

BARTHEL, L. **Lagoas de alta taxa, maturação e aguapés em sistema de tratamento de dejetos suínos: avaliação de desempenho e dinâmica planctônica.** 2007. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental), Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2007.

BARTOSH, Y. e BANKS, C. J. Algal growth response and survival in a range of light and temperature conditions: implications for non-steady-state conditions in waste stabilization ponds. In: 7th Specialist Conference on Waste Stabilization Ponds. **Anais...**, Bangkok, Thailand. 2006. CD-ROM.

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

BASTOS, R. K. X.; RIOS, E. N.; DORNELAS, F. L.; ASSUNÇÃO, F. A. L.; NASCIMENTO, L. E. Ammonia and Phosphorus Removal in Polishing Ponds. A Case Study in Southeast Brazil. In: 7th Specialist Conference on Waste Stabilization Ponds. **Anais...**, Bangkok, Thailand. 2006a. CD-ROM.

BASTOS, R. K. X.; BEVILACQUA P. D.; ALVES, R. V.; SOUZA, C. I Removal of Indicator Organisms in Swine Wastewater Stabilization Ponds. In: 7th Specialist Conference on Waste Stabilization Ponds. **Anais...**, Bangkok, Thailand. 2006b. CD-ROM.

BAUMGARTEN E.; NAGEL, M.; TISCHNER, R. Reduction of the nitrogen and carbon content in swine waste with algae and bacteria. **Applied Microbiology Biotechnology**, v. 52. p. 281-284, 1999.

BAVARESCO, A. S. L. **Lagoas de aguapés no tratamento terciário de dejetos de suínos.** 1998. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental), Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 1998.

BELLI FILHO, P. Tecnologias ambientais para o desenvolvimento sustentável da suinocultura no sul do Brasil. In: Workshop sobre dejetos suínos, 1997. Concórdia. **Anais...** Concórdia: EMBRAPA, CNPSA. 92 p. 1999.

- BELLI FILHO, P. e LISBOA, H.L. Avaliação de emissões odorantes. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 3, n. 3, p. 101-106, 1998.
- BELLI FILHO, P. **Gestão Ambiental dos sistemas de produção de suínos para o sul do Brasil**. In: FRANKENBERG, C.L.C; RAYA-RODRIGUES, M.T; CANTELLI, M. (Org.) Gerenciamento de Resíduos e Certificação Ambiental. Porto Alegre: EDIPUCPR. 399 p. 2000.
- BERTHET, B. Facteurs influents sur l'oxygénation de bassins de lagunage de stations d'épuration. Avantages et inconvénients d'aérateurs. **T. S. M. L'Eau**, v. 8-9, p. 463-470.1979.
- BNH. **Critérios de Projeto de Lagoas de Estabilização para Tratamento de Esgotos Sanitários**. Rio de Janeiro. 1982.
- BOTERO, L., MONTIEL, M., ESTRADA, P., VILLALOBOS, HERRERA, L. Microorganism Removal in Wastewater Stabilisation Ponds in Maracaibo, Venezuela. **Water Science and Technology**. v.35 n.11-12 p. 205-209. 1997.
- BOUNTOUX, J. e PICOT, B. Possibilités et limites dans l'épuration des eaux usées. **Wat. Poll. Res. J. Canada**, v.29 n.4 p.545-556. 1994.
- BRACHO, N.; LLOYD, B; ALDANA, G. Optimisation of hydraulic performance to maximise faecal coliform removal in maturation ponds. **Water Research** v.40 p.1677-1685. 2006.
- BRAÇO DO NORTE. **Dados de localização e meteorológicos**. Disponível em: <www.bracodonorte.sc.gov.br>. Acesso em 10 jan. 2007.
- BRADLEY, R. M. BOD removal efficiencies in two stabilization lagoons in series in Malaysia. **Wat. Poll. Cont. Fed**, v. 82 n.1 p.114-122. 1983.
- BRASIL, D. M. **Apontamentos sobre o valor do prejuízo ecológico: Alguns Parâmetros da suinocultura em Braço do Norte**. 2002. Dissertação (Mestrado em Geografia). Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis. 2002.
- BRANCO, S. M. **Hidrobiologia Aplicada à Engenharia Sanitária**. CETESB. 2 ed.. São Paulo. 1978.
- BRISAUD, F.; TOURNOUD, M. G. ; DRAKIDES, C. ; LAZAROVA, V. Mixing and impact on faecal coliform removal in a stabilization pond. **Water Science and Technology**. v. 48 n.2 p. 75-80. 2003.
- BRYANT, C. W. A simple method for analyses of the performance of aerated wastewater lagoons. **Water Science and Technology**., v. 31, n. 12, p. 211-218. 1995.

CALIJURI, M. C.; FALCO, P. B.; MIWA, A. C. P.; MOREIRA, J. F.; PIRES, E. C. Phytoplanktonic biomass and carbohydrate in waste stabilization pond system form the sanitary sewage treatment. In: 6th International Conference on Waste Stabilization Ponds and 9th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control., 2004. **Anais...**Avignon, France: 2004

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

CANOVAS, S.; PICOT, B.; CASELLAS, C.; ZULKIFI, H.; DUBOIS, A.; BONTOUX, J. Seasonal development of phytoplankton and zooplankton in a high-rate algal pond. **Water Science and Technology**. v. 33 n.7 p.199-206. 1996.

CARRÉ, J.; LAIGRE, M. P.; LEGEAS, M. Sludge removal from some wastewater stabilization ponds. **Wat. Sci.Tech.** v. 22, n. 3-4, p. 247.1990.

CAVALCANTI, P. F. F.; VAN HAANDEL, A. C.; LETTINGA, G. Accumulation of bottom solids in polishing ponds treating digested sewage. In: I Conferencia Latino Americana en Lagunas de Estabilizacion Y Reuso. **Anais...** Santiago de Cali – Colombia. 2000.

CAZARRÉ, M. M. **Otimização de lagoas anaeróbias para tratamento de dejetos suínos**. Florianópolis, 2000. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2000.

CEBALLOS, B. S.; KÖNIG, A.; LOMANS, B.; ATHAYDE, A. B.; PEARSON, H. W. Evaluation of a single-cell waste stabilization pond system for irrigation. **Water Science and Technology**., v. 31. n. 12, p. 267-273. 1995.

CEBALLOS, B. S.; SOUSA, M. S. M.; KÖNIG, A. Influência da biomassa algal das flutuações de qualidade da coluna de água e do efluente, no final do ciclo diário de uma lagoa facultativa primária. In: **18º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental** 1995. **Anais...**Salvador, Bahia. 1997. (em disquete).

CETESB - COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. **Determinação de Pigmentos Fotossintetizantes: Clorofila a, b , c e Feofitina a**. Normalização Técnica. L5.306. 1978.

CETESB- COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. **Condições de Funcionamento de Sete Lagoas de Estabilização no Estado de São Paulo**. 1979.

CHEN, P. ; ZHOU, Q. ; PAING, J.; LE, H.; PICOT, B. Nutrient removal by an integrated use og high rate algal pond and macrophyte systems in China. In: 5th International IWA Specialist Group Conference on Waste Stabilization Ponds - Pond Technology for the New Millenium, **Anais...** Auckland, New Zealand, 2002.

CHERNICHARO, C. A. L. **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios**. Projeto PROSAB. Belo Horizonte. 544p. 2001.

CHU, C. R.; SOONG, C. K. Numerical simulation of wind-induced entrainment in a stably stratified water basin. **Journal Hydraulical Research**, v.36, n. 1, p.21-41. 1997.

CÓDIGO FLORESTAL. **Lei 7.803**, de 18/7/89 que altera a redação da lei 4.711/65.

CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE. **Resolução CONAMA N°357**, de Março de 2005.

CONSTABLE, J. D.; CONNER, M. A.; SCOTT, P. H. The comparative importance of different nitrogen removal mechanisms in 5 west lagoon. Werribe treatment complex. In: 13th Australian Water and Wastewater Association Conference. **Anais...** Canberra. 1989.

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: 3rd IAWQ International Specialist Conference and Workshop. Waste Stabilization Ponds Technology and Applications. **Anais...** João Pessoa, PB. 1995.

COSTA, R. H. R.; MEDRI, W.; PERDOMO, C. C. High-rate pond for treatment piggery wastes. **Water Science and Technology**. v.42, n.10-11, p. 357-362. 2000 a.

COSTA, R. H. R.; BAVARESCO, A. S. L.; MEDRI, W.; PHILIPPI, L. S. Tertiary treatment of piggery wastes in water hyacinth ponds. **Water Science and Technology**. v.42, n.10-11, p. 211-214. 2000 b.

COSTA, R. H. R. e MEDRI, W. Modelling and optimisation of stabilisation system for the treatment of swine wastes: organic matter evaluation. **Brazilian Archives of Biology and Technology**. v. 45, n. 3, p. 385-392. 2002.

COSTA, R. H. R.; ZANOTELLI, C. T.; HOFFMANN, D.M.; BELLI FILHO, P.; PERDOMO, C.C.; RAFIKOV, M. Optimization of the treatment of piggery wastes in water hyacinth ponds. **Water Science and Technology**. v. 48, n. 2, p. 283-289. 2003.

CRAGGS, R.J.; TANNER, . C.C.; SUKIAS, J. P. S.; DAVIES-COLLEY, R. J. Nitrification potencial of attached biofilms in dairy farm waste stabilization ponds. **Water Science and Technology**. v.42 n.10-11 p. 195-202. 2000.

CROMAR, N. J.; SWEENEY, D. G.; O'BRIEN, M. J.; FALLOWFIELD, H. J. Changes in waste stabilization pond performance resulting from the retrofit of activated sludge treatment upstream: part I – water quality issues. **Water Science and Technology**. v. 51, n. 12, p. 11-16. 2005.

CURTIS, T. P.; MARA, D.D.; DATCH.; DIXO, N. G. H.; SILVA, S. A. Influence of pH, oxygen and humic substances on ability of sunlight to damage fecal coli forms in waste stabilization pond water. **Applied Environmental Microbiology**, v. 58, n. 4, p.1335-1343. 1992 a.

CURTIS, T. P.; MARA, D. D.; SILVA, S. A. The effects of sunlight on faecal coliforms in ponds: Implication for research and design. **Water Science and Technology**. v. 26, n. 7-8, p. 1729-1738. 1992 b.

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

DALAVÉQUIA, A. M. **Avaliação de lagoas de estabilização para tratamento de dejetos suínos**. Florianópolis, 2000. 180 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2000.

DARTORA, V. *et al.* **Manejo de dejetos de suínos**. Boletim Informativo de Pesquisa-Embrapa Suínos e Aves e extensão. EMATER/RS, ano 7, BIPERS no 11 março/1998, Concórdia-SC.

DAVIES, M. L.; CORWELL D. A. **Introduction to environmental engineering**. 2nd. Ed. Mc Graw-Hill, New York. 1991. In: SHILTON, A. Pond Treatment Technology. London, UK. 479 p. 2005.

DAVIES-COLLEY, R. J.; HICKEY, C. W. and QUINN, J. M. Organic matter, nutrients and optical characteristics os sewage lagoon effluents. **New Zealand Journal on marine and freshwater research**. v.29, p.235-250. 1995.

DAVIES-COLLEY, R. J.; DONNISON, A. M.; SPEED, D. J. Sunlight wavelengths inactivating faecal indicator microorganisms in waste stabilization ponds. **Water Science and Technology**. v.35, p.219-225. 1997.

DAVIES-COLLEY, R. J.; DONNISON, A. M.; SPEED, D. J.; ROSS, C. M.; NAGELS, J.W. Inactivation of faecal indicator microorganisms in waste stabilization ponds: Interactions of environments factors with sunlight. **Water Research**, v. 33, p. 1220-1230. 1999.

DAVIES-COLLEY, R. J.; DONNISON, A. M.; SPEED, D. J. Towards a mechanistic understanding of pond disinfection. **Water Science and Technology**, v. 42, n. 10-11, p. 149-158. 2000.

DE HANN, C.; STEINFELD, H.; BLACKBURN, H. **Livestock & Environment: Finding a balance**. 1995. Disponível em: <<http://www.fao.org/ag/resources/documents>> Acesso em maio de 2006.

DEMÉTRIO, N. M. **Relatório avaliativo do levantamento de percepções sobre a qualidade de vida dos suinocultores das bacias hidrográficas do Rio Coruja/Bonito (Braço do Norte) e Lageado dos Fragosos (Concórdia)**. Programa Nacional do Meio Ambiente – PNMA II, 2003 (mimeo).

DIAB, S.; KOCHBA, M.; AVNIMELECH, Y. Nitrification pattern in a fluctuating anaerobic-aerobic pond environment. **Water Research**. v.27, n.9, p.1469-1475.

DIESEL, R; MIRANDA C. R; PERDOMO, C. C. **Coletânea de tecnologias sobre dejetos suínos**, Boletim Informativo Pesquisa & Extensão- BIPERS, ANO 10, n. 14, Embrapa Suínos e Aves e Extensão—EMATER/RS. 2002.

DINIZ, C. R.; CEBALLOS, B. S.; BARBOSA, J. E. L.; KÖNIG, A. Ciclo nictemeral e vertical de variáveis ambientais no açude Epitácio Pessoa, semi-árido paraibano. In: XXII Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais...** Joinville, Brasil. 2003. CD-ROM.

DOREGO, N. C.; LEDUC, R. Characteristics of hydraulic flow patterns in facultative aerated lagoons. **Water Science and Technology**, v.34, n. 11, p.99- 106. 1996.

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.

EMPRESA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA E DE EXTENSÃO RURAL DO ESTADO DE SANTA CATARINA - EPAGRI. Centro Integrado de Informações de Recursos Ambientais - CIRAM. **Inventário das terras da sub-bacia hidrográfica do rio Coruja / Bonito**. Florianópolis : EPAGRI – CIRAM, 2000. 112 p.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. **Estatísticas e Cotações, 2006 a**. Disponível em: <<http://www.cnpsa.embrapa.br>>. Acesso em 08/01/07.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. **Nutrição de Suínos, 2006 b**. Disponível em: <<http://www.cnpsa.embrapa.br/SP/suinos/nutricao.html>>. Acesso em 13/12/06.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos da limnologia**. 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998.

ESTRADA, V. E. E.; HERNANDEZ, D. E. A. Treatment of piggery wastes in waste stabilization ponds. **Water Science and Technology**, v.45, n. 1, p. 55-60. 2002.

FATMA – Fundação do Meio Ambiente de Santa Catarina - **Portaria Intersetorial nº 01/2004**. Aprova a Listagem das Atividades Consideradas Potencialmente Causadoras de Degradação Ambiental Disponível em: <http://www.fatma.sc.gov.br>. Acessado em: 12/06/2006.

FATMA – Fundação do Meio Ambiente de Santa Catarina – **Instrução Normativa 11**. Disponível em: <http://www.fatma.sc.gov.br>. Acessado em: 12/06/2006.

FERRARA, R.A. e AVCI, C. B. Nitrogen dynamics in waste stabilization ponds. **Water Pollution Control Fed**, v. 54, n. 4, p. 361-369.1982.

FERREIRA, I. V.L. **Contribuição ao Estudo do Ciclo de Enxofre em Lagoas Profundas em Série**. 1988. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal da Paraíba.. Campina Grande, 1988.

FERRI, M. G. **Fisiologia Vegetal**. Editora EPU. São Paulo, SP. 361 p. 1985.

FLORES, C. H. C.; PERRUOLO, T.; FERNANDEZ, D. Tratamiento de aguas residuales domesticas utilizando lagunas aireadas. In: 27 Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais...**Porto. Alegre, RS, 2000.

FRANCI, R. **Gerenciamento de lodo de lagoas de estabilização não mecanizadas**. Programa de Pesquisa em Saneamento Básico (PROSAB). ABES. Rio de Janeiro, 1999.

- FUNG, L. **Investigating the changes in lagoon algae species since the Bolivar WWTP upgrades**. In: Internal report, United Water International, Adelaide, Australia. 2004.
- GANN, J. D., COLLIER, R. E., LAWRENCE, C. H. Aerobic bacteriology of waste stabilization ponds. **Journal of the Water Pollution Control Federation**. n.40, p.185-191. 1968.
- GIRALDO, E.; GARZÓN, A. Compartmental model for organic matter digestion in facultative ponds. **Water Science and Technology**. v. 45, n. 1, p.25-32. 2002.
- GLOYNA, E. F. **Waste stabilization ponds**. Geneva., World Health Organization. 1971. In: KELLNER, E.; PIRES, E. C. Lagoas de estabilização: Projeto e Operação. Rio de Janeiro: ABES. 244 p. 1998.
- GOLDEN SOFTWARE, Inc. **SURFER (surface mapping system)**, version 8.0 - 2002. Disponível em: <www.goldensoftware.com> Acesso em: 04/03/06.
- GONZÁLEZ, L. E.; CAÑIZARES, R. O.; BAENA, S. Efficiency of ammonia and phosphorus removal from a Colombian agroindustrial wastewater by the microalgae *Chlorella vulgaris* and *Scenedesmus dimorphus*. **Bioresource Technology**, 60, 259-262. 1997.
- GOSMANN, H. A. **Estudos comparativos com bioesterqueiras e esterqueiras para armazenamento e valorização dos dejetos suínos**. 1997. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 1997.
- GOVERNO DE SANTA CATARINA. **Decreto Estadual 14.250**, de 5 de junho de 1981. Regulamenta dispositivos da Lei nº 5.793, de 15 de outubro de 1980, referentes à Proteção e a Melhoria da Qualidade Ambiental, no uso da competência privativa que lhe confere o artigo 93, itens I e II, da Constituição. Disponível em: <<http://www.fatma.sc.gov.br>> Acessado em: 12/06/2006.
- GRIZZARD, T. T.; RANDALL, C. W.; JENELLS, E. M. The influence of sediment water interaction in an impoundment on downstream water quality. In: **International Association on Water Pollution Research**. Eleventh Conference. p. 227-304. 1982.
- GROSS, P. M.; SCOTT, P. H.; CONNOR, M. A. **Development of a management procedure for maintaining nitrification in sewage treatment lagoons. Nutrient Removal from Wastewaters**. Ed. N. J. Lowe, and E. I. Stentiford. Technomic. Publishing Co. Lancaster, p. 47-54. 1994. In: SHILTON, A. Pond Treatment Technology. London, UK. 479 p. 2005.
- GU, R.; STEFAN, H. G. Stratification dynamics in wastewater stabilization. **Water Research**, v. 29, n. 8, p. 1909-1923. 1995.
- GUTERMAN, H.; VANSHAK, A.; BEN-YAAKOV, S. A macromodel for outdoor algal mass production. **Biotechnology Bioengineering**, v.35, p. 809-819. 1990.
- HADLICH, G. M. **Poluição Hídrica Na Bacia do Rio Coruja-Bonito (Braço do Norte - SC) e Suinocultura: Uma Perspectiva Sistêmica**. 2004. Tese (Doutorado em Geografia), Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2004.

- HEMENS, J. and MASON, M. H. Sewage nutrient removal by shallow algal stream. **Water Research**. v.2, p.277-287. 1968.
- HIRN, J.; VILJAMAAH, H.; RAEVUORSI, M. The effect of physicochemical, phytoplankton and seasonal factors on faecal indicator bacteria in northern brackish water. **Water Research**, v.14 n.3 p.279-285. 1980.
- HOSETI, B.; FROST, S. A review of the control of biological waste treatment in stabilization ponds. Critical Reviews. **Environmental Science and Technology**, v.28, n.2, p.193-218. 1998.
- HOUGHTON, S. R.; MARA, D. D. The effects of sulphide generation in waste stabilization ponds on photosynthetic populations and effluent quality. **Water Science and Technology**. v.26, p.1759-1768.1992.
- HOUNG, H. e GLOYNA, E. Phosphorus models for waste stabilization ponds. **Journal of the Environmental Engineering**. v.110, n.3, p.550-561. 1984.
- HOUWELING, C. D.; KHAROUNE, L.; COMEAU, Y. Modeling ammonia removal in aerated facultative lagoons. In: 6th International Conference on Waste Stabilization Ponds and 9th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control., 2004. **Anais...**Avignon, France: 2004.
- IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Relatórios Estatísticos. Censo Demográfico, 2000**. Disponível em: <<http://www.sidra.ibge.gov.br>>. Acesso em: 13/10/06.
- IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Pesquisa Pecuária Municipal, 2003**. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br>> Acesso em: 21/11/06.
- IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Censo Agropecuário, 2006**. Disponível em: <<http://www.sidra.ibge.gov.br>> Acesso em: 13/12/06.
- JAMES, A. An alternative approach to the design of waste stabilization ponds. **Water Science and Technology**., v.19, n.12, p.213-128. 1987.
- JORDÃO, E. P. e PESSÔA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos**. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental 4. ed. Rio de Janeiro: ABES, 2005.
- JORDÃO, E. P.; SOBRINHO, P. A. **Lagoas de estabilização: conceitos de projeto e operação**. Curso ABES: Florianópolis, 09-11 de junho de 1994.
- JOHNSON, R. A.; WICHERN, D.W. **Applied multivariate statistical analysis**. 5ª edição New Jersey: Prentice-Hall, 2002.
- JUNQUEIRA, L. C.; CARNEIRO, J. **Biologia Celular e Molecular**. 5ª edição, editora Guanabara. Rio de Janeiro – RJ. 260 p. 1991.

KAYOMBO, S.; MBWETTE, T.S.A.; MAYO, A. W.; KATIMA, J. H. Y.; JORGENSEN, S.E. Modeling diurnal variation of dissolved oxygen in waste stabilization ponds. **Ecological Modelling**, v. 127, p. 21-31. 2000.

KAYOMBO, S.; MBWETTE, T.S.A.; MAYO, A. W.; KATIMA, J. H. Y.; JORGENSEN, S.E. Diurnal cycles of variation of physical-chemical parameters in waste stabilization ponds. **Ecological Engineering**, v. 18, p. 287-291, 2002.

KAYOMBO, S.; MBWETTE, T.S.A.; MAYO, A. W.; KATIMA, J. H. Y.; JORGENSEN, S.E. Effects of substrate concentrations on the growth of heterotrophic bacteria and algae in secondary facultative ponds. **Water Research**, v. 37, p. 2937 – 2943, 2003.

KELLNER, E.; PIRES, E. C. **Lagoas de estabilização: Projeto e Operação**. Rio de Janeiro: ABES. 244 p. 1998.

KELLNER, E.; PIRES, E. C. The influence of thermal stratification on the hydraulic behavior of waste stabilization ponds. **Water Science and Technology**, v. 45, n. 1, p. 41-48, 2002.

KONÉ, D.; BRISSAUD, J. T. ; VASEL, J. L. State of art of facultative ponds in Western Africa : removal performances and design criterial. In: 6th International Conference on Waste Stabilization Ponds and 9th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control., 2004. **Anais...**Avignon, France: 2004.

KÖNIG, A. **Ecophysiological studies on some algae and bacteria of waste stabilisation ponds**. PhD Thesis, University of Liverpool, UK.1984. In: SHILTON, A. Pond Treatment Technology. London, UK. 479 p. 2005.

KÖNIG, A. PEARSON, H. W. and SILVA, S. A. Ammonia toxicity to algal growths in waste stabilisation ponds. **Water Science and Technology**. v.19, n.12, p.115-122. 1987.

KÖNIG, A. Biologia de lagoas de estabilização, capítulo 2. In: MENDONÇA, S. R. **Lagoas de estabilização e aeradas mecanicamente: novos conceitos**. João Pessoa,PB. 388p. 1990.

KÖNIG, A. CEBALLOS, B. S. O.; FLORENTINO, I. Q. B.; FREITAS, V. L. B. Avaliações do ciclo diário de parâmetros físico-químicos e microbiológicos de um sistema de lagoas de estabilização em escala real. In: 16° Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. 1991. **Anais...** v.1. Goiânia:1991.

KÖNIG, A.; SOUSA, M. S. M.; FLORENTINO, I. Q. B.; CEBALLOS, B. S. O. Observações sobre a população de microalgas de uma lagoa facultativa secundária. In: 3° Congresso Brasileiro de Ecologia. 1996. **Anais...** Brasília: 1996.

KÖNIG, A. **Biologia de las lagunas de estabilización: algas**. In: MENDONÇA, S. R. (coord.). Sistemas de Lagunas de Establización: como utilizar aguas residuales tratadas en sistemas de regadio. Ed.. McGraw- Hill, p. 44-67. 2000.

KONZEN, E.A. Valorização Agronômica dos Dejetos Suínos: utilização dos dejetos suínos como fertilizantes. In: I Ciclo de Palestras Sobre Dejetos suínos no Sudoeste Goiano. 1997. **Anais...** Rio Verde, GO: 1997.

LANDIM, P. B; MONTEIRO, R. C; CORSI, A. C. **Introdução à confecção de mapas pelo software SURFER**. DGA-IGCE-UNESP. Rio Claro, Lab. Geomatemática. Texto didático 08. 21 pp. 2002. Disponível em: <<http://www.rc.unesp.br/igce/aplicada/textodi.html>> Acesso em: 14/10/2006.

LLORENS, M.; SAÉZ, J.; SOLER, A. Influence of thermal stratification on the behavior of deep wastewater stabilization pond. **Water Research**. v. 26, n. 5, p. 569-577. 1992.

LLORENS, M., SAEZ, J., SOLER, A. Primary productivity in a deep sewage stabilization lagoon. **Water Research** , v.27, n.12, p.1779-1785, 1993.

LLOYD, D. **Operation, maintenance and monitoring**. In: SHILTON, A. Pond Treatment Technology. London, UK. 479 p. 2005.

LUCAS, J; SANTOS, T. M. B.; OLIVEIRA, R. A.; **Possibilidade de uso de dejetos no meio rural**. In: WORKSHOP: MUDANÇAS CLIMÁTICAS GLOBAIS E A AGROPECUÁRIA BRASILEIRA, n.1, 1999. Campinas. Memória. Embrapa Meio Ambiente. p. 42. 1999.

LUDUVICE, M. L.; QUEIROZ, T. R., NEDER, K. D.; SOUZA, M. A. A. **Sólidos suspensos como indicadores de densidade de algas em lagoas de estabilização**. In: 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, ABES, 2001. **Anais...** João Pessoa: 2001.

MAEKAWA, T. A.; LIAO, C. M.; FENG, X. D. Nitrogen and phosphorus removal for swine wastewater using intermittent aeration batch reactor followed by ammonium crystallization process. **Revista DAE**, SABESP, SP, v. 51, p. 25-27. 1991.

McGARRY, M. G.; PESCOD, M. B. Stabilization ponds design criteria for tropical Asia. In: Proceeding of the second International Symposium on Waste treatment Lagoons, 1970. **Anais...** Laurence, K. S. University of Kansas: 1970.

MARA, D. D.; SILVA, S. A. **Sewage Treatment in Waste Stabilization Ponds: Recent Research in Northeast Brazil**. Prog. Water Tec., vol. II, n. ½. Pergamon Press. 1979.

MARA D. D e PEARSON H. W. Artificial fresh water environments waste stabilization ponds. **Biotechnology**, v. 8, p. 177- 206. 1986.

MARA D. D., ALABASTER G. P., PEARSON H. W. e MILLS S. W. **Waste Stabilization Ponds: a Design Manual for Eastern Africa**. Lagoon Technology International, Leeds. 1992a.

MARA, D. D.; MILLS S. W., PEARSON H. W. AND ALABASTER G. P. Waste stabilization ponds: a viable alternative for small community treatment systems. **J. Inst. Wat. Environ. Manag**, v. 6, n.1, p.72-78. 1992b.

MARA, D. D. Waste stabilization ponds: effluent quality requirements and implications for process design. In: 3rd IAWQ International Specialist Conference. Waste stabilization ponds: technology and applications. 1995. **Anais...** João Pessoa: 1995.

MARA, D. D.; PEARSON, H. W. **Design Manual for Waste Stabilization Ponds in Mediterranean Countries**. Lagoon Technology International; Leeds, UK. 1998. In: SHILTON, A. Pond Treatment Technology. London, UK. 479 p. 2005.

MARA, D.D. Speakers Notes. In: 5th IWA/NZWWA International conference on Waste Stabilization Ponds. Pre-Conference. 2002. **Anais...** New Zealand: 2003.

MARA, D. D. **Pond process design – a practical guide**. In: SHILTON, A. Pond Treatment Technology. 2005.

MARTINEZ, M.E., JIMENEZ, J.M., ESPINOLA, J.B., EL YOUSFI, F. Sistemas algas–bacterias para tratamiento de residuos líquidos. **Ing. Quím.** n.25, p.131–135. 1993.

MATHEUS, C. E.; GIANOTI, E. P.; MORAES, A. J.; LIMA, J. B. Estimativa da densidade fitoplanctônica em lagoas de estabilização através de leituras com o Disco de Sechi. **Revista DAE, SABESP, SP.** v. 51, p. 25-27. 1991.

MATUSIAK, K. Studies on the purification of wastewater from the nitrogen fertilizer industry by intensive algal cultures. **Acta Microbiol. Pol.** n.25, p.233-242. 1977.

MAYNARD, H. E.; OUKI, S. K.; WILLIAMS, S. C. Tertiary lagoons: a review of removal mechanisms and performance. **Water Research.** v. 33, n. 1, p. 1-13. 1999.

MEDRI, W. **Modelagem e otimização de sistemas de lagoas de estabilização para tratamento de dejetos suínos**. 1997. 205 p. Tese (Doutorado Engenharia de Produção), Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 1997.

MEDRI, W. e COSTA, R. H. R. A model for cost estimation of system for piggery wastes treatment ponds – a case study. **Pesquisa Operacional.** v. 23; n. 3, p. 463-473. 2003.

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. **Water Science and Technology.** v. 42, n. 10-11, p. 75-81. 2000.

MENDONÇA, S. R. **Lagoas de estabilização e Lagoas Aeradas Mecanicamente: novos conceitos**. Sindicato Nacional dos Editores de Livros. Rio de Janeiro. 388 p. 1990.

MENDONÇA, S. R. **Sistemas de lagunas de estabilización**. Santa Fé de Bogotá. McGraw Hill. 2000.

MENESES, C. G. R.; SARAIVA, L. B.; MELO, H.N. S.; MELO, J.L.S.; PEARSON, H. S. Spatial and temporal variations in BOD and algal concentration and total organic matter biodegradation constants in facultative tropical waste stabilization pond system mixed by wind action. In: 6th International Conference on Waste Stabilization Ponds and 9th International

Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control., 2004. **Anais...**Avignon, France: 2004.

MENESES, C. G. R.; SARAIVA, L. B.; MELO, H.N.. S.; MELO, J.L.S.; PEARSON, H. S. Variations in BOD, algal biomass and organic matter biodegradation constants in a wind-mixed tropical facultative waste stabilization pond. **Water Science and Technology**. v.51, n.12, p. 183-190. 2005.

MESPLÉ, F.; CASELLAS, C.; TROUSSELIER, M.; BONTOUX, J. Some difficulties in modelling chlorophyll *a* evolution in a high rate algal pond ecosystem. **Ecological Modelling**. n. 78, p.25-36. 1995.

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

METCALF & EDDY, Inc. **Wastewater Engineering: Treatment, Disposal, Reuse**. 10 ed. McGraw-Hill. Boston. 2003.

MEZRIOURI, N.; OUDRA, B.; OUFDOU, K.; HASSANI, L.; LOUDIKI, M.; DARLEY, J. Effect of micro-algae growing on wastewater batch culture on *Escherichia coli* and *Vibrio cholerae* survival. **Water Science and Technology**. v.30, n.8, p. 295-302. 1994.

MIDDLEBROOKS, E. J.; REED, S.C.; PANO, A. and ADAMS, V. D. Nitrogen removal in wastewater stabilization lagoons. In: 6th National Drinking Water and Wastewater Treatment Technology Transfer Workshop. 1999. Anais... Kansas, Missouri: 1999. In: SHILTON, A. (2005). Pond Treatment Technology. London, UK. 479 p.

MIELE, M. e MACHADO, J.S. **Levantamento Sistemático da Produção e Abate de Suínos – LSPS: Metodologia ABIPECS-EMBRAPA de previsão e acompanhamento da suinocultura**. Concórdia: EMBRAPA Suínos e Aves. 27 p. 2006. Disponível em: <<http://www.cnpsa.embrapa.br>> Acesso em: 12/10/.2006.

MIRANDA, C. D. **Avaliação de estratégias para sustentabilidade da suinocultura**. 2005. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2005.

MOELLER, J. R.; CALKINS, J. Bactericidal agents in wastewater lagoons design. **Journal Water Pollution Control Fed**, v.52, n. 10, p.2442-2451.1980.

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**. Thèse (Doctorat), Université Montpellier I, Montpellier, France: 1992.

MORENO, M. D. A tracer study of the hydraulics of facultative stabilization ponds. **Water Research** v.24, n.8, p.1025-1030. 1990.

- MUNAVAR, M. “**The biocenose distribution of unicelular of unicelular and colonial phytoplankton in polluted and unpolluted environment**”, In: Limnological Studies of Freshwaters Ponds in Hyderabad-India, n. 36, p. 26-37. 1970.
- MUNOZ, R.; GUIEYSSE, B. Algal–bacterial processes for the treatment of hazardous contaminants: A review. **Water Research**. n. 40, p. 2799 – 2815. 2006.
- MUTTAMARA, S. e PUETPAIBON, N. U. Nitrogen removal in baffled waste stabilization ponds. **Water Science and Technology**, v.33, n.7, p.173 – 181. 1996.
- NAMECHE, T.; VASEL, J. L. Hydrodynamic studies and modelization for aerated lagoons and waste stabilization ponds. **Water Research**, v.32, n. 10, p.3039-3045. 1998.
- NASCIMENTO, J. R. S.; MONTEGGIA, L O.; GOMES, R. J. Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios em lagoas de alta taxa de produção de algas. In: 27º Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2000. **Anais...**Porto Alegre: 2000.
- NELSON, K. L. Ultraviolet light disinfection of wastewater stabilization pond effluents. **Water Science and Technology**. v. 42, n. 10-11, p. 165-170. 2000.
- NELSON, K. L. Sludge accumulation, characteristics, and pathogen inactivation in four primary waste stabilization ponds in central Mexico. **Water Research**, v.38, p. 111-127. 2004.
- NURDOGAN, Y. and OSWALD, W. J. Enhanced nutrient removal in high-rate ponds. **Water Science and Technology**. v.31, n.12, p.33-43. 1995.
- NUSH, E. A. Comparison of different methods for chlorophyll and phaeopigment determination. **Arch. Hydrobiol. Beih. Stuttgart**, v. 14, p. 14-36. 1980.
- ODUM, E. P. **Ecologia**. Tradução TRIBE, C. J. Editora Guanabara Koogan S. A. Rio de Janeiro, RJ. 434 p. 1998.
- OGLIARI, P. J.; ANDRADE, D. F. **Estatística básica aplicada às ciências agronômicas e biológicas: com noções de experimentação**. Apostila de aula. Florianópolis, SC. 352 p. 2004.
- OGLIARI, P. J.; PACHECO, J.A. **Análise estatística usando o STATISTICA® 6.0**. Apostila de aula. Florianópolis, SC. 131 p. 2004.
- OLIVEIRA, R.; SILVA, S. A.; ARAUJO, A. L. C.; SOARES, J.; MARA, D. D.; PEARSON, H. W. **The Performance of pilot-scale series of tem ponds treating minicipal sewage in Northest Brazil**. In: 3rd IAWQ International Specialist Conferenceand Workshop. **Anais...** João Pessoa. 1995.
- OLIVEIRA, P. J. P. **Tratamento secundário e terciário de dejetos de suínos utilizando lagoas de alta taxa algal, aerada e maturação**. 2002. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental), Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2002.

- OLIVEIRA, P.A.V. COSTA, R. H.R.; TROGLIO, J. Lagoons for treatment of waste products from hogs: example of Coopercentral. In: 3rd IAWQ International Specialist Conference and Workshop. Waste Stabilization Ponds Technology and Applications. **Anais...** João Pessoa, PB. 1995.
- OLIVEIRA, P. A V. (Coord.) **Manual de manejo e utilização dos dejetos de suínos.** Concórdia, SC: EMBRAPA/CNPQA, Documento n. 27, p.188. 1993.
- 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: 21^o Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais...** João Pessoa, PB. 2001.
- OSWALD, W. J. Microalgae and wastewater treatment. In: **Microalgae biotechnology.** Borowistka, M.; Borowistka, L. J. (eds.). Cambridge Uni. Press., UK, p. 310-365. 1988.
- OSWALD, W. J. Introduction to advanced integrated wastewater pond systems. **Water Science and Technology.** v.24, n.5, p.1-7. 1991.
- PAIVA, D. P. **As moscas como indicadores biológicos da alteração ambiental,** In: Curso de capacitação em práticas ambientais sustentáveis: Treinamento 2002. EMBRAPA Suínos e Aves. p. 28-38. 2002.
- PALMER, C. M. A composite rating of algae tolerating organic pollution. **Journal of Phycology.** v.5, p.78-82. 1969.
- PANO, A. and MIDDLEBOOKS, E. J. Ammonia nitrogen removal in facultative wastewater stabilization ponds. **J. Wat. Pollut. Contr. Fed.** v.54, n.4, p.344-351.1982.
- PATIL, H. S.; DODAKUNDI, G. B.; RODGI, S. S. Sucession in Zoo and Phytoplankton in a Sewage Stabilization Pond. **Hydrobiologia,** v. 47. p.253-264. 1975.
- PEARSON, H. W. e KÖNIG, A. The biology of waste stabilization ponds. In: Seminario Regional de Investigacion sobre Lagunas de Estabilizacion. **Anais...**Lima:1986. In: SHILTON, A. Pond Treatment Technology. London, UK. 479 p. 2005.
- PEARSON, H. W.; MARA, D.D.; BARTONE, C. R. Guidelines for the minimum evaluation of performance of full-scale waste stabilization pond systems. **Water Research,** v.21, n.9 p.1067-1075. 1987a.
- PEARSON H. W.; MARA D. D.; MILLS S. W.; SMALLMAN D. J. Factors determining algal populations in waste stabilization ponds and the influence of algae on pond performance. **Water Science and Technology.** v.19, n.12, p.131-140. 1987b.
- PEARSON, H. W.; MARA D. D.; MILLS S. W.; SMALLMAN, D. J. Physico-chemical parameters influencing fecal bacterial survival in waste stabilization ponds. **Water Science and Technology.** v.19 , n.12, p.145-152. 1987c.

PEARSON, H. W.; MARA, D. D.; CAWLEY, L. R.; ARRIDGE, H. M.; SILVA, S. A. Performance of an innovative tropical experimental waste stabilization pond system operating at high organic loading. **Water Science and Technology**. v. 33, n. 7, p.63-73. 1996.

PEARSON, H. W. **Microbiology of waste stabilization ponds**. 14-45 p. 2005. In: SHILTON, A. Pond Treatment Technology. London, UK. 479 p. 2005.

PELCZAR Jr., M. J.; CHAN, E. C. S.; KRIEG, N. R.; EDWARDS, D. D.; PELCZAR, M. F. **Microbiologia: conceitos e aplicações**, volume I, 2 ed. Tradução Sueli Fumie Yamada, Tânia Ueda Nakamura, Benedito Prado Dias Filho, revisão técnica Celso Vataru Nakamura – São Paulo: Makron Books,. 566 p.1996.

PERDOMO, C.C. *et al.* **Dimensionamento de sistemas e tratamento (decantador de lagoas) e utilização de dejetos suínos**. Concórdia-SC. Comunicado Técnico n. 234, Embrapa Suínos e Aves, p. 1–5, Abril/1999. Disponível em: <<http://www.suino.com.br/embrapa>> Acesso em:15/05/2006.

PERDOMO, C. C. **Sugestões para o manejo, tratamento e utilização de dejetos suínos**. Concórdia: EMBRAPA – CNPSA, 2000. (EMBRAPA – CNPSA. Instrução técnica para suinocultor, n.12. Disponível em: <<http://www.suino.com.br/embrapa/012.htm>> Acesso em: 12/11/ 2006.

PERDOMO, C. C.; OLIVEIRA, P. A.V.; KUNZ, A. **Sistema de tratamento de dejetos suínos: Inventário Tecnológico**. Concórdia: EMBRAPA – CNPSA, 2003. (Documentos, 85). Endereço eletrônico: <<http://www.suino.com.br/embrapa>> Acesso em: 12/01/2007.

PICOT, B.; EL HALOUANI, H.; CASELLAS, C.; MOERSIDIK, S.; BONToux, J. Nutrient removal by high rate pond system in a Mediterranean climate. **Water Science and Technology**. v. 23, n. 7, p. 1535-1541, 1991.

PICOT, B.; BAHLAOUI, A.; MOERSIDIK, S; BALEUX, B. BONToux, J. Comparison of the purifying efficiency of high rate algal pond with stabilization pond. **Water Science and Technology**. v.25, n.12, p.197-206. 1992.

PICOT, B.; MOERSIDIK, S.; CASELLAS, C.; BONToux, J. Using diurnal variations in a high rate algal pond for management pattern. **Water Science and Technology**. v. 28, n. 10, p. 169-175. 1993.

PICOT, B.; COSTA, R.H.R; PHILIPPI, L.S; SAMBUCCO, J.P. The desludging of waste stabilization ponds and sludge disposal in France. In: Specialized Conference on Sludge Management: regulation, treatment, utilization and disposal. **Anais...** Acapulco. México. 2001.

PICOT, B.; ANDRIANARISON, T.; GOSSELIN, J. P.; BRISSAUD, J. T. Twenty years monitoring of Mèze stabilization ponds: Part I – removal of organic matter and nutrients. **Water Science and Technology**. v.51, n. 12, p. 23-31. 2005.

- PINTO, M. A. T.; NEDER, K. D.; LUDUVICE, M. L. Assessing oxidation pond design criteria in a tropical town with low water availability. **Water Science and Technology**, v. 33, n. 7, p. 33-40. 1996.
- REDDY, K. R. Fate of nitrogen and phosphorus in a wastewater retention reservoir containing aquatic macrophytes. **Journal Environmental Quality**, v.12, p.137. 1983.
- REED, S. C. Nitrogen removal in wastewater stabilization ponds. **Journal Water Control Fed**, v. 57, n.1, p.39-45. 1985.
- REED, S. C.; MIDLEBROOKS, E. J.; and CRITES, R. H. **Natural Systems for Waste Management and Treatment**. Ed. N. M. Post and J. Halston. McGraw-Hill, USA. 1988.
- REIS, E. **Estatística Multivariada Aplicada**. Lisboa: Edições Silabo, 1997.
- RICKLEFS, R. E. **A Economia da Natureza**. Traduzido para o português por BUENO, C.; SILVA, P. P. Editora Guanabara Koogan S. A. Rio de Janeiro, RJ. 470 p. 1996.
- ROESLER, M. R. V. B e CESCONETO, E. A. **A produção de suínos e as propostas de gestão de ativos ambientais: o caso da região de Toledo no Paraná**. p. 19. Toledo-PR, 2004.
- RODRIGUES, R. B. J. **Eficiência de crescimento da microalga *Chlorella minutissima* e sua aplicação em resíduos de suinocultura – valorização e tratamento**. 2000. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas e da Saúde), Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2000.
- SALTER, H.E., BOYLE, L., OUKI, S.K., QUARMBY, J., WILLIAMS, S., The performance of tertiary lagoons in the United Kingdom: I. **Water Research**, v.33, n.18, p. 3775–3781. 1999.
- SAMBUCO, J. P. ; COSTA, R. H. R.; PAING, J. Influence of load distribution and recycle rate in step-fed facultative ponds. **Water Science and Technology**. v. 45, n.1, p. 33-40, 2002.
- SCHMITT, J. **Pré-processamento para a mineração de dados: uso da análise de componentes principais com escalonamento ótimo**. Dissertação (Mestrado em Ciência da Computação), Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2005.
- SECRETARIA ESTADUAL DE SAÚDE. **Código Sanitário** (Lei nº 6.320 de 20/12/83, regulamentada pelo Decreto nº 24.980 de 14/03/1985, alterado pelo Decreto nº 4.085 de 21/02/02).
- SEVRIN-REYSSAC, S. J.; COMBRES, C.; LAUX, S.; TEXIER, C. Applications des Techniques du Lagunae au Recyclage du Lisier de Porc. **Journées Rech. Porcine en France**. n. 26 p. 123-134. 1994.
- SEVRIN-REYSSAC, S. J. ; LA NOUE, J.; FROULX, D. **Le recyclage du lisier de porc par lagunage**. TEC DOC. Ed. Lavoisier, Paris. 118 p. 1995.
- SHILTON, A. Ammonia volatilization from a piggery pond. **Water Science and Technology**.v.33, n.7, p. 183-189. 1996.

SHILTON, A. **Pond Treatment Technology**. IWA Publishing: 2005. 479 p.

SILVA, S. A. e MARA, D. D. **Tratamentos biológicos de águas residuárias: Lagoas de estabilização**. Rio de Janeiro, ABES. 1979.

SILVA, S. A. **Tratamento de Esgotos Domésticos em Lagoas de Estabilização no Nordeste do Brasil**. Tese (Doutorado). Universidade de Dundee, Escócia, 1982. In: JORDÃO, E. P. e PESSÔA, C. A. Tratamento de esgotos domésticos. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental 4. ed. Rio de Janeiro: ABES, 2005.

SILVA, S. A.; OLIVEIRA, R.; SOARES, J.; MARA, D. D. e PEARSON, H. W. Nitrogen removal in pond systems with different configurations and geometries. **Water Science and Technology**, v.31, n. 12, p.321-330. 1995.

SILVA, F.C.M. **Tratamento dos dejetos de suínos utilizando lagoa de alta taxa de degradação em batelada**. 1996. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental), Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 1996.

SILVA FILHO, T.A.T. **Análise multivariada de dados de monitoramento de lagoas de estabilização em série**. 2001. Dissertação (Mestrado), Universidade Federal da Paraíba, Campina Grande, 2001.

SILVA, R. L. **Comunidades de cianobactérias e algas em sistemas de abastecimento e tratamento de águas residuárias**. Disciplina da pós-graduação em Biologia Vegetal, UFSC. *Apostila*. 2002.

SLAK, A. S.; BULC, T. G.; VRHOUSEK, D. Comparison of nutrient cycling in a surface-flow constructed wetland and facultative pond treating secondary effluent. In: 6th International Conference on Waste Stabilization Ponds and 9th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control., 2004. **Anais...**Avignon, France: 2004.

SMITH, D. W. Wastewater treatment with complementary filters feeders: a new method to control excessive suspended solids and nutrients in stabilization ponds. **Water Environmental Research**, v. 65, n. 5, p.650-654. 1993.

SOARES, J. **Avaliação do comportamento de um sistema de lagoas de estabilização em série**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil), Universidade Federal da Paraíba, Campina Grande: 1985.

SOARES, J.; SILVA, S. A.; OLIVEIRA, R.; ARAUJO, A. L. C.; MARA, D. D.; PEARSON, H. W. Ammonia Removal in a Pilot-scale WSP complex in northeast Brazil. **Water Science and Technology**, v. 33, n. 7, p. 165-171. 1996.

SOARES, S. R. A. e BERNARDES, R. S. Revisão do Critério da Taxa de Aplicação superficial no dimensionamento de Lagoas Facultativas. 2001. In: 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais...** João Pessoa, 2001. CD-ROM.

SOBRINHO, P. A.; RODRIGUES, M.M. Contribuição ao Projeto de Sistemas de Lagoas Aeradas e Aeróbias para o Tratamento de Esgotos Domésticos. **Revista DAE**. n. 128. 1982.

SOLER, A.; LLORENS, M.; MARTINEZ, I.; BERNA, L.M.; TORRELLA, F. Changes in physicochemical parameters and photosynthetic microorganisms in a deep wastewater self-depuration lagoon. **Water Research**, v.25, p.689-695. 1991.

SPOEHR, H. A.; MILNER, H. The chemical composition of Chlorella: Effect of environmental conditions. **Plant Physiology**, v. 24, n. 1, p. 120-149. 1949.

STATSOFT, Inc. **STATISTICA (data analyses software system)**, version 6.0. 2001. Disponível em: <<http://www.statsoft.com>> Acessado em: 04/09/06.

STOTT, R.; TANNER, C. Influence of biofilm on removal surrogate faecal microbes in a constructed wetland and maturation pond. In: 6th International Conference on Waste Stabilization Ponds and 9th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control., 2004. **Anais...**Avignon, France: 2004.

STREBELE, H. e KRAUTER, D. **Atlas de los Microorganismos de Agua Dulce. La vida em uma gota de água**. Ediciones Omega, S. A., Barcelona. 364p. 1987.

SUKIAS, J. P.S. e TANNER, C.C. **Ponds for Livestock**. In: SHILTON, A. Pond Treatment Technology. London, UK. 479 p.2005.

TADESSE, I.; GREEN, F. B.; PUHAKKI, J. A. Seasonal and diurnal variations of temperature, pH and dissolved oxygen in advanced integrated wastewater pond system treating tannery effluent. **Water Research**, v.38, p. 645-654. 2004.

TAM, N. F. Y. e WONG, Y. S. Effect of ammonia concentrations on growth of *Chlorella vulgaris* and nitrogen removal fom media. **Bioresource Technology**. v. 57. p. 45-50. 1996.

TANNER, C.C. e SUKIAS, J. P. S. Linking pond and wetland treatment: Performance of domestic and farm systems in New Zealand. **Water Science and Technology**. v.48, n.2, p.331-339. 2003.

TANNER,C.C.; CRAGGS, R. J.; SUKIAS, J. P. S.; PARK, J. Comparison of maturation ponds and constructed wetlands as the final stage of a advanced pond system. In: 6th International Conference on Waste Stabilization Ponds and 9th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, 2004. **Anais...** Avignon, France: 2004.

TAVARES, L. H. S. e ROCHA, O. **Produção de Plâncton (Fitoplâncton e Zooplâncton) para Alimentação de Organismos Aquáticos**. São Carlos: RiMa, v. 1. 106 p. 2001.

TEJO, C.; KÖNIG, A.; CEBALLOS, B. S. Matéria orgânica e nutrientes eutrofizantes da ETE de Guarabira – PB. In: 18º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. 1995. **Anais...** Salvador: 1995. (em disquete).

- TOMS, I. P.; OWENS, M.; HALL, J. A. Observations on the performance of polishing lagoons at a large regional works. **Water Pollution Control**, p.383-401. 1975.
- TORRES, J. J.; SOLER, A. J.; SAÉZ, J.; LLORENS, M. Hydraulic performance of a deep wastewater stabilization pond fed at 3,5 m depth. **Water Research**, v.34, n.3, p.1042-1049. 2000.
- UEHARA, Y. M. e VIDAL, L; W. **Operação e manutenção de lagoas anaeróbias e facultativas**. Companhia de Tecnologia de Saneamento ambiental – CETESB. 1989.
- VALERO, M.A.C e MARA, D. D. Nitrogen Removal Via Ammonia Volatilization in Maturation Pond. In: 7th Specialist Conference on Waste Stabilization Ponds. **Anais...**, Bangkok, Thailand. 2006. CD-ROM.
- VEENSTRA, A.; AL-NOZAILY, F. A.; ALAERTS, G. J. Purple non-sulphur bacteria and their influence on waste stabilization pond performance in the Yemen Republic. **Water Science and Technology**. v.31, n.12, p.141-149. 1995.
- VON SPERLING, M. Determinação da taxa de decaimento bacteriano em lagoas de estabilização em função de relações geométricas da lagoa. In: 3^o SIBESA – Simpósio Ítalo-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais...** Gramado:1996.
- VON SPERLING, M. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias**. v.3. **Lagoas de Estabilização**. 2. ed. Belo Horizonte: DESA-UFGM, v. 1. 196 p. 2002.
- VON SPERLING, M.; BASTOS, R. K. X.; KATO, M. T. Removal of *E. coli* e helminth eggs in UASB – polishing pond systems in Brazil. In: 6th International Conference on Waste Stabilization Ponds and 9th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control., 2004. **Anais...**Avignon, France: 2004.
- VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. Vol. 1. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - UFGM, v. 1. 452 p. 2005.
- WARBURTON, D. J. Lagoon performance treating livestock waste. In: 15th New Zealand Biotechnology Conference. 1983. **Anais...** Massey University, Palmerston North, New Zealand: 1983.
- WHO. **The international drinking water supply and sanitation decade: review of mid-decade progress (as at december 1985)**. World Health Organization, Ginebra. 1987.
- WHO. **Health Guidelines for the use of wastewater in agriculture and aquaculture**. World Health Organization, Tech. Report, Ser. N. 778, Ginebra. 1989.
- WILDERER, P. A.; RUBIO, M. A.; DAVIDS, L. Impact of the addition of pure cultures on the performance of mixed culture reactors. **Water Research**, v. 25, n. 11, p. 1307-1313. 1991.
- WPC. **Nutrient control. Manual of Practice FD-7 Facilities Design**. Water Pollution Control Federation. 203 p. 1983.

YAN Y. e JAMESON, G.J. Application of the Jameson Cell technology for algae and phosphorus removal in maturation ponds. **International Journal Mineral Processing**, v.73, n. 23-28. 2004.

YANEZ, F. A. Reducción de organismos patogenos y eliseno de lagunas de estabilización en países en desarrollo. In: 19° Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. **Anais...** Santiago, Chile: 1984.

ZANOTELLI, C. T.; MEDRI, W.; BELLI FILHO,P.; PERDOMO, C.C.; MULINARI, M. R.; COSTA, R. H. R. The performance of a facultative pond with baffles in the treatment of swine wastes. In: I Conferência Latino-Americana em Lagunas de Estabilizacion y Reuso. 2000. **Anais...**Santiago de Cali, Colombia. 2000.

ZANOTELLI, C. T. **Modelagem matemática de nitrogênio e fósforo em lagoas facultativas e de aguapés para tratamento de dejetos suínos.** Tese (Doutorado em Engenharia de Produção), Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2002.

ZANOTELLI, C. T.; MEDRI, W.; PERDOMO, C. C.; MULLINARI, M. R.; COSTA, R. H. R. Performance of a baffled facultative pond treating piggery wastes. **Water Science and Technology**. v. 45, n. 1, p. 49-53. 2002.

ZANOTELLI, C. T.; FRANÇA, A.; PERDOMO, C.C.; COSTA, R.H.R. Avaliação do desempenho de lagoas de estabilização no tratamento de dejetos suínos através da análise de componentes principais (ACP). In: XXII Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental.2003. **Anais...** Joinville, Brasil. 2003. CD-ROM.

ZANOTELLI, C. T.; COSTA, R.H.R.; PERDOMO, C.C. Use of baffled facultative ponds for the treatment of piggery wastes. In: 6th International Conference on Waste Stabilization Ponds and 9th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control., 2004. **Anais...**Avignon, France: 2004.

ZANOTELLI, C. T.; COSTA, R.H.R.; PERDOMO, C.C. Evaluation of sludge from pond system for treatment of piggery wastes. **Water Science and Technology**. v. 51, n. 12, p. 235-238. 2005.

ZIMMO, O. R.; AL-AS'ED, R. M.; STEEN, N.P.; GIJZEN, H. J. Process performance assestment of algae-based and duckweed based wastewater treatment systems. **Water Science and Technology**. v.45, n. 1, p. 91-101. 2002.

ZULKIFLI, H. **Traitement des eaux usées par lagunage à haut rendement: structure et dynamique des peuplements phytoplanctoniques.** Thèse (Doctorat), Université Montpellier I, Montpellier, France: 1992.

ANEXO A – Inventário de Tecnologias Para Tratamento de Dejetos Suínos.

Tabela. A'1. Inventário de Tecnologias para Tratamento de Dejetos Suínos

TRATAMENTO PRELIMINAR	OBJETIVO
1 Homogeneizador/Equalizador de Vazão	Homogeneizar e regular a vazão horária de operação
2 Peneira Estática	Agregar valor aos sólidos suspensos e facilitar o tratamento da fase líquida
3 Peneira Escova Rotativa	Agregar valor aos sólidos suspensos com granulometria >1mm e facilitar o tratamento da fase líquida
4 Peneira Prensa	Agregar valor aos sólidos suspensos e facilitar o tratamento da fase líquida
5 Conjunto Peneira-Prensa	Agregar valor aos sólidos suspensos e facilitar o tratamento da fase líquida
TRATAMENTO PRIMÁRIO	OBJETIVO
6 Decantador de Fluxo Ascendente	Recuperar o sólidos sedimentáveis (lodo) e facilitar o tratamento da fase líquida
7 Equalizador/Decantador	Adequar a vazão horária de operação, recuperar o sólidos sedimentáveis (lodo) e facilitar o tratamento da fase líquida
8 Fotosedimentador modular	Recuperar o sólidos sedimentáveis (lodo) e facilitar o tratamento da fase líquida
TRATAMENTO SECUNDÁRIO	OBJETIVO
9 Biodigestor com gasômetro em PVC	Redução e estabilização da matéria orgânica, remoção de patógenos, produção de biofertilizante e biogás.
10 Biodigestor Tubular Solar	Redução do poder poluente e valorização agrônômica dos dejetos, produção de biogás.
11 Bioreator Anaeróbio ECO	Redução do poder poluente e valorização agrônômica dos dejetos.
12 BIO 409	Redução de poluentes e patógenos, aumento do N orgânico, através de composto bacteriano em suporte poroso.
13 Bioesterqueira	Armazenamento e estabilização dos dejetos.
14 Deodorizer	Controle de odores por inibição da produção de amônia e sulfetos, através de mistura de enzimas.
15 Esterqueira	Armazenamento e estabilização dos dejetos.
16 Compostaria para Carcaças	Compostagem de carcaças e resíduos sólidos.
17 Lagoa Anaeróbia Convencional	Estabilização da matéria orgânica, remoção de patógenos e poluentes.
18 Lagoa de Alta Taxa de Degradação	Remoção de N e P, produção de biomassa algal
19 Lagoa Anaeróbia de Alta Carga	Estabilização de matéria orgânica e remoção de coliformes
20 Lagoa Facultativa	Remoção de N, P e coliformes, simbiose algas e bactérias.
21 Lagoa Facultativa com Chicanas	Remoção de N, P e coliformes, simbiose algas e bactérias.
22 Liquefier	Liquefação dos dejetos suínos através de mistura de bactérias.
23 Processo Biológico de Tratamento	Container com biocâmara, aerorrotadores, sedimentadores e recirculação para remoção de matéria orgânica de patógenos.
24 Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente	Remoção de carga orgânica, recuperação do lodo e biogás.
25 Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente com Manta de Lodo	Remoção de carga orgânica, recuperação do lodo e biogás.
26 Reator Makarty	Estabilização da matéria orgânica, uso de chicanas verticais.

Continuação...

TRATAMENTO TERCIÁRIO	OBJETIVO
27 Filtro Biológico	Polimento final, reuso da água
28 Lagoa de Aguapé	Remoção de N, P, matéria orgânica e coliformes
29 Policultivo de Peixe (Direto)	Remoção de poluentes, recuperação de nutrientes, produção de pescado, baias de suínos sobre área alagada.
30 Policultivo de Peixe (Indireto)	Remoção de poluentes, recuperação de nutrientes, produção de pescado, viveiros de piscicultura abastecidos com dejetos suínos, produção de fito e zooplâncton que servem de alimento para os peixes.
SISTEMAS INTEGRADOS	DESCRIÇÃO
31 Sistema Integrado Primário	Peneira/Sedimentador + UASB + Lagoa de Estabilização
32 Biosistemas TECPAR –FBB- Sadia – IAP- Toledo	Biodigestor de Fluxo Ascendente com Manta de Lodo + Tanque de Sedimentação Horizontal
33 Criação de Suínos em Cama - Batelada	Edificação simples com 1/3 de piso compacto e 2/3 de tanque preenchido totalmente com cama.
34 Criação de Suínos em Cama Sobreposta	Edificação simples com 1/3 de piso compacto e 2/3 de tanque preenchido gradativamente com cama.
35 Sistema de Tratamento e Compostagem	Decantador Central + Equalizador + 2 Lagoas Anaeróbias + 1 Lagoa Facultativa + 1 Lagoa de Polimento + Unidade de aeração Forçada + Decantadores + Compostagem
36 Sistema de Compostagem Acelerada	Reatores Anaeróbios compactos + Sistema de Insuflação de Ar + Biofiltros para Gases
37 Sistema de Tratamento de Dejetos Líquidos	1ª Fase: peneira rotativa; 2ª Fase: agitação, coagulação, floculação/decantação e sedimentação; 3ª Fase: tanques de aeração para o líquido
38 Sistema EMBRAPA/UFSC	Tanque de Recepção + Decantador de Palheta + 2 Lagoas Anaeróbias + 1 Lagoa Facultativa + 1 Lagoa de Aguapé e Esterqueira para Lodo
39 Sistema de Tratamento com Lagoa Anaeróbia de Alta Carga	Sem descrição na fonte.
40 Sistema SIDAL	Tanque de Recepção + Peneiramento e Secagem + Equalizador + Lagoa Anaeróbia + Biofloculador + Flotador + Caixa para Lodo. Uso de catalisadores.
41 Sistema de Tratamento com Lagoa de Estabilização	Homogeneizador + Peneira-Prensa + UASB + Leito de Secagem para Lodo + Lagoa de Estabilização + Tanque de Efluente Tratado + Reator de Ozônio + Sistema para Tratamento de Gás.
42 Tratamento Integrado de Resíduos	1ª Fase: equalizador/decantador; pátio para compostagem 2ª Fase: unidade compacta para tratamento do líquido
43 Sistema Integrado de Tratamento de Resíduos	Reatores Aeróbios com Insuflação de Ar; Biofiltros com Recirculação; aerorrotadores; sedimentadores secundários e recirculação do lodo.
41 Sistema de Tratamento com Tanque de Aeração	Homogeneizador + Peneira-Prensa + Secador + Equalizador + UASB + Leito de Secagem para Lodo + Tanque de Aeração + Decantador Secundário + Tanque de Efluente Tratado + Reator de Ozônio + Sistema para Tratamento de Gás..

Fonte: Adaptado, PERDOMO *et al.* (2003)

APÊNDICE A – Eficiências de remoção

Tabela A1. Eficiência de remoção de DQO (%) nos diferentes períodos de monitoramento.

DQO total do afluente em relação à DQO solúvel do efluente - Eficiência (%)				
Média ±Desvio Padrão				
(Mínimo – Máximo)				
	Partida	P1	P2	P3
LFA	70,6±19,1 (45,0-85,6)	74,8±12,0 (54,1-93,1)	79,8±2,5 (76,4-82,3)	53,5±12,6 (33,7-69,7)
LM	44,6±19,5 (25,1-76,4)	51,9±25,0 (4,4-84,8)	41,2±16,5 (24,4-56,5)	55,1±10,6 (38,1-70,5)
SISTEMA	72,8±18,3 (47,2-88,5)	86,1±4,6 (76,1-91,3)	85,6±5,1 (79,7-90,4)	77,4±7,6 (63,5-86,2)

Tabela A2. Eficiência de remoção de DBO (%) nos diferentes períodos de monitoramento.

DBO total do afluente em relação à DBO solúvel do efluente - Eficiência (%)				
Média ±Desvio Padrão				
(Mínimo – Máximo)				
	Partida	P1	P2	P3
LFA	75,5±11,9 (60,8-85,9)	82,4±11,4 (57,3-98,9)	76,0±18,4 (57,4-92,1)	67,1±9,0 (54,3-82,4)
LM	50,3±19,0 (31,6-76,2)	70,2±18,7 (48,4-95,0)	61,0±15,4 (42,0-77,4)	48,7±17,8 (26,1-76,0)
SISTEMA	79,8±8,5 (70,5-89,5)	89,8±7,6 (73,4-98,4)	83,1±7,3 (73,9-90,1)	79,9±5,9 (67,3-88,0)

Tabela A3. Eficiência de remoção de NTK (%) nos diferentes períodos de monitoramento.

NTK - Eficiência (%)				
Média ±Desvio Padrão				
(Mínimo – Máximo)				
	Partida	P1	P2	P3
LFA	66,1±29,3 (11,9-87,4)	70,6±9,3 (58,0-86,0)	42,3±11,0 (31,9-56,2)	46,0±8,7 (33,6-61,3)
LM	64,8±10,8 (46,7-76,9)	62,7±11,3 (43,0-79,2)	48,4±12,2 (33,8-62,1)	54,4±13,8 (23,1-75,0)
SISTEMA	86,9±15,0 (57,4-96,6)	90,2±3,3 (83,6-94,9)	70,6±7,1 (62,1-79,5)	77,2±7,6 (58,4-88,3)

Tabela A4. Eficiência de remoção de N-NH₃ (%) nos diferentes períodos de monitoramento.

	N-NH₃ - Eficiência (%)			
	Média ±Desvio Padrão			
	(Mínimo – Máximo)			
	Partida	P1	P2	P3
LFA	24,3±18,4 (2,0-56,5)	71,7±13,3 (53,8-87,9)	37,8±6,5 (32,1-45,9)	49,9±7,5 (36,7-62,1)
LM	25,7±21,7 (3,1-62,8)	72,6±14,8 (36,1-91,0)	57,7±7,7 (50,5-68,4)	63,8±8,8 (47,5-77,2)
SISTEMA	44,6±16,9 (24,5-67,3)	92,9±4,1 (84,8-96,8)	73,1±7,3 (66,5-82,9)	81,9±5,2 (71,3-88,1)

Tabela A5. Eficiência de remoção de P-PO₄ (%) nos diferentes períodos de monitoramento.

	P-PO₄ - Eficiência (%)			
	Média ±Desvio Padrão			
	(Mínimo – Máximo)			
	START	P1	P2	P3
LFA	49,9±12,0 (32,2-64,8)	52,3±9,5 (38,8-64,7)	30,3±5,4 (24,7-35,5)	41,9±14,4 (18,1-68,3)
LM	26,8±16,0 (8,6-55,4)	41,5±12,3 (23,7-55,4)	37,4±11,1 (27,3-48,0)	29,6±9,0 (16,4-47,4)
SISTEMA	63,2±12,3 (44,4-80,9)	73,1±2,2 (68,8-76,2)	55,9±11,0 (46,1-66,5)	59,7±9,4 (45,1-74,1)

Tabela A6. Eficiência de remoção de *E. coli* (Unidades Log) nos diferentes períodos de monitoramento.

	Coliformes Fecais - Eficiência (Unidades Log)			
	Média ±Desvio Padrão			
	(Mínimo – Máximo)			
	Partida	P1	P2	P3
LFA	0,9±0,1 (0,8-1,0)	0,7±0,3 (0,3-1,3)	0,6±0,5 (0,0-1,1)	0,8±0,2 (0,6-1,2)
LM	0,7±0,1 (0,4-0,8)	0,8±0,4 (0,4-1,9)	0,9±0,3 (0,5-1,3)	0,9±0,3 (0,4-1,6)
SISTEMA	1,5±0,1 (1,4-1,6)	1,5±0,4 (0,7-2,4)	1,7±0,5 (1,0-2,4)	1,7±0,3 (1,4-2,2)

APÊNDICE B – Distribuição de Frequência - Eficiência do Sistema

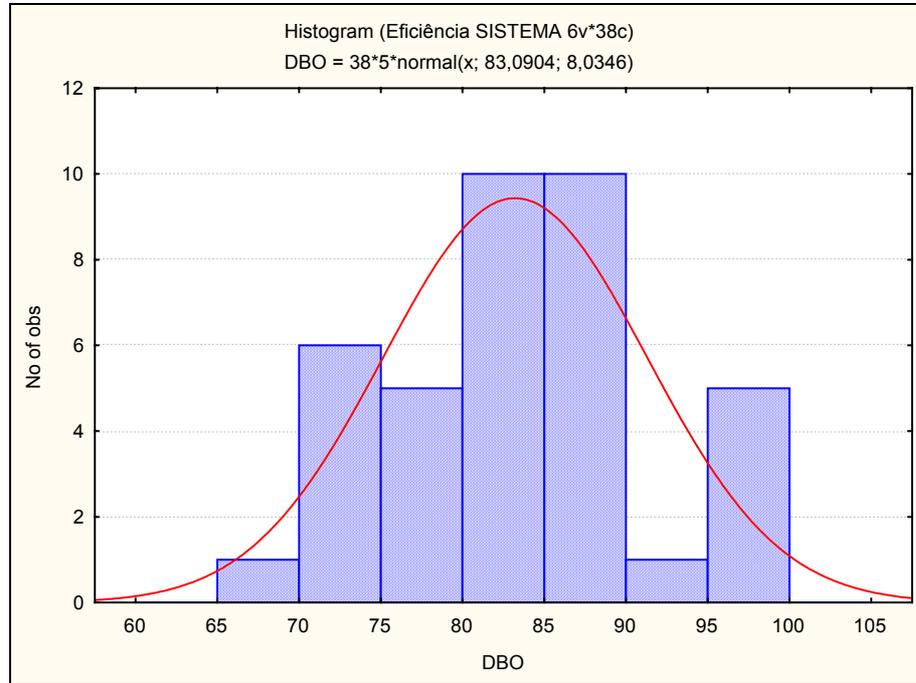


Figura B1. Distribuição da frequência da Eficiência de Remoção (%) para a DBO (n=38).

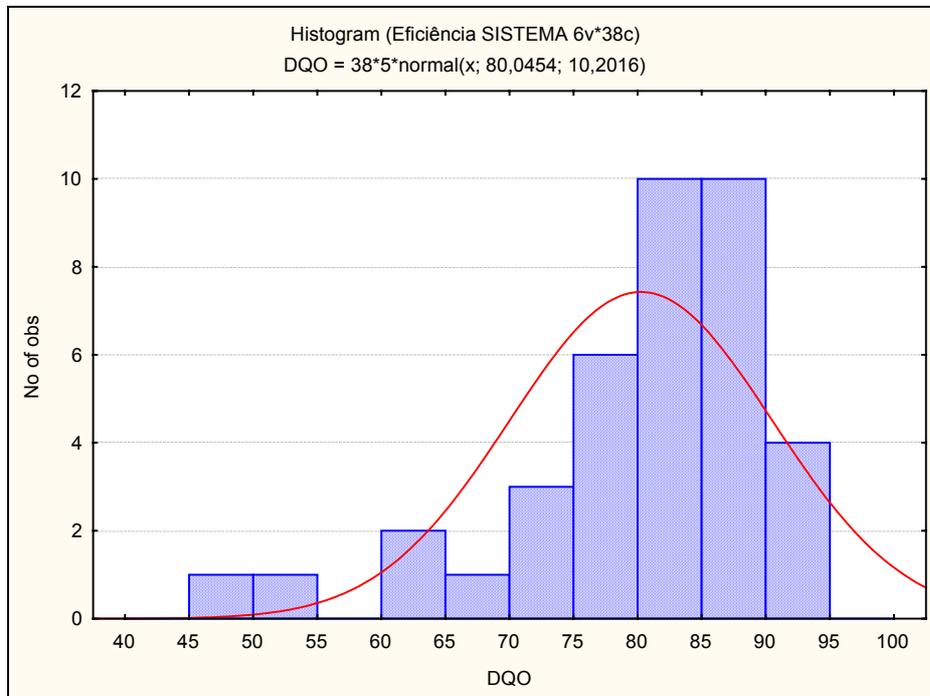


Figura B2. Distribuição da frequência da Eficiência de Remoção (%) para a DQO (n=38).

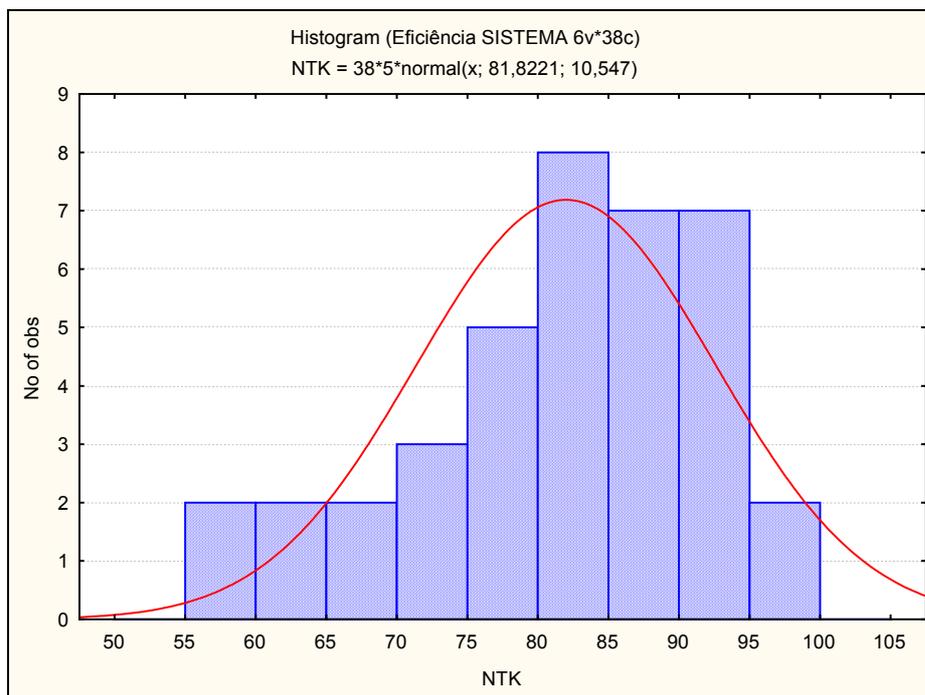


Figura B3. Distribuição da frequência da Eficiência de Remoção (%) para o NTK (n=38)

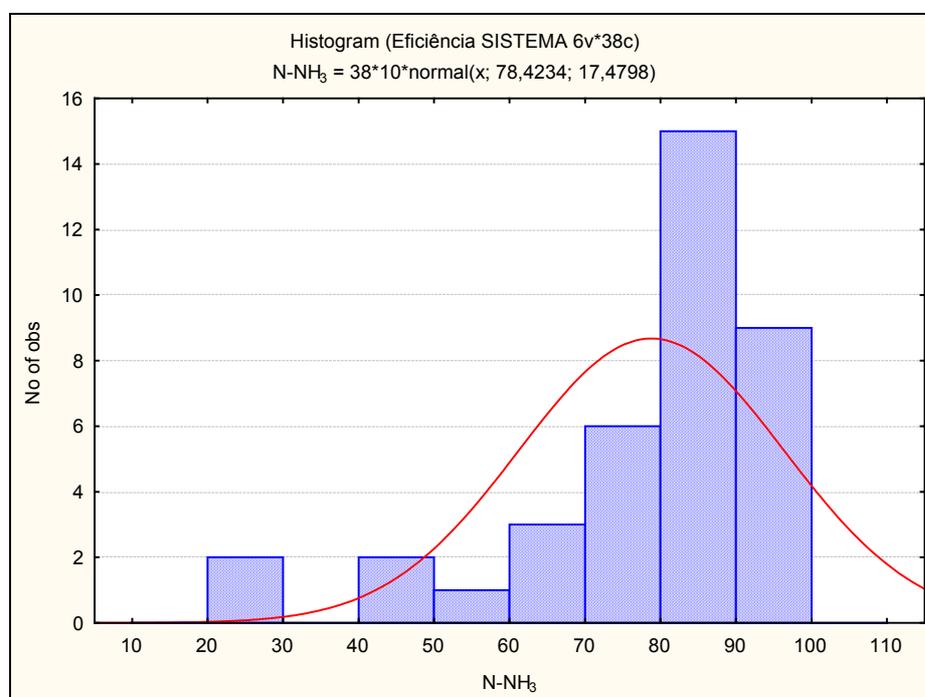


Figura B4. Distribuição da frequência da Eficiência de Remoção (%) para o N-NH₃ (n=38).

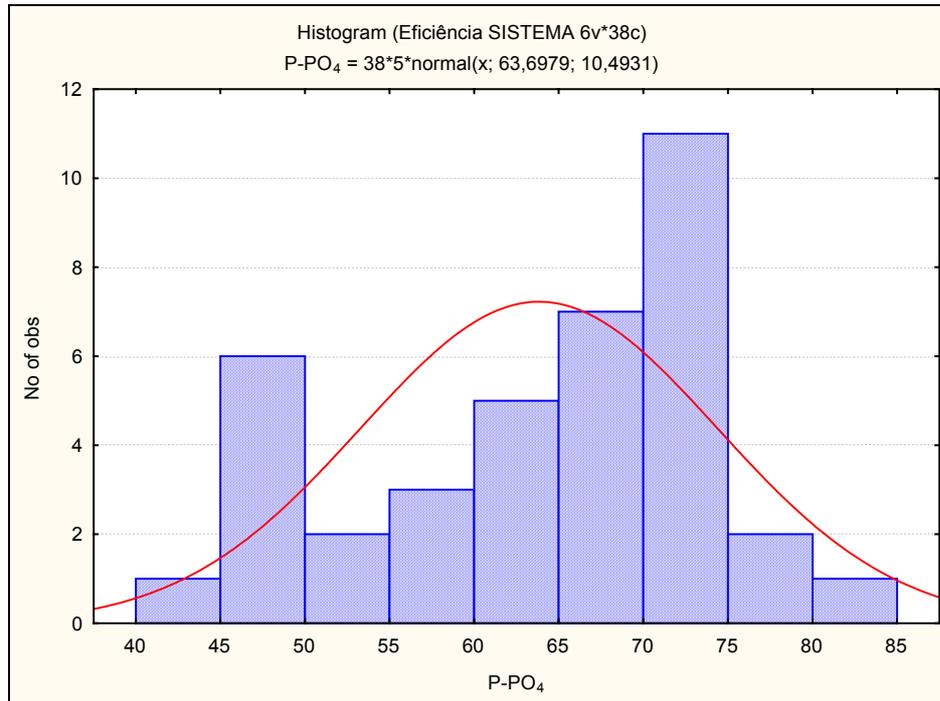


Figura B5. Distribuição da frequência da Eficiência de Remoção (%) para o P- PO_4 (n=38).

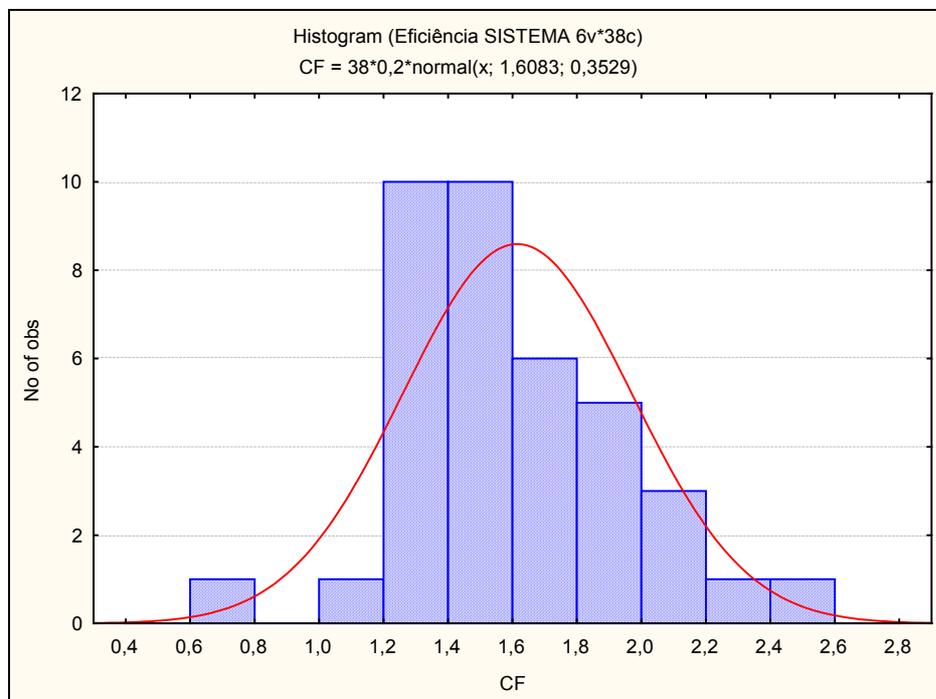
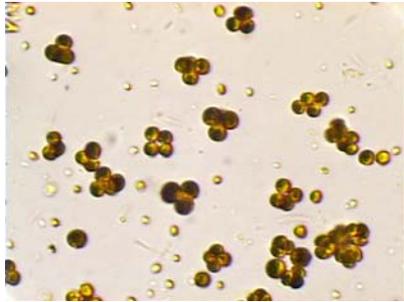


Figura B6. Distribuição da frequência da Eficiência de Remoção (unidades log) para *E. coli* (n=38)

APÊNDICE C – Microfotografias das principais algas



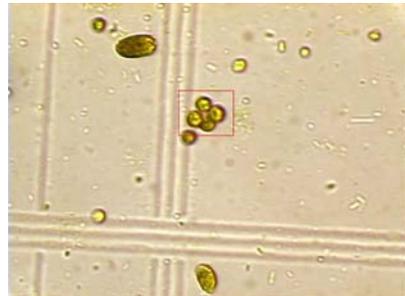
Clhorella sp. e Chloridella sp.



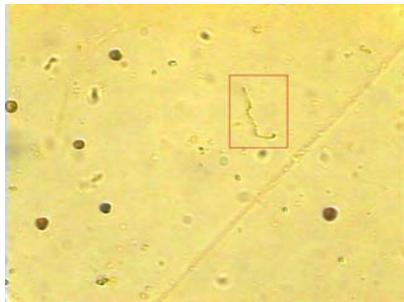
Scenedesmus sp.



Euglena sp.



Chloroboptrys sp.



Anabaena sp.



Oscillatoriales NI

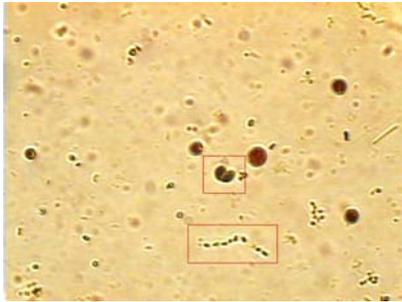


Dunaliella sp.



Navicula sp.

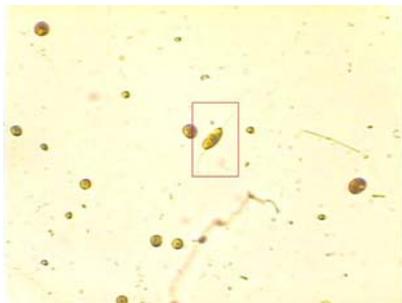
Figura C1'. Principais algas encontradas no sistema LFA+LM



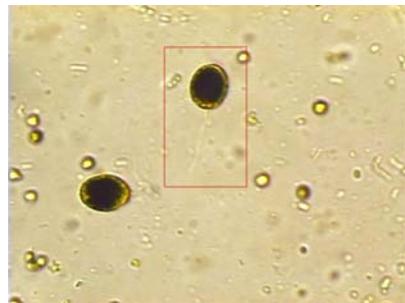
Cosmarium sp. e *Planctonema sp.*



Geminella sp.



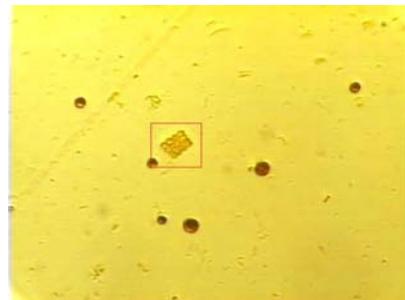
Ankira sp.



Carteria sp.



Chlamydomonas sp.



Merismopedia sp.

Figura C1''. Principais algas encontradas no sistema LFA+LM (continuação)